15. BIENÁLNÍ
KONFERENCE CzWA

20.–22. ZÁŘÍ 2023
LITOMYŠL, ČESKÁ REPUBLIKA

VODA 2023

WWW.BIENALKACZWA.CZ

(c) 2014 venza.net

SBORNÍK PŘÍSPĚVKŮ

Editoři:
Ivana Kabelková
Andrea Benáková
Anna Špačková
Vojtěch Bareš

CzWA®

Výřez ze soch Obrama Zoubka v klášterní zahradě v Litomyšli

PROHLÁŠENÍ

Za věcnou správnost, obsahovou, jazykovou a grafickou úroveň příspěvků v tomto sborníku zodpovídají autoři. Stanoviska a doporučení obsažená v příspěvcích jsou názory a doporučení jejich autorů a nemusí nezbytně vyjadřovat stanoviska CzWA.

NÁZEV: Sborník příspěvků 15. bienální konference CzWA 2023

POČET STRAN: 659

© Kolektiv autorů, 2023

Editoři © Ivana Kabelková 2023, Andrea Benáková 2023, Anna Špačková 2023, Vojtěch Bareš 2023

VYDAVATEL © Asociace pro vodu ČR z.s., Traťová 574/1, 619 00 Brno; 2023

ISBN 978-80-908629-3-7

OBSAH

I. PLENÁRNÍ SEKCE

P.01 PLENÁRNÍ SEKCE

Udržitelnost ve vodním hospodářství – nejen uhlíková stopa 8
Voda a sucho v perspektivě sociálních věd 12

P.02 PLENÁRNÍ SEKCE

Molekulárně biologické metody jako nástroj pro řízení vodohospodářské infrastruktury 23
Ztráty vody v evropském kontextu 32

II. STANDARDNÍ TEMATICKÉ SEKCE

S.01 DEŠŤOVÉ VODY VE MĚSTECH

Operativní srážková data z telekomunikační sítě na území města Olomouce a jejich aplikace pro predikci přítoku na ČOV konceptuálním modelem 43
Křížová validace kvantitativních odhadů srážek z adjustovaných radarových pozorování v městském měřítku 50
Povrchový odtok v urbanizovaných územích jako zdroj znečištění vod 58
Odlehčované odpadní vody – ošklivá stránka hezkých měst 66
Možnosti posouzení funkce odlehčovacích komor 74
Vliv dostupných sedimentačních technologií na mitigaci znečištění srážkové vody 82

S.02 OPĚTOVNÉ UŽÍVÁNÍ VODY

Národní hygienické požadavky na užitkovou vodu a její výrobu 91
Nařízení Evropského parlamentu a rady (EU) 2020/741 ze dne 25. května 2020 o minimálních požadavcích na opětovné využívání vody a jeho dopady do vodního hospodářství ČR 98
Dva roky testování poloprovozního zařízení pro závlahy vyčištěnou odpadní vodou 106
Vyplavování mikropolutantů z půd zavlažovaných vyčištěnou odpadní vodou nebo obohacených biosolidy, a jejich příjem rostlinami 113
Terciárne dočisťovanie odpadovej vody za účelom jej opätovného použitia 117
Opětovné využití komunálních a průmyslových odpadních vod pro průmyslovou výrobu 125

S.03 AKTUÁLNÍ PROJEKTY A STAVBY

Rekonstrukce kalového hospodářství ČOV Brno – Modřice 134
Odvodnění a čištění povrchových vod v rámci projektu King Salman International Maritime Complex 142

Energetické projekty skupiny VODA Želivka 150
Modernizace úpravny vody Želivka – rekonstrukce Filtrace F1 158
Digitální dvojče úpravny vody – vývoj a využití v praxi 166
Hydraulické posouzení rozdělovacího objektu SVL ÚČOV Praha pomocí CFD modelu 174

S.04 ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD

Nové trendy ve sledování a řízení mikrobiologie kalu na ČOV 183
Optimalizácia odstraňovania dusíka – riadenie čistiarne odpadových vôd v reálnom čase 191
Poloprovozní zkušenosti s MBBR post-nitrifikací 196
Možnosti energetických úspor a zdroje „obnovitelné“ energie na ČOV – některé praktické parametry a zkušenosti 204
Optimalizace spotřeby el. energie u malých ČOV provozovaných v severních Čechách 212
INVENT iTURBO – ekonomické a praktické řešení dmycháren 219

S.05 SPECIFICKÉ POLUTANTY V POVODÍ

Přísun farmak do Vltavy a Labe a transport ke hranici 224
Dopad užívání léčiv na kvalitu zdrojů pitné vody 231
Emergentní cizorodé látky typu PMOC – první výsledky z monitoringu v povrchových a podzemních vodách 236
Bilanční analýza mikrokontaminantů v povodí vodárenského toku Úhlavy 243
Dynamika koncentrací a vyplavování pesticidů z malého zemědělského povodí 251
Cesty ke snížení zatížení povodí VN Švihov pesticidy 259

S.06 VENKOVSKÉ OBLASTI A VODA / PRŮMYSL A VODA

Sanitace venkova – nové aktuální pohledy 267
Nové výzvy pro komunální hydrogeologii 271
Rok na koreňovej čistiarni odpadových vôd 279
Komplexní přístup k návrhu technologie pro hospodaření s vodou v průmyslu 287
Výroba superčisté vody pro průmysl 293
Zpracování odpadního proudu po regeneraci ionexových kolon pomocí membránových technologií 297

S.07 SPECIFICKÉ POLUTANTY – MONITORING A ODSTRAŇOVÁNÍ

Pull-down assay: nový přístup k identifikaci environmentálních kontaminantů narušujících transport tyroidních hormonů 306
Identifikace polutantů pro odhad stanovení rizik a monitoring: Postupy molekulárně biologické analýzy efektu kombinované s vysokorozlišující hmotnostní spektrometrií 311
Výskyt vybraných látek ze skupiny PFAS v průmyslových a komunálních odpadních vodách 319
Antimikrobiální biocidy a antibiotika v odpadní vodě a v recipientu 327
Odstraňování perfluoralkylovaných sloučenin v konvenčních a pokročilých procesech ČOV včetně kalového hospodářství 331

Účinnost odstraňování pesticidů a jejich metabolitů využitím kombinace ozonizace a sorpce na granulovaném aktivním uhlí 338

S.08 VODÁRENSTVÍ

Pach a chuť pitné vody v ČR a jak je zlepšit 346
Změna způsobu hygienického zabezpečení upravené vody 352
Keramická mikrofiltrace a automatické řízení úpravny vody 357
Provedení bilance potřeby pitné vody pro území celé ČR 365
Malé Březno – vysoký tlak, problém i příležitost 372
Výsledky environmentálního posouzení metodou LCA úpravny vody a čistírny odpadní vody v Plzni 378

S.09 MODROZELENÁ INFRASTRUKTURA

Optimalizace a podpora návrhu hospodaření se srážkovou vodou na rozvojových plochách měst 385
Efektivní kontrola návrhu systémů hospodaření s dešťovou vodou v urbanizovaných územích 392
Systémová aplikace modrozelené infrastruktury ve městě Brně – cesta k systémové adaptaci města na změnu klimatu 400
Modrozelená města ve světle ekonomie: Příležitosti nejen k adaptaci měst a HDV 408
Využití mokřadů a odpadní vody pro adaptaci na změny klimatu v městském prostředí 416
Využití demoličního odpadu a pyrolyzovaného čistírenského kalu v substrátu hybridní zelené střechy 421

S.10 ZPRACOVÁNÍ A VYUŽITÍ KALŮ

Zpracování kalů a obnova zdrojů směrem k uhlíkové a energetické neutralitě čistíren odpadních vod: současný stav a perspektiva 428
Intenzifikace termofilní anaerobní stabilizace kalů jejich termickou hydrolýzou 436
Možnosti odstraňování genů antibiotické rezistence z čistírenských kalů: Zhodnocení technologií v provozním měřítku 444
Odstraňování genů antibiotické rezistence z čistírenských kalů v podmínkách pasterizace 449
Dostupné a nově vyvíjené metody pro odstraňování dusíku z kapalného zbytku po anaerobní fermentaci 456
Trubní reometr pro inline měření reologických vlastností kalů 462

III. BLESKOVÉ TEMATICKÉ SEKCE

B.01 ČIŠTĚNÍ A OPĚTOVNÉ UŽÍVÁNÍ ODPADNÍCH VOD

Aeróbna granulovaná biomasa – prvé výsledky z poloprevádzkového testovania 470
Přehled tradičních a moderních metod pro analýzu čistírenského biofilmu a jejich porovnání 474
Terciární stupeň ČOV a lamelové usazovací nádrže 478
Terciární koagulace s mikrosítovou filtrací: Od laboratorní simulace po automatizovaný provoz 482
Náběhová fáze autotrofních denitrifikačních bioreaktorů s náplní síra-vápenec 487

Genetické sekvenovanie – významný posun v monitorovaní odpadových vôd 491
Uhlíková stopa ČOV – od odhadů k měření 495
Revitalizace starších nejen obecních kořenových čistíren 499
Vývoj a certifikace vertikálního pulzně skrápěného kořenového filtru Filipendula01 – ASIO vertical veget ve VÚV 503
Využití mikrobublinné flotace v potravinářském průmyslu 507
Snížení organického zatížení kapalných radioaktivních odpadů pomocí ozonizace 511
Dočisťovanie odpadových vôd pre ich opätovné využitie v poľnohospodárstve 515
Komplexné technológie ako spôsob úpravy odpadových vôd pri ich využití v poľnohospodárstve 520
Membránová destilace: porovnání výkonu a účinnosti direct-contact a air-gap modulů 524

B.02 SPECIFICKÉ POLUTANTY / KALY

Sledování perfluorovaných látek (PFAS) ve vodách povodí Vltavy 528
Těžké kovy v sedimentu vodotečí ovlivněných městským odvodněním Peček 532
Výsledky sledování cizorodých látek ve vodních organismech 536
Monitoring léčiv v odpadních vodách 540
Sledování viru opičích neštovic v pražské odpadní vodě 543
Festival pod poklopom 548
Mikroplasty-od vzorky k analýze 552
Biologická eliminace acetochloru: vývoj a aktivita mikrobiálního konsorcia 556
Odstraňování farmaceutických látek z vyčištěných odpadních vod 560
Biodegradace chloracetanilidových pesticidů v biofilmovém reaktoru s dutými vlákny 564
Stanovení a sledování bilance léčiv v odpadních vodách a kalech 568
Využití kalů jako složky substrátů a hodnocení jejich kvality z hlediska obsahu mikropolutantů 571
Využitie kalovej vody na predúpravu lignocelulózovej biomasy pre zvýšenie produkcie bioplynu 575
Vliv termické hydrolýzy na strukturu kalu 579
Porovnání vlivu různých druhů biocharu na průběh anaerobní fermentace 583
Zpracování odpadních kalů v těžebním průmyslu 587
Metodika hodnocení účinnosti mísení v potrubních mixérech na základě rozkolísanosti vodivosti 591

B.03 VODÁRENSTVÍ /DEŠŤOVÉ VODY VE MĚSTECH, MODROZELENÁ INFRASTRUKTURA, OCHRANA VOD

Zkušenosti s provozem jednotky nanofiltrace na ÚV Zaječov 596
Intenzifikácia procesu rekarbonizácie v reaktore s fluidizovanou vrstvou 601
Snížení provozních nákladů na výrobu ozonu prostřednictvím instalace generátorů na výrobu kyslíku 605
Odstraňovanie síranov z reálneho vodného zdroja pomocou reverznej osmózy 608
Analýza rizik jako komplexní přístup k ochraně zdrojů pitné vody 612

Hodnocení dopravních koridorů z pohledu možného připoložení vodohospodářské infrastruktury 615

Spolehlivost předpovědi odtoku z malého urbanizovaného povodí na základě srážkových dat z telekomunikační sítě mikrovlnných spojů 619

Integrovaný přístup matematického modelování pro město Holice 623

Monitoring the quality of overflowed waters and their impact on the recipient and the environment 627

Problematika souladu odlučovačů lehkých kapalin s normou EN 858 v praxi 631

Využitie modro-zelenej infraštruktúry ako prevencii proti extrémnym prietokom v mestských stokových sieťach 635

Obce mluví o vodě: komunikace s občany jako důležitá součást projektů pro lepší hospodaření s dešťovou vodou 639

Návrh efektivního hospodaření se srážkovou vodou na rozvojových plochách – bydlení v rodinných domech 643

Posouzení stromové mísy jako objektu modro-zelené infrastruktury 648

Územní studie Radotínského potoka 652

Identifikace zdrojů znečištění vodních toků a jejich vliv na zvláště chráněné druhy v jednotlivých CHKO 656

I. PLENÁRNÍ SEKCE

P.01 PLENÁRNÍ SEKCE

Udržitelnost ve vodním hospodářství - nejen uhlíková stopa

Kočí V. *
Vysoká škola chemicko-technologická, Ústav udržitelnosti a produktové ekologie, Jankovcova 23, 170 00 Praha 7
** autor pro korespondenci, email: vlad.kocivvscht.cz*

ABSTRAKT
Požadavky na zavádění udržitelnosti do průmyslové a tedy i vodohospodářské praxe se stávají v posledních letech stále konkrétnější. Jedním z požadavků environmentální udržitelnosti je i monitoring a vyčíslování tak zvané uhlíkové stopy organizace. Nicméně, je důležité si uvědomit, že stanovení uhlíkové stopy má své nevýhody a není úplně komplexní. Proto je vhodné jej doplnit dalšími metodami posuzování udržitelnosti, jako například Life Cycle Assessment (LCA) vč. použití dalších indikátorů materiálové cirkularity nebo sociálních a ekonomických aspektů hodnocených systémů. V tomto příspěvku jsou diskutovány možnosti a slabiny určování uhlíkové stopy vodárenských organizací. Bude zdůrazněno, že stanovení uhlíkové stopy by mělo být pouze jedním z nástrojů pro hodnocení environmentální udržitelnosti organizace a mělo by být doplněno o další metody posuzování udržitelnosti.

KLÍČOVÁ SLOVA
ESG; GWP; LCA; udržitelnost; uhlíková stopa

1. ÚVOD

Požadavky na zavádění udržitelnosti do průmyslové, a tedy i vodohospodářské praxe se v posledních letech stávají stále konkrétnějšími. Jedním z požadavků environmentální udržitelnosti je i monitoring a vyčíslování takzvané uhlíkové stopy organizace. Nicméně je důležité si uvědomit, že stanovení uhlíkové stopy má své limity a není úplně komplexní. Proto je vhodné jej doplnit dalšími metodami posuzování udržitelnosti, jako například Life Cycle Assessment (LCA) včetně použití dalších indikátorů materiálové cirkularity nebo sociálních a ekonomických aspektů hodnocených systémů.

Uhlíková stopa se dnes stává marketingovým zaklínadlem. Jelikož je stanovení uhlíkové stopy jedním z indikátorů udržitelnosti a jelikož se téma udržitelnosti stává úkolem pro PR oddělení mnoha organizací, dostává se na veřejnost tento termín velmi často v kontextu marketingu a méně v kontextu technického významu. Některá nešikovná mediální vyjádření vyvolávají dojem, že změřením uhlíkové stopy se organizace stává automaticky ekologicky šetrnou či snad udržitelnou. Udržitelnost ovšem nerovná se uhlíková stopa a uhlíková stopa se nerovná ekologie. Rovněž nemusí platit, že organizace s vyšší uhlíkovou stopou je environmentálně méně udržitelná než obdobná organizace s nižší uhlíkovou stopou. Důvod je zřejmý – metodika určení uhlíkové stopy a význam tohoto indikátoru.

2. CO JE TO UHLÍKOVÁ STOPA

Souslovím uhlíková stopa se obvykle míní souhrnný indikátor množství skleníkových plynů vypuštěný v rámci zvolených hranic sledovaného produktového systému. Jelikož CO2 není jediným skleníkovým plynem ovlivňující klima na Zemi, vyjadřují se environmentální dopady technologií, materiálů či produktů nikoliv pouze pomocí emisí CO2, ale souborným indikátorem označovaným GWP (Global Warming Potential), který v sobě zahrnuje i příspěvky dalších skleníkových plynů (např. methan, N2O, freony, SF6 a další plyny). GWP se někdy označuje jako indikátor klimatické změny (Climate change, kg CO2 eq). Obsahově i

terminologicky přesnější by bylo používat termín potenciál globálního oteplování, nicméně i na výrazy jako uhlíková stopa si budeme muset v odborné praxi zvyknout.

Uhlíková stopa se vyjadřuje v kg ekvivalentů CO2 a obvykle se člení na podskupiny v závislosti na použité metodice. Metoda Evropské Komise Product Environmental Footprint[1] používá členění na:

- Climate Change, biogenic [kg CO2 eq.]
- Climate Change, fossil [kg CO2 eq.]
- Climate Change, land use and land use change [kg CO2 eq.],

zatímco metodika ISO 14067

- GWP100, Air craft emissions [kg CO2 eq.]
- GWP100, Biogenic GHG emissions [kg CO2 eq.]
- GWP100, Biogenic GHG removal [kg CO2 eq.]
- GWP100, Emissions from land use change (dLUC) [kg CO2 eq.]
- GWP100, Fossil GHG emissions [kg CO2 eq.]

s tím, že prosté sčítání těchto podskupin do souborného výsledku není vždy doporučováno. S tím, že určení uhlíkové stopy organizace je metodicky vázáno na různé technologické či organizační složky organizace, nemusí být výsledná uhlíková stopa jedno číslo, ale spíše soubor dat.

Hovoříme-li o uhlíkové stopě je vždy nutno zmínit, zda se jedná o uhlíkovou stopu produktu, tedy určitého výrobku či služby, a nebo zda se jedná o uhlíkovou stopu organizace. Produktová a organizační uhlíková stopa se liší ve svém pojetí, vypovídající hodnotě smyslu, i způsobu jejich určení. Podobně jako u teploty (koncentrací látek či jiných veličin) jsme naučení měřit „teplotu čeho, kde a za jakých podmínek“, musíme se naučit i u uhlíkové stopy vždy chápat hranice posuzovaného systému, geografický a časový rozsah, alokační pravidla a další podmínky za jakých byla určena.

Základním nástrojem určení uhlíkové stopy je vždy posouzení životního cyklu LCA vypracované v souladu s ČSN ISO 14040 a ČSN ISO 14044. Ač se odbornou veřejností zúžené studie LCA nedoporučují, jsou pro některé aplikace používány i zjednodušené reporty těchto studií, zaměřené jen na jeden environmentální problém. To je právě případ dnes v praxi stále častějších studií uhlíkových stop produktů či organizací, pro které je k dispozici ČSN ISO 140 64 a ČSN ISO 140 67. I v těchto případech se však jedná o studii LCA, jen je její interpretace zúžena na problematiku skleníkových plynů. Je evidentní, že uhlíková stopa není v podstatě u všech hodnocených systémů jediný relevantní environmentální indikátor.

Ačkoli má LCA již téměř 30letou historii, není dosud v České republice zkušenost s ní natolik rozšířena (jako v jiných zemích), aby mohla být aplikována interně ve všech organizacích, které ji v brzké době budou v rámci nefinančního reportingu (CSRD Directive (EU) 2022/2464) potřebovat. Pro rychlá a je třeba zdůraznit pro orientační výpočet uhlíkové stopy, se proto

[1] https://green-business.ec.europa.eu/environmental-footprint-methods_en

používají tak zvané konverzní faktory, pomocí kterých si organizace zjišťují, jakou hodnotu kg CO2 ekv. Má například spotřebované 1 kWh elektrické energie, tepla či jiných vstupních a výstupních materiálů či produktů. Ačkoli je používání konverzních faktorů poměrně snadné, skrývá se v něm řada rizik pro získání nesprávného výsledku. Obecné konverzní faktory totiž sotva mohou poskytnout *site-specific* informaci o uhlíkové stopě daného produktu od určitého dodavatele či o specifických technologických podmínkách. Pro ukázku uveďme jediný a poměrně jednoduchý příklad. 1 MJ tepla získaného ze zemního plynu mívá poměrně rozdílné hodnoty uhlíkové stopy nejen v závislosti na účinnosti konverze plynu na teplo, ale také v důsledku místa a způsobu těžby, distribuce či skladování samotného plynu. Na první pohled snadné používání konverzních faktorů v sobě skrývá nebezpečí nivelizace významu volby environmentálně šetrnějšího dodavatele. A právě potřeba na základě konkrétních dat zvýhodnit v dodavatelsko-odběratelských vztazích výrobce a dodavatele s lepšími environmentálními parametry je hlavní cíl aktivit souvisejících s ESG a nefinančním reportingem. Nebude-li tohoto cíle v praxi dosaženo, přijde veškeré úsilí, finance i čas strávený se zaváděním CSRD a uhlíkové stopy vniveč.

3. UHLÍKOVÁ STOPA VE VODNÍM HOSPODÁŘSTVÍ NENÍ NOVINKOU

Historicky byla uhlíková stopa využívána především v souvislosti s hodnocením vlivu průmyslových odvětví na změnu klimatu. Postupem času se však její použití rozšířilo i do dalších sektorů, včetně vodního hospodářství. Určování uhlíkové stopy vodárenských organizací umožňuje vyčíslit množství emisí skleníkových plynů produkovaných při výrobě, distribuci a spotřebě vody.

Historicky se využití uhlíkové stopy ve vodním hospodářství soustředilo převážně na měření emisí spojených s provozem vodárenských zařízení. Tento přístup však poskytoval pouze omezený pohled na environmentální dopady organizace. Postupem času se však vodárenské organizace začaly zaměřovat na komplexnější hodnocení udržitelnosti, které zahrnuje nejen uhlíkovou stopu, ale také další indikátory a metody hodnocení.

Zkušenosti s určováním uhlíkové stopy ve vodním hospodářství v ČR máme a byly prezentovány například na konferenci Pitná voda (Kočí 2008) či na konferenci Odpadní vody (Kočí et al 2009). Tohoto tématu se rovněž dotýkalo několik bakalářských a diplomových prací vypracovaných na FTOP VŠCHT Praha. I díky řadě projektů výzkumného či komerčního zaměření lze konstatovat, že s určováním uhlíkové stop ve vodním hospodářství v ČR zkušenosti jsou, jen je třeba je vhodným způsobem aplikovat do vodohospodářské praxe. Zejména zákazníci vodohospodářských organizací, tedy na jedné straně odběratelé upravené vody a na druhé straně organizace předávající odpadní vody k vyčištění, budou v brzké době po vodohospodářích požadovat data týkající se uhlíkové stopy produktu (upravená voda) či služby (čištění odpadních vod).

4. VÝZVY UDRŽITELNOSTI VE VODNÍM HOSPODÁŘSTVÍ

Již dnes je zřejmé, že uhlíková stopa nebude jediný požadovaný indikátor environmentální udržitelnosti. Další indikátory budou zaměřeny na snížení znečištění, efektivitu využívání surovin včetně oběhového hospodářství, biodiverzitu a vodní zdroje. Ač v době psaní tohoto příspěvku nejsou známy konečné metodiky určování těchto indikátorů, lze předpokládat, že

prakticky všechny budou ve větší či menší míře založené na indikátorech hodnotového řetězce (dodavatelsko-odběratelských vztahů), tedy na základě LCA. Metoda LCA totiž umožňuje zohlednit širší spektrum environmentálních dopadů, včetně indikátorů materiálové cirkularity, sociálních a ekonomických aspektů hodnocených systémů.

5. ZÁVĚR

Při zavádění udržitelnosti ve vodním hospodářství se objevují další výzvy vycházející z požadavků CSRD a ESG. Jednou z nich je zajištění environmentální udržitelnosti, která zahrnuje minimalizaci negativních dopadů na životní prostředí a snižování uhlíkové stopy. Další výzvou je zajištění sociální udržitelnosti, která se zaměřuje na zohlednění potřeb a zájmů místních komunit a zachování přístupu k čisté pitné vodě pro všechny obyvatele. Ekonomická udržitelnost je také důležitá, aby vodárenské organizace byly finančně stabilní a schopné investovat do modernizace a rozvoje infrastruktury.

Stanovení uhlíkové stopy je jedním z nástrojů pro hodnocení environmentální udržitelnosti vodárenských organizací. Je však důležité si uvědomit, že uhlíková stopa není úplně komplexní a měla by být doplněna o další metody posuzování udržitelnosti, jako je například Life Cycle Assessment (LCA). Použití těchto metod umožňuje posoudit nejen environmentální aspekty, ale také materiálovou cirkularitu a sociální a ekonomické aspekty systémů vodního hospodářství. Pouze komplexní hodnocení udržitelnosti umožní vodárenským organizacím přijímat informovaná rozhodnutí a přispívat k celkové udržitelnosti vodního hospodářství.

Udržitelnost je proces. Není to stav, kterého když dosáhneme tak jsme s touto problematikou hotovi. Dosahování udržitelnosti je spíše o tom „jak“, než „co konkrétně“. Byť je samozřejmé, že se dosahování udržitelnosti skládá z konkrétních kroků, opatření, postupů.

PODĚKOVÁNÍ

Autor děkuje TAČR za podporu z projektu CEVOOH 2020 – 2026 *SS02030008* - Center for Environmental Research: Waste and Circular Economy and Environmental Security.

SEZNAM LITERATURY

Kočí, V. (2008). Posuzování životního cyklu pitné vody. *Pitná voda 2008*. W&ET Team, České Budějovice. str. 29-34, ISBN 978-80-254-2034-8

Kočí, V., Kořínek, R., Hnidáková, N. (2009). Využití metody LCA pro optimalizaci environmentálních dopadů čistírenských technologií se zaměřením na odstraňování nutrientů. *8. Mezinárodní konference a výstava ODPADNÍ VODY 2009* 5. - 7. května 2009 Plzeň. ISBN 978-80-254-4068-1, str. 178 – 186.

Matuštík, J., Kočí, V. (2019). Environmental impact of personal consumption from life cycle perspective – A Czech Republic case study. *Science of The Total Environment*, 646 (2019) 177-186. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.233 IF 6,551

OBSAH

Voda a sucho v perspektivě sociálních věd

Zandlová M.[1]*, Skokanová H.[2]

[1]*Univerzita Karlova, Fakulta humanitních studií, Pátkova 2137/5, 182 00 Praha 8 - Libeň*

[2]*Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v.v.i., Odbor ekologie krajiny, Lidická 25/27, 602 00 Brno*

**autorka pro korespondenci: email: marketa.zandlova@fhs.cuni.cz*

ABSTRAKT

Voda má schopnost vytvářet a přetvářet sociální světy. Lidé uzpůsobují svůj život a sociální struktury tomu, jak chápou její sílu, dostupnost, hodnotu. V čase klimatické změny je porozumění vztahům člověka a vody urgentnější než kdy v minulosti. Článek ukazuje na výsledcích interdisciplinárního projektu Příběhy sucha, jak přispívají sociální vědy k udržitelnému nakládání s vodou. Představuje metodiku participativního plánování a vytváření krajiny odolné vůči dopadům sucha, která je založena na tvorbě map scénářů budoucího vývoje krajiny pro rok 2050. Mapy inovativně kombinují lokální znalost, výsledky společenskovědního výzkumu, expertní odhady vývoje krajinných prvků a klimatické modely.

KLÍČOVÁ SLOVA

Interdisciplinarita; klimatická změna; mapy scénářů budoucnosti; sucho; participace; sociální vědy.

1. ÚVOD

Výzkum vody a nakládání s vodou obvykle nejsou spojovány se sociálními vědami. Voda je doménou řady přírodních věd, které se zaměřují na její fyzikální a chemické vlastnosti či na její roli v životě organismů. Jako předmět zpracování a využívání je záležitostí technologů, projektantů, vodohospodářů, pracovníků v průmyslu, energetice a zemědělství, stejně jako neziskového sektoru, ochrany přírody, veřejné správy i běžných obyvatel. Zájmy těchto skupin často nejsou v souladu a někdy jsou i protichůdné, stejně jako představy o tom, k čemu a komu má voda sloužit. Právě zde je klíčová role sociálních věd, které mohou porozumět komplexním vztahům různých sociálních skupin a vody a hledat způsoby, jak tyto nesourodé zájmy zprostředkovávat a slaďovat. Hastrup a Rubow nabízejí perspektivu sociálních věd a tvrdí, že „*voda má schopnost vytvářet a přetvářet sociální světy; nedělá to však sama o sobě, protože lidé na ni reagují a přetvářejí svůj život podle toho, jak chápou její tok a sílu*“ (2014: 3). V době stále patrnějších přírodních i společenských dopadů klimatické změny má tento sociální rozměr vody zásadní roli.

Klimatická změna a participativní rozhodování

Data vytvořená pro ČR na základě globálních a regionálních klimatických modelů s jistotou ukazují, že při středním emisím scénáři (RCP4,5) bude i přes pravděpodobně neměnný průměrný roční úhrn srážek pokračovat již dnes viditelný trend četnějších přívalových povodní a delších, intenzivnějších epizod extrémního sucha (srov. www.klimatickazmena.cz). Dopady klimatické změny na našem území, spolu se změnami využívání krajiny, vedou k proměnám retenční kapacity půdy, transpirace, evaporace, odtokových poměrů, objemu podzemních vod pro pitné účely a celkového vodního režimu krajiny i vodních ekosystémů (srov. Možný a kol., 2020; Petřík a kol., 2015; Prchalová a kol., 2022). Tento vývoj staví českou společnost před nutnost realizovat rozsáhlá opatření, která do budoucna zajistí pro Českou republiku dostatek vody. V ČR vznikla řada strategických dokumentů (např. Strategie přizpůsobení se změně klimatu v podmínkách ČR (aktualizace 2021), Národní akční plán adaptace na změnu klimatu (aktual. 2021), Koncepce ochrany před následky sucha pro území ČR (aktual. 2023), adaptační

a rozvojové strategie krajů, měst, obcí atd.). Je také dostupné nepřeberné množství informačních zdrojů o dopadech klimatické změny a adaptačních i mitigačních opatřeních, a existuje množství dotačních titulů, určených na realizaci těchto opatření. Přesto není reakce na klimatickou změnu v ČR tak rychlá a rozsáhlá, jak vyžaduje urgence globální situace (viz IPCC AR6). Česko patří z hlediska realizace opatření reagujících na změnu klimatu dle monitorovací zprávy Climate Change Performance Index 2023 až na 45 místo ze 63 hodnocených zemí (https://ccpi.org/ranking/). Příčin je celá řada, od strukturálních po individuální (Ferenčuhová, 2019; Krištofová a kol., 2022; Krkoška Lorencová a kol., 2019; Krkoška Lorencová a kol., 2021). Jednou z nich je také nedostatečné zapojení občanů do rozhodovacích procesů (srov. zvláštní číslo *Environ. Res. Lett.* "Focus on Public Participation in Environmental Research", 2022).

Důraz na participativní přístupy vychází z poznání, že zvyšování odolnosti vůči změně klimatu nezávisí jen na odborné expertíze, infrastrukturních a technologických řešeních, ale také na politickém systému (Willis a kol., 2022) a socioekonomické organizaci (Forsyth, 2017). Jinými slovy, v řešení klimatické krize nemůžeme spoléhat pouze na expertní vědění a jeho ukotvení ve vědeckém výzkumu. Vedle nutnosti politické podpory výzkumy akcentují naléhavou potřebu zapojit všechny skupiny občanů do řešení příčin a dopadů klimatické změny, neboť participace občanů, jakkoli má své limity, zvyšuje kvalitu, celospolečenské přijetí a udržitelnost environmentálních rozhodnutí a realizovaných opatření (Hügel, Davies, 2020; Oteros-Rozas a kol., 2015; Reed, 2008; Willis a kol., 2022).

Míra participace je v České republice historicky poměrně nízká (Císař a kol., 2018) a participativní rozhodování v záležitostech klimatické problematiky není zatím běžné. Výzkum participativních aktivit v ČR, reagujících na změny klimatu, je recentní a není rozsáhlý (Harmáčková a kol., 2022; Krkoška Lorencová a kol., 2018; Krkoška Lorencová a kol., 2021; Suchá a kol., 2022; Zandlová a kol., 2023). Identifikuje především důležitost zohledňování lokálního kontextu a institucionálních bariér pro převádění výsledků participace do praxe, a potřebnost propojování různých typů vědění a expertízy s rozhodovacími procesy. Participativní procesy jsou tím důležitější, čím větší je ve společnosti rozdílnost názorů na danou problematiku. Byť současné výzkumy v českém prostředí ukazují většinové přijetí reálnosti klimatické změny a jejích antropogenních příčin, je také evidentní, že různé skupiny obyvatel mají odlišné názory na to, jak na klimatickou změnu reagovat (viz výzkumy CROss-National Online Survey-2 (CRONOS-2) ESS; STEM 2020; STEM 2022 aj.). Právě participativní rozhodování napomáhá vést mezi odlišnými názory debatu a hledat společně přijatelná řešení.

Voda se tedy nachází v průsečíku různých typů vědění a expertízy, lokálních a globálních procesů, ale též odlišných zájmů, porozumění a diskurzů. Je utvářena sociálně, tedy tím, jak jednotlivé skupiny nebo aktéři vodě rozumí, jak se k ní vztahují a jak s ní hospodaří. Článek ukazuje, že v porozumění komplexním procesům nakládání s vodou mají vedle přírodních věd klíčovou roli také vědy sociální. Vychází z interdisciplinárního aplikovaného výzkumu sucha na jižní Moravě, která je výrazně ohrožena nárůstem teplot a zemědělského i hydrologického sucha (srov. www.intersucho.cz). Cílem výzkumu bylo přispět ke zvyšování odolnosti české krajiny vůči změně klimatu prostřednictvím podpory široké účasti tvůrců politik, zástupců soukromého sektoru, vědců a občanů na rozhodování o udržitelném, lokálně zakotveném hospodaření s vodou v krajině. Studie představuje inovativní metodiku zapojování různých zájmových skupin a širší veřejnosti do procesů vytváření krajiny odolné vůči dopadům sucha. Metodika je založena na participativním vytváření map scénářů budoucího vývoje krajiny pro konkrétní lokality, které kombinují lokální znalost, výsledky společenskovědního výzkumu, expertní odhady vývoje krajinných prvků a klimatické modely. Argumentuje, že příspěvek

sociálních věd nemusí spočívat jen v popisu a analýze, ale také v přímé intervenci do procesů vyjednávání o možnostech udržitelného nakládání s vodou.

2. MATERIÁL A METODY

Výzkum byl realizován v letech 2019–2022 v šesti lokalitách jižní Moravy: v Dolních Dunajovicích a Šakvicích na Břeclavsku a Domaníně, Syrovíně, Šardicích a Těmicích na Kyjovsku. Kritériem výběru lokalit (katastrů) byla: i) rozloha katastru (do 20 ha) a počet obyvatel obce (do cca 2000); ii) různý stav realizace adaptačních opatření (Šakvice a Šardice po několik let opatření realizují; ostatní obce jsou v různých fázích přípravy nebo počátků realizace); iii) odlišnost krajinných charakteristik (přítomnost vodních prvků, kopcovitost terénu, krajinná pestrost, způsoby využití krajiny). Výzkum kombinoval základní a aplikovanou rovinu a různé disciplíny: sociální vědy (sociální antropologie, sociologie, kulturní ekologie) a přírodní vědy (geografie, krajinná ekologie, klimatologie, bioklimatologie). Data lze rozlišit na: (1) kvalitativní data z dlouhodobého terénního výzkum a z aplikované fáze výzkumu (participativní workshopy - PW), (2) prostorová data, (3) klimatická data.

(1) Kvalitativní data

Kvalitativní data měla podobu polostrukturovaných rozhovorů, dlouhodobého pozorování, dokumentů, archivních materiálů, PW (Tab. 1.). Vzorek aktérů a použitých materiálů byl vytvořen účelově (Tab. 2.).

Tab. 1. *Přehled analyzovaných kvalitativních dat*

Typ dat	Rozsah	Zpracování
Hloubkové polostrukturované rozhovory	n = 72	nahrávka, přepis, kódování, kvalitativní obsahová analýza
Dlouhodobé pozorování v lokalitách, nestrukturované rozhovory	realizace 2019 – 2021, rozhovory n › 200	záznam, kódování, kvalitativní obsahová analýza
Dokumenty, archiválie	n › 100	kódování, kvalitativní obsahová analýza
Participativní workshopy	n = 2 (celkem 30 účastníků, trvání WS 3 hodiny)	záznam, kódování, kvalitativní obsahová analýza, převedení do mapových podkladů

Analýza kvalitativních dat identifikovala klíčové aktéry, napětí, drivery a bariéry, které ovlivňují specifickou adaptační kapacitu jednotlivých lokalit. Tyto vlivy jsou jak strukturální (právní, ekonomické, politické), tak místně specifické (komplikované majetko-právní vztahy, založené v minulosti, proaktivnost občanů a stakeholderů, lokálně specifické motivace a bariéry realizace opatření, minulá zkušenost s hospodařením s krajinou a vodou aj.). Analýza sledovala také téma očekávaného budoucího vývoje v lokalitách a ochotu a připravenost stakeholderů realizovat krajinná opatření, zvyšující resilienci místní krajiny, a také míru vtělení této ochoty do konkrétních koncepčních dokumentů, projektů a především bottom-up aktivit.

Tab. 2. *Technika a kritéria vytváření vzorku*

Technika vytváření vzorku	Kritéria vytváření vzorku	Vzorek
ROZHOVORY A ÚČASTNÍCI PARTICIPATIVNÍCH WORKSHOPŮ (PW) nepravděpodobnostní účelový výběr, kombinující techniku kritického případu a nabalování („sněhová koule“) (Patton 2015)	vliv aktéra na užívání a podobu místní krajiny; vztah ke krajině: podíl na přípravě strategických dokumentů a jejich implementaci, hospodaření v krajině, krajinné úpravy, obývání krajiny	starostové a obecní zastupitelé; zástupci veřejné správy (AOPK, úředníci krajských a obecních úřadů, SPÚ); zástupci DSO a MAS; lesní hospodáři a majitelé lesů; vodohospodáři (např. povodí Moravy, s.p.); zemědělci; vinohradníci; podnikatelé; zástupci neziskového sektoru z oblasti ochrany přírody; místní obyvatelé; vědci a experti; aktéři „na okraji“, kteří nejsou součástí důležitých mocenských struktur – malí soukromí zemědělci, vinaři, neaktivní obyvatelé, senioři, rybáři aj.
DOKUMENTY A ARCHIVNÍ MATERIÁLY účelový kriteriální výběr (Patton 2015)	a) lokalita (zkoumané obce) b) období (od vzniku vodních družstev 1880 do postkomun. transformace v 90. letech 20. stol.) c) předmět (vodní hospodářství; hospodaření v krajině; zemědělská činnost; počasí)	obecní kroniky; dokumenty zaniklých JZD a vodních družstev; projektová dokumentace regulace vodních toků, melioračních zařízení a výstavby vodních děl; historická fotodokumentace; aj.
STRATEGICKÉ A KONCEPČNÍ DOKUMENTY účelový kriteriální výběr	stanovení rámce, v němž se na mikrolokální úrovni přijímají rozhodnutí týkající se hospodaření s krajinou a vodou	všechny existující strategické dokumenty zkoumaných obcí (územní plány, rozvojové plány a programy); všechny rozvojové strategie MAS a DSO; rámec pro adaptační a mitigační politiku ČR: Strategie přizpůsobení se změně klimatu v podmínkách ČR (2015, aktual. 2021), Koncepce ochrany před následky sucha pro území ČR (2017, aktual. 2023), Národní akční plán adaptace na změnu klimatu (2017, aktual. 2021); globální kontext: Evropský Green Deal (Evropská komise 2019), Fit for 55 (Evropská komise 2021), Společná zemědělská politika EU

(2) Prostorová data

Prostorová data v podobě map zahrnovala data o přírodních charakteristikách/primární struktuře krajiny, i o lidských aktivitách/sekundární struktuře krajiny (Tab. 3).

Na základě těchto dat a terénního ověřování bylo možno předběžně identifikovat konkrétní lokality, které mohou být nejvíce ohroženy změnou klimatu a jejími projevy, a s ohledem na analyzované plány rozvoje obcí také lokality, kam by mohlo být optimální směřovat adaptační opatření (např. z hlediska vlastnické struktury).

Tab. 3. *Přehled použitých prostorových dat*

	Typ dat	Zdroje
Primární struktura	mapa sklonitosti a orientace svahu	digitální model reliéfu (Český úřad zeměměřický a katastrální)
	půdní mapa	Česká geologická služba
	mapa erozní ohroženosti půdy	Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
	mapa erozního smyvu	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka
Sekundární struktura	mapa meliorací pozemků	Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
	mapa vlastníků pozemků	Český úřad zeměměřický a katastrální
	územní plán	příslušné dokumenty zkoumaných obcí
	mapa historické krajinné struktury	zpracováno autory – podklad ortofoto z 50. let 20. století
	mapa současné krajinné struktury	zpracováno autory – kombinace LPIS, katastrálních dat, ZABAGED, mapování biotopů, lesních map, ortofot (2018), terénního průzkumu

(3) Klimatická data

Pro potřeby výzkumu byly vypracovány scénáře klimatických charakteristik pro časové horizonty 2021 - 2040 a 2040 - 2060, znázorněné pomocí modelu IPSL pro emisní scénář RCP 4.5. Modelace pro zkoumané lokality vycházejí z downscalingu na úroveň regionu (detailní popis viz Zandlová a kol., 2023). Sledované klimatické charakteristiky pro oba časové horizonty: průměrná roční teplota vzduchu, počet dní se sněhovou pokrývkou větší než 3 cm, riziko výskytu suchých a horkých period, průměrná délka horké vlny, riziko pozdních mrazů a Huglinův index (klimatický potenciál pro pěstování vinné révy). K roku 2050 modely ukazují vysokou pravděpodobnost zvýšení průměrné roční teploty vzduchu v modelových lokalitách o 2-3°C, pokles počtu dní se sněhem o 30-40, zvýšení výskytu horkých vln o 6-8 dní, zvýšení výskytu suchých a horkých period o 20-35 dní, častější výskyt pozdních mrazů a posun pěstování odrůd vína směrem k červeným.

Syntéza dat – scénáře budoucnosti

Získaná data dovolila detailně popsat a zmapovat minulou i současnou situaci v lokalitách s ohledem na proměny klimatických, krajinných i společenských charakteristik a se zvláštním akcentem na problematiku vody a sucha. Na tomto základě jsme přistoupili k tvorbě map scénářů budoucího vývoje krajiny pro modelové lokality k roku 2050 (diskuse metodiky např. Dockerty a kol., 2006; Nalau, Cobb, 2022; Ros-Tonen, Willemen, 2021; Star a kol., 2016) kterou jsme inovovali zapojením dlouhodobého terénního pozorování (Zandlová a kol., 2023). Tento časový horizont byl zvolen proto, aby bylo možno zohlednit jak současné adaptační aktivity v lokalitách, tak reálné plány a závazky, specifikované ve strategických dokumentech na lokální, regionální, národní a mezinárodní úrovni.

Klíčovým vstupem pro modelaci vývoje krajinných prvků byl expertní odhad reakce rozlohy jednotlivých krajinných prvků na vytvořené klimatické scénáře a na společenský kontext lokalit. Analyzovali jsme 47 krajinných prvků (viz Obr. 1), u nichž 8 expertů se zázemím v bioklimatologii, geografii, krajinné ekologii a zemědělství přidělovalo skóre na stupnici od -5 do 5 bodů, zachycující očekávaný nárůst nebo pokles plochy prvku. Odhady se opíraly o klimatická a prostorová data, současně ale odrážely poznatky sociálněvědního výzkumu. Byly též identifikovány prvky, nejvíce podléhající přímým zásahům člověka, a expertně odhadnut jejich vývoj s ohledem na adaptační kapacitu obcí. Zde se výrazně uplatnila důkladná místní znalost, umožňující zohlednit při modelování budoucí krajiny nejen strategické dokumenty a

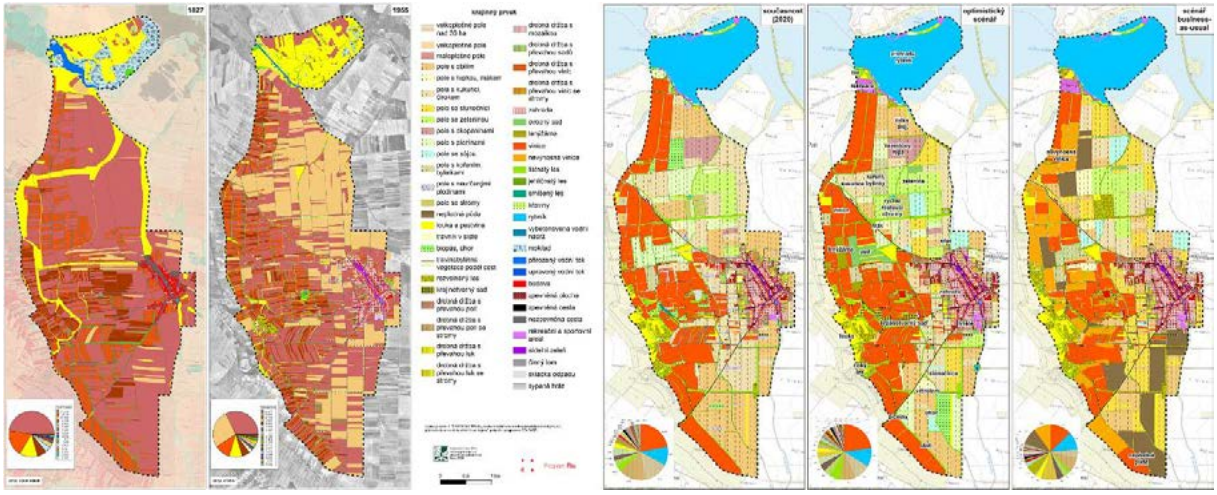
politiky (viz Tab. 1.), ale též místní společenská a historická specifika. Do map byly promítnuty též územní plány obcí, a experty byla navržena adaptační opatření, zohledňující krajinné charakteristiky i majetkoprávní vztahy. S ohledem na očekávané změny klimatu a pro různé erozní scénáře byly navrženy změny pěstovaných plodin, odrážející centrální zemědělskou politiku i postoje a možnosti místních zemědělců/vinařů. Propojením všech dat vznikl výsledný odhad vývoje prvků, zpracovaný do expertních map scénářů vývoje krajiny k roku 2050.

Následně byly uspořádány dva PW pro obce, kde jsou adaptační opatření v počátcích: jeden pro Dolní Dunajovice, a jeden společný PW pro Těmice, Domanín a Syrovín. Na PW byli pozváni zástupci všech skupin občanů, od široké veřejnosti po důležité stakeholdery (viz. Tab. 2). Díky terénnímu výzkumu jsme v jednotlivých lokalitách znali místní problémy, mocenskou dynamiku, třecí plochy i potenciál ke spolupráci. Cílem workshopů bylo 1) zprostředkovat setkání co nejširšího spektra aktérů; 2) facilitovat diskusi mezi zástupci odlišných zájmů ve vztahu ke krajině; 3) společně formulovat představu žádoucí budoucnosti krajiny; a 4) podpořit územní adaptační a mitigační strategie. Podkladem diskusí byly expertní mapy scénářů vývoje krajiny, které umožnily detailní debatu o konkrétních krajinných prvcích a jejich rozložení, o rizicích i potenciálu krajiny, o možných adaptačních opatřeních. Workshopy vycházely ze zásady, že vědění místních občanů má stejnou autoritu a důvěryhodnost jako vědění expertů, a že nejrelevantnější scénáře musí být výsledkem kombinace místních pozorování a expertní analýzy. Proto byly expertní mapy upraveny v souladu se zpětnou vazbou účastníků PW.

3. VÝSLEDKY A DISKUSE

Scénáře budoucího vývoje krajiny

Výsledné mapy ukazují, jak by mohla vypadat krajina ve vybraných lokalitách v roce 2050. Lokality jsme rozdělili do dvou skupin: v první (Šakvice a Šardice) jsou již adaptační opatření realizována, ve druhé (Dolní Dunajovice, Domanín, Syrovín, Těmice) se adaptační opatření plánují nebo jsou na začátku. Proto byl pro první skupinu vypracován pouze tzv. optimistický scénář (nepřepokládáme, že započaté aktivity rázem ustanou), zatímco pro druhou skupinu byl vedle optimistického scénáře vypracován i scénář business-as-usual. Příklad obou scénářů pro Dolní Dunajovice viz Obr. 1.



Obr. 1. *Vývoj krajinné struktury a scénáře vývoje krajiny, Dolní Dunajovice. U vývoje krajinné struktury nelze rozlišit skladbu pěstovaných plodin, proto se hovoří jen o velkoplošných/maloplošných polích (< 1 ha)*

Optimistický scénář vykresluje krajinu, v níž je realizována široká škála adaptačních opatření pro zlepšení fungování krajiny a její schopnosti vyrovnat se s dopady sucha: revitalizace niv; zadržování vody v podobě suchých i mokrých nádrží a mokřadů; výsadba zeleně; zavádění nových, suchu odolnějších plodin; zmenšení půdních bloků aj. Výsledná krajina je schopná zadržet vodu, je pestrá, s velkou biodiverzitou, dobře prostupná pro lidi i zvířata, a celkově odolnější vůči extrémním klimatickým jevům. Je přívětivá, estetická, „láká" obyvatele, aby v ní trávili volný čas – a tím dochází k posilování vazby mezi obyvateli a krajinou, jejíž stav jim není lhostejný (srov. Harmáčková a kol., 2022). To zpětně vede k vytváření tlaku na hospodáře v krajině. Scénář předpokládá společenskou připravenost a ochotu realizovat maximum toho, co je v podmínkách konkrétních lokalit možné. Odráží nejen přírodní charakteristiky krajiny, ale též společenský potenciál obcí: existenci aktivních osob a spolků, trendy v zemědělství a vinohradnictví, ochotu obyvatel podílet se na realizaci krajinných opatření, existenci funkčních podpůrných infrastruktur. Mapy optimistického scénáře jsou výsledkem úprav na základě PW.

Scénář business-as-usual pracuje s předpokladem, že snahy o zavádění adaptačních opatření selžou, ať již z důvodů neochoty správců a uživatelů krajiny, či z nedostatku (finanční či informační) podpory. Realizováno bude jen to, co nařizuje legislativa a co je podmiňováno dotační politikou (především v zemědělství). Výsledná krajina, v níž člověk nehospodaří šetrně a nezavádí všechna dosažitelná adaptační opatření, srovnatelně více trpí následky klimatické změny: je vyschlá, málo pestrá, neprůchodná, výrazně ohrožená erozí, a tedy neúrodná, nepřívětivá, špatně obhospodařovatelná. Mapy toho scénáře jsou pouze výsledkem expertních odhadů, na PW byly diskutovány, ale nebyly modifikovány, neboť cílem workshopů byla podpora proaktivního vztahu ke krajině, která se odrazila v optimistickém scénáři.

Role sociálních věd

Přínos společenských věd byl patrný nejen v procesu vytváření expertních map, kam vnesly reflexi specifických sociálních kontextů, ale také během PW, kdy se v obou případech ukázalo, že expertně modelované scénáře (pesimistický i optimistický) téměř úplně odpovídají jak místní znalosti obyvatel a stakeholderů, tak jejich očekáváním a představám budoucího vývoje a potřebných adaptačních opatření (např. místní potenciál změny zemědělských praxí a pěstovaných plodin; ne/důvěra v aktivní zapojení občanů do adaptačních opatření; vyhodnocení potřebnosti revitalizace vodních toků a vytváření vodních prvků; zájem o prostupnou krajinu, protkanou sítí cest aj.). Drobné rozdíly spočívaly například v odlišném návrhu expertů a představě místních o šíři travního pásu v okolí revitalizovaného toku (případ říčky Syrovínky na katastrech Syrovína a Těmic). To je výrazný rozdíl oproti počítačovému modelování scénářů, jakkoli detailnímu, které zdaleka nepřináší takovou návaznost na místní znalosti a potřeby a vyžaduje, má-li být využito pro participativní procesy, rozsáhlé úpravy ze strany občanů (srov. Suchá a kol. 2022).

Hloubková znalost místních poměrů a identifikace zájmových skupin také napomohly při organizaci a průběhu PW. V první řadě umožnily cíleně přizvat zástupce všech důležitých aktérů: tvůrců politik, zástupců soukromého sektoru, vědců a občanů, a zprostředkovat jejich dialog. Nedostatečná komunikace a spolupráce mezi různými sektory je identifikována jako výrazná bariéra realizace udržitelných klimatických opatření (Harmáčková a kol., 2022), jejíž překonání, minimálně na lokální úrovni, umožňuje námi navržený design. Dlouhodobá přítomnost badatelů v terénu a fakt, že dávali prostor všem aktérům, vedly ke vnímání výzkumníků jako nestranných, nepodporujících žádnou ze zainteresovaných skupin, jak během výzkumu, tak během PW; současně vědci v projektu nevystupovali autoritativně, ale naslouchali všem názorům. Oboje pozitivně ovlivnilo jejich přijetí během PW. Díky svým

znalostem mohli také aktivně pracovat s předem identifikovanými konfliktními tématy a připravit se na ně, a vyrovnávat mocenské nerovnováhy stakeholderů, které jsou častou překážkou participativního rozhodování (srov. Harmáčková a kol., 2022; Reed, 2008). Debaty byly díky těmto vstupním podmínkám živé a odvolávaly se na společné vědění o krajině.

Průběh PW tedy ukázal, že dobrá místní znalost na straně badatelů zvyšuje jejich důvěryhodnost, ochotu občanů a stakeholderů vést s nimi dialog, vzájemně naslouchat argumentům a přemýšlet o budoucnosti mimo zaběhané stereotypy (např. expertní návrh lanýžárny, který aktéři v Dunajovicích diskutovali s velkým zájmem). Navržená metodika tak podporuje otevřenou debatu, v níž nikdo z aktérů nemá pocit nekompetence, který je dalším často zmiňovaným problémem participativního rozhodování (srov. Suchá a kol., 2022), a současně reaguje na potřebu rozšiřovat povědomí o dopadech klimatické změny a přístupnou formou komunikovat vědecké poznatky (srov. Leal Filho a kol., 2018). Krkoška Lorencová a kol. (2021) ve studii adaptačního plánování v českých městech ukazují, že malé povědomí o problematice a nedostatek institucionální podpory jsou bariérou realizace adaptačních opatření; naopak spolupráce mezi obcemi (resp. veřejnou správou), neziskovými organizacemi a akademickou sférou vytváří pro jejich implementaci a inovaci podpůrné prostředí. V našem výzkumu, který byl realizován na venkově, jsme rozšířili zapojené aktéry o zástupce soukromého sektoru (především zemědělství) a běžné občany, neboť i ti jsou pro místní udržitelnost adaptačních opatření klíčovými hráči.

Úspěšnost participativního procesu tvorby scénářů budoucnosti závisí i na tom, zda zúčastněné strany mohou vidět jeho dopady na skutečnou strategii a tvorbu politik (Reed, 2008). Tento aspekt řeší náš design jen částečně, protože na základě PW nebyla realizována žádná konkrétní opatření. Tento nedostatek byl vyvažován budováním důvěry mezi výzkumníky a místními aktéry, kteří se aktivně zapojili do PW a mohli vzít výsledky plánování za své. Vliv na tvorbu politik tedy nepřímo zprostředkoval dlouhodobý kontakt výzkumného týmu s lokálními tvůrci politik a hospodáři v krajině, kteří byli na také přítomni na PW, kde byli konfrontováni s názory širokého spektra občanů a dalších stakeholderů. V neposlední řadě jim byly poskytnuty veškeré výsledky projektu, které se mohou stát, i díky svému participativnímu vzniku, podkladem pro tvorbu lokálních strategických politik a plánů. Hlavním limitem metodiky je časová, koordinační a finanční nákladnost, takže v této komplexní podobě není využitelná plošně. Studie ale potvrzuje, že zvýšit tolik potřebné zapojení všech občanů do řešení dopadů klimatické změny vyžaduje dlouhodobou práci se všemi skupinami obyvatel a stakeholderů na lokální úrovni.

4. ZÁVĚR

Článek představuje inovativní metodiku participativního plánování krajiny, ohrožené dopady klimatické změny. Metodika je založena na kombinaci přírodovědného a společenskovědního výzkumu při vytváření map scénářů budoucnosti a při jejich využití jako podkladu pro participaci. Studie ukazuje, že detailní místní znalost, vycházející z dlouhodobého kvalitativního terénního výzkumu, napomáhá transferu vědeckého poznání, a také realizaci participativního plánování, které zvyšuje podíl občanů a stakeholderů na rozhodování o adaptačních opatřeních v krajině. Takto společně formulovaná vize budoucí krajiny má podstatně větší naději na lokální přijetí a udržitelnost než opatření, formulovaná a nařizovaná zvenčí.

PODĚKOVÁNÍ

Publikace byla vytvořena v rámci projektu TL02000048 / Příběhy sucha: Lokální souvislosti extrémních klimatických jevů, jejich percepce a ochota aktérů k participaci, který byl spolufinancován se státní podporou Technologické agentury ČR v rámci Programu Éta.

SEZNAM LITERATURY

Buchtík M., Uhrová, J., Philipp M., Komasová, S., Mazák. J., Krajhanzl, J., Chabada, T., Svobodová, R. (2022). *Výzkum Česká (ne)transformace 2022*. STEM Ústav empirických výzkumů, Praha.

Burck, J., Uhlich, T., Bals, CH., Höhne, N., Nascimento, L., Tavares, M. a Elisabeth Strietzel. (2022). CCPI Climate Change Performance Index. [online]. CCPI. [cit. 2023-07-28]. Dostupné z: https://ccpi.org/ranking/

Císař O., Linek L., Petrúšek I. a Vráblíková K (2018). *Občanství a politická participace v České Republice*. SLON, Praha.

Climate Change 2023: Synthesis Report. A Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, (in press). [online]. (2023). IPCC. [cit. 2023-07-28]. Dostupné z: https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/

Dockerty T., Lovett A., Appleton K., Bone A. and Sünnenberg G. (2006). Developing scenarios and visualization to illustrate potential policy and climatic influences on future agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst Environ* 114, p. 103-120. https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.008

Environmental Research Letters. [online]. Monotematické číslo "Focus on Public Participation in Environmental Research." (2022). [cit. 2023-07-28]. Dostupné z https://iopscience.iop.org/journal/1748-9326/page/Focus_on_public_participation_in_environmental_research

European Social Survey (ESS) (2023). CROss-National Online Survey-2 (CRONOS-2), Wawe 1. [online]. European Social Survey [cit. 2023-07-28]. Dostupné z https://www.europeansocialsurvey.org/methodology/methodological_research/modes_of_data_collection/cronos.html

Ferenčuhová S. (2019). Komplikace při formulování lokálních reakcí na klimatickou změnu*. Urbanismus a územní rozvoj* 3, p. 5-9.

Forsyth T. (2017) Community-Based Adaptation to Climate Change. *Oxford Research Encyclopedia of Climate Science*. [cit. 2022-07-15]. Dostupné z https://oxfordre.com/climatescience/view/10.1093/acrefore/9780190228620.001.0001/acrefore-9780190228620-e-602.

Harmáčková Z.V., Blättler L., Aguiar A.P.D. et al. (2022) Linking multiple values of nature with future impacts: value-based participatory scenario development for sustainable landscape governance. *Sustainability Science* 17, p. 849–864. https://doi.org/10.1007/s11625-021-00953-8

Hastrup, K., Rubow, C. (2014*). Waterworlds. Living with environmental change*. Routledge.

Hügel S., Davies A.R. (2020). Public participation, engagement, and climate change adaptation: A review of the research literature. *WIREs Clim Change* 11: e645. https://doi.org/10.1002/wcc.645.

Krištofová, K., Lehnert, M., Martinát, S., Tokar, V., and Opravil, Z. (2022). Adaptation to climate change in the eastern regions of the Czech Republic: An analysis of the measures proposed by local governments. *Land use policy*, 114, 105949. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105949

Krkoška Lorencová E., Loučková B. and Vačkářů D. (2019). Perception of Climate Change Risk and Adaptation in the Czech Republic. *Climate*. 7(5):61. https://doi.org/10.3390/cli7050061

Krkoška Lorencová E., Whitham C.E.L., Bašta P., Harmáčková Z., Štěpánek P., Zahradníček P., Farda A. and Vačkář D. (2018). Participatory Climate Change Impact Assessment in Three Czech Cities: The Case of Heatwaves. *Sustainability* 10(6):1906. https://doi.org/10.3390/su10061906

Krkoška Lorencová, E., Slavíková, L., Emmer, A., Vejchodská, E., Rybová, K., and Vačkářová, D. (2021). Stakeholder engagement and institutional context features of the ecosystem-based approaches in urban adaptation planning in the Czech Republic. *Urban forestry & urban greening*, 58, 126955. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126955

Leal Filho, W., Manolas, E., Azul, A. M., Azeiteiro, U. M., and McGhie, H. (2018). *Handbook of Climate Change Communication: Vol. 3 Case Studies in Climate Change Communication*. Springer International Publishing

Možný, M., Trnka, M., Vlach, V., Vizina A., Potopová, V., Zahradníček, P., Štěpánek, P., Hájková, L., Staponites, S. and Žalud, Z. (2020). Past (1971–2018) and future (2021–2100) pan evaporation rates in the Czech Republic. *Journal of Hydrology*, 590, 125390. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125390

MZe, 2023. Koncepce ochrany před následky sucha pro území České Republiky na období 2023-2027. Ministerstvo zemědělství ČR, 73 stran.

MŽP, 2021. Národní akční plán adaptace na změnu klimatu. Ministerstvo životního prostředí ČR, 65 stran.

MŽP, 2021. Strategie přizpůsobení se změně klimatu v podmínkách ČR. 1. aktualizace pro období 2021-2030. Ministerstvo životního prostředí ČR, 232 stran.

Nalau J., Cobb J. (2022). The strengths and weaknesses of future visioning approaches for climate change adaptation: A review. *Global Environ Change* 74: 102527. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2022.102527.

Oteros-Rozas E., Martín-López B., Daw T., Bohensky E.L., Butler J., Hill R., Martin-Ortega J., Quinlan A., Ravera F., Ruiz-Mallén I., Thyresson M., Mistry J., Palomo I., Peterson G.D., Plieninger T., Waylen K.A., Beach D., Bohnet I.C., Hamann M., Hanspach J., Hubacek K,. Lavorel S. and Vilardy S. (2015) Participatory scenario planning in place-based social-ecological research: insights and experiences from 23 case studies. *Ecology and Society* 20(4): 32. http://dx.doi.org/10.5751/ES-07985-200432

Patton M.Q. (2015). *Qualitative research and evaluation methods: integrating theory and practice: the definitive text of qualitative inquiry frameworks and options* (4th ed.). SAGE Publications.

Petřík P., Fanta J. and Petrtýl M. (2015). It is time to change land use and landscape management in the Czech republic. *Ecosyst Health Sustain*., 1(9), p. 1-6.

Prchalová, H., Vyskoč, P., Vizina, A. and Nováková, H. (2022). Bilance zdrojů podzemní vody a potřeb pro pitné účely v podmínkách klimatické změny. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 64(5), p. 22–31.

Prokop, D., Dvořák, T., Buchtík, M., Uhrová, J., Tabery, P., Pilnáček, M. (2020). *Výzkum Česká společnost 2020 – klimatická změna*. STEM Ústav empirických výzkumů, Praha.

Reed M. (2008) Stakeholder Participation for Environmental Management: A Literature Review. *Biological Conservation* 141(10), p. 2417-2431. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.014

Ros-Tonen M.A.F., Willemen L. (2021). Editorial: Spatial tools for integrated and inclusive landscape governance. *Environmental Management* 68, p. 605-610. https://doi.org/10.1007/s00267-021-01548-w

Star J., Rowland E., Black M., Enquist C., Garfin G., Hoffman C., Hartmann H., Jacobs K., Moss R. and Waple A. (2016). Supporting Adaptation Decisions through Scenario Planning: Enabling the Effective Use of Multiple Methods. *Climate Risk Manag* 13. https://doi.org/10.1016/j.crm.2016.08.001

Suchá L., Vaňo S., Jančovič M., Aubrechtová T., Bašta P., Duchková H. and Krkoška Lorencová E. (2022) Collaborative scenario building: Engaging stakeholders to unravel opportunities for urban adaptation planning. *Urban Climate* 45. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2022.101277

Trnka, M., Bartošová, L., Grammatikopoulou, I., Havlík, P., Olesen, J. E., Hlavinka, P., Marek, M. V., Vačkářová, D., Skjelvåg, A., and Žalud, Z. (2022). The Possibility of Consensus Regarding Climate Change Adaptation Policies in Agriculture and Forestry among Stakeholder Groups in the Czech Republic. *Environmental management*, 69(1), p. 128-139. https://doi.org/10.1007/s00267-021-01499-2

Ústav výzkumu globální změny Akademie Věd České republiky (CzechGlobe), Mendelova univerzita v Brně, Státní pozemkový úřadu (nedatováno). Projekt Intersucho. [online]; [cit. 2023-07-28]. Dostupné z https://www.intersucho.cz/

Ústav výzkumu globální změny Akademie Věd České republiky (CzechGlobe), Projekt CzechAdapt – Systém pro výměnu informací o dopadech změny klimatu, zranitelnosti a adaptačních opatřeních na území ČR, webové stránky Klimatická změna. [online]; [cit. 2023-07-28]. Dostupné z https://www.klimatickazmena.cz/cs/

Willis R., Curato N. and Smith G. (2022). Deliberative democracy and the climate crisis. Wiley Interdisciplinary Reviews: *Clim Change* 13(2):e759. https://doi.org/10.1002/wcc.759

Zandlová, M., Skokanová, H. and Trnka, M. (2023). Landscape Change Scenarios: Developing Participatory Tools for Enhancing Resilience to Climate Change. *Environmental Management* 72, p. 631–656. https://doi.org/10.1007/s00267-023-01840-x

P.02 PLENÁRNÍ SEKCE

OBSAH

Molekulárně biologické metody jako nástroj pro řízení vodohospodářské infrastruktury

Bartáček J.[1]*, Bartáčková J.[1], Czakojová J.[2], Kouba V.[1], Purkrtová S.[3], Srb M.[2], Tomi V.[2], Vavrušková L.[2], Zdeňková K.[3], Kok D.[1]

[1]Vysoká škola chemicko-technologická, Ústav technologie vody a prostředí, Technická 5, 166 28 Praha 6
[2]Pražské vodovody a kanalizace, a.s., Ke Kablu 971/1, 102 00 Praha 10 – Hostivař
[3]Vysoká škola chemicko-technologická, Ústav biochemie a mikrobiologie, Technická 5, 166 28 Praha 6
**autor pro korespondenci, e-mail: Jan.bartacek@vscht.cz*

ABSTRAKT

Molekulárně biologické metody, jako je qPCR (real-time Polymerase Chain Reaction), FISH (Fluorescence In-Situ Hybridization) či různé metody sekvenací nukleových kyselin, se stávají stále spolehlivějšími a zároveň dostupnějšími. V posledních několika letech se díky tomu nesmírně zvýšilo jejich praktické využití v mnoha oborech a rychle si nacházejí využití i ve vodohospodářství.

Tato přednáška má za cíl na konkrétních příkladech ukázat užitnou hodnotu, kterou molekulární metody mají pro navrhování a provoz čistíren odpadních vod, sledování kvality pitné vody či jako epidemiologický nástroj. Důraz bude kladen spíše na technologické využití než na detailní biochemické principy.

KLÍČOVÁ SLOVA

Čistírenská epidemiologie; čištění odpadních vod; fluorescenční in situ hybridizace; kvalita pitné vody; polymerázová řetězová reakce

1. ÚVOD

Moderní biotechnologie není možná bez velmi dobrých mikrobiologických informací a špičkoví mikrobiologové vždy hráli klíčovou roli při vývoji nových a optimalizaci stávajících biotechnologických postupů. Příkladem může být spolupráce Luise Pasteura s francouzskými vinaři již v polovině 19. století (Pasteur, 1858).

Stejně jakou u jiných biotechnologií, zvládnutí procesu biologického čištění odpadních vod, popř. anaerobních biotechnologií, vyžaduje detailní mikrobiologické informace. Pokud je nemáme, je pro nás jakýkoli bioreaktor černou skříňkou, kterou lze pouze velmi obtížně řídit. V oblasti technologie vody navíc nejde pouze o biotechnologické procesy, ale mikrobiologie je zcela klíčová v oblasti hygienického zabezpečení. Zde jde o pitnou vodu, ale i o odtoky z čistíren odpadních vod, stabilizované čistírenské kaly a zejména v poslední době o recyklované vody z různých zdrojů (šedé vody, odtoky městský ČOV atd.). V posledních letech je navíc stále aktuálnější téma tzv. „wastewater-based epidemiology“ a i v souvislosti s návrhem nové směrnice o čištění městských odpadních vod, který v říjnu roku 2022 zveřejnila Evropská komise, je zřejmé, že využití metod molekulární biologie bude naprosto nutné pro sledování speciálních ukazatelů, jako je SARS-CoV-2, poliovirus (virus dětské obrny), chřipkový virus, antibioticky rezistentní bakterie a jejich DNA ad. (Nelson, 2022).

Tento příspěvek má za cíl (1) shrnout hlavní molekulárně biologické metody, které se v současné době používají a jsou relevantní pro technologii vody, (2) realisticky zhodnotit možnosti zavedení těchto metod do praxe a především (3) vysvětlit, jaká data mohou tyto metody poskytnout a jak je možné je využít v technologické praxi.

2. ZÁKLADNÍ METODY A POJMY MOLEKULÁRNĚ BIOLOGICKÝCH METOD

Molekulární biologie a molekulárně biologické metody

Molekulární biologie obecně je velmi široké vědní pole, zabývající se strukturou, biosyntézou a funkcí různých typů biologických makromolekul, především nukleových kyselin (DNA, RNA) a proteinů. V

tomto příspěvku se omezíme na úžeji vymezenou problematiku struktury nukleových kyselin a jejího využití pro identifikaci mikroorganismů na úrovni taxonomické (druhy, rody atd.), na úrovni trofických skupin (nitrifikanti, sulfát redukující bakterie apod.) nebo podle toho, jestli obsahují některé funkčně vymezené úseky DNA nebo RNA (např. určité geny antibiotické rezistence – ARG). Pro tyto účely se používají různé **molekulárně biologické metody**, které byly navrženy pro úzce specifikovaný účel, např. kvantifikaci konkrétních genů, kvalitativní analýzu složení bakteriálních kultur či analýzu prostorových vztahů mezi mikroorganismy rostoucími v biofilmech.

Ambicí tohoto článku je podat základní přehled o metodách nejčastěji využívaných ve spojitosti s technologií vody, jejich principech a o typu informací, které mohou generovat. V žádném případě nejde o kompletní výčet ani o detailní teoretický výklad. Pro hlubší pochopení biochemické podstaty těchto metod je nutné studovat odborné mikrobiologické zdroje, např. (Kemp et al., 2018).

Polymerázová řetězová reakce – PCR

PCR je v současnosti mimořádně důležitou identifikační metodou, která je používaná v biotechnologii, v environmentální mikrobiologii a v mnoha jiných oborech. Zcela nezastupitelnou se stala v klinické praxi, kde se používá k identifikaci původců virových i bakteriálních infekcí. (Do povědomí široké veřejnosti vstoupila nejpozději během epidemie covid19, kdy se stala klíčovou detekční metodou.) Americký chemik Kary B. Mullis za její objev obdržel v roce 1993 Nobelovu cenu za chemii.

Princip PCR spočívá v opakované replikaci určitého úseku DNA. Cílový úsek DNA je nejprve identifikován tzv. primery (krátké fragmenty jednovláknové DNA, které se váží na začátek a konec cílového úseku). V prvním kroku PCR (denaturace) se dvojvlákno DNA (tzv. templát) vlivem zvýšené teploty (cca 95 °C) rozpadne na dvě jednoduchá vlákna. V dalším kroku (hybridizace) se po ochlazení na cca 75 °C na začátek a konec cílového úseku v jednořetězcových vláknech DNA naváží primery. Ty následně během třetího kroku (elongace) umožní nasednutí enzymu DNA-polymerázy, která z jednotlivých bází (T, A, G, C) vytvoří komplementární řetězce DNA (tzv. amplikon).

Celý proces se cyklicky opakuje, a protože na konci každého cyklu vzorek obsahuje dvojnásobné množství amplikonů, jejich počet roste geometrickou řadou. Po 30 cyklech PCR se teoreticky vytvoří asi 10^9× více specifického produktu než ostatních úseků DNA. Díky tomu lze pomocí PCR ve vzorku detekovat velmi malé množství (i jednotky molekul) cílové DNA a PCR je tedy ve srovnání s běžnými metodami chemické analýzy extrémně citlivá.

V klasické PCR se na závěr provádí gelová elektroforéza, která rozdělí fragmenty DNA ve vzorku podle jejich velikosti a umožní tak další využití produktu PCR (např. sekvenace, vložení do DNA živých bakterií atd.).

Kvantitativní PCR (qPCR nebo real-time PCR) využívá několika různých metod, jejichž společným principem je produkce fluorescence kvantitativně spjatá se vznikem nových kopií cílové DNA. Intenzita této fluorescence stoupá tak dlouho, až přeroste určitou prahovou hodnotu. Počet PCR cyklů, který je pro to zapotřebí (tzv. Ct faktor), je pak nepřímo úměrný množství cílové DNA v původním vzorku. Pokud je k dispozici standard cílové DNA (lze jednoduše syntetizovat), je možné kvantitativně měřit množství daných genů ve vzorku.

Pokud cílíme na RNA, např. pokud detekujeme RNA viry jako SARS-CoV-2, provádí se před vlastní PCR ještě **reversní transkripce (RT-PCR)**, při které se tvoří komplementární řetězec DNA (cDNA). Další princip metody je pak totožný s normální PCR.

Nespornou výhodou PCR (popř. qPCR) je její relativní jednoduchost, rychlost (celý proces může proběhnout v řádu hodin) a nízká cena, která se pro kompletní přístrojovou sestavu pohybuje v řádu statisíců korun. Tj. podstatně níž než např. u přístrojů pro analýzu mikropolutantů. Metodu lze

provádět v běžné laboratoři, je možné ji miniaturizovat a automatizovat. Při použití „**high throughput**“ metod (například platforma SmartChip od firmy Takara) lze provádět současně stanovení až pro tisíce vzorků nebo stovky různých genů. Zde se však jedná již o investice v řádu vyšších jednotek miliónů korun.

Pro environmentální a biotechnologické vzorky, kde vycházíme ze směsných a silně znečištěných kultur, je mimořádně důležitá problematika **zakoncentrování a izolace nukleových kyselin** ze vzorku. K dispozici je mnoho fyzikálně-chemických postupů, jejichž vhodnost se liší podle cílového organismu, jeho koncentrace ve vzorku, a především podle charakteru matrice (odpadní vody, pitné vody, kaly atd.). Zatímco pro izolaci bakteriální DNA lze využít řadu komerčně dostupných isolačních „kitů“, u nových cílů (např. virová RNA v odpadních vodách) je vždy nutné postup izolace pracně vyvinout a validovat. I zde je, alespoň pro standardní matrice, možnost využít **robotické isolátory nukleových kyselin** a snížit tak pracnost celé analýzy.

FISH – Fluorescence *in-situ* hybridization
Principem FISH je navázání fluoroforu (molekuly s fluorescenčními vlastnostmi) na oligonukleotid (tzv. genovou sondu), který nasedá na DNA nebo RNA cílového organismu. Při použití fluorescenčního mikroskopu je pak možné vizualizovat pozici daného organismu např. v biofilmu nebo ve vločce aktivovaného kalu. Přitom specifita genové sondy je volitelná a je možné cílit na konkrétní druh, rod nebo na určitou trofickou skupinu. Zvláště při použití tzv. konfokálního mikroskopu (Laser scanning microscopy – LSM) je možné velmi detailně sledovat prostorové vztahy mezi koloniemi mikroorganismů. FISH lze použít i pro sledování konkrétních druhů vláknitých mikroorganismů, které lze identifikovat podstatně přesněji než pomocí prosté mikroskopie.

Výhodou je opět relativní jednoduchost: Běžná laboratoř vybavená epifluorescenčním (statisíce korun) nebo laserovým konfokálním (nižší jednotky miliónů korun) mikroskopem může tyto analýzy provádět po vyškolení odborného personálu.

Kvantifikace množství organismů pomocí FISH (qFISH) je částečně možná buď na základě stanovení plochy cílových kolonií (při použití epifluorescenčního mikroskopu), jejich „bioobjemu“ (při použití LSM, kde lze konstruovat 3D snímky) nebo počítáním jednotlivých obarvených buněk, kterému musí předcházet citlivá desintegrace zkoumané kultury. (Tak, aby se např. biofilm rozpadl na jednotlivé buňky.) Metoda FISH byla do nedávna relativně hojně využívaná především pro výzkumné účely. V poslední době její využití poněkud upadá, protože pro kvantitativní měření, kde nerozhodují prostorové vztahy mezi organismy, je podstatně vhodnější využít qPCR popř. některé sekvenační metody.

Sekvenace
Sekvenace nukleových kyselin, tedy „přečtení“ genetického kódu sledovaných mikroorganismů, je stále dostupnější a také běžnější. V posledních letech klesá cena těchto analýz a závratně stoupá jejich rychlost. Cena se pohybuje v širokém rozmezí od stovek korun za sekvenaci čistých produktů PCR, přes tisícovky za taxonomickou analýzu směsných kultur až po desítky tisíc za detailní analýzu kompletního metagenomu, tj. veškeré DNA (popř. RNA) přítomné ve vzorky směsné kultury (kalu, odpadní vody atd.). Nárůst rychlosti moderních sekvenačních metod lze demonstrovat na příkladu sekvenace lidského genomu (cca. 3,2 miliard basí), které klasickou **Sangerovou metodou** trvalo 13 let (rozluštění 92 % genomu) od roku 1990 do roku 2003. Při použití metod tzv. **Next-Generation Sequencing** (NGS, např. platforma firmy Illumina) lze stejnou úlohu provést během jednoho dne.

Sangerova sekvenace i NGS jsou založeny na principu navázání fluorescenčně (dříve radioaktivně) značených dusíkových basí na cílovou sekvenci nukleové kyseliny. NGS navíc využívá opakované,

speciálně upravené, PCR, která zajistí možnost paralelního čtení řádově miliónů sekvencí. Tím je dosaženo podstatně větší rychlosti sekvenace.

V poslední době se objevují metody tzv. **Third-Generation Sequencing (TGS)**, které jsou založené na fundamentálně odlišných mechanismech a zaměřují se na čtení delších fragmentů DNA i RNA. Nejčastěji se používá tzv. nanopórová sequenace (**Nanopore Sequencing**, firma Oxford Nanopore Technologies), která je založená na změnách intenzity elektrického proudu na membráně s nanopórem, kterým prochází cílový řetězec nukleové kyseliny. Tuto metodu lze provádět mimořádně rychle a v miniaturizovaných "kapesních" přístrojích. Je tak velmi vhodná pro terénní měření, např. přímo na čistírnách odpadních vod. Její nevýhodou je poměrně vysoká chybovost (10–15 %).

Velmi důležité je, že metody NGS i TGS generují semi-kvantitativní data, která mohou být použita např. pro odhad relativního množství různých organismů ve směsné kultuře. Během epidemie covid19 byla nanopórvá sekvenace úspěšně používána pro odhad zastoupení různých variant viru SARS-CoV-2 v odpadních vodách.

Bioinformatika

Zatímco metody qPCR či FISH generují relativně snadno interpretovatelná data, množství informací generovaných sekvenačními metodami je enormní a vyžaduje vysoce specializované know-how a použití specializovaných softwarů. Zapojení expertů v tomto oboru, **bioinformatiků**, je nezbytné pro správnou interpretaci sekvenačních dat a tento fakt může být překážkou pro běžné využití sekvenací v praxi. Lze však využít služeb mnoha specializovaných firem, které bioinformatickou analýzu poskytují.

Srovnání možností molekulárně biologických metod s „klasickými" mikrobiologickými metodami

Informace získané klasickými kultivačními metodami jsou silně zkreslené jednak podmínkami kultivace (složení média, teplota, ORP atd.), jednak fyziologickými vlastnostmi kultivovaných mikroorganismů (růstová rychlost, syntrofické vztahy atd.). Využití zobrazovacích metod (např. mikroskopie, nebo elektronová mikroskopie) závisí výhradně na morfologických odlišnostech mezi mikroorganismy (vláknité organismy, koky, tyčky atd.) a většina organismů je tak prakticky nerozlišitelná. Stejně tak metody založené na měření metabolické aktivity (respirační testy, testy methanogenní aktivity aj.) pohlížejí na směsnou kulturu do značné míry jako na „black box". Proto mohou přinést pouze velmi hrubé odhady parametrů skutečných procesů, tj. jejich rychlosti v závislosti na složení kultury a podmínkách růstu.

Po zavedení molekulárně biologických metod do environmentální biotechnologie začalo být zřejmé, že více než 80 % mikroorganismů v čistírenských kalech a jejich role byla do té doby neznámá. Příkladem zásadního přínosu molekulárních metod může být vývoj znalostí o roli různých druhů nitrifikačních organismů, konkrétně bakterií rodů *Nitrospira* a *Nitrobakter* oxidujících dusitany na dusičnany (tzv. NOB). Po desítky let byla nadhodnocována role rodu *Nitrobacter*, který má vysokou maximální růstovou rychlost a preferenčně tedy narůstá při kultivacích. Molekulární metody ale ukázaly, že v prostředí aktivovaného kalu, kde se vyskytují velmi nízké koncentrace dusitanů, je dominantní role rodu *Nitrospira*, který má řádově vyšší afinitu k substrátu než *Nitrobacte sp*. Toto zjištění mělo přímý dopad na modelování a design nitrifikace v reálných ČOV.

Je však důležité uvědomovat si i slabé stránky molekulárních metod. Jejich většina především nerozlišuje mezi mrtvými, živými a neaktivními buňkami, a do značné míry zanedbává dopad fragmentace cílových nukleových kyselin. Velikost amplikonu pro qPCR je typicky 75–100 párů bazí, zatímco jeden gen obsahuje typicky tisíce bazí. Metoda qPCR tak může nadhodnocovat přítomnost daného genu ve vzorku, protože může detekovat i jeho nefunkční fragmenty. Podobně některé geny (např. geny antibiotické rezistence) mohou sice být přítomny v DNA bakterií, ale nemusí se exprimovat.

Tj. nemusí docházet k expresi genu, při které se tvoří bílkoviny způsobující daný mechanismus resistence a v procesu šíření antibiotické rezistence tak nemusí tento gen hrát žádnou roli.

OBSAH

Z výše zmíněných důvodů je v moderní biotechnologii zcela zásadní využívat celou paletu dostupných mikrobiologických metod a jejich výsledky kombinovat. Pouze tak je možné dále vyvíjet čistírenské procesy stejně jako metody řízení rizik vodárenské infrastruktury (např. sledování výskytu patogenů v pitné vodě).

3. VYUŽITÍ MOLEKULÁRNĚ-BIOLOGICKÝCH METOD PRO DESIGN A ŘÍZENÍ PROCESŮ ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD A STABILIZACE KALŮ

Kvantifikace různých trofických skupin pro kalibraci těchto modelů

Matematické modelování čistírenských procesů již neslouží pouze k pochopení jejich principu, ale pomalu se stává převládajícím nástrojem designu a optimalizace moderních ČOV. Špičkové softwarové nástroje jako West (DHI) nebo GPS-X (Hydromantis Environmental Software Solutions Inc.) poskytují projektantům a technologům spolehlivé a velmi komplexní modely, které usnadňují dimenzování reaktorů a simulaci různých procesních stavů.

Přesná **kvantifikace zastoupení různých trofických skupin** je klíčová pro **kalibraci těchto modelů**. Například zastoupení pomalurostoucích organismů jako jsou nitrifikační bakterie v aktivovaném kalu je extrémně malé (maximálně jednotky procent). I malá chyba v odhadu jejich reálného množství tedy může způsobit velké nepřesnosti při kalibraci matematických modelů (Pérez et al., 2014; Ye and Zhang, 2010). Podobně pokud je některá metabolická dráha zcela zanedbána, matematický simulace může vést ke zcela nepřesným závěrům. Příkladem může být proces comammox, tedy kompletní oxidace amoniakálního na dusičnanový dusík, který provádí některé druhy rodu *Nitrospira*. Comammox byl do nedávna zcela neznámý a jeho role při odstraňování dusíku v aktivaci může být velmi důležitá (Mehrani et al., 2020).

Podobně bakterie anammox do druhé poloviny 90. let unikaly pozornosti mikrobiologů, protože jsou vzhledem k extrémně nízké růstové rychlosti velmi obtížně kultivovatelné. Jejich přítomnost sice byla odhalena na základě bilancí dusíku v uzavřeném systému a pomocí měření deamonifikační aktivity, nicméně kvantifikaci množství organismů anammox v kalech a přesná měření jejich růstových rychlostí umožnilo až použití molekulárně biologických metod (Kim and Cui, 2022).

Separační vlastnosti kalu a přítomnost vláknitých mikroorganismů

Využití sekvenačních metod na ÚČOV Praha

Tým dánských vědců (Nierychlo et al., 2021) objevil, že vláknitý mikroorganismus, který je pod mikroskopem identifikován jako *"Microthrix parvicella"* může být zaměňován za jiný druh *Microthrix*. Pomocí sekvenace DNA rozlišili druh *Microthrix parvicella* a *Microthrix subdominans* a jejich vlastnosti. Například bylo zjištěno, že *M. parvicella* je imunní proti dávkování hlinitého koagulantu zatímco druh *M. subdominans* je na dávkování hlinitého koagulantu citlivý (Wágner et al., 2022).

Na ÚČOV Praha byla populace vláknitých mikroorganismů standardně sledována pomocí mikroskopické analýzy. Od konce roku 2022 je pravidelně prováděna sekvenace DNA aktivovaného kalu s cílem rozlišit druhy *Microthrix* a využívat tyto poznatky v praxi při řízení dávkování hlinitého koagulantu.

Rozlišení druhů vlákna *Microthrix* v souvislosti s potlačováním jeho výskytu se přímo promítá do ekonomiky čistírny, protože náklady na dávkování hlinitého koagulantu jsou významně vyšší než při dávkování železitého koagulantu.

V minulosti se na ÚČOV Praha vyskytla období, kdy dávkovací kampaně hlinitého koagulantu nebyly účinné a četnost vlákna *Microthrix* zůstávala na stejné hodnotě navzdory vysokým dávkám Al^{3+}. Na základě výsledků sekvenace DNA ze zimního období 2022 se provozovatel ÚČOV Praha domnívá, že příčinou mohl být převažující podíl druhu *Microthrix parvicella*. V současné době se tak při rozhodování o strategii potlačování vláken již nespoléhá pouze na mikroskopické rozbory, ale díky využívání sekvenace DNA může opatření přesněji zacílit a vyhnout se neúčelnému dávkování chemikálií s negativními dopady na životní prostředí i ekonomiku provozu.

Využití kvantitativní metody FISH (qFISH) v provozním měřítku

Dánský kolektiv prof. Nielsena (Nierychlo et al., 2018) využívá pro identifikaci vláknitých organismů a následnou optimalizaci optimalizaci provozu ČOV i metodu qFISH (stanovení bioobjemu cílových bakterií). Tito autoři kvantifikovali na řadě ČOV množství několika druhů bakterií z kmene Chloroflexi a dokumentovali jejich roli při tvorbě biologických pěn. Zajímavým poznatkem je, že ačkoli všechny studované kmeny tvořily vlákna, měly rozdílnou morfologii a typicky kolonizovali různé oblasti vloček aktivovaného kalu. Díky dlouhodobému sběru sekvenačních dat více než na 50 dánských ČOV, která jsou shromážděna v databázi MiDAS (McIlroy et al., 2015) je nyní možné zpětně posoudit abundanci a roli těchto organismů v praxi. Stejně jako v případě zkušeností z pražské ÚČOV, i tato práce ukazuje, že pouhé sledování výskytu různých morfotypů vláknitých mikroorganismů není pro popis výskytu vláknitých pěn dostatečné.

Metodu FISH a qFISH lze využít i v případě pěnících anaerobních kalů, jak ukazuje například práce (Jiang et al., 2021).

4. VYUŽITÍ PRO HODNOCENÍ HYGIENICKÉHO ZABEZPEČENÍ VODY

Detekce virových patogenů v pitné vodě

Zásadní roli budou molekulárně biologické metody pravděpodobně brzy hrát i v oblasti kontroly hygienického zabezpečení vody. I v souvislosti s epidemií covid19 se v posledních letech mimořádně zdokonalili metody detekce virů ve vodách. Stanovení např. norovirů nebo viru hepatitidy A v pitné vodě je již relativně dobře zvládnuté (Hrdy and Vasickova, 2022) a v současnosti největším praktickým problémem je zakoncentrování vzorků, kdy je pro dosažení dostatečné citlivosti potřeba přefiltrovat až desítky litrů vody. Následné použití qPCR je už relativně snadné a celý proces je možné provést v řádu hodin.

Pokud by tato metoda byla k dispozici např. při významné havárii v pražských Dejvicích v roce 2015, bylo by možné havárii řešit podstatně rychleji (Kožíšek, 2016). Diagnostika původu znečištění byla v té době založena pouze na kultivačním stanovení indikátorových organismů pro fekální znečištění (*E. coli*, koliformní bakterie atd.), jehož výsledky byly známy až s několikadenním zpožděním. Konečné potvrzení příčiny onemocnění (přítomnost norovirů) pak poskytla elektronová mikroskopie, která je velmi přístrojově i provozně náročná a v žádném případě není kvantitativní.

Detekce *Legionella* v pitných a chladicích vodách

Důvodem zavedení metody qPCR v laboratořích PVK byla potřeba rychlejší detekce mikrobiální kontaminace vody. Přispělo k tomu vydání Směrnice EP a Rady (EU) 2020/2184 o jakosti vody určené k lidské spotřebě a její transpozice do legislativy ČR. Směrnice vyžaduje komplexní přístup k bezpečnosti vody založený na posouzení a řízení rizik, který zahrnuje celý zásobovací řetězec se zvláštním zaměřením na prioritní prostory.

Jakost vody může být ovlivněna domovními rozvodnými systémy. Jedná se zejména o kontrolu podmínek, které podporují růst legionel (tvorba aerosolu, přítomnost améb a živin způsobujících tvorbu biofilmů, teploty mezi 25–55 °C, materiál potrubí, stagnace vody, nedostatečná desinfekce

vody). Je známo, že ze všech vodních patogenů způsobují v EU velkou zdravotní zátěž bakterie rodu *Legionella*. Jsou přenášeny systémy dodávajícími teplou vodu a dostávají se do lidského organismu inhalací. Ročně je v Unii hlášeno okolo šesti tisíc případů legionelózy (s desetiprocentní smrtností).

Základní stanovení legionel se provádí kultivační metodou podle ČSN EN ISO 11731. Pro účely ověřovacího monitorování založeného na posouzení rizik a na doplnění kultivačních metod lze použít i jiné metody, jako jsou rychlé kultivační metody, nekultivační metody a molekulární metody, zejména qPCR.

Norma ISO/TS 12869 Detekce a kvantifikace *Legionella spp*. a/nebo *L. pneumophila* metodou koncentrování a genové amplifikace s použitím qPCR specifikuje obecné metodické požadavky, požadavky na hodnocení výkonnosti a požadavky na kontrolu kvality. Výsledky jsou vyjádřeny jako počet genomových jednotek (GU) na litr vzorku (GU/l). Legislativa bohužel neuvádí limity v jednotkách stanovených touto metodou, rozhodně ji lze ale s výhodou použít pro rychlý screening stavu rozvodů dodávajících teplou vodu a stanovení vhodných nápravných opatření. Výsledky jsou známé v řádu hodin, zatímco kultivační metoda poskytuje výsledky nejdříve za 10 dnů.

Z výsledků vyplývá, že metody jsou vzájemně neporovnatelné (nelze porovnávat jednotky KTJ × GU). Výsledky stanovení kultivační metodou jsou podhodnocené z důvodu růstu pouze kultivovatelných bakterií, zatímco metoda PCR výsledky nadhodnocuje, neboť může detekovat i mrtvé bakterie. V případě potřeby ale existují metody, jak odlišit neporušené buňky od mrtvých. Metoda PCR se ukázala jako velmi citlivá, přesná, rychlá a spolehlivá a ve zkoušených vzorcích vod se inhibice projevila jen výjimečně. Průkaz přítomnosti vyššího množství, byť mrtvých bakterií legionel v rozvodném systému, by měl být důvodem k prověření podmínek, které podporují jejich růst v místě odběru a k zahájení nápravných opatření.

Výhodnější je sledovat přímo výskyt druhu *Legionella pneumophila* než rodu *Legionella*. *Legionella spp*. způsobuje méně než 5 % potvrzených případů legionelóz v EU a více než 80 % případů způsobuje přímo *Legionella pneumophila* sg 1.

5. EPIDEMIOLOGIE ODPADNÍCH VOD („WASTEWATER-BASED EPIDEMIOLOGY“)

Nejpozději od epidemie covid19 se na mnoha místech po světě systematicky uplatňuje monitoring přítomnosti různých patogenních organismů (samozřejmě zatím nejčastěji SARS-CoV-2) v městských odpadních vodách (Naughton et al., 2023; Zdenkova et al., 2022). Tento přístup však byl již dříve používán pro monitoring šíření polioviru. Např. v Československu byly odpadní vody vyšetřovány na jeho přítomnost již od šedesátých let minulého století (Matyášová, 2005). Podobné, i když většinou ne tak dlouhodobé, programy probíhají v mnoha zemích světa, jako např. Indie (Deshpande et al., 2003), Velka Británie (Hill and Pollard, 2022; Klapsa et al., 2022), USA (Link-Gelles et al., 2022) nebo Izrael (Shulman et al., 2014) a významně přispívají k eradikaci poliomyelitidy (Hovi et al., 2012).

Survaillance virů a dalších patogenů v odpadních vodách by byla nemyslitelná bez použití molekulárně biologických metod. Jednak jsou rychlé, proveditelné v požadovaném množství a lze jimi přesně identifikovat výskyt nových variant virů. Nejčastější je opět použití qPCR pro kvantitativní měření a sekvenace na platformě Illumina (NGS) nebo MinION (Nanopore sequencing) pro detekci šíření variant.

V souvislosti s v souvislosti s návrhem nové směrnice o čištění městských odpadních vod, který v říjnu roku 2022 zveřejnila Evropská komise (Commission, 2022), je zřejmé, že využití metod molekulární biologie bude naprosto nutné pro sledování speciálních ukazatelů, jako je SARS-CoV-2, poliovirus (virus dětské obrny), chřipkový virus, antibioticky rezistentní bakterie a jejich DNA ad. Povinnost těchto měření se zatím má vztahovat pouze na ČOV s kapacitou větší než 100 000 EO a frekvence odběrů je

minimálně 2x za rok. Nicméně dá se předpokládat, že tento typ měření se v blízké budoucnosti stane pro provozovatele zcela standardním.

6. SHRNUTÍ

Jak ukazují příklady z praxe shrnuté v tomto článku, molekulárně biologické metody se již staly zcela standardním mikrobiologickým nástrojem, který lze využít v řadě oblastí vodního hospodářství. Jejich výhodou je velká citlivost (především u qPCR), relativní jednoduchost a možnost flexibilní modifikace při výskytu nových organizmů, které je třeba sledovat. Je zřejmé, že moderní vodohospodářská mikrobiologická laboratoř by molekulárně biologickými metodami měla disponovat. Stejně tak projektanti a technologové ČOV by si měli uvědomovat možnosti, které jim molekulárně biologické metody skýtají a plně jich využívat.

SEZNAM LITERATURY

Commission, E. 2022 Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL concerning urban wastewater treatment (recast).

Deshpande, J.M., Shetty, S.J. and Siddiqui, Z.A. (2003). Environmental surveillance system to track wild poliovirus transmission. *Appl Environ Microbiol* 69(5), 2919-2927.

Hill, M. and Pollard, A.J. (2022). Detection of poliovirus in London highlights the value of sewage surveillance. *Lancet* 400(10362), 1491-1492.

Hovi, T., Shulman, L.M., Van Der Avoort, H., Deshpande, J., Roivainen, M. and De Gourville, E.M. (2012). Role of environmental poliovirus surveillance in global polio eradication and beyond. *Epidemiology & Infection* 140(1), 1-13.

Hrdy, J. and Vasickova, P. (2022). Virus detection methods for different kinds of food and water samples – The importance of molecular techniques. *Food Control* 134, 108764.

Jiang, C., McIlroy, S.J., Qi, R., Petriglieri, F., Yashiro, E., Kondrotaite, Z. and Nielsen, P.H. (2021). Identification of microorganisms responsible for foam formation in mesophilic anaerobic digesters treating surplus activated sludge. *Water Res*. 191, 116779.

Kemp, P.F., Cole, J.J., Sherr, B.F. and Sherr, E.B. (2018) *Handbook of Methods in Aquatic Microbial Ecology*, CRC Press.

Kim, M. and Cui, F. (2022). Identification of bacterial communities in conventional wastewater treatment sludge to inform inoculation of the anammox process. *Chemosphere* 311(Pt 2), 137167.

Klapsa, D., Wilton, T., Zealand, A., Bujaki, E., Saxentoff, E., Troman, C., Shaw, A.G., Tedcastle, A., Majumdar, M., Mate, R., Akello, J.O., Huseynov, S., Zeb, A., Zambon, M., Bell, A., Hagan, J., Wade, M.J., Ramsay, M., Grassly, N.C., Saliba, V. and Martin, J. (2022). Sustained detection of type 2 poliovirus in London sewage between February and July, 2022, by enhanced environmental surveillance. *Lancet* 400(10362), 1531-1538.

Link-Gelles, R., Lutterloh, E., Ruppert, P.S., Backenson, P.B., George, K.S., Rosenberg, E.S., Anderson, B.J., Fuschino, M., Popowich, M. and Punjabi, C. (2022). Public health response to a case of paralytic poliomyelitis in an unvaccinated person and detection of poliovirus in wastewater—New York, June–August 2022. *Morbidity and Mortality Weekly Report* 71(33), 1065.

Matyášová, I. (2005). Surveillance Poliomyelitidy v České republice od zahájení očkování po certifikaci eradikace v Evropském regionu. *Epidemiologie, mikrobiologie, imunologie* 54(1), 16-20.

McIlroy, S.J., Saunders, A.M., Albertsen, M., Nierychlo, M., McIlroy, B., Hansen, A.A., Karst, S.M., Nielsen, J.L. and Nielsen, P.H. (2015). *MiDAS: The field guide to the microbes of activated sludge*. Database 2015.

Mehrani, M.-J., Sobotka, D., Kowal, P., Ciesielski, S. and Makinia, J. (2020). The occurrence and role of Nitrospira in nitrogen removal systems. *Bioresource Technology* 303, 122936.

Naughton, C.C., Roman, F.A., Jr, Alvarado, A.G.F., Tariqi, A.Q., Deeming, M.A., Kadonsky, K.F., Bibby, K., Bivins, A., Medema, G., Ahmed, W., Katsivelis, P., Allan, V., Sinclair, R. and Rose, J.B. (2023). Show us the data: global COVID-19 wastewater monitoring efforts, equity, and gaps. *FEMS Microbes* 4.

Nelson, B. (2022). What poo tells us: Wastewater surveillance comes of age amid covid, monkeypox, and polio. *BMJ* 2022;378:o1869.

Nierychlo, M., Miłobędzka, A., Petriglieri, F., McIlroy, B., Nielsen, P.H. and McIlroy, S.J. (2018). The morphology and metabolic potential of the Chloroflexi in full-scale activated sludge wastewater treatment plants. *FEMS Microbiol. Ecol.* 95(2).

Nierychlo, M., Singleton, C.M., Petriglieri, F., Thomsen, L., Petersen, J.F., Peces, M., Kondrotaite, Z., Dueholm, M.S. and Nielsen, P.H. (2021). Low Global Diversity of Candidatus Microthrix, a Troublesome Filamentous Organism in Full-Scale WWTPs. *Front. Microbiol.* 12.

Pasteur, L. (1858). Sulla fermentazione alcoolica. *Nuovo Cim* 7(1), 270-272.

Pérez, J., Lotti, T., Kleerebezem, R., Picioreanu, C. and van Loosdrecht, M.C.M. (2014). Outcompeting nitrite-oxidizing bacteria in single-stage nitrogen removal in sewage treatment plants: A model-based study. *Water Res*. 66, 208-218.

Shulman, L., Gavrilin, E., Jorba, J., Martin, J., Burns, C., Manor, Y., Moran-Gilad, J., Sofer, D., Hindiyeh, M. and Gamzu, R. (2014). Molecular epidemiology of silent introduction and sustained transmission of wild poliovirus type 1, Israel, 2013. *Eurosurveillance* 19(7), 20709.

Wágner, D.S., Peces, M., Nierychlo, M., Mielczarek, A.T., Thornberg, D. and Nielsen, P.H. (2022). Seasonal microbial community dynamics complicates the evaluation of filamentous bulking mitigation strategies in full-scale WRRFs. *Water Res*. 216, 118340.

Ye, L. and Zhang, T. (2010). Estimation of nitrifier abundances in a partial nitrification reactor treating ammonium-rich saline wastewater using DGGE, T-RFLP and mathematical modeling. *Appl. Microbiol. Biotechnol*. 88(6), 1403-1412.

Zdenkova, K., Bartackova, J., Cermakova, E., Demnerova, K., Dostalkova, A., Janda, V., Jarkovsky, J., Lopez Marin, M.A., Novakova, Z., Rumlova, M., Ambrozova, J.R., Skodakova, K., Swierczkova, I., Sykora, P., Vejmelkova, D., Wanner, J. and Bartacek, J. (2022). Monitoring COVID-19 spread in Prague local neighborhoods based on the presence of SARS-CoV-2 RNA in wastewater collected throughout the sewer network. *Water Res.* 216, 118343.

OBSAH

Ztráty vody v evropském kontextu

Paul J.[123]*

[1]*Vodovody a kanalizace Beroun, a.s., Mostníkovská 255/3, 266 01 Beroun*
[2]*Asociace pro vodu ČR (CzWA), Traťová 574/1, 619 00 Brno*
[3]*Sdružení oboru vodovodů a kanalizací ČR, z.s. (SOVAK ČR), Novotného lávka 200/5, 110 00 Praha 1*
**autor pro korespondenci, email: jiri.paul@vakberoun.cz*

ABSTRAKT

Ztráty vody v ČR zaznamenávají trvale klesající trend. Aktuálně se pohybujeme na úrovni 17 % nefakturované vody. Z historického pohledu je to velmi pozitivní výsledek. Ze států EU máme šesté nejnižší ztráty. V dobrých průměrných hodnotách je ale ukryt problém malých provozovatelů a vlastníků. Lepších výsledků než průměr je dosahováno jen na 3 % vodovodů, ve kterých se produkuje přes 40 % veškeré pitné vody. Také v absolutním vyjádření je množství ztracené vody znepokojující; objem ztracené vody by stačil k zásobení téměř 2,5 mil. obyvatel. Sucho v minulých letech a energetická krize z roku 2022 mění náhled na vnímání ztrát z pohledu dostupnosti a nákladovosti.

KLÍČOVÁ SLOVA

Benchmarking; EU; nefakturovaná voda; ztráty vody

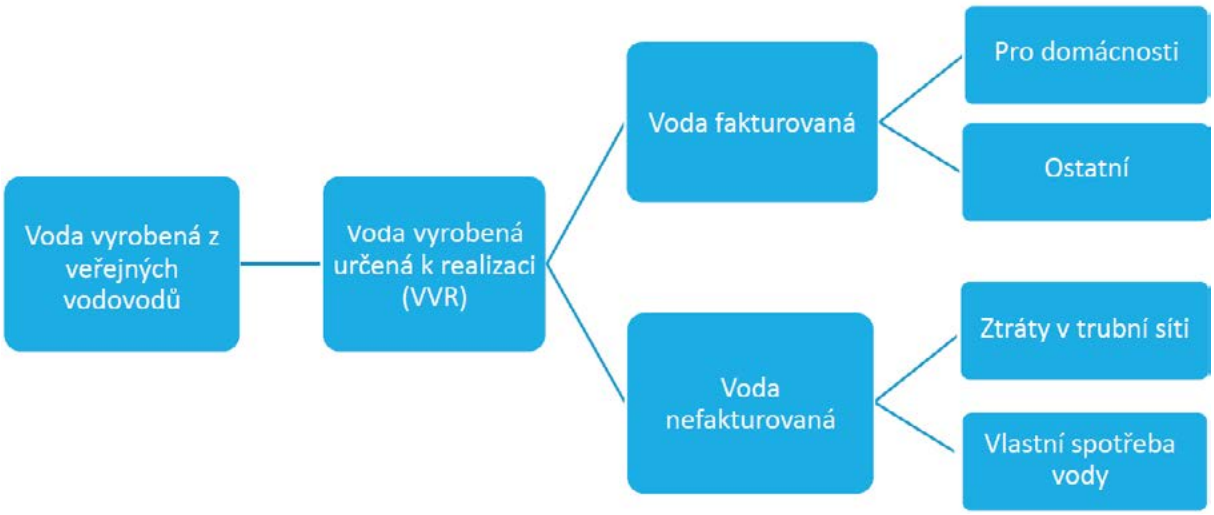
1. ÚVOD

Pojem ztráty vody definuje ve vodárenství část objemu pitné vody, která se při distribuci ztratí, tedy nedostane se až ke koncovému odběrateli. Jsou to především úniky z vodovodů a přípojek haváriemi a netěsnostmi, přepady vodojemů, nepřesnost měření a krádeže vody. Ztráty vody jsou součástí tzv. nefakturované vody, do které ještě spadá vlastní spotřeba a ostatní nefakturované odběry; jedná se o vodu použitou pro odkalování, proplachy, čištění (např. akumulací), vodu pro hasební účely, mimořádné události a nouzové zásobování.

Přestože je definice ztrát (též označováno jako ztráty v trubní síti) celkem jednoznačná, nejen v ČR narážíme na rozdílné interpretace a neschopnost velkého množství zejména menších provozovatelů vykazovat vlastní spotřebu – v ČR je u více než třetiny odevzdaných výkazů provozovateli (MZe, 2022) stejná hodnota pro nefakturovanou vodu i pro ztráty vody. Často je také vlastní spotřeba odhadována na základě nedostatečných podkladů a nebo stanovena pevně jako podíl nefakturované vody (nižší jednotky procent). Pokud není dále v textu uvedeno jinak, bude pojednáváno o nefakturované vodě (NV), tedy o ztrátách vody i vlastní a ostatní spotřebě, která není vyúčtována koncovému odběrateli, dohromady a pojmy nefakturovaná voda a ztráty budou mít pro zjednodušení stejný význam.

2. HOSPODAŘENÍ S VODOU

Obr. 1 ukazuje strukturu hodnocení hospodaření s vodou při distribuci pitné vody. Voda vyrobená zahrnuje vodu upravenou nebo získanou z podzemní vody bez úpravy – z vlastních zdrojů. Případný rozdíl mezi vyrobenou vodou a vodou určenou k realizaci představuje možné předání vody do jiného vodárenského systému nebo naopak získání vody převzetím z jiného systému. Voda k realizaci je tak objem vody, který vstupuje do hodnocené distribuční sítě a představuje 100% základnu.



Obr. 1. *Struktura hodnocení hospodaření s vodou*

Voda fakturovaná by měla být, jak by se mohlo zdát, zcela exaktním číslem, ale čím větší hodnocený systém, tím je toto číslo méně přesné. V ČR máme zanedbatelný podíl odběrů, které nejsou měřeny vodoměrem. Nepřesnost je tak zapříčiněna zejména rozdílnými fakturačními cykly. Ve větším distribučním systému je technicky nemožné provést odečet všech vodoměrů v krátkém časovém úseku, fakturace je proto zpravidla rozdělena v průběhu celého roku a po zbytek roku se účtují odběratelům zálohy a do technických propočtů z ekonomického oddělení přichází údaj o skutečné fakturaci a tzv. dohadných položkách. Zcela přesné číslo zkoumaného roku je tedy možné získat až po vyhodnocení odečtů roku následujícího, ale takový údaj slouží už jen případné vlastní potřebě a nevstupuje do žádných výkazů.

Výpočet dohadných položek nemá jednotnou metodiku, ani nemůže mít. Pokud se menší provozovatelé vůbec dohadnou položkou zabývají, obvykle ji nahradí kvalifikovaným odhadem podle znalosti spotřeby v minulosti s korekcí na množství vody k realizaci v aktuálním období. U větších provozních celků takový výpočet zajišťuje algoritmus naprogramovaný ve fakturačním programu nebo samostatně prováděný výpočet. Největším úskalím dohadné položky je meziroční rozdíl ve spotřebě – například po suchém roce s vysokou spotřebou bude dohadná položka pro následující rok mírně vyšší. V zásadě se zpravidla nejedná o významný nedostatek; nepřesnost údaje o fakturované vodě se z důvodu nesprávnosti na straně dohadných položek pohybuje v řádu nižších jednotek procent.

Ve světě i v Evropě se k možné odchylce způsobené dohadnými položkami přidává zcela zásadní nepřesnost, a tou je absence měření. Nefakturovaná voda se tím navyšuje o ztráty na domovních rozvodech (které by jinak byly změřeny a vyfakturovány) a spotřeba odběratele se stanovuje směrnými čísly podle velikosti nemovitosti nebo počtu osob. Je zřejmé, že s takovou datovou základnou je velmi složité zjišťovat skutečný technický stav. Například ve Velké Británii je jen polovina spotřeb domácností měřena vodoměrem (Parker, 2022).

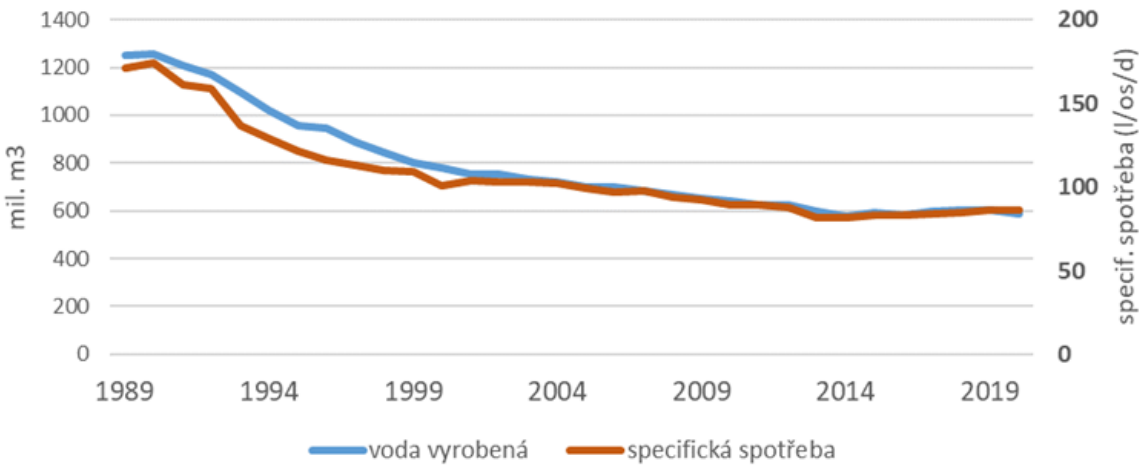
Ztráty vody se nejčastěji vykazují jako podíl z celkové vody k realizaci. Takové vyjádření má značnou nevýhodu pro srovnávání mezi různě velkými distribučními systémy. Je ale nejjednodušší a zpravidla dostatečné pro dlouhodobé hodnocení jednotlivých sledovaných

systémů v čase. Za nejvhodnější ukazatel pro porovnávání systémů je považován tzv. jednotkový únik. Udává se jako objem vody nefakturované připadající na 1 km přepočtené délky potrubí na profil DN150 ($m^3.km^{-1}.rok^{-1}$). Tato hodnota lépe zohledňuje strukturu vodovodní sítě. Norma ČSN 75 5020 Ztráty vody uvádí i orientační posouzení akceptovatelnosti jednotkového úniku v závislosti na kategorii zástavby. Například pro městskou zástavbu uvádí hodnotu jednotkového úniku do 7 $m^3.km^{-1}.rok^{-1}$ jako dobrou a vyhovující do 10 $m^3.km^{-1}.rok^{-1}$. Norma zmiňuje také *Infrastructure Leakage Index* (ILI), který ale u nás není obecně zaveden. Tento index je vhodný pro posuzování samostatných provozních systémů, nehodí se k posuzování na více systémů najednou. Výpočet ILI je dosti složitý, má řadu úskalí (Tuhovčák, 2022) a není vhodný pro použití provozovateli s nedostatečnou odborností.

Hospodaření s vodou v ČR

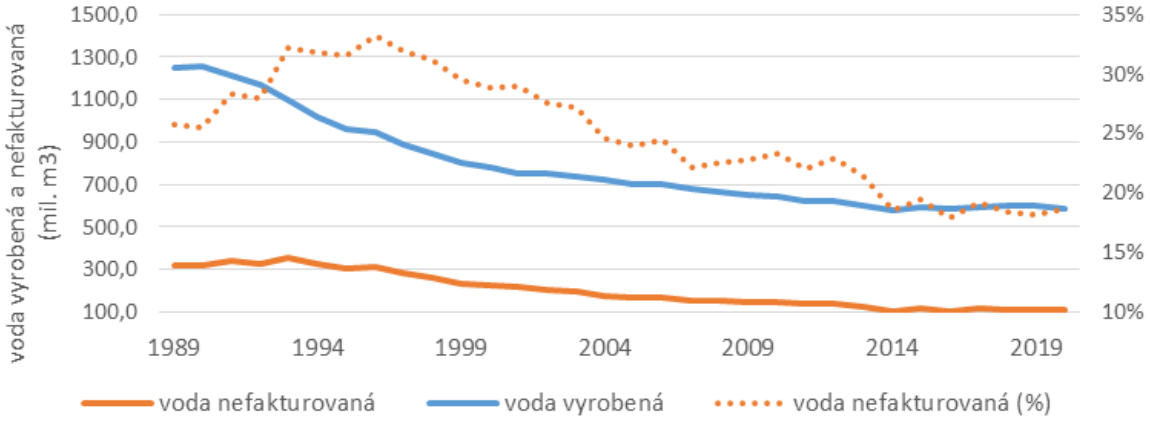
Za posledních třicet let došlo v ČR k dramatickému vývoji hospodaření s vodou. Po roce 1989 nastalo několik zásadních změn oproti předchozímu období. Patrně nejvýznamnějším byl přechod z poplatku za vodné a stočné, který byl do té doby uměle stanoven a byl jednotný po celé zemi, na cenu pro vodné a stočné. Postupem let stoupal také tlak na to, aby cena obsahovala všechny náklady včetně nákladů na obnovu. Toto se postupně stále více daří, i když, zejména u menších vlastníků a provozovatelů, nejsou prozatím dostatečně zahrnuty zejm. náklady na obnovu a cena je tak vlastníky dotována. Zvyšování ceny mělo samozřejmě za následek snížení spotřeby jak u domácností, tak i u ostatních odběratelů. Se změnou hospodářských poměrů zanikla nebo byla transformována řada průmyslových odběratelů, jejichž spotřeba vody byla vysoká. Postupně se také začalo s řízenou obnovou vodárenských systémů, jejichž stav byl na začátku devadesátých let minulého století neuspokojivý a obnova byla dramaticky zanedbaná. Zákonem o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a prováděcí vyhláškou byl v roce 2001 nastaven regulatorní rámec ošetřující vztahy mezi dodavatelem vody a odběratelem, upravující měření spotřeby a v neposlední řadě definující povinnosti sběru a předávání technických informací (274/2001 Sb., 428/2001 Sb.).

Změny vedly k poklesu výroby vody (potřeby vody) a specifické spotřeby; již v roce 2000 výroba poklesla na 62 % oproti roku 1989 a v roce 2014 dosáhla minima (575,5 mil. m^3/rok; 46 % výroby roku 1989). Specifická spotřeba v roce 2000 byla na 58 % hodnoty roku 1989, minima dosáhla v roce 2013 (82 l/os/d; 47 % spotřeby roku 1989) (SOVAK, 2022).



Obr. 2. *Vývoj výroby vody a specifické spotřeby v ČR po roce 1989. Zdroj dat SOVAK (2022).*

Vývoj ztrát vody měl oproti výrobě vody několik let zpoždění (Obr. 3). Voda nefakturovaná vyjádřená v objemových jednotkách až do roku 1996 víceméně stagnovala, ale protože se v tomto období již snižovala výroba, znamenalo to prudký nárůst nefakturované vody jako podílu z vody vyrobené. Maximální hodnoty dosáhl podíl nefakturovaná vody v roce 1996 – 33,2 %. Jasná sestupná tendence po tomto roce pokračovala až do roku 2013 (SOVAK, 2022). Od té doby lze stav hodnotit jako setrvalý. Nefakturovaná voda v roce 2021 představovala 17,3 % (Duda a kol., 2022).



Obr. 3. *Srovnání vývoje vody vyrobené a nefakturované v ČR. Zdroj dat SOVAK (202)2.*

3. ZTRÁTY VODY V EVROPĚ

Získat data o ztrátách vody ve státech EU v pro nás běžné struktuře a kvalitě není možné. Napříč Evropou chybí systematický sběr údajů, není sjednocená metodika a v řadě zemí nejsou údaje vůbec zveřejňovány nebo dokonce sbírány. Změnu by měla přinést implementace směrnice EU (EU 2020/2184) o kvalitě pitné vody, která zavádí sledování ztrát vody jako novou povinnost. Nejpřehlednější souhrn vodárenských informací v evropském měřítku poskytuje sdružení provozovatelů EurEau. Pro členy (za naši zemi je to SOVAK ČR) poskytuje přehled sebraných dat. Některá takto získaná data publikuje i veřejně (např. EurEau, 2020). Ovšem i údaje EurEau je nutné brát jako informativní, porovnáním s dalšími dostupnými údaji bylo zjištěno, že v některých státech se data poskytnutá členskými organizacemi EurEau nedají

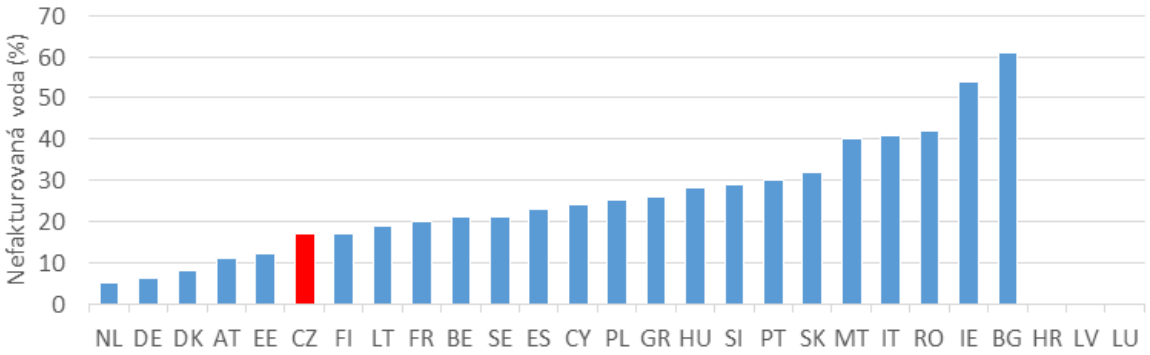
považovat za oficiální statistiky daných zemí, ale spíše za data poskytnutá členy příslušného vzorku provozovatelů. Kvalita těchto dat se zvyšuje v případě, že členové spolku tvoří významný podíl na trhu.

Tab. 1. *Nefakturovaná voda – statistický přehled 24 států EU. Data jednotlivých států jsou uvedena na Obr. 4. (Zdroj: interní data EurEau, interní data CzWA)*

EU	Nefakturovaná voda	
	Podíl z vody vyrobené (%)	Pozn.
Max	61	*Rumunsko*
Min	5	*Holandsko*
Medián	24	
75 percentil	31	
90 percentil	42	

Postavení ČR mezi státy EU je velmi dobré, zaujímáme šesté nejlepší místo, máme nejnižší ztráty z postkomunistických zemí (Obr. 4). Medián hodnot je 24 %, čtvrtina států má ztráty větší než 31 % (Tab. 1).

Tři země mají ztráty nižší než 10 % - Holandsko, Německo a Dánsko. Ztráty 40 % a vyšší mají Malta, Itálie, Rumunsko, Irsko a Bulharsko. Rumunsko má ztráty 42 %, společnosti ovládané skupinou Veolia mají průměr pod 21 % (Lukeš M., osobní sdělení). Největší ztráty má Rumunsko – 61 %. Společnosti skupiny Veolia kolem 38 % (Lukeš M., osobní sdělení). Obě posledně jmenované země mají větší množství provozovatelů, podobně jako u nás se jedná o



Obr. 4. *Nefakturovaná voda – státy EU. Zvýrazněna pozice České republiky. U států Lucembursko, Chorvatsko a Lotyšsko se nepodařilo data získat. (Zdroj: interní data EurEau, interní data CzWA)*

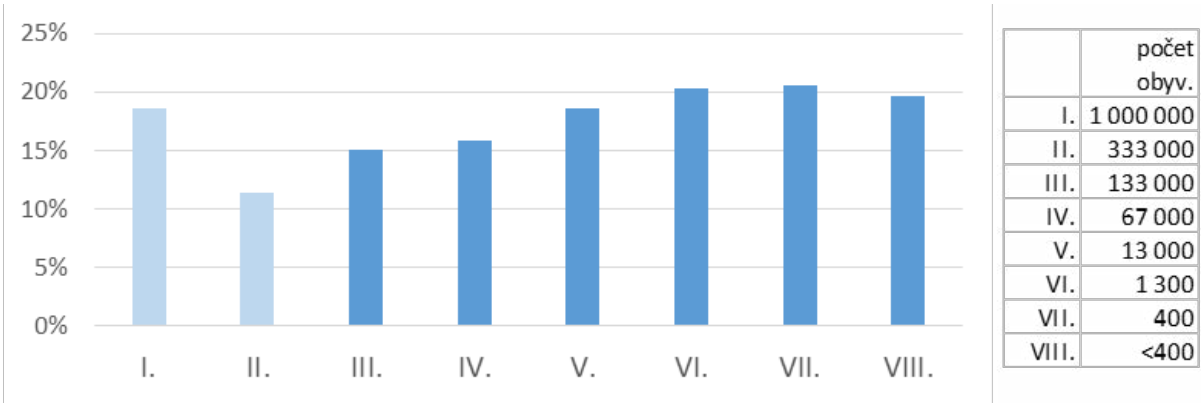
mix soukromého a municipálního ovládání provozních společností. Je zřejmé, že v tomto případě zahraniční know-how a systematický přístup přinášejí vyšší kvalitu (menší ztráty). V obou zemích se také jedná o systémový problém s nastavením vztahů dodavatel – odběratel a dostatečnou obnovou majetku. Vliv také hraje to, že ze států EU má Bulharsko nejnižší ceny a Rumunsko třetí nejnižší ceny pro vodné a stočné. V Irsku domácnosti za vodu neplatí do té doby, dokud nepřesáhnou 1,7násobek průměrného odběru, tj. 213 m^3/rok (Irish Water, 2023).

4. BENCHMARKING VAK V ČR

Ze srovnání se státy Evropy vychází ČR velmi dobře. Z jakých dat se ale toto číslo skládá? Jak jsou na tom jednotliví provozovatelé? Na tyto otázky odpovídá podrobně Benchmarking vlastníků a provozovatelů vodovodů a kanalizací (MZe, 2022), který od roku 2015 zpracovává ministerstvo zemědělství.

Vstupními daty jsou Vybrané ukazatele provozní a majetkové evidence a Porovnání všech položek výpočtu ceny podle vyhlášky (428/2001 Sb.). V roce 2015 bylo pro benchmarking použito 1371 z 1818 Porovnání, což představovalo 33,4 % vyrobené vody. V roce 2020 již byla situace lepší, odesláno bylo 2319 porovnání, použito 2114 – 98,7 % vyrobené vody. Ale vzhledem k tomu, že v ČR bylo v roce 2020 3041 provozovatelů (Duda a kol., 2022) a celá řada z nich provozuje více než jeden samostatně kalkulovaný celek, je zřejmé, že významný podíl provozovatelů data neposkytl. Jelikož se jedná o povinně poskytovaná data, z nízké výtěžnosti je vidět, jak provozovatelé a vlastníci plní, či spíše neplní, svoji zákonnou povinnost.

Díky publikaci kompletních datových sad po očištění je možné pracovat s daty jednotlivých ukazatelů. Dá se tak také zjistit, že za rok 2020 odevzdalo údaje o ztrátách vody 1151 provozovatelů. Srovnáme-li s počtem registrovaných provozovatelů, je to pouhých 38 % provozovatelů. Z toho 6,7 % provozovatelů vykázalo nulové ztráty, což je velmi nepravděpodobné a spíše odpovídá buď totální neznalosti problematiky nebo absenci měření vody k realizaci. Dalších 38,5 % vykazuje stejné číslo u ztrát vody i vody nefakturované. Tyto nedostatky ve výkaznictví se vyskytují u provozovatelů obsluhujících hlavně menší systémy (VI.-VIII.), ale jsou přítomny i u kategorie V., což je systém zásobující 13 – 67 tisíc obyvatel.

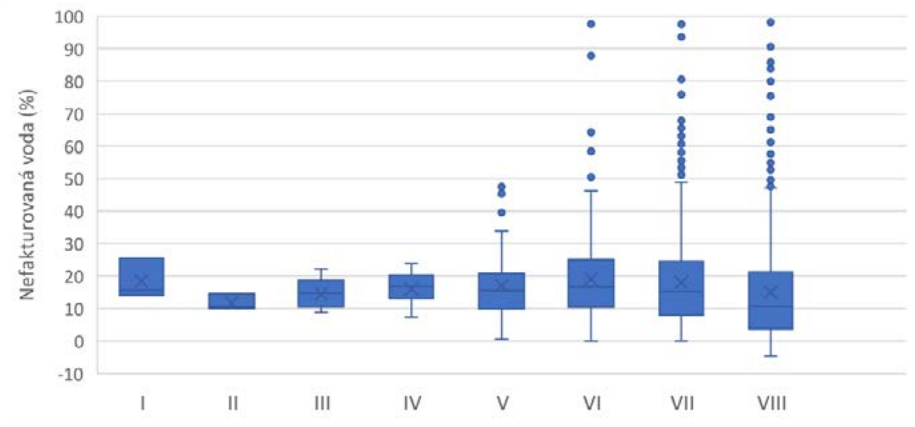


	počet obyv.
I.	1 000 000
II.	333 000
III.	133 000
IV.	67 000
V.	13 000
VI.	1 300
VII.	400
VIII.	<400

Obr. 5. *Nefakturovaná voda v % vody k realizaci, benchmarking VaK 2020. Kategorie označené římskými čísly jsou v benchmarkingu vyjádřeny fakturovaným objemem, zde uvedeny jako přibližný počet zásobovaných obyvatel. Kategorie I. a II. barevně odlišeny z důvodu malého počtu provozovatelů v kategorii (v obou jen tři).*

Na Obr. 5 je stejnou metodikou, jakou je počítána nefakturovaná voda za celou ČR, spočtena nefakturovaná voda pro jednotlivé kategorie provozovatelů (provozních oblastí), tedy jako podíl celkové nefakturované vody v kategorii na celkové vodě k realizaci.

Graf na Obr. 6 zobrazuje hlavní statistické údaje pro jednotlivé kategorie. Z grafu je patrné, že u menších provozních celků je výrazný rozptyl hodnot, přestože medián a střední hodnoty NV v těchto kategoriích nejsou horší než u kategorií s větším počtem zásobovaných obyvatel. Kategorie VII. a VIII. představují 76 % všech podaných hlášení (více než 1600), reprezentují však jen necelých 5 % celkové vody k realizaci. Minimální dosažená hodnota (-4,56 %), stejně jako maximální (99,72 %) ukazují na neschopnost řádně vykázat technické údaje; ztráty přes 90 % reportovalo 8 subjektů, pod 1 % 52 subjektů (obojí v nejmenších kategoriích).



	počet obyv.
I.	1 000 000
II.	333 000
III.	133 000
IV.	67 000
V.	13 000
VI.	1 300
VII.	400
VIII.	<400

Obr. 6. *Nefakturovaná voda v % vody k realizaci - hlavní statistické ukazatele pro jednotlivé kategorie provozních oblastí, benchmarking VaK 2020. Sloupec představuje 1. a 3. kvartil, čára v boxu je medián a křížek průměrná hodnota, paprsek vyznačuje minimální a maximální hodnoty po vyloučení odlehlých hodnot (mimo rozmezí 1,5 násobku kvartilového rozpětí), body označují odlehlé hodnoty. Výpočty statistických hodnot v textu zahrnují i odlehlé hodnoty.*

Statistické výstupy ze všech dat z roku 2020 shrnuje Tab. 2. Podrobná statistika jednotlivých kategorií je k nalezení na záznamu webináře Vodárenské čtvrtky (Paul, 2022).

Tab. 2. *Nefakturovaná voda – statistický přehled výsledků za ČR (MZe, 2022)*

ČR	Nefakturovaná voda
n=2114	*Podíl z vody vyrobené (%)*
Max	*99,72*
Min	*-4,56*
Průměr	16, 86
Medián	14,11
25. percentil	6,74
75. percentil	23,10
90. percentil	34,25

5. UDRŽITELNOST HOSPODAŘENÍ S VODOU

Uplynulé roky ukazují, že i v zemích, které dosud ztrátám nevěnovaly nebo nemusely věnovat mnoho pozornosti, bude potřeba dramaticky změnit přístup. Velká Británie spustila v roce 2019 rozsáhlý projekt, jehož cílem je snížit ztráty v celé zemi o třetinu do roku 2030 a o polovinu do roku 2050 (Parker, 2022). Nizozemská provozní společnost Vitens zásobující 5,8 mil. obyvatel se ztrátami kolem 6 % hodlá prakticky eliminovat ztráty do roku 2030. Motivem k tomu byl nesouhlas příslušných úřadů s navýšením odběru podzemní vody s odkazem na to, že přesně požadované množství vody se ze systému ztrácí (Merks a kol., 2022).

V ČR se zvýšil počet zásobovaných oblastí s nedostatkem vody při suchých periodách v letech 2015-19. Snížení ztrát v takových systémech může být otázkou udržení plynulého zásobování. Bohužel, jak je ukázáno výše, právě ty nejmenší a nejzranitelnější systémy jsou nejčastěji provozovány na technicky nevyhovující úrovni. Energetická krize v roce 2022 a zvýšení cen elektrické energie budou determinovat větší zaměření na redukci ztrát všude tam, kde je výroba a doprava vody energeticky náročná. Jestliže v cenách roku 2021 stála energie na výrobu a distribuci 1 m^3 3 Kč (při teoretické spotřebě 1 kWh/ 1 m^3), v současných cenách je to 7 Kč a při maximální ceně roku 2022 více jak 15 Kč.

6. SHRNUTÍ

Jakkoliv ve srovnání s Evropou ČR zaujímá velmi dobré postavení, celkový obraz ztrát vody není pozitivní. Dobrých výsledků dosahujeme jen díky provozovatelům 92 vodovodů (3 % ze všech hodnocených vodovodů) pro 67 tis. až 1 mil. obyvatel, ve kterých se produkuje přes 41 % vody k realizaci. Ve všech ostatních kategoriích dosahujeme ztrát horších než průměr. Velmi znepokojivě také vyznívá absolutní vyjádření ztrát. V roce 2020 se nevyfakturovalo přes 100 miliónů m^3 pitné vody. To je takové množství vody, které by stačilo na zásobení téměř 2,5 milionu obyvatel!

Ztráty vody budou nabývat na důležitosti. Nejen z pohledu ekonomického, ale také z pohledu ochrany životního prostředí. To, že unikne do země pitná voda, neznamená samozřejmě ekologickou katastrofu. Ale na každý kubík vody je potřeba vynaložit energii, chemii a další náklady, každý m^3 má také svoji uhlíkovou stopu.

Máme velké nedostatky u menších systémů a menších provozovatelů. Přitom snižování ztrát je velmi komplexní disciplínou, která se musí promítnout nejen do provozních činností ale také do investic. I u větších profesně schopných provozovatelů bude nutné postupovat systematicky a podle předem připravené strategie.

Instalaci chytrých měření, rozvoji dispečinků nebo investicím do provozního vybavení, modelů a generelů dosud mohla bránit argumentace ekonomickou návratností. Jenže to v současnosti na řadě míst již neplatí a mohou se přidávat i další důvody, jako je třeba nedostatek vody, požadavek vlastníka, veřejnosti nebo poskytovatelů dotací a půjček.

Boj se ztrátami vody nás bude stát stále více, ale také tím budeme více šetřit. Tlak na snižování ztrát bude navíc pomáhat zlepšování kvality služeb pro odběratele, protože bude znamenat zároveň tlak na vyšší odbornost nejen provozování, ale i správy majetku jeho vlastníkem.

SEZNAM LITERATURY

ČSN 75 5020 Ztráty vody. *V přípravě, očekávané vydání na podzim 2023.*

Duda J., Bogdanova V., Pelikánová J., Šuráňová P. (2022). *Vodovody a kanalizace ČR*, Ministerstvo zemědělství ČR, CZ, ISBN 978-80-7434-667-5.

EU 2020/2184. *Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption (recast) (2020)* Official Journal L435.

EurEau (2020). *The governance of water services in Europe. 2020 edition.* The European Federation of National Associations of Water Services, Belgium, ISBN: 978-2-9602226-2-3

Irish Water (2023). Household Water Conservation Charge. Dostupné z: https://www.water.ie/help/domestic-account/household-conservation-charge/

Merks C., Stellingwerff A., Feenstra A.P., Trietsch E. (2022). The water loss control program of Vitens in the Netherlands aiming to almost eliminate NRW in 2030 at the latest. *Proceedings of the Water Loss 2022 Conference, p. 16, June 19-22, Prague, CZ*

MZe (2022). *Benchmarking VaK*, Ministerstvo zemědělství ČR. Dostupné z https://eagri.cz/public/web/mze/voda/vodovody-a-kanalizace/benchmarking-vak/

Parker J. (2022). To boldly go… *Proceedings of the Water Loss 2022 Conference, p. 17-23, June 19-22, Prague, CZ*

Paul J. (2022). Benchmarking VaK 2020. *Vodárenský kaleidoskop*, Vodárenské čtvrtky, 22. 9. 2022. Dostupné z https://youtu.be/d2ZKZ7XRRKk?t=4601

SOVAK ČR (2022). *Ročenka SOVAK ČR*, SILVA s.r.o., CZ

Tuhovčák L. (2022). ILI – Infrastructure Leakage Index. *Ztráty vody*, Vodárenské čtvrtky, 17. 3. 2022. Dostupné z https://youtu.be/es95O3lpg78?t=7445

428/2001 Sb. *Vyhláška Ministerstva zemědělství, kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích)*

OBSAH

II. STANDARDNÍ TEMATICKÉ SEKCE

S.01 DEŠŤOVÉ VODY VE MĚSTECH

OBSAH

Operativní srážková data z telekomunikační sítě na území města Olomouce a jejich aplikace pro predikci přítoku na ČOV konceptuálním modelem

Fencl M.*, Bareš V.
České vysoké učení technické učení v Praze, Katedra hydrauliky a hydrologie, Thákurova 7, 166 29 Praha 6
**autor pro korespondenci, email: martin.fencl@cvut.cz*

ABSTRAKT
Přítok na čistírnu odpadních vod města Olomouce je simulován pomocí nově navrženého koncepčního srážko-odtokového modelu využívajícího namísto tradičních srážkových pozorování útlumová data ze sítě telekomunikačních mikrovlnných spojů dostupná v dané lokalitě v reálném čase. Model je kalibrován a validován porovnáním s měřenými průtoky během dubna až června resp. července až října roku 2022. Model je schopen efektivně reprodukovat průtoky během srážkových událostí i následný pomalý odtok. Simulované průtoky jsou dobře korelované s měřením (r = 0,75) a bez systematického vychýlení. Výsledky ukazují vysoký potenciál útlumových dat pro operativní modelování městského odvodnění.

KLÍČOVÁ SLOVA
Srážkový odtok; koncepční srážko-odtokový model; mikrovlnné spoje; redukce systematického vychýlení

1. ÚVOD

Složení a množství odpadní vody přitékající z jednotné kanalizace na čistírnu odpadních vod (ČOV) je během dešťů zásadně ovlivněno srážkoodtokovými procesy v povodí kanalizační sítě. Detailní distribuované mechanistické modely jsou běžně využívány pro modelování srážkového odtoku v rámci koncepčních studií např. pro posouzení vlivu napojení nových rozvojových území na zatížení kanalizační sítě. Pro operativní využití, kde je zásadním parametrem minimální latence mezi měřením a předpovědí, je vhodnější využít výpočetně efektivní konceptuální modely. V České republice se však zatím používají spíše výjimečně. Jedním z důvodů je i nedostatek tradičních srážkových měření dostupných v reálném čase. V tomto ohledu mohou pomoci srážková data ze sítě mikrovlnných (MV) spojů monitorovaná v online režimu.

MV spoje jsou radiová spojení široce využívaná v sítích mobilních operátorů. Pracují v pásmu mikrovln, kde srážková aktivita představuje významný zdroj útlumu signálu (Olsen, Rogers, et al., 1978). Ve spolupráci se společností T-Mobile jsme v minulosti vyvinuli aplikaci, která pomocí SNMP protokolu sbírá v reálném čase s krokem 1 min data o vysílaných a přijímaných úrovních signálu z cca 2500 MV spojů z podstatné části území České republiky (Blettner, Fencl, et al., 2023). V rámci pilotního projektu v lokalitě města Olomouce jsou útlumová data z 12 vybraných MV spojů v operativním režimu převáděna na srážkové intenzity a pomocí webové aplikace umožňující jejich vizualizaci a export poskytována (se zpožděním do 2 min od měření) provozovateli kanalizace a ČOV. Předchozí studie uváděly, že MV spoje mohou velmi dobře zachytit časovou dynamiku srážek, ale jejich odhady srážkových úhrnů jsou často značně zkreslené v důsledku nepřesného oddělení útlumu mokré antény (Pastorek, Fencl, et al., 2020). Snížení tohoto zkreslení vyžaduje kalibraci vůči referenčním údajům o srážkách a omezuje potenciál MV spojů v oblastech bez konvenčních srážkových měření. V tomto příspěvku se zabýváme otázkou, jakým způsobem lze provozní data o útlumu MV spojů použít

v koncepčním srážko-odtokovém modelu bez přepočtu na srážkové intenzity a jak efektivně lze systematické vychýlení MV spojů redukovat optimalizací parametrů odtokového modelu.

2. MATERIÁL A METODY

Materiál

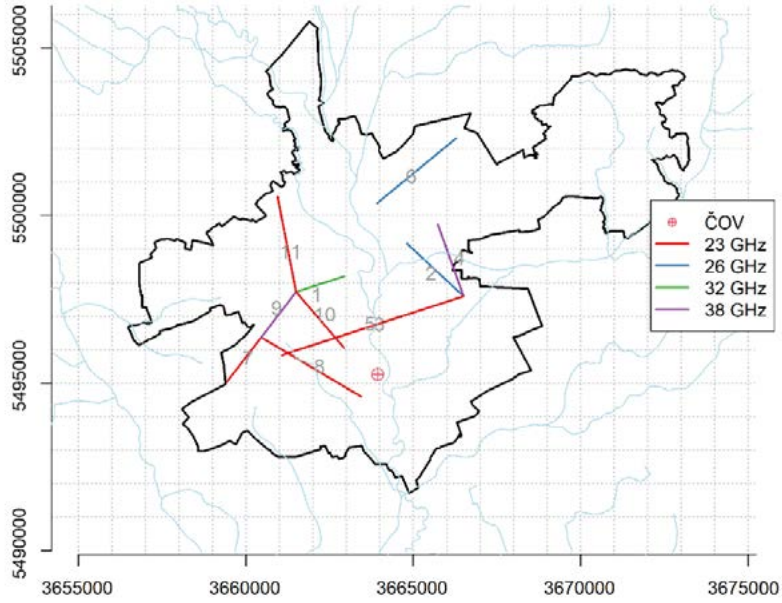
Využití MV spojů pro predikci nátoku na ČOV je testováno v lokalitě města Olomouce s plochou cca 100 km^2 a 101 000 obyvateli. Povodí je odvodněno jednotnou kanalizací s bezdeštným nátokem na ČOV přibližně 20 000 $m^3.d^{-1}$. Špičkové bezdeštné průtoky se pohybují kolem 400 $l.s^{-1}$ a minimální průtoky neklesají pod 200 $l.s^{-1}$. Pro sestavení koncepčního modelu jsou k dispozici útlumová data z 12 MV spojů Ericsson-MINILINK operujících na frekvencích mezi 23 a 38 GHz (Obr. 1). MV spoje jsou provozované v rámci telekomunikační sítě společnosti T-Mobile. Hladiny vysílané a přijímané úrovně signálu sbírá s krokem 1 min software vyvinutý pro tento účel, který je umístěný na serveru v řídícím centru mobilního operátora. Průtok je měřen v uzávěrném profilu jednotné kanalizace před nátokem na ČOV pomocí ultrazvukového průtokoměru metodou rychlost-plocha s časovým krokem 30 s. Všechna data pokrývají období sedmi měsíců, konkrétně období mezi dubnem a říjnem 2022.

Zpracování dat z MV spojů

Specifický útlum deštěm *k* ($dB.km^{-1}$) je z každého MV spoje získán následujícím způsobem. Od celkového útlumu MV spoje *TL* (dB) je odečtena pozaďová úroveň signálu *B* (dB) odpovídající úrovni během suchého období. Takto získaný útlum deštěm je pak vydělen délkou MV spoje *l* (km):

$$k = \frac{TL - B}{l} \quad (1)$$

Pozaďová úroveň signálu je získána jako klouzavý median celkového útlumu s oknem o délce jednoho týdne. Zvolená metoda vychází z předpokladu, že více než polovina jakékoli týdenní periody v roce je v našich klimatických podmínkách s vysokou pravděpodobností bezdeštná. Klouzavý median navíc dokáže zachytit případný drift v celkové úrovni signálu, který se dle naší předchozí zkušenosti u některých spojů vyskytuje. Nakonec jsou specifické útlumy ze všech spojů agregovány na 5min časový krok a zprůměrovány. Cílovým vstupem do srážko-odtokového modelu je tak plošný specifický útlum získaný ze všech 12 MV spojů.



Obr. 1. *Situace MV spojů barevně rozlišených dle frekvence, na které operují.*

Navržený koncepční model

Model simuluje průtok v uzávěrném profilu (nátok na ČOV) jako součet bezdeštného průtoku a dešťového odtoku z povodí. Srážko-odtokový model nepracuje s dešťovými daty v podobě srážkových intenzit, ale přímo se specifickými útlumy MV spojů. Informace o odtokových charakteristikách povodí či struktuře kanalizační sítě nejsou využívány.

Model simuluje průtok v uzávěrném profilu (odtok z povodí) pomocí dvou kaskád lineárních rezervoárů reprezentujících rychlou a pomalou složku odtoku. Transport kanalizační sítí je simulován jako prosté zdržení v čase. Míru transformace průtokové vlny pomalé a rychlé složky odtoku určuje okamžitý jednotkový hydrogram *u(t)* (s^{-1}):

$$u(t) = \left(\frac{t}{K}\right)^{N-1} \left(\frac{exp\left(-\frac{t}{K}\right)}{K(N-1)!}\right) \quad (2)$$

kde *K* (s) představuje retenční konstantu a *N* (-) počet rezervoárů. Jednotkový hydrogram pomalé složky odtoku u_{slow} je simulována pomocí kaskády o dvou reservoárech a jednotkový hydrogram rychlé složky u_{fast} pomocí kaskády o čtyřech reservoárech. Retenční konstanta *K* je stanovena zvlášť pro každou složku odtoku.

Objem efektivního deště *V* (l) je získán v každém časovém kroku výpočtu ze specifického útlumu *k* ($dB.km^{-1}$) následovně:

$$V(t) = k(t) * \gamma * A * \Delta t \quad (3)$$

kde γ ($mm.\Delta t^{-1}.km.dB^{-1}$) je koeficient pro převod jednotek nabývající hodnoty jedna, *A* (m^2) je virtuální plocha povodí a Δt (s) je interval časového kroku výpočtu. Efektivní déšť je pak rozdělen mezi pomalou a rychlou složku odtoku v poměru daném parametrem *w* (-) nabývajícím hodnoty mezi 0 a 1 a pomocí jednotkového hydrogramu transformován v dešťový odtok *Q* ($l.s^{-1}$), který je v *i-tém* časovém kroku definován takto:

$$Q_i = \mathrm{w} * \sum_{j=1}^{i} V_j * u_{slow,\ i-j+1} + (1-\mathrm{w}) * \sum_{j=1}^{i} V_j * u_{fast,\ i-j+1} \quad (4)$$

Celkový průtok v uzávěrném profilu Q_{tot} se pak skládá ze splaškového průtoku Q_{dry} (l.s^{-1}) a dešťového odtoku zpožděného nad rámec transformace rovnicemi (1, 2) o dobu t_t :

$$Q_{tot}(t_i) = Q(t_i - t_t) + Q(t_i)_{dry} \quad (5)$$

Denní průběh splaškového průtoků Q_{dry} je uvažován jako periodický a je stanoven na základě průtoků pozorovaných během čtyř dní vybraných z delší bezdeštné periody v dubnu 2022.

Kalibrace modelu

Pro kalibraci modelu používáme průtoková a útlumová data z období od dubna do června 2022. Všechna data jsou agregována na 5min časový krok. Model odtoku je kalibrován srovnáním simulovaných a měřených průtoků v obdobích ovlivněných srážkovým odtokem. Za deštěm ovlivněné období považujeme periody s měřeným průtokem přesahujícím 750 l.s^{-1} a dále pak periodu tří hodin před takto zvýšeným průtokem a periodu 24 hodin po zvýšeném průtoku.

V modelu jsou optimalizovány následující parametry:

- virtuální plocha povodí *A*
- poměr ploch přispívajících k rychlé a pomalé složce odtoku *w*
- retenční konstanta rychlého odtoku K_{fast}
- retenční konstanta pomalého odtoku K_{slow}
- doba zdržení obou složek odtoku t_t

Parametry jsou optimalizovány samostatně ve výšeuvedeném pořadí pomocí funkce `optimize` implementované v jazyku R (R Core Team, 2020), která kombinuje metodu zlatého řezu a postupné parabolické interpolace (Brent, 1973). Počáteční hodnoty parametrů byly stanoveny na základě přibližné „manuální“ kalibrace modelu hodnotící vizuální shodu mezi simulovanými a měřenými průtoky.

Virtuální plocha povodí zásadně ovlivňuje celkový objem srážkového odtoku a je proto optimalizována pomocí minimalizace objektivní funkce L_1 srovnávající celkové měřené a simulované objemy odpadní vody:

$$L_1 = abs(\sum(-Q_{sim} - Q_{obs}) * \Delta t) \quad (6)$$

kde Q_{sim} (l. s^{-1}) a Q_{obs} (l. s^{-1}) představují simulovaný a měřený průtok a Δt (s) interval časového kroku, v našem případě 300 s.

Retenční konstanta rychlého odtoku K_{fast} a doba zdržení t_t zásadně ovlivňují dynamiku odtoku a jsou tak optimalizovány na základě objektivní funkce L_2 maximalizující korelaci mezi simulovaným a měřeným odtokem vyjádřenou Pearsonovým korelačním koeficientem:

$$L_2 = corr(Q_{sim}, Q_{obs}) \quad (7)$$

Poměr ploch pomalého a rychlého odtoku *w* a retenční konstanta pomalého odtoku K_{slow} také ovlivňují dynamiku odtoku, ale ve výrazně delších měřítcích než je tomu u parametrů K_{fast} a t_t. Pro optimalizaci parametrů *w* a K_{slow} jsme proto zvolili objektivní funkci L_3 minimalizující absolutní odchylky mezi simulovaným a měřeným průtokem v každém časovém kroku:

$$L_3 = \sum abs(Q_{sim} - Q_{obs}) \quad (8)$$

Rozdílně zvolené objektivní funkce mimo jiné zajišťují nezávislost optimalizace vybraného parametru na hodnotách ostatních parametrů.

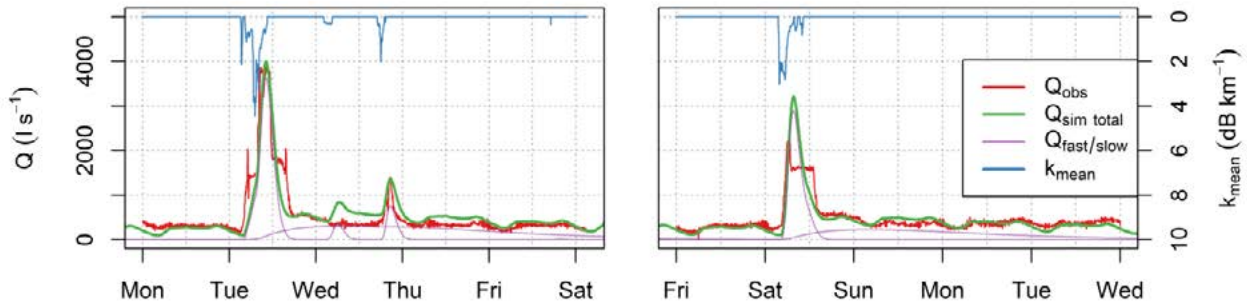
Validace modelu

Pro validaci modelu používáme průtoková a útlumová data z období od července do konce října 2022. Validace modelu je provedena porovnáním modelovaného odtoku s měřeným odtokem, a to souhrnně během celého validačního období a pak zvlášť pouze pro periody ovlivněné deštěm, které stanovujeme z měřeného průtoku podle stejných kritérií jako při kalibraci. Jako kvantitativní metriky používáme Pearsonův korelační koeficient *r* (–), relativní odchylku v objemu (–) a Nash-Sutcliffe koeficient (–).

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Výsledky

Navržený model je schopen efektivně reprodukovat průtoky během srážkových událostí i následný pomalý odtok. Obrázek 2 ukazuje časové řady měřeného a simulovaného průtoku



Obr. 2. *Hydrografy s pozorovaným i simulovaným odtokem a průměrným specifickým útlumem pro období 25. – 30. července (vlevo) a 5. – 9. srpna 2022 (vpravo).*

Tab. 1. *Kvantitativní posouzení výstupů modelu*

	r (-)	Rel. chyba (-)	NSE (-)
Pro celé období	0,75	0,00	0,45
Pouze pro deštivé období	0,78	0,10	0,56

z období 25. – 30. července (vlevo) a 5. – 9. srpna 2022 (vpravo). Během obou období se vyskytly srážkové události generující významný srážkový odtok. Pro názornost jsou v obrázku krom celkového simulovaného průtoku (bezdeštný + dešťový průtok) zobrazeny zvlášť složky rychlého a pomalého odtoku a na samostatné ose průměrný specifický útlum všech MV spojů.

Model je schopen velmi dobře reprodukovat nástup odtoku a také pomalý odtok, který často trvá několik dní po dešti. Příčiny konstantního průtoku v měrném profilu během vyšších dešťových odtoků nejsou (zatím) známy a model není navržen tak, aby je reprodukoval.

Z celkového hodnocení (tab. 1) vyplývá, že modelovaný odtok dobře koreluje s měřeným odtokem a v dlouhodobém horizontu je prakticky nezkreslený. Vyhodnocujeme-li pouze

období ovlivněná deštěm, je korelace mírně silnější, Nash-Sutcliffe koeficient se zvýší z 0,45 na 0,56 a celkový objem odtoku se stává systematicky nadhodnoceným (o 10 %).

Diskuze

Optimalizace modelu i vyhodnocení jeho spolehlivosti je ovlivněno ořezáním špičkových průtoků (obr. 2, vpravo) a téměř konstantními hodnotami průtoku vyskytujícími se v datech i po dobu několika hodin (obr 2, vlevo). Špičkové průtoky v celém datovém setu nepřesahují 4000 $l.s^{-1}$ a konstantní průtoky trvající i několik hodin se objevují i při průtocích okolo 1500 $l.s^{-1}$. Informace o přesném umístění průtokoměru a hydraulických charakteristikách sběrače nad i pod průtokoměrem nebyly v době zpracování studie k dispozici. Přesné příčiny ořezání špičkových průtoků a výskytu konstantních průtoků při nižších intenzitách tak nejsou známé. Pravděpodobně jde o důsledek odlehčení následovaného škrtící tratí umístěného před uzávěrným profilem či výše v povodí, nebo o artefakt v měření průtoku.

I přes výše zmíněné nedostatky lze konstatovat, že data o útlumu MV spojů mohou být využita ke koncepčnímu modelování srážkového odtoku založeném na datovém přístupu a že lze systematické vychýlení MV spojů kompenzovat optimalizací parametrů srážko-odtokového modelu. Pro využití MV dat k operativnímu řízení provozu ČOV by bylo výhodné sbírat a zpracovávat v reálném čase i průtoková data a zahrnout je do modelu např. s využitím Kalmanova filtru podobně jako ve studii (Löwe a kol., 2014), která navrhuje model pro operativní simulace srážkového odtoku na základě dat z meteorologického radaru.

4. ZÁVĚRY

V rámci studie byl ověřen potenciál MV spojů pro koncepční modelování odtoku v uzávěrném profilu velkého městského povodí, konkrétně na nátoku na ČOV města Olomouce. Navržený koncepční model využívá přímo útlumová data z MV spojů bez jejich transformace na srážkové intenzity. Model je schopen efektivně reprodukovat průtoky během srážkových událostí i následný pomalý odtok. Simulované průtoky jsou dobře korelované s měřením (r = 0,75) a bez systematického vychýlení. Výsledky ukazují, že lze systematická vychýlená typická pro měření MV spoji efektivně kompenzovat optimalizací parametrů koncepčního srážko-odtokového modelu. Studie demonstruje vysoký potenciál útlumových dat z MV spojů pro operativní modelování městského odvodnění.

PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek vznikl v rámci projektu GAČR 20-14151J. Za poskytnutí dat děkujeme společnostem MORAVSKÁ VODÁRENSKÁ, a.s. a T-Mobile Czech Republic, a.s.

SEZNAM LITERATURY

Blettner, N., Fencl, M., Bareš, V., Kunstmann, H., and Chwala, C. (2023) Transboundary rainfall estimation from commercial microwave links, *Preprints,* [online] https://essopenarchive.org/users/579889/articles/621176-transboundary-rainfall-estimation-from-commercial-microwave-links?commit=c3c7c6fd19aa1c0c7f08dd32800b4e62add0aae3 (Accessed May 29, 2023).

Brent, R. P. (1973) *Algorithms for minimization without derivatives*, Englewood Cliffs, N.J. : Prentice-Hall.

Löwe, R., Thorndahl, S., Mikkelsen, P. S., Rasmussen, M. R., and Madsen, H. (2014) Probabilistic online runoff forecasting for urban catchments using inputs from rain gauges as well as statically and dynamically adjusted weather radar. *Journal of Hydrology*, **512**, 397–407.

Olsen, R., Rogers, D., and Hodge, D. (1978) The aRbrelation in the calculation of rain attenuation. *IEEE Transactions on Antennas and Propagation*, **26**(2), 318–329.

Pastorek, J., Fencl, M., Rieckermann, J., and Bareš, V. (2020) Commercial microwave links in urban rainfall-runoff modelling: Two different approaches to removing the bias, *Copernicus Meetings,* [online] https://meetingorganizer.copernicus.org/EGU2020/EGU2020-9384.html (Accessed June 17, 2021).

R Core Team (2020) R: A language and environment for statistical computing. [online] https://www.R-project.org/.

OBSAH

Křížová validace kvantitativních odhadů srážek z adjustovaných radarových pozorování v městském měřítku

Špačková A.*, Fencl M., Bareš V.
České vysoké učení technické učení v Praze, Katedra hydrauliky a hydrologie, Thákurova 7, 166 29 Praha 6
**autorka pro korespondenci, email: anna.spackova@cvut.cz*

ABSTRAKT
Kvalita modelů simulujících prostředí městské hydrologie je provázaná s kvalitou srážkových dat. Cílem tohoto příspěvku je představení výsledků křížové validace kvantitativních odhadů srážek z adjustovaných radarových pozorování na území Prahy. Pro analýzu bylo vybráno 300 h radarových snímků, které byly adjustovány třemi metodami, navíc byla analyzována i surová radarová data a prostorově interpolovaná data ze srážkoměrů. Na základě provedené analýzy je v mnoha ohledech nejefektivnějším zdrojem plošné srážkové informace pro městskou hydrologii radarová adjustace metodou průměrného koeficientu. Prostorově interpolovaná data ze srážkoměrů nedosahují ovšem významně horších výsledků.

KLÍČOVÁ SLOVA
Adjustace radarových odhadů srážek; křížová validace; kvantitativní odhady srážek; městská hydrologie; meteorologický radar

1. ÚVOD

Pro kvalitu modelů simulujících prostředí městské hydrologie jsou zásadní vstupní veličinou srážková data. Městská povodí mají typicky vyšší podíl málo propustných povrchů, čímž je jejich reakce na srážku citlivější na prostorovou a časovou variabilitu srážkového pole. Hlavními dvěma zdroji pro odhad srážky dopadající na povodí jsou staniční srážkoměrná měření a pozorování meteorologickými radary. Slučování obou měření se zpravidla aplikují v časovém rozlišení 1 h (Thorndahl a kol., 2017), což je ovšem v kontrastu s potřebami pro aplikace v prostředí městské hydrologie. Například Schilling (1991) doporučuje srážková data v časovém rozlišení 1-5 min a prostorovém rozlišení 1 na km^2.

Radarová pozorování umožňují zachycení prostorové variability srážkového pole, jedná se ovšem o nepřímé měření, které probíhá nejblíže v hladině 2 km n. m. a v časovém kroku 5 min. Oproti tomu staniční srážkoměrná měření poskytují informaci o srážce přímo na zemi, avšak reprezentativnost takových pozorování je prostorově omezená, což je pak zátěží zejména pro monitoring lokálních konvektivních srážek.

Oba přístupy k měření srážek jsou zatíženy nejistotami a chybami. Srážkoměry typicky ovlivňuje vítr, vlhnutí a výpar (Sevruk, 1982; Lanza a kol., 2005), k tomu jsou navíc náchylné na ucpávání, které je nutné odhalit při kontrole dat a zařízení. V případě radarových pozorování vyplývají nejistoty již z principu měření, který vyžaduje převod odrazivosti na srážkovou intenzitu, přičemž nejistota zesiluje zejména při vyšších srážkových intenzitách (Einfalt a kol., 2004; Schleiss a kol., 2020), jež jsou zpravidla pro městskou hydrologii nejvíce určující. Prostorově-časové chyby tohoto nepřímého měření vznikají při otáčení a změnách elevace antény, náchylné jsou také k radarovým artefaktům (Ochoa-Rodriguez a kol., 2019).

Techniky slučování radarových a srážkoměrných pozorování jsou využívány k efektivní kombinaci obou typů měření a překonávání jejich individuálních slabin. Ačkoliv výzkum těchto metod pokročil, jejich využitelnost pro úlohy městské hydrologie není dostatečně objasněna.

Cílem tohoto příspěvku je představení výsledků křížové validace kvantitativních odhadů srážek z adjustovaných radarových pozorování a též interpolovaných staničních srážkoměrných měření v oblasti Prahy v kratších než hodinových časových krocích.

2. MATERIÁL

Radarové snímky

Pro analýzu bylo vybráno přibližně 300 h z dostupných radarových snímků v letech 2014 a 2015 s vyloučením zimního období. Radarové snímky byly získané ze sítě jako kompozitní produkt pozorování dvou radarů CZRAD (ČHMÚ, produkt PseudoCAPPI 2 km). Snímky mají rozlišení 1 x 1 km a sběr dat probíhá v 5min intervalech ve výšce 1 až 1,5 km nad povrchem. Ze snímků byla vybrána oblast nad územím Prahy o rozměru 35 x 35 km (rastr na Obr. 1).

Srážkoměrná měření

Ze stálé monitorovací sítě hl. m. Prahy bylo vybráno 22 člunkových srážkoměrů (modré body na Obr. 1) poskytujících data o srážkové intenzitě v minutovém časovém kroku. Srážkoměry mají záchytnou plochu 500 cm^2 a rozlišení 0,1 mm (MR3, METEOSERVIS v.o.s.), jsou pravidelně kalibrovány a je na nich s přibližně měsíčním intervalem prováděna údržba.

3. METODY

Radarové snímky byly adjustovány třemi metodami: aditivní, multiplikativní a metodou průměrného koeficientu *(mean field bias, MFB)*. Pro porovnání byly využity i surové radarové snímky. Dále byla analyzována prostorově interpolovaná data ze srážkoměrů metodou vážené inverzní vzdálenosti *(inverse distance weighting, IDW)*, tj. produkt zcela vylučující radarové snímky.

Adjustace radarových snímků

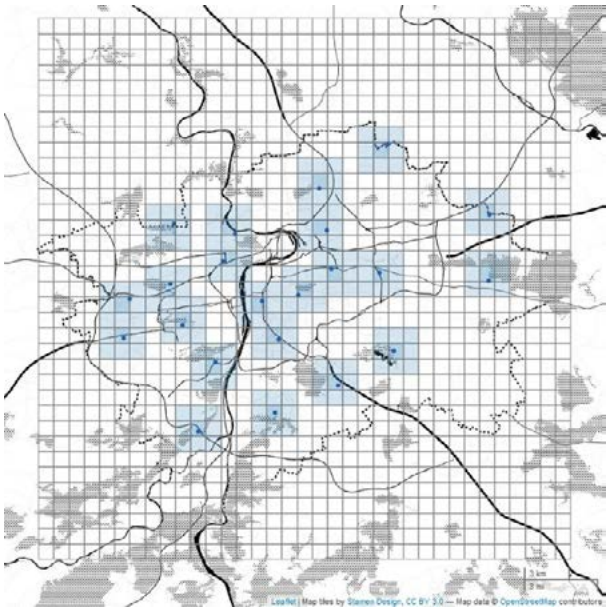
Pro adjustaci byla použita Python knihovna *wradlib* (Heistermann a kol., 2013). Adjustační metody založené na porovnání radarového a srážkoměrného pozorování využívají devět nejbližších pixelů v okolí srážkoměru (modré pixely na Obr. 1), což částečně redukuje rozdíly způsobené měřením v různých výškách a efekt unášení srážek větrem (Lack a Fox, 2007).

Rastrové produkty a adjustační koeficienty/rastry jsou vytvořeny v časové agregaci 60, 15 a 5 min a ve stejném rozlišení jsou pak výsledky vyhodnocovány v porovnání s validačními srážkoměry.

Aditivní adjustace upravuje radarový snímek pomocí prostorově interpolovaných rozdílů srážkové intenzity mezi srážkoměry a radarovými pixely. K surovému radarovému snímku je pak adjustační rastr přičten.

Multiplikativní adjustace upravuje radarový snímek pomocí prostorově interpolovaných podílů srážkové intenzity mezi srážkoměry a radarovými pixely. Surový radarový snímek je pak pronásoben získaným adjustačním rastrem.

Adjustace metodou průměrného koeficientu předpokládá jako nejvýznamnější systematickou chybu mezi radarovým a srážkoměrným měřením. Aplikuje proto jeden multiplikativní koeficient na snímek globálně, aniž by se v prostoru měnil.



Obr. 1. *Vybraná oblast Prahy pokrytá rastrem radarových snímků 35x35 km (šedý rastr). Rozmístění 22 srážkoměrných stanic (modré body) použitých pro adjustaci a křížovou validaci. Adjustační koeficienty radarových snímků využívají data z devíti nejbližších pixelů v okolí srážkoměrů (modře zbarvené pixely).*

Prostorová interpolace srážkoměrných měření

Metoda vážené inverzní vzdálenosti je častý geostatistický přístup pro prostorovou interpolaci bodových měření, kdy je známému datovému bodu snižován vliv na okolí v závislosti na rostoucí vzdálenosti k neměřenému místu. Nevýhodou může být malé zohlednění prostorových souvislostí, či naopak rozdílností, což je zásadní zejména pro podrobnější časové rozlišení a prostorově variabilnější srážky. Metoda byla aplikována na srážkoměry, jejichž bodová měření byla prostorově interpolována do stejného rastru jako mají radarové produkty.

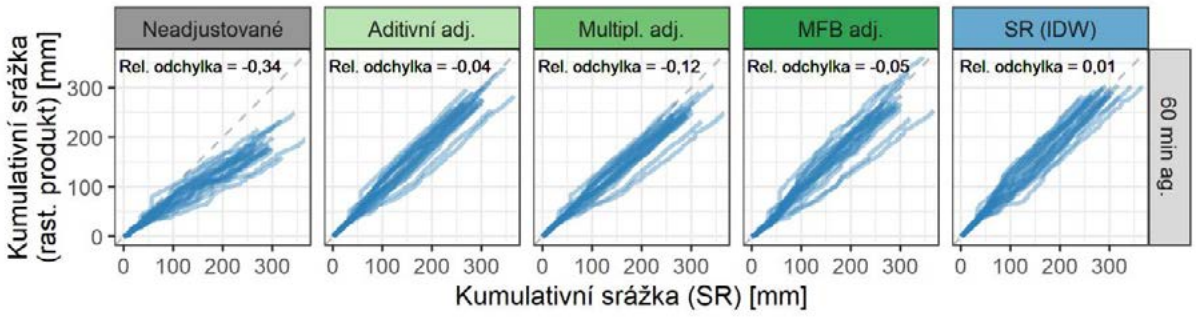
Vyhodnocení křížovou validací

Zhodnocení rastrových produktů bylo provedeno metodou křížové validace. V každém časovém kroku je proces adjustace/prostorové interpolace zopakován při vynechání jednoho ze srážkoměrů, který je následně použitý pro validaci. Proces se pak opakuje napříč všemi srážkoměry, čímž se minimalizuje neobjektivita při rozdělení sady měření na adjustační a validační. V místě validačního srážkoměru a jemu odpovídajícímu pixelu je pak provedeno vyhodnocení statistickými metrikami (relativní odchylka, RMSE a korelace).

4. VÝSLEDKY

Redukce systematické chyby a homogenita pozorování

Metody adjustace dobře redukují systematické podhodnocování srážkových odhadů surových radarových snímků (relativní odchylka -0,34 pro 60min agregace). U adjustovaných snímků se relativní odchylka pohybuje mezi -0,12 a -0,04. Výsledná relativní odchylka je patrná z vykreslení dvojitých součtových čar (Obr. 2), kdy je možné v průběhu času sledovat homogenitu měření, systematické chyby a případné změny trendu měření. Ve všech případech bylo zaznamenáno konzistentní chování s malým počtem nehomogenit. Aditivní adjustace, adjustace metodou průměrného koeficientu a prostorově interpolovaná srážková data mají součtové čáry velmi blízko k diagonále, čímž ve výsledku dosáhnou také nízké relativní odchylky, systematické chyby jsou minimalizovány. Naopak adjustace multiplikativní metodou



Obr. 2. *Dvojité součtové čáry srážkové intenzity v místě validačního srážkoměru (vodorovná osa) a srážkové intenzity odpovídajícího pixelu rastrovaného produktu (svislá osa) v 60min časové agregaci pro neadjustované radarové snímky (šedý panel), radarové snímky adjustované aditivní metodou, multiplikativní metodou a metodou průměrného koeficientu (zelené panely) a prostorově interpolovaná data ze srážkoměrů metodou vážené inverzní vzdálenosti (modrý panel).*

má v porovnání s ostatními adjustacemi silnější tendenci k podhodnocování srážkových úhrnů vůči validačním srážkoměrům (relativní odchylka -0,12).

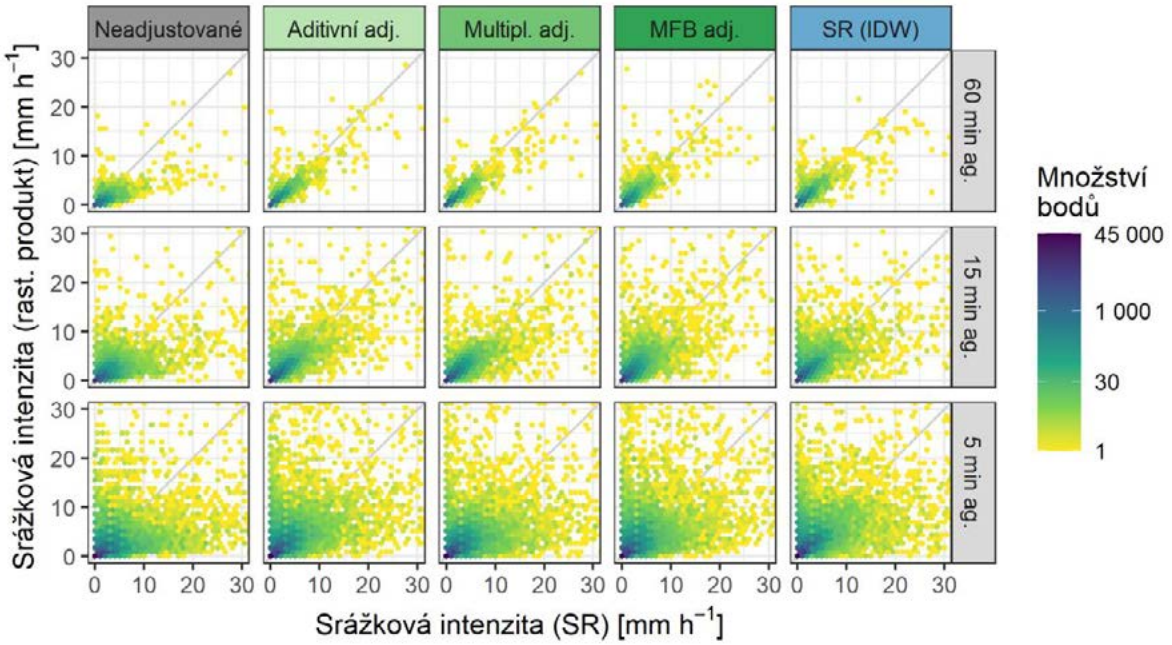
Statistické zhodnocení výsledků křížové validace

Dvojité součtové čáry naznačují dobrou homogenitu měření, ta je zřejmá i při zobrazení rozptylových diagramů pro 60min agregace (Obr. 3). Avšak rozptyl dat se výrazně zvyšuje při 15 a 5min agregacích. Zároveň přibývá falešně pozitivních a falešně negativních měření, kdy jeden ze senzorů srážku zaznamená a druhý nikoliv. Při nejdelší časové agregaci je nápadné pouze podhodnocení neadjustovaného radaru, což odpovídá dvojitým součtovým čarám z Obr. 2. Naopak pozitivním překvapením jsou prostorově interpolovaná srážkoměrná měření (modře), jejichž rozptylový diagram je podobný adjustovaným radarovým produktům (zeleně).

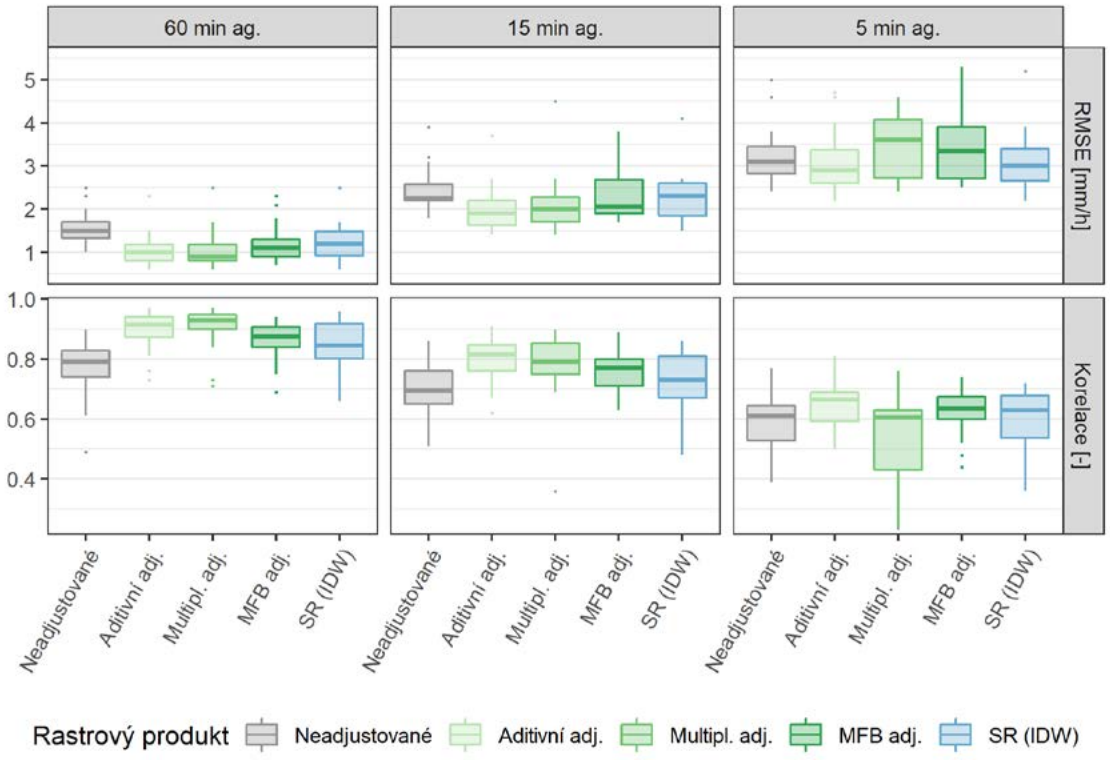
Metriky porovnání rastrových produktů a validačních srážkoměrů jsou vyneseny na Obr. 4 ve formě krabicových diagramů. RMSE je relativně nízké, pro 60min agregace dosahuje v průměru 1,0 až 1,2 mm h^{-1} (pro neadjustované radarové snímky 1,6 mm h^{-1}). Korelace je poměrně vysoká a příliš se neliší napříč rastrovými produkty u 60min agregací, kdy dosahuje v průměru 0,77 až 0,90, přičemž všechny adjustované radarové snímky dosahují hodnoty vyšší než 0,86. Prostorově interpolovaná srážkoměrná měření mají srovnatelnou hodnotou 0,85.

Se zkracující se časovou agregací RMSE stoupá, což je přirozenou charakteristikou pro tuto metriku, ovšem napříč rastrovými produkty se příliš neliší (RMSE 3,1 až 4,2 mm h^{-1} pro 5min agregace). Výrazné zhoršení nastává pro korelaci, kdy dosahuje pouze v průměru 0,53 až 0,65. S kratší časovou agregací a podmíněním vyšší minimální intenzitou na validačním srážkoměru se relativní odchylka výrazně zhorší (Obr. 5). Nejlepších výsledků dosahuje adjustace metodou průměrného koeficientu (v průměru -0,36 pro 5min agregace). Aditivní adjustace dosahuje hodnoty -0,45 a multiplikativní adjustace -0,50. Prostorově interpolovaná srážkoměrná měření pak podhodnocují s relativní odchylkou v průměru -0,55. Při intenzivnějších a prostorově variabilnějších srážkách je proto nezastupitelná role plošně distribuované srážkové informace, kterou nelze nahradit interpolací bodových měření.

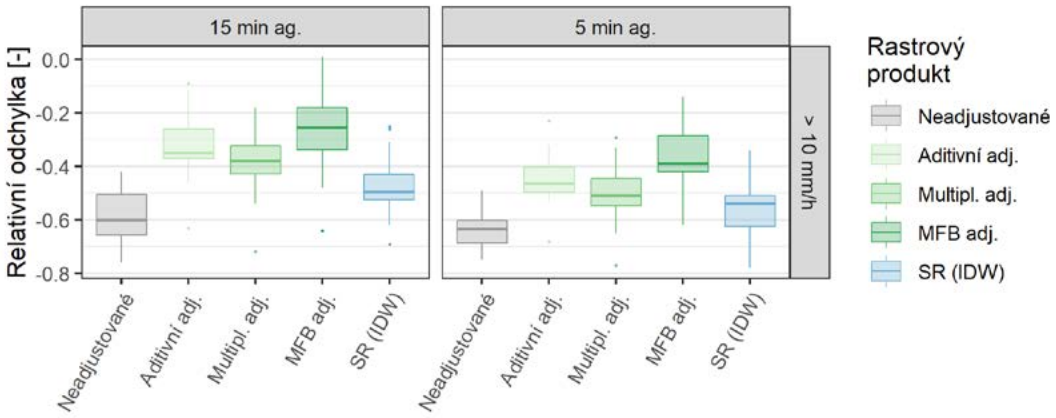
Rozumným kompromisem pro intenzivnější srážky je agregace na 15min časové kroky, kdy se při adjustaci metodou průměrného koeficientu zhorší relativní odchylka v průměru na -0,27, což je menší pokles než při 5min agregacích.



Obr. 3. *Rozptylové diagramy srážkové intenzity v místě validačního srážkoměru (vodorovná osa) a srážkové intenzity odpovídajícího pixelu rastrovaného produktu adjustace radarových snímků (svislá osa) ve třech časových agregacích (60, 15 a 5 min) (řádky) pro neadjustované radarové snímky (šedý sloupec), radarové snímky adjustované aditivní metodou, multiplikativní metodou a metodou průměrného koeficientu (zelené sloupce) a prostorově interpolovaná data ze srážkoměrů pomocí metody vážené inverzní vzdálenosti (modrý sloupec). Hustota množství bodů v legendě je v logaritmickém měřítku. Pro přehlednost jsou osy grafů omezeny na oblast do 30 mm h^{-1}.*



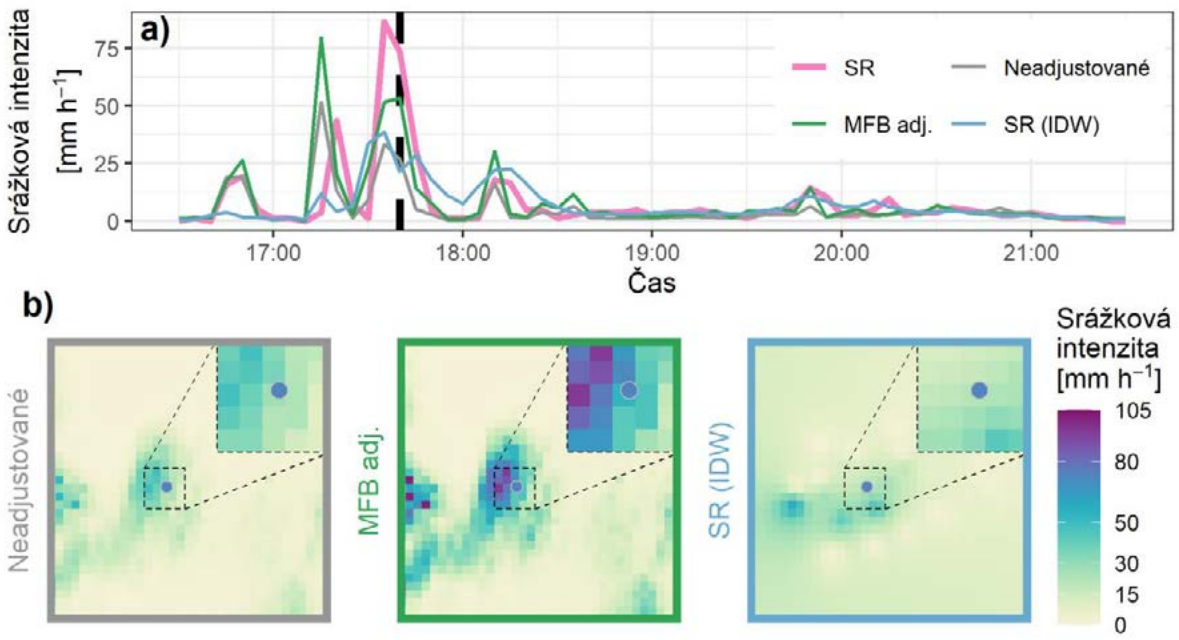
Obr. 4. *Krabicové grafy metrik RMSE a korelace (řádky) pro tři časové agregace (60, 15 a 5 min) (sloupce) pro neadjustované radarové snímky (šedě), radarové snímky adjustované aditivní metodou, multiplikativní metodou a metodou průměrného koeficientu (zeleně) a prostorově interpolovaná data ze srážkoměrů pomocí metody vážené inverzní vzdálenosti (modře) při porovnání s validačními srážkoměry.*



Obr. 5. *Krabicové grafy relativní odchylky měření rastrového produktu při srážkové intenzitě na validačním srážkoměru větší než 10 mm h^{-1} pro časové agregace 15 a 5 min.*

Ukázka adjustace radarových snímků v 5min kroku pro vybranou událost

Ukázka výsledku adjustace radaru metodou průměrného koeficientu a prostorové interpolace srážkoměrných dat v 5min agregaci je na Obr. 6. Validační srážkoměr je umístěn přibližně v centru Prahy (Obr. 6b). Metoda průměrného koeficientu (zeleně) ponechává původní tvar srážkového pole neadjustovaného radarového snímku (šedě) a upravuje velikost srážkové intenzity. Prostorová interpolace bodových srážkoměrných měření (modře) potlačuje lokální extrémy, čímž tvoří kolem měřených bodů koncentrické tvary a zároveň vůbec neposkytuje reálné odhady v oblastech mimo měřené body. Rastrový produkt vytvořený z bodových měření není schopen zachytit lokální maxima, která se vyskytnou v prostoru mezi srážkoměry, což je patrné i z časového průběhu srážkové události (Obr. 6a).



Obr. 6. a) *Ukázka srážkové události zaznamenané 21. 7. 2014 v centru Prahy v 5min časové agregaci pro (šedá) neadjustované radarové snímky, (zelená) radarové snímky adjustované metodou průměrného koeficientu, (modrá) prostorově interpolovaná data ze srážkoměrů, (růžová) měření validačního pozemního srážkoměru. Svislá čárkovaná čára označuje časový krok vybraný pro ukázku rastrových produktů.* ***b)*** *Ukázka rastrových produktů na území Prahy. Ve výřezu je přiblížení na validační srážkoměr (barva bodu odpovídá škále srážkové intenzity rastrových produktů).*

5. DISKUZE

Chyby pro nejvyšší časové rozlišení vznikají rozdílným snímáním srážek v prostoru a čase. Meteorologický radar provede v intervalu 5 min pouze jedno okamžité měření navíc ve velké výšce nad zemí, naopak srážkoměry provádí pozemní záznam překlopení člunku v předchozích 5 min. Srážkoměry proto lépe zachytí proměnlivost srážky v čase, což u vyšších intenzit může vést i k systematickým chybám monitoringu srážek radarem. Redukce těchto chyb je cílem advekčních korekcí a časových interpolací (Thorndahl a kol., 2014). Tyto chyby jsou také potlačovány delšími časovými agregacemi, čímž ovšem utrpí kvalita monitoringu zejména konvektivních srážek, které jsou ústředním motivem mnoha aplikací městské hydrologie. Adjustace radarových snímků je při krátkých časových krocích citlivější na kvantizaci měření srážkoměry (překlopení a plnění člunku nemusí nastat ve stejném intervalu).

Adjustace metodou průměrného koeficientu nemusí vždy vhodně reprezentovat chyby radaru, které jsou prostorově proměnné a závislé na intenzitě srážek, což může vést ke zkreslení při adjustaci menších srážkových polí. Na druhou stranu je to nejrobustnější z adjustačních metod a případné vychýlení jednoho ze srážkoměrů nemá zásadní dopad na spolehlivost výsledku adjustace jako celku.

Počet a hustota srážkoměrů pro adjustaci radarových snímků má vliv na výslednou kvalitu adjustovaného produktu už jen proto, že hustší síť spíše zachytí menší srážková pole (Villarini a kol., 2008). Hustota sítě srážkoměrů v Praze (22 km^2 na 1 srážkoměr) je mírně pod standardem WMO pro městská povodí, který doporučuje 1 srážkoměr na 10 až 20 km^2 (WMO, 2008). Ačkoliv je testování citlivosti adjustace radarových snímků na hustotě srážkoměrů mimo rámec tohoto příspěvku, publikované články dokládají, že ve větším prostorovém rozsahu se citlivost adjustačních metod liší. Ovšem i při použití pouhé třetiny originálního počtu srážkoměrů je zlepšení absolutní chyby oproti neadjustovaným snímkům významné (Goudenhoofdt a Delobbe, 2009). Například metoda průměrného koeficientu, která se v podmínkách Prahy osvědčila, je málo citlivá na změnu počtu adjustačních srážkoměrů (Obr. 11 v Goudenhoofdt a Delobbe, 2009).

Prostorová interpolace adjustačních koeficientů, či srážkoměrných měření samotných, vede k doplňování hodnot i do oblastí, kde je hustota bodových měření nízká, nebo zcela chybí. Vynechání krajního srážkoměru při tvorbě rastrového produktu, a jeho následné zapojení při validaci, by proto mohlo vést k výrazněji vychýleným výsledkům v těchto oblastech. Podrobnější analýza výsledků jednotlivých srážkoměrů (zde není pro stručnost prezentována) ovšem nenaznačuje, že by srážkoměry umístěné v okrajových částech monitorovací sítě vykazovaly horší výsledky než srážkoměry umístěné více centrálně.

6. ZÁVĚRY

Výsledky pro 60min agregace naplňují předpoklady o vysoké účinnosti adjustačních metod radarových snímků. Cílem příspěvku bylo ovšem zhodnocení pro podrobnější časové měřítko, které je potřebné pro vodohospodářské úlohy v městských povodích. Na základě provedené analýzy lze usoudit, že jako nejefektivnější zdroj srážkové informace pro aplikace v městské hydrologii je radarová adjustace metodou průměrného koeficientu, která dosahovala nejlepších výsledků pro intenzivnější srážky. Ovšem spolehlivost v krátkých časových agregacích je obecně nízká a významně ovlivněna variabilitou srážkového procesu. Zároveň

prostorově interpolovaná data ze srážkoměrů nedosahují jako celek významně horších výsledků než adjustovaná radarová pozorování, při intenzivnějších srážkách ovšem nedokážou zachytit lokální maxima. Prostorová radarová srážková informace je proto pro městskou hydrologii velmi podstatná a pro řadu úloh má svůj význam. Kvalita výsledků se s delší časovou agregací obecně zlepšuje, ovšem potřeby modelování městské hydrologie vytyčují požadavky na monitoring naopak ve vysokém časovém rozlišení.

PODĚKOVÁNÍ

Naše poděkování patří Pražské vodohospodářské společnosti a.s. za poskytnutí srážkových dat ze staničních měření a společnosti Pražské vodovody a kanalizace, a.s. za údržbu srážkoměrné sítě. Příspěvek vznikl za podpory projektu SGS23/048/OHK1/1T/11.

SEZNAM LITERATURY

Einfalt T., Arnbjerg-Nielsen K., Golz C., Jensen N. E., Quirmbach M., Vaes G., Vieux B. (2004). Towards a roadmap for use of radar rainfall data in urban drainage. *Journal of Hydrology*, 299(3-4), 186-202. doi:10.1016/j.jhydrol.2004.08.004.

Goudenhoofdt E. a Delobbe L. (2009). Evaluation of radar-gauge merging methods for quantitative precipitation estimates, *Hydrol. Earth Syst. Sci*., 13, 195–203, https://doi.org/10.5194/hess-13-195-2009.

Heistermann M., Jacobi S., Pfaff T. (2013). Technical Note: An open source library for processing weather radar data (wradlib), *Hydrol. Earth Syst. Sci*., 17, 863–871, doi:10.5194/hess-17-863-2013.

Lack S. A. a Fox N. I. (2007). An examination of the effect of wind-drift on radar-derived surface rainfall estimations, *Atmos. Res.*, 85, 217–229.

Lanza L. G., Leroy M., Alexandropoulos C., Stagi L., Wauben, W. (2005*). WMO Laboratory Intercomparison of Rainfall Intensity Gauges* – Final Report, IOM Report No. 84, WMO/TD No. 1304.

Ochoa-Rodriguez S., Wang L.-P., Willems P., Onof C. (2019). A review of radar-rain gauge data merging methods and their potential for urban hydrological applications. *Water Resources Research*, 55. doi:10.1029/2018WR023332.

Sevruk B. (1982). Methods of Correction for Systematic Error in Point Precipitation Measurement for Operational Use, *Operational Hydrology Report*, 21, WMO-No. 589, World Meteorological Organization: Geneva, p. 91.

Schilling W. (1991). Rainfall data for urban hydrology: what do we need? *Atmospheric Research* 27, 5–22.

Schleiss M., Olsson J., Berg P., Niemi T., Kokkonen T., Thorndahl S., Nielsen R., Ellerbæk Nielsen J., Bozhinova D., Pulkkinen S. (2020). The accuracy of weather radar in heavy rain: a comparative study for Denmark, the Netherlands, Finland and Sweden*, Hydrol. Earth Syst. Sci*., 24, 3157–3188, doi:10.5194/hess-24-3157-2020.

Thorndahl S., Nielsen J. E., Rasmussen M. R. (2014). Bias adjustment and advection interpolation of long-term high resolution radar rainfall series. *Journal of Hydrology*, 508, 214–226. doi:10.1016/j.jhydrol.2013.10.056.

Thorndahl S., Einfalt T., Willems P., Nielsen J. E., ten Veldhuis M.-C., Arnbjerg-Nielsen K., Rasmussen M. R., Molnar, P. (2017). Weather radar rainfall data in urban hydrology, *Hydrol. Earth Syst. Sci*., 21, 1359–1380, doi:10.5194/hess-21-1359-2017.

Villarini G., Mandapaka P. V., Krajewski W. F., Moore R. J. (2008). Rainfall and sampling uncertainties: A rain gauge perspective. *Journal of Geophysical Research*, 113, D11102. doi:10.1029/2007JD009214

WMO. (2008). *The Guide to Hydrological Practices. Volume I Hydrology – From Measurement to Hydrological Information* WMO-No. 168, World Meteorological Organization.

Povrchový odtok v urbanizovaných územích jako zdroj znečištění vod

Kabelková I.*, Stránský D., Nábělková J., Novák L.
České vysoké učení technické v Praze, Katedra vodního hospodářství obcí, Thákurova 7, Praha 6, 166 29 Praha 6
**autor pro korespondenci, email: ivana.kabelkova@cvut.cz*

ABSTRAKT
Příspěvek představuje první výsledky z monitoringu kvality deště a povrchového odtoku v Pečkách. Ve 2 kampaních byly vzorkovány 3 lokality s předpokládaným různým znečištěním: frekventovaná ulice (FU), ulice v obytné zóně (OZ) a vyústění dešťové kanalizace (DK) ze zástavby rodinných domů. Analyzovány byly základní chemické ukazatele, těžké kovy a PAU. Dešťová voda byla jen velmi málo znečištěná. Nevyšší koncentrace znečištění povrchového odtoku byly zjištěny na FU, a to zejména CHSK, těžké kovy a PAU, kde byl i nejvýraznější první splach (N, P, CHSK a těžké kovy, avšak ne PAU). V povrchovém odtoku ze všech lokalit byly významně vyšší koncentrace těžkých kovů a PAU než na odtoku z ČOV.

KLÍČOVÁ SLOVA
Dešťová voda; PAU; povrchový odtok; první splach; těžké kovy; živiny

1. ÚVOD

Pro účinný návrh opatření na zlepšení kvality povrchových vod je nutná identifikace a kvantifikace zdrojů znečištění. V rámci projektu SS02030027 Vodní systémy a vodní hospodářství v ČR v podmínkách změny klimatu se věnujeme zdrojům znečištění v urbanizovaných povodích, kterými jsou odtok z ČOV, povrchový odtok zaústěný do recipientu přímo či prostřednictvím dešťové kanalizace a přepady z odlehčovacích komor. Jako pilotní urbanizované povodí, v němž je prováděn monitoring pro následný výpočet bilancí znečištění z jednotlivých zdrojů, byly zvoleny Pečky a přilehlé obce, jejichž odpadní vody jsou odváděny na ČOV Pečky. Projekt se zaměřuje především na PAU, těžké kovy a živiny, ale monitorovány jsou i další pomocné ukazatele.

Cílem tohoto příspěvku je představit první výsledky z monitoringu kvality deště a povrchového odtoku.

2. MATERIÁL A METODY

Monitorovací kampaně se uskutečnily 1.-2. 11. 2021 a 4. 6. 2022. V první kampani byl vzorkován jen povrchový odtok, ve druhé déšť i povrchový odtok pro odlišení jejich znečištění.

Vzorkovány byly 3 různé lokality s předpokládaným různým znečištěním: frekventovaná ulice (FU), ulice v obytné zóně (OZ) a vyústění dešťové kanalizace (DK) ze zástavby rodinných domů (Tab. 1).

Tab. 1. *Přehled lokalit vzorkování povrchového odtoku*

Lokalita	frekventovaná ulice (FU) (tř. J. A. Komenského)	ulice v obytné zóně (OZ) (ul. J. z Poděbrad)	dešťová kanalizace (DK) (Dobřichov)
Charakter	hlavní průtah obcí	v zástavbě řadových domů; jen lokální provoz	zástavba rodinných domů; jen lokální provoz
Plocha/redukovaná plocha [m^2]	240/211,2	170/107,6	8000/4856

Vzorky deště byly odebírány do plastových misek (100 cm x 100 cm x 12 cm) vystlaných alobalem, aby nedocházelo ke kontaminaci vody vyluhováním materiálu misek. Vzorky byly odebírány na všech třech lokalitách za účelem rozlišení jejich znečištění, avšak vzhledem k nízké intenzitě deště a malému zachycenému objemu bylo pro získání dostatečné množství vzorku pro analýzy nutno slít vzorky z prvního intervalu a z druhého intervalu deště ze všech tří lokalit.

V případě profilů FU a OZ byl povrchový odtok zachytáván z okraje uliční vpusti. V profilu DK v Dobřichově byl odebírán odtok na okraji vyústění dešťové kanalizace do řeky Výrovky. Intervaly odběrů byly četnější na počátku z důvodu zachycení případného prvního splachu.

Vzorky deště i povrchového odtoku byly slity či odebrány do skleněných vzorkovnic o objemu 5 l pro analýzu základních chemických ukazatelů (CHSK, P_{celk}, P-PO_4, N_{celk}, NL_{105} a NL_{550}) a analýzu PAU a do 100 ml PE vzorkovnic pro stanovení těžkých kovů (As, Cd, Cu, Ni, Pb a Zn).

Povrchový odtok v dílčích povodích byl vypočten na základě doby plnění vzorkovnic.

První splach byl vyhodnocen pomocí normovaných křivek kumulativního látkového toku a kumulativního průtoku. Pro jednotlivé události byl vypočten průtokově vážený průměr koncentrací (event mean concentration – EMC).

Porovnány byly koncentrace ve vzorcích deště a v povrchovém odtoku. Bylo též provedeno vzájemné porovnání obou kampaní a srovnání se studií z Německa (Wicke a kol., 2021), v níž byl vzorkován srážkový odtok z různých typů povodí v Berlíně vč. odtoků z frekventovaných ulic a ze zástavby rodinnými domy. Srovnání je orientační, protože v Německu se jedná o 13měsíční monitoring 143 událostí, zatímco v Pečkách jde o vyhodnocení 2 událostí. Koncentrace v povrchovém odtoku byly porovnány i s koncentracemi na odtoku ČOV Pečky, stanovenými jako průtokově vážený průměr koncentrací ze vzorků odebíraných v intervalu 2 hod. dne 1. 6. 2021.

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Základní charakteristiky obou kampaní

Kampaň 4. 6. 2022 se uskutečnila za kratší a intenzivnější srážky než kampaň 1.-2. 11. 2021, což se projevilo i vyššími hodnotami povrchového odtoku. Odtoky ze sledovaných lokalit se výrazně lišily vzhledem k velikosti, sklonu a charakteru ploch. Odtok dešťovou kanalizací byl řádově vyšší než odtoky z obou ulic (Tab. 2).

Tab. 2. *Porovnání charakteristik obou kampaní*

		1.-2. 11. 2021	4. 6. 2022
Počet dní od předchozí srážky (d)		16	8 od menší, resp. 10 od větší srážky
Doba trvání srážky (h)		5,76	1,64
Úhrn (mm)		7,35	3,87
Průměrná intenzita (mm/h)		1,28	2,35
Max. intenzita (mm/h)		0,1	0,2
Délka vzorkování odtoku (h)		3,5 - 4,0	0,9 - 1,37
Max. odtok (l/s)	FU	0,023	0,056
	OZ	0,008	0,014
	DK	0,116	0,417

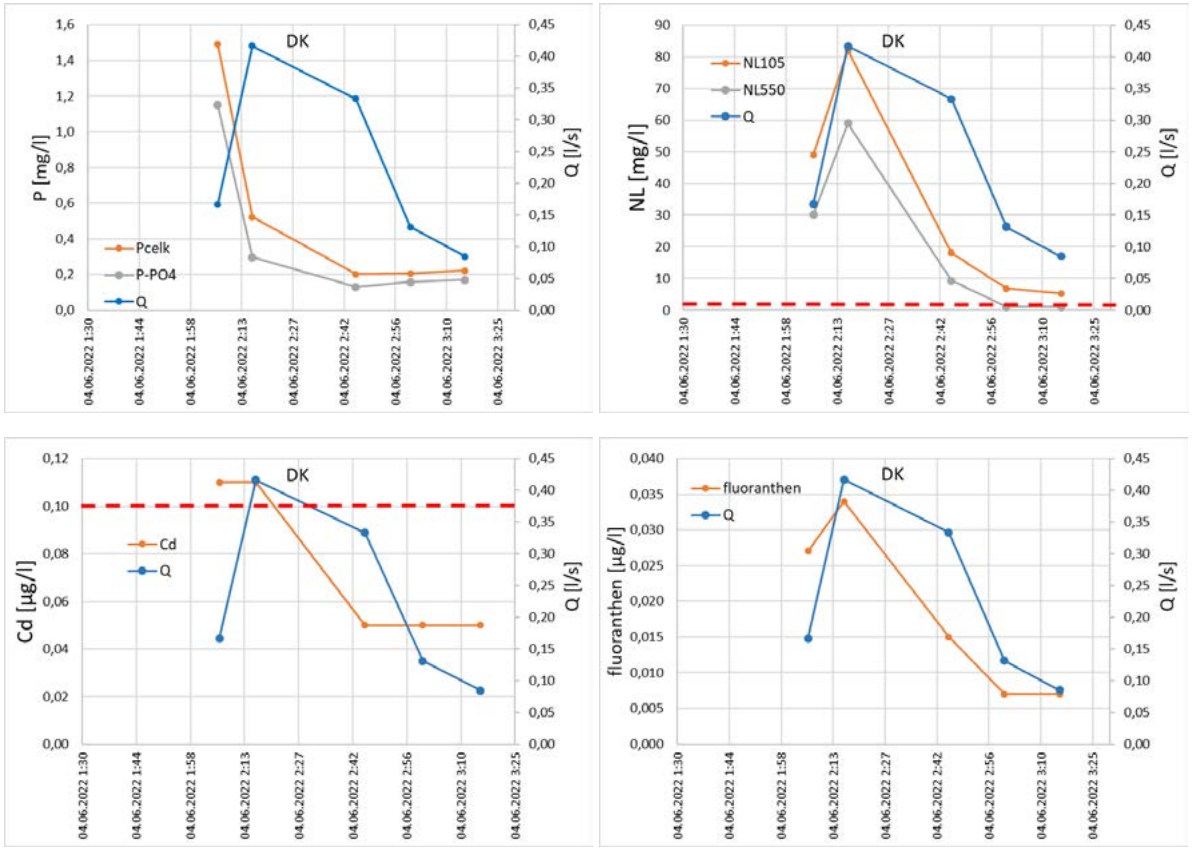
Porovnání koncentrací v dešti a v povrchovém odtoku

Dešťová voda je většinou sledovaných ukazatelů jen velmi málo znečištěná. Koncentrace živin a základních chemických ukazatelů byly kromě CHSK pod či jen těsně nad mezí stanovitelnosti. Z těžkých kovů se v dešťové vodě vyskytovaly pouze Pb a Zn a z PAU významněji nad mezí stanovitelnosti pouze fenanthren (6x mez stanovitelnosti) a fluoranthen (4x) (Tab. 3).

Na počátku povrchového odtoku byly v 06/22 koncentrace sledovaných ukazatelů ze všech lokalit několikanásobně (i řádově) vyšší než v dešťové vodě a nevyskytovaly se jen naftalen, acenaften a anthracen v OZ a v DK (v DK rovněž fluoren). Také Cd v OZ a v DK bylo těsně nad mezí stanovitelnosti. S průběhu odtoku koncentrace většiny sledovaných ukazatelů okamžitě rychle klesly; jen výjimečně nebyla maximální koncentrace v prvním, ale až ve druhém vzorku, kdy byl výrazně vyšší průtok (Obr. 1, Tab. 3). Na konci odtoku koncentrace některých ukazatelů klesly pod mez stanovitelnosti (Cd, Ni), ale u řady ukazatelů byly stále vyšší než v dešťové vodě (zejm. CHSK, živiny a NL, As, Cu, Pb a na FU většina PAU), což značí, že nebylo odplaveno

Tab. 3. *Porovnání koncentrací ukazatelů znečištění v dešti a v povrchovém odtoku 06/22 (šedě podloženo: max nebyl 1. vzorek)*

		déšť		FU		OZ		DK	
Ukazatel		**1. int.**	**2. int.**	**max**	**min**	**max**	**min**	**max**	**min**
$CHSK_{Cr}$	mg/l	11,5	9,91	790	107	140	120	170	18,8
P_{celk}	mg/l	<0,025	0,043	0,971	0,316	0,291	0,212	1,490	0,203
$P\text{-}PO_4$	mg/l	<0,025	0,035	0,246	0,086	0,070	0,057	1,150	0,130
N_{celk}	mg/l	<1,00	<1,00	13,30	1,59	3,22	1,75	19,50	1,55
NL_{105}	mg/l	<2,0	<2,0	250	21	86	52	82	5
NL_{550}	mg/l	<2,0	<2,0	160	4	56	27	59	<2,0
As	µg/l	1,18	<1	5,91	1,49	2,16	1,49	5,11	1,45
Cd	µg/l	<0,1	<0,1	0,78	<0,1	0,16	<0,1	0,11	<0,1
Cu	µg/l	<2	<2	128,00	17,60	12,70	4,97	12,10	3,84
Ni	µg/l	<2	<2	23,80	<2	5,05	<2	4,57	<2
Pb	µg/l	3,10	2,95	192,00	14,10	24,80	5,16	7,00	1,37
Zn	µg/l	13	133	995	122	98	83	154	20
naftalen	µg/l	0,030	<0,030	0,113	0,037	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030
acenaften	µg/l	<0,005	<0,005	0,033	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
fluoren	µg/l	0,006	0,006	0,032	0,011	0,008	0,005	<0,005	<0,005
fenanthren	µg/l	0,026	0,036	0,323	0,075	0,044	0,029	0,038	0,022
anthracen	µg/l	<0,002	<0,002	0,021	0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
fluoranthen	µg/l	0,009	0,008	0,512	0,062	0,037	0,034	0,034	0,007
pyren	µg/l	0,004	0,003	0,511	0,055	0,033	0,024	0,027	0,005
benzo(a)anthracen	µg/l	<0,002	<0,002	0,198	0,015	0,012	0,011	0,015	0,002
chrysen	µg/l	<0,002	<0,002	0,161	0,013	0,012	0,012	0,014	0,002
benzo(b)fluoranthen	µg/l	<0,002	<0,002	0,164	0,009	0,011	0,010	0,012	0,002
benzo(k)fluoranthen	µg/l	<0,002	<0,002	0,080	0,005	0,005	0,005	0,007	<0,002
benzo(a)pyren	µg/l	<0,002	<0,002	0,161	0,009	0,009	0,009	0,014	0,002
benzo(g,h,i)perylen	µg/l	<0,002	<0,002	0,147	0,012	0,019	0,018	0,017	0,003
dibenzo(a,h)anthracen	µg/l	<0,002	<0,002	0,034	0,002	0,002	0,002	0,003	<0,002
indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	<0,005	<0,005	0,095	0,007	0,009	0,008	0,012	<0,005

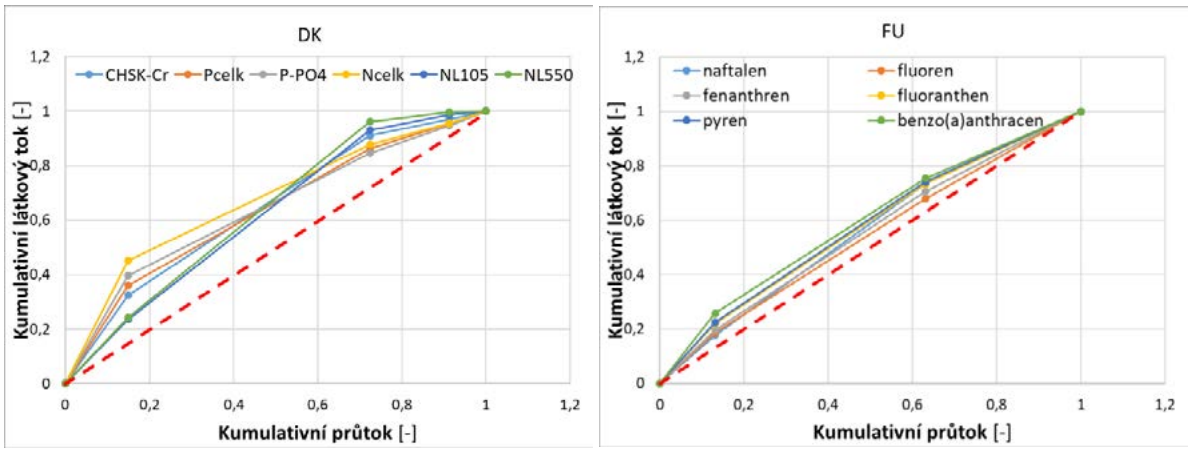


***Obr. 1**. Průběh koncentrací v povrchovém odtoku 06/22 – ukázka různých průběhů (čárkovaně mez stanovitelnosti)*

všechno znečištění. Nejvyšší poměr maximálních a minimálních koncentrací byl u NL_{550} na FU a v DK, dále pak u NL_{105} v DK a na FU a u živin a CHSK v DK (Tab. 3). Při kampani 11/21 byly průběhy koncentrací v povrchovém otoku obdobné.

První splach

Průběh a míra prvního splachu se lišily podle lokality a ukazatele (Obr. 2). Jako kritérium prvního splachu byl uvažován transport více než 40 % znečištění s prvními 20 % objemu vody (Deletic (1998) a Bach a kol. (2010)). Toto kritérium 40/20 nejčastěji splňovaly N_{celk}, P_{celk} a CHSK a většina těžkých kovů na FU, naopak PAU prvnímu splachu nepodléhaly (Tab. 4).



***Obr. 2**. První splach 06/22 – ukázka výrazného prvního splachu zejména N_{celk} a $P\text{-}PO_4$ v DK a žádného prvního splachu PAU na FU*

Tab. 4. *Množství znečištění (%) v prvních 20 % odtoku (OZ v 06/22 nešlo vyhodnotit, protože byly odebrány jen 2 vzorky) (šedě podloženo překročení 40 % znečištění; italics nedosažení 20 %)*

	11/21			06/22	
	FU	**OZ**	**DK**	**FU**	**DK**
$CHSK_{Cr}$	45	30	36	36	38
P_{celk}	40	26	33	28	41
$P\text{-}PO_4$	35	27	34	26	44
N_{celk}	49	40	39	40	49
NL_{105}	37	*20*	31	31	30
NL_{550}	38	21	30	33	31
As	36	41	25	29	32
Cd	36	23	x	43	27
Cu	47	33	31	31	25
Ni	41	35	30	42	31
Pb	45	27	27	31	27
Zn	51	49	21	37	29
naftalen	*14*	*20*	*18*	25	x
acenaften	x	x	x	31	x
fluoren	24	28	x	25	x
fenanthren	34	23	*18*	27	25
anthracen	x	x	x	32	x
fluoranthen	35	*20*	*20*	29	28
pyren	37	*19*	21	30	29
benzo(a)anthracen	36	*17*	x	33	x
chrysen	30	*18*	*20*	31	29
benzo(b)fluoranthen	31	*16*	*19*	31	30
benzo(k)fluoranthen	29	*16*	*19*	32	30
benzo(a)pyren	28	*15*	*19*	31	29
chrysen	30	*18*	*20*	31	29
benzo(b)fluoranthen	x	*16*	*19*	31	30
benzo(k)fluoranthen	29	*16*	*19*	32	30
benzo(a)pyren	28	*15*	*19*	31	29
benzo(g,h,i)perylen	x	*16*	*19*	29	32
dibenzo(a,h)anthracen	23	23	*15*	31	31
indeno(1,2,3-cd)pyren	*16*	*16*	*18*	29	28

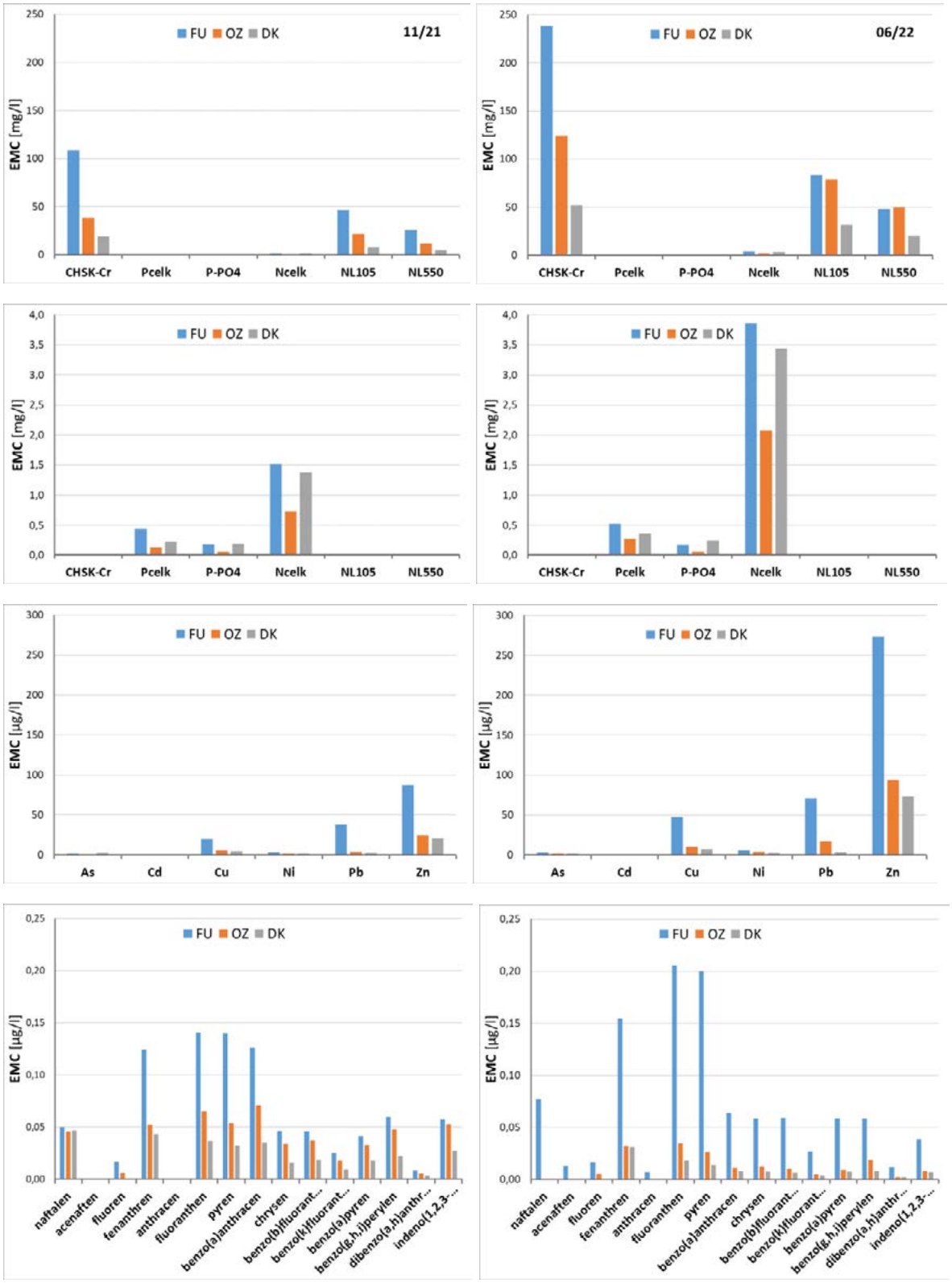
Porovnání znečištění na odběrných lokalitách a v kampaních

Nevyšší koncentrace znečištění byly v obou kampaních pro všechny ukazatele zjištěny na FU, a to zejména pro CHSK, všechny těžké kovy a všechna PAU (Obr. 3, Tab. 5). Na FU a v odtoku DK byly naměřeny srovnatelně vysoké koncentrace živin. Na ulicích se však fosfor vyskytoval zejména v nerozpuštěné podobě, zatímco v DK jako $P\text{-}PO_4$.

Hodnoty EMC všech základních ukazatelů v povrchovém odtoku byly vyšší 06/22 než 11/21 na všech lokalitách (kromě $P\text{-}PO_4$ na FU). Při srovnání s Wicke a kol. (2021) byly koncentrace všech základních ukazatelů nižší než v Berlíně, jen koncentrace $P\text{-}PO_4$ byly v Pečkách vyšší.

Koncentrace těžkých kovů byly na ulicích v pořadí Zn, Pb, Cu, Ni, As a Cd; v dešťové kanalizaci bylo na druhém místě Cu. Hodnoty EMC těžkých kovů v povrchovém odtoku byly vyšší 06/22 než 11/21 na všech lokalitách. Kromě Pb na FU byly koncentrace nižší než v literatuře (Wicke a kol., 2021). Zdrojem Pb na ulicích může být opotřebení pneumatik či ložisek nebo mazivo. Zdrojem Zn je opotřebení pneumatik, motorový olej a mazivo. Cu pochází z pokovovaných povrchů, opotřebení ložisek, částí motoru a brzdového obložení, příp. použití fungicidů a

insekticidů. Zdrojem Cd může být opotřebení pneumatik, Ni nafta a benzín, mazací olej, pokovování, opotřebení brzdového obložení či asfaltové povrchy (Kobringer, 1984). Zn a Cu mohou být obsaženy rovněž v odtoku ze střech s kovovými instalacemi.



***Obr. 3**. Znečištění povrchového odtoku na odběrných lokalitách v obou kampaních (vč. detailu živin na druhém řádku)*

Tab. 5. *Koncentrace povrchového odtoku (EMC) na odběrných lokalitách v obou kampaních a koncentrace na odtoku ČOV (x – více než 70 % vzorků pod mezí stanovitelnosti) (šedě podloženy koncentrace v povrchovém odtoku v Pečkách vyšší než koncentrace na odtoku ČOV)*

		Pečky						Wicke a kol. (2021)		Pečky
		FU		OZ		DK		FU	DK	Odtok ČOV
		11/21	06/22	11/21	06/22	11/21	06/22			06/21
$CHSK_{Cr}$	mg/l	109	239	38	124	19	52	244	90	50,2
P_{celk}	mg/l	0,44	0,52	0,13	0,27	0,23	0,36	0,81	0,56	1,32
$P\text{-}PO_4$	mg/l	0,18	0,17	0,06	0,06	0,19	0,24	0,044	0,2	0,61
N_{celk}	mg/l	1,52	3,85	0,73	2,07	1,37	3,44			27,88
NL_{105}	mg/l	47	84	21	79	8	32	368	107	15,5
NL_{550}	mg/l	26	48	12	50	5	20			1,6
As	µg/l	1,66	2,68	x	1,86	2,01	1,89			2,80
Cd	µg/l	x	0,17	x	0,12	x	x	0,61	0,22	0,05
Cu	µg/l	19,5	47,8	5,3	10,3	4,4	7,4	188	104	5,1
Ni	µg/l	3,22	5,56	x	3,72	1,33	x	15	5,5	2,05
Pb	µg/l	37,7	71,0	3,5	17,5	2,1	3,7	53	28	1,3
Zn	µg/l	88	274	25	94	20	73	574	259	12
naftalen	µg/l	0,050	0,077	0,045	x	0,047	x	x	x	x
acenaften	µg/l	x	0,013	x	x	x	x	x	x	x
fluoren	µg/l	0,017	0,017	x	0,006	x	x	0,029	0,006	x
fenanthren	µg/l	0,125	0,154	0,052	0,032	0,043	0,031	0,340	0,048	0,033
anthracen	µg/l	x	0,007	x	x	x	x	0,067	0,009	x
fluoranthen	µg/l	0,141	0,206	0,065	0,035	0,036	0,018	1,000	0,100	0,011
pyren	µg/l	0,140	0,200	0,054	0,026	0,032	0,014	0,900	0,084	0,014
benzo(a) anthracen	µg/l	0,126	0,064	0,071	0,011	0,035	0,008	0,280	0,053	x
chrysen	µg/l	0,047	0,058	0,034	0,012	0,016	0,007	0,360	0,061	x
benzo(b) fluoranthen	µg/l	0,046	0,059	0,037	0,010	0,018	0,006	0,340	0,065	x
benzo(k) fluoranthen	µg/l	0,025	0,027	0,018	0,005	0,009	0,004	0,170	0,046	x
benzo(a) pyren	µg/l	0,042	0,058	0,033	0,009	0,018	0,007	0,220	0,023	x
benzo(g,h,i) perylen	µg/l	0,059	0,058	0,048	0,019	0,022	0,008	0,130	0,020	x
dibenzo(a,h) anthracen	µg/l	0,008	0,012	0,005	x	x	x	0,046	0,007	x
indeno(1,2,3 -cd)pyren	µg/l	0,058	0,038	0,053	0,008	0,027	0,007	0,130	0,025	x

Z PAU byly v nejvyšších koncentracích na FU přítomny fluoranthen, pyren, fenanthren a benzo(a)anthracen následovány naftalenem a benzo(g,h,i)perylenem. To je poměrně dobře v souladu s Wicke a kol. (2021), kde pořadí bylo fluoranthen, pyren, chrysen a fenanthren,

avšak hodnoty všech PAU v Berlíně byly vyšší než v Pečkách. Na FU byly v 06/22 naměřeny vyšší koncentrace než v 11/21 téměř všech PAU kromě benzo(a)anthracenu (koncentrace benzo(g,h,i)perylenu a indeno(1,2,3-cd)pyrenu byly srovnatelné). Na OZ byla situace opačná – vyšší koncentrace všech detekovaných PAU byly v 11/21, přičemž největší rozdíly byly u benzo(a)anthracenu, indeno(1,2,3-cd)pyrenu a naftalenu, který v 06/22 nebyl detekován vůbec. V DK byly rovněž zjištěny vyšší koncentrace v 11/21 než v 06/22, avšak rozdíly jsou trochu menší než u OZ. Na obou lokalitách byly však koncentrace velmi nízké, a tudíž zatížené vysokou nepřesností stanovitelnosti, což poněkud ztěžuje výpověď. Lze předpokládat, že rozdíly jsou způsobeny tím, že v 11/21 již byla topná sezóna, což se projevuje vyššími koncentracemi PAU na méně dopravně zatížených lokalitách. Vzhledem k poměru benzo(a)pyren/benzo(ghi)perylen > 0,6 je na všech lokalitách dominantním zdrojem PAU doprava (Tobiszewski a Namiešnik, 2012).

V povrchovém odtoku jsou významně vyšší koncentrace těžkých kovů a PAU než na odtoku z ČOV Pečky, a to nejen v odtoku z frekventované ulice, ale i v odtoku dešťovou kanalizací ze smíšené zástavby převážně rodinných domů. Koncentrace CHSK, NL_{105} a NL_{550} jsou vyšší jen v povrchovém odtoku z frekventované ulice. Na odtoku z ČOV jsou ve srovnání s povrchovým odtokem výrazně vyšší koncentrace živin a As, který je biologicky neodstranitelný.

4. ZÁVĚRY

Významnost jednotlivých zdrojů znečištění v konkrétním urbanizovaném povodí ukáží teprve látkové bilance. Je však zřejmé, že povrchových odtok může být značně znečištěn zejména těžkými kovy a PAU, jejichž koncentrace mohou být významně vyšší než koncentrace na odtoku z ČOV. Pro výběr opatření ke snížení znečištění povrchových vod, především způsobu hospodaření se srážkovými vodami, je důležitá i znalost přítomnosti prvního splachu. První splach se vyskytuje zejména na frekventovaných ulicích.

PODĚKOVÁNÍ

Publikace byla vytvořena v rámci projektu SS02030027 Vodní systémy a vodní hospodářství v ČR v podmínkách změny klimatu.

SEZNAM LITERATURY

Bach, P.M., McCarthy, DT., Deletic, A. (2010). Redefining the stormwater first flush phenomenon. *Water Res*., 44(8), p. 2487-98.

Deletic, A. (1998). The first flush load of urban surface runoff. *Water Research*, 32(8), p. 2462-2470.

Kobringer, N.P. (1984). *Volume I. Sources and Migration of Highway Runoff Pollutants- Executive Summary*. FHWA/RD-84/057. Federal Highway Administration, Rexnord, EnviroEnergy Technology Center, Milwaukee, WI.

Tobiszewski, M., Namiešnik, J. (2012). PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. *Environ. Pollut.,* 162, p. 110-119.

Wicke, D., Matzinger, A., Sonnenberg, H., Caradot, N., Schubert, R.-L., Dick, R., Heinzmann, B., Dünnbier, U., von Seggern, D., Rouault, P. (2021). Micropollutants in Urban Stormwater Runoff of Different Land Uses. *Water*, 13(9), 1312.

OBSAH

Odlehčované odpadní vody – ošklivá stránka hezkých měst

Duras J.[1]*, Marcel M.[1], Kubík M.[2], Koželuh M.[2], Kopp J.[3]
[1]Povodí Vltavy, státní podnik, odd. plánování v oblasti vod, Denisovo nábřeží 14, 301 00 Plzeň
[2]Povodí Vltavy, státní podnik, útvar vodohospodářských laboratoří, Denisovo nábřeží 14, 301 00 Plzeň
[3]Západočeská univerzita v Plzni, fakulta ekonomická, Univerzitní 8, 301 00 Plzeň
**autor pro korespondenci, email: jindrich.duras@pvl.cz*

ABSTRAKT
Odpadní vody odlehčované za srážkoodtokových událostí z jednotné stokové sítě měst a obcí jsou významným zdrojem znečištění všeho druhu. První výsledky monitorování vlivu odlehčovaných vod z města Klatovy (vodárenský tok Úhlava), ukázaly obrovské vstupy organických látek, živin, ale také bakteriálních agens. Vstup do recipientu z odlehčení převyšuje v hodnocených časových úsecích o jeden až dva řády vstup s vyčištěnou vodou z ČOV, fekální baktérie o řády tři. Totéž platí při porovnání s látkovým množstvím, které proteklo ve stejném čase Úhlavou. Pozornost je věnována komplexonům, jejichž vzájemný poměr indikuje vstup nečištěných odpadních vod (EDTA ČOV prochází, NTA se v ČOV rozkládá).

KLÍČOVÁ SLOVA
Bakteriální kontaminace; epizodické znečištění; jakost vody; hospodaření s dešťovou vodou; odlehčení odpadních vod; živiny

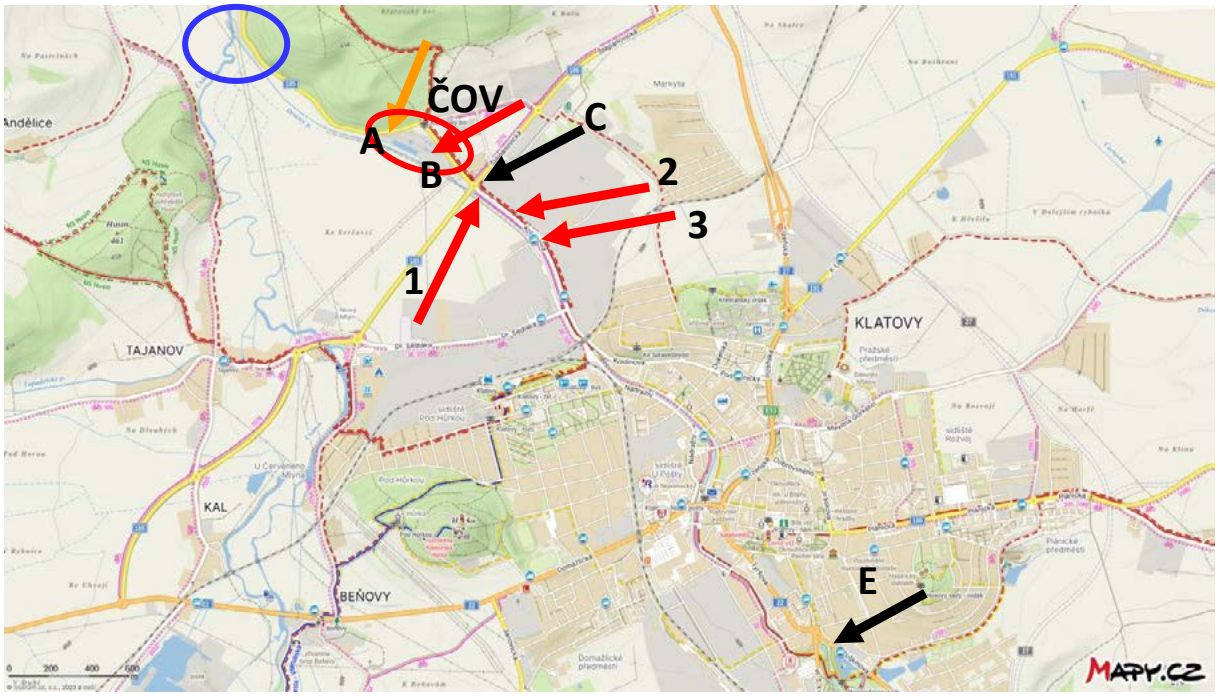
1. ÚVOD

Závažnost vlivu odpadních vod odlehčovaných z jednotné stokové sítě je stále silně podceňovaným tématem, a to i v rámci odborné vodohospodářské veřejnosti. Stávající situaci pomáhá udržovat i nedostatek dat z konkrétních srážkoodtokových událostí. Tento nedostatek je způsoben hlavně značnou obtížností monitorovacích kampaní: nejistota srážek, komplikovaná situace ve většině lokalit, náročnost na počet pracovníků i na laboratorní kapacity. Potíž je také v tom, že monitoring epizodických koncentračních a látkových vln je zatím stále mimo standardní schémata a rozpracováno není ani hodnocení takových epizod např. pro účely Rámcové směrnice či NV 401/2015 Sb.

Autoři se v minulých letech věnovali zejména vstupům fosforu v povodích vodních nádrží, kde se emise ze sídel za deště ukázaly jako velmi významné pro eutrofizaci zejména stojatých vod, (např. Duras, 2021). Těžištěm letošního sdělení jsou první výsledky monitoringu odlehčovaných vod z města Klatovy, které leží na řece Úhlavě – a Úhlava je vodárenským tokem, jediným zdrojem pitné vody pro plzeňskou aglomeraci. Jedná se tedy o názorný případ silného a soustavného znečišťování vodárenského toku přímým vstupem fekálního znečištění.

2. LOKALITA A METODY

Město Klatovy bylo vybráno nejen proto, že je v povodí řeky Úhlavy největší (asi 22 500 obyvatel, z toho asi 21 000 připojeno na kanalizaci, zatížení ČOV celkem cca 86 000 EO), ale také proto, že recipientem veškerých odlehčovaných odpadních vod je nepříliš vodný Drnový potok, kde monitoring srážkoodtokových událostí není příliš obtížný. V Klatovech se nachází zejména potravinářské provozy: Drůbežářský závod Klatovy, a.s., Mlékárna Klatovy, a.s., Zpracovna ryb Klatovy a.s., Maso West, s.r.o., dále např. Klatovská prádelna, s.r.o., Holz Schiller, s.r.o. (původce rozsáhlé havárie fungicidy na Úhlavě) a také Klatovská nemocnice a.s..



Obr. 1. *Přehledná mapka. Modrou elipsou je označen soutok Drnového potoka s Úhlavou. Červenou areál ČOV Klatovy. A, B, C a E jsou hlavní monitorovací profily, číslicemi jsou označeny nesystematicky vzorkovaná vyústění.*

Klatovy leží v oblasti s průměrným ročním úhrnem srážek 597 mm (ČHMÚ, 2008). Město disponuje - kromě nové zástavby - výhradně jednotnou kanalizací se 14 odlehčovacími komorami (OK) a s vybudovanou retencí 375 m^3 ve stokové síti a360 m^3 na ČOV. Odlehčovací poměr se u jednotlivých OK pohybuje mezi 5,0 a 17,5. Jsou to ovšem data z roku 2013, takže po aktualizaci nově připojených odvodňovaných ploch či stavebních objektů lze očekávat poměry méně příznivé. Za deště se technologickou linkou ČOV kompletně zpracuje 250 l/s odpadní vody, dalších 150 l/s je odlehčeno z areálu ČOV po mechanickém předčištění, odpadní vody nad tento průtok jsou odlehčeny v OK výše. (Kanalizační řád, 2013).

Systém vzorkování (Obr. 1) byl založen na odběrovém profilu na Drnovém potoce pod městem Klatovy (označen jako C), ale ještě nad odlehčením z areálu ČOV (označeno B) a nad odtokem z technologie ČOV (označeno A). Profilem C na Drnovém potoce protéká suma znečištění z města, proto zde bylo instalováno tlakové čidlo s dálkovým přenosem dat a na základě vlastních měření (FlowTracker) pořízena konzumční křivka. Průtoky na odtoku a odlehčení z ČOV byly poskytnuty provozovatelem ČOV. Situace nad městem byla zjišťována na Drnovém potoce v parku (označení E), kde je zároveň o cca 50 m níže situována limnigrafická stanice ČHMÚ Drnový potok –> zdroj údajů o průtoku vody nad městem. Pro lepší dokumentaci situace byly nesystematicky vzorkovány i některé jednotlivé odlehčovací výusti, ale výsledky zde nejsou prezentovány.

Vzorkováno bylo buď manuálně, kdy vzorkař obvykle volil odběrové intervaly podle vizuálního posouzení změny jakosti vody, nebo s využitím automatického vzorkovače, který odebíral vzorky v pevném časovém intervalu nebo odebíral slévaný vzorek. Způsob vzorkování je uveden při prezentaci výsledků. Vzorky pro stanovení iontů byly na místě filtrovány přes jednorázové membránové filtry (póry 0,45 um). Analýzy proběhly dle standardních operačních postupů laboratoří státního podniku Povodí Vltavy.

OBSAH

3. VÝSLEDKY A DISKUSE

V průběhu roku 2023 byly zatím zachyceny tři srážkoodtokové události, z nichž prezentovány zde jsou pouze dvě: 21.6. a 25.7.

21.6.2023

Byla zachycena epizoda při srážce 10,6 mm v průběhu tří hodin, hodnocen byl časový úsek 125 min. (15:05-17:10), po celou tuto dobu bylo aktivní odlehčení z areálu ČOV (profil B). Srážky zastihly Drnový potok při průtoku 130 l/s. Všechny vzorky byly odebrány jako bodové, pouze odlehčení (B) bylo odebíráno automatickým vzorkovačem jako desetiminutové slévané vzorky. Nedostatkem je malá četnost vzorků odebraných z Drnového potoka. Během monitorovaného období jsme zaznamenali potíže na tlakovém čidle měřícím výšku hladiny vody v Drnovém potoce, proto je výpočet látkových množství třeba chápat pouze jako odhad.

25.7.2023

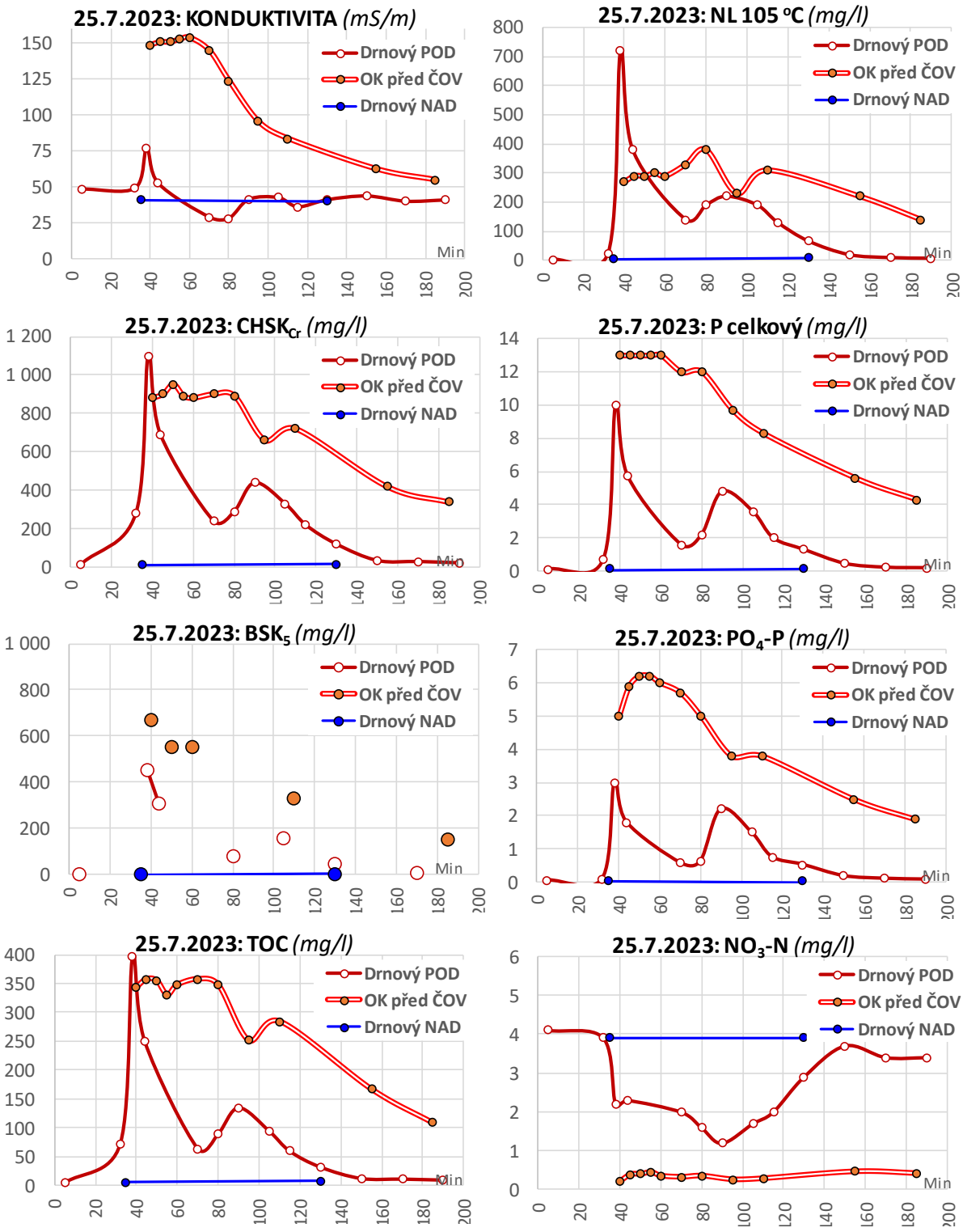
Byla zachycena epizoda při srážce pouze 3,3 mm v průběhu tří hodin, hodnocen byl časový úsek 222 min., odlehčení z areálu ČOV (B) pracovalo celkem 180 min. (14:30-17:25). Srážky zastihly Drnový potok při průtoku 65 l/s. Všechny vzorky byly odebírány jako bodové. ČOV odtok z technologie nebyl vzorkován kvůli. Z důvodu změny průtočného profilu Drnového potoka vlivem zárostu ponořené vegetace musela být konzumční křivka upravena, ale nebyla ještě verifikována. Proto jsou zde uvedené kalkulace látkové bilance pouze orientační.

Koncentrace látek

Obě epizody se sice lišily srážkovými úhrny za sledované období, ale vykazovaly hodně společných rysů, jak je vidět z grafů na Obr. 2 a 3. Prezentována jsou podrobně pouze data z epizody 25.7., kdy byl podrobně zachycena i látková vlna v Drnovém potoce.

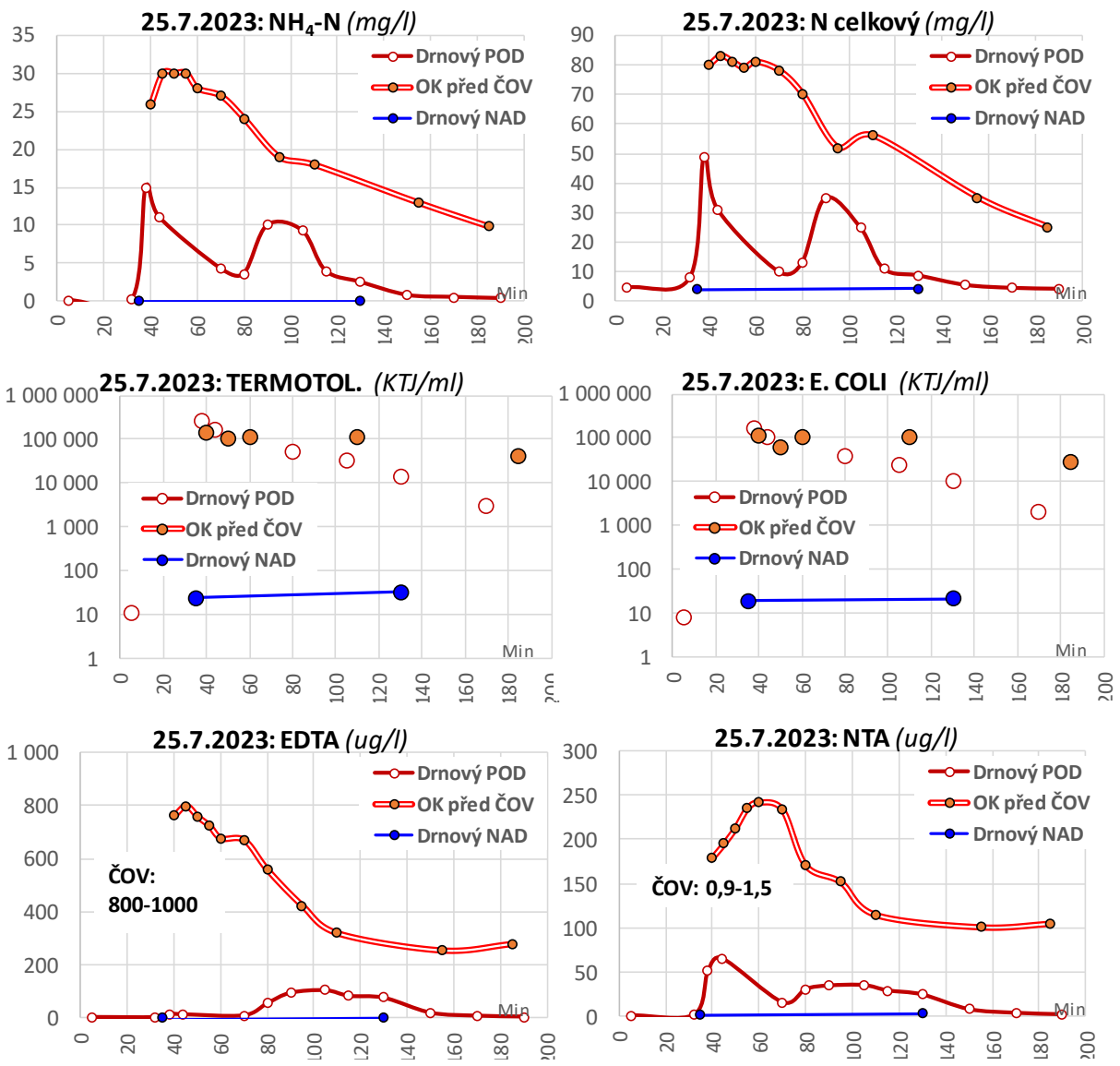
Suspenze odtékající z areálu ČOV po mechanickém předčištění odpovídá svým složením v zásadě surové odpadní vodě s tím, že na začátku epizody je odlehčovaná odpadní voda obohacena o resuspendované úsady ze stokové sítě. S pokračováním srážek dochází k různému stupni naředění splachem z deštěm omytých městských povrchů. Ostatní OK odlehčují podle specifik každého městského subpovodí, tedy v jinou dobu srážkové epizody, v jiném množství a makroskopicky i zřetelně v jiné kvalitě odpadních vod. K datům:

- Konduktivita – zajímavý průběh indikující v recipientu jak první zátěž surovou odpadní vodou (kolem 40. minuty) tak následný vstup srážkové vody o nízké vodivosti (70.-80. minuta) a také opětovně zvýšený podíl odlehčované odpadní vody (kolem 90. min), kdy se do akce dostala další výrazná výusť. Z průběhu změn konduktivity je vidět, že v případě využívání automatických odběrových zařízení by nebylo vhodné spustit zahájení vzrokování pouze na základě změn konduktivivty, jakkoli se tento parametr snadno zjišťuje.
- Zatížení organickými látkami je dramatické, včetně těch rychle rozložitelných (BSK_5) s potenciálním fatálním dopadem na kyslíkový režim v recipientu.
- Fosfor, klíčová eutrofizující živina, vstupuje s odpadní vodou v obrovských koncentracích, přičemž v recipientu byl podíl PO_4-P obvykle pod 50 %. I fosfor nesený nerozpuštěnými látkami musíme považovat za eutrofizačně extrémně rizikový, protože se po rychlém rozkladu z částic uvolní do sloučenin využitelných pro primární produkci (sinice, vodní květy…).



Obr. 2. *Grafy vývoje koncentrací vybraných látek během srážkoodtokové epizody 25.7.2023. Odtok z ČOV (profil A) nebyl vzorkován. Jako "OK před ČOV" je označen odběrový profil na výusti odlehčení po mechanickém předčištění na ČOV. Stanovení BSK_5 bylo provedeno pouze u některých vzorků, proto jsou v grafu pouze samostatné body. Osa x – minuty po začátku epizody.*

- NO_3-N ukazuje zajímavý průběh koncentrací. V převážně zemědělském povodí Drnového p. je koncetrace NO_3-N snižována jak odpadní tak dešťovou vodou, takže získáváme další pohled na vývoj celé epizody.



Obr. 3. *Grafy vývoje koncentrací vybraných látek během srážkoodtokové epizody 25.7.2023. Odtok z ČOV (profil A) nebyl vzorkován. Jako "OK před ČOV" je označen odběrový profil na výusti odlehčení po mechanickém předčištění na ČOV. Stanovení bakteriálních indikátorů fekálního znečištění bylo provedeno pouze u některých vzorků, proto jsou v grafech pouze samostatné body; "TERMOTOL." – termotolerantní koliformní baktérie, E. COLI - Escherichia coli. V grafech pro EDTA a NTA je uveden rozsah koncentrací na odtoku z ČOV, jak byl zjištěn během minulých vzorkovacích akcí.*

- Vysoké jsou koncentrace NH_4-N a N celkového – zejména k oxidaci NH_4-N se ve vodním prostředí spotřebuje velké množství kyslíku rozpuštěného ve vodě (zahrnuto v rámci stanovení BSK_5). Oxidací v povrchových vodách pak rychle vzniká NO_3-N – a emise s odlehčovanými odpadními vodami se najednou ukazují jako významný zdroj N.
- Vstupy baktérií jednoznačně indikujících fekální znečištění je obrovský – v Drnovém p. bylo stanoveno max. 260 000 KTJ/ml termotolerantních koliformů a 160 000 KTJ/ml baktérií E. coli. Taková míra vstupu fekálního zatížení znamená i přítomnost širokého spektra virových agens, což zejména v případě vodárenského toku Úhlavy je velmi závažné.

- EDTA, NTA - přítomnost EDTA v povrchových vodách indikuje spolehlivě vliv odpadní vody a nález NTA ukazuje specificky na vstup nečištěných odpadních vod. Zatímco NTA v procesu biologické ČOV degraduje na další produkty, EDTA se naopak prakticky nerozkládá. Grafy na Obr. 3 ukazují vysoké koncentrace obou komplexonů v odlehčované odpadní vodě, zatímco na odtoku z ČOV zjišťujeme pravidelně zcela odlišný obraz.

Při hodnocení koncentračních ukazatelů v recipientu se můžeme zaměřit na otázku dosažení ekologického stavu, což zde se jedná o stav zničený (včetně hydromorfologie potoka), nebo na otázku možnosti zapojení potenciálně atraktivního území podél Drnového potoka mezi lokality k rekreaci, což je na většině plochy města aktuálně zcela mimo věcnou diskusi. Nejdůležitější na koncentračních datech získaných z monitorovacích kampaní je propočet látkové bilance, která pak už jednoznačně vypovídá o závažnosti zatížení řeky – vodárenského toku - Úhlavy, do níž se Drnový potok 900 m pod ČOV vlévá.

Odhad látkové bilance

Propočet látkové bilance byl proveden tak, aby byly porovnávány vždy stejně dlouhé časové úseky. Výjimkou je profil B, kde 25.7. tekla odpadní voda pouze 180 min. Bilanci pro profil A (ČOV odtok) jsme si dovolili odhadnout na základě reálně zjištěných průtoků, ale s využitím údajů o jakosti vody z minulé epizody, tedy z 21.6. Vzhledem ke stabilitě koncentrací na odtoku ČOV i v době srážek s vysokou pravděpodobností odhadnutá látková množství odpovídají rámcově skutečnosti, a zejména pro porovnání s ostatními vstupy látek do Drnového potoka považujeme vypočtené hodnoty využitelné. Průtoková data pro profil C byla zatížena chybou ve změně průtočného profilu (vegetace), takže naměřené průtoky byly početně korigovány (posun konzumční křivky). Tím mohlo dojít k odchylce od reálných průtoků a prezentovaná data je třeba vnímat jako orientační, která budou potvrzena až následným monitoringem v dané lokalitě. Pro Úhlavu byly pro odhad látkového množství, které proteklo během monitorované periody využity údaje o průtoku v profilu Tajanov (limnigrafická stanice, nízké letní průtoky: 0,923 a 1,178 m^3/s) a data o jakosti vody z profilu provozního monitoringu Úhlava Svrčovec, odběry za červen a červenec (průměrná hodnota). Profil Svrčovec leží už pod městem Klatovy, takže v některých parametrech bude zřejmě látkový průtok mírně nadhodnocen, což pro účely hrubého porovnání nevadí.

Výsledky jsou obsaženy v Tab. 1 a 2, zde jen stručný komentář:

- Látkové vstupy s odlehčovanými odpadními vodami jsou u všech sledovaných látek kromě NO_3-N velmi vysoké, což vynikne nejen při porovnání s emisemi z odtoku ČOV (vstupy vyšší pro P 23x a 25.7. až 110x) ale i s látkovými toky v Úhlavě, tedy ve finálním recipientu (kromě NO_3-N hodnoty z odlehčení násobně až řádově vyšší). Je tedy zřejmé, že pro Úhlavu, vodárenský tok, se jedná o významné vstupy znečištění.
- Zajímavé je porovnání mezi vstupem látek z odlehčení po mechanickém předčištění, které je sledováno provozovatelem ČOV (profil B), a sumou znečištění, které se do Drnového potoka dostává ostatními odlehčeními ((C-E)/B). Vstupy z ostatních odlehčení byly shledány buď jako srovnatelné (25.7.) nebo jako násobně vyšší (21.6.). Nestačí tedy věnovat svou pozornost pouze poslednímu odlehčení před ČOV, na které byly zaměřeny dosavadní – navíc neúspěšné - snahy.

- Emise N jsou spojovány především s plošnými zdroji znečištění (zejména orná půda). Zdá se však, že odlehčované odpadní vody silně zvýrazňují i důležitost bodových zdrojů.
- Obrovské jsou samozřejmě vstupy organických látek stanovovaných jako BSK_5, $CHSK_{Cr}$ či TOC. Jedná se o přímé ohrožení života vodních organismů narušením kyslíkových poměrů, tedy v důsledku vyčerpáním rozpuštěného kyslíku. Z těchto organismů jsou nejviditelnější a mediálně nejvděčnější ryby, ale zasažen je život všech, zejména bentontů, tedy organismů žijících na dně. Je zarážející, že ještě v roce 2023 jsou za viníky takových úhynů označovány srážky a nikoli lidé, kteří špatně nakládají se srážkovými vodami (např. Odra v srpnu 2023). Tak je buď záměrně nebo z nekompetentnosti zastírána podstata problému – a tedy jakoby ani nebylo třeba otázku srážkových vod ve městech a obcích řešit.

Tab. 1 a 2. *Látková bilance dvou srážkoodtokových událostí v Klatovech. Trvání epizody 21.6. = 125 min., 25.7. 222 min., odlehčení B trvalo 180 min. A – ČOV Klatovy odtok; B – Odlehčení po mechanickém předčištění v ČOV; C – Drnový potok POD (tedy nad ČOV, ale pod městskými odlehčeními); E – Drnový potok NAD (nad Klatovy); Σ odl. je suma znečištění z města Klatovy, které so do recipientu dostává mimo standardní odtok z ČOV: (Σodl. = B+C-E). 25.7. – propočet pro tehdy nevzorkovaný profil A byl proveden alespoň orientačně podle reálných průtoků a s koncentračními údaji z červnové periody. Látková bilance pro profil C byla pro obě periody kalkulována kvůli poruše tlakového čidla s použitím korigovaných údajů o Q a je třeba ji považovat za rámcový odhad. Úhlava – látkové množství, které proteklo vodárenským tokem v době trvání monitorované epizody. V dolní části tabulky jsou uvedeny poměry látkových množství mezi jednotlivými profily. n – nestanoveno.*

21.06.2023	Q	$CHSK_{Cr}$	TOC	DOC	NL	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	N celk	$P\text{-}PO_4$	P celk
	m^3					*kg*				
A	1257	41	17	13	8	7,2	1,3	10	1,0	1,2
B	1111	598	202	84	343	0,16	19	40	4,2	7,2
C	8818	3233	934	292	2984	10,4	39	114	6	22
E	1601	112	39	30	72	5,5	0,1	7,7	0,08	0,40
Σ odl.	8328	3719	1097	346	3256	5,1	57	146	10	29
Úhlava	6923	87	40	n	74	12	0,55	14	0,58	0,93
(C-E)/B	6,8	5,3	4,5	3,3	8,7	20	2,0	2,6	1,2	2,9
Σ odl/A	6,6	90	63	26	411	0,7	46	15	11	23
Úhlava/Σ odl	0,8	0,02	0,04	n	0,02	2,4	0,01	0,10	0,06	0,03

25.07.2023	Q	$CHSK_{Cr}$	TOC	DOC	NL	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	N celk	$P\text{-}PO_4$	P celk
	m^3					*kg*				
A	2337	38	16	12	19	9	0,12	10	0,11	0,34
B	1296	816	313	153	328	0,5	24	67	4,8	11
C	4257	1191	368	129	649	9,8	22	71	4,1	11
E	1316	21	9,1	6,63	11	5,13	0,07	5,58	0,06	0,19
Σ odl.	4237	1986	672	275	967	5	45	132	9	21
Úhlava	15691	196	90	n	169	28	1,26	32	1,32	2,12
(C-E)/B	1,5	1,4	1,1	0,8	1,9	1,4	0,9	0,9	0,8	1,0
Σ odl/A	3,2	94	74	42	90	1,0	691	24	143	110
Úhlava/Σ odl	3,7	0,10	0,13	n	0,17	5,5	0,03	0,24	0,15	0,10

- Emise fosforu s odlehčovanými odpadními vodami byly zjištěny – v souladu s našimi dřívějšími výsledky (např. Duras, 2021) - jako velmi vysoké. Je velmi obtížné (spíše naivní) očekávat zlepšení v oblasti eutrofizačních projevů (sinicové vodní květy) aniž bychom výrazně omezili emise fosforu z odlehčení.
- Mikrobiální kontaminaci nedokážeme dobře kvantifikovat, nicméně z odhadu vlivu ostatních parametrů musíme počítat s dramatickým zatížením Úhlavy. V době, kdy kvůli riziku mikrobiální kontaminace vodního prostředí není možné vyvézt na venkově obsah žumpy či septiku na pole, je nám zatím lhostejné, jak obrovské čerstvé fekální znečištění proudí za každého deště přímo do řek, potoků či rybníků, lhostejno, zda vodárenské, rekreační či rybářské využití dojde úhony.

Jakkoli bude třeba zachytit a zhodnotit více srážkoodtokových událostí, je naprosto zřejmé, že vstupy znečištění touto cestou jsou velmi významné. Z pohledu vodárenského toku Úhlava musíme vzít v úvahu, že v jeho povodí leží ještě další města a obce, která za deště přispívají dalšími porcemi znečištění. Považujeme za znepokojující, že se řešení tématu odlehčení stále nevěnuje ani zdaleka adekvátní pozornost, a to ani v případě vodárenských vodních toků.

Za důležité považujeme výsledky opakovaných makroskopických pozorování na březích Drnového potoka, kde se hromadně nacházejí na vegetaci zachycené především vlhčené ubrousky, které jsou univerzálním agens odlehčovaných odpadních vod a představují zřejmě důležitý zdroj mikroplastů ve vodním prostředí České republiky. Zatímco se trápíme, čím nahradit plastová brčka v restauracích, za našimi zády proudí plasty ve velkém.

Při průzkumu na březích Drnového potoka jsme opakovaně nacházeli i tukové hrudky a také zbytky peří – a dokonce i kusy kuřecího – což celkem jasně ukazuje na to, že některé podniky (zde lze uvažovat o Drůbežářském závodu Klatovy a.s.), zdaleka nemají v pořádku své nakládání s dešťovými vodami a proplachují/odlehčují zřejmě i jímky s vodou odpadní.

4. ZÁVĚR

Přestože zde prezentujeme teprve první čerstvá data, která budeme nadále upřesňovat a doplňovat, můžeme říci, že s odlehčovanou odpadní vodou z města Klatovy se do recipientu - a do vodárenského toku Úhlavy, jediného zdroje pro plzeňskou aglomeraci – dostává velmi vysoká dávka znečištění všeho druhu. Je s podivem, jak snadno nedokážeme vidět markantní zdroje organických látek (úhyny ryb), živin (sinice), mikroplastů (vlhčené ubrousky) či obávaných mikrobiálních agens, zatímco „řešíme“ plastová brčka, vyvážení žumpy na pole za vsí, či zakazujeme koupání ve 2. ochranném pásmu. Máme za to, že je nejvyšší čas si věci srovnat a postavit se konstruktivně k jejich skutečnému řešení.

PODĚKOVÁNÍ

Děkujeme za vstřícný přístup a spolupráci vedení Šumavských vodovodů a kanalizací a.s. Děkujeme také všem, kteří se do sledování a hodnocení odlehčovaných odpadních vod zapojili, často nad rámec běžné pracovní doby.

SEZNAM LITERATURY

Kanalizační řád stokové sítě města Klatovy a obce Bezděkov (2013). Šumavské vodovody a kanalizace a.s., 44 s.

Duras J., Marcel M. (2021). Monitoring odlehčovaných dešťových vod – zkušenosti a výsledky. *Sborník příspěvků 14. bienální konference CZWA VODA 2021,* p. 61-69, 22.-24. září, Litomyšl.

OBSAH

Možnosti posouzení funkce odlehčovacích komor

Suchánek M.*, Fabecic M., Herout P.
[*] DHI a.s., Na Vrších 1490/5,100 00 Praha 10
**autor pro korespondenci, email: ms@dhigroup.com*

ABSTRAKT
Od 1.1.2023 budou zpoplatněny vody z těch odlehčovacích komor, které nebudou plnit technické požadavky dané vyhláškou č. 428/2001 Sb. V současné době není vydán ucelený metodický postup, který by celou problematiku posouzení odlehčovacích komor detailně definoval. Cílem příspěvku je shrnout a systematizovat dostupné možnosti posouzení funkce odlehčovacích komor z hlediska stanoveni poměru ředění, přepadlých objemů a údajů pro výpočet poplatku a poukázat na problémy při použití různých metod. Výpočet simulačním srážko-odtokovým modelem bude pravděpodobně jedinou reálnou variantou, jak získat požadované údaje v dodatečné přesnosti.

KLÍČOVÁ SLOVA
Odlehčovací komory; odpadní vody; poměr ředění; technické požadavky; zpoplatnění

1. ÚVOD

Počínaje 1.1.2019 se v důsledku novely zákona 254/2001 Sb. voda přepadající během dešťových událostí z odlehčovacích komor stává vodou odpadní (dle § 38 (3)). V této souvislosti budou po ukončení přechodného období, tj. od 1.1.2023, zpoplatněny vody z těch odlehčovacích komor, které nebudou plnit technické požadavky stanovené zákonem č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích, a prováděcí vyhlášky č. 428/2001 Sb. Provozovatelé kanalizace musí podat v lednu 2024 přiznání ke zpoplatnění komor neplnicích technické požadavky za rok 2023.

Základním technickým požadavkem pro posouzení funkce odlehčovací komory je dle vyhlášky č. 428/2001 Sb. splnění předepsaného poměru ředění (§ 19 (7)). Jeho hodnotu upřesňuje dokument č.j.: SFZP 157233/2022 ze dne 07. 09. 2022 Metodika SFŽP ČR při plnění agendy poplatků v oblasti voda:

- Pro nově budované a rekonstruované odlehčovací komory je nutné splnit rozmezí poměru ředění uvedené v normě ČSN 75 6262 Odlehčovací komory, bod 4.1.6, tzn. 1:4–7.
- Všechny ostatní stávající odlehčovací komory musí splňovat ředicí poměry, na něž byly navrženy a zkolaudovány. Tyto ředicí poměry jsou uvedeny v kanalizačním řádu a případně též v kolaudačním rozhodnutí.

Výjimku pro stávající odlehčovací komory tvoří případy, kdy se na jednotnou kanalizaci napojuje nová část kanalizace odvádějící odpadní a srážkové vody z nové zástavby a provedeným posouzením stávajících odlehčovacích komor se prokáže zhoršení poměrů ředění nad rámec platného kanalizačního řádu či kolaudačního rozhodnutí. V těchto případech se postupuje dle ČSN 75 6262 bod 4.1.6.

V případě, že odlehčovací komora nevyhoví předepsaným technickým požadavkům, bude podléhat zpoplatnění podle vyhlášky č. 428/2001 Sb., přičemž výše poplatku bude vyměřena na základě přepadlého objemu a znečištění.

Na základě požadavků odborné veřejnosti upřesnil definici odlehčovací komory Výklad Ministerstva Zemědělství České republiky č. 83 k zákonu o vodovodech a kanalizacích a souvisejících právním předpisům: „Za odlehčovací komoru se považují všechny objekty sloužící k odlehčení odpadních vod tak, aby průtok odpadní vody za deště nepůsobil hydraulické přetížení stokové sítě ČOV. Odlehčovací komorou nejsou objekty, z kterých odtéká voda výjimečně např. za havarijních stavů nebo nestandardních situací.“ Tento výklad lze interpretovat tak, že odlehčovacími komorami jsou také čerpací stanice odpadních vod na jednotné kanalizaci vybavených přelivem a dešťové nádrže, z nichž voda přepadá do recipientu.

Vlastní metodika na technické požadavky (dále posuzování) odlehčovacích komor se postupně upřesňovala, nicméně v současné době neexistuje ucelený materiál komplexně řešící celou problematiku. Cílem příspěvku je poskytnout přehled metod stanovení skutečného poměru ředění u stávajících odlehčovacích komor na jednotné kanalizaci a metod výpočtu přepadlého objemu a diskutovat jejich použitelnost a úskalí. Příspěvek se věnuje i stanovení poplatků.

2. STANOVENÍ POMĚRU ŘEDĚNÍ

Vzhledem k tomu, že stanovení poměru ředění je specifické pro jednotlivé odlehčovací objekty, bude pro ně popsáno individuálně.

Poměr ředění

Definice poměru ředění je dána v ČSN 75 6101, jeho výpočet lze vyjádřit následovně:

$$(1 + n) = \frac{Qmez}{Q24} \quad (1)$$

Kde je

- $1 + n$ poměr ředění bezdeštného průtoku odpadních vod (též uváděno jako 1 : n);
- Q_{24} průměrný bezdeštný denní průtok odpadních vod (včetně balastních vod);
- Q_{mez} průtok ve stokové síti, při kterém nastává přepad z odlehčovací komory (resp. maximální průtok směrem na ČOV bez přepadu v odlehčovací komoře).

POZNÁMKA: Dříve se poměry ředění vztahovaly k maximálnímu bezdeštnému hodinovému průtoku odpadních vod Q_h. Podle místních zvyklostí je možno Q_h používat i nadále. Takto stanovená hodnota poměru ředění vychází méně příznivě než při použití Q_{24}.

Odlehčovací komory

Průtoky Q_{24} a Q_{mez} lze zjistit různými metodami. Nejjednodušší metodou je hydrotechnický výpočet. Metody zjišťování průtoků Q_{24} a Q_{mez} u stávajících odlehčovacích komor uvádí Tab. 2 uvedená v ČSN 75 6262:

- monitoring
- kalibrovaný srážkoodtokový model zpracovaný pro Generel odvodnění
- matematický model (CFD)
- fyzikální model

Hydrotechnický výpočet

Jedná se o jednoduchý výpočet, vhodný po základní (prvotní) ohodnocení jednotlivých komor či několika komor v malých lokalitách. K posouzení jsou nutná základní data o vlastní komoře (výška přelivné hrany) a přítokovém/odtokovém potrubí (průměr, sklon, materiál, délka).

Hodnota Q_{24} je součtem splaškových a balastních vod. Produkci splaškových vod lze stanovit na základě dat z fakturace pitné vody (prostorově umístěných odběrů nebo průměrné spotřeby vody a odhadu počtu obyvatel v povodí komory). Balastní vody je možno stanovit např. na základě průtoků měřených na ČOV pro celé povodí. To s sebou přináší nepřesnost, protože v jednotlivých větvích stokové sítě se průtoky balastních vod mohou značně lišit.

Q_{mez} se vypočte některou z rovnic stacionárního proudění (Bernouliho, Chezyho rovnice) podle vztahu výšky přelivné hrany odlehčovací komory a záklenku odtokového potrubí. Výpočet lze provést v tabulkovém procesoru nebo za pomoci softwarových prostředků (např. aplikace OK-APP vyvinutá firmou DHI). Alternativně lze použít nekalibrovaný matematický srážkoodtokový model (Suchánek a kol. 2022).

Spolehlivost hydrotechnického výpočtu nejvíce závisí na hydraulice a typu objektu. Dobrých výsledků lze dosáhnout pro komory s vysokou přelivnou hranou menších a středních délek s popsatelnou hydraulikou škrticí trati nebo ventilu. Nemožné to je u nízkých přelivných hran, geometricky nestandardních řešení apod.; takové objekty je možno nalézt poměrně často.

Monitoring

Stanovení vstupních hodnot průtoků pro výpočet poměru ředění lze získat krátkodobou monitorovací kampaní (délka kampaně přibližně 4-8 týdnů), obsahující měření průtoku typicky na přítoku do komory, resp. hladiny (jako pomocného parametru pro jednoznačnou identifikaci přepadu) na odlehčovací komoře. Zvolený systém měření musí umožnit stanovení Q_{mez} přímo nebo dopočtem.

Základní možnosti měření pro vybrané typy odlehčovacích komor jsou definovány ČSN 75 6262 v kapitole D.2, případné detaily k realizaci vlastního měření bude možné získat v připravované příručce SOVAK. Měrnou kampaň je vhodné doplnit měřením srážek v povodí z důvodu další využitelnosti získaných dat pro další účely (např. pro doplňkovou kalibraci matematického modelu). Výsledkem kampaně je Q_{mez} jako průměrná hodnota změřená při několika srážkových událostech, kdy dojde k přepadu (3 a více) a Q_{24} stanovené z alespoň 10 dní bezdeštného průtoku, který není ovlivněn dotokem srážkových vod (tzv. pomalé složky odtoku, orientační doba pro výběr representativního období je přibližně 2 dny po srážkové události).

Odlehčovací komory obecně nemají dobrou stavební připravenost pro realizaci kvalitního měření průtoku, to se týká zejména zajištění vhodných hydraulických podmínek pro měření. Detaily instalace přístrojů a měření je vhodné konzultovat s úředním měřičem.

Kalibrovaný srážkoodtokový model zpracovaný pro Generel odvodnění

Zpracování srážkoodtokových matematických modelů je dnes standardem pro generely odvodnění/kanalizace. Matematický model pro stanovení poměru ředění může být

zjednodušený (schematizovaný, tzn. může obsahovat jen relevantní šachty, potrubí). Základní rozdíl od jednoduchých výpočtů je použití nestacionárních rovnic proudění, které lépe popisují hydraulické chování stokové sítě.

Model obsahuje informace o produkci odpadních i srážkových vod i geometrický popis odlehčovacích komor. Model je kalibrován na data (průtoky, doplňkově hladiny) měřená typicky v uzávěrných profilech kmenových stok nebo ve významných bodech na síti (tedy nikoli ke každé odlehčovací komoře). Kalibrace se provádí na několik zatěžovacích stavů (bezdeštný stav a srážkové události (AČE, 2009)). Kalibrovaný model umožňuje stanovení množství a plošné distribuce vody pro bezdeštný průtok (pro stanovení Q_{24}) i zjištění Q_{mez} odlehčovacích komor vč. těch, na nichž nebyl přímo prováděn monitoring.

Matematický model (CFD)

Matematický model CFD (Computed Fluid Dynamics) na rozdíl od jednorozměrných rovnic používaných pro srážkoodtokové modely díky přesnějšímu popisu objektu a komplexnějšímu výpočtu dosahuje přesnějších výsledků zejména u složitých nebo nestandardních objektů. Pro výpočet se vytvoří trojrozměrná digitální replika odlehčovací komory, součástí modelovaného objektu musí být všechny přilehlé části stokové sítě ovlivňující jeho chování (přítokové a odtokové potrubí, šachta za přelivnou hranou atd.), která je zatěžována okrajovými, respektive počátečními podmínkami – hodnoty průtoků a úrovně hladiny. Pro výpočet se používají specializované softwarové prostředky a vlastní výpočet je časově náročný, proto se omezuje na jednotlivé simulované události. Výsledkem výpočtů je stanovení Q_{mez}, resp. Q-h křivek pro případné zadání do jednorozměrného srážkoodtokového simulačního modelu.

Fyzikální model

Fyzikální model je zmenšeným fyzikálním (laboratorním) modelem odlehčovací komory, který je zatěžován průtokem vody na základě podobnostních kritérií (geometrické, kinematické a dynamické kritérium) (Šulc, 2006). Stavba fyzikálního modelu vyžaduje zkušenosti a vybavenou hydraulickou laboratoř, proto je vhodným řešením pro hydraulicky složité objekty (Žoužela a kol., 2020). Výsledky a jejich využití v rámci posouzení odlehčovacích komor na základě fyzikálního modelu jsou podobné jako u modelu CFD.

Čerpací stanice odpadních vod

Z hlediska posouzení vlivu na recipient lze čerpací stanici odpadních vod chápat jako odlehčovací komoru, kde je škrticí trať realizována čerpadlem. V tomto smyslu lze také provést jejich posouzení. Q_{mez} se pak stanoví jako max. kapacita čerpadel. V praxi se můžeme setkat s čerpacími stanicemi odpadních vod, kde přepad není součástí vlastního objektu čerpací stanice, ale je realizován přes nedalekou odlehčovací komoru. V těchto případech musí být oba objekty posuzovány společně a pro výpočet by měla být použita menší hodnota Q_{mez} z obou objektů.

Dešťové nádrže

Asi nedůležitější ne zcela vyřešenou situací je posouzení dešťových nádrží. Množství a kvalita odlehčených vod se posuzuje až za retenční nádrží (MZe, 2021). Vzniká tak problém se stanovením Q_{mez} pro tuto situaci a poměr ředění je v tomto případě metodicky nestanovitelný.

Posouzení je tak nutno realizovat náhradním způsobem. Obecně se jeví jako nejvhodnější pro tuto situaci komplexní emisně – imisní posouzení lokality dle ČSN 75 6262 pomocí srážko-odtokového simulačního modelu, nicméně pro účely splnění požadavků vyhlášky č. 428/2001 Sb. jsou navrhovány i alternativní způsoby posouzení, založené např. na výpočtu mezního deště (Soudek, 2023).

Z hlediska jednoduchosti (a srovnatelnosti s poměrem ředění) je další možností zavedení „ekvivalentu poměru ředění“, který se odvodí na základě stejného objemu přepadu simulovaného dlouhodobou srážkovou řadou (délka řady je min 10let) pro odlehčovací komoru s dešťovou nádrží a fiktivní odlehčovací komoru bez dešťové nádrže (upravený parametr je např. kapacita škrticí trati). Výpočet je založen na předpokladu, že v obou případech je do recipientu vnášeno stejné množství znečištění.

3. STANOVENÍ OBJEMU PŘEPADLÝCH VOD

Stanovení objemu přepadů je relevantní u odlehčovacích objektů nesplňujících technické požadavky, tj. podléhajících zpoplatnění. Vyhláška č. 428/2001 předpokládá (stejně jako u ČOV), že poplatek se stanoví za uplynulý kalendářní rok.

Metodami pro stanovení ročního objemu přepadů jsou:

- trvalý monitoring
- kalibrovaný srážkoodtokový model

Trvalý monitoring

Jedná se o vyhodnocení objemu z trvalého měření průtoku ve výusti nebo stanoveného dopočtem z měření průtoku na přítoku do odlehčovací komory. Realizace trvalého monitorovacího systému je investičně i provozně relativně nákladná, proto je vhodná u těch objektů, které mají být zpoplatněny. Pro jejich identifikaci lze s výhodou využít výsledky dlouhodobé simulace srážkoodtokovým modelem a pro návrh systému měření zkušenost získanou při krátkodobé monitorovací kampani.

Kalibrovaný srážkoodtokový model

Stanovení ročního objemu přepadlých vod je možné pomocí kalibrovaného srážkoodtokového simulačního modelu zpracovaného pro Generel odvodnění. V tomto případě musí být model dobře kalibrován s ohledem na průtoky srážkových vod stokovou sítí a odlehčená množství. Výhodou opět je možnost dopočtu objemu přepadů pro všechny odlehčovací komory.

Vstupními daty by ideálně měla být místně příslušná srážková řada s časovým krokem záznamu 1 minuta. Zdrojem dat jsou měření ČHMU nebo místní srážkoměrné sítě. Použití dat přenesených z jiných lokalit nebo jiných klimatických podmínek může ovlivnit výsledky (Novák, 2023).

Výsledky simulace jsou roční časové řady s průběhy přepadů, z nichž se vypočte objem. Pro matematické vyhodnocení je z důvodu eliminace případných numerických nestabilit důležitá definice přepadu.

Stanovení výpočtem na základě zpoplatňovaného roku s ohledem na termín odevzdání – 15. únor kalendářního roku následující po skončení poplatkového období – klade poměrně vysoké časové nároky na přípravu dat a realizaci výpočtů. V tomto smyslu se nabízí možnost (min. pro první období) použít průměrné hodnoty přepadlých objemů za min 10 let (tomu odpovídají i nároky na srážková data, nicméně tato úloha je standardně zpracovávána v rámci generelu kanalizace).

4. STANOVENÍ POPLATKŮ ZA VYPOUŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD

Přepady z odlehčovacích objektů jsou na základě vyhlášky č. 428/2001 Sb. zpoplatněny stejným způsobem jako vypouštění z ČOV. Celková výše poplatku se skládá z:

- dílčího poplatku z objemu vypouštěných odpadních vod
- dílčích poplatků z jednotlivých znečištění vypouštěných odpadních vod.

Dílčí poplatek z objemu odpadních vod stanoví na základě objemu vypuštěných odpadních vod, přičemž od dílčího poplatku jsou osvobozeny ty odlehčovací komory, jejichž objem nepřekračuje za poplatkové období objem 100 000 m^3. Sazba poplatku v příloze č. 2 vodního zákona činí 0,1 Kč/m^3.

Dílčí poplatek z jednotlivého znečištění se vypočte na základě celkového množství jednotlivého znečištění obsaženého v odpadních vodách v kg/rok. Při výpočtu poplatku za organické znečištění se použije rozdílná sazba pro čištěné a nečištěné odpadní vody. Dílčí poplatek z jednotlivého znečištění se platí pouze tehdy, pokud je zároveň překročen jak koncentrační, tak hmotnostní limit ukazatele tohoto znečištění. Sledované parametry jsou $CHSK_{Cr}$, RAS, NL, celkový fosfor, anorganický dusík, AOX, rtuť a kadmium. Sazby poplatku a koncentrační limity jsou uvedeny v příloze č. 2 vodního zákona. (SFŽP 2022).

Pro stanovení objemu vypouštěných odpadních vod je možno použít jednu z metod popsaných výše. Parametry znečištění pro výpočet množství znečištění je možno je získat analýzou vzorků odebraných při dešťových událostech. Pro vody přepadající z odlehčovacích komor bude ve většině případů rozhodujících parametrem hodnota $CHSK_{Cr}$ a nerozpuštěných látek (Suchánek a kol. 2021). Celkové množství znečištění je možné/vhodné nejprve ověřit simulací matematickým modelem.

Realizace odběru vzorků za dešťových událostí je technicky dosti náročná, vyžaduje vybavení, zkušenosti a správné nastavení pro příslušnou komoru. Proto jsou odběry pro odlehčovací komory na síti v praxi poměrně obtížně realizovatelné nehledě na náklady s nimi spojené. Částečným zdrojem dat mohou být odběry vzorků, které byly realizovány na některých odlehčovacích komorách před nebo na ČOV v počátečním období po zavedení novely vodního zákona. Orientační hodnoty znečištění lze také získat z literatury (Suchánek a kol., 2021). Pro určení množství znečištění je nutno stanovit průměrnou koncentraci ukazatele daného znečištění v kg/m^3; hodnoty stanovené na základě laboratorních rozborů odebraných vzorků vykazují vysokou rozkolísanost a mohou být zatíženy nejistotami. Pro získání representativních hodnot pro tento výpočet by byla vhodné pro odlehčovacích komor doplnit metodiku o postupy vzorkování, resp. stanovení průměrné hodnoty znečištění.

Pro nestandardní případy je možné požádat správce poplatku (tedy SFŽP) o stanovisko k postupu plnění ohlašovacích povinností. Provozovatel může sám navrhnout postup pro určení

znečištění v odpadních vodách a zjištění jejich objemu a správce poplatku může k tomuto návrhu přihlédnout (Metodika SFŽP, 2023).

5. ZÁVĚRY A DISKUZE

Novela vodního zákona přinesla řadu povinností, pro něž částečně chybí komplexní metodická podpora. Cílem tohoto příspěvku proto bylo představení možností stanovení poměru ředění u odlehčovacích komor na stokové síti, stanovení objemu přepadlých vod a zjištění údajů pro výpočet poplatku za vypouštění odpadních vod. Snahou bylo shrnout dostupné znalosti a napomoci tak dobré praxi v této oblasti.

Většina odlehčovacích komor v současné době není osazena trvalým měřením průtoku, proto bude do budoucna výpočet simulačním srážko-odtokovým modelem pravděpodobně jedinou reálnou variantou, jak získat přepadlý objemu pro komory v dostatečné přesnosti. Totéž platí pro stanovení poměru ředění u odlehčovacích komor, na kterých nebyl prováděn monitoring. V případě, že se matematický model zpracovává pro účely posouzení nově, vznikne jeho zpracováním základ pro „digitální dvojče“ stokové sítě, který lze s výhodou použít pro další úlohy jako např. generel kanalizace, doplnění/rozšíření dat v GIS a další.

Přes všechny nedostatky procesu a skutečnost, že u stávajících odlehčovacích komor je v podstatě zakonzervován stav platný pro dobu jejich kolaudace, je potřeba se dívat na nové legislativní požadavky pozitivně. Povinnost posouzení odlehčovacích komor přispěla ke zlepšení jejich evidence, základnímu posouzení jejich funkce a v některých případech i k přijetí opatření pro zlepšení jejich funkce. To má ve výsledku alespoň částečně pozitivní vliv na životní prostředí.

Je otázkou, jak se bude situace kolem odlehčovacích komor bude vyvíjet dále. Zjednodušení posouzení na jeden parametr – poměr ředění – je pochopitelné pro zvládnutí prvního období, avšak do budoucna není dostačující pro ochranu recipientů a odlehčovací komory by se měly posuzovat komplexně včetně imisního hodnocení. Změny v požadavcích na odlehčovací komory přinese též revize Směrnice o čištění městských odpadních vod. Samostatnou otázkou je realizace opatření u nevyhovujících objektů, resp. jejich případná dotační podpora.

PODĚKOVÁNÍ

Autoři by rádi poděkovali doc. Dr. Ing. Ivaně Kabelkové za konzultace při psaní příspěvku.

SEZNAM LITERATURY

Asociace čistírenských expertů České republiky – Odborná skupina Odvodňování urbanizovaných území (2009). *Metodická příručka posouzení stokových systémů urbanizovaných povodí*, Státní fond životního prostředí České republiky.

ČSN 756262 - Odlehčovací komory

Metodika SFŽP ČR při plnění agendy poplatků v oblasti voda, SFZP 157233/2022 ze dne 07. 09. 2022

Návrh Směrnice Evropského parlamentu a rady o čištění městských odpadních vod COM (2022) 541 final

Novák J., Suchánek M., Stránský D. (*2023*). Vliv vstupních srážkoměrných dat na výsledky dlouhodobé simulace odtoku v kanalizaci, konference *Městské vody*, Velké Bílovice

Soudek M. (2023). Metodika výpočtu ředícího poměru při přepadu z dešťových zdrží, konference *Nové metody a postupy při provozování ČOV*, Seč 25. – 26. 4. 2023

SOVAK (plánované vydání podzim 2023) *Měření úrovně hladiny a průtoku*

OBSAH

Suchánek, M., Pryl, K., Kabelková, I. (2006). Základní přístupy k monitoringu městského odvodnění, konference *Městské vody 2006*, Břeclav 2006

Suchánek M., Pokorný V., Čermák J.J., Habr V., Ježek J., Kabelková I., Indrová J. (2021). Kvalita vody přepadající z odlehčovací komor, *14. bienální konference VODA 2021*, Litomyšl, 2021

Suchánek M., Harciník F., Kuncl V (2022). Systém posouzení odlehčovacích komor v SčVK, konference *Voda Fórum*, Valeč u Hrotovic, 2022

Šulc, J. (2006). *Hydraulika*. 1. Brno: Akademické nakladatelství CERM. ISBN 978-80- 7204-512-9.

Vyhláška č. 428/2001 Sb. Vyhláška Ministerstva zemědělství, kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích)

Výklad Ministerstva zemědělství České republiky č.83 k zákonu o vodovodech a kanalizacích a souvisejících právním předpisům, 2021

Základní informace pro poplatníky za vypouštění odpadních vod do vod povrchových, SFŽP ze dne 01.06.2022.

Žoužela, M., Škrancová, M., Ježek, J. (2020). Stanovení množství odlehčovaných vod do řeky Svratky využitím přelivů stavidlové komory na přítoku do ČOV Brno-Modřice. *SOVAK* 9/2020, ISSN 1210-3039, str. 14/266 - 20/272. Praha. 2020

OBSAH

Vliv dostupných sedimentačních technologií na mitigaci znečištění srážkové vody

Houlker S.[1]*, Pasing A.[2], Gesterding M.[2]
[1]*ACO Industries Tábor s.r.o., Průmyslová 1158, 39101 Sezimovo Ústi*
[2] *ACO Beton GmbH, Mittelriedstraße 25, 68642 Bürstadt, Německo*
**autor pro korespondenci, email: shoulker@aco.cz*

ABSTRAKT
Toto je shrnutí publikované práce Houlker et al. (2022), zaměřené na porovnání produktů pro sedimentaci srážkové vody rozměrovou analýzou dat, získaných třetí stranou během certifikací a definování přesnosti jedno-parametrových modelů (Hazen (Ha)nebo Péclet (Pe) čísla). Statistické výpočty ukazují, že Ha číslo je vhodné pro odhad účinnosti všech produktů s nízkým povrchovým, hydraulickým zatížením (PHZ) a Pe je vhodný pro odhady účinnosti hydrodynamických separátorů s vysokým PHZ. Tedy gravitační separace hraje hlavní roli při nízkých PHZ a advekce v hydrodynamických separátorech při vysokém PHZ. Tato práce byla rozšířena o diskuzi vlivu velikosti sedimentu na separaci těžkých kovů.

KLÍČOVÁ SLOVA
Hydrodynamická separace; kvalita vody; srážková voda; rozměrová analýza; těžké kovy; usazenina

1. INTRODUCTION

Diffuse pollution mobilised by stormwater generated in urban environments threatens the quality of receiving waters. Due to large sediment-bound pollutant loads, stormwater practitioners and national certification bodies use sediment removal efficiency as the key design parameter when assessing the suitability of a stormwater quality improvement device (SQID) (Houlker et al., 2022). As space is limited within the urban environment, manufactured products suitable for underground installation are popular. Multiple technology types area available: sedimentation tanks & pipes, lamellae and hydrodynamic separators. With hydrodynamic separators reported to have increased removal efficiencies. However, variability in site conditions, pollution load & type and limited site data prevents a direct comparison between devices, introducing confusion into SQID selection. As such, national certification bodies issue performance certificates for SQID under standardised test conditions to guide practitioners. Two such certification procedures commonly referenced by European practitioners are the German DIBt (all sedimentation technologies) and the US NJCAT (hydrodynamic separators)(Dierkes et al., 2015; Lucke et al., 2017). However, the two procedures differ in particle size distribution (PSD) and range of flow rates tested, making a direct comparison of the effect of technology type on performance difficult. Therefore, this study looks at the possibility of using sedimentation theory to estimate a devices performance under each procedure, and allow a fair comparison.

A further complication arises from the use of hydrodynamic separators, with the literature indicating the existence of two flow regimes (Fenner and Tyack, 1997). At lower flow rates, a gravity-dominated regime exists whilst at higher flow rates the influence of advection becomes relevant. Whereas in lamella and sedimentation tanks, hydraulic shortcutting leads to a mixed flow regime at high flow rates. To achieve an accurate estimation, studies use a large number of variables to include inlet flow velocity, Reynolds number, Froud number and device specific fitting coefficients. However, this information is not always available to a

stormwater practitioner. As such, a single parameter model has value, and this study seeks to establish if such a model could be applied to both flow regimes, across a diverse range of SQID designs. In addition, it seeks to identify any performance benefits to the use of hydrodynamic separators.

2. METHODOLOGY

Performance data

Performance data were gathered from publicly accessible databases maintained by testing and certification agencies. Device type was kept as the independent variable by ensuring chosen test protocols were comparable. A test protocol had to employ a sediment with a defined PSD and specific density of 2650 kg.m^{-3}, employ grab sampling, report total sediment mass removed and have third party witnessing. As such, the US NJDEP protocol managed by NJCAT was chosen, in addition to the German NRW protocol based on the DIBt test protocol (Houlker et al., 2022). A test report was selected for analysis if the device employed sedimentation as its treatment mechanism, if surface area available for sedimentation was reported and it demonstrated a change in removal efficiency with flow rate. Performance data on 15 hydrodynamic separators (H1 to H5), 7 sedimentation tanks (G1 to G7), 5 pipe sedimentation devices (P1 to P5) and 4 lamella separators (L1 to L4) were collected (Houlker et al., 2022).

Bound heavy meatal loads were estimated using the correlation (y = 4.54 x$^{0.383}$) reported by Lanzerstorfer (2020) for realtive particle bound Zn loads from a sythesis of 176 studies.

Data analysis

Sedimentation calculations include settling velocity (V_s, m.s^{-1}) and surface loading rate (*SLR*, m.s^{-1} or commonly m.h^{-1}), with *SLR* defined as Q/A, where Q is treatment flow rate (m^3.s^{-1}) and A the horizontal surface area (m^2). V_s and *SLR* are related through the Hazen Number ($Ha = (V_s/SLR)$), where particles are assumed to be removed when $V_s > SLR$, representing the ratio of settled to unsettled particles, with ratios ≥1 equivalent to 100% settling (Luyckx, et al., 2005). For small particle diameters V_s is assumed to follow Stokes Law (1) (Wilson et al., 2009).

$$V_s = \frac{2}{9}\frac{(\rho_p - \rho_f)}{\mu} g R^2 \quad (1)$$

where ρ_p is particle density (kg.m^{-3}), ρ_f is fluid density (kg.m^{-3}), μ is dynamic viscosity (kg.m^{-1}.s^{-1}), g is acceleration due to gravity (m.s^{-1}) and R (m) is particle radius.

Within this study, only devices that induce rotational flow within a cylindrical tank are classified as hydrodynamic (Houlker et al., 2022). Calculations for hydrodynamic separators include advection through the Péclet number ($Pe = V_s d^2/Q$), where d is device diameter (m) and d^2/Q is analogous to *SLR* (Fenner and Tyack, 1997), and the Froude number ($Fr = Q^2/(d^5 g)$) for inertial forces (Fenner and Tyack, 1997; Egarr, et al., 2009). Froudian scaling overestimates removal at low *SLR*, limiting its applicability to removal efficiencies >50%. As the NJDEP procedure sets a pass/fail threshold of ≥50% weighted annual removal efficiencies, the majority of tested flow lie in the >50% removal zone, as such the contribution of inertial forces (*Fr*) were excluded. To assess the goodness of fit of *Ha* and *Pe* to the data, statistical measures were employed. The two key measures being the Nash-Sutcliffe coefficient (*NSE*) as a measure

of variance relative to the mean of the data set, and the root mean square error (*RMSE*) as the average deviation of the fitted removal efficiency function from the observed data (Wilson et al., 2009).

3. RESULTS

As device design, removal principle and surface area varies, removal efficiency (η) is reported as a function of *SLR* (0.13 to 197 m.h^{-1}) in Figure 1. When plotted semi logarithmically, removal efficiency displays a linear decrease in η with increased *SLR*. This trend is evident across both (NRW and NJCAT) datasets (Houlker et al., 2022).

As such, removal efficiency is more sensitive to *SLR* between 0 and 10 m.h^{-1} than >10m.h^{-1}. This is in line with previous literature reporting on η as a function of SLR when employing a PSD rather than discreet fraction size (Lee et al., 2014). However, NJCAT η appears higher at identical *SLR*, for example 67% at 20 m.h^{-1} for NJCAT but 50% at the same *SLR* for NRW. To place any impact of PSD and temperature on observed η into context, an estimation of η based on *Ha* is included. As a general trend, observed η for each technology type and individual device follows the *Ha* estimation for the NRW procedure. However, the general trend is less clear for the NJDEP procedure, with some hydrodynamic devices appearing to over-perform, and most non-hydrodynamic devices appearing to underperform. For example, H5 outperforms the estimation by 16% at an SLR of 20 m.h^{-1} reducing to a 4% outperformance at 198 m.h^{-1}. In comparison, L4 underperforms by 9% at an SLR of 4.3 m.h^{-1} increasing to 24% underperformance at 20 m.h^{-1} (Houlker et al., 2022).

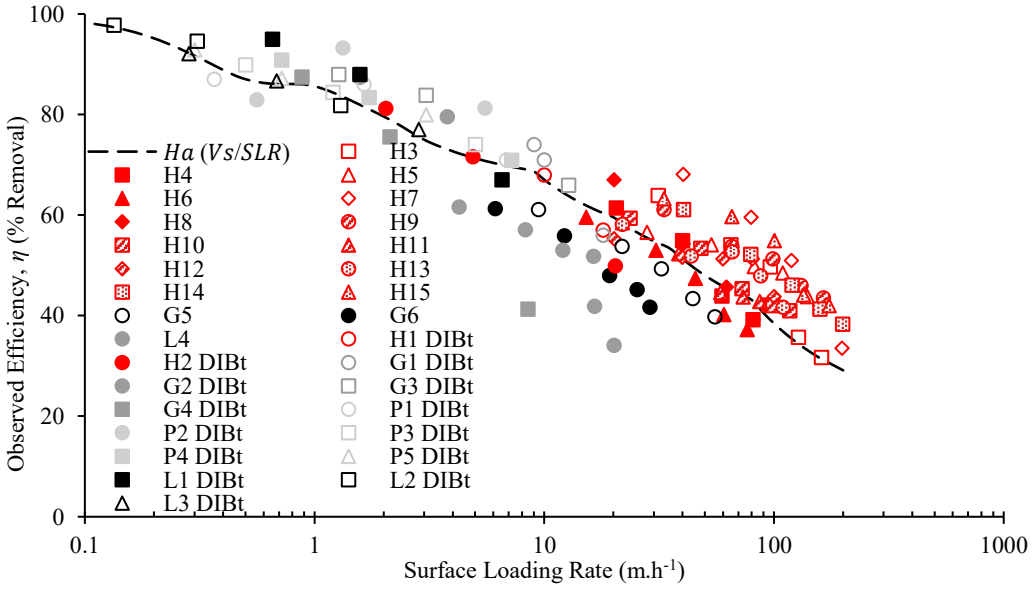


Figure. 1. *The impact of SLR on observed removal efficiency for manufactured sedimentation devices. Hydrodynamic separators are shown in red.*

***Table 1**. Statistical measures. Adapted from Houlker et al. (2022)*

	Ha Estimate				*Pe* Estimate			
Protocol	NSE	R^2	RMSE (%)	STDV (%)	NSE	R^2	RMSE (%)	STDV (%)
NRW (DIBt)	0.81	0.89	5.1	11.1	N/A	N/A	N/A	N/A
NJDEP (NJCAT) Hydrodynamic	0.06	0.59	8.0	8.7	0.5	0.57	5.9	8.2
NJDEP (NJCAT) Non-hydrodynamic	-0.67	0.62	9.3	9.6	N/A	N/A	N/A	N/A

Statistical analysis of the NRW data indicates that *Ha* yields a good statistical fit in terms of reproducing the data set mean (*NSE* = 0.81), of data variance (R^2 = 0.89), and the average deviation of the fitted removal efficiency function from the observed data (*RMSE* = 5.1%). In contrast, the low NSE value (0.06) of the NJDEP hydrodynamic data set (Table 1) indicates that *Ha* offers an estimation slightly better than the observed data average. In addition the *RMSE* value of 8% is comparable to the *STDV* (8.7%), indicating that *Ha* offers an unsatisfactory statistical fit. However, when considering η as a function of *Pe* for the NJDEP hydrodynamic data set, the NSE increased to 0.5 and the RMSE dropped to 5.9 %. This indicates that *Pe* yields an improved but imperfect statistical fit. Statistical analysis (Table 1) of the non-hydrodynamic NJDEP data set (Figure 1) indicates an unsatisfactory statistical fit, where the negative *NSE* value (-0.61) indicates that the data set average offers a better estimation than *Ha*. However, the R^2 (0.62) indicates that *Ha* is reasonably reproducing the data variance (Houlker, et al., 2022).

4. DISCUSSION

A model is unsatisfactory if the *NSE* value lies <0.5, acceptable when the *NSE* value lies >0.5 to <0.75 and good if the value lies above 0.75 (Moriasi, et al., 2007; Ritter and Muñoz-Carpena, 2013). The *Ha* model employed for the NRW data (Table 1) is good while the *Pe* model employed for the NJDEP hydrodynamic data set is satisfactory. This implies that the removal mechanism at lower *SLR* is better described as gravity separation, in agreement with previous literature (Boogaard, et al., 2017). In contrast, the removal mechanism at and higher *SLR* (in hydrodynamic separators) is better described as gravity separation and advection, in agreement with previous literature (Fenner and Tyack, 1997). Estimations based on a single parameter (*Pe* or *Ha*) yield RMSE values between 5.9% for hydrodynamic separators at higher *SLR* and 5.1% for all sedimentation devices operated at low *SLR* (Table 1) (Houlker et al., 2022). This is an important outcome when considered in the context of a stormwater practitioner assessing manufacturer efficiency claims, where estimation accuracy is weighed against method complexity.

Single parameter models have shown good statistical fit when applied to standard sumps, yielding R^2 values of 0.95 to 0.98 (Li and Sansalone, 2022). However, the study was unable to extend the approach to the NJDEP data set due to variable tank geometries (Houlker et al., 2022). Analysis of multi-parameter models applied to standard sumps and hydrodynamic separators, yielded good statistical fits with *NSE* values ranging from 0.87 to 0.99 (Wilson et al., 2009; Howard, et al., 2012) Notably, the *RMSE* values reported (2.1% to 6.9%, with a mean of 4%)(Wilson et al., 2009), and (8.1%)(Howard et al., 2012) are comparable to the *RMSE* values reported in this study (Table 1). Similar multi-parameter estimation studies (Tang, et al., 2018; Ansari and Khan, 2014) report comparable *RMSE* values between 5.8% and 44%. This indicates that a single parameter (*Ha* or *Pe*) model offers a similar deviation

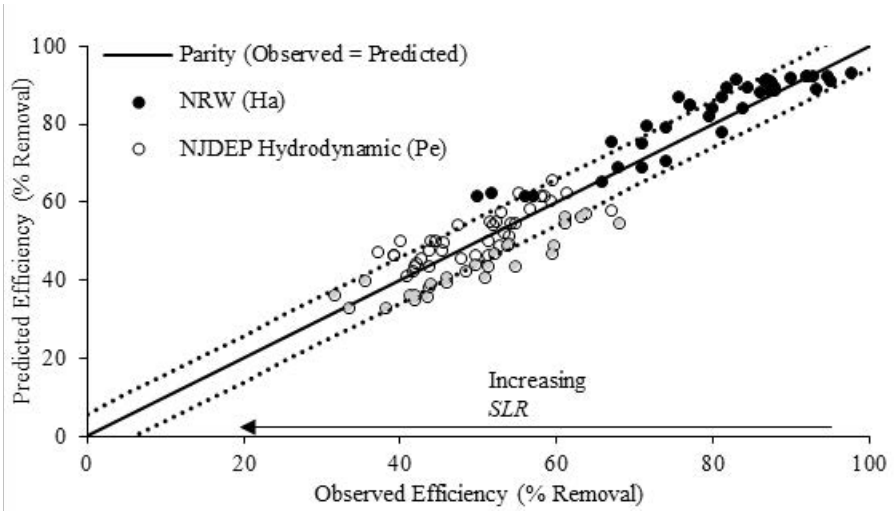


Figure. 2. *Parity plot of removal efficiency (η) estimated using a single parameter estimation (Ha if SLR<20 m.h^{-1} for all separator types and Pe if SLR >20 m.h^{-1} for hydrodynamic separators) compared to observed η. Adapted from Houlker et al., (2022)*

from the observed efficiency as models that are more complex. Statistical analysis indicates that *Ha* applied to non-hydrodynamic separators operating at high *SLR* (Figure 2) yields an unsatisfactory fit (Table 1). Interestingly, the R^2 value (0.62) indicates that the model is capturing some of the expected data variance but the RMSE (9.3%) and NSE (-0.67) values indicate it fails to reproduce the data mean and *η*. This indicates that higher *SLR* result in lower removal efficiencies but over estimates *η* at a given *SLR*, as can be seen in Figure 1.

Single parameter estimations therefore offer a simple tool for estimating performance of hydrodynamic separators at higher *SLR* (*Pe* if *SLR*>20m h^{-1}), and for all devices operating at lower *SLR* (*Ha* if *SLR* <20 m h^{-1}), without the need for hydraulic fitting parameters, within the context of certification procedures. However, hydraulic underperformance at higher *SLR* (>20 m h^{-1}) prevents the same approach from being applied to other technologies, lamellae in particular, without the application of a hydraulic fitting parameter (Houlker et al., 2022). A weakness of the 2013 NJDEP procedure is that it did not set a limit on inlet pipe diameter, and states that sediment found in the inlet pipe should be added to that found in the device. As consequence, any pre-sedimentation in the inlet pipes would lead to an increase in observed *η*, limiting the applicability of any conclusions to the context of comparing certification procedures (Houlker et al., 2022).

Application of Results

Stormwater practitioners seek to translate performance data from certification procedures into appropriate device sizing. To achieve this, flow-weighted removal efficiencies based on average rainfall intensities and connected area are employed, and an annualised removal efficiency calculated. The most cost effective device size is then selected (Houlker, et al., 2022). Within this study, the *Ha* (non-hydrodynamic) and *Pe* (hydrodynamic) predictors, are applied to the NJDEP average sediment and the recommended German annual rainfall intensities and weightings of 0.9 mm.h^{-1} (50%), 2.2 mm.h^{-1} (33%) and 9 mm.h^{-1} (17%), to estimate possible treatment area. A sedimentation surface area of 1.22 m^2 is taken for the example. The outcome of this comparison is that the low *SLR* required to reach high removal efficiencies negates the advantage of advection promoted in hydrodynamic separators at high

flow rates, and therefore all technologies are capable of treating a similar connected area of 0.3 ha. In contrast, when targeting 50% removal efficiency, the increased *SLR* facilitated by lower targets enables additional removal via advection in hydrodynamic separators; this translates to a 33% increase in connectable area (12 ha) versus non-hydrodynamic sedimentation (9 ha) (Houlker, et al., 2022).

Within the context of stormwater treatment, the implication is that when applying sedimentation as the primary pollutant mitigation measure, then it is necessary to employ low *SLR* to remove <300 µm particulate bound pollutants, and the technology type therefore has little impact. From a practitioners perspective it becomes selection primarily based on cost, specific surface area and maintenance concerns. However, when sedimentation is included as a gross pollutant removal step and overall efficiency targets are reduced (50%), then hydrodynamic separators may offer a competitive advantage. An example application would be the protection of underground geocelluar storage or litter removal from an area with a low pollutant load, such as a pedestrian zone.

An important additional consideration for practitioners is the particle size distribution of sediment present in the target stormwater. There is no universal PSD, rather a spectrum dependent on site conditions (Figure 3).

Manufactured sediments (Millisil, NJCAT, OK 110) employed by certification processes represent the finer end of measured stormwater PSD (Figure 3) and correspond closely to those PSDs measured in road run off. This is partly driven by national certifying agencies making decisions based upon average local data. As consequence, bound heavy metal loads are often ascribed to the finer (<63µm) fraction size. However, recent studies indicate that it is the cumulative mass of each fraction size that governs bound metal loads (Baum et al., 2021). As such, if the PSD is coarse, a greater portion of bound metal is expected at larger fraction sizes. Interestingly, the example manufactured sediments (Figure 3) all fall within the PSD range expected from stormwater (Gelhardt, et al., 2017; Lanzerstorfer, 2020), while having significantly different PSDs. Lanzerstorfer (2020), studying the relative bound metal loads at given fraction sizes in stormwater samples developed a correlation between fraction size and bound metal loads. Appying those correlations, metal loads for the three example manufactured sediment sizes can be estimated (Figure 4).

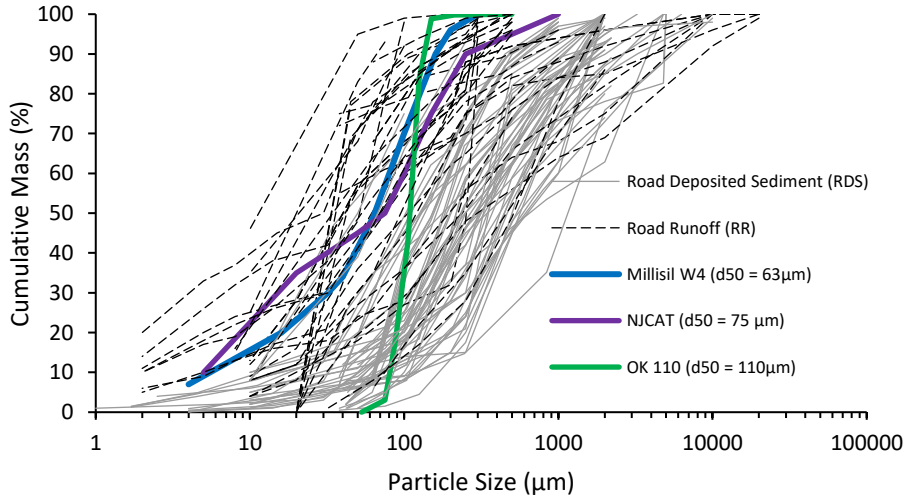


Figure. 3. *Comparison of PSD between RDS, RR and common manufactured sediments (Millisil W4, NJCAT and OK 110). Adapted from (Gelhardt et al., 2017).*

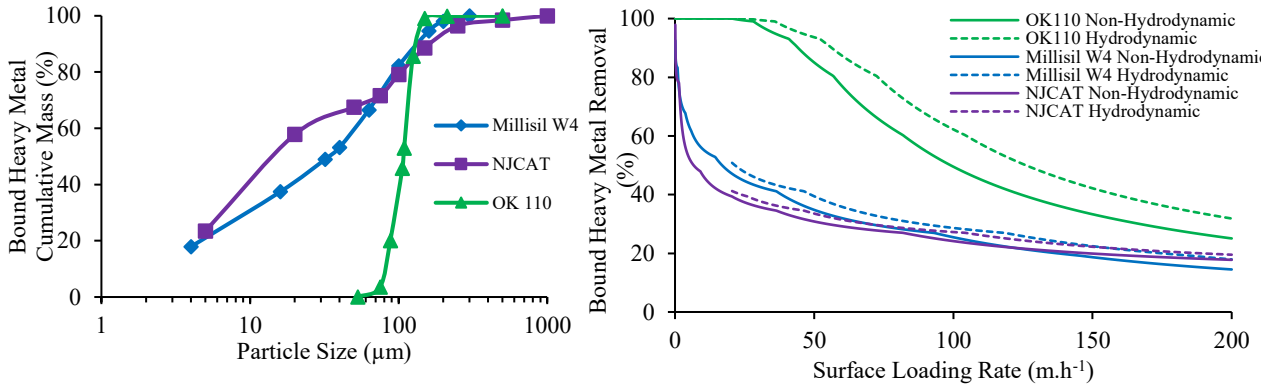


Figure. 4. *Left, expected mass of bound heavy metal on common manufactured sediments (Millisil W4, NJCAT and OK 110). Right, the impact of SLR on expected (Ha or Pe) bound heavy metal removal efficiency.*

Interestingly, when a <63 µm fraction is present, the relative mass of bound metal exceeds the particle mass, for example the ≤20µm fraction in the NJCAT sediment account for 35% of sediment mass but 58% of the cumulative bound heavy metal. However, in sediments with no ≤63 µm there is little difference between cumulative particle mass and cumulative bound metal mass (OK 110, Figure 4). Therefore, the choice of PSD during the design phase can drastically effect the required *SLR* (Figure 4) where finer sediments (NJCAT and Millisil W4) require a low SLR (1.5 $m.h^{-1}$) to achieve 80% bound metal removal. However, with a coarser sediment such as OK 110, 80% removal can be achieved at an *SLR* of 57 $m.h^{-1}$ for non-hydrodynamic separators.

5. CONCLUSIONS

This study demonstrates that no sedimentation technology type offers a performance advantage at low *SLR* (<20 $m.h^{-1}$), with efficiency well explained by gravity separation. However, hydrodynamic separators operated at higher *SLR* (>20 m h^{-1}) offer increased removal efficiency, which is adequately explained by gravity and advection. As such, hydrodynamic separators offer an up to 33% increase in connectable area when targeting a 50% sediment removal efficiency under the NJCAT procedure. In this scenario, technology type is an important differentiator. In addition, when considering 80% bound heavy metal removal, the choice of a coarser design PSD can increase *SLR* by 55 $m.h^{-1}$. When seeking to translate the performance of hydrodynamic separators between high (>20 m h^{-1}) and low (<20 m h^{-1}) *SLR*, a single parameter predictor is comparable to more complex models. In addition, most proprietary hydrodynamic have similar performance characteristics under standardised conditions. Consequently, a practitioner seeking to estimate the performance of an NJCAT certified hydrodynamic separator at low *SLR* for European operation, can apply a single parameter predictor of TSS removal within a simple excel calculation. A final point worth further study is that devices, certified under the 2013 NJDEP protocol, may over perform due to oversized inlet connections.

REFERENCES

Ansari, M. A. and Khan, M. A. (2014) Performance assessment of vortex settling chambers. *ISH Journal of Hydraulic Engineering*, 20(3), 324–338.

Baum, P., Kuch, B., and Dittmer, U. (2021) Adsorption of metals to particles in urban stormwater runoff—does size really matter? *Water* (Switzerland), 13(3), 1–21.

Boogaard, F. C., van de Ven, F., Langeveld, J. G., Kluck, J., and van de Giesen, N. (2017) Removal efficiency of storm water treatment techniques: standardized full scale laboratory testing. *Urban Water Journal*, 14(3), 255–262.

Dierkes, C., Lucke, T., and Helmreich, B. (2015) General Technical Approvals for Decentralised Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS)-The Current Situation in Germany. *Sustainability* (Switzerland), 7(3), 3031–3051.

Egarr, D. A., Faram, M. G., O'Doherty, T., and Syred, N. (2009) Experimental study of a hydrodynamic vortex separator. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part E: Journal of Process Mechanical Engineering*, 223(1), 1–10.

Fenner, R. A. and Tyack, J. N. (1997) Scaling Laws for Hydrodynamic Separators. *Journal of Environmental Engineering*, 123(10), 1019–1026.

Gelhardt, L., Huber, M., and Welker, A. (2017) Development of a Laboratory Method for the Comparison of Settling Processes of Road-Deposited Sediments with Artificial Test Material, *Water Air Soil Pollut* 228, 467 (2017).

Houlker, S., Pasing, A., and Gesterding, M. (2022) Evaluation and sizing of proprietary sedimentation devices for decentralised stormwater treatment. *Water Science and Technology*, 86(9), 2071–2088.

Howard, A. K., Mohseni, O., Gulliver, J. S., and Stefan, H. G. (2012) Hydraulic Analysis of Suspended Sediment Removal from Storm Water in a Standard Sump. *Journal of Hydraulic Engineering*, 138(6), 491–502.

Lanzerstorfer, C. (2020) Technology Toward more intercomparable road dust studies. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 0(0), 1–30.

Lee, D. H., Min, K. S., and Kang, J. H. (2014) Performance evaluation and a sizing method for hydrodynamic separators treating urban stormwater runoff. *Water Science and Technology*, 69(10), 2122–2131.

Li, H. and Sansalone, J. (2022) Interrogating common clarification models for unit operation systems with dynamic similitude. *Water Research*, 215.

Lucke, T., Nichols, P., Shaver, E., Lenhart, J., Welker, A. and Huber, M. (2017) Review Pathways for the Evaluation of Stormwater Quality Improvement Devices - the Experience of Six Countries. *Clean Soil Air Water*, 45: 1600596.

Luyckx, G., Vaes, G., and Berlamont, J. (2005) Solids separation efficiency of combined sewer overflows. *Water Science and Technology*, 51(2), 71–78.

Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Liew, M. W. Van, Bingner, R. L., Harmel, R. D., and Veith, T. L. (2007) Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885–900.

Ritter, A. and Muñoz-Carpena, R. (2013) Performance evaluation of hydrological models: Statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. *Journal of Hydrology*, 480, 33–45.

Tang, Y., Zhu, D. Z., and van Duin, B. (2018) Note on sediment removal efficiency in oil-grit separators. *Water Science and Technology*, 2017(3), 729–735.

Wilson, M. A., Mohseni, O., Gulliver, J. S., Hozalski, R. M., and Stefan, H. G. (2009) Assessment of Hydrodynamic Separators for Storm-Water Treatment. *Journal of Hydraulic Engineering*, 135(5), 383–392.

S.02 OPĚTOVNÉ UŽÍVÁNÍ VODY

OBSAH

Národní hygienické požadavky na užitkovou vodu a její výrobu

Kožíšek F., Bobková Š., Baudišová D., Jeligová H., Pumann P.
Státní zdravotní ústav, Centrum zdraví a životního prostředí, Oddělení hygieny vody, Šrobárova 48, 100 00 Praha 10
**autor pro korespondenci, email: frantisek.kozisek@szu.cz*

ABSTRAKT
SZÚ zpracoval „Metodické doporučení pro hygienické požadavky na užitkovou vodu“, které bylo předáno MZ a mělo by se stát předobrazem budoucí právní úpravy užitkové vody. Základní požadavek je založen na moderním přístupu definování přijatelné míry nákazy z užitkové vody a s tím spojeným požadavkem na účinnost technologie čištění, definovanou jako odstranění referenčních patogenů. Technologie by měly před uvedením na trh procházet odborným posouzením, zda jsou požadované redukce schopny. Nezávadnost užitkové vody by se měla sledovat pomocí provozního a verifikačního monitorování. K dalším důležitým opatřením patří prevence neúmyslného propojení se systémem pitné vody.

KLÍČOVÁ SLOVA
Hygienické požadavky; legislativa; recyklace vody; redukce patogenů; užitková voda

1. ÚVOD

Počet stavebních objektů, které v České republice (ČR) k užitkovým účelům využívají ne pitnou, ale nějakým způsobem recyklovanou (užitkovou) vodu, v posledních letech strmě roste. Podle údajů Státního fondu životního prostředí bylo do března 2021 schváleno a vyplaceno více než 6 800 žádostí o podporu pro recyklační systémy, které byly tou dobou již v provozu; nejvíce dotací šlo na systémy pro akumulaci srážkových vod využívaných pouze na zálivku (57,5 % všech realizovaných), dalších 41,6 % bylo na komplexní systémy využití srážkové vody jako vody užitkové a zbylé procento připadá na systémy využívající přečištěné šedé vody (Bobková a kol., 2022). Další stavby recyklačních systémů vedle toho vznikají bez dotace. V týdenních rešerších tisku se pravidelně objevují informace o nově budovaných nebo projektovaných systémech. Přes tento boom dosud chybí jasně stanovená legislativní pravidla, jaké požadavky by systémy recyklace měly splňovat a jak by měla kvalita užitkové vody vlastně vypadat.

Od roku 2021 je sice v § 3 odst. 7 zákona č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví, zaveden nový pojem „užitková voda“ (včetně definice), ale bez bližších podrobností a pravidel a hlavně bez předcházející odborné a právní diskuse. Proto je současná právní úprava navržená pozměňovacím návrhem poslance Pirátů Holomčíka nepovedená jak co do obsahu, tak i z pohledu právní formy, v praxi nevymahatelná, a tedy v podstatě neúčinná. Aby bylo možné požadavky na užitkovou vodu v praxi implementovat, bude muset současná právní úprava nejprve projít důkladnou revizí. Nové doporučení již předjímá nutné změny a zařazuje potřebné nové prvky, navíc jednotlivé požadavky částečně rozpracovává do podoby, v níž budou v budoucnu obsaženy jak v zákoně o ochraně veřejného zdraví, tak v prováděcím právním předpise. Pozměňovací návrh předpokládal, že ministerstvo zdravotnictví (MZ) vydá prováděcí právní předpis s podrobnými požadavky na užitkovou vodu k 1. 1. 2022, což se však nestalo. MZ totiž čekalo na výsledky výzkumného projektu „Stanovení hygienických požadavků na recyklovanou vodu využívanou v budovách a městských vodních prvcích“, který v období březen 2020 – únor 2023 řešil Státní zdravotní ústav (SZÚ).

Hlavní výsledek projektu ve formě „Metodického doporučení pro hygienické požadavky na užitkovou vodu“ byl v březnu 2023 předán MZ. Představa MZ je, že nejprve tento dokument po úpravách zveřejní jako nezávazné metodické doporučení, které by bylo předobrazem a podkladem pro budoucí právní úpravu a které by podalo technologickým firmám, projektantům, zkušebním ústavům a investorům systémů užitkové vody předem informaci o chystané podobě závazných legislativních požadavků, aby se na ně mohli připravit. Orgánům ochrany veřejného zdraví poskytne toto doporučení odborné vodítko pro případy konzultací a dotazů, popř. jejich stanovisek a rozhodnutí opřených o hodnocení zdravotních rizik. Návrh doporučení je v současné době (červenec 2023) diskutován mezi MZ a SZÚ a chystá se jeho zaslání do vnitřního připomínkového řízení hygienickým stanicím. Tento příspěvek informuje o rozsahu a obsahu navržených hygienických požadavků.

2. REGULOVANÉ OBJEKTY, ZPŮSOB VYUŽITÍ UŽITKOVÉ VODY A JEJÍ ZDROJE

Předmětem diskuse v současné době např. je, na jaké objekty se nová legislativa bude vztahovat (návrh SZÚ předpokládal všechny objekty přístupné veřejnosti, vyloučeny by byly rodinné domy, pokud neposkytují ubytovací služby), nebo z jakých zdrojů bude možné užitkovou vodu vyrábět – není nutné, aby zdrojem byla pouze dešťová nebo šedá voda, na druhou stranu panuje shoda v tom, že zdrojem by nemohla být komunální odpadní voda. Podle návrhu lze užitkovou vodu využít pro splachování toalet a pisoárů, praní, mytí podlah a vozidel. Z hygienického hlediska (přímého kontaktu s člověkem) by šlo tuto vodu použít také na závlahu okrasných či technických rostlin v interiéru nebo v bezprostředním okolí budovy a čištění a kropení chodníků, doporučení však neřeší dopad na rostliny a životní prostředí, které je v kompetenci MŽP. Užitkovou vodu nelze využít k účelům, pro které je vyžadována pitná voda: pití, vaření, oplachování potravin, očista lidského těla, mytí nádobí apod. Neměla by se využívat ani pro mytí povrchů, kterých se člověk často dotýká (stoly, židle, pracovní desky a linky, kliky od dveří apod.).

3. PODSTATA REGULACE: ÚČINNOST TECHNOLOGIE ÚPRAVY/DEZINFEKCE

Základní požadavek je založen na moderním a v některých zemích již používaném, nicméně v ČR zcela novém přístupu: definování společensky přijatelné míry nákazy z užitkové vody a s tím spojeným požadavkem na účinnost technologie čištění, definovanou jako odstranění (log reduction values=LRV) referenčních patogenů ze skupiny bakterií, virů a prvoků pro různé zdroje užitkové vody. Nejnověji je tento přístup uplatněn i Evropskou unií v případě požadavků na opětovné využívání vody určené pro závlahu jedlých plodin (EP a Rada, 2020). Technologie čištění by měly před uvedením na trh procházet odborným posouzením, popř. též testováním a validací (u systémů obsluhujících objekty, které zásobují větší počet osob), zda jsou požadované redukce schopny.

Za přijatelnou míru rizika nákazy (infekce) z užívání užitkové vody v budovách navrhuje doporučení SZÚ hodnotu $\leq 1*10^{-4}$, což znamená nejvíce jeden případ nákazy ročně na deset tisíc (10^4) zdravých dospělých uživatelů užitkové vody. Je to zdravotní cíl, resp. úroveň ochrany veřejného zdraví, které má být aplikací tohoto doporučení dosaženo. Jedná se o stejnou referenční hodnotu přijatelné míry rizika nákazy, jako používá např. Nizozemsko či U. S. EPA

v USA, a velmi podobnou hodnotu, jakou pomocí hodnoty DALY[1] ($1*10^{-6}$) uvádí pro nákazy z vody Světová zdravotnická organizace (WHO).

Aby bylo dosaženo požadované ochrany uživatelů (riziko nákazy ≤ $1*10^{-4}$), musí být technologie čištění srážkové, šedé či jiné vhodné vody schopná odstranit referenční fekální patogeny ze skupiny bakterií, virů a prvoků s účinností uvedenou v Tab. 1 (funkční požadavek). Účinnost se udává prostřednictvím tzv. výkonnostních cílů, resp. cílů logaritmické redukce (Log10 Reduction Targets, LRT). Hodnota logaritmická redukce (log10) 1 odpovídá odstranění 90 % patogenů ze surové vody, hodnota 2 odpovídá odstranění 99 % patogenů, hodnota 3 odstranění 99,9 % patogenů atd. Požadované redukce musí být dosaženo použitím nejméně dvou bariér. V tabulce uvedené údaje vychází převážně z publikovaných dat z USA (Pecson a kol., 2022; Sharvelle a kol., 2017).

Budoucí právní úprava by měla po výrobcích technologie požadovat, aby každá konkrétní technologie určená (jako celek) pro čištění šedé či srážkové vody, resp. výrobu užitkové vody byla posouzena a případně též otestována a validována za definovaných podmínek provozu na výrobci technologie nezávislou, odborně způsobilou osobou/organizací (o typu odbornosti nebylo dosud rozhodnuto, pravděpodobně bude využit systém autorizovaných osob podle zákona ČNR č. 360/1992 Sb.). Účelem tohoto posouzení je určit, jak je tato technologie schopna odstraňovat referenční patogeny (všech tří skupin – bakterií, virů i prvoků), resp. jaké při standardním provozu vykazuje tzv. hodnoty logaritmické redukce (Log_{10} Reduction Values,

Tab. 1. *Požadované cíle logaritmické redukce (95. percentil LRT) enterických patogenů k zajištění požadované ochrany spotřebitelů při užití užitkové vody v budovách (riziko nákazy ≤ $1*10^{-4}$).*

Zdroj užitkové vody[x]	Cíle logaritmické redukce		
	střevní viry (norovirus[xx])	parazitičtí prvoci (*Cryptosporidium*[xx])	střevní bakterie (*Campylobacter*[xx])
šedá voda	6,0	4,5	3,5
srážková voda sbíraná pouze ze střech	2,5	1,5	3,5
srážková voda sbíraná ze země nebo ze střech a země	3,5	3,5	3,0
jiná voda	cíle určí orgán ochrany veřejného zdraví		

[x] *v případě míchání více zdrojů vody platí požadavek LRT na rizikovější zdroj*

[xx] *referenční patogen; validační testování (viz dále) se neprovádí na skutečných patogenních mikroorganismech, ale na jejich nepatogenních indikátorech, které se v dešťových nebo šedých vodách vyskytují a mají obdobné vlastnosti*

[1] DALY (*Disability-Adjusted Life Year*) je ukazatel míry zátěže způsobené nemocí v lidské populaci a znamená počet ztracených let života ve zdraví v důsledku nemoci či předčasného úmrtí. Hodnota jednoho DALY znamená podle WHO jeden ztracený rok zdravého života. Hodnota DALY $1*10^{-6}$ odpovídá riziku nákazy na osobu a rok $1*10^{-3}$ pro Rotavirus a *Cryptosporidium*, resp. $1*10^{-4}$ pro *Campylobacter*.

LRV)[2], a zda tedy splňuje požadované cíle logaritmické redukce. Dalším účelem posouzení a validace je zjištění a ověření tzv. nefunkčních požadavků: jak je tato technologie spolehlivá, odolná (robustní) a udržovatelná, za jakých podmínek může spolehlivě fungovat, tedy vykazovat požadovanou účinnost, a jakým způsobem se má spolehlivost provozu průběžně sledovat a kontrolovat. O těchto skutečnostech vypracuje odborně způsobilá osoba/organizace zprávu, kterou dodavatel technologie dále poskytne jejímu investorovi a subjektu, který tuto technologii bude provozovat.

Účinnost technologických zařízení pro výrobu užitkové vody v objektech, které slouží 25 a méně osobám, by mohla být odborně způsobilou osobou/organizací posouzena jen na základě literárních údajů (z vědecké literatury), bez testování a validace. Zařízení, která slouží více než 25 osobám, by musela být před uvedením na trh testována a validována zkušebním ústavem nebo jinou vhodnou odbornou institucí nezávislou na výrobci technologie čištění; a to podle metodiky, kterou vypracuje SZÚ a která může být vydána i jako česká technická norma.

4. OSTATNÍ POŽADAVKY NA SYSTÉMY RECYKLACE VODY V BUDOVÁCH

Základním bezpečnostním požadavkem v případě dvojího rozvodu vody v budově (vnitřní vodovody pitné a užitkové vody) je zabránění kontaminace rozvodu pitné vody vodou užitkovou, ke které by došlo v případě neúmyslného propojení obou rozvodů (tzv. cross-connection). Proto budou muset být přijata opatření, která buď budou muset jít na rámec požadavků příslušné vyhlášky (č. 268/2009 Sb. o technických požadavcích na stavby; § 32, odst. 1) nebo budou muset být požadavky z vyhlášky a souvisejících technických norem v praxi lépe vymáhány.

5. POŽADAVKY NA KVALITU UŽITKOVÉ VODY

Klíčovým požadavkem na kvalitu vody je zajištění výkonnostního cíle čištění/úpravy vody, specifikované výše, a provozní monitorování. Pro účely verifikačního monitorování, resp. monitorování shody jsou navrženy požadavky uvedené v Tab. 2a a 2b. Účelem verifikačního monitorování je nezávislé ověření, zda systém čištění/úpravy a distribuce užitkové vody funguje správně.

[2] Hodnota LRV se určí – v jednotkách $\log_{10}$ redukce – z rozdílu v koncentraci patogenů nebo jejich vhodných surogátů ve vodě před čištěním a po něm. Hodnota LRV musí být stejná nebo vyšší než hodnota LRT.

Tab. 2a. *Požadavky na kvalitu užitkové vody – mikrobiologické ukazatele.*

Ukazatel (jednotka)	Hygienický limit				Vysvětlivky
	sprejové aplikace (tlakové mytí aut a chodníků, zálivka s rozstřikem)	splachování WC	praní, mytí podlah	zálivka bez rozstřiku	
Escherichia coli (MPN nebo KTJ/100 ml)	< 3	< 3	< 3	< 3	1, 2
Legionella pneumophila (KTJ/100 ml)	< 3	< 3	–	–	1, 2
Pseudomonas aeruginosa (KTJ/100 ml)	< 3	–	< 3	–	1, 2

Vysvětlivky:

1. *Roční medián.*
2. *Maximální hodnota nesmí překročit 100 KTJ nebo MPN/100 ml.*

Tab. 2b. *Požadavky na kvalitu užitkové vody – chemické a fyzikální ukazatele.*

Ukazatel (jednotka)	Hygienický limit	Vysvětlivky
pH	6 – 9	
Zákal (ZF_n)	< 2	1
Nerozpuštěné látky (mg/l)	≤ 10	1
TOC (mg/l)	co nejnižší (doporučená hodnota ≤ 5)	1, 2
Volný chlor (mg/l)	≥ 0,2	3
Pach (stupně)	≤ 2	1
Viditelné znečištění (pěna, olejové skvrny, barva, zákal apod.)	bez viditelného znečištění	
Teplota (° C)	< 20 (doporučená hodnota)	

Vysvětlivky:

1. *Roční medián.*
2. *Ukazatel nemá přímý zdravotní význam. Jeho hygienické riziko spočívá v poskytování živin pro růst mikroorganismů v distribučním systému užitkové vody a poskytování prekursorů pro tvorbu vedlejších produktů dezinfekce (v případě chemické dezinfekce). Je-li proto doporučená hodnota překročena, musí být zvýšena četnost kontrol v rámci verifikačního monitorování od třetího roku provozu na 1 x za 3 měsíce. Je-li navíc k dezinfekci vody používán přípravek na bázi chloru, musí být mezi ukazatele zařazen ukazatel trihalogenmethany s limitní hodnotou 70 µg/l.*
3. *Limitní hodnota se vztahuje na případy, kdy je teplota užitkové vody vyšší než 25 °C a kdy musí být v užitkové vodě udržován v místě užití zbytkový obsah volného chloru nejméně 0,2 mg/l nebo jiného chemického přípravku v koncentraci, která má srovnatelnou účinnost jako 0,2 mg/l volného chloru. V případě použití jiné účinné látky se stanoví koncentrace této látky.*

Doporučení uvádí i vhodné vyšetřovací metody pro mikrobiologické a některé chemické ukazatele.

6. MONITOROVÁNÍ ÚČINNOSTI PROCESU ČIŠTĚNÍ A SHODY KVALITY UŽITKOVÉ VODY

Klíčovým ukazatelem bezpečnosti užitkové vody je nepřítomnost infekčních agens, především fekálního původu. Protože přímé sledování patogenů ve vodě je technicky poměrně složité a nákladné, v praxi se již desítky let používá k jejich sledování v pitných a koupacích vodách systém indikátorů fekálního znečištění. Avšak i tento systém má svá omezení: neprezentuje všechny skupiny patogenů, které se mohou v pitné nebo užitkové vodě vyskytovat;

indikátorové mikroorganismy nelze přímo kontinuálně monitorovat a je též složité je spolehlivě monitorovat průběžně pomocí jiných zástupných ukazatelů. Spoléhat se proto na jejich občasnou kontrolu jako na hlavní důkaz (ne)přítomnosti fekálních patogenů dává jen velmi omezenou záruku bezpečnosti vody. Proto se při výrobě pitné vody již asi 25 let přesouvá pozornost od kontroly kvality „koncového produktu" čili vody u spotřebitele k průběžné kontrole celého procesu výroby a distribuce pitné vody, resp. ke kritickým (rizikovým) bodům tohoto procesu. Požadavky na monitorování užitkové vody jsou založeny na stejném přístupu, který je rovněž definován v ČSN ISO 20426.

Nezávadnost užitkové vody by se měla sledovat pomocí dvojího systému kontrol: provozního monitorování (účinnosti) a verifikačního monitorování (shody):

a) Provozní monitorování, které je zaměřeno na průběžnou kontrolu procesu čištění/úpravy vody a funkce celého systému výroby a distribuce užitkové vody, provádí sám provozovatel systému recyklace vody. Jedná se o velmi častou, ideálně kontinuální kontrolu pomocí vhodných jednoduchých ukazatelů/senzorů, která provozovateli poskytuje průběžnou informaci o tom, že celý systém – a zejména proces čištění/úpravy – funguje správně a podle očekávání. Jedině tímto způsobem je možné rychle zjistit, že tomu tak není/případný problém. Výběr vhodných ukazatelů pro provozní monitorování, technický způsob a přesné místo jejich sledování, varovné a kritické hodnoty a na ně navazující opatření by měl provést a provozovateli doporučit dodavatel systému recyklace vody a výrobce technologie čištění/úpravy vody. Tyto ukazatele se mohou systém od systému lišit, tak jak se liší používané technologie čištění/úpravy užitkové vody.
b) Verifikační monitorování slouží jako občasná nezávislá kontrola pro ověření, zda celý systém pracuje podle očekávání. Verifikační monitorování včetně odběru vzorků by měl provozovatel nechat zajistit u autorizované laboratoře, akreditované laboratoře nebo laboratoře, která je držitelem osvědčení o správné činnosti laboratoře. Ukazatele a četnost jejich sledování budou uvedeny v budoucí legislativě, stejně jako doporučená místa odběru vzorků.

Předpokládá se, že kontrolu ukazatelů provozního monitorování, jejichž stanovení se provádí kontinuálně nebo (téměř) denně na místě, nebude muset provozovatel nechat zajistit u nezávislé způsobilé laboratoře, nicméně stanovení těchto ukazatelů by mělo být prováděno podle návodů výrobce měřících zařízení a funkčnost měřícího zařízení musí být pravidelně ověřována.

7. OSTATNÍ PRVKY REGULACE

Stavebník (investor stavby) objektu, který obsahuje systém recyklace vody uvedený v závěru úvodní kapitoly, bude podle chystané právní úpravy muset požádat orgán ochrany veřejného zdraví o závazné stanovisko k projektové dokumentaci ke stavbě. Toto závazné stanovisko bude jedním z podkladů pro vydání rozhodnutí stavebního úřadu o povolení stavby. Legislativa bude obsahovat náležitosti této žádosti.

Za provoz systému recyklace vody v budově musí být někdo právně odpovědný. Nebude-li to smluvně ošetřeno jinak, bude odpovědným subjektem provozovatel prostorů, které jsou

užitkovou vodou zásobovány. Tento subjekt bude muset podle připravované právní úpravy před zahájením provozu systému užitkové vody vypracovat provozní řád, ve kterém uvede přehled všech činností nutných k zajištění dlouhodobě spolehlivého a bezpečného provozu systému a obsluhující osobě či osobám poskytuje jasný návod k použití (obsluze) systému. Legislativa bude opět obsahovat náležitosti provozního řádu.

Požadavky na účinnost čištění a kvalitu užitkové vody se budou od data účinnosti nové právní úpravy vztahovat na nově budované a do provozu uváděné systémy recyklace vody, ale nikoliv na systémy již existující. Provozovatelé existujících systémů budou mít k dispozici přechodné období, během něhož budou muset své systémy uvést do souladu s novými legislativními požadavky. Legislativa bude obsahovat pravidla, jakým způsobem se bude ověřovat, popř. validovat účinnost již existujících systémů recyklace vody. Pokud odborné posouzení či validace prokáží, že stávající technologie nedokáže splnit cíle logaritmické redukce, bude si muset nechat provozovatel do určité doby od vstupu nové právní úpravy v platnost technologii doplnit nebo vyměnit a stanovené cíle splnit.

8. ZÁVĚR

Metodické doporučení SZÚ/MZ bude definovat hygienické požadavky na technologii čištění, vnitřní vodovod užitkové vody, provoz systémů recyklace vody v budovách a kvalitu užitkové vody. Tato metodika vychází z nových bezpečnostních přístupů EU, WHO a US EPA a je primárně založena na definování přijatelné míry rizika a požadavků na účinnost technologie čištění, tedy schopnosti systému odstraňovat patogeny. V MD budou dále též uvedeny náležitosti, které by měla obsahovat projektová dokumentace předkládaná v budoucnu ke schválení orgánům ochrany veřejného zdraví a následně i provozní řád systému užitkové vody. Závěrem bude popsán postup, jak se bude přistupovat k již stávajícím/fungujícím systémům na užitkovou vodu. Nové doporučení pomůže nastavit rámcová pravidla pro schvalování systémů užitkové vody a definovat podmínky jejich bezpečného, zdravotně nezávadného provozu. Bude zároveň podkladem pro budoucí právní úpravu, kterou ministerstvo zdravotnictví připravuje.

PODĚKOVÁNÍ

Publikace byla vytvořena v rámci implementace projektu „Stanovení hygienických požadavků na recyklovanou vodu využívanou v budovách a městských vodních prvcích“ (TAČR SS01010179).

SEZNAM LITERATURY

Bobková Š., Hrbek J., Pumann P., Kožíšek F., Myšáková M. (2022). Dotazníkové šetření mezi úspěšnými žadateli o podporu z programu Dešťovka. Část 1: využití srážkových vod. *Vodní hospodářství*, 72(12), p. 2-7.

EP (Evropský parlament) a Rada (EU) (2020). Nařízení 2020/741 + Oznámení Evropské komise č. 2022/C 298/01 Pokyny podporující uplatňování nařízení 2020/741 o minimálních požadavcích na opětovné využívání vody.

Pecson B., Kaufmann A., Sharvelle S., Post B., Leverenz H., Ashbolt N., Olivieri A. (2022). Risk-based treatment targets for onsite non-potable water systems using new pathogen data. *J Water Health*. 20(10), p. 1558-1575.

Sharvelle S., Ashbolt N., Clerico E., Hultquist R.; Leverenz, H.; Olivieri, A. (2017). *Risk-Based Framework for the Development of Public Health Guidance for Decentralized Non-Potable Water Systems*. Prepared by the National Water Research Institute for the Water Environment & Reuse Foundation. Alexandria, VA. WE&RF Project No. SIWM10C15. Dostupné online: https://www.nwri-usa.org/_files/ugd/632dc3_8831385f1c2f4bb1b2976b06719832ae.pdf?index=true

OBSAH

Nařízení Evropského parlamentu a rady (EU) 2020/741 ze dne 25. května 2020 o minimálních požadavcích na opětovné využívání vody a jeho dopady do vodního hospodářství ČR

Wanner J.
Vysoká škola chemicko-technologická, Ústav technologie vody a prostředí, Technická 5, 166 28 Praha 6
email: jiri.wanner@vscht.cz

ABSTRAKT

Výsledkem vývoje vodního stresu v EU bylo přijetí Nařízení EU č. 2020/741 o minimálních požadavcích na opětovné využívání vody. Toto nařízení bylo koncipováno zejména pro zavlažování v zemědělství, i když se v průběhu projednávání návrhu podařilo prosadit další oblasti jako opětovné využití pro průmyslové účely a environmentální účely a účely veřejných služeb. Česká republika bohužel odmítla jménem Ministerstva zemědělství toto nařízení přijmout do svého vodního práva. Tento příspěvek popisuje, jak se k přípravě nařízení i k tomuto rozhodnutí MZe stavěla odborná veřejnost z pražských vysokých škol i z CzWA a jakým způsobem bude možno do budoucna v ČR přistupovat k recyklačním projektům.

KLÍČOVÁ SLOVA
Kvalita; nařízení EU; odpadní vody; recyklace; vodní hospodářství ČR

1. VÝVOJ PŘED PŘIJETÍM NAŘÍZENÍ 2020/741

Voda je v EU omezený zdroj a již více než 1/3 území EU se potýká s nedostatkem vody. Rostoucí potřeby obyvatelstva a změna klimatu způsobují, že dostupnost vody v dostatečném množství a kvalitě je v Evropě stále větší problém. Nadměrný odběr vody, zejména pro zavlažování v zemědělství, ale také pro průmyslové využití a rozvoj měst je jednou z hlavních hrozeb pro vodní prostředí EU, přičemž dostupnost vody vhodné kvality je kritickou podmínkou pro růst hospodářských odvětví závislých na vodě a společnosti obecně. *Sdělení Komise Evropskému parlamentu a Radě o řešení problému nedostatku vody a sucha v Evropské unii* stanoví hierarchii opatření, jež by měly členské státy zvážit při řešení nedostatku vody a sucha, přičemž zdůrazňuje, že prioritou se musí stát úspory vody a že je třeba zkoumat všechny možnosti, jak zlepšit efektivní využívání vody. V rámci integrovaného přístupu k řízení vodního hospodářství **poskytuje vedle úspor vody vyčištěná odpadní voda z čistíren městských odpadních vod spolehlivý alternativní zdroj vody pro různé účely**. Z nich má zavlažování v zemědělství největší potenciál většího odběru opětovně využité vody a příspěvek ke zmírnění nedostatku vody v Evropě. V roce 2012 bylo publikováno *Sdělení Komise Evropskému parlamentu, Radě, Evropskému Hospodářskému a sociálnímu výboru a Výboru regionů Plán na ochranu vodních zdrojů Evropy*. V tomto materiálu byla recyklace odpadních vod zařazena mezi plánovaná opatření k zajištění zdrojů vody pro obyvatelstvo, průmysl i zemědělství v EU. Materiál zároveň konstatuje, že „*Opětovné využití vyčištěné odpadní vody má v zásadě menší dopad na životní prostředí než například převádění vod nebo odsolování a nabízí nejrůznější environmentální, ekonomické a sociální výhody*“. Navíc opětovné využívání odpadních vod prodlužuje životní cyklus vody, čímž pomáhá zachovávat vodní zdroje a je plně v souladu s cíli oběhového hospodářství. Recyklaci vod tak můžeme zařadit mezi další opatření k zvýšení zádrže vody v daném území jakými jsou výstavba přehrad, budování mokřadů či používání zelených střech, ploch apod. Oproti těmto opatřením má ovšem výhodu v obvykle menších nákladech a možnostech přizpůsobit kvalitu recyklované vody jejímu použití. Evropská komise zároveň ve

svém Sdělení přislíbila, že „*Komise prozkoumá nejvhodnější nástroj na úrovni EU, který může podpořit opětovné využití vody, včetně nařízení stanovujícího společné normy. V roce 2015 předloží návrh na základě řádného posouzení dopadů, se zajistilo zachování vysoké úrovně ochrany veřejného zdraví a životního prostředí v EU*“.

2. DŮVODY A PŘEKÁŽKY PRO OPĚTOVNÉ VYUŽÍVÁNÍ ODPADNÍCH VOD

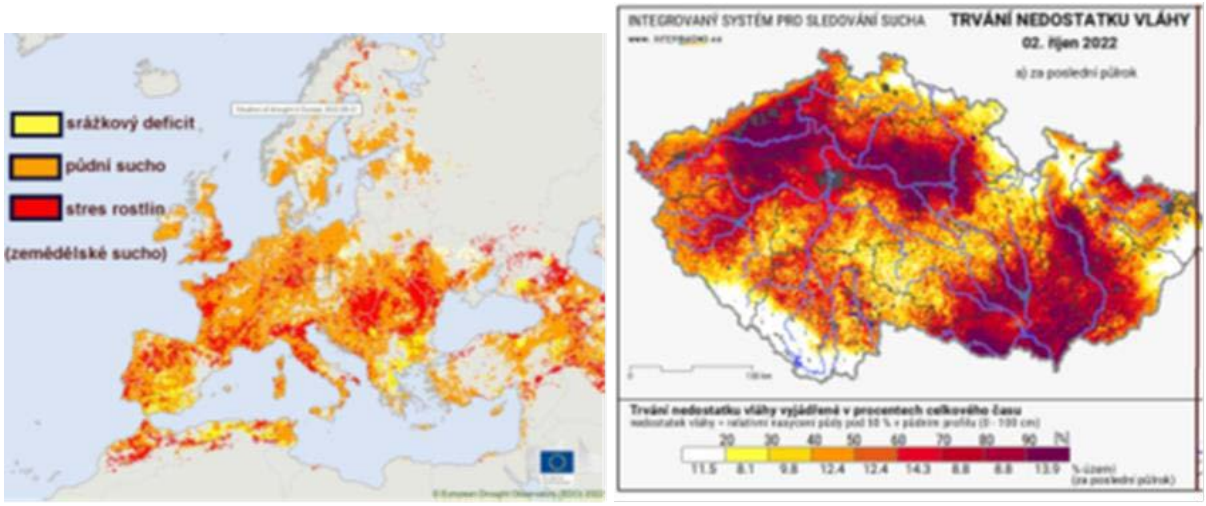
Stávající situace v opětovném využívání vyčištěných odpadních vod, důvody pro jejich využívání a případné bariery jsou pro členské země EU podrobně popsány a vysvětleny v publikaci Wanner a kol. (2022).

Důvody

V členských státech EU existuje mnoho důvodů pro opětovné využití vody. Dva z nich, které jsou také vzájemně propojeny, jsou:

- nedostatek vody a frekvence sucha se v posledních desetiletích dramaticky zvýšily a tento trend bude pokračovat;
- stále rostoucí cena vody (jak vodních zdrojů, tak pitné vody).

Dříve neobvyklé dlouhé periody sucha se začaly pravidelně objevovat v Evropě od začátku 21. století. I u nás v ČR jsme zaznamenali významná suchá ozdobí s výrazným deficitem srážek v letech 2014-2019 a posléze opět v roce 2022. Sucho v létě 2022 postihlo různou měrou většinu kontinentu (Obr. 1) a projevovalo se všemi formami, tj. suchem meteorologickým, půdním i hydrologickým. V důsledku dlouhého trvání všech těchto typů sucha se v Evropě v roce 2022 projevilo i sucho sociálně-ekonomické, kdy docházelo k potížím v zásobování vodou pro obyvatelstvo i průmysl (např. chladicí voda pro jaderné elektrárny) i k problémům ve vodní dopravě.



Obr. 1. *Vlevo: Intenzita sucha v Evropě 1. 8.2022. Zdroj: European Drought Observatory, 2022. Vpravo: Trvání sucha v ČR duben – říjen 2022. Zdroj: https://www.intersucho.cz/cz/mapy/*

Překážky

V Evropě existuje několik typů překážek pro opětovné použití vody. První skupina souvisí s poměrně nízkou zkušeností s opětovným využíváním vody v EU:

- Nekonzistentní nebo neadekvátní předpisy/pokyny pro opětovné použití vody, které vedou ke zpožděním a chybným úsudkům; tato překážka byla částečně odstraněna v Evropské unii vydáním nařízení o opětovném použití vody č. 2020/741;
- Nejednotné a nespolehlivé metody identifikace a optimalizace vhodných technologií čištění odpadních vod;
- Špatně vyvinuté obchodní modely pro schémata opětovného použití vody;
- Nedostatečná propagace opětovného využívání vyčištěné odpadní vody jak mezi veřejností, tak zejména u příslušných zástupců státní správy i samosprávy. Tato překážka je patrná zejména u nás v ČR, kdy centrální vodoprávní úřady MŽP i MZe nepovažují recyklaci odpadních vod za vhodné nakládání s vodami, ačkoli v oficiálních vládních materiálech je recyklace řazena mezi potřebné nástroje k dosažení cirkularity ve vodním hospodářství (MŽP, 2021).

Nicméně **hlavní dvě bariéry jsou spojeny s**:

- bezpečností znovu používané vody s ohledem na lidské zdraví a životní prostředí.
- ekonomikou opětovného použití vody.

Bezpečnost použití recyklovaných odpadních vod je samozřejmě prioritou č. 1. Jediný případ negativního dopadu použití recyklované vody na životní prostředí a zejména na lidské zdraví by mohl myšlenku opětovného používání velmi poškodit.

Ekonomika opětovného použití vody je rozhodující z hlediska konkurenceschopnosti toho nového zdroje vody na trhu. Nicméně, jak potvrdil i rozbor tvorby cen recyklované vody (Wanner a kol., 2022), speciálně v případě recyklované vody se ukazuje, že voda není běžná tržní komodita a její cena se nemůže řídit je běžnými tržními principy. V případě, že použití recyklované vody umožňuje úspěšnou existenci odvětvím, na kterých závisí např. zaměstnanost či prosperita dané oblasti (území, země), je nutno přistupovat k tvorbě ceny i z tohoto hlediska, a to včetně případných intervencí státu, kraje, regionu ve formě dotací. Vyspělé země trpící zároveň takovým nedostatkem vody, že se stává již limitujícím faktorem jejich dalšího rozvoje, již tento princip pochopily a používají jej při tvorbě ceny recyklované vody. Příklady lze nalézt například v materiálech EU (https://climate-adapt.eea.europa.eu/en/metadata-options/water-recycling).

3. NAŘÍZENÍ EU Č. 2020/741 O MINIMÁLNÍCH POŽADAVCÍCH NA OPĚTOVNÉ VYUŽÍVÁNÍ VODY

Samotný text nařízení a dvou příloh („Využití a minimální požadavky“ a „Analýza rizik“) je relativně strohý a dává kompetenci národním regulačním orgánům při schvalování (udělování povolení v maximální délce 5 let) i monitoringu provozu zařízení pro recyklaci odpadních vod, využívaných dále v zemědělství a v ostatních oblastech. Jsou určeny 4 kategorie produkovaných vod (třída A-D – viz Tabulka 1 v Příloze I Nařízení) a také ukazatele obecného monitoringu *E. coli*, BSK_5, NL, zákal, *Legionella* a střevní nematoda. Při zprovoznění, rozšíření či rekonstrukci technologie se přidává navíc kontrola účinnosti odstranění (5-6 log10) indikátorových mikroorganismů F-kolifágů, spor bakterií typu *Clostridium perfringens* i *E. coli*. Z hlediska aplikace nařízení je důležité, že ***Příloha I*** „Využití a minimální požadavky“ obsahuje

kromě tabulek s koncentračními limity i důležité ustanovení pro oblasti využití mimo zemědělství, a sice:

„Aniž jsou dotčeny jiné příslušné právní předpisy Unie v oblasti životního prostředí a zdraví, členské státy mohou používat recyklovanou odpadní vodu k dalším účelům, jako jsou:

- *opětovné využití pro průmyslové účely a*
- *environmentální účely a účely veřejných služeb.“*

Důležitou částí nařízení je i postup řízení rizik, kde jsou v článku 5 provozovateli zařízení pro recyklaci vod ve spolupráci s příslušnými stranami (koncovým uživatelem recyklované odpadní vody, čistírnou městských odpadních vod dodávající vodu do zařízení pro recyklaci vod atd.) jasně určeny povinnosti předcházející jakémukoliv využití recyklované vody. Provozovatel tak musí zpracovat a dodržovat plán řízení rizik pro opětovné využívání vody, kde jsou uvedeny nástroje a jejich kontrola pro snížení rizik a tento dokument se stává přílohou povolení k nakládání s vodami vydaného příslušným orgánem. Vlastní plán řízení rizik pro opětovné využívání vody musí vycházet z klíčových zásad řízení rizik, které jsou vymezeny v ***Příloze II*** nařízení.

Nařízení č. 2020/741 bylo přijato po složitém dvouletém projednávání v orgánech EU i členských států v červnu 2020. Jelikož mnoho členských států nemělo v té době žádné legislativní ani praktické zkušenosti s výrobou recyklované vody a jejím využívání pro účely jmenované v Příloze I, bylo rozhodnuto odložit praktické používání nařízení až ode dne **26. června 2023**. Aby se předešlo nejednotnému výkladu ustanovení nařízení, přislíbila Komise EU v textu nařízení (Článek 11. odst. 5): *Komise po konzultaci s členskými státy do 26. června 2022 stanoví pokyny podporující uplatňování tohoto nařízení*.

4. „POKYNY PODPORUJÍCÍ UPLATŇOVÁNÍ NAŘÍZENÍ 2020/741 O MINIMÁLNÍCH POŽADAVCÍCH NA OPĚTOVNÉ VYUŽÍVÁNÍ VODY“ (2022/C 298/01).

V srpnu 2022 vydala Evropská komise formou „sdělení“ materiál, jehož přípravu ji uložilo vlastní nařízení. Tento dokument se jmenuje „Pokyny podporující uplatňování nařízení 2020/741 o minimálních požadavcích na opětovné využívání vody“ (2022/C 298/01). Členské státy tak získaly metodický návod, jak se vypořádat s implementací nařízení, které mělo vstoupit v platnost v celé EU v červnu 2023.

Pokyny vysvětlují, jak postupovat v přípravě, schvalování, řízení a kontrole následujících oblastí opětovného využívání vyčištěných odpadních vod. Příslušné dokumenty recyklačních projektů musí zahrnovat následující okruhy vyplývající z Nařízení 2020/741:

Obecné a správní povinnosti

- *Oblast působnosti*
- *Příslušný orgán*
- *Kontaktní místa*
- *Odpovědné strany*
- *Místo dodržování hodnot*
- *Povolení*

- *Kontroly souladu a Sankce*
- *Osvěta a sdílení informací*

Technické aspekty

Řízení rizik. V Příloze II nařízení je uvedeno jedenáct hlavních prvků plánu řízení rizik, které jsou rozděleny do částí A, B a C a tvoří základ navrhovaného celkového přístupu k plánu řízení rizik. Jedná se o okruhy:

Část A – Hlavní prvky řízení rizik
Část B – Podmínky týkající se dodatečných požadavků
Část C – Preventivní opatření

Rozhodnutí dle článku 2, odst. 2 o nevhodnosti používání recyklované vody
Materiál dále upřesňuje, jakým způsobem nutno připravit a zdůvodnit rozhodnutí podle čl. 2 odst. 2 účinně zakazující opětovné využívání vody na určitém území (jeho části). Toto ustanovení bylo u Nařízení č. 2020/741 použito zejména s ohledem na nezkušenost některých členských států s recyklací vod.

Ještě v roce 2022 byl vydán další materiál, který měl váhajícím úředníkům příslušných členských států poskytnout návody, jak postupovat při vydávání povolení k recyklačním projektům. Materiál "***Technická zpráva JRC o řízení rizik opětovného použití vody pro systémy zavlažování zemědělství v Evropě***" obsahuje 13 úspěšných případových studií recyklačních projektů zemí celého regionu EU. Mezi nimi jsou i u nás často zmiňované recyklační projekty jako Braunschweig, SRN; Barcelona, Katalánsko; Limassol, Kypr; Milano, Lombardie a další projekty ze zemí jako Portugalsko, Španělsko, Itálie.

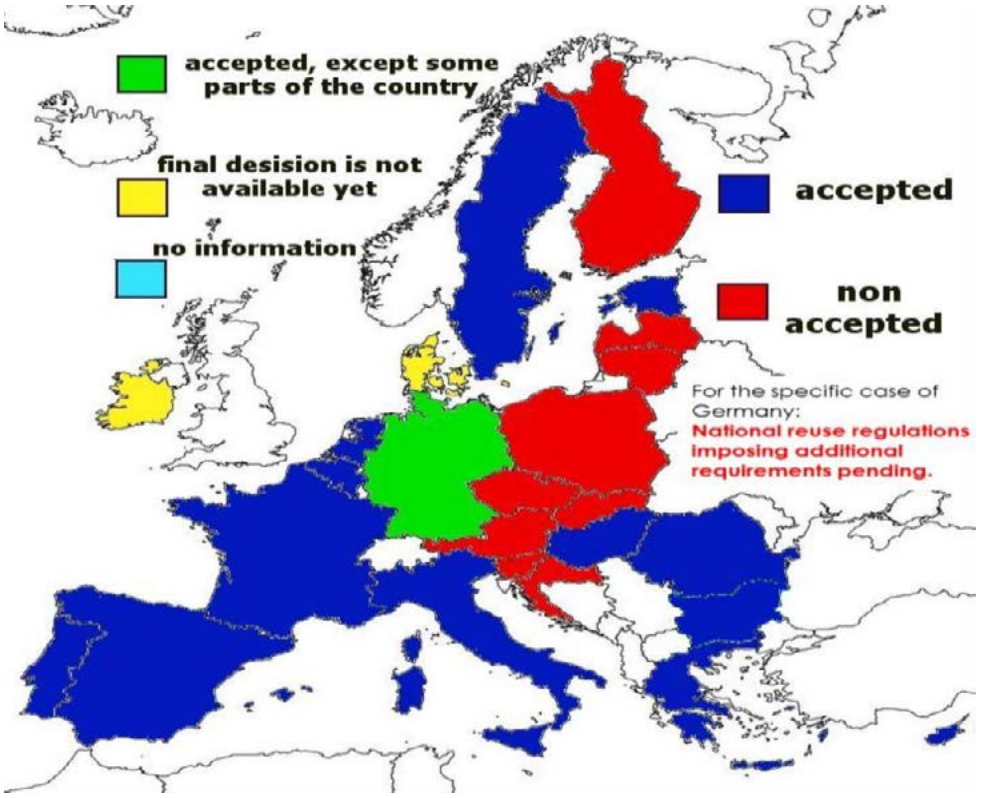
5. PŘIJETÍ NÁVRHU NAŘÍZENÍ 2020/741

Členské státy EU měly tři roky čas se připravit na přijetí tohoto přelomového nařízení. Evropská komise po tu dobu zorganizovala několik seminářů vysvětlujících principy i způsoby aplikace Nařízení 2020/741. Aktivní v tomto směru byla i partnerská odborná společnost EK, tj. Evropská asociace pro vodu EWA. První online seminář EWA se konal **v září 2020** s tímto programem:

- Prof. Dr. Jiri Wanner, University of Chemistry and Technology Prague, CZ: 'New EU regulation on Water Reuse' (and moderation)
- Prof. Dr. Jens Haberkamp, Münster University of Applied Sciences, DE: 'An Overview of Technologies for Water Reuse'
- Prof. José Matos, IST-University of Lisbon, PT: 'Water Reuse at a City scale -The case of Lisbon City, Portugal'
- Eileen O'Neill, Ph.D., BCES, Water Principles LLC, US: 'The Role of Public and Community
- Engagement in US Water Reuse Programs: Lessons Learned and Future Studies'
- Dr. Josef Lahnsteiner, Ph.D., VA TECH WABAG Group and Chair IWA Water Reuse Specialist Group, AT: 'The Status of Water Reuse from an International Perspective'

Další seminář se konal v rámci odborného programu veletrhu IFAT v květnu 2022 (program na https://www.ewa-online.eu/calendar-detail/events/waste_water_reuse.html).

Třetí online seminář EWA se konal v den, kdy mělo nařízení vstoupit v užívání v členských státech EU, tj. **26. 6. 2023**. Tento seminář uváděla opět přednáška prof. Wannera, který mj. shrnul, jak se s přijetím Nařízení 2020/741 vyrovnaly jednotlivé členské státy. Situaci s přijetím tohoto dokumentu shrnuje mapa EU na Obr. 2. Z tohoto obrázku je patrné, že menšina členských zemí EU, převážně ve východní Evropě, se zatím k přijetí této právní normy neodhlodala. Na semináři 26. 6. 2023 vyjádřila určité zklamání z toho stavu i úřednice EK, která měla přípravu nařízení na starosti, Dr. Valentina Bastino. Tato úřednice v oblasti vodní politiky DG Environment Evropské komise ovšem zároveň vyjádřila naději, že i ty státy, které k datu 26. 6. 2023 používání nařízení nepřijaly, se k němu připojí v průběhu času, až se získá více zkušeností s jeho aplikací a tyto státy pochopí význam recyklace odpadních vod, a to i s ohledem na stále rostoucí vodní stress v Evropě.



Obr. 2. *Členské státy EU podle jejich vztahu k přijetí Nařízení 2020/741 (současný stav dle https://water.europa.eu/freshwater/europe-freshwater/water-reuse; ke dni 26. 6. chyběla informace o rozhodnutí Bulharska)*

6. SITUACE S PŘIJETÍM NÁVRHU NAŘÍZENÍ 2020/741 V ČR

Podobně jako v EWA, i v České republice byla v prosazování institutu recyklace vod a myšlenek navrhovaného nařízení EU aktivní Asociace pro vodu ČR, CzWA, a její ***Odborná skupina pro Čištění a recyklaci městských odpadních vod (OS ČR MOV)***. První informace o návrhu nařízení byla podána již na jaře 2019 na tradičním semináři OS ČR MOV v Moravské Třebové. Následovala celá řada prezentací na platformě CzWA i SOVAK k tématu recyklace odpadních vod a Nařízení EU č. 2020/741, bohužel bez patřičné odezvy ze strany centrálních vodoprávních orgánů MŽP a MZe. V roce 2020 získala snaha o prosazování myšlenek Nařízení

2020/741 i mezinárodní podporu týmu projektu EU Horizon. V období 05/2020 – 05/2024 je Česká republika totiž zapojena do řešení mezinárodního projektu „Používání chytrých řešení ve vodním hospodářství“. Projekt je financován z výzkumného a inovačního programu Evropské Unie – Horizon 2020 na základě grantové dohody č. 869283. Za Českou republiku se řešení zúčastňují odborníci z VŠCHT Praha, ČVUT Praha a PVS a.s. Tento projekt, o kterém je referováno v samostatném příspěvku na této bienální konferenci CzWA 2023, má jako jeden z cílů i podporu vzniku právního nástroje pro recyklaci odpadních vod v ČR, zejména směrem k jejich využití v městském vodním hospodářství a v tzv. green – gray aplikacích. Řešitelé projektu považovali od samého začátku Nařízení 2020/741 za vhodnou platformu k splnění úkolu připravit v ČR fungující právní nástroj umožňující povolování, řízení a kontrolu recyklace odpadních vod. K šíření informací z projektu i tohoto názoru na Nařízení 2020/741 sestavili řešitelé tým tzv. stakeholders, tj. zástupců zainteresovaných stran z řad pracovníků MŽP a MZe a jejich resortních organizací jako VÚMOP v.v.i., VÚV T.G.M, v.v.i., ze zástupců Hospodářské komory, Svazu měst a obcí i zástupců hl. m. Prahy a jeho organizací a městských částí. Zároveň řešitelé spolupracovali i se zástupci firem vyvíjejících zařízení pro výrobu recyklované vody. V tomto konsorciu řešitelů a stakeholders bylo zorganizováno několik odborných setkání, a to nejen národních, ale i mezinárodních za přítomnosti řešitelů projektu z jiných států podílejících se na řešení projektu Horizon. Pro stakeholders projektu byla zorganizována i odborná exkurze na demonstrační jednotky využití recyklované vody pro zavlažování městské zeleně instalované na ÚČOV Praha. Těchto setkání i exkurzí na zavlažovací jednotky na ÚČOV Praha se zúčastnili i pracovníci centrálních orgánů MZe a MŽP.

Jak ubíhala lhůta daná v Nařízení č. 2020/741 pro jeho přijetí členskými zeměmi EU, vyvstávala i v ČR naléhavost otázky, zdali bude toto nařízení akceptováno do vodního práva ČR. S postupujícím časem byla stále zjevnější neochota těchto centrálních orgánů k diskuzi o osudu tohoto nařízení. V únoru 2023 pořádaly OS ČR MOV a OS Biologie vody CzWA seminář „*Mikrobiální kvalita recyklovaných odpadních vod v souladu s platnou legislativou*“. I přes osobní pozvánky adresované pracovníkům MŽP a MZe se nikdo z těchto ministerstev na seminář nedostavil, aby poreferoval účastníkům o tom, jak ČR s tímto nařízením naloží. Teprve až po několika měsících díky pomoci rektora VŠCHT Praha prof. Matějky se nám podařilo při osobní návštěvě tehdejšího ministra zemědělství na VŠCHT Praha získat informaci (potvrzenou i dopisem ministra č. j. MZE-17358/2023-13123 ze dne 4. 4. 2026), že Ministerstvo zemědělství, do jehož sféry bylo vzhledem k rozdělení kompetencí mezi MŽP a MZe toto nařízení přiděleno, využije možnosti dané článkem 2, odst. 2 Nařízení 2020/741 a aplikaci tohoto nařízení v ČR odmítne. Což se nakonec i stalo (viz Obr. 2).

CzWA se ve spolupráci se sdružením SOVAK ČR a Svazem vodního hospodářství ČR obrátila dne 7. 6. 2023 na ministra životního prostředí s dotazem, zdali by ministerstvo mohlo podpořit tvorbu vlastního národního předpisu k recyklaci odpadních vod. Ministr ŽP tuto inciativu svým dopisem ze 14. července 2023 odmítl s tímto zdůvodněním (dopis č. j.: MZP/2023/640/540 ze dne 14. července 2023):

„*Vážení, rád s Vámi budu diskutovat o dalším zlepšení podmínek pro efektivní využívání vyčištěných OV,* ***v danou chvíli však musím konstatovat, že si nejsem vědom, že by existoval právní předpis v gesci MŽP, který by tomuto jakkoliv bránil***.“

Ačkoli tedy původního účelu dopisu panu ministrovi nebylo dosaženo, přesto má tento dopis nesmírný význam pro další rozvoj opětovného využívání vyčištěných odpadních vod, neboť vodoprávní úřady při povolování recyklačních projektů mohou vycházet z vyjádření svého rezortního ministra, že tomuto nakládání s vyčištěnou odpadní vodou v ČR žádný právní předpis v gesci MŽP nebrání. V praxi by se tedy jednalo o uplatnění právní zásady ***praeter legem***, která je v souladu s ústavním pořádkem ČR.

7. ZÁVĚR

Od června 2023 bude možné využívat „*Nařízení Evropského parlamentu a Rady 2020/741 ze dne 25. května 2020 o minimálních požadavcích na opětovné použití vody*“. Aby se členské státy mohly na tuto novou právní normu jednotně a efektivně připravit, vydala v roce 2022 Komise EU *Pokyny podporující uplatňování nařízení 2020/741*, zmíněné v tomto příspěvku. Od tohoto materiálu lze očekávat zvyšování míry recyklace odpadních vod v EU jako nástroje ke snižování vodního stresu členských zemí. V České republice nebude Nařízení 2020/741 rozhodnutím MZe přímo aplikováno, a to i přes podporu, kterou toto nařízení mělo od samého počátku jeho přípravy z řad odborníků sdružených v SOVAK ČR a v OS ČR MOV CzWA a i přes snahu řešitelů projektu Horizon 2020 *Achieving wider uptake of water-smart solutions* (H2020-SC5-2019-2) z VŠCHT Praha, ČVUT Praha a PVS a.s., kteří vysvětlovali v rámci setkávání řešitelů se stakeholders projektu nutnost takového právního předpisu i výhody použití aparátu Nařízení 2020/741 a doprovodných metodických i technických pokynů Evropské komise. Ovšem i když toto nařízení se nestane součástí českého vodního práva, poskytuje nicméně spolu s vydanými „Pokyny“ metodický návod pro vodoprávní úřady, jak v případě povolování recyklačních projektů postupovat s využitím právní zásady *praeter legem*.

PODĚKOVÁNÍ

Tento text vznikl v rámci řešení projektu Horizon 2020: *Achieving wider uptake of water-smart solutions* (H2020-SC5-2019-2), ID: 869283.

SEZNAM LITERATURY

MŽP (2021). Cirkulární Česko: Strategický rámec cirkulární ekonomiky České republiky 2040 „Maximálně cirkulární Česko v roce 2040“.

SDĚLENÍ KOMISE EVROPSKÉMU PARLAMENTU A RADĚ o řešení problému nedostatku vody a sucha v Evropské unii, Brusel, COM(2007) 414.

SDĚLENÍ KOMISE EVROPSKÉMU PARLAMENTU, RADĚ, EVROPSKÉMU HOSPODÁŘSKÉMU A SOCIÁLNÍMU VÝBORU A VÝBORU REGIONŮ Plán na ochranu vodních zdrojů Evropy, Brusel, COM(2012) 673.

Wanner J, Srb M., Beneš O (2022). Water reuse in the frame of circular economy. Chapter 10 in Mannina G et al. (eds) *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering: Smart Solutions for Wastewater: Road-mapping the Transition to Circular Economy*, Elsevier - Health Sciences Division. ISBN 9780323999205

OBSAH

Dva roky testování poloprovozního zařízení pro závlahy vyčištěnou odpadní vodou

Pečenka M.*, Puškáčová A., Matýsek D., Pliska D., Růžičková I., Říhová Ambrožová J., Wanner J., Ofori S.

Vysoká škola chemicko-technologická, Ústav technologie vody a prostředí, Technická 5, 166 28 Praha 6
**autor pro korespondenci, e-mail: pecenkam@vscht.cz*

ABSTRAKT

Příspěvek shrnuje poznatky z dvou let závlah v rámci projektu *Horizon 2020: Achieving wider uptake of water-smart solutions*, jehož cílem je demonstrace bezpečného opětovného využití vyčištěné OV pro závlahy městské zeleně. V rámci projektu byly po dvě vegetační sezóny zavlažovány modelové pěstební boxy obsahující tři kategorie zeleně (tráva, trvalky a keře), typické pro městské parky. K závlaze byly používány čtyři druhy vod – říční voda, odtok z ČOV, odtok po UV dezinfekci a odtok dočištěný na ultrafiltrační membráně s UV dezinfekcí. V těchto závlahových vodách byly monitorovány fyzikální, chemické a mikrobiologické parametry. Získané výsledky byly porovnávány s legislativními požadavky.

KLÍČOVÁ SLOVA

Dezinfekce odpadních vod; recyklace odpadních vod; terciární technologie; závlahy

1. ÚVOD

V období 05/2020–05/2024 je Česká republika zapojena do řešení mezinárodního projektu „Používání chytrých řešení ve vodním hospodářství“ (Achieving wider uptake of water-smart solutions). Projekt je financován z výzkumného a inovačního programu Evropské Unie – Horizon 2020 na základě grantové dohody č. 869283. Hlavním cílem projektu je usnadnění spolupráce při společném výzkumu směřujícímu k širšímu využívání chytrých řešení ve vodním hospodářství pro opětovné využívání odpadních vod jako zdroje vody, energie, nutrientů a dalších využitelných produktů. Projekt má zejména představit možnosti aplikací inovativních technických řešení, která optimalizují opětovné využívání vody a odpadů ve vybraném průmyslovém, zemědělském či městském prostředí pomocí:

1. Demonstrace bezpečného použití vyčištěného odtoku pro zavlažovací účely v green-grey řešeních pro rozvoj měst s přiměřenými náklady na dopravu vody.
2. Vývoj a aplikace systémů monitorování a kontroly za účelem adekvátního posouzení zdravotních a kvalitativních rizik spojených s opětovným využíváním vyčištěných odpadních vod a využívání odpadů jako zdroje.
3. Optimalizace hodnotových řetězců pro kvantifikaci zvýšení efektivity využívání odpadů jako zdroje a ekonomických přínosů s ohledem na budoucí aplikace.

Na řešení projektu se podílejí týmy z pěti zemí, přičemž každý tým řeší jednu hlavní případovou studii:

- Norsko – získávání dusíkatých a fosforečnanových hnojiv
- Nizozemí – výroba biokompozitních materiálů z odpadů vznikajících při čištění odpadních vod
- Itálie – zavlažování zemědělské rostlinné produkce vyčištěnými odpadními vodami

- Ghana – výroba biouhlu z čistírenských kalů s jeho následným využitím v zemědělství spolu s vyčištěnou odpadní vodou
- Česká republika – opětovné využívání odpadních vod v městském vodním hospodářství.

Řešení projektu v České republice

Na řešení projektu se podílejí tři kmenová pracoviště, a sice:

- ČVUT Praha, katedra zdravotního a ekologického inženýrství, zodpovědný řešitel prof. Ing. Jaroslav Pollert, Ph.D.
- VŠCHT Praha, ústav technologie vody a prostředí, zodpovědný řešitel prof. Ing. Jiří Wanner, DrSc.,
- Pražská vodohospodářská společnost a.s., zodpovědný řešitel Ing. Jiří Rosický, ve spolupráci s Pražskými vodovody a kanalizacemi a.s. (Ing. Martin Srb, Ph.D.)

Hlavním cílem pražské případové studie je demonstrace bezpečného využívání vyčištěných odpadních vod pro zavlažování městské zeleně. Tato demonstrace je určena nejen odborné vodohospodářské veřejnosti, ale i představitelům Magistrátu hlavního města Prahy a vybraných čtvrtí HMP, Ministerstev zemědělství i životního prostředí, odborných společností i vodohospodářským žurnalistům. Zástupci těchto cílových skupin, tzv. „stakeholders“, byli od samého počátku řešení přizváni ke spolupráci s řešitelským týmem jako externí poradci i oponenti. Úspěšná demonstrace bezpečného opětovného využití odpadních vod by měla napomoci i ke změně vodního práva v ČR, které dosud pojmy „recyklovaná voda“ či „opětovné využívání vody“ nezná.

2. MATERIÁL A METODY

Demonstrační jednotky

Pro účely demonstrace bezpečného zavlažování městské zeleně recyklovanou vodou byly v PVS a.s. navrženy a dodavatelsky firmou ENVI-PUR, s.r.o. zajištěny čtyři demonstrační jednotky (boxy) (Obr. 1) vhodné pro pěstování zeleně typické pro městské parky, tj. trávy, květin a okrasných dřevin. Boxy jsou rozděleny na tři sekce pro každý typ rostlin (Obr. 2). Každý box je vybaven ve všech sekcích tlakovým rozvodem zavlažovací vody a tryskami pro její rozstřik. Konstrukce boxů umožňuje i jímání a vzorkování zavlažovací vody proteklé vrstvou zeminy v boxech. Aby nebyla vodní bilance zavlažovacích boxů narušována srážkami, jsou všechny boxy zastřešeny konstrukcí, která umožňuje přístup denního světla i vzduchu k rostlinám.

Boxy osázené shodnými referenčními rostlinami jsou řízeným způsobem zavlažovány vodou odlišné kvality s cílem porovnat dopad kvality zavlažovací vody na pěstované rostliny.

***Obr. 1**. Čtyři zavlažovací boxy s rozvodem vody a zastřešením (foto J. Wanner)*

***Obr. 2.** Zavlažovací box se třemi sekcemi s různými typy rostlin (foto M. Srb, PVK a.s.)*

Pro demonstrační jednotky se používají tyto čtyři typy zavlažovací vody:

Box č. 1: Referenční voda odebíraná z Vltavy v profilu nad výpustí vyčištěných odpadních vod z nové vodní linky (NVL).
Box č. 2: Vyčištěné odpadní vody z NVL odebírané na odtoku ze současné technologické linky, tj. po biologickém a terciárním čištění (v současné době pouze srážení fosforu, hygienizace UV byla zařazena v průběhu projektu, přičemž odtok byl i po provedení této změny odebírán před touto úpravou).
Box č. 3: Voda odebíraná na odtoku ze současné technologické linky (viz box č. 2) dodatečně upravená UV zářením.
Box č. 4: Voda odebíraná na odtoku ze současné technologické linky (viz box č. 2) dodatečně upravená membránovou ultrafiltrací a UV zářením.

Procesy úpravy odtoku z NVL pro boxy č. 3 a 4 jsou realizovány v kontejneru (Obr. 3), který tvoří součást demonstračních jednotek. Technologické vybavení kontejneru zajistila firma VWS MEMSEP s.r.o., člen skupiny Veolia. Zařízení pro úpravy vody i vlastní zavlažovací boxy jsou provozovány odbornými pracovníky firmy Pražské vodovody a kanalizace a.s., včetně údržby pěstované zeleně.

Obr. 3. *Kontejner pro technologii úpravy zavlažovací vody tvořené odtokem z NVL ÚČOV (foto M. Srb, PVK a.s.)*

Zavlažovací boxy jsou osazeny kontinuálním snímáním vývoje zavlažovaných rostlin pomocí kamer a některých sond, měřící základní veličiny typu teplota, vlhkost půdy a aktuální počasí. Kompletní analytické rozbory vzorků zavlažovacích vod, drenážních vod a zelené biomasy jsou zajišťovány v laboratořích VŠCHT Praha. Centrální zpracování kontinuálně měřených veličin i analytických dat je zajišťováno ČVUT Praha.

3. VÝSLEDKY A DISKUSE

Jak již bylo uvedeno výše, cílem projektu je ověřit použitelnost terciárně dočištěného odtoku z komunální ČOV pro závlahy městské zeleně. Sledována byla nejen kvalita vod použitých pro závlahy, ale vyhodnocován byl i potenciální vliv těchto vod na půdu a pěstované rostliny. Možný vliv na kvalitu podzemních vod byl vyhodnocován na základě analýz filtrátů po průchodu vrstvou zeminy.

Sledováno bylo široké spektrum parametrů, přičemž vzorky vod byly odebírány ve čtrnáctidenních intervalech, vzorky půd a biomasy byly odebírány na začátku a na konci vegetační sezóny. Z chemických parametrů byl vyhodnocován obsah živin (sloučenin dusíku a fosforu), významných iontů (např. K^+, Na^+, Mg^{2+}, SO_4^{2-}), zbytkové koncentrace organického znečištění ($CHSK_{Cr}$, BSK_5, TOC), a koncentrace vybraných kovů. V diskusích o využitelnosti vyčištěné odpadní vody pro závlahy zaznívaly obavy z možného zasolování půd. Proto byly v závlahových vodách, filtrátech i výluzích z půd stanovovány i parametry RL (rozpuštěné látky) a RAS (rozpuštěné anorganické soli). V posledních letech se rovněž intenzivně řeší přítomnost tzv. mikropolutantů (tj. léčiv, přípravků osobní hygieny, umělých sladidel nebo pesticidů) ve vodách obecně a v odpadních vodách zvláště, protože prosté biologické čištění je na tento druh znečištění jen omezeně účinné, a tyto polutanty se tak s vypouštěnými vodami dostávají do vod povrchových. Proto byly mezi sledované chemické parametry zařazeny i vybrané látky z této kategorie. Další potenciálním nebezpečím při používání vyčištěných odpadních vod pro závlahy je jejich hygienická závadnost. Projekt sice cílí na zálivku rostlin, které nejsou určeny k přímé konzumaci, přesto zde určitá míra rizika je, např. při zálivce travnatých parkových ploch, zvláště pak při aplikaci zálivky formou „rosení“. Proto byly v zálivkových vodách sledovány i vybrané mikrobiologické ukazatele.

Tab. 1. *Průměrné koncentrace RL, RAS a hodnoty konduktivity v závlahových vodách*

parametr	RL	RAS	Konduktivita
	mg/l	mg/l	µS/cm
říční voda	215	146	334
odtok z ČOV	580	472	990
odtok z ČOV + UV	568	450	1024
odtok z ČOV + UF a UV	579	471	971

Souhrn veškerých získaných výsledků je nad rámec rozsahu tohoto příspěvku, některé ze sledovaných parametrů se v průběhu experimentu ukázaly jako nevýznamné. Proto budou v dalším textu diskutovány pouze vybrané parametry.

Vliv RAS na půdu

Jak již bylo zmíněno, jedním z možných rizik využití vyčištěných odpadních vod pro závlahu je zasolování zavlažovaných půd. Obecně se pod pojmem „zasolování půd“ rozumí akumulace rozpustných solí v půdách, především ve svrchních vrstvách, tedy v oblasti růstu kořenů rostlin. Koncentrace rozpuštěných anorganických solí může ve vyčištěných odpadních vodách dosahovat až 1000 mg/l, uvedené riziko je tedy nutné brát v úvahu. V Tab. 1 jsou uvedeny průměrné hodnoty koncentrací RL, RAS a konduktivity v závlahových vodách za dvouleté sledovací období.

Jak je z tabulky patrné, dle očekávání jsou hodnoty uvedených parametrů ve vyčištěných odpadních vodách výrazně vyšší než hodnoty zjištěné v říční vodě. U těchto parametrů nedocházelo během sledovacího období k výraznému kolísání hodnot, kvalita vody byla v těchto parametrech vyrovnaná. Pro vyhodnocení vlivu RAS na půdu, a tím i na zavlažované rostliny, byly hodnoty parametru stanovovány i ve filtrátu po průchodu vrstvou zeminy a ve výluzích z půd. Byl zjištěn přesně opačný efekt, než bylo původně předpokládáno, tj. aplikací zálivkové vody docházelo k vymývání solí z půdy. Ve vzorcích filtrátů byly měřeny hodnoty parametru RAS v řádu tisíců mg/l a v průběhu sledování koncentrace klesaly (maximální koncentrace se na začátku experimentu se pohybovaly v intervalu 3000–5000 mg/l, na konci experimentu již jen v řádu stovek mg/l), výrazný pokles obsahu RAS byl zaznamenán i ve výluzích z půd – zatímco na počátku bylo ve výluzích z půd 6,3 g/kg sušiny, na konci experimentu se hodnoty pohybovaly následovně: 1,2–1,5 g/kg (říční voda), 1,4–1,6 g/kg (odtok z ČOV), 1,3–2,3 g/kg (odtok z ČOV + UV) a 0,9–1,7 g/kg (odtok z ČOV + UF a UV), a to v závislosti na typu zavlažovaných rostlin. Problém se zasolováním půd při závlahách vyčištěnou odpadní vodou se tedy neprokázal.

Nutrienty v závlahových vodách

Vyčištěná odpadní voda může být díky zbytkovým koncentracím sloučenin dusíku a fosforu potenciálním zdrojem živin pro pěstované rostliny. Zbytkové koncentrace nutričních prvků budou záviset na kapacitě čistírny, a tedy na tom, jaké odtokové koncentrace předepisuje platná legislativa. U větších čistíren odpadních vod lze očekávat (z hlediska výživy rostlin) významné koncentrace pouze u dusičnanového dusíku, příspěvek amoniakálního dusíku a fosforu bude spíše esenciální. To potvrzují i námi získané výsledky (viz Tab. 2). Při porovnání dvouletých průměrů je zřejmá vyšší koncentrace nutričních prvků ve vyčištěné odpadní vodě

Tab. 2. *Průměrné koncentrace vybraných sledovaných parametrů v závlahových vodách*

parametr	N_c	N_{amon}	$P\text{-}PO_4^{3-}$	Zn	*E. coli*
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	KTJ/100 ml
říční voda	2,9	0,08	0,16	0,05	4 073
odtok z ČOV	6,6	0,12	0,57	0,08	35 750
odtok z ČOV + UV	7,1	0,16	0,65	0,11	18
odtok z ČOV + UF a UV	6,9	0,17	0,58	0,13	3

oproti vodě říční, ovšem koncentrace amoniakálního dusíku se dlouhodobě pohybovala pod 0,2 mg/l a koncentrace orthofosforečnanového fosforu pod 0,7 mg/l. Pouze koncentrace dusičnanového dusíku lze označit z hlediska výživy rostlin za významné. Nutno podotknout, že uvedené průměry odráží účinnost čištění pouze během vegetační sezóny, tedy v teplejší části roku. Pokud dochází na ČOV např. ke snížení účinnosti nitrifikace vlivem nízkých teplot čištěné vody, není tato skutečnost do vyhodnocení zahrnuta, neboť pro využití vyčištěných odpadních vod k zálivkám není relevantní.

Kovy v závlahových vodách

Během dvouletého provozu závlahové technologie byly ve vodách sledovány i koncentrace těžkých kovů (Cd, Pb, As, Cr, Cu, Ni, Zn). Z hlediska využití vyčištěných vod pro závlahy se jako významné jeví koncentrace zinku (průměrné hodnoty za dvouleté sledování jsou uvedeny v Tab. 2). Oproti říční vodě byly koncentrace zinku ve vyčištěné odpadní vodě dlouhodobě vyšší. Zinek může být toxický pro rostliny zejména při pH < 6, jeho limit uvedený v doporučení EPA (2012) pro recyklovanou odpadní vodu pro závlahy je 2 mg/l. Přesto, že všechny odebrané vzorky uvedený limit splnily, stejně jako ostatní sledované kovy, při reálném využití vyčištěných odpadních vod pro závlahy by bylo vhodné tyto prvky zařadit mezi pravidelně sledované kvalitativní parametry.

Mikrobiální znečištění závlahových vod

Problematika mikrobiálního znečištění závlahových vod je zde demonstrována na indikátorovém organismu *Escherichia coli* jako ukazateli fekálního znečištění. Průměrné hodnoty za dva roky sledování (viz Tab. 2) ukazují, že je tento ukazatel významně zastoupen i v říční vodě, která tak dle Nařízení 741/2020 Evropského Parlamentu splňuje z hlediska jejího použití třídu D (≤10 000 KTJ/100 ml). Dle očekávání bylo nejhorších výsledků dosahováno u dále neupravovaného odtoku z ČOV, který nesplňuje žádnou z tříd uvedených v tomto Nařízení a není tedy vhodný pro znovupoužití. Naopak odtok z ČOV po UV dezinfekci bezpečně splňuje třídu B (≤ 100 KTJ/100 ml) a odtok dočištěný pomocí ultrafiltrace a dezinfikovaný UV září splňuje dokonce třídu A (≤ 10 KTJ/100 ml). Co by z hlediska udržitelnosti dosahovaných výsledků mohlo představovat zásadní problém, je delší transport a skladování vody. Optimálním stavem by bylo okamžité použití vyrobené vody, což není reálné. V případě delší prodlevy mezi výrobou a spotřebou může dojít k opětovnému zvýšení populace nežádoucích mikroorganismů. Pro potřeby transportu a skladování vyrobené vody je tedy vhodné aplikovat multibariérový přístup a vodu dále ošetřit např. chlorací.

4. ZÁVĚR

Probíhající mezinárodní projekt Horizon 2020 - „Používání chytrých řešení ve vodním hospodářství“, zahrnuje jednak činnosti výzkumného charakteru, jednak práci osvětovou. Z vědecko-výzkumného hlediska splňuje projekt naše očekávání. Vhodnou a ne příliš komplikovanou kombinací terciárních technologií se podařilo dočistit biologicky vyčištěnou odpadní vodu na kvalitu lepší, než je kvalita vody povrchové. Nepotvrdily se obavy, že znovuvyužití vyčištěných odpadních vod pro závlahy způsobí nadměrné zasolování půd, vnos nežádoucích polutantů z odpadních vod do prostředí nepřekračoval povolené limity. Naopak se ale ukázala nutnost účinného hygienického zabezpečení, především při potřebě transportu a skladování vody.

Rozšiřování obecného povědomí o bezpečném využívání vyčištěných odpadních vod pro zavlažování městské zeleně se zatím daří na úrovni místních samospráv, dosáhnout změn v oblasti vodního práva v naší republice se zatím příliš nedaří.

PODĚKOVÁNÍ

Tato publikace byla vytvořena v rámci projektu Horizon 2020: Achieving wider uptake of water-smart solutions (H2020-SC5-2019-2), ID: 869283.

SEZNAM LITERATURY

Hanjra, M. A., Blackwell, J., Carr, G., Zhang, F., & Jackson, T. M. (2012). Wastewater irrigation and environmental health: Implications for water governance and public policy. *International journal of hygiene and environmental health*, *215*(3), 255-269.

Chen, X., Chen, Z., Liu, H., Huang, N., Mao, Y., Cao, K., ... & Hu, H. Y. (2022). Synergistic effects of UV and chlorine in bacterial inactivation for sustainable water reclamation and reuse. *Science of The Total Environment*, *845*, 157320.

US-EPA (United States Environmental Protection Agency) (2012). *Guidelines for Water Reuse*. EPA/600/R-12/004, USEPA Office of Wastewater Management, Washington, United States. http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P100FS7K.pdf.

OBSAH

Vyplavování mikropolutantů z půd zavlažovaných vyčištěnou odpadní vodou nebo obohacených biosolidy, a jejich příjem rostlinami

Kodešová R.[1]*, Švecová H.[2], Klement A.[1], Fedorova G.[2], Fér M.[1], Nikodem A.[1], Kočárek M.[1], Sadchenko A.[2], Grabic R.[2]

[1] Česká zemědělská univerzita v Praze, Katedra pedologie a ochrany půd, Kamýcká 129, 165 00 Praha 6

[2]Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Jihočeské výzkumné centrum akvakultury a biodiverzity hydrocenóz, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany

**autor pro korespondenci, email: kodesova@af.czu.cz*

ABSTRAKT

Chování vybraných látek, jejichž zdrojem byla voda a kal z čistírny odpadních vod (ČOV), bylo zkoumáno ve vyvýšených záhonech, ve kterých byla pěstována buď směs zeleniny nebo kukuřice. Záhony byly buď zavlažovány odpadní vodou nebo byly obohacené kalem z ČOV či kompostovaným kalem. V průběhu roku byly analyzovány vzorky odpadní vody, vody odtékající ze záhonů, půdy a rostlin. Z 54 látek stanovených ve vyčištěné odpadní vodě bylo přibližně 20 % látek zjištěno i ve vodě drénované ze záhonů. Látky, jejichž zdrojem byly oba biosolidy, spíše setrvávaly v půdě. Některé z látek byly také akumulovány v rostlinách. Výsledky tak ukazují možná rizika spojená s využitím těchto zdrojů v zemědělství.

KLÍČOVÁ SLOVA

Akumulace v rostlinách; kal z ČOV; kompost; kontaminace půdy; léčiva; odpadní voda

1. ÚVOD

Řada mikropolutantů, které obsahují odpadní vody, je díky jejich neúplnému odstraňování v ČOV stále častěji detekována v životním prostředí. Tyto látky kontaminují vodní recipienty, do kterých jsou vyčištěné odpadní vody vypouštěny. Mohou se vyluhovat do podzemních vod nebo je mohou přijímat rostliny, pokud je vyčištěná odpadní voda použita pro jejich zavlažování nebo pokud je pro obohacení půdy použit kal z ČOV (Ben Mordechay a kol., 2018, 2021, 2022a,b; Carter a kol., 2019; Grabic a kol., 2022; Kodešová a kol., 2019a; Picó a kol., 2020a,b). V předcházejících studiích, které se touto problematikou zabývaly, byly rostliny většinou pěstovány ve sklenících, a to buď hydroponicky nebo v půdních kontejnerech. Studie realizované v polních podmínkách byly zpravidla uskutečněny v semiaridních a aridních oblastech a přinesly dílčí informace o přítomnosti testovaných látek v půdách a plodinách. Neposkytovaly však informaci o možné perkolaci látek do podzemních vod. Proto cílem této studie bylo zhodnotit chování vybraných mikropolutantů komplexně, tj. popsat jak kontaminaci půdy a rostlin, tak pohyb látek půdním prostředím.

2. MATERIÁL A METODY

Pro studium dynamického chování vybraných látek v prostředí půda-voda-rostlina byly provedeny experimenty přímo v ČOV pro České Budějovice v Hrdějovicích, kde bylo v roce 2021 instalováno devět vyvýšených záhonů o rozměrech 1,5 x 1,0 x 0,8 m. Záhony, ve kterých byly pěstovány různé plodiny, byly zavlažovány vyčištěnou odpadní vodou nebo byly do nich aplikovány dva typy biosolidů. V rámci experimentu byly realizovány tyto varianty:

1. Kontrola – závlaha pitnou vodou

2. Voda z ČOV – závlaha vyčištěnou odpadní vodou

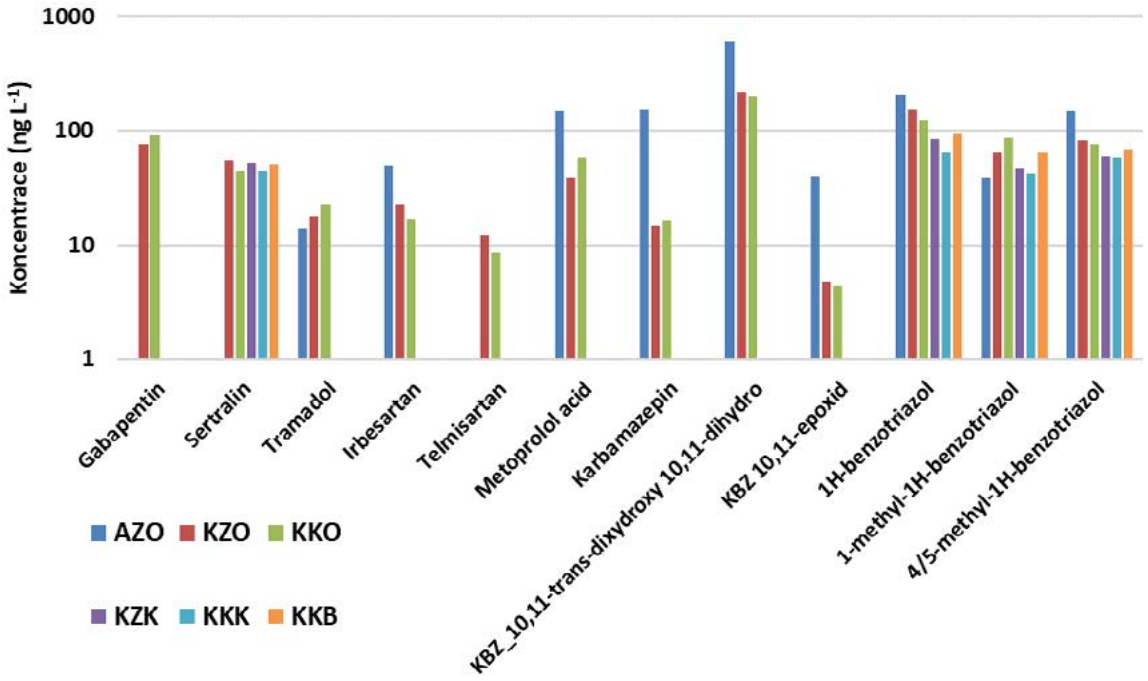
3. Kal z ČOV – biosolid zapravený do půdy před zasetím rostlin, závlaha pitnou vodou

4. Kompostovaný kal – biosolid (který byl odebrán z firmy Diwendys, s. r. o., České Budějovice) zapravený do půdy před zasetím rostlin, závlaha pitnou vodou

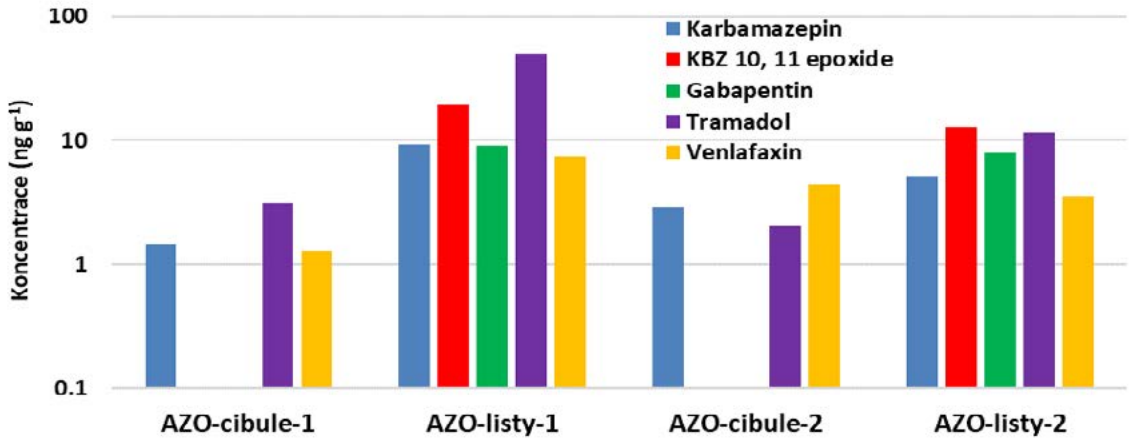
Sedm záhonů obsahovalo písčitohlinitou půdu (kambizem) a dva záhony písčitou půdu (arenozem). Ve 4 záhonech s kambizemí (označeno 1, 2, 3 a 4) byla pěstována kukuřice, které může být zaseta bezprostředně po aplikaci kalu do půdy. Ve 3 záhonech s kambizemí (označeno 1, 2, a 4) a 2 záhonech s arenozemí (označeno 1 a 2) byla pěstována směs zeleniny, tj. salát, cibule a mrkev. Byla monitorována klimatická data, půdní vlhkosti, emise CO_2 z půdy (Fér a kol., 2022), srážky, závlahy a průsaky půdního roztoku. Na počátku byla změřena koncentrace vybraných látek v obou biosolidech i půdách. Pro analýzu stejných látek pak byly v průběhu experimentu od dubna do října každý týden odebírány vzorky vyčištěné odpadní vody i vzorky roztoku odváděného ze záhonů. V době sklizně plodin byly rovněž odebrány jejich vzorky a vzorky půd. Metody pro extrakci látek a jejich analýzu jsou popsány v našich dřívějších pracích např. Kodešové a kol. (2019a,b, 2023) a Menacherryho a kol. (2023a,b).

3. VÝSLEDKY A DISKUSE

Ze sedmdesáti pěti analyzovaných látek (především léčiv) bylo padesát čtyři látek kvantifikováno v odpadních vodách. Dvanáct látek (např. gabapentin, tramadol, sertralin, karbamazepin a jeho metabolity, a benzotriazoly) bylo zjištěno v roztoku vyluhovaném ze záhonů s písčitohlinitou půdou a devět látek ze záhonů s písčitou půdou, které byly zalévány odpadní vodou (Obr. 1).



Obr. 1. *Průměrné koncentrace látek v roztocích drénovaných ze záhonů AZO, KZO, KKO, KZK, KKK a KKB, kde A nebo K označuje půdu písčitou (arenozem) nebo písčitohlinitou (kambizem), Z nebo K označuje směs zeleniny nebo kukuřici, a O, K nebo B označují závlahu vyčištěnou odpadní vodou, aplikaci kompostu nebo kalu z ČOV, např. AZO označuje záhon s arenozemí a zeleninou zalévanou vyčištěnou odpadní vodou (KBZ = karbamazepin)*



Obr. 2. *Průměrné koncentrace látek ve tkáních cibule kuchyňské pěstované v arenozemi zalévané odpadní vodou (AZO). 1 a 2 označuje první (jarní cibulka) a druhou (cibule na uskladnění) fázi vzorkování (KBZ = karbamazepin)*

Třicet tři látek bylo kvantifikováno v kalu a dvacet sedm látek bylo zjištěno v kompostovaném kalu. Pouze čtyři sloučeniny (sertralin a benzotriazoly) byly stanoveny v roztoku vyluhovaném ze záhonů obohacených biosolidy (Obr. 1). Zatímco perkolace látek, které se málo sorbují v půdě, tj. například benzotriazolů (Kodešová a kol., 2023), se dala předpokládat, vyplavování sertralinu bylo překvapující. Tato látka se v půdě velmi silně sorbuje (Kodešová a kol., 2023), přesto byla v záhonech mobilní. Důvodem mohla být jeho sorpce na rozpuštěnou organickou hmotu. V záhonech zalévaných odpadní vodou byl zaznamenán postupný nárůst obsahu čtyř látek (telmisartanu, venlafaxinu, karbamazepinu, citalopramu). V záhonech s kalem či kompostovaným kalem pak byly pozorovány relativně stabilní koncentrace šesti látek (telmisartanu, venlafaxinu, sertralinu a jeho metabolitu, a citalopramu a jeho metabolitu). To bylo dáno jak jejich sorpcí v půdě (Kodešová a kol., 2023; Schmidtová a kol, 2020), tak stabilitou v prostředí (Kodešová a kol., 2020; Menacherry a kol., 2023a). Vstřebávání některých látek (např. gabapentinu, tramadolu, karbamazepinu a jeho metabolitu, a venlafaxinu a jeho metabolitu) a jejich akumulace v rostlinných tkáních byla pozorována především u zeleniny pěstované na záhonech zavlažovaných odpadní vodou. Jako příklad jsou zde uvedeny koncentrace látek v cibuli kuchyňské (*Allium cepa* L.) pěstované v arenozemi zalévané odpadní vodou, která byla sklízena ve dvou fázích (Obr. 2). V obou případech byla vyšší koncentrace zaznamenána v listech než cibulích, protože látky, které jsou v rostlinách mobilní jsou akumulovány na konci transpiračního toku, tj. v listech. Zde pak mohou být i metabolizovány jako například karbamazepin, který byl v listech zřejmě díky cytochromům P450 částečně transformován na 10,11-epoxy-karbamazepin (Ben Mordechay a kol., 2018; Kodešová a kol., 2019a,b; Menacherry a kol., 2023b).

4. ZÁVĚR

Výsledky tak ukazují možná rizika spojená s využitím vyčištěné odpadní vody nebo biosolidů v zemědělství, tj. riziko kontaminace povrchové i podzemní vody, riziko kontaminace půdy, a také riziko kontaminace plodin.

PODĚKOVÁNÍ

Práce vznikla v rámci projektu "Osud vybraných mikropolutantů, které se vyskytují ve vyčištěné vodě a kalech z čistíren odpadních vod, v půdě" QK21020080 a projektu „NutRisk

Centre“ CZ.02.1.01/0.0/0.0/16_019/0000845. Autoři také děkují společnosti ČEVAK, a.s. a městu České Budějovice za možnost realizovat experiment v areálu ČOV.

SEZNAM LITERATURY

Ben Mordechay E., Mordehay V., Tarchitzky J., Chefetz B. (2021). Pharmaceuticals in edible crops irrigated with reclaimed wastewater: evidence from a large survey in Israel. *Journal of Hazardous Materials,* 416, 126184.

Ben Mordechay E., Mordehay V., Tarchitzky J., Chefetz B. (2022a). Fate of contaminants of emerging concern in the reclaimed wastewater-soil-plant continuum. *Science of The Total Environment,* 822, 153574.

Ben Mordechay E., Sinai T., Berman T., Dichtiar R., Keinan-Boker L., Tarchitzky J., Maor Y., Mordehay V., Manor O., Chefetz B. (2022b). Wastewater-derived organic contaminants in fresh produce: Dietary exposure and human health concerns. *Water Research,* 223, 118986.

Ben Mordechay E., Tarchitzky J., Chen Y., Shenker M., Chefetz B. (2018). Composted biosolids and treated wastewater as sources of pharmaceuticals and personal care products for plant uptake: a case study with carbamazepine. *Environmental Pollution,* 232, p. 164–172.

Carter L. J., Chefetz B., Abdeen Z., Boxall A. B. A. (2019). Emerging investigator series: towards a framework for establishing the impacts of pharmaceuticals in wastewater irrigation systems on agro-ecosystems and human health. *Environmental Science: Processes & Impacts,* 21(4), p. 605–622.

Fér M., Kodešová R. Klement A., Nikodem A. (2022). The impact of treated wastewater and biosolids from the municipal wastewater treatment plant on water and carbon dioxide effluxes from soils. *Journal of Hydrology and Hydromechanics,* 70(3), p. 276–283.

Grabic R., Ivanová L., Kodešová R., Grabicová K., Vojs Staňová A., Imreová Z., Drtil M., Bodík I. (2022). Desorption of pharmaceuticals and illicit drugs from different stabilized sludge types across pH. *Water Res.,* 220, 118651.

Kodešová, R., Fedorova, G., Kodeš, V., Kočárek, M., Rieznyk, O., Fér, M., Švecová, H., Klement, A., Bořík, A., Nikodem, A., Grabic, R. (2023): Assessment of potential mobility of selected micropollutants in agricultural soils of the Czech Republic using their sorption predicted from soil properties. *Science of The Total Environment,* 86(5), 161174.

Kodešová R., Chroňáková A., Grabicová K., Kočárek M., Schmidtová Z., Frková Z., Vojs-Staňová A., Nikodem A., Klement A., Fér M., Grabic R. (2020). How microbial community composition, sorption and simultaneous application of six pharmaceuticals affect their dissipation in soils. *Science of The Total Environment,* 746, 141134.

Kodešová R., Klement A., Golovko O., Fér M., Kočárek M., Nikodem A., Grabic R. (2019a). Soil influences on uptake and transfer of pharmaceuticals from sewage sludge amended soils to spinach. *Journal of Environmental Management,* 250, 109407.

Kodešová R., Klement A., Golovko O., Fér M., Nikodem A., Kočárek M., Grabic R. (2019b). Root uptake of atenolol, sulfamethoxazole and carbamazepine, and their transformation in three soils and four plants. *Environmental Science and Pollution Research,* 26(10), p. 9876–9891.

Menacherry S. P. M., Kodešová R., Fedorova G., Sadchenko A., Kočárek M., Klement A., Fér M., Nikodem A., Chroňáková A., Grabic R. (2023a). Dissipation of twelve organic micropollutants in three different soils: Effect of soil characteristics and microbial composition. *Journal of Hazardous Materials,* 132143.

Menacherry S. P. M., Kodešová R., Švecová H., Klement A., Fér M., Nikodem A., Grabic R. (2023b). Selective accumulation of pharmaceutical residues from 6 different soils by plants: a comparative study on onion, radish, and spinach. *Environmental Science and Pollution Research*, 30, p. 54160–54176.

Picó Y., Alvarez-Ruiz R., Alfarhan A. H., El-Sheikh M. A., Alobaid S. M., Barceló, D. (2020a). Uptake and accumulation of emerging contaminants in soil and plant treated with wastewater under real-world environmental conditions in the Al Hayer area (Saudi Arabia). *Science of The Total Environment,* 652, p. 562-572.

Picó Y., Alvarez-Ruiz R., Alfarhan A. H., El-Sheikh M. A., Alshahrani H. O., Barceló D. (2020b). Pharmaceuticals, pesticides, personal care products and microplastics contamination assessment of Al-Hassa irrigation network (Saudi Arabia) and its shallow lakes. *Science of The Total Environment,* 701, 135021.

Schmidtová Z., Kodešová R., Grabicová K., Kočárek M., Fér M., Švecová H., Klement A., Nikodem A., Grabic R. (2020). Competitive and synergic sorption of carbamazepine, citalopram, clindamycin, fexofenadine, irbesartan and sulfamethoxazole in seven soils. *Journal of Contaminant Hydrology,* 234, 103680.

OBSAH

Terciárne dočisťovanie odpadovej vody za účelom jej opätovného použitia

Jurík J.*, Staňová L., Zakhar R.
Slovenská technická univerzita, Fakulta chemickej a potravinárskej technológie, Oddelenie environmentálneho inžinierstva, Radlinského 9, 812 37 Bratislava, Slovensko
**autor pre korešpondenciu, email: jakub.jurik@stuba.sk*

ABSTRAKT

Súčasné klimatické zmeny, ktoré sa prejavujú predovšetkým nerovnomernosťou zrážok v priebehu roka, dlhými obdobiami bez zrážok a nadpriemernými teplotami, majú za následok pokles hladín podzemných vôd a nedostatok povrchových vôd. Celosvetovo je tak diskutovaná téma „vodný stres", s ktorou súvisí nutnosť hľadania ďalších zdrojov vody. Výhodou recyklácie vody je aj zníženie nákladov logistiky súvisiacich s jej dodávaním. Avšak dôležitou súčasťou tejto myšlienky je oboznámenie s problematikou pitnej vody aj verejnosť. Vzhľadom k tomu, že významný podiel celkovej spotreby pitnej vody je používaný najmä pre nepitné účely, ponúka sa ako jeden z možných zdrojov vyčistená odpadová voda.

KĽÚČOVÉ SLOVÁ

Adsorpcia; dezinfekcia; koagulácia; odpadová voda; opätovné použitie; terciárne dočistenie

1. ÚVOD

Téma čistenia a opätovného využívania odpadových vôd je vo vedeckých kruhoch, ale aj v očiach širokej verejnosti známa už niekoľko desaťročí a jej význam v poslednom desaťročí výrazne vzrástol. Dôvodom je najmä vysoká spotreba pitnej vody vo výrobných procesoch v priemysle, nárast počtu obyvateľov a zhoršujúce sa klimatické podmienky na našej planéte. Medzi negatívne klimatické dôsledky patria najmä dlhé obdobia sucha na celom svete, a to aj v oblastiach, ktoré patria ku krajinám s miernym podnebím a v porovnaní s minulosťou mali dostatok zrážok počas celého roka. Príkladom je stredná Európa, do ktorej patrí aj Slovenská republika. Nedostatok zrážok má za následok nedostatok zdrojov nielen povrchovej, ale aj podzemnej vody, z ktorej sa po úprave vyrába pitná voda. Preto sa riešia otázky, ako doplniť chýbajúce zdroje vody a nemíňať pitnú vodu v takom obrovskom množstve na nepitné účely (t. j. napríklad v rámci priemyselnej výroby). Práve preto je čistenie a opätovné využívanie odpadových vôd dôležitým krokom v tejto problematike. Na druhej strane treba spomenúť, že opätovné využívanie odpadovej vody má svoje výhody, ale aj nevýhody. Výhodami sú napríklad zlepšenie ekonomickej efektívnosti investícií do odvádzania odpadových vôd a zavlažovania (to znamená, že odpadové vody nevypúšťame do recipientu, ale snažíme sa ich efektívne a plnohodnotne využiť); výroba a doplnenie vodných zdrojov; využitie makroživín. Opätovné použitie má však aj určité nevýhody a riziká, medzi ktoré patrí obmedzenie použitia; prítomnosť niektorých znečisťujúcich látok v koncentráciách, ktoré môžu byť toxické pre pôdu, rastliny, ľudí a životné prostredie alebo názor verejnosti, ktorý je v tejto súvislosti väčšinou negatívny a skeptický (Saurí, 2019 a Dawoud a kol. 2012).

2. MATERIÁL A METÓDY

Stanovenie pH

Reakciu vody sme zaznamenávali pomocou laboratórneho zariadenia HQ40d multi od výrobcu HACH LANGE (Nemecko). Na meranie konduktivity bola použitá prislúchajúca sonda na rovnaký prístroj.

Stanovenie amoniakálneho dusíka

Príprava roztokov
Roztok NaOH sme pripravili vopred rozpustením 16 g NaOH v 50 ml destilovanej vody. Následne sme v destilovanej vode rozpustili 10 g HgI a 7 g KI, zmiešali s pripraveným roztokom NaOH a doplnili destilovanou vodou na objem 100 ml. Činidlo sme nechali usadiť. V destilovanej vode sme rozpustili 50 g vínanu draselného (50 % roztok), pridali 0,5 ml Nesslerovho činidla, doplnili do 100 ml destilovanou vodou, premiešali a nechali usadiť.

K 5 ml vzorky sme pridali 0,1 ml *Seignettovej soli*, 0,1 ml *Nesslerovho činidla*, roztok sme premiešali a po 10 minútach sme zmerali absorbanciu v spektrofotometri pri vlnovej dĺžke 425 nm. Rovnica (1) uvádza kalibračnú krivku na stanovenie koncentrácie amoniakálneho dusíka s koeficientom determinácie R_1^2 = 0,9944. Závislá premenná *y* vyjadruje absorbanciu *A* [-] a nezávislá premenná *x* koncentráciu amoniakálneho dusíka [mg/l].

$$y = 0{,}149x + 0{,}0038 \quad (1)$$

Stanovenie dusičnanového dusíka

Príprava roztokov
Na analytických váhach sme navážili 2 g kyseliny amidosírovej a rozpustili ju v 100 ml destilovanej vody. Na analytických váhach sme navážili 1 g salicylátu sodného a potom sme ho rozpustili v 100 ml destilovanej vody. Na analytických váhach sme odvážili 75 g hydroxidu sodného. Hydroxid sme postupne rozpúšťali v kadičke s destilovanou vodou. Po homogenizácii roztoku sme obsah kadičky preliali do odmernej banky a doplnili ju po značku destilovanou vodou. Objem roztoku bol 250 ml.

Do odparovacích misiek sme odpipetovali destilovanú vodu s objemom 10 ml, pridali 0,2 ml NaOH, 1 ml salicylátu sodného a 0,4 ml kyseliny amidosírovej. Zmes sme premiešali a nechali odpariť do sucha. Následne sme napipetovali 1 ml kyselinu sírovú (98 % roztok) tak, aby sa odparok úplne zvlhčil a nechali sme pôsobiť 10 minút. Potom sme pridali 20 ml destilovanej vody, 7 ml NaOH, zmes sme krúživým pohybom premiešali a potom sme ju cez lievik naliali do 50 ml odmerných baniek. Kalibračné roztoky sme nechali vychladnúť a doplnili sme ich destilovanou vodou po značku. Absorbancia sa merala na spektrofotometri pri vlnovej dĺžke 415 nm. Rovnica (2) zobrazuje kalibračnú závislosť pre stanovenie dusičnanového dusíka s koeficientom determinácie R_2^2 = 0,9988. Nezávislá premenná *x* predstavuje koncentráciu dusičnanového dusíka [mg/l].

$$y = 0{,}0297x + 0{,}0195 \quad (2)$$

Stanovenie fosforečnanového fosforu
Stanovenie fosforečnanového fosforu bolo vykonané podľa knihy ANALYTIKA VODY (Horáková a kol., 2003). Rovnica (3) uvádza kalibračnú krivku na stanovenie koncentrácie fosforečnanového fosforu s koeficientom determinácie R_3^2 = 0,9952. Nezávislá premenná *x* predstavuje koncentráciu fosforečnanového fosforu [mg/l].

$$y = 0{,}154x + 0{,}0066 \quad (3)$$

Stanovenie turbidity (zákalu)
Stanovenie zákalu bolo vykonané podľa knihy ANALYTIKA VODY (Horáková a kol., 2003). Rovnica kalibračnej krivky pre stanovenie zákalu je uvedená nižšie a dosahuje koeficient determinácie R^2 = 0,9996. Nezávislá premenná *x* vyjadruje hodnotu zákalu [ZF].

$$y = 0{,}0016x + 0{,}0749 \quad (4)$$

Stanovenie chemickej spotreby kyslíka, celkového dusíka a celkového fosforu, železa
Tieto stanovenia boli vykonané pomocou setov v danom poradí LCK 314, LCK 338, LCK349 a LCK321 (HACH LANGE, Nemecko).

Koagulácia
Pomocou striekačky žaneta sme odobrali surovú odpadovú vodu s objemom 300 ml do 4 veľkých kadičiek, potom sme pridali dávku v jednotkách ml (0,05; 0,1; 0,15; 0,2) každého z koagulačných činidiel a spustili test JAR - rýchle miešanie pri 200 otáčkach za 1 minútu; pomalé miešanie pri 15 otáčkach za 15 minút. Miešanie sme zastavili a nechali sme pevnú časť postupne usadiť a po usadení sme supernatant opäť odobrali do plastových skúmaviek pomocou striekačky žaneta. Supernatant v skúmavkách sme prefiltrovali cez membránový filter Synpor.

Piesková filtrácia
Cez kolónu pieskového filtra sme naliali 300 ml odpadovej vody po koagulácii, pričom sme merali čas, za ktorý pretečie uvažovaný objem vzorky odpadovej vody po koagulácii. Filtrát vytekal do ďalšej kadičky. Filtrát sme podrobili analýzam vo forme filtrovanej a nefiltrovanej vzorky (cez Synpor). Zdržný čas v kolóne bol uvažovaný na 7,5 min.

Adsorpcia
Odpadová voda vyčistená po pieskovej filtrácii prešla ďalším procesom čistenia, a to adsorpciou. Do kužeľových baniek sme na analytických váhach navážili 0,5 g granulovaného aktívneho uhlia F300 a ENVIPUR a 0,25 g PAU. Potom sme pridali 100 ml odpadovej vody po koagulácii a pieskovej filtrácii a nastavili adsorpčné podmienky na 180 otáčok za minútu. Časy adsorpcie boli 5, 15 a 30 minút. Po adsorpcii so všetkými tromi adsorbentmi sme vzorky čistených odpadových vôd opäť podrobili príslušným analýzam. Následne sme vybrali najúčinnejší adsorbent, s ktorým sme vykonávali adsorpciu v polypropylénovom 25,4 cm filtri s objemom adsorbenta F300 500 ml.

Dezinfekcia
Dezinfekcia je posledným krokom pred opätovným využitím odpadových vôd a následných úprav pre konkrétne účely. Sú známe rôzne metódy dezinfekcie, pričom v nasledujúcich podkapitolách sme uviedli metódy, ktorými sme sa zaoberali, a to chlórovaniu, použitiu kyseliny peroctovej, UV žiareniu a membránovej filtrácii.

Chlórnan sodný (NaClO)
Do objemu 200 ml odpadovej vody po procese adsorpcie sme mali pridať dezinfekčný prostriedok s obsahom 1 a 3 mg/l *NaClO*. Výrobok má koncentráciu chlórnanu 47 g/kg, takže išlo o 4,7 % roztok (so zanedbaním zmeny hustoty), ktorý je však veľmi koncentrovaný, preto sme ho museli zriediť. Zriedili sme ho 100-násobným zriedením na objem 100 ml destilovanej

vody. V kadičke sme zmiešali 99,53 ml destilovanej vody a 0,47 (1,41 pri 3 %) ml výrobku, a to bol náš zásobný roztok, z ktorého sme následne odpipetovali 1,3 ml do 200 ml odpadovej vody, prečistenej po adsorpcii. Následne sme kadičku miešali na miešačke 5 minút a po uplynutí času sme stanovili fyzikálno-chemické analýzy.

Oxónia Active 150

Je to roztok zmesi pozostávajúcej z peroxidu vodíka a organických kyselín - kyseliny octovej a peroctovej. Dezinfekčný prostriedok obsahoval 0,05 - 3 obj. % tejto zmesi, pričom my sme zvolili 0,1 obj. % a následne sme do 200 ml vzorky odpadovej vody po adsorpcii pridali 0,2 ml tohto dezinfekčného prostriedku, miešali sme 5 minút a následne sme vykonali fyzikálno-chemické analýzy.

UV svetlo

Po adsorpcii sa objem 1,54 l vzorky odpadovej vody podrobil UV dezinfekcii pomocou UV lampy. Výkon UV lampy je 18 W a čas dezinfekcie, t. j. čas zotrvania odpadovej vody v zariadení, bol 60 sekúnd. Po uplynutí tohto času sme vodu vypustili cez otvor umiestnený v spodnej časti zariadenia.

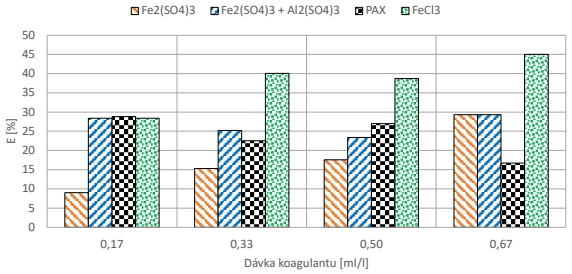
Membránová filtrácia

Objem 1200 ml odpadovej vody po adsorpcii sme prečistili pomocou membránovej filtrácie. Čistenie sme vykonali napipetovaním odpadovej vody do plastovej striekačky, ktorá bola pripojená k membránovému filtru. Membránové filtre sme museli meniť každých 200 ml, pretože sa postupne zanášali, keď cez ne prechádzal väčší objem čistenej odpadovej vody.

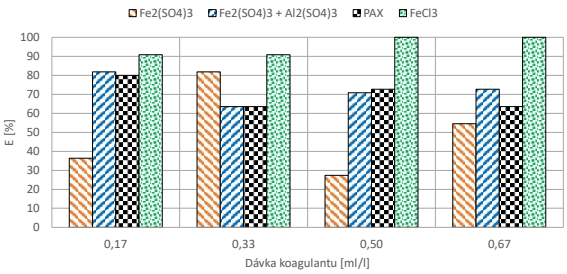
3. VÝSLEDKY A DISKUSIA

Koagulácia

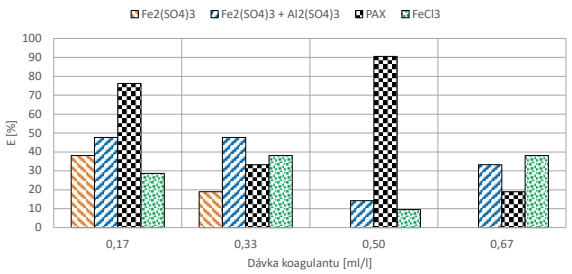
Na Obr. 1 vidíme vplyv dávky koagulantov na odstránenie $CHSK_{Cr}$. Pri najmenšej dávke všetky okrem síranu železitého dosahovali podobnú účinnosť odstránenia. So zvyšovaním dávky preukázal len chlorid železitý nárast účinnosti a pri najvyššej dávke síranu železitého nastalo potencionálne zlepšenie. Podobný trend najvyššej účinnosti chloridu železitého vieme pozorovať aj pri odstránení nerozpustných látok, táto skutočnosť je uvedená na Obr. 2. Nárast nastal znova pri vyšších dávkach čo sa pri ostatných koagulantoch povedať nedá, avšak treba zdôrazniť celkovo veľmi dobré účinnosti. Veľké výkyvy účinnosti zaznamenal síran železitý. Odstránenie amoniakálneho dusíka bolo v prospech koagulantu *PAX*, ktorý pri najmenšej a trojnásobnej dávke dosiahol účinnosti odstránenia vyššie ako 70 % a v druhom prípade až nad 90 % (viď Obr. 3). Koagulant síran železitý so zvyšovaním dávky nedosahoval žiadne výsledky. Vysoké účinnosti odstránenia dusičnanového dusíka pomocou koagulantu síranu železitého sú uvedené na Obr. 4. Narozdiel od ostatných koagulantov, dosahoval prekvapivo vysoké účinnosti, ktoré boli prekonané len *PAX* pri trojnásobných dávkach. Podľa týchto výsledkov bola zvolená optimálna dávka pre každý koagulant s dávkou 0,17 ml/l pre zmesný *Al + Fe*, *PAX* a chlorid železitý, kde pre síran železitý bola zvolená dávka 0,33 ml/l (dôvodom je navýšenie účinnosti odstránenia $CHSK_{Cr}$ a nerozpustných látok). Chlorid železitý bol zvoleným koagulantom pre ďalšie merania.



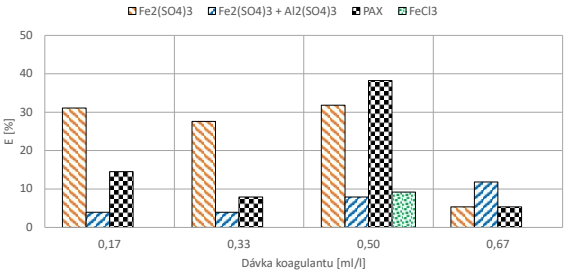
Obr. 1. *Účinnosti odstránenia $CHSK_{Cr}$*



Obr. 2. *Účinnosti odstránenia NL*



Obr. 3. *Účinnosti odstránenia $N\text{-}NH_4$*



Obr.4. *Účinnosti odstránenia $N\text{-}NO_3$*

Porovnanie sedimentácie a pieskovej filtrácie

Porovnanie sedimentácie a pieskovej filtrácie po koagulácii opisuje Tab. 1. Výhodou pieskovej filtrácie je nižší zdržný čas v porovnaní so sedimentáciou, pri ktorom sa dosiahnu podobné a dokonca až lepšie výsledky. Najvýraznejším avšak neprekvapivím faktom je dosiahnutie účinnosti odstránenia železa z 0 na 100 %. Pri *NL* sa dosiahla takmer dvojnásobná účinnosť. Výrazný nárast bol aj pri odstránení N_C a $CHSK_{Cr}$. Pri ukazovateľoch, ktoré boli nižšie po sedimentácii je tento rozdiel oproti pieskovej filtrácii relatívne zanedbateľný.

Tab. 1. *Porovnanie účinnosti odstránenia ukazovateľov kvality vody po sedimentácii a pieskovej filtrácii*

	Priemer OV	Sedimentácia	Piesková filtrácia	Účinnosť odstránenia sed./fil.	
	(mg/l) / pH (-) / zákal (ZF)			(%)	
NL	10,50	5,5	2	47,62	80,95
Zákal	< 2	<2	-	-	-
pH (fil.)	7,45	7,05	6,75	-	-
Namon (fil.)	0,36	0,375	0,4925	0	0
P-PO4 (fil.)	0,79	0	0,032	100	95,96
N-NO3 (fil.)	9,24	8,9625	9,1025	2,98	1,47
Nc (fil.)	11,53	10,22	9,415	11,39	18,37
Pc (fil.)	1,17	0,1815	0,2075	84,49	82,26
CHSK (fil.)	38,46	25,7	23,15	33,18	39,81
Fe (nefil.)	0,022	0,488	-	0	100

Adsorpcia

Výber vhodného adsorbenta

Pri adsorpciách na rôzne aktívne uhlia sa vychádzalo z rovnakej vzorky vody po koagulácii a pieskovej filtrácii. Pri všetkých testovaných typoch došlo k nárastu *pH*. Po 5 a 15 minúte nastalo zvýšenie účinnosti len pri *PAU*, čo nie je prekvapivé pri práškovom uhlí. Po 30 minúte dosiahlo *GAU F300* najvyššiu účinnosť odstránenia $CHSK_{Cr}$, avšak treba si všimnúť veľmi dobré parametre *PAU*, ktoré aj napriek nižšej účinnosti dosiahlo najvyššie nadsorbované množstvo (svedčí to o najvyššom mernom povrchu). Ďalej sme ale pracovali s *GAU F300*. Komentované hodnoty sú uvedené v Tab. 2.

Tab. 2. *Porovnanie účinnosti a výkonu jednotlivých aktívnych uhlí za účeľom výberu jednej značky*

F300/ ENVIPUR/ PAU									
Čas	pH			E_{CHSK}			a_t		
(min)	-			(%)			(mg/g)		
0	6,37	6,37	6,37	0	0	0	0	0	0
5	7,49	7,44	7,49	2	4	1	0,040	0,080	0,040
15	7,57	7,42	7,49	3	8	13	0,060	0,168	0,560
30	7,68	7,48	7,65	31	17	25	0,660	0,358	1,068

Účinnosť odstránenia znečistenia po adsorpcii

Procesom adsorpcie sa dosiahlo zníženie hodnoty znečistenia vo väčšine ukazovateľov, avšak treba poukázať na najvýraznejšie zmeny v Tab. 3. Odstránenie *N-NO_3* sa dosiahlo takmer s 95% účinnosťou, tento fakt je veľmi pozitívny ale nie je nevídaný. Podľa štúdií je možnosť odstraňovať *N-NO_3* s predpokladaným výkonom 1 mg/g uhlia. Tento pokles sa dá nepriamo pozorovať aj so znížením konduktivity o 13 %. Nasleduje taktiež vysoká účinnosť odstránenia *N-NH_4* s hodnotou dosahujúcou 93,18 %. Nasleduje odstránenie železa, *$CHSK_{Cr}$* a *P_c* s 69%, 52% a 48,4% účinnosťou.

Tab. 3. *Vplyv postupu dočistenia OV procesmi koagulácie, pieskovej filtrácie a adsorpcie*

	Priemer OV	Koag. + piesk. fil.	Adsorpcia	Účinnosť odstránenia k.+pf./ads.	
	(mg/l) / pH (-) / zákal (ZF) / kond. (µS/cm)			(%)	
NL	8	6	4	25	33,33
Zákal	< 2	< 2	< 2	-	-
pH (fil.)	7,79	7,6	7,86	-	-
Namon (fil.)	0,34	0,22	< 0,015	35,29	> 93,18
P-PO4 (fil.)	0,531	0,046	0,04	91,33	22,83
N-NO3 (fil.)	8,55	8,36	0,42	2,22	94,99
Nc (fil.)	9,58	8,56	0,91	10,65	89,34
Pc (fil.)	0,559	0,094	0,05	83,18	48,40
CHSK (fil.)	21,2	13,5	6,48	36,32	52,04
Fe (nefil.)	0,016	0,148	0,046	0	68,92
Konduktivita	961	1014	882	-	13,02

Dezinfekcia

V Tab. 4 sú zobrazené vplyvy procesov čistenia a metód dezinfekcie na mikroflóru čistenej OV. Najpočetnejšími vyskytujúcimi sa mikroorganizmami boli koliformné baktérie, ktoré výrazne prevyšovali ostatné zistené mikroorganizmi s 3700 KTJ/100ml. Koagulácia a piesková filtrácia znížila hodnotu *KTJ* koliformných baktérií o viac ako jeden rád. Obsah črevných enterokokov sa tiež početne znížil. Proces adsorpcie ovplyvnil pozitívne len koliformné baktérie, ktoré sa znížili z 230 KTJ/100ml na 54 KTJ/100ml. Ak sa pozrieme na samotné dezinfekčné metódy tak iba dve vykazujú absolútnu sterilitu a to chlórnan sodný s koncentráciou 3 mg/l a Oxónia Active 150. Chlórnan sodný s nižšou koncentráciou neodstránil koliformné baktérie a stále obsahoval *Enterobacter sp.*. Pre zistenie vplyvu použitých dezinfekčných metód sa vykonali dodatočne stanovenia ukazovateľov kvality vody. Výsledky sú uvedené v Tab. 5, z ktorej môžeme jednoznačne vidieť vplyv použitých metód na parametre vody. Pri použití chlórnanu sodného a Oxónie Active 150 nastala vo väčšine ukazovateľoch zmena. Pri dezinfekcii s UV a membránovou filtráciou sa zmenila hodnota obsahu $CHSK_{Cr}$ (iba pri MF), N_C a železa. Najviac znepokojujúce sú zmeny pri použití Oxónia Active 150, pri ktorej sa výrazne zmenili hodnoty *P_c*, *$CHSK_{Cr}$* až nad alebo blízko povolených hodnôt. Zníženie pH na hodnotu 5,3 taktiež nie je

žiadané. Pri *UV* a membránovej filtrácii boli prítomné buď aeróbne sporotvorné, podmienečne patogénne mikroorganizmy alebo Enterobacter sp..

Tab. 4. *Vplyv procesov čistenia a metód dezinfekcie na mikroflóru OV*

	OV	Koag. + piesk. fil.	Adsorp cia	NaClO 1 mg/l	NaClO 3 mg/l	Oxónia Active 150	UV	Mem bráno vý filter
	KTJ / 100 ml							
koliformné baktérie	3700	230	54	4	0	0	0	5
Escherichia coli	15	6	30	0	0	0	0	0
termotolerantné baktérie	4	7	5	0	0	0	0	2
črevné enterokoky	39	2	5	0	0	0	0	0

Tab. 5. *Vplyv použitých dezinfekčných metód na ukazovatele kvality vody*

	Koag. + fil. + ads.	NaClO	Oxónia Active 150	UV	Membránová filtrácia
	(mg/l) / pH (-) / zákal (ZF) / kond. (µS/cm)				
NL	4	< 2	< 2	< 2	-
Zákal	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
pH (fil.)	7,86	8,22	5,3	7,75	7,83
Namon (fil.)	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015
P-PO4 (fil.)	0,04	0,113	0,398	0,061	0,069
N-NO3 (fil.)	0,42	0,546	0,788	0,464	0,441
Nc (fil.)	0,91	0,784	0,69	0,68	0,549
Pc (fil.)	0,05	0,116	2	0,055	0,055
CHSK (fil.)	6,48	6,83	75,2	6,53	9,04
Fe (nefil.)	0,046	0,11	0,102	0,078	0,028
Konduktivita	882	901	883	890	893

4. ZÁVER

V danej práci sme sa venovali sérii chemických alebo fyzikálnych procesov, vďaka ktorým, by sme dosiahli požadovanú čistotu vody. Pre proces koagulácie bol vykonaný súbor rôznych meraní, z ktorých sme vybrali najvhodnejší koagulant chlorid železitý. Nasledujúci krok separácie vzniknutých vločiek, chemického kalu bola zvolená piesková filtrácia, ktorá bola časovo ale aj účinnosťami odstránenia sledovaných ukazovateľov vhodnejšia. Vo väčšine parametrov dosiahla podobné účinnosti ako sedimentácia a v prípade železa, *NL*, $CHSK_{Cr}$, N_c, dosiahli účinnosti odstránenia 100 %, 89,95 %, 39,81 % a 18,37 %. Z laboratórnych testov adsorpcie sme zvolili GAU F300 ako najvhodnejšie (aj z pohľadu práce) a samotný proces adsorpcie preukázal zaujímavé výsledky. Najvýznamnejšia bola účinnosť odstránenia N_c (z ktorého bol významný $N\text{-}NO_3$ s účinnosťou skoro 95 %). Ďalšie parametre ako železo, $CHSK_{Cr}$ a P_c boli z pohľadu odstránenia významné. Posledná časť práce bola zameraná na dezinfekciu, ktorej výsledky poukazujú na použitie chlórnanu sodného o koncentrácii 3 mg/l a Oxónia Active 150 1 ml/l ako najefektívnejšie metóde dezinfekcie. Použitie Oxónia Active 150 by ale malo byť prehodnotené a použitie dezinfekcie UV a membránovej filtrácie by mohlo byť znova laboratórne testované s upravenými podmienkami za účeľom dosiahnutia pozitívnejších

výsledkov. Celkovo ale voda dosahuje podľa prílohy 1 vo Vyhláške 91/2023 Z.z. (MZSR, 2023) dostačujúce hodnoty sledovaných chemických parametrov a z pohľadu obsahu mikroorganizmov je voda taktiež po dezinfekcii s vyššie spomenutými metódami nezávadná resp. minimálne nezávadná. Voda by sa taktiež radila do triedy A podľa legislatívy EU (Directorate-General, 2022). V danom výskume má význam pokračovať a dopĺňať do danej témy ďalšie poznatky.

POĎAKOVANIE

Publikácia bola vytvorená na základe finančnej podpory Agentúry na podporu výskumu a vývoja, na základe zmluvy číslo APVV-22-0292 a v rámci Grantovej schémy na podporu excelentných tímov mladých výskumníkov v podmienkach Slovenskej technickej univerzity v Bratislave.

ZOZNAM LITERATÚRY

Dawoud, M.A., Sallam, O.M. and Abdelfattah, M.A. (2012). Treated wastewater management and reuse in arid regions: Abu Dhabi case study. *Proceedings of the 10th Gulf Water Conference*, 22-24 April 2012, Doha – Qatar. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/259182543_Treated_Wastewater_Management_and_Reuse_in_Arid_Regions_Abu_Dhabi_Case_Study.

Directorate-General for Environment (2022). *Minimum requirements for water reuse - guidelines*. [online] Available at: <https://environment.ec.europa.eu/publications/minimum-requirements-water-reuse-guidelines_en>.

Horáková, M. a kol. (2003). *Analytika vody*; 2. vydanie, str. 170-172. VŠCHT, ČR.

Ministerstvo zdravotníctva Slovenskej republiky (2023). Vyhláška 91/2023 Z.z., príloha 1. MZSR, SR.

Saurí, D. and Arahuetes, A. (2019). Water reuse: A review of recent international contributions and an agenda for future research. *Documents d'Anàlisi Geogràfica (*65/2). Available at: https://doi.org/10.5565/rev/dag.534.

OBSAH

Opětovné využití komunálních a průmyslových odpadních vod pro průmyslovou výrobu

Hegar J.*, Kratěna J.
Sweco, a.s., Táborská 940, 140 00, Praha 4
**autor pro korespondenci, email: jan.hegar@sweco.cz*

ABSTRAKT
Zajištění vody potřebné pro průmyslovou výrobu se v návaznosti na vývoj klimatu v ČR a problémy spojované se suchem stává velice aktuálním tématem. Jeden významný průmyslový podnik v ČR se proto rozhodl tento problém řešit. Cílem tohoto příspěvku je představit záměr na úpravu vyčištěné odpadní vody ze dvou čistíren odpadních vod různého typu a její následné využití pro průmyslové účely. Příspěvek se zabývá postupným vývojem návrhu technologické linky úpravny průmyslové vody, výběrem vyhovující technologie pro úpravu vody, výsledky poloprovozního testování a návrhem v projektové přípravě.

KLÍČOVÁ SLOVA
Koncentrát; poloprovozní testy; úpravna průmyslové vody, vyčištěná odpadní voda

1. ÚVOD

Nedostatek vody v regionu a ochrana životního prostředí vede výrobní podniky v ČR k hledání alternativního zdroje průmyslové vody potřebné pro výrobu. V roce 2020 si zákazník nechal zpracovat studii (audit, investiční záměr), jejíž cílem bylo nalézt náhradní zdroj vody. Na základě zpracované studie se podnik rozhodl jít cestou úpravy vyčištěné odpadní vody ze dvou zdrojů – z komunální čistírny odpadních vod obce blízké závodu a závodní čistírny odpadních vod, která čistí splaškové a průmyslové odpadní vody ze závodu. Požadavkem byla možnost upravovat vody ze dvou zdrojů smíšené v různém poměru. Koncepční řešení v podrobné studii bylo následně upřesněno projektantem na základě poloprovozních testů. Takto vyhotovená technická studie se stala podkladem pro zpracování projektové dokumentace ve stupních pro vydání územního rozhodnutí, stavebního povolení a výběr zhotovitele.

2. PODROBNÁ TECHNICKÁ STUDIE

V průběhu roku 2020 byla vyhotovena studie Udržitelného zásobování vodou u konkurenční společnosti, která nastínila možné další zdroje pro výrobu průmyslové vody v případě omezení odběrů zdrojů stávajících.

Společnost Sweco dostala za úkol navázat na tuto a vypracovat podrobnou technickou studii. Úkolem podrobné technické studie bylo navrhnout patřičnou úpravu vyčištěné odpadní vody ze dvou zdrojů ve variantách, ty doporučit pro následné poloprovozní testování, vyřešit umístění nových objektů a dopravu vody a zároveň provést odhad investičních a provozních nákladů.

Návrh technologické linky musel být přizpůsoben kvalitě surové vody ze dvou zdrojů, požadavku na množství vyrobené průmyslové vody zadané od investora a požadované minimalizaci odpadů (odpadní vody) z technologické linky.

V rámci zpracování podrobné studie byl proveden rozbor skutečné potřeby vody dodané do závodu za roky 2018, 2019, protože návrh úpravny vody vychází z maximální denní potřeby vody. Analýzou dat byl stanoven návrhový výkon úpravy vody, viz Tab. 1.

Tab. 1. *Výkon úpravny vody – upravená voda*

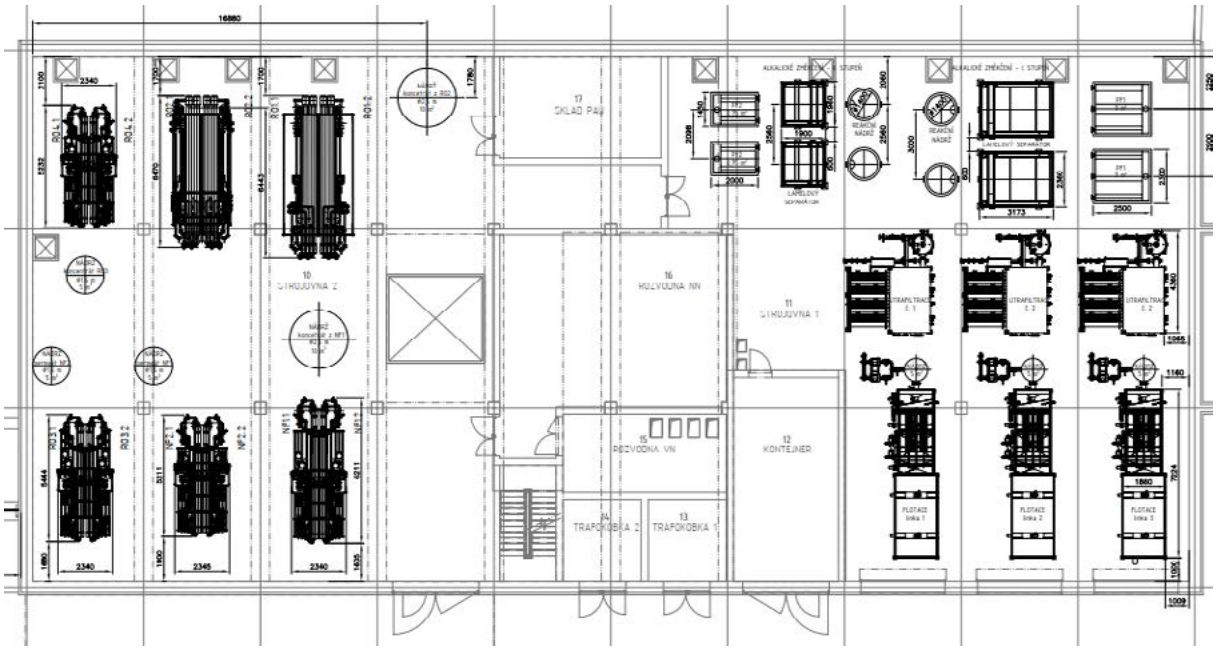
Jednotka	Průměr	Maximum
m^3/den	726	1106
l/s	8,4	12,8

Požadavky na kvalitu upravené vody pro průmyslové účely byly definovány přímo zadavatelem studie. Jednalo se o cca 25 běžných parametrů. U některých z nich byly limity přísnější než u parametrů pro pitnou vodu stanovených vyhláškou 252/2004 Sb.

Dle zadání investora bylo žádoucí vytvořit vodu zbavenou ve velké míře rozpuštěných solí. Voda tohoto složení se projevuje velmi agresivními účinky na běžně používané materiály potrubí a konstrukce, které s ní přijdou do styku. U této vody je také potřeba sledovat hodnotu pH, vodivosti a případně uvažovat s její alkalizací na výstupu z linky.

Zdroj č. 1 - První čistírna odpadních vod byla navržena přímo v závodě podniku. Natékají do ní zejména průmyslové odpadní vody z výroby (některé již předčištěné) smíchané se splaškovými odpadními vodami. Voda z této ČOV byla zatížena zvýšenou mikrobiologickou kontaminací, což odpovídá charakteru zdroje. Voda odtékající z této ČOV vykazovala přibližně neutrální reakci, nízký podíl nerozpuštěných látek, i látek organických oxidovatelných. Tvrdost vody byla vysoká. Podíl dusíkatých látek byl nízký, obsah celkového fosforu byl mírně zvýšený. Problematická byla silná mineralizace vody, obsah rozpuštěných anorganických solí stoupal nad 1 g/l, obsah rozpuštěných látek skoro až ke 2 g/l. Tomu odpovídala i vyšší hodnota konduktivity vody. Speciální zhodnocení bylo vyžadováno u obsahu chloridů a síranů. Oba tyto ukazatele byly na odtoku z ČOV zvýšené, na rozdíl od jiných zdrojů zde byly vysoké nejen hodnoty chloridů, ale i síranů. Tyto parametry ovlivňovaly návrh stupně pro snížení koncentrace rozpuštěných látek v úpravárenské lince.

Zdroj č.2 - Druhá čistírna odpadních vod slouží výhradně pro čištění splaškových odpadních vod přivedených z obce přilehlé závodu. Společně s návrhem úpravy této vody zároveň bylo nutné vyřešit otázku dopravy vody do závodu. Vyčištěná voda z ČOV byla s vyšší mikrobiologickou kontaminací, což odpovídalo charakteru zdroje. pH vody leželo mírně nad stupněm 7, alkalita vody vykazovala střední hodnotu – průměr 3,26 mmol/l. Obsah vápníku a hořčíku řadilo vodu mezi středně tvrdé až tvrdé. Průměrný obsah nerozpuštěných látek byl 5 mg/l. Ze senzorických ukazatelů byla významná barva vody, jejíž hodnota ležela stabilně kolem 20 mg Pt/l. Voda obsahovala střední množství oxidovatelných látek, a to především reagujících s dichromanem draselným, látky oxidovatelné manganistanem draselným vykazovaly minoritní část ze všech přítomných látek ochotných k oxidaci. Parametry charakterizující jednotlivé formy dusíku a také fosforu ve vyčištěné vodě prokazovaly uspokojivý chod čistírenské technologie. Analýza jednotlivých kovů včetně kovů těžkých podle dostupných dat nevykazovala významnější problematické ukazatele. Zvýšený byl obsah železa a manganu, což zřejmě souviselo s obsahem těchto kovů v pitné vodě využívané v obci. Celkové množství solí rozpuštěných ve vodě na odtoku z ČOV bylo na standardní úrovni, což potvrzovala i hodnota konduktivity. Hodnoty obsahu chloridů byly v průměru na polovině limitu předepsaného pro pitnou vodu, spolu se sírany tento obsah odpovídá typu zdroje.



Obr. 1. *Návrh rozmístění technologie v prvním nadzemním podlaží*

3. PROVEDENÍ POLOPROVOZNÍCH TESTŮ

Poloprovozní testy započaly v roce 2021 na zdroji č. 2, dále pokračovaly na zdroji č.1 a ukončeny byly v prosinci 2021. Výsledky poloprovozních testů posloužily jako podklad pro aktualizaci podrobné studie.

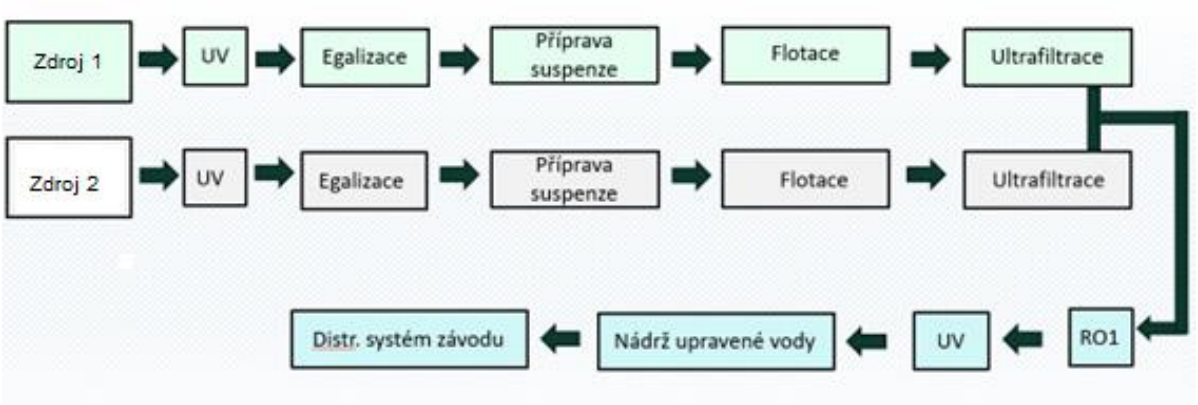
Po provedení poloprovozních testů byla aktualizována koncepce technologické linky úpravy – projektant přizpůsobil návrh pro maximální denní potřebu doplněním o rezervu.

Již ve fázi dopracování podrobné technické studie byl projekt rozpracován ve fázi podobné dokumentaci pro vydání územní rozhodnutí, což bylo důležité pro stanovení velikosti objektů pro budoucí umístění technologie, propočet investičních nákladů a předběžnou komunikaci s dotčenými orgány státní správy.

Finální rozměry úpravny vody nedopovídají rozměrům úpravny vody pitné vody o stejném výkonu. Rozměry navržené úpravny průmyslové vody jsou podstatně větší z důvodu speciálních nároků na úpravu vody (kombinace klasických vodárenských technologií s membránovými procesy) a z důvodu rozsahu linky na zpracování koncentrátu z reverzních osmóz. V aktualizované rozsáhlé studii projektant počítal s převedením koncentrátu až do formy pevného zbytku.

Po provedení poloprovozních testů měla technologická linka úpravny průmyslové vody následující podobu:

- Vyrovnávací nádrže vyčištěné vody z ČOV (pro 2 různé zdroje – úprava odděleně i možnost smíšení)
- Příprava suspenze a první separační stupeň – flotace rozpuštěným vzduchem, sorpce na PAU (vhodné zejména pro vodu ze zdroje č.1)
- Ultrafiltrace
- Demineralizace – Reverzní osmóza RO-1
- Dezinfekce UV zářením



Obr. 2. *Schéma technologické linky úpravny vody ve fázi podrobné technické studie*

V průběhu poloprovozního testování byla zkoušena vhodnost flotace rozpuštěným vzduchem nebo sedimentace v nádržích s lamelovou vestavbou pro první separační stupeň. Vhodnější se projevila první varianta – flotace se ukázala jako velmi vhodný nástroj pro odstranění organického znečištění a nerozpuštěných látek.

Zpracování koncentrátu z reverzní osmózy RO-1 si vyžádalo návrh samostatné linky pro úpravu koncentrátu a postupné odvodnění tohoto koncentrátu do finální pevné podoby. Koncentrát měl být v této fázi návrhu nejprve změkčen na stupni alkalického změkčení, poté přiveden na reverzní osmózu RO-2. Koncentrát z RO-2 měl být následně rozdělen na jednotkách nanofiltrace na tzv. síranový a chloridový proud. Koncentrát z nanofiltrace (tzv. síranový proud) měl pokračovat přímo na odvodnění tohoto proudu – tj. postupné zahuštění na odparkách a krystalizátoru. Permeát z nanofiltrace (tzv. chloridový proud) měl pokračovat na dva stupně reverzní osmózy RO-3 a RO-4. Z nich vznikající koncentrát měl být převeden do pevné podoby na odparkách a krystalizátoru chloridového proudu. Koncentráty obou proudů v pevném zbytku měly být následně předány k likvidaci externím firmám nebo využity ke konkrétním účelům (např. solení silnic v podniku).

Pro provoz úpravny vody byly navrženy tyto chemikálie:

- Kyselina sírová – pro úpravu pH
- Koagulant – Síran železitý
- Práškové aktivní uhlí
- Dechlorační činidlo – Siřičitan sodný
- Alkalizační činidla – Uhličitan sodný, hydroxid sodný
- Chemické čištění membrán – Chlornan sodný, kyselina sírová, hydroxid sodný
- Antiscalant
- Biocid

Výsledky poloprovozních testů objasnily, jaké chemikálie a v jakém množství budou dávkovány v technologické lince úpravy vody a koncentrátovém hospodářství.

Z poloprovozních testů vyplynulo, že je potřeba provádět dezinfekci u obou zdrojů vody před nátokem na technologickou linku úpravny vody – zejména u zdroje č.2, který je vzdálen od budoucího umístění úpravny vody několik kilometrů. Vzhledem k požadavku na minimalizaci obsahu chloridů ve výsledné vodě bylo pro dezinfekci vody navrženo UV záření.

Dále byl v rámci poloprovozních testů posuzován konkrétní typ membrán, jejich průběžné zanášení a čištění v průběhu použití, význam PAU na odstranění organického znečištění, vznik odpadů, koncentrátů a nakládání s nimi, energetická náročnost, provoz, odstávky

Důležitým výsledkem poloprovozních zkoušek bylo zjištění, že je možné část vody z koncentrátového hospodářství, permeát ze stupně RO-2 a RO-3, využít po smíchání s permeátem z reverzní osmózy v hlavní lince (RO-1) jako vodu upravenou. To podstatně zlepšilo celkovou bilanci linky úpravy vody, tedy pro výrobu stejného množství vody je třeba méně vody surové na vstupu. Pro maximální výkon 12,8 l/s je třeba pouze 15,2 l/s místo 18,0 l/s, s nimiž se počítalo před poloprovozními zkouškami.

Pro snížení potřeby surové vody a minimalizaci odpadní vody byla v technologické lince navržena recirkulace předčištěných odpadních vod. Např. voda z čištění membrán vodou byla po odsazení vedená zpět do vyrovnávacích nádrží a voda z odvodnění kalů (odstředivky) před závodní ČOV.

Tab. 2. *Potřeba surové vody*

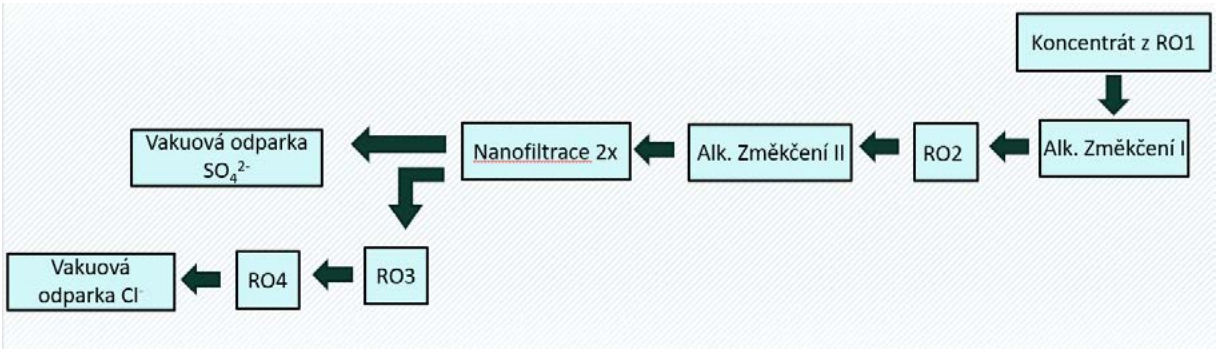
Jednotka	Průměr	Maximum
m^3/den	821	1217
l/s	9,5	14,1

Obr. 3. *Ukázka z poloprovozního testování*

4. PROJEKČNÍ FÁZE PROJEKTU

Po dokončení prací na studii se zákazník dohodl se společností Sweco na vyhotovení projektové dokumentace. V této fázi bylo technické řešení postupně upravováno do finální podoby. Pro úspěšné zpracování projektu byla nezbytná úzká spolupráce projekčního týmu s budoucím provozovatelem úpravny vody a s potenciálními dodavateli technologie za intenzivního dohledu investora. V této fázi zpracování projektu již bylo pracováno s konkrétními zařízeními, která byla umísťována společně s technickým vybavením (vzduchotechnika, vytápění, ZTI) do modelu úpravny vody. Typický pro tento projekt byl velký počet nádrží a čerpací techniky (s tím spojená vysoká energetická náročnost projektu).

Princip hlavní technologické linky zůstal v principu stejný, jako byl navržen v podrobné technické studii. Jedinou změnou bylo po dohodě s investorem a provozem převedení koncentrátu z provozu reverzních osmóz pouze do kapalné formy na odparkách bez využití krystalizátorů (původní převedení do pevné formy). Důvodem byly energetické nároky na krystalizátory, které byly potvrzené poloprovozním testováním. Z důvodu změny technického řešení odparek byl doplněn do technologické linky ještě jeden stupeň alkalického změkčení. Alkalické změkčení sestávalo z reakční nádrže, lamelového separátoru a pískového filtru společně s dávkováním patřičných chemikálií.



Obr. 4. *Schéma technologické linky úpravy koncentrátu z RO1 ve fázi projektové přípravy*

Projektant ve fázi vyhotovení dokumentace aktivně projednával navržené řešení se stavebním úřadem – zejména odborem územního plánování, se zástupci krajského úřadu, povodí a odboru životního prostředí.

Mimo klasické kontrolní dny s investorem probíhala v projekční fázi i samostatná jednání s provozem a technology, na kterých se diskutovaly detaily ohledně technologické linky úpravny vody a koncentrátového hospodářství. Tématy diskuzí bylo mj. např. množství a kvalita budoucích vypouštěných odpadních vod, skladování a dovoz chemikálií, obsluha nových technologií, dodatečné analýzy po poloprovozním testování, optimální míchání surové vody za různých provozních situací, energetická náročnost a životnost jednotlivých technologií a podrobné technické výpočty. Výsledkem těchto jednání bylo upřesnění množství využitých zařízení (rezerv, některé provozy byly následně navrženy bez rezervy) a provádění bilančních výpočtů mísení dvou vodních zdrojů, odpadového hospodářství a znečišťujících parametrů.

Přestože nebyl od investora požadavek na zpracování informačního modelu budovy BIM, tak byl celý projekt zpracováván v programu REVIT. Rozhodnutí zpracovat projekt ve 3D modelu se v průběhu prací ukázalo jako velice přínosné vhledem k množství jednotlivých prvků, zařízení, potrubí apod. a omezenému času na zpracování projektu. Nedílnou součástí projektu bylo také zpracování chemicko-technologických výpočtů, které byly prováděny pomocí

specializovaných softwarů. Výsledky těchto výpočtů byly součástí návrhu jednotlivých technologických stupňů.

V průběhu projektové přípravy byl vypracován odhad investičních a provozních nákladů projektu. Investiční náklady jsou znatelně vyšší než u příkladu úpravny vody sloužící pro výrobu pitné vody pro obyvatelstvo o stejném výkonu. Důvodem jsou vyšší požadavky na kvalitu výsledné vody, s tím spojená náročná technologie pro výrobu vody a zpracování koncentrátu, dále specifika spojená s umístěním úpravny vody ve výrobním areálu velké rozlohy. Taktéž provozní náklady jsou vyšší než u běžné úpravny pitné vody. Rozdíl vzniká zejména ve vysoké energetické spotřebě rozsáhlé technologie včetně čerpací techniky, dávkování velkého množství chemikálií a potřebě údržby mnohých zařízení.

5. ZÁVĚR

Společnost Sweco, a.s. se podílela na technické studii a projektové přípravě jedné z prvních aplikací znovuvyužití vyčištěných odpadních vod pro průmyslové účely v České republice.

Poloprovozní testy prokázaly, že úprava vyčištěné odpadní vody pro průmyslové využití je možná za využití současných technologií.

Jednalo se o velmi specifický projekt vzhledem k rozsahu potřebné technologie pro úpravu surové vody do úrovně vyhovující pro výrobní účely konkrétního podniku. Zadané parametry upravené vody byly přísnější než v případě běžné pitné vody.

Technologická linka pro úpravu a odvodnění koncentrátu reverzní osmózy v hlavní technologické lince je náročnějším procesem než samotná technologická linka úpravy průmyslové vody.

Provedení poloprovozních testů umožnilo vypracování optimalizovaného technického řešení výrobní linky průmyslové vody. Čas věnovaný poloprovoznímu testování významně ušetřil čas na vypracování projektu.

Vyšší investiční a provozní náklady vycházejí z přísných požadavků na kvalitu upravené vody a minimalizace dopadů na životní prostředí (množství a kvalitu vypouštěných odpadních vod).

Úzká spolupráce investora, provozu, technologů a projektanta se nejen v tomto případě projevila jako zásadní.

PODĚKOVÁNÍ

Na místě je poděkování všem, kteří se podíleli na zpracování projektu, ať už zástupcům investora, provozu nebo kolegům zajišťujícím poloprovozní testování, technologické poradenství a projekční činnost. Velké díky patří kolegům, kteří se věnovali koncepčním otázkám v dřívějších fázích projektu – MUDr. Ing. Jindřich Šesták a Ing. Lukáš Písek.

SEZNAM LITERATURY

Sweco Hydroprojekt, a.s., kolektiv autorů, Podrobná technická studie pro trvale udržitelné zásobování průmyslovou vodou, Objednatel studie, 03/2022

Sweco Hydroprojekt, a.s., kolektiv autorů, Dokumentace pro vydání společného územního rozhodnutí a stavebního povolení, Udržitelné zásobování průmyslovou vodou, Objednatel studie, 12/2022

Sweco Hydroprojekt, a.s., kolektiv autorů, Dokumentace pro výběr zhotovitele, Udržitelné zásobování průmyslovou vodou, Objednatel studie, 03/2023

DHI, Kubý s.r.o., Aquarex, ČVUT, Udržitelné zásobování vodou, Objednatel studie, 06/2020

Valbek, spol. s r.o., Ing. J. Hejral, Studie – Rozšíření strategické průmyslové zóny a zlepšení veřejné infrastruktury, 05/2016,

Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, kolektiv autorů, Provedení koagulačních testů pro objednatele, Zpráva z pěti etap sledování 15. 9. až 25. 10. 2021, 10/2021

Sweco Hydroprojekt a.s. a partneři, Provedení poloprovozní modelových testů zařízení – lokalita 2, 08/2021

Sweco Hydroprojekt a.s a partneři, Provedení poloprovozní modelových testů zařízení – lokalita 1, 12/2021

S.03 AKTUÁLNÍ PROJEKTY A STAVBY

OBSAH

Rekonstrukce kalového hospodářství ČOV Brno – Modřice

Ružinský R.[1]*, Stříteský L.[2], Kuba P.[1], Hartig K.[1]
[1]Sweco, a.s., Táborská 31, 140 16 Praha 4
[2]Brněnské vodárny a kanalizace, a.s., Pisárecká 555/1a, Pisárky, 603 00 Brno
**autor pro korespondenci, email: radovan.ruzinsky@sweco.cz*

ABSTRAKT
Technologický návrh kalového hospodářství ČOV Brno – Modřice řeší rekonstrukci a dostavbu kalového hospodářství při posouzení vzájemných vazeb jednotlivých technologických celků, optimalizaci nakládání s energiemi při využití mezofilního vyhnívání a sušení kalu, provozní spolehlivost procesu při optimalizaci nákladů na provoz a současně řeší dodržení legislativních požadavků v oblasti kalového hospodářství (likvidace kalů po roce 2019). Navržená opatření v rámci kalového hospodářství odpovídají stávající kapacitě ČOV, s výhledem do roku 2035. Součástí technického řešení je zpracována dokumentace pomocí kompletních 3D modelů (BIM) pro technologickou, stavební a architektonickou část projektu.

KLÍČOVÁ SLOVA
Bioplyn; ČOV; kalové hospodářství; rekonstrukce

1. ÚVOD
Návrh technologické kapacity nového kalového hospodářství vychází ze stávající kapacity ČOV Brno – Modřice 640 000 EO a zvolené technologie zpracování kalu (mezofilní vyhnívání kalu). Stavba bude prováděna v areálu ČOV Brno Modřice, která se nachází cca 10 km jižně od města Brna v okrese Brno – venkov. Čistírna slouží k čištění odpadních vod přiváděných z Brna a blízkého okolí jednotnou kanalizací. V současné době jsou kromě Brna napojeny na ČOV ještě města Kuřim, Modřice, Šlapanice a obce Česká, Želešice, Blažovice, Jiříkovice, Kobylnice, Kovalovice, Mokrá-Horákov, Podolí, Ponětovice, Pozořice, Prace, Sivice, Tvarožná, Velatice, Viničné Šumice, Moravské Knínice, Rozdrojovice, Lipůvka, Troubsko, Popůvky, Ostopovice.

2. PARAMETRY NÁVRHU KALOVÉHO HOSPODÁŘSTVÍ
Návrh kapacit provozních linek kalového hospodářství byl proveden pro denní průměrnou hmotnost zpracované sušiny, maximální hmotnost zpracované sušiny a krátkodobou maximální hmotnost zpracované sušiny.

Návrh kapacity provozních linek kalového hospodářství:

- Linka zahuštění primárního kalu 35,0 t suš/d
- Linka zahuštění přebytečného kalu 31,6 t suš/d
- Vyhnívací nádrže 55/65* t suš/d
- Linka odvodnění stabilizovaného kalu 55/65 t suš/d kalu ke stabilizaci
- Míra odvodnění stabilizovaného kalu 24,5%
- Linka sušení odvodněného kalu 55/65* t suš/d kalu
- Koncentrace sušeného kalu 90%
- Maximální množství odvodněného kalu za rok při průměrném množství kalu 39 520 t/rok

Obr. 1. *Vizualizace návrhu nového kalového hospodářství*

Zahuštění primárního a přebytečného kalu

Zachycený primární kal v usazovacích nádržích bude čerpán do dvojice gravitačních zahušťovacích nádrží, kde dojde k odsazení kalové vody. Sedimentovaný kal u dna nádrže bude čerpán na separátor pevných částic, kde dojde ke zbavení primárního zahuštěného kalu hrubých nečistot. Zahuštěný primární kal bude zahuštěn na 5% koncentrace sušiny.

Po meziakumulaci vyčištěného zahuštěného primárního kalu v jímce bude zahuštěný primární kal čerpán do směsné nádrže kalu. Zahuštění primárního kalu zůstává původní, a proto není součástí rekonstrukce.

Tab. 1. *Vstupní a výstupní množství zahuštěného primárního kalu*

Primární kal	Vstupní parametry		Výstupní parametry	
	m^3/d	kg/d	m^3/d	kg/d
Průměrné množství zpracovaného kalu	2 325	23 246	442	22 083
Maximální množství zpracovaného kalu	3 048	30 475	579	28 951
Krátkodobé maximální množství zpracovaného kalu	3 500	35 000	665	33 250

Zachycený přebytečný kal ze čtyř linek aktivačních nádrží bude přiveden do sběrné akumulační jímky objektu strojní zahuštění přebytečného kalu. Odtud bude čerpán do strojního zahuštění kalu pomocí odstředivek, které kal zahustí na 5% koncentrace sušiny v kalu. Fugát z odstředivek bude čerpán přes akumulační jímku zpět do procesu čištění. Pro zajištění dobré funkce strojního zahuštění kalu bude do přívodního potrubí přebytečného kalu před

odstředivky dávkován flokulant, který po smíchání s kalem ve výtlačném potrubí zlepší zahušťovací vlastnosti kalu (vytváří shluky vloček kalu). Flokulant je dovážen v podobě prášku, který bude rozmícháván s pitnou vodou v automatizované flokulační stanici. Předpokládá se spotřeba 1,5 kg flokulantu na tunu sušiny v kalu. Zahuštěný přebytečný kal bude čerpán do akumulačních nádrží čerpací stanice směsného zahuštěného kalu.

Tab. 2. *Vstupní a výstupní množství zahuštěného přebytečného kalu*

Přebytečný kal	Vstupní parametry		Výstupní parametry	
	m^3/d	kg/d	m^3/d	kg/d
Průměrné množství zpracovaného kalu	3 115	20 250	385	19 238
Maximální množství zpracovaného kalu	4 200	27 300	519	25 935
Krátkodobé maximální množství zpracovaného kalu	4 862	31 600	600	30 020

Nádrže směsného kalu a vyhnívací nádrže

Primární zahuštěný kal a zahuštěný přebytečný (sekundární) kal budou přivedeny do dvou směsných nádrží o celkovém objemu 400 m^3. Ve směsných nádržích budou oba kaly smíchány (homogenizovány) pomocí osazeného míchadla v nádrži. Z nádrží bude směsný zahuštěný homogenizovaný kal čerpán do vyhnívacích nádrží k anaerobní stabilizaci s produkcí bioplynu.

Tab. 3. *Parametry směsného zahuštěného kalu a množství zpracované sušiny*

Směsný zahuštěný kal	Vstupní parametry	NL	NLZŽ	popel
	m^3/d	kg/d	kg/d	kg/d
Průměrné množství zpracovaného kalu	826	41 321	29 512	11 809
Maximální množství zpracovaného kalu	1098	54 886	39 176	15 710
Krátkodobé maximální množství zpracovaného kalu	1265	63 270	45 152	18 118

** Pro výjimečné případy souběhu vyšších hodnot množství kalu v obou proudech (PK a BK) lze po omezenou dobu připustit zatížení VN až 65 t/d.*

Zahuštěný směsný kal bude akumulován po dobu cca 20 dnů ve čtveřici vyhnívacích nádrží. Obsah nádrží bude udržován o konstantní teplotě cca 38 °C pomocí tepelných výměníků voda/kal osazených na okruhu recirkulace každé vyhnívací nádrže. Vstupní zahuštěný směsný kal bude na vstupu do vyhnívacích nádrží předehřátý ve výměníku tepla pomocí tepla kondenzační vody a ohřáté chladící vody ze sušárny kalu a rekuperace tepla obsaženého v stabilizovaném kalu. Vyhnívací nádrže budou mechanicky míchány pomocí vertikálního míchadla: Míchání obsahu VN musí zajišťovat homogenní koncentraci nerozpuštěných látek (kalu). V jakémkoli místě vyhnívací nádrže se nesmí koncentrace nerozpuštěných látek lišit o více než 10 %. Při ohřátí směsného kalu dochází k urychlení vývinu kalového plynu, kdy část organických látek je přeměněna na bioplyn s obsahem metanu. Kalový plyn, bude jímán a akumulován v plynojemu, které bude umístěn v blízkosti vyhnívacích nádrží. Kalový plyn akumulovaný pod stropem každé VN bude odveden pomocí potrubí do odvodňovačů, které

budou umístěny ve strojovně VN a dále pomocí nadzemní potrubní trasy do strojovny plynojemu a vlastního plynojemu. Vyhnívací nádrže budou provozovány s proměnnou provozní hladinou - (mezní stavy jsou provozní hladina a hladina po zaplnění akumulačního objemu VN). Objem akumulačního prostoru vyhnívacích nádrží bude za běžného provozu využíván dle provozní potřeby.

Tab. 4. *Parametry vyhnívacích nádrží*

Vyhnívací nádrže		
Počet kusů	4	ks
Vnitřní průměr nádrže	24	m
Provozní hydraulický objem 4 VN	22 000	m^3
Provozní hydraulický objem 1 VN	5 500	m^3
Maximální hydraulický objem 4 VN	26 400	m^3
Maximální hydraulický objem 1 VN	6 600	m^3
Celkový hydraulický objem VN bez akumulačního prostoru	22 000	m^3
Objem akumulačního prostoru kalu ve VN	4 400	m^3
Výška plynového prostoru	min 2	m
Návrhová teplota	38	°C
Maximální nehomogenita obsahu nádrže	10	%

Obr. 2. *Vizualizace vyhnívacích nádrží*

Tab. 5. *Parametry stabilizovaného kalu*

Stabilizovaný kal	Vstupní parametry	Bilance	Koncentrace kalu	NLzž
	m^3/d	kg/d	%	kg/d
Průměrné množství zpracovaného kalu	826	25 385	3,07	13 575
Maximální množství zpracovaného kalu	1098	33 732	3,07	18 021
Krátkodobé maximální množství zpracovaného kalu	1265	38 888	3,07	22 770

Plynové hospodářství

Kalový plyn, bude jímán ve volně stojícím plynojemu. Z plynojemu bude kalový plyn odveden pomocí potrubí na odsíření a následně ke spotřebě. U odvodu kalového plynu z plynojemu bude osazena zvyšovací stanice plynu, kde bude zvýšen tlak plynu v potrubí kalového plynu.

Veškerý vyprodukovaný plyn ve vyhnívacích nádržích bude přiveden na odsíření do odsiřovací stanice. Obsah síry v kalovém plynu může způsobit korozi na plynových zařízeních, zvláště pak na zařízeních pro spalování kalového plynu (kotle, kogenerační jednotky). Snížení koncentrace síry ve spalovaném plynu je rovněž nutné pro snížení exhalací do ovzduší při jeho spalování. Proto bude kalový plyn zbaven obsahu síry na neškodnou mez. Pomocí nových trubních tras kalového plynu bude odsířený kalový plyn přiveden samostatnými trubními trasami k místům spotřeby, kterými jsou stávající objekt plynových motorů (KGJ) a nová kotelna sušení kalu.

Případné přebytky kalového plynu budou spalovány na nových hořácích zbytkového plynu. Hořáky zbytkového plynu budou použity v případě nutnosti spálení přebytečného kalového plynu. Dimenzování spotřebičů plynu je však navrženo tak, aby veškerý produkovaný plyn byl spotřebován.

Tab. 6. *Parametry plynového hospodářství*

Produkce bioplynu		
Přepokládaný obsah metanu bioplynu	62	% CH_4
Specifická produkce bioplynu na přivedené NLzž v kalu	0,514	Nm^3/kg NLzž
Produkce bioplynu – průměrné množství kalu	15 181	Nm^3/d
Produkce bioplynu – maximální množství kalu	20 074	Nm^3/d
Produkce bioplynu – krátkodobé maximální množství kalu	23 111	Nm^3/d
Průtočná kapacita odsiřovací stanice	9 618- 28 896	m^3/h
Hořák zbytkového plynu	1204	m^3/h
Plynojem	5000	m^3

Odvodnění kalu

Stabilizovaný směsný kal bude mezi-akumulován a homogenizován ve dvou vyrovnávacích nádržích o celkovém objemu 400 m3 a poté čerpán na strojní odvodnění kalu. V podzemním podlaží bude umístěna čerpací technika pro prázdnění vyrovnávacích nádrží.

Strojní odvodnění kalu bude realizováno pomocí odvodňovacích odstředivek, které kal odvodní na 24,5% koncentrace sušiny v kalu. Oddělený fugát bude čerpán přes akumulační jímku zpět do procesu čištění odpadní vody. Pro zajištění dobré funkce strojního odvodnění kalu bude do přívodního potrubí stabilizovaného směsného kalu do strojního odvodnění kalu dávkován polymerní flokulant, který po smíchání s kalem ve výtlačném potrubí zlepší odvodňovací vlastnosti kalu (vytváří shluky vloček kalu). Flokulant je dovážen v podobě prášku, který bude rozmícháván s pitnou vodou v automatizované flokulační stanici. Předpokládá se spotřeba 7-10 kg flokulantu na tunu sušiny v kalu. Odvodněný kal bude čerpán do dvou provozních linek sušení kalu, nebo do venkovního kalového akumulačního sila odvodněného kalu. Pro možnost akumulace a odvozu odvodněného kalu v rámci areálu ČOV bude u objektu odvodnění realizováno zásobní silo na odvodněný kal o objemu 100 m3. Kalové silo bude podjížděné automobilovou technikou pro odvoz odvodněného kalu v kontejnerech. Kalové silo

bude využíváno v případě havárie, nebo dlouhodobé odstávky navazujícího provozu sušení kalu.

Tab. 7. *Parametry stabilizovaného kalu před a po odvodnění*

Odvodnění kalu		
Specifická dávka flokulantu	7	kg/t NL
Počet odstředivek	2+1	ks
Kalová jímka na fugát	70	m^3
Produkce stabilizovaného kalu při průměrným množství kalu	911	m^3/d
	25 385	kg/d
	2,77	%
Produkce stabilizovaného kalu při maximálním množství kalu	1 216	m^3/d
	33 731	kg/d
	2,77	%
Produkce stabilizovaného kalu při krátkodobém maximálním množství kalu	1 402	m^3/d
	38 888	kg/d
	2,77	%
Produkce odvodněného kalu při průměrným množství kalu	98	m^3/d
	24 115	kg/d
	24,5	%
Produkce odvodněného kalu při maximálním množství kalu	131	m^3/d
	32 045	kg/d
	24,5	%
Produkce odvodněného kalu při krátkodobém maximálním množství kalu	151	m^3/d
	36 944	kg/d
	24,5	%
Maximální množství odvodněného kalu za rok při průměrném množství kalu	39 250	t/rok
Maximální množství odvodněného kalu za rok při maximálním množství kalu	47 740	t/rok
Maximální množství odvodněného kalu za rok při krátkodobém maximálním množství kalu	55 039	t/rok

Sušení kalu

Sušením kalu je významným snížením obsahu vody dosažena minimalizace objemu výsledného vedlejšího produktu čištění odpadních vod, tj. kalu. Navíc výsledný produkt je energeticky využitelný jako palivo. Sušení odvodněného kalu je navrženo v nízkoteplotní sušárně kalu. Nízkoteplotní sušárny produkují úsušky kalu s podílem prachových částic pod 2 % hmotnosti kalu, což je kritická mez výbušnosti sušeného kalu se vzduchem.

Je navrženo dvoulinkové uspořádání sušení kalu. Potřebné periferie linek sušení kalu nejsou sdíleny, proto je provoz obou linek na sobě nezávislý a je tak zabezpečen kontinuální provoz celé linky sušení kalu. Odvodněný kal bude čerpán z objektu odvodnění kalu do vstupního bunkru (zásobník sušárny kalu) pro odvodněný kal. Výhodou vstupního zásobníku je, že vstupní zásobník může být plněn z mobilní techniky (nákladní vozy, autokontejnery), tedy z externích zdrojů. Po usušení kalu v sušárně kalu bude kal pneumaticky dopravován k akumulaci ve dvou speciálních silech usušeného kalu. Odtud bude sušený kal plněn do kontejnerů, které budou dopravovány mimo areál ČOV k likvidaci. Do linky usušeného kalu bude zařazena drtička úsušků, která sníží objem úsušků zhruba na polovinu.

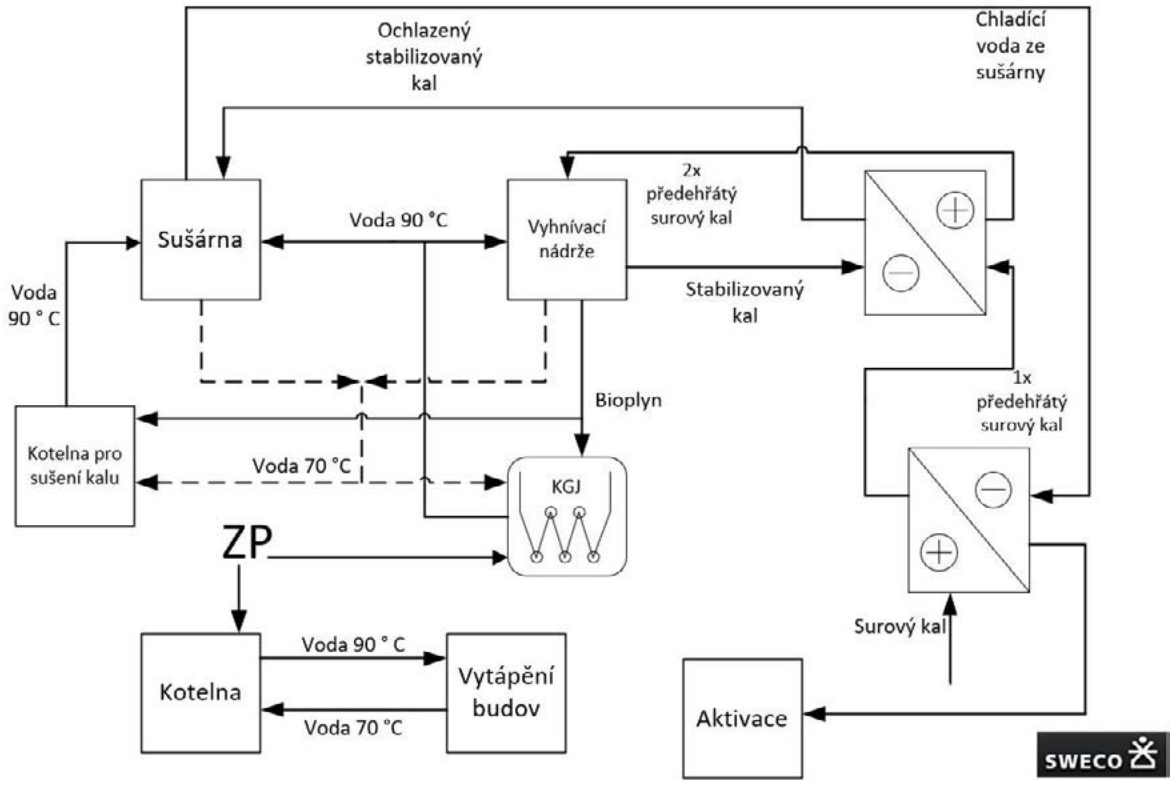
Tab. 8. *Provozní parametry sušárny kalu*

Sušárna kalu		
Počet linek sušárny kalu	2	linky
Sušina usušeného kalu	90	%
Množství usušeného kalu – průměrné množství kalu	23 874	kg/d
	37	m^3/d
Množství usušeného kalu – maximální množství kalu	31 725	kg/d
	49	m^3/d
Množství usušeného kalu – krátkodobé maximální množství kalu	36 574	kg/d
	56	m^3/d

Optimalizace energetické koncepce kalového hospodářství

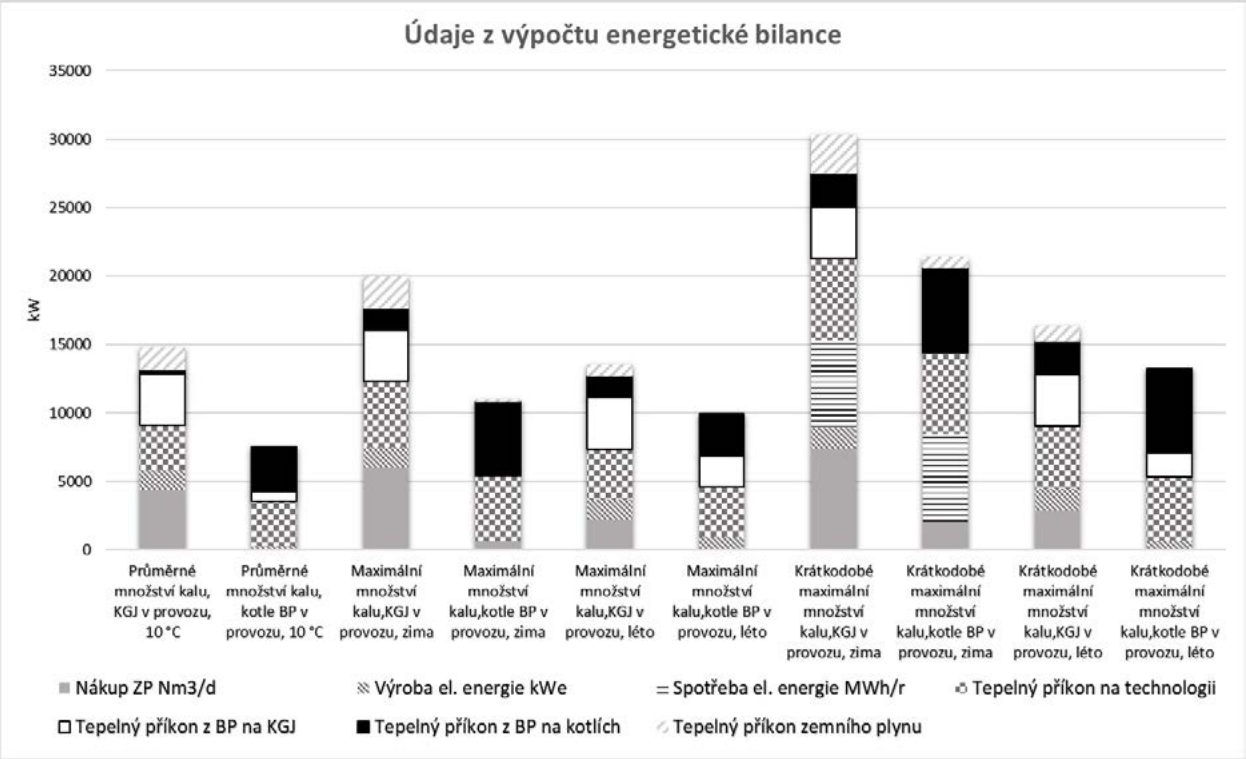
Na ČOV je hlavním nositelem tepelného obsahu vznikající bioplyn při anaerobní fermentaci. Aby se minimalizoval nákup zemního plynu, byla provedena tepelná bilance s výpočtem tepelných potřeb (ohřev kalu před anaerobní fermentací a sušárna kalu) a možných tepelných zdrojů (využitelný tepelný obsah chladících vod, maximální využití bioplynu na kombinované výrobě elektrické energie a tepla) včetně možností rekuperace tepla mezi jednotlivými toky.

Jako zdroj rekuperace tepla byl na ČOV využit kal na výstupu z anaerobní fermentace a ohřáté chladící vody ze sušárny kalu, které byly využity pro předehřev směsného surového kalu vstupujícího do anaerobní fermentace. Tím se minimalizovala spotřeba tepla na ohřev kalu ve vyhnívacích nádržích a teplo vyráběné na kotlích či kogeneračních jednotkách je využito primárně pro sušení kalu, kde je třeba dodávat teplo o vyšším potenciálu. Rekuperace probíhá na spirálových kalových výměnících, které disponují dobrým poměrem teplosměnné plochy a zástavbové velikosti.



Obr. 3. *Bilanční energetické schéma kalového hospodářství ČOV Brno – Modřice*

Na základě kombinace výše uvedených principů bylo sestaveno bilanční schéma a provedeny propočty pro průměrnou produkci kalu a průměrnou roční teplotu a pro maximální produkci a krátkodobou maximální produkci pro zimní/letní období. Dále se propočty rozdělily na 2 varianty: maximální produkce elektrické energie spalováním bioplynu na kogeneračních jednotkách a pokrytí tepelných deficitů nákupem zemního plynu anebo minimalizace nákupu zemního plynu využitím bioplynu primárně na kotlích a případné přebytky využití ke kombinované výrobě tepla a elektřiny na kogeneračních jednotkách.



Obr. 4. *Výsledky výpočtů energetické bilance*

Závěr

Strategickým záměrem BVK je zabezpečení dlouhodobé udržitelnosti a provozuschopnost čistírny odpadních vod pro město Brno a přilehlá odkanalizovaná území. Hlavním cílem projektu bylo vyřešení přetížení kalové linky, zlepšení energetické bilance při zpracování kalů, zajištění záměru sušení celé produkce čistírenského kalu a dosažení souladu s legislativním vývojem v oblasti likvidace čistírenských kalů.

Předložené řešení technologického návrhu nového kalového hospodářství navrhuje dle zadání projektu stavbu nových objektů jako jsou objekt zahuštění přebytečného kalu, 2 kruhové nádrže směsného kalu, 4 kruhové vyhnívací nádrže, 2 kruhové vyrovnávací nádrže, 2 nové objekty pro odvodnění a sušení kalu, plynojem, odsíření plynu, hořák zbytkového plynu, 2 nové objekty kontejnerového stání a biofiltrů.

Stavba bude realizována ve stávajícím areálu ČOV Brno – Modřice.

V rámci celkového projektu „Rekonstrukce kalového hospodářství ČOV Brno – Modřice“ bylo kromě Sweco a BVK zapojených několik externích subdodavatelů.

Odvodnění a čištění povrchových vod v rámci projektu King Salman International Maritime Complex

Kottner R.*, Dohnal K.
ACO Industries Tábor s.r.o., Průmyslová 1158, 391 01 Sezimovo Ústí
**autor pro korespondenci, email: rkottner@aco.cz*

ABSTRAKT
Předmětem odvodnění a čištění povrchových vod byla námořní loděnice s plochou 11,25 km^2. Cílem bylo navrhnout odvodňovací systém s dostatečnou retenční kapacitou a navrhnout technologii pro čištění srážkových vod znečištěných TSS a lehkými oleji tak, aby zvládl maximální průtok ze všech odvodněných ploch 43 416 l/s. Bylo navrženo 13 km vysokopacitního odvodnění a více jak 40 olejových odlučovačů. Odlučovače, které byly uloženy až 8 m hluboko, byly zhotoveny z kompozitních prefabrikovaných jímek. Geometrie jímek a skladba lamin kompozitu byla navržena na základě numerických simulací za využití metody konečných prvků.

KLÍČOVÁ SLOVA
Kompozit; podzemní voda; povrchová voda; stabilita; tlak

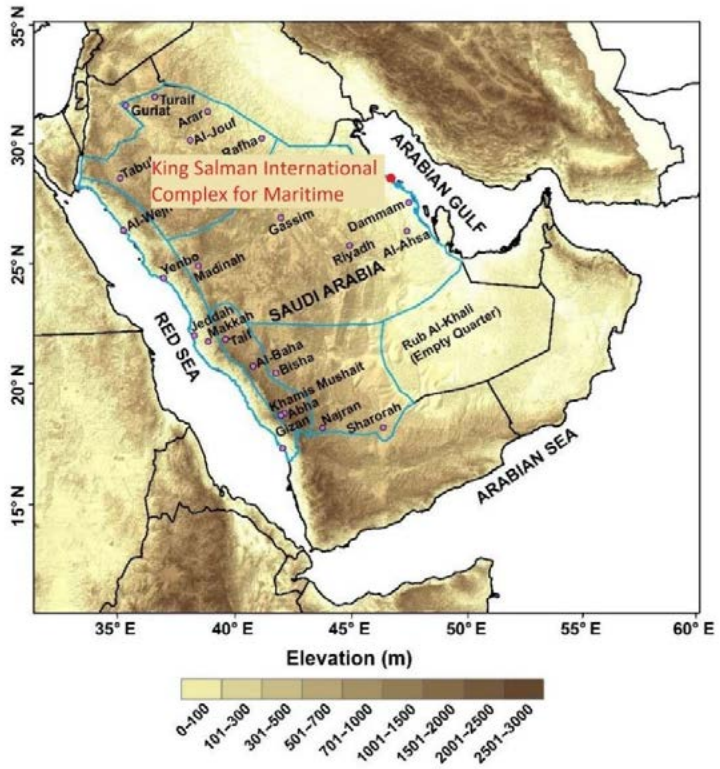
1. ÚVOD

Výstavba King Salman International Maritime Complex v Saudské Arábii byl ambiciózním projektem, který si primárně kladl za cíl vytvořit námořní loděnici světové třídy poskytující kombinaci nových služeb stavby lodí, údržby lodí, oprav a provozních, suchých doků velikosti VLCC, mol, lodního výtahového systému. Jednou z výzev, na kterou byl vypsán i tendr, bylo správně řešit odvodnění a čištění rozsáhlé plochy v extrémních klimatických podmínkách. Tento článek se podrobně zaměřuje na inovační přístupy a technologie, které společnost ACO Industries Tábor s.r.o. jakožto vítěz tendru využila pro úspěšné řešení odvodňování a čištění povrchových vod tohoto komplexního projektu.

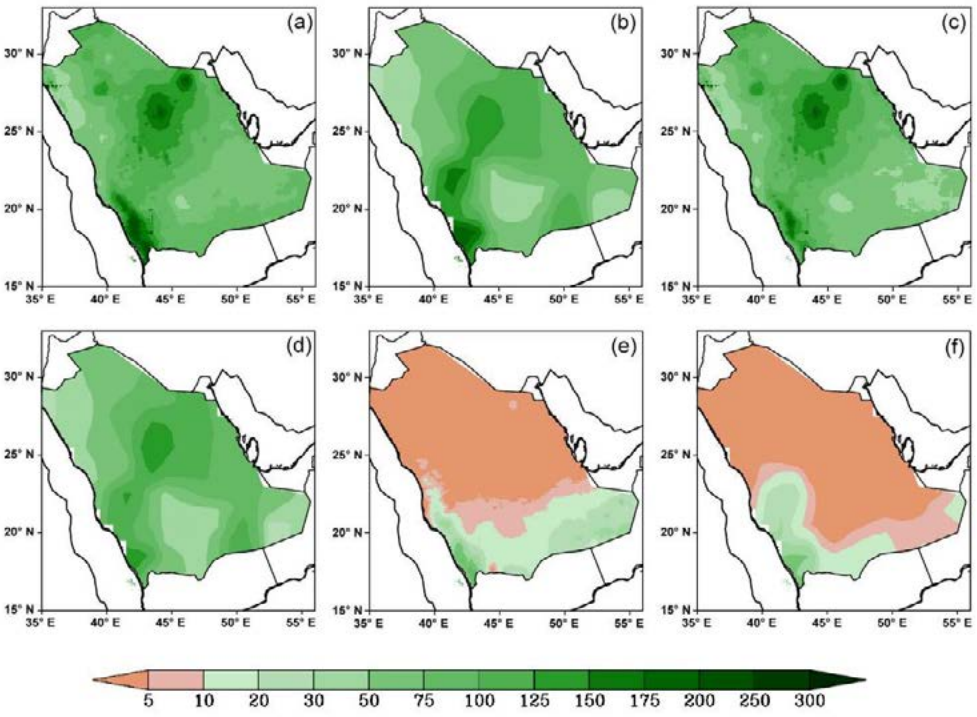
Projekt od samého začátku narážel na několik specifik, které byly dány jak lokalitou, tak kulturou obvyklou v této části. Saudská Arábie se nachází v subtropickém pásmu (Obr. 1), což znamená extrémní teplotní výkyvy, vysoké teploty a náročné podmínky pro stavební práce. Projektantům tohoto projektu bylo zřejmé, že klasické metody odvodnění nebudou postačující. Celkové nízké úhrny s nárazovou vysokou intenzitou dešťových srážek během deštivých období je následována dlouhými obdobími sucha (Obr. 2), což představovalo další výzvu pro odvodnění a udržení vysoké kvality povrchových vod, které jsou vypouštěny do Perského zálivu. Zemina typická pro tuto oblast nebyla vhodná pro stavitelství a vyžadovala pečlivé technické řešení. Skládá se zejména z pískovce a jílu, dále vápence a sádrovce. Vhodnost zeminy pro stavitelství a instalaci podzemních tlakových jímek tedy závisí na několika faktorech, kromě typu a kvality zeminy také na povětrnostních podmínkách. V místě projektu je pouštní oblast s půdou zvláště suchou a nestabilní, což vyžaduje specifický přístup při instalaci.

Další specifikum projektu byla spolupráce s čínskou firmou Sepco jakožto hlavním dodavatelem (kontraktorem) koncového zákazníka Saudi Aramco. Zajištění efektivní komunikace mezi oběma firmami a dodržování smluvních podmínek bylo nezbytné pro úspěšné dokončení komplexního projektu. Kromě pravidelných online schůzek byla

domluvena kontrola třetí strany přímo ve výrobním závodě ACO Industries Tábor, kdy docházelo ke kontrole shody zadání, výrobní dokumentace a finálních výrobků.



Obr. 1. *Regionální mapa s nadmořskou výškou povrchu (m) v Saúdské Arábii a jejím okolí. Umístění 25 meteorologických stanic v Saúdské Arábii je znázorněno uzavřenými kroužky. Plné modré čáry označují pět klimatických oblastí. Almazroui, (2020)*



Obr. 2. *Prostorové rozložení srážek (mm) z CHIRPS (a,c) a GPCC (b,d) za celý rok (a,b), období dešťů (c,d) a období sucha (e,f) v Saúdské Arábii v období 1981–2019. Almazroui, (2020)*

Obr. 3. *King Salman International Complex for Maritime Industries and Services*

Obr. 4. *Vysokokapacitní žlaby Qmax*

Rozlehlost celého komplexu King Salman International Maritime Complex o ploše 11,25 km^2 (Obr. 3), umístění u Perského zálivu a vysoká hladina podzemních vod představovaly další specifika projektu. Instalace odvodnění - 13 km vysokokapacitních žlabů ACO Qmax a čistícího systému muselo být navrženo tak, aby plocha byla bezpečně odvodněná (nedocházelo k zatopení plochy ani při maximálních srážkách), vyčištěna na požadovanou úroveň a zároveň bylo možné takto vyčištěnou vodu od minerálních olejů a kalů vypouštět do Perského zálivu.

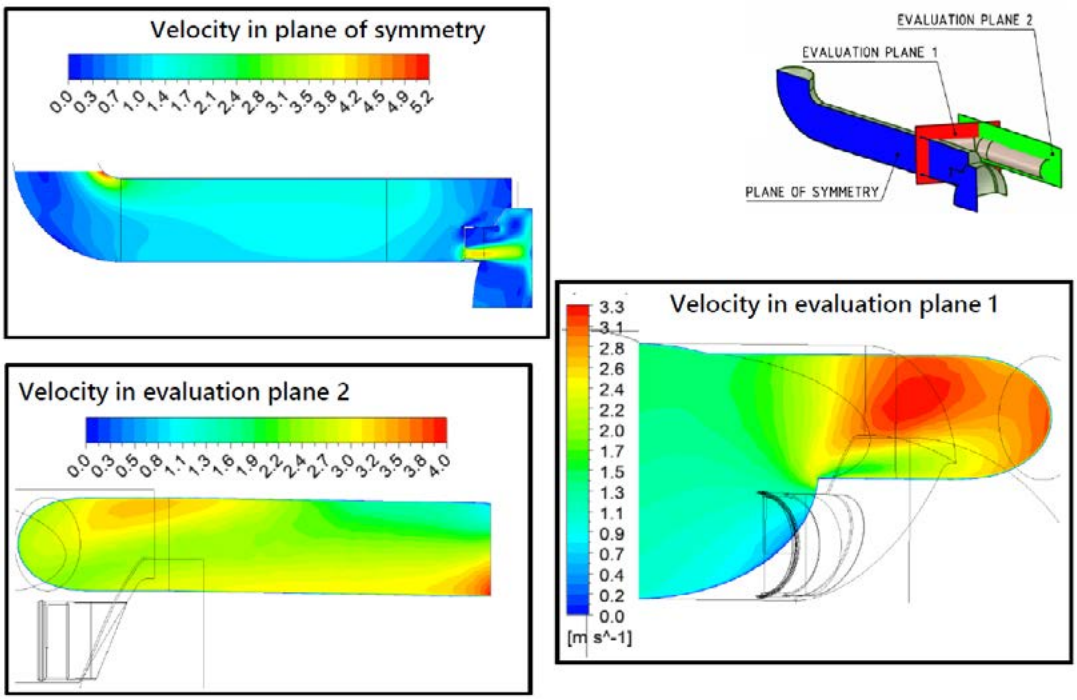
Společnost ACO Industries Tábor kromě výroby unikátních (v minulosti patentovaných) rotově tvářených vysokokapacitních žlabů Qmax s vysoko zátěžovými rošty F900 (Obr. 4) musela vyvinout i specifickou konstrukci prefabrikovaných jímek, která musela odolat vůči extrémním podmínkám, a to včetně měnící se vysoké hladiny mořské vody. Díky dlouhodobým testům a výzkumu byly jímky vyrobeny z kvalitního kompozitu vyztuženého skleněnými vlákny se specifickou konstrukcí, což umožnilo snadnou a bezproblémovou instalaci a minimalizovalo riziko jejich poškození.

2. MATERIÁL A METODY

Jedním z hlavních zadání projektu byla speciální technologie čištění srážkových vod od TSS (Total Suspended Solids) a lehkých olejů, aby vyčištěná voda na požadovanou úroveň mohla být bezpečně vypouštěna do Perského zálivu. Saudi Aramco s hlavním kontraktorem stavby v návaznosti na národní a lokální požadavky autorit vytvořili instrukce pro inspekci a testování

výrobků, které musely splňovat veškeré parametry zadané v ITP manuálu (Inspection Testing Plan). Tento manuál obsahoval veškeré technické požadavky výrobku včetně způsobu testování pro prokázání shody. Velký nárok se kladl na splnění Normy EN 858 v celém znění – od efektivity čištění (na úroveň třídy 1) přes chemickou odolnost a stabilitu až po těsnost celé sestavy. Podmínky byly doplněny o další návazné normy jako EN 476, EN 978 nebo EN 976-1. Největší výzvou v designu takto specifikovaných odlučovačů a s takovými lokálními podmínkami (extrémní průtoky, extrémní hloubka v zátopové oblasti) bylo splnit veškeré požadavky normy EN 858-1 (Separator systems for light liquids e.g. oil and petrol). Tato norma s poslední úpravou v roce 2004 je sice notoricky známá, nicméně ze zkušenosti trhu ji komplexně splňuje pouze zlomek výrobců – zejména z důvodu nároků na zkoušky každé nominální velikosti a vysoce nákladným zkouškám na testování použitých materiálů pro ověření chemické odolnosti a stability. Ačkoliv společnost ACO Industries Tábor splňuje tyto náročné požadavky u svých standardních výrobků (olejové odlučovače řady Oleopator), v případě požadavku projektu bylo nutné vytvořit zcela nové nestandardní řady. Jedním z hlavních rozdílů této řady oproti standardním ACO olejovým odlučovačům byl požadavek na velké nominální velikosti (přesahující NS100) a integrovaný obtokový systém s průtoky přesahující 1000 l/s. Zároveň musela velikost těchto produktů odpovídat velikosti lodních kontejnerů 40ft HC open top.

Z tohoto důvodu bylo nutné vyvinout zcela nové výrobky splňující tyto parametry. Vhodné technické řešení pro obtokové systémy bylo vyvinuto za pomocí technologie CFD (Computational Fluid Dynamics), kdy bylo nutné ověřit propustnost systému při extrémních průtocích a zároveň neovlivnit separaci uvnitř odlučovače (Obr. 5). Změnou designu nátokových a rozdělovacích dílů bylo dosaženo požadovaných průtoků, což se ověřilo i několika výpočty jak interní technologickou divizí společnosti ACO v Indii, tak ve spolupráci s externí firmou Techsoft Engineering s.r.o.

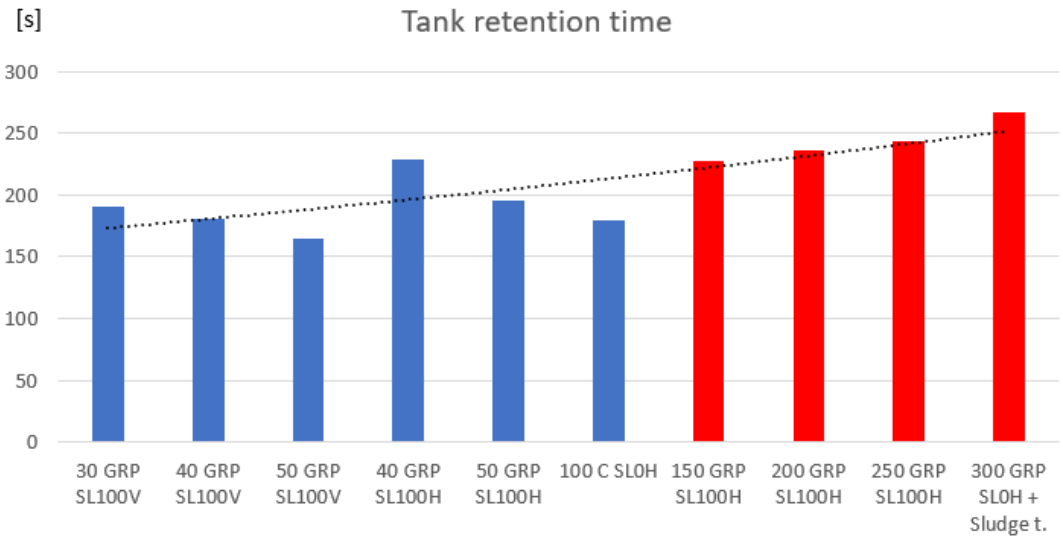


Obr. 5. *CFD simulace nátokového dílu Olejového odlučovače ACO*

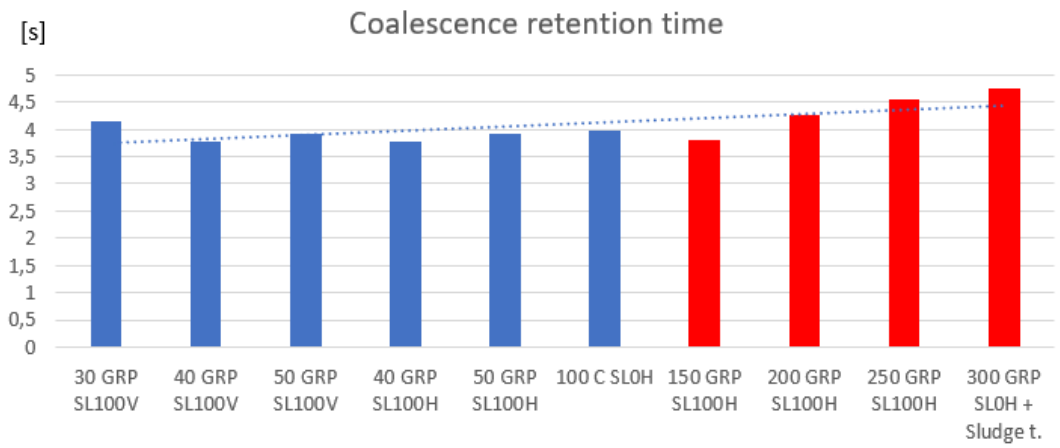
Největší výzvou z pohledu efektivity bylo vyvinout technologickou část pro odlučovaní oleje. Společnost ACO disponuje standardní řadou od NS3 do NS100, kdy veškeré produkty prošly i fyzickou průtokovou zkouškou na efektivitu a splňují podmínku pro klasifikaci třídy 1 (koncentrace minerálního oleje pod 5mg/l), což bylo ověřeno nezávislým orgánem TÜV Rheinland LGA Products GmbH v Německu. Většina nominálních velikosti v projektu však přesahovala NS100, což byl zásadní problém pro provedení fyzické zkoušky průtoku. Všechny oslovené zkušební laboratoře disponovaly zkušebním zařízením do průtoku 100-120 l/s, bylo tedy nutné najít jiný způsob, jak konstruovat výrobky nad tyto průtoky. Jednou z možností byla extrapolace z již testovaných odlučovačů společnosti ACO. Jelikož tato metoda neodpovídá striktním požadavkům normy EN 858-1, bylo nutné přesvědčit kontraktora i zákazníka o tomto řešení. Proběhlo několik schůzek včetně detailní specifikace navržené metody, po kterých došlo ke kompletní akceptaci takového přístupu.

Metoda extrapolace vypadala následovně: Technologii odlučovaní lehkých olejů bylo nutné rozdělit na několik dílčích parametrů, které se zásadní měrou podílí na odlučování. Jednalo se o 1. retenční objem, 2. typ a objem koalescenční jednotky, 3. SLR (Surface Loading Rate). Zmíněné parametry byly analyzovány u testovaných odlučovačů ACO Oleopator do NS 100 a následně extrapolovány do NS300. Grafy na Obr. 6 - 8 ukazují způsob extrapolace u každého ze zmíněných parametrů.

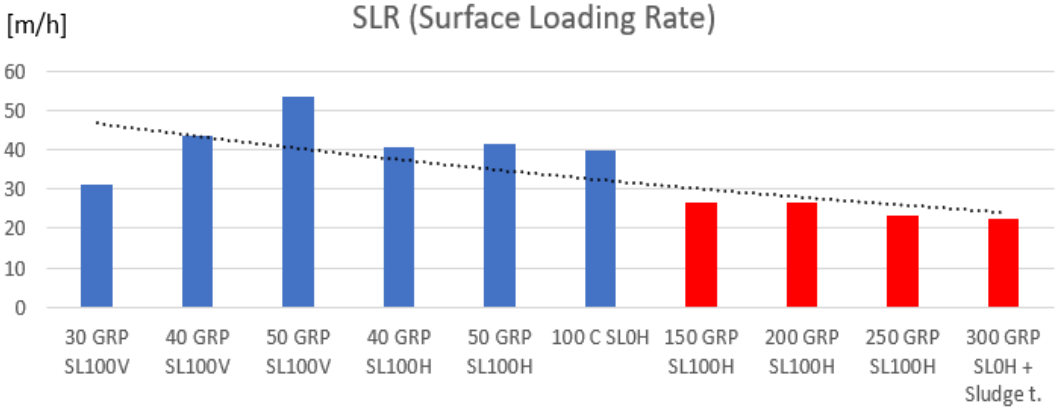
Další velkou výzvou byla spolehlivost a stabilita prefabrikovaných jímek odlučovačů. Protože instalace jímek probíhala do hloubek až 8 m pod povrchem s hladinou podzemních vod až 1 m pod povrchem, bylo nutné navrhnout speciální konstrukci kompozitních jímek, která musela vyhovět vysokým vnějším tlakům. K tomuto účelu byly využity výpočty metodou konečných prvků (Obr. 9).



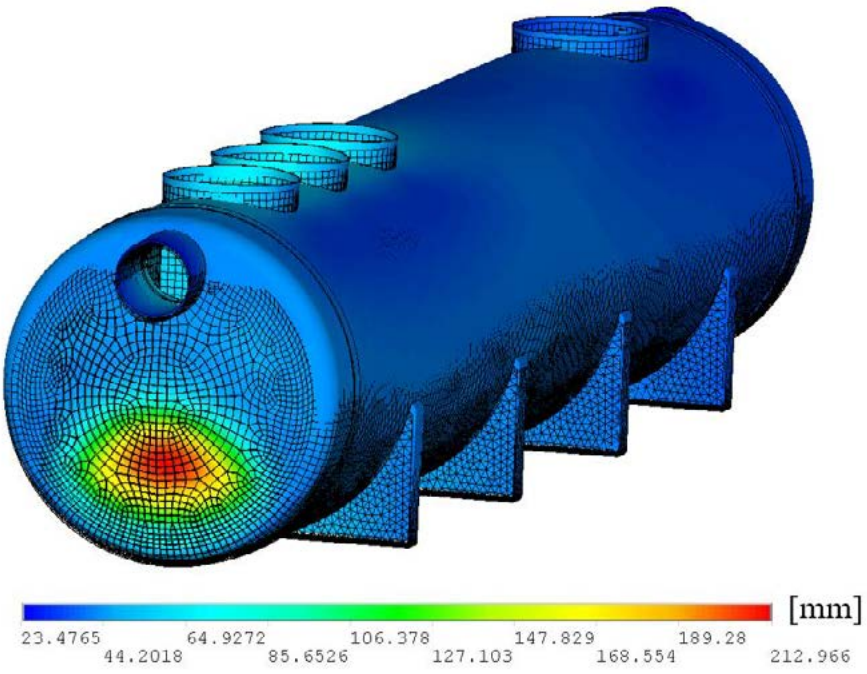
Obr. 6. *Retenční čas odlučovačů. Modře znázorněny NS, které byly fyzicky testovány na průtok a efektivitu odlučování, červeně pak extrapolované odlučovače použité v projektu.*



Obr. 7. *Retenční čas koalescenčních jednotek. Modře znázorněny NS, které byly fyzicky testovány na průtok a efektivitu odlučování, červeně pak extrapolované odlučovače použité v projektu.*



Obr. 8. *SLR. Modře znázorněny NS, které byly fyzicky testovány na průtok a efektivitu odlučování, červeně pak extrapolované odlučovače použité v projektu.*



Obr. 9. *Návrh kompozitních jímek za pomocí numerických simulací metodou konečných prvků. Zobrazeny posuvy.*

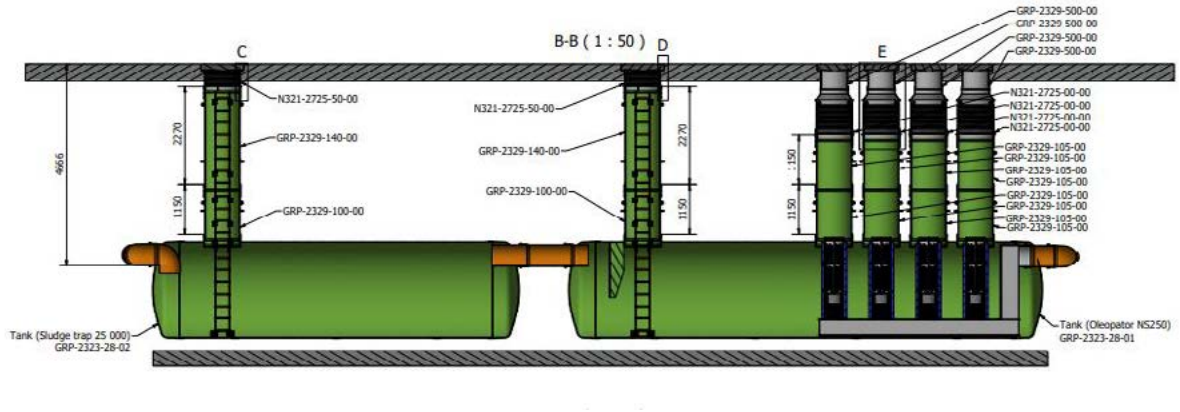
Pro ověření stability a těsnosti jímek byla každá vyrobená jímka testována (Kottner, 2022). Jímky byly vystaveny vnějšímu přetlaku, který byl dosažen vysáváním vzduchu uvnitř jímek na rozdíl tlaků 0,4 bar oproti vnějšímu atmosférickému tlaku. Těsnost byla vyhodnocována na základě dovolené změny tlaku uvnitř jímky. Změna měřeného podtlaku v čase 15 minut nesměla být větší než 0,02 bar.

Jímky byly vybaveny stabilizačními prvky, které byly vyvinuty v ACO Industries tak, aby usnadnily manipulaci, ale zároveň neohrozily jímku v případě nekorektní instalace do země. Tyto prvky jsou podrobně popsány v Kottner a kol. (2022).

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Díky způsobu extrapolace testovaných odlučovačů a akceptací zákazníka bylo možné vytvořit kompletní řadu vysokokapacitních olejových odlučovačů (Obr. 10).

Numerické simulace ukázaly, že nejkritičtějším je kvůli vysokému vnějšímu tlaku na kompozitní jímku riziko ztráty stability. Kritická místa u hlubokých instalací proto byla vyztužena speciálními prvky (Obr. 11a). Všechny vyrobené jímky pak prokázaly svou stabilitu a těsnost během zkoušky vnějším přetlakem (Obr. 11b).



Obr. 10. *Extrapolovaný olejový odlučovač ACO NS250*

Obr. 11. *Kompozitní jímka: a) vyztužená speciálními prvky, b) s uzavřenými otvory během zkoušky vnějším přetlakem*

Obr. 12. *Instalace odlučovače do země*

V celém projektu se jako neproblematičtější ukázala vlastní instalace produktů do země (Obr. 12). V průběhu instalace bylo nutné upravovat doporučené instalační postupy na základě dostupných zásypových materiálů v místě instalace. Vhodnost zásypových materiálů a jejich míra zhutnění kolem instalovaného odlučovače má zásadní vliv na jeho stabilitu.

4. ZÁVĚR

Popsaný projekt byl jednou z nejnáročnějších a inovativních výzev, kterou společnost ACO Industries zvládla. Spolupráce s čínskou firmou Sepco, vývoj zcela nových výrobků a technologií včetně dodržování vysokých standardů vyžadovaných zákazníkem Saudi Aramco přinesly úspěšný výsledek s velkým významem pro budoucnost. Tento projekt bude sloužit jako inspirace a model pro budoucí projekty podobného typu, a potvrzuje důležitost efektivního řešení v oblasti odvodnění a čištění vody pro udržitelný rozvoj a ochranu životního prostředí. Společnost ACO tak potvrzuje, že voda je klíčovým tématem i pro průmyslové projekty. Inovativní technologie a řešení do oblasti odvodnění a čištění povrchových vod jsou nezbytné pro udržitelný rozvoj.

PODĚKOVÁNÍ

Tento příspěvek byl vypracován v rámci kompetenčního centra Surface Water Treatment společnosti ACO Severin Ahlmann GmbH & Co. KG a vedený dceřinou firmou ACO Industries Tábor s.r.o.

SEZNAM LITERATURY

Almazroui, M. (2020). Rainfall trends and extremes in Saudi Arabia in recent decades. *Atmosphere*, 11(9).

Kottner, R., Sedlacek, F. (2022). Vacuum test of GFRP underground horizontal cylindrical tank. *Proceedings of the 38th Danubia-Adria Symposium on Advances in Experimental Mechanics*, September 20-23, Poros, Greece.

Kottner, R., Sedlacek, F., Jahodnik, O. (2022). Stabilizing legs with possibility of loss of stability to protect glass fibre reinforced polymer tank. *Materials Today: Proceedings*, 62(5), p. 2475-2481.

OBSAH

Energetické projekty skupiny VODA Želivka

Rieder M.[1,2], Fiala M.[1], Filip V.[1]*, Schutová E.[1]
[1]*VODA Želivka, a.s., K Horkám 16/23, 102 00 Praha 10 - Hostivař*
[2]*Český hydrometeorologický ústav, Na Šabatce 2050/17, 143 06 Praha 4 - Komořany*
**autor pro korespondenci, email: v.filip@zelivska.cz*

ABSTRAKT
Green Deal je soubor politických iniciativ Evropské komise, jejichž hlavním cílem je dosažení klimatické neutrality Evropy do roku 2050. Z tohoto důvodu je v posledních letech stále více skloňován pojem uhlíková neutralita. Skupina VODA Želivka je aktivní v oblasti udržitelnosti a analyzuje potenciál, který jí transformační ekonomika může přinést. V rámci svých aktivit prosazuje principy cirkulární ekonomiky a podporuje výstavbu OZE.

KLÍČOVÁ SLOVA
Energetika; fotovoltaika; kogenerační plynová jednotka; malá vodní elektrárna; obnovitelné zdroje energie

1. ÚVOD

Skupina VODA Želivka je holdingové uspořádání čtyř společností, které má za společný cíl rozvíjet, spravovat, provozovat a využívat vodohospodářský majetek. Hlavním výrobním odvětvím je výroba a distribuce pitné vody, kterou vykonává dceřiná společnost Želivská provozní a.s. Skupina VODA Želivka zásobuje pitnou vodou více než 1,5 milionu obyvatel Středočeského kraje, Kraje Vysočina a Hlavního města Prahy, které zásobuje ze 73 %. Z tohoto pohledu je společnost nezastupitelná.

V rámci společensky odpovědného podnikání si v roce 2022 nechala skupina VODA Želivka zpracovat výpočet uhlíkové stopy (zpracovatel PKV Build s.r.o.), z kterého plyne, že největší podíl na produkci emisí CO_2 má spotřebovaná elektrická energie (cca 7 200 t emisí ekvivalentu CO_2/rok). Z tohoto důvodu vedení společnosti rozhodlo rozšířit výrobní portfolio o energetické projekty, které přispějí k zajištění soběstačnosti a ke snížení uhlíkové stopy skupiny VODA Želivka. Všechny tyto energetické projekty spadají do gesce dceřiné společnosti Želivská rozvojová a.s.

2. MATERIÁL A METODY

Energetické projekty skupiny VODA Želivka lze rozdělit do dvou skupin:

a) již realizované projekty:

- Malá vodní elektrárna (MVE)
- Plynová kogenerační jednotka (KGJ)

b) projekty v přípravě:

- Fotovoltaická elektrárna (FVE)

Malá vodní elektrárna (MVE)

Pitná voda pro Prahu je z úpravny vody Želivka dopravována štolovým přivaděčem. Jde o unikátní dílo, které bylo vybudováno hornickým způsobem, jedná se o raženou štolu s betonovou obezdívkou kruhového profilu DN 2640 mm a délce téměř 52 km. Voda z úpravny

teče pouze za pomoci gravitace, bez použití jakéhokoli čerpání. Štolový přivaděč je ukončen uzávěrovou komorou v blízkosti obce Vestec, kde se rozvětvuje na dvě potrubí DN 1600. Tato potrubí ústí v armaturních komorách na přítoku vodojemu Jesenice I., který zajišťuje akumulaci vody před její distribucí do pražské vodovodní sítě. Vodojem Jesenice I. se skládá ze 4 komor, každá komora má objem 50 000 m^3.

Náročnost projektu i realizace malé vodní elektrárny byla dána vstupními zadávacími podmínkami, zejména zajištění bezpečného provozu štolového přivaděče (zamezení vzniku tlakových rázů), materiálové provedení turbín splňující hygienické podmínky pro trvalý styk s pitnou vodu a také zajištění spolehlivé dodávky pitné vody pro Prahu. Bylo zadáno několik studií proveditelnosti, které potvrdily možnost využití energetického potenciálu pitné vody na přítoku do vodojemu Jesenice I. pro výrobu elektrické energie. Tlak na konci štolového přivaděče činí až 32 m vodního sloupce.

Vzhledem k dostatečnému tlaku i průtoku vody na konci štolového přivaděče bylo pro každou ze čtyř komor nainstalováno samostatné soustrojí Francisovy turbíny se synchronním generátorem ve vertikálním uspořádání a paralelně ke každé turbíně byl osazen plunžrový regulační ventil.

Maximální průtok do všech komor pro **energetické** využití byl stanoven na 3 600 l/s. Na jednu turbínu tedy vychází hltnost 900 l/s. Minimální průtok na turbínu by neměl dlouhodobě klesnout pod 450 l/s a průměrný průtok se pohybuje cca 650 l/s.

Obr. 1. *MVE – Armaturní komora na přítoku 1*

Tab. 1. *Francisova turbína – parametry*

parametr	hodnota
Typ	FV256-404/430
Max. čistý spád	37,86 m
Maximální průtok	0,9 m^3/s
Maximální výkon turbíny na hřídeli	248,6 kW
Výstupní průměr oběžného kola	430 mm
Jmenovité otáčky turbíny	1000 ot./min.
Maximální průběžné otáčky turbíny	2305 ot./min.

V případě nutnosti odstavení turbíny nebo při požadavku většího průtoku je pro nátok do komory využíván plunžrový regulační ventil, který umožňuje jednotlivé komory plnit rychlostí až 1 250 l/s.

Pro realizaci byla vybrána rychloběžná Francisova turbína ve vertikálním uspořádání. Oběžné kolo je umístěno na prodloužené hřídeli generátoru. Celá konstrukce turbíny je z nerezové oceli včetně skříně a keramické ucpávky vhodné pro trvalý styk s pitnou vodou. Aby nedocházelo k významnému brždění průtoku vody při volnoběžných otáčkách turbíny, byla prodloužena doba výdrže na volnoběh až na 20 minut.

Všechna vyrobená elektrická energie je vyvedena do distribuční sítě vysokého napětí 22 kV. Z tohoto důvodu byla vybudována nová VN trafostanice.

Výstavba probíhala v letech 2020 až 2023 a v současné době je dílo dokončené a plně funkční. Celkový schválený instalovaný výkon všech generátorů je 890 kW. Roční plánovaná produkce elektřiny je 4,2 GWh.

Celkové náklady činily 129 362 606,- Kč bez DPH.

Plynová kogenerační jednotka (KGJ)

V roce 2023 byla v areálu úpravny voda Želivka uvedena do provozu plynová kogenerační jednotka (dále jen KGJ). Tato jednotka je naistalována v původní kotelně, která byla v rámci této akce kompletně zrekonstruována.

Obr. 2. *Plynová kogenerační jednotka – úpravna voda Želivka*

KGJ je schopna pokrýt energetické požadavky úpravny a zachovat tak výrobu pitné vody i v případě rozsáhlého výpadku elektrické energie (blackoutu). Jmenovitý elektrický výkon je 800 kWe, 400 V, 50 Hz.

Tepelný výkon KGJ je vyveden do systému centralizovaného zdroje tepla napojeného na plynovou kotelnu. Pro zajištění celodenních dodávek tepla mimo topné období a také k vyrovnání špičkových odběrů tepla jsou instalovány akumulační zásobníky topné vody, které jsou instalovány přímo v objektu kotelny. V místnosti skladu kotelny je nově umístěn dieselagregát sloužící jako zdroj el. energie pro start KGJ v případě výpadku el. energie, například při blackoutu, kdy dochází k tzv. „startu ze tmy“, a dále slouží k předehřevu oleje pro KGJ. Řízení zdrojů tepla zahrnuje i samostatnou část systému měření a regulace (MaR).

Obr. 3. *Kotelna – akumulační zásobníky topné vody*

Elektrický výkon je v souladu se smlouvou o připojení vyveden do distribuční sítě ČEZ Distribuce, a.s. prostřednictvím nové trafostanice.

KGJ jako vysokoúčinný kombinovaný zdroj energie je zaregistrována u OTE (operátor trhu s elektřinou) do programu KVET (kombinovaná výroba elektřiny a tepla).

Celkové náklady činily 47 094 285,- Kč bez DPH.

Fotovoltaická elektrárna (FVE)

Zavádění energie z obnovitelných zdrojů představuje ústřední prvek plánu REPowerEU, iniciativy EU, která má ukončit závislost na fosilních palivech. Velké naděje v tomto úsilí jsou vkládány právě do fotovoltaických elektráren (dále jen FVE). V posledních několika letech jsou investice do tohoto segmentu obnovitelných zdrojů energie v celé EU na vzestupu. Do konce roku 2020 dosáhla EU instalované kapacity ve výši 136 GW, přičemž v tomto roce přidala více než 18 GW. Na celkové výrobě elektřiny v EU se tak podílela přibližně 5 %.

Záměrem je umístit fotovoltaické panely na střechy budov vodárenských objektů v areálu úpravny vody Želivka a areálu vodojemu Jesenice I. V současné době je dokončována kompletní projektová dokumentace. U všech uvažovaných střešních ploch pro instalaci FVE,

bylo nutné zpracovat statický posudek, který posoudil rezervu únosnosti, která musí být alespoň 18 kg/m^2. Vyrobená silová elektrická energie z FVE bude dodávána do distribuční soustavy.

Ve stádiu studie je uvažováno i s využitím vodní plochy usazovací nádrže Rýzmburk pro umístění plovoucí fotovoltaické elektrárny s plánovaným výkonem 2000 – 3000 kWp.

Pro FVE je uvažováno s použitím pouze kvalitních komponentů, které poskytnou záruku na dlouhodobé udržení výkonu. Předpokládaná životnost panelů je stanovená na minimálně 30 let a pokles výkonu po 25 letech nesmí překročit více jak 15 %.

Obr. 4. *Plánované umístění FVE v areálu vodojemu Jesenice I.*

Tab. 2. *Parametry FVE*

Parametr	Areál úpravny vody Želivka	Areál vodojemu Jesenice I.
Počet panelů	5180 ks	7222 ks
Projektovaný výkon	2123,8 kWp	2961 kWp
Předpokládaná výroba el. energie za rok	1990 MWh	3044 MWh

Obr. 5. *Fotovoltaické panely*

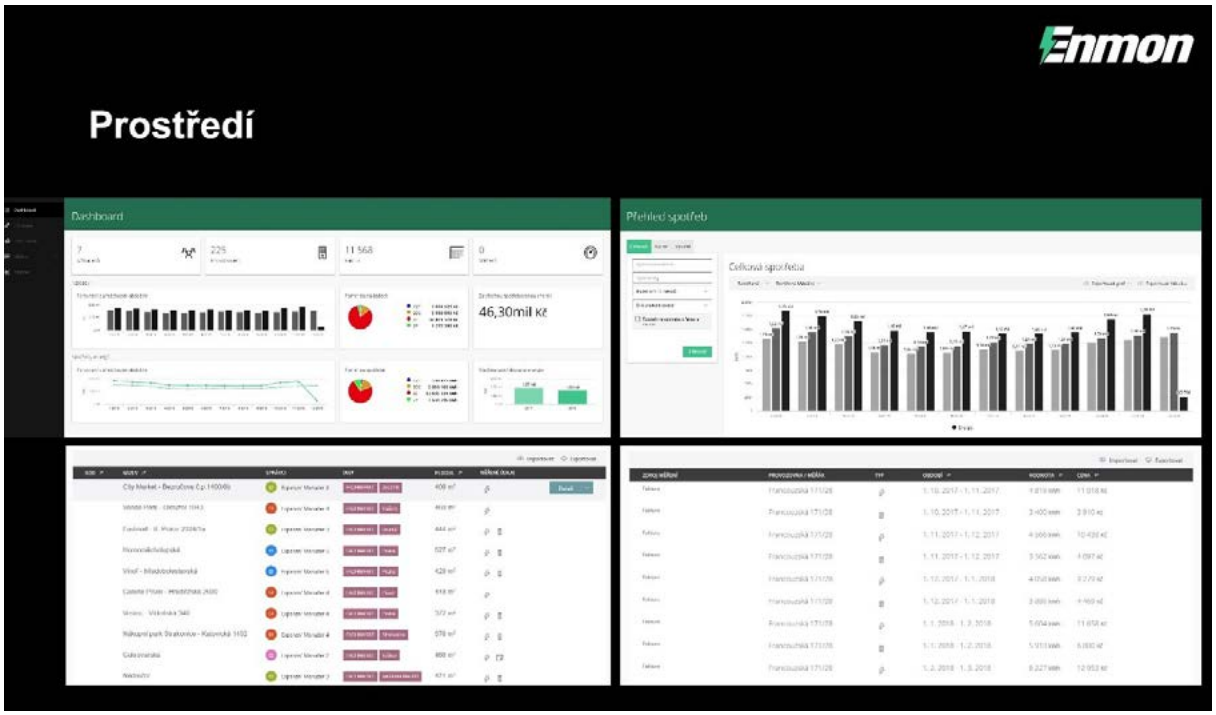
Výroba elektrické energie ze solárních článků snižuje množství vzniklých znečišťujících látek a emisí skleníkových plynů o 90 procent ve srovnání s konvenčními technologiemi na bázi fosilních paliv. Skupina VODA Želivka při výrobě a prodeji elektrické energie ze všech uvažovaných FVE (včetně plovoucí FVE) sníží uhlíkovou stopu o 8 582 t CO_2 za rok, za pomoci využití solární obnovitelné energie namísto spalování tuhých paliv, která jsou využívána v elektrárnách. Předpokládaná úspora CO_2 se rovná zhruba 8 582 vzrostlým stromům, které by musely být každý rok vysazeny, aby pohltily množství CO_2 vyprodukovaného spalováním tuhých paliv.

S využitím dotačních programů se zkracuje doba návratnosti investice a tím se stává realizace takovýchto projektů zajímavá. Z tohoto důvodu se VODA Želivka účastní programu Modernizačního fondu RES+, který vypsal Státní fond životního prostředí ČR.

Předpokládané náklady na realizaci činí 180 mil. Kč bez DPH.

Software pro správu a zpracování energetických dat

Systém energetického managementu slouží pro správu, přehled a analytiku dat z měřičů energií (elektroměry, plynoměry a kalorimetry). Zároveň jsou prostřednictvím tohoto systému zasílána reportovací data na OTE. Software kromě informací o energetickém managementu poskytuje a sdružuje informace i o uhlíkové stopě a ESG strategii (Environmental, Social, Governance).



Obr. 6. *Software ENMON*

3. ZÁVĚRY

Implementace udržitelného rozvoje (strategie ESG) s sebou nese řadu výhod. ESG rating je způsob, jak zhodnotit rizika, kterým jsou firmy vystaveny právě v oblastech společenské odpovědnosti a ekologické udržitelnosti, a to z dlouhodobého hlediska. Je to způsob, jak vyjít vstříc nezvratnému trendu, zařadit se mezi lídry v udržitelnosti.

Důkladná příprava, posouzení strategických rizik, vytýčení příležitostí a stanovení dosažitelných cílů v rámci udržitelného rozvoje a následná prezentace těchto cílů a jejich naplňování může pomoci skupině VODA Želivka zvýšit ESG rating, její prestiž a dále budovat značku. Tímto se může stát atraktivnějším partnerem pro banky, pojišťovny, investory a orgány poskytující dotační tituly a může tímto dát jasný signál svým obchodním partnerům, zákazníkům a veřejnosti, že je moderní a odpovědná firma.

SEZNAM LITERATURY

Sdělení komise evropskému parlamentu, radě, evropskému hospodářskému a sociálnímu výboru a výboru regionů ze dne 18 května 2022 In: EUR-lex [právní informační systém]. Úřad pro publikace Evropské unie. Dostuné z: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/HTML/?uri=CELEX:52022DC0221&from=EN.

Technická zpráva – KGJ.

Technická zpráva – MVE.

OBSAH

Modernizace úpravny vody Želivka – rekonstrukce Filtrace F1

Sommer L. *
Sweco a.s., Praha 4, Táborská 31
**autor pro korespondenci, email: ladislav.sommer@sweco.cz*

ABSTRAKT
Tento projekt řeší rekonstrukci stávajícího objektu filtrace F1, jehož součástí je 32 pískových filtrů. Současná kapacita tohoto objektu je 3,3 m3/s. V rámci rekonstrukce objektu dojde ke změně v konstrukci pískových filtrů – stávající provedení filtrů s filtračním mezidnem a s filtračními hlavicemi bude nahrazeno drenážním systémem v nerezovém provedení. V rámci rekonstrukce objektu dojde také k rekonstrukci stávajícího střešního pláště a fasádního opláštění, k sanacím stávajících železobetonových konstrukcí, k zakrytí pískových filtrů polykarbonátovou konstrukcí, ke kompletní výměně trubních rozvodů a navazujících technologických zařízení souvisejících se zvýšením kapacity filtrace F1.

KLÍČOVÁ SLOVA
Drenážní sytém; filtrace na otevřených pískových rychlofiltrech; modernizace úpravny vody; úpravna vody Želivka

1. ÚVOD

Stavba „Rekonstrukce Filtrace F1“ je náplní 3.stavby souboru staveb Modernizace ÚVŽ (úpravny vody Želivka). Tato stavba navazuje na 2.stavbu zmíněného souboru staveb, která byla ukončena v lednu 2022. Náplní této stavby bylo doplnění nového objektu GAU Filtrace do původní technologické linky úpravy vody.

Objekt Filtrace F1 sestává ze dvou částí – z haly filtrů a z technologického modulu. Předmětem stavby „Rekonstrukce Filtrace F1“ je kompletní rekonstrukce obou zmíněných částí tohoto objektu.

Stávající objekt filtrace F1 byl postaven v letech 1967 - 1972. V 90. letech 20.století proběhla rekonstrukce střešního pláště haly filtrů a fasádního pláště obou částí objektu. S výjimkou této rekonstrukce však od uvedení filtrace F1 do provozu nedošlo k žádné zásadní rekonstrukci či modernizaci stavební konstrukce či technologického zařízení objektu.

Filtrace F1 je objekt obdélníkového půdorysu o rozměrech 92,70 m x 106,20 m se zastavěnou plochou cca 10 064 m^2 a celkovým obestavěným prostorem cca 169 000 m^3.

Hala filtrů je rozdělena do 3 podlaží – 1 nadzemního podlaží a 2 podzemních podlaží. Technologický modul je rozčleněn na 3 nadzemní a 2 podzemní podlaží.

Součástí nadzemní části haly filtrů jsou přístupové a obslužné plochy okolo jednotlivých van filtrů. Suterénní část sestává z armaturních prostor s trubními a kabelovými rozvody. Pod úrovní armaturních chodeb se nacházejí kanály, které zajišťují odtok filtrátu a odpadní prací vody.

Součástí technologického modulu jsou strojovny a rozvodny technologie a zázemí provozu.

2. NÁPLŇ STAVBY

Podle „Projektové studie technologické části rekonstrukce pískové filtrace F1 v podmínkách ÚV Želivka“ měla být rekonstrukce Filtrace F1 primárně zaměřena pouze na kompletní obnovu stavební a technologické části 32 ks otevřených pískových filtrů.

OBSAH

V reakci na výsledky stavebně-technického průzkumu, který byl proveden jako součást projektových prací, však došlo k výraznému rozšíření náplně stavby.

Do připravované rekonstrukce Filtrace F1 byla ještě zařazena:

- na hale filtrů – výměna střešní konstrukce, doplnění záchytného a zádržného systému, výměna fasádního opláštění, zakrytí filtrů polykarbonátovou obloukovou konstrukcí, sanace všech stávajících ŽB konstrukcí, nové nátěry ocelových konstrukcí vč. nátěrů hlavních ocelových nosníků uvnitř jejich uzavřeného profilu, výměna všech ocelových lávek, schodů a zábradlí za nové kompozitní, výměna stropů nad kanály filtrátu a odpadní prací vody, úpravy podzemního kolektoru mezi filtracemi F1 a F2 a v části kolem vstupu do F2, stavební úpravy v hale Filtrace F2 (související se strojní dodávkou), doplnění propojovacího potrubí prací vody z filtrace F1 do filtrace F2 (pro zajištění možnosti praní filtrace F2 pracími čerpadly umístěnými ve strojovně technologického modulu filtrace F1), doplnění filtrů o automatický ostřik stěn filtrů, aj.
- na technologickém modulu – výměna nosné konstrukce střechy vč. nových ocelových vazníků, výměna střešní skladby včetně zateplení atiky, výměna fasádního opláštění, výměna oken (s lehkou redukcí v prostoru strojovny), zazdívky v obvodových stěnách náhradou za demontované panely, úprava dispozice ve 2.PP, sanace stávajících železobetonových konstrukcí, dispoziční úprava soc. zázemí pro zaměstnance, nové nátěry stávajících ocelových konstrukcí, sanace venkovní obslužné rampy, sanace venkovních kobek pro trafa, výměna kompresorové stanice pneuovládání, doplnění nové čerpací stanice ostřikové vody aj.

Mimo objekt Filtrace F1 byly do této stavby zahrnuty ještě úpravy na některých stávajících trubních a kabelových rozvodech – jedná se o výstavbu nových přívodních potrubí surové vody do obj. Filtrace F1, o výstavbu nového odpadu prací vody, o napojení rozvodů ZTI na stávající vodovodní a kanalizační síť úpravny vody, o přeložky topných a trubních kanálů, o přeložky kabelových tras (NN kabelů, napájecích kabelů, optických kabelů) a tras venkovního areálového osvětlení. Náplň této stavby také významně ovlivnil požadavek objednatele na zvýšení kapacity objektu Filtrace F1, který se projevil zejména v dimenzování vnitřních i venkovních trubních rozvodů.

3. POPIS TECHNICKÉHO ŘEŠENÍ

Základní návrhové parametry

Celkový maximální výkon úpravny vody Želivka je 7 700 l/s. Výkon linky, jejíž součástí je objekt Filtrace F1, činí 3 300 l/s. Tento výkon zajišťuje za standardních provozních podmínek provoz 28 filtrů, výkon každého z těchto filtrů odpovídá cca 118 l/s. Zbývající čtyři filtry mohou být buď v provozní odstávce, nebo ve fázi praní anebo mohou být odstaveny z provozu z jiných důvodů.

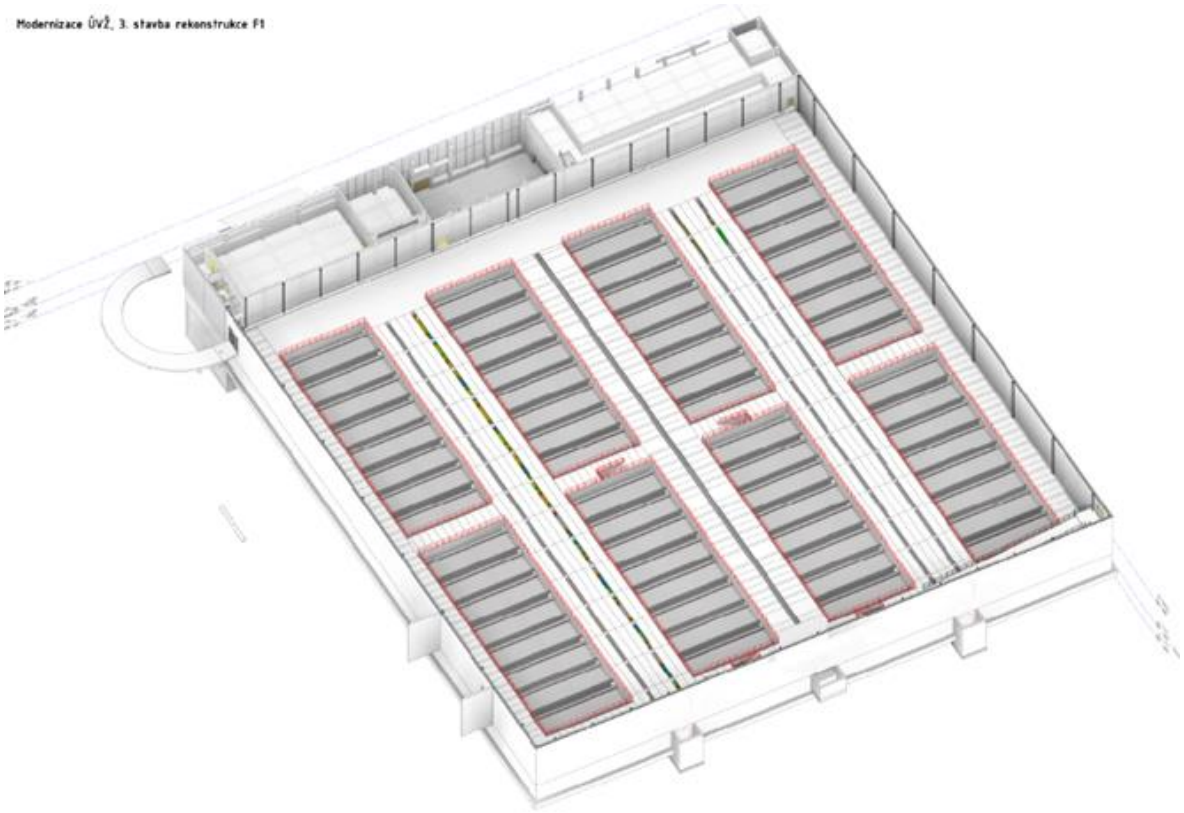
V úvodní fázi projektových prací předložil objednatel požadavek na zvýšení výkonu tohoto objektu na 4,0 m^3/s s tím, že celkový výkon úpravny vody 7,7 m^3/s zůstane nezměněn. K uvedenému navýšení kapacity tohoto objektu mělo dojít úpravou jeho provozních podmínek. Podmínkou pro navýšení výkonu Filtrace F1 na požadovaných 4,0 m^3/s je souběžný provoz všech 32 filtrů.

Popis vlastního technického řešení

V objektu Filtrace F1 je instalováno 32 otevřených jednovrstvých pískových rychlofiltrů s gravitačním průtokem vody, které jsou uspořádány do dvou linek:

- do linky A s filtry č.1 až 16 (v pravé polovině haly),
- do linky B s filtry č.17 až 32 (v levé polovině haly).

Každá z těchto linek sestává ze dvou sekcí, v každé sekci jsou dvě vany filtrů s celkem osmi filtry (Obr. 1.).

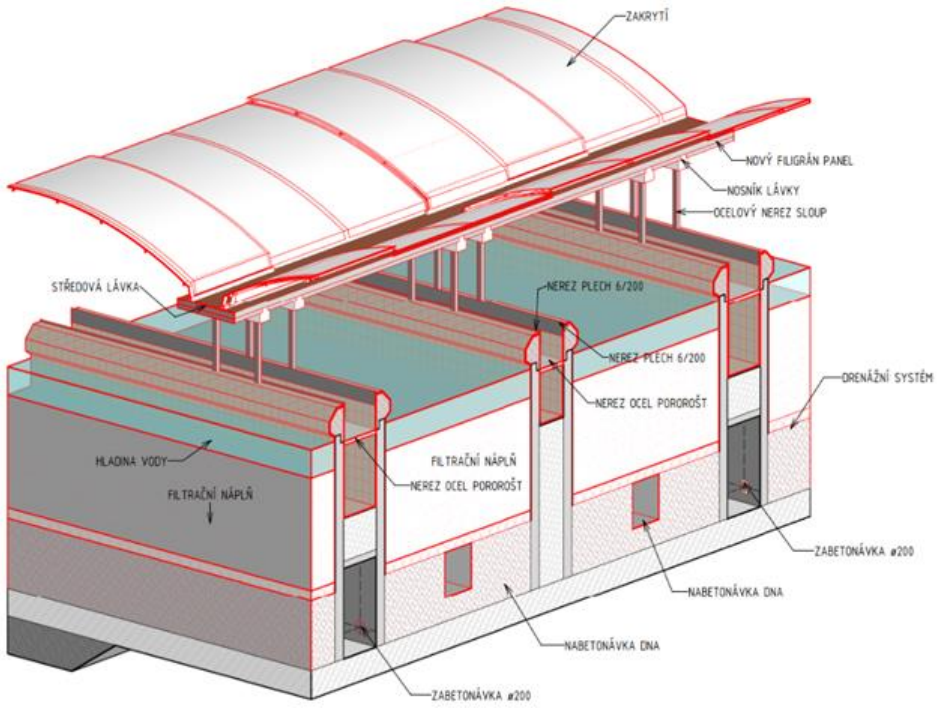


Obr. 1. *Dispoziční řešení haly filtrů Filtrace F1*

Hlavním cílem připravované rekonstrukce je, jak již bylo dříve zmíněno, kompletní rekonstrukce všech filtrů, které se nacházejí v hale filtrů objektu Filtrace F1. Podstatnou změnou bude náhrada stávajících filtračních meziden s filtračními hlavicemi novým drenážním systémem v nerezovém provedení.

Každý z filtrů je v současnosti tvořen dvojicí filtračních polí délky 13,40 m a šířky 3,60 m. Obě filtrační pole jsou oddělena středovým žlabem, do kterého je zaústěn přívod surové vody (ve fázi filtrace natéká z tohoto žlabu do obou filtrů surová voda); ve fázi praní filtrů vodou je tímto žlabem odváděna odpadní prací voda. Mimo tohoto středového žlabu jsou součástí každého filtru i krajní žlaby, které slouží (ve fázi praní filtru vodou) rovněž k odvádění prací vody.

Toto dispoziční řešení filtrů zůstává beze změny. K zásadním úpravám filtrů, resp. jejich filtračních polí, dochází ve dně filtrů. Nabetonováním dna, resp. jeho zvýšením, bude vytvořen centrální distribuční žlab, který bude sloužit k osazení nového drenážního systému (Obr.2).



Obr. 2. *Nové řešení filtrů s upraveným dnem a doplněním o zákrytový systém*

Nad vrchním lícem drenážního systému bude po ukončení jeho montáže naplněno každé pole vrstvou filtračního křemitého písku výšky 1,60 m. Vedle popsaných úprav bude každý z nátokových žlabů jednotlivých filtrů doplněn o nastavitelnou přelivnou hranu z nerezového plechu, která zajistí rovnoměrné rozdělení přitékající surové vody po celé délce jednotlivých filtračních polí.

Dalším zásahem do stávajícího provedení filtrů, resp. celých van filtrů, je jejich doplnění o zákrytový polykarbonátový systém doplněný s ohledem na rozměry filtračních polí o středovou lávku s ocelovými podpěrnými sloupy v nerezovém provedení.

Vedle popsaných stavebních úprav dojde v rámci rekonstrukce Filtrace F1 také k zásadním úpravám v distribučním rozmístění technologických trubních rozvodů v armaturních chodbách – zejména v chodbách mezi oběma sekcemi každé z linek. V těchto chodbách jsou osazeny rozvody odtoku filtrátu (ukončené v kanálech filtrátu), přívodu prací vody a pracího vzduchu, odpadního potrubí prací vody, rozvody ostřikové vody pro čištění filtrů, kabelové rozvody a ventilové terminály.

Ve ventilových terminálech budou soustředěny ovládací ventily pneumatických pohonů pro ovládání pneupohonů armatur na přítoku (jeden terminál bude vždy sloužit pro jednu filtrační vanu) a na odtokové straně filtrů (ventilovým terminálem bude vybaven každý filtr). Do terminálů na odtokové straně filtrů bude zapojeno měření zákalu, měření tlaku za filtry, měření hladiny ve filtru, čítače částic a měření tlakové ztráty.

Veškeré nové trubní rozvody jsou navrženy z korozivzdorné oceli 1.4404. Pro zajištění korozní odolnosti korozivzdorných ocelí budou veškerá potrubí a potrubní díly dodány s maximální drsností vnějšího líce - příp. i vnitřního líce - Ra < 0,5 µm (před mořením a pasivací). Současně bude celý povrch mořen a pasivován.

Obr. 3. *Hala filtrů – armaturní prostor mezi vanami filtrů s trubními a kabelovými rozvody*

V důsledku kompletního přepracování stávajících tras trubních rozvodů vznikne v obou armaturních chodbách průjezdný profil umožňující průjezd obslužných a manipulačních dopravních prostředků (Obr.3.). Tím se pro obsluhu úpravny vody zjednoduší veškeré procesy údržby a případné opravy na těchto rozvodech.

Se vznikem průjezdných koridorů v armaturních prostorách v 1.PP souvisí i venkovní úpravy vnitroareálových komunikací úpravny vody, které bylo nutné s těmito koridory propojit. V současnosti je způsob dopravy technologických komponentů do suterénních prostor haly filtrů značně komplikovaný a rozměrově omezený přístup umožňuje dvojice montážních otvorů a horizontální dopravu následně zajišťují jeřábové dráhy osazené v obou armaturních prostorách.

Obr. 4. *Celkový pohled do haly filtrů*

V rámci rekonstrukce budou rovněž provedeny nové obklady stěn filtrů, nové dlažby v 1.NP objektu, obnova nátěrů ocelových konstrukcí haly filtrů (včetně vnitřních povrchů ocelových nosníků uzavřeného profilu), osazení nového osvětlení LED reflektory a LED osvětlovacími trubicemi, rozvody jednotného času, kamerového systému, poplachového zabezpečovacího systému aj. (Obr.4).

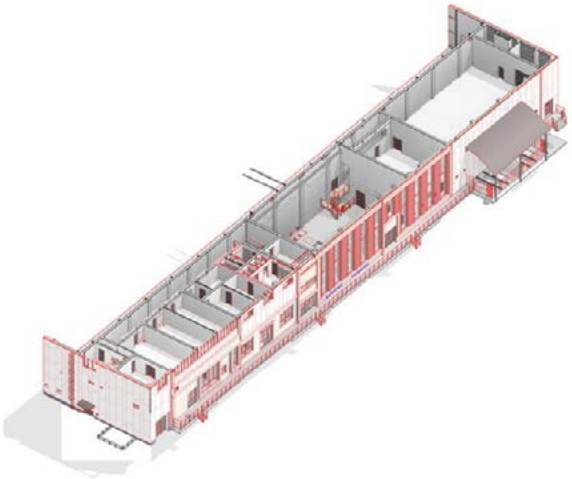
V hale filtrů bude v rámci této stavby provedena také výměna stávajících střešních žebírkových panelů za novou střešní konstrukci sestávající z trapézových plechů, tepelné izolace z desek pěnoskla a dvou vrstev asfaltových modifikovaných pásů.

Rekonstrukce zasáhne i do architektonického ztvárnění objektu – dojde k výměně stávajícího obvodového pláště. Projekt uvažuje s kompletním odstraněním stávajícího opláštění až na původní keramické panely, odstraněny budou také původní sklobetonové výplně. Nový plášť bude řešen jako předsazená provětrávaná fasáda se zateplením z minerální vlny na hliníkovém roštu. Fasádní obklad budou tvořit velkoformátové cementovláknité desky s nátěrem.

Součástí rekonstrukce haly filtrů je také výměna vzduchotechnického zařízení a teplovodního systému vytápění haly. Mimo osazení čtveřice nových větracích jednotek s rekuperací tepla, které budou zajišťovat větrání této haly, je navrženo i doplnění systému mobilními odvlhčovacími jednotkami, systému pro odvod vzduchu zpod zákrytového systému van filtrů a zařízením pro větrání prostoru 2.suterénu a kabelového kanálu.

Rekonstrukce zasáhne i do druhé části objektu Filtrace F1 – technologického modulu. Předmětem rekonstrukce jsou nejen stavební konstrukce tohoto objektu ale také část technologického zařízení, které se v technologickém modulu nachází.

Rekonstrukce stavební konstrukce technologického modulu je zaměřena zejména na rekonstrukci střechy (výměnu nosné konstrukce střechy a vlastní konstrukce střechy), která bude nově sestávat z trapézových plechů, tepelné izolace z desek pěnoskla a dvou vrstev asfaltových modifikovaných pásů a výměnu fasádního opláštění vč. zazdívek v obvodových stěnách (náhradou za demontované panely). Další úpravy tohoto objektu zahrnují dispoziční úpravy v jednotlivých podlažích, výměnu oken a dveří, sanace železobetonových konstrukcí včetně venkovní obslužné rampy, sanace venkovních kobek traf aj. (Obr. 5.)



Obr.5. *Technologický modul – rozsah rekonstrukce na úrovni nadzemního podlaží*

V technologickém modulu se rekonstrukce technologické části dotkne pouze některých zařízení. Část současného technologického zařízení - čerpací stanice prací vody a dmychadla pracího vzduchu - je v dobrém technickém stavu a proto na něm nebudou prováděny žádné práce. Předmětem rekonstrukce v technologickém modulu budou zejména trubní rozvody prací vody a pracího vzduchu, rozvody pro odběr a dopravu vzorků a kompresorová stanice pneuovládání ve strojovně.

Ve strojovně budou osazeny dva nové bezmazné kompresory a sušičky vzduchu (Obr. 6.).

Stávající vzdušníky budou ponechány, bude provedena jejich repase, obnova povrchové ochrany a výměna uzavíracích a pojišťovacích armatur. Nově bude osazena v technologickém modulu čerpací stanice ostřikové vody.

Rekonstrukce se dotkne i některých kabelových rozvodů vč. kabelových lávek a stávajících rozvoden, které se nacházejí uvnitř technologického modulu, a venkovních olejových transformátorů a měřících transformátorů.

Rovněž v technologickém modulu je navržena výměna vzduchotechnického zařízení, teplovodního otopného systému a teplovzdušného vytápění rozvoden.

Vedle rekonstrukce objektu Filtrace F1 bude předmětem realizace také rekonstrukce některých stávajících venkovních trubních rozvodů. Jedná se o odpad prací vody z Filtrace F1, odpad od bezpečnostního přelivu objektu BUDAFLO (budova dávkování a flokulace) a potrubí přívodu surové vody z objektu BUDAFLO do objektu Filtrace F1. Rekonstrukce těchto rozvodů, resp. výstavba nových rozvodů, je vyvolána jejich nevyhovujícím technickým stavem anebo požadavkem na zvýšení kapacity Filtrace F1 na 4,0 m^3/s. Nový odpad prací vody bude vybudován z kanalizačního potrubí z tvárné litiny profilu DN 1600. Stejné potrubí bude použito i při výstavbě odpadu od bezpečnostního přelivu objektu BUDAFLO. V případě přívodu surové vody z obj. BUDALO se jedná o čtyři větve z vodovodního litinového potrubí profilu DN 1200.

Obr.6. *Technologický modul – strojovna s kompresorovou stanicí pneuovládání a s turbodmychadly pracího vzduchu*

OBSAH

4. HARMONOGRAM PŘÍPRAVY AKCE A POSTUPU VÝSTAVBY

Projektové a související průzkumné práce byly zahájeny v prosinci 2020.

V reakci na ukončení 3D scanování a stavebně-technického průzkumu obj. Filtrace F1 v dubnu 2021 došlo v květnu 2021 k rozšíření náplně této stavby. Projektové práce na projektové dokumentaci pro zajištění společného územního rozhodnutí a stavebního povolení byly ukončeny v listopadu téhož roku. Okamžitě byly zahájeny projektové práce na projektové dokumentaci pro výběr zhotovitele stavby. Čistopis této dokumentace byl předán objednateli v květnu 2022. Výběrové řízení na zhotovitele stavby bylo zahájeno v červenci 2022 a do současnosti ještě nebylo ukončeno.

Celková délka trvání stavby byla stanovena na 30 měsíců. Realizace stavby je rozdělena do tří etap. Ve dvou z nich – v úvodní (délka trvání 7 měsíců) a koncové etapě (délka trvání 8 měsíců) – bude vždy odstavena z provozu polovina filtrů. V prostřední etapě, ve které bude probíhat převážná část prací, budou tyto práce probíhat za kompletní odstávky celého objektu.

5. ZPRACOVÁNÍ PROJEKTOVÉ DOKUMENTACE FORMOU BIM MODELU

S ohledem na předpokládaný rozsah této stavby se investor rozhodl, že oba stupně projektové dokumentace budou zpracovány v režimu BIM. Správné využití moderních technologií (včetně SW kontroly kolizí či kontroly datové naplněnosti) zvyšuje kvalitu zpracovávaného projektu – zlepšuje koordinaci, omezuje chybovost a zavedení projektového sdíleného datového prostředí urychluje komunikaci a zaručuje transparentnost všech procesů spojených s projektem. Protože se jedná o rekonstrukci, bylo nutné v první řadě vytvořit dostatečně podrobný model stávajícího stavu celého objektu Filtrace F1. Ukázalo se, že pro tyto potřeby je původní výkresová dokumentace nedostatečná. Proto byl pořízen Laserscan celého objektu a výsledné mračno bodů bylo využito jako hlavní podklad pro tvorbu modelu stávajícího stavu. Do tohoto modelu byly následně zapracovány projektované změny a v závěrečné fázi byla vygenerována i standardní výkresová dokumentace. Finálními výstupy tohoto projektu tedy byla nejen výkresová dokumentace generovaná z informačního modelu, ale i samotný informační model, který byl navíc vytvořen a naplněn daty dle požadavků zadavatele a je možné ho využít i v navazujících stupních projektu či při samotném provozu objektu.

OBSAH

Digitální dvojče úpravny vody – vývoj a využití v praxi

Sochorová H.[1], Andreides D.[2], Hložanka F.[3], Prokopová M.[1], Stejskal O.[3], Chalupa L.[3], Šmejkalová P.[2], Dolejš P.[2]*

[1]*Ústav pro hydrodynamiku AV ČR, v. v. i., Pod Paťankou 30/5, 160 00 Praha 6*
[2]*Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Ústav technologie vody a prostředí, Technická 5, 166 28 Praha 6*
[3]*VDT Technology, a.s., Na Ořechovce 580/4, 162 00 Praha 6 – Dejvice*
**autor pro korespondenci, email: petr.dolejs@vscht.cz*

ABSTRAKT

Příspěvek představuje zkušenosti s vývojem digitálního dvojčete pro optimalizaci řízení ÚV v rámci pilotního projektu v lokalitě Železná Ruda. Digitální dvojče se skládá ze dvou komponent, a to digitální dokumentace v objektové architektuře zpracována postupem reverzního inženýrství, která je datově propojená s reálnou fyzickou infrastrukturou (virtuální replika) a ze simulačního nástroje na základě matematického modelu anebo neuronové sítě (simulace procesu úpravy vody). Obě komponenty jsou uživateli přístupné přes webovou aplikaci, ve které lze volit ze tří provozních stavů (monitoring reálného stavu - defaultní, simulace scénářů provozních nastavení a predikce tlakové ztráty.

KLÍČOVÁ SLOVA
Digitální dvojče; kvalita vody; optimalizace řízení; reverzní inženýrství; úprava vody

1. ÚVOD

V současnosti je většina větších úpraven vody (ÚV) v ČR do jisté míry automatizována, avšak s využitím již často zastaralých řídících systémů, které řídí pouze vybranou část technologické linky, izolovaně a nezávisle na korelaci více vnějších vlivů (kvalita a množství surové vody, aktuální potřeba vody). To je zásadní nedostatek zejména při řízení ÚV na povrchovém zdroji, kde je vstupní kvalita značně kolísavá. Na ÚV o výkonu jednotek až nižších desítek l/s, kterých je v ČR naprostá většina, jsou technologie ÚV často bez automatického řízení. Řízení provozu ÚV na základě matematického anebo prediktivního modelu se tak jeví jako logická a při současném stavu digitalizace jiných průmyslových odvětví také jako nezbytná pro bezpečnou dodávku pitné vody obyvatelstvu.

Zdrojem surové vody pro ÚV Železná Ruda je Grádelský potok, který pramení v NP Šumava. Jedná se tedy o povrchový zdroj s časově velmi proměnlivým průtokem i kvalitou vody. V případě okalových stavů, tedy v období s významným ovlivněním hydrometeorologickými podmínkami, dochází vlivem nárazových dešťů k náhlému a prudkému zhoršení kvality surové vody, a tedy ke zvýšení koncentrace znečišťujících látek ve vodě (Tab. 1). Za této situace vyžaduje surová voda k dosažení požadovaných limitů pro pitnou vodu daných vyhláškou Ministerstva zdravotnictví č. 252/2004 Sb. technologickou úpravu. ÚV Železná Ruda disponuje dvoustupňovou tlakovou filtrací na kontaktních koagulačních filtrech se speciální vícevrstvou náplní s následnou dezinfekcí vody.

Významné změny jakosti surové vody během okalových stavů se odráží ve dvou hlavních rovinách. První je samozřejmě jakost upravené vody, kdy rychlá a výrazná změna vstupu způsobuje rozkolísání podmínek koagulačního procesu a jejich neoptimální nastavení může způsobit jednak nedostatečné odstranění přirozených organických látek ve vodě (včetně dalších dopadů na senzorické vlastnosti vody a potenciál tvorby vedlejších nežádoucích produktů dezinfekce) a také riziko průniku účinného iontu koagulantu (Al) do upravené vody.

Tab. 1. *Srovnání kvality surové a upravené vody za normálního a okalového stavu na ÚV Železná Ruda.*

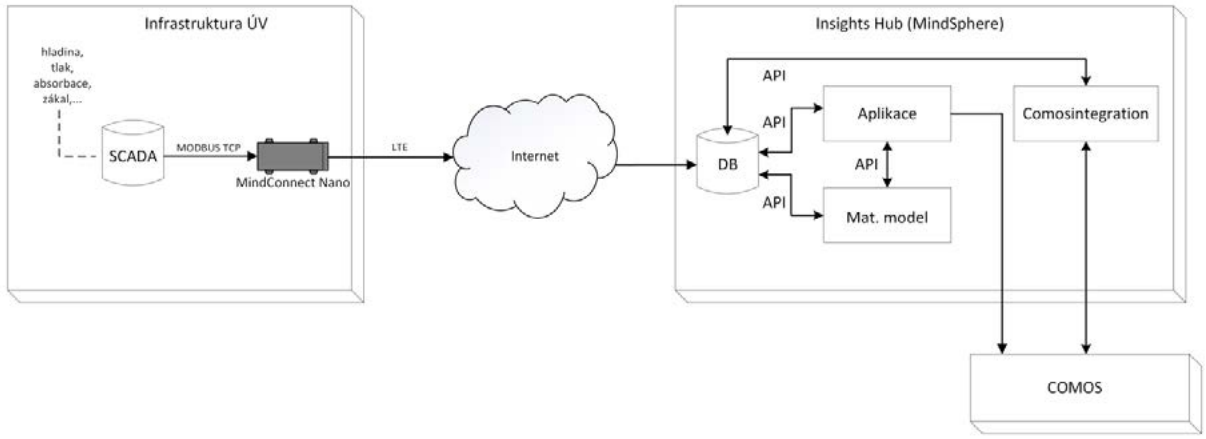
	Normální stav		Okalový stav	
	SUROVÁ VODA	UPRAVENÁ VODA	SUROVÁ VODA	UPRAVENÁ VODA
TOC (mg/L)	1,57	0,81	16,4	1,37
DOC (mg/L)	1,50	0,60	12,6	1,18
$CHSK_{Mn}$ (mg/L)	1,84	0,32	28,9	0,58
Hodnota pH (-)	6,95	6,88	6,42	6,37
$KNK_{4.5}$ (mmol/L)	0,20	0,12	0,19	0,10
A_{254} (m^{-1})	4,42	0,61	50,3	0,93
$Barva_{Pt}$ (mg/L)	6,41	2,18	198,0	1,54
Zákal (NTU)	1,48	0,00	33,9	0,00
Al (mg/L)	0,04	0,03	0,24	0,01
Fe (mg/L)	0,04	0,01	0,17	0,00
Mn (mg/L)	0,002	0	0,001	0,00

Druhým kritickým bodem je dopad na kvantitu vody vyrobené, neboť souběh vysokého zatížení filtrů, a tedy jejich zkrácených filtračních cyklů, praní upravenou vodou a relativně malé akumulace upravené vody ve vodojemu generuje reálné riziko nedostatku vody jak pro spotřebitele, tak pro technologii.

Výše diskutované dopady lze zmírnit vhodnou změnou a managementem výroby vody, a to v oblastech snížení filtrační rychlosti, resp. snížení průtoku úpravnou, zvýšením výroby vody, zkrácením či prodloužením filtračního cyklu ve vazbě na množství vody v akumulaci a předpokládaný odběr do spotřebiště. Tyto zásahy lze provádět efektivněji při možnosti predikce vývoje tlakové ztráty, tedy znalosti délky filtračního cyklu při určité jakosti surové vody a jí odpovídající dávce koagulantu.

2. KOMPONENTY DIGITÁLNÍHO DVOJČETE

Provozní data z ÚV jsou získávána přenosem dat mezi systémem SCADA a HW prvkem MindConnect Nano, který s využitím LTE zasílá data do cloudového operačního systému (platformy Insights hub MindSphere, Siemens) skrze databázi a API (Obr. 1).



Obr. 1. *Schématické znázornění architektury datových přenosů digitálního dvojčete ÚV využitých v projektu*

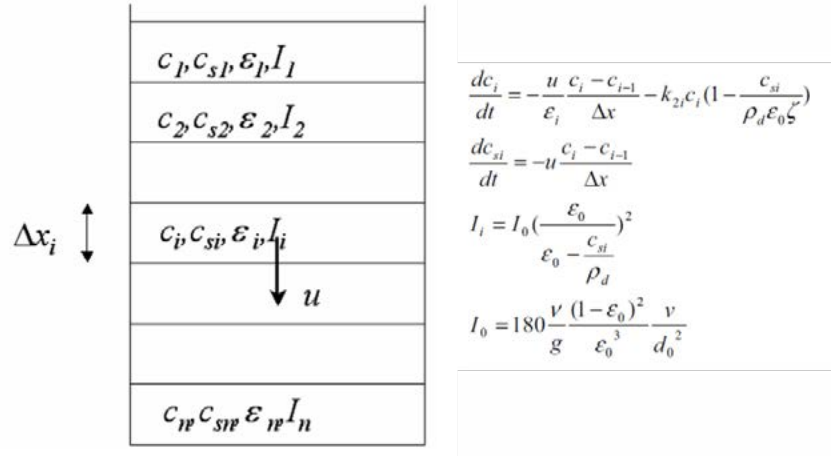
Digitální dokumentace v objektové architektuře

Projektová dokumentace v úrovní digitální dvojče je zpracována v objektové architektuře v software COMOS, což umožňuje pracovat s každým prvkem (jako je například čerpadlo, část potrubí, atd.) jako s objekty v databázi, postavené na architektuře SQL (Dolejš & Hložanka, 2022). Hlavním zdrojem informací je hierarchická databáze prvků v projektové dokumentaci ve dvou částech (strojně-technologická a elektrotechnická). Objekty v této databázi jsou rozděleny do funkčních celků (např. přívod surové vody, tlaková filtrační stanice, dávkování chemikálií, atd.) a poté podle typu objektu (např. stroje, ventily, potrubí). Pod zařízeními jsou podřazené objekty s nimi přímo související (například motory u čerpadel, míchadla, atp.). Pod objekty jsou přiřazeny doplňující soubory jako fotodokumentace a technické nebo katalogové listy výrobců.

Všechny objekty v databázi obsahují karty atributů, ve kterých je vyplněna technická specifikace do předem určených karet a polí na nich (např. procesní informace, technický popis, propojení), se kterými lze v rámci systému COMOS pracovat interaktivně jako s objekty (skriptování na základě vyplněných hodnot, kontrola správnosti nastavení, údržba, evidence historie dat).

Simulační nástroj procesu filtrace

Matematický model simuluje fyzikální proces tlakové filtrace, která je stěžejní pro pokrytí veškeré potřeby pitné vody pro spotřebiště v potřebném množství a požadované kvalitě dle vyhlášky č. 252/2004 Sb., za současné simulace množství dávkovaných chemikálií vzhledem k predikované kvalitě surové vody. Hlavním účelem tlakové filtrace je odstranění nerozpuštěných látek ze surové vody. Zachycené nerozpuštěné látky se hromadí ve filtru, dokud není dosaženo maximální tlakové ztráty, které je reflektováno zvýšenou hodnotou zákalu v upravené vodě (tj. dochází k průniku nerozpouštěných látek skrze filtrační lože). Bod zlomu průniku nerozpuštěných látek skrze filtrační lože určuje čas k zahájení pracího cyklu a obnovení filtrační náplně. Pro matematický model jsou aplikovány online měřené parametry jako je průtok vody, hodnota zákalu a teplota, a dále jsou fixně definovány konstrukční a kalibrační parametry filtrů (filtrační povrch, výška filtračního lože, zrnitost, pórovitost, koeficient filtrace čistého lože, hustota vloček, maximální zaplnění filtračního lože). Matematický popis procesu tlakové filtrace je založen na Maroudasově a Carman-Kozenyho rovnici (Rietveld, 2005), viz Obr. 2.



Obr. 2. *Schématické znázornění filtračního lože a aplikovaných matematických vztahů.*

Výstupem matematického modelu ÚV je simulace tlakové ztráty v závislosti na kvalitě surové vody a možnost optimalizace managementu pracích cyklů s ohledem na aktuální spotřebu pitné vody ve spotřebišti (hladiny vodojemu).

Pro výpočet změny tlakové ztráty byla testována i neuronová síť (NN). Datová řada pro NN byla tvořena historickými daty ze tří let provozu ÚV, a to konkrétně vývoj diferenciálního tlaku tlakových filtrů, provozní tlak tlakových filtrů, průtok vody a kvalitativní parametry surové vody (zákal, absorbance a barva). Před zpracováním modelem jsou data normalizována. Vstupní matice dat modelu má rozměry 6x48. V první vrstvě dojde k narovnání tohoto dvojrozměného pole na rozměr 1x288. Následuje plně propojená vrstva s 1024 neurony a aktivační funkcí ReLU. Za ní následuje výstupní vrstva (s lineární aktivační funkcí), kde počet neuronů je nastaven podle velikosti výstupu. Pro predikci 8 hodin (96 řádků) je počet neuronů 96.

Datová infrastruktura

Data

Data jsou ukládána do databází integrovaných v prostředí MindSphere (Siemens). Jedná se o real-time databáze pro ukládání a práci s daty ve formátu časových řad. Databáze byly nakonfigurovány a byla vytvořena schémata pro typ dat této aplikace. Jednalo se o vytvoření databázové struktury pomocí assetů, aspektů a nakonfigurování proměnných.

Výpočetní modely

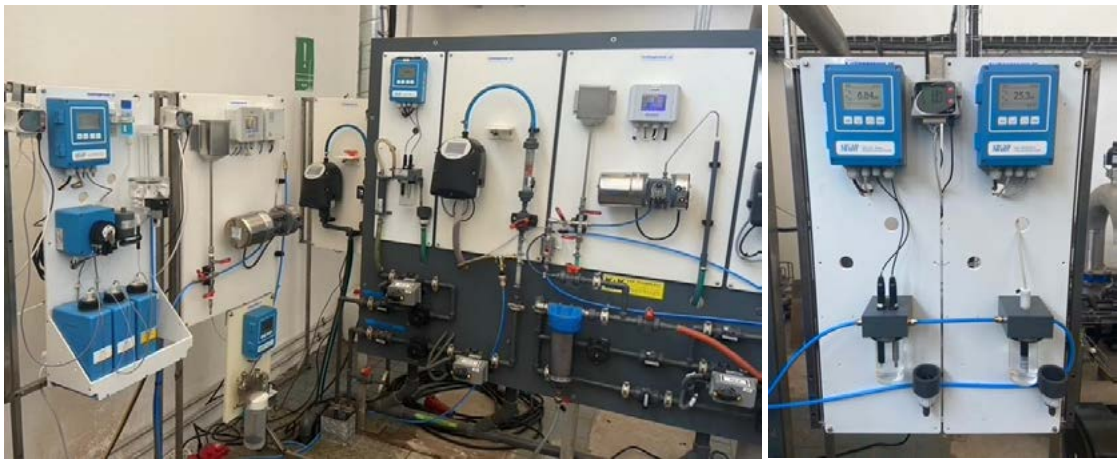
Matematický model a prediktivní model jsou hostovány v prostředí MindSphere, kde probíhá veškerý výpočet. Modely si berou data z MindSphere databází pomocí API callů. Matematický model provádí vlastní výpočet a následně predikované a vypočtené hodnoty uloží do MindSphere databáze pomocí API callů. Modely jsou napsány v programu Python a pro diferenciální rovnice je použitá knihovna sci-kit learn knihovna ODE. Pro modely založené na neuronových sítích je použita knihovna tensorflow. Aplikace modelů jsou vytvořeny pomocí frameworku FastApi pro vytváření serverových aplikací v jazyce Python. Aplikace modelů jsou přímo hostovány pomocí frameworku CloudFoundry do cloudového prostředí MindSphere.

Vizualizační a interakční aplikace

Aplikace je rozdělena na frontend a backend. Frontend komunikuje s backendem pomocí REST API volání. Frontendová aplikace je napsána ve frameworku Vue.js 3 což je Javascriptový framework pro vytváření responzivních aplikací. Pro Backend je použit node.js což je běhové prostředí pro backendové aplikace založené na Javascriptu. Backend komunikuje s databází pomocí API callů a pomocí SDK knihovny pro node.js.

Online instrumentace

Za účelem zajištění vstupních dat pro testování korelace kvalitativní parametrů surové vody a potřebného množství dat pro kalibraci matematického modelu byla instrumentace ÚV doplněna nad rámec stávajícího stavu o měření absorbance, barvy, koncentrace chloru a



Obr. 3. *Vybavení online instrumentace pro sledování kvality surové vody (parametry zákal, absorbance, barva, hodnota pH, vodivost, teplota) a upravené vody (zákal, absorbance, barva, hodnota pH, vodivost, celkových chlór, volný chlór) v provozu ÚV Železná Ruda.*

konduktivity upravené vody (viz foto Obr. 3) a měření zákalu bylo nahrazeno za citlivější (3 desetinná místa). Díky tomuto online monitoringu jsme schopni korelovat výstupní hodnoty z matematického modelu s naměřenými hodnotami a následně kalibrovat námi vyvíjený výpočetní model.

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Cílem laboratorního měření bylo posouzení účinnosti koagulace prostřednictvím polyaluminiumchloridu (PAX-18) a stanovení jejích optimálních parametrů pro využití v digitálním dvojčeti, především dávky koagulačního činidla a hodnoty pH. Vzhledem k proměnlivé kvalitě surové vody (Tab. 1) byla účinnost koagulace prostřednictvím PAX-18 posuzována jak za situace, kdy kvalita vody není nijak ovlivněna nenadálými hydrometeorologickými podmínkami (normální stav), tak během nárazových dešťů způsobujících náhlé a prudké zhoršení kvality vody (okalový stav).

Na základě provozních podmínek koagulace na ÚV Železná Ruda (dávka PAX-18 1,0 $mg \cdot l^{-1}$ Al, hodnota pH 6,5) byly za normálního stavu koagulační (sklenicové) testy provedeny za podmínek odpovídajících dávce PAX-18 1, 2 a 3 $mg \cdot l^{-1}$ Al v rozsahu hodnot pH 5-8. Při všech dávkách PAX-18 bylo dosaženo prakticky shodné účinnosti odstranění organických látek i podlimitní koncentrace Al 0,2 $mg \cdot l^{-1}$ dané vyhláškou Ministerstva zdravotnictví č. 252/2004 Sb. Z ekonomického hlediska je tedy pro ÚV Železná Ruda nejvýhodnější dávka PAX-18 1 $mg \cdot l^{-1}$ Al, a to při reakční hodnotě pH 6,4. Z posouzení podmínek koagulace tedy vyplývá, že provozní parametry koagulace na ÚV Železná Ruda jsou za normálního stavu ve shodě s laboratorně dosaženými výsledky a není třeba je jakýmkoli způsobem měnit.

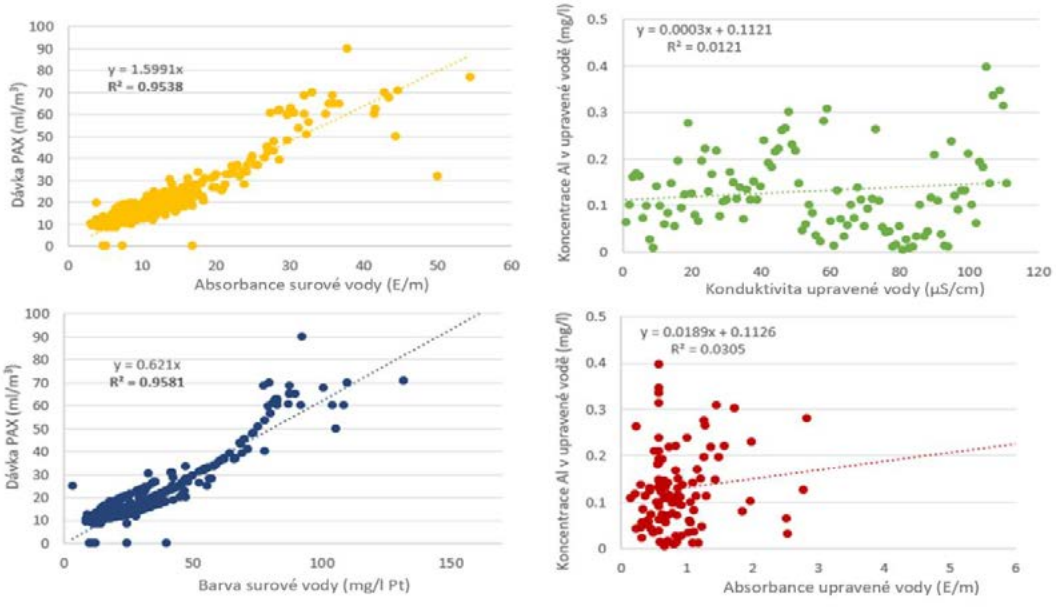
Během okalového stavu byly sklenicové testy provedeny s dávkami PAX-18 5-12 $mg \cdot l^{-1}$ Al při hodnotě pH 6,5. Účinnost odstranění organických látek se zvyšovala s rostoucí dávkou koagulačního činidla, a to od 73 do 85 %. S ohledem na výslednou kvalitu pitné vody i ekonomické podmínky se však jako nejvýhodnější jeví dávka PAX-18 8 $mg \cdot l^{-1}$ Al, při které bylo dosaženo 81% účinnosti odstranění organických látek se zbytkovou koncentrací Al 0,09 $mg \cdot l^{-1}$.

Na ÚV Železná Ruda je během okalových stavů dosahováno až 90% účinnosti odstranění organických látek při dávce PAX-18 11 mg·l^{-1} Al a reakční hodnotě pH 6,5. Z posouzení podmínek koagulace tedy vyplývá, že v reálném provozu je sice dosahováno vyšší účinnosti odstranění organických látek, ale s poměrně vysokou dávkou koagulačního činidla PAX-18. Z ekonomického hlediska se tedy snížení provozní dávky PAX-18 na 8 mg·l^{-1} Al jeví jako výhodnější a vzhledem k aplikaci flokulačního činidla v provozu ÚV Železná Ruda je pravděpodobné, že bude dosaženo i vyšší účinnosti odstranění organických látek, než tomu bylo v případě laboratorních experimentů.

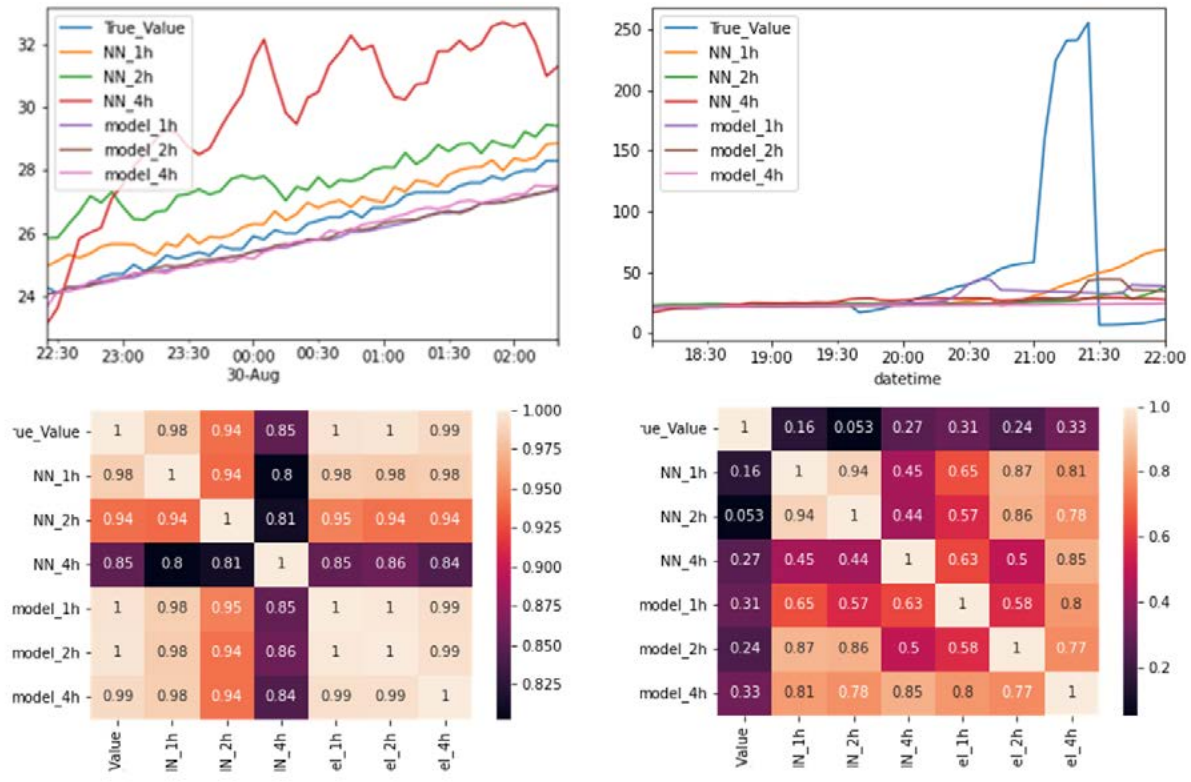
Během normálního i okalového stavu byla vedle optimálních podmínek koagulace posuzována i rizika vzniku vedlejších produktů dezinfekce (DBPs), a to prostřednictvím stanovení potenciálu tvorby trihalogenmethanů (THM FP) dle TNV 75 7549. V případě normálního stavu nepředstavuje hygienické zabezpečení pitné vody chlorem na ÚV Železná Ruda významné bezpečnostní riziko. V případě okalového stavu činila hodnota potenciálu tvorby THM 34,4 µg l^{-1}, z toho koncentrace TCM a DCBM dosahovaly hodnoty 32,1 µg l^{-1}, resp. 2,3 µg l^{-1}. Za okalového stavu je tedy pravděpodobné, že během hygienického zabezpečení pitné vody bude na ÚV Železná Ruda vznikat vyšší množství TCM, avšak reálné hodnoty TCM v pitné vodě nepřesáhly hodnotu 12 µg l^{-1}. Pokud tedy budou jednotlivé technologie úpravy vody provozovány za optimálních podmínek, nehrozí významné bezpečnostní riziko vzniku DBPs v pitné vodě ani během okalového stavu.

Korelace dávky koagulantu vs. kvalita surové vody

Kvalitativní a kvantitativní údaje o přítoku surové vody a kvalitě produkované pitné vody byly zpracovány pomocí komplexního analytického nástroje STATISTICA, který je primárně určen pro správu a zpracování dat. Mezi hlavní aplikované statistické metody patří Analýza rozptylu (ANOVA) a model lineární regrese. Níže přiložený Obr. 4 znázorňuje možnost řízení dávky koagulantu (PAX-18) vzhledem k absorbanci či barvě surové vody. Naopak koncentrace hliníku v upravené vodě nelze korelovat se standardně měřenými parametry upravené vody (absorbance, konduktivita). Historická data odhalila možnost výpočtu $ChSK_{Mn}$ surové vody



Obr. 4. *Vybrané příklady provedené lineární regrese pro validaci možností řízení ÚV Železná Ruda.*



Obr. 5. *Porovnání matematického modelu (model) a neuronové sítě (NN) ve srovnání s reálným průběhem diferenciálního tlaku (True_Value), včetně vyhodnocení pomocí korelační matice (Pearsonův korelační koeficient).*

vzhledem k její kvalitě bez nutnosti provádění rutinních laboratorních analýz místní obsluhou. Konkrétně se jedná o závislost A x absorbance + B x barva + C = $ChSK_{Mn}$. Po srovnání vypočtené $ChSK_{Mn}$ s periodickými stanoveními $ChSK_{Mn}$ od akreditované laboratoře (R^2 = 0,9383), tak vypočtená $ChSK_{Mn}$ vykazuje významně lepší výsledky, než denní provozní rozbory.

Matematický model filtrace vs. neuronová síť

Vytvořený matematický model vývoje tlakové ztráty byl porovnán s neuronovou sítí (Obr. 5). Provedené simulace odhalily, že matematický model vyniká přesností při standardním průběhu filtračního cyklu (tj. při standardní kvalitě surové vody bez výrazného znečištění), a to především na počátku filtračního cyklu. Naopak neuronová síť není schopna predikovat průběh filtrace od začátku filtračního cyklu, nicméně je schopna se přizpůsobit průběhu filtračního cyklu dle zaznamenaných aktuálních dat. S odstupem času a větší datové řadě z filtračního cyklu je neuronová síť schopna predikovat i nestandardní průběh filtrace vzhledem k měnící se kvalitě surové vody. Tato včasná predikce platí maximálně do 2 hodin předem.

Přínosy pro provozovatele ÚV

Digitální dvojče ve výše popsané architektuře poskytuje provozovateli i vlastníku (v případě Žel. Rudy se jedná o jednu osobu) přidanou hodnotu, která je popsána v bodech níže:

- Projektová dokumentace v digitální podobě je ve stavu „skutečně“ skutečného provedení, pakliže je využit potenciál online sběru a správy provozních dat a projekt je aktualizován při ručním zásahu do fyzické infrastruktury.

- Je možné plánování délky filtračního cyklu na základě predikce času průniku vloček filtračním ložem (zkrácení/prodloužení filtrace).
- Možnost optimalizace výkonu úpravny vody (množství upravené vody vyrobené za jednotku času) při znalosti vývoje potřeby vody a aktuálního výkonu úpravny
- Technologický zásah na základě odsimulovaného scénáře pro zadané vstupní parametry (např. kvalita surové vody) např. změnou dávky koagulačního činidla nebo dávky činidla pro hygienické zabezpečení při prediktivní znalosti potenciálu tvorby DBPs při okalovém stavu.

4. ZÁVĚRY

Spíše než závěry jsou níže uvedeny poznatky z vývoje a provozu digitálního dvojčete v infrastruktuře ÚV Železná Ruda, získané v rámci řešení výzkumného projektu multioborového konsorcia vedeného Ústavem Technologie vody na VŠCHT Praha:

- Vývoj digitálního dvojčete ukazuje nutnost multioborových znalostí a jejich funkční provázání.
- Nástroj digitální dvojče bude pro každou lokalitu jedinečný, s nutností digitalizace infrastruktury a kalibrace použitých simulačních nástrojů.
- Co lze však replikovat, je znalost postupů tvorby jednotlivých komponent a využití takových dílčích SW a HW prvků, které jsou kompatibilní s fyzickou infrastrukturou.
- Tento pilotní projekt demonstruje dosud první propojení projekční a provozní fáze životního cyklu technologického celku ve vodárenské praxi ve prostředí České republiky, kdy výstupem je simulační nástroj samotného procesu úpravy vody propojený s virtuální replikou fyzické infrastruktury.
- Využitelnost digitálních dvojčat v praxi je bezesporu vysoká, nyní je však vedle dalšího zdokonalování potřebné najít vhodný obchodní model pro jejich prosazení v provozní praxi.

PODĚKOVÁNÍ

Tento příspěvek vznikl za účelové podpory Ministerstva vnitra České republiky z projektu „TWIN SKIN – Digitální dvojče úpravny vody pro efektivní řízení rizik kritické vodárenské infrastruktury“ v rámci Programu bezpečnostního výzkumu ČR, vývoj, testování a evaluace nových bezpečnostních technologií (SECTECH).

Autoři děkují městu Železná Ruda za zpřístupnění infrastruktury ÚV a aktivní součinnost při řešení výzkumného projektu a dále Ing. Pišanovi (TECHNOPROCUR spol. s r.o.) za konzultace a servis online instrumentace na ÚV nad rámec běžného provozu ÚV.

SEZNAM LITERATURY

Dolejš, P., Hložanka, F. (2022). Projektování vodohospodářských technologických celků v COMOS jako příprava na BIM. in: *TZB-info*.

Rietveld, L.C. (2005). *Improving operation of drinking water treatment through modelling*, Delft University of Technology, Institutional Repository of Faculty of Civil Engineering and Geosciences, pp. 141.

OBSAH

Hydraulické posouzení rozdělovacího objektu SVL ÚČOV Praha pomocí CFD modelu

Bareš V.[1]*, Kántor M.[1], Picek T.[1], Kuba P.[2], Kolář D.[2], Havlík V.[2]
[1]České vysoké učení technické učení v Praze, Katedra hydrauliky a hydrologie, Thákurova 7, 166 29 Praha 6
[2]Sweco a.s., Táborská 31, 140 16, Praha 4
**autor pro korespondenci, email: baresvoj@cvut.cz*

ABSTRAKT
Cílem studie je posoudit stávající a nově navrhované geometrie rozdělovacího objektu (RO) stávající vodní linky ÚČOV Praha z hlediska rozdělení průtoku na čtyři stejné díly. Hydraulické posouzení je založeno na CFD simulacích v prostředí OpenFOAM, které je doplněno 1D bilancí mechanické energie proudu a fyzikálním modelem přelivu. Výsledky ukazují, že zakřivení nátoku a rychlosti proudění ovlivňují nesouměrnost proudového pole v RO, což se projevuje v nerovnoměrném hydraulickém zatížení kruhové přelivné hrany. Jako nejvýhodnější se jeví model 06, jehož efektivitu lze zvýšit instalací soustředné norné stěny, kdy se odchylky redukují z hodnot ± 7÷10% na hodnoty ±2÷3% pro maximální průtok.

KLÍČOVÁ SLOVA
CFD; ČOV; kruhový přeliv; rozdělení průtoku; simulace proudění

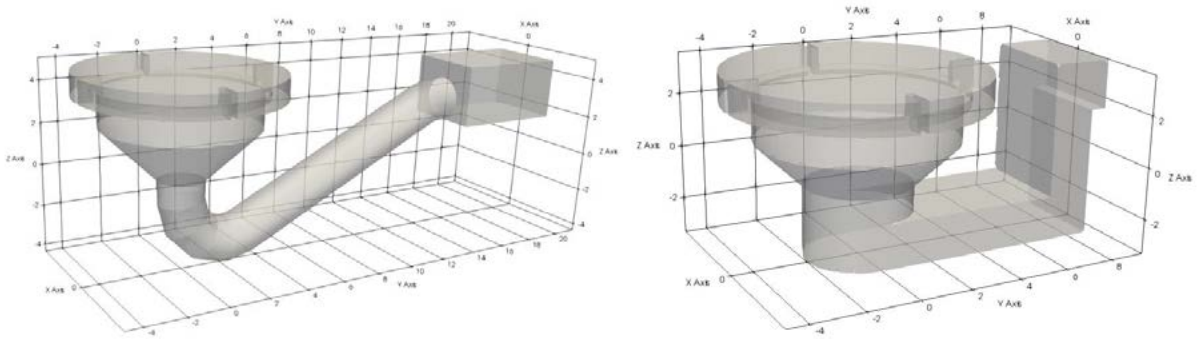
1. ÚVOD

Rovnoměrné rozdělení průtoku na čtyři rovné díly je základní funkcí rozdělovacího kašnového objektu (RO) na Stávající vodní lince (SVL) ÚČOV Praha. Uvedený RO rozděluje vodu na 4 usazovací nádrže primární sedimentace. Zkušenosti z provozu ukazují, že stávající geometrie vykazuje nerovnoměrnosti při rozdělení průtoku, především při zvýšeném průtoku během dešťových událostí, nicméně tato nerovnoměrnost není kvantifikována. Při přestavbě SVL bylo cílem změnit uspořádání RO tak, aby byly i sníženy investiční náklady a výrobní nároky na nový objekt při dodržení rovnoměrného rozdělení průtoku při návrhovém maximálním průtoku.

Současná geometrie objektu, jakož i nově navrhované varianty, jsou založeny na stejném principu. Jedná se o kašnový objekt s kruhovou přelivnou hranou, kdy je voda do objektu přiváděna vertikálně od spodu nahoru. Rozdělení průtoku je založeno na předpokladu osově souměrného vertikálního proudění a rovnoměrného hydraulické zatížení čtyř kvadrantů přelivné hrany. Při splnění uvedených předpokladů a při stejné délce a niveletě přelivných hran v jednotlivých kvadrantech RO lze předpokládat, že průtok bude rozdělen rovnoměrně.

Zpracovaná studie si klade za cíl posoudit stávající objekt a nově navrhované varianty z hlediska rovnoměrnosti rozdělení průtoku pomocí experimentálních a numerických CFD simulací. Konkrétními cíli studie jsou posouzení následujících dílčích problémů:

- Posoudit stávající geometrii a kvantifikovat odchylky v rozdělení průtoku přitékajícím do jednotlivých čtyř UN,
- Obdobně posoudit a kvantifikovat výsledky pro nově navrhovanou geometrii RO,
- Pokusit se najít optimální řešení a toto řešení verifikovat CFD simulací.



Obr.1. *Základní posuzované geometrické varianty RO: (vlevo) původní geometrie RO, (vpravo) nový návrh Sweco se širokým nátokovým kanálem. Nová geometrie RO vznikla pro původní dispoziční uspořádání vodní linky s předřazenou denitrifikací a vyšším návrhovým průtokem 10,6 $m^3.s^{-1}$.*

2. POSUZOVANÉ GEOMETRICKÉ KONFIGURACE ROZDĚLOVACÍHO OBJEKTU

Jako základní geometrické varianty objektu byly uvažovány *i)* původní geometrie objektu na SVL ÚČOV Praha a *ii)* varianta navržená zadavatelem studie, která má za cíl stavebně zjednodušit a zlevnit řešení celého objektu (Obr. 1). Záměrem je snížit hloubku založení, snížit nátokovou rychlost do objektu a vyhnout se výrobě zaobleného nátokového potrubí s průměrem D = 2,2 m. Oba základní typy jsou zobrazeny na následujících obrázcích. Obě varianty geometrie RO měli původně jiný návrhový maximální průtok.

3. CFD MATEMATICKÝ MODEL ROZDĚLOVACÍHO OBJEKTU

Numerická simulace 3D proudění (CFD) v objektu je provedena opensource softwarem *OpenFOAM*, vyhodnocení a vizualizace opensource softwarem *ParaView*.

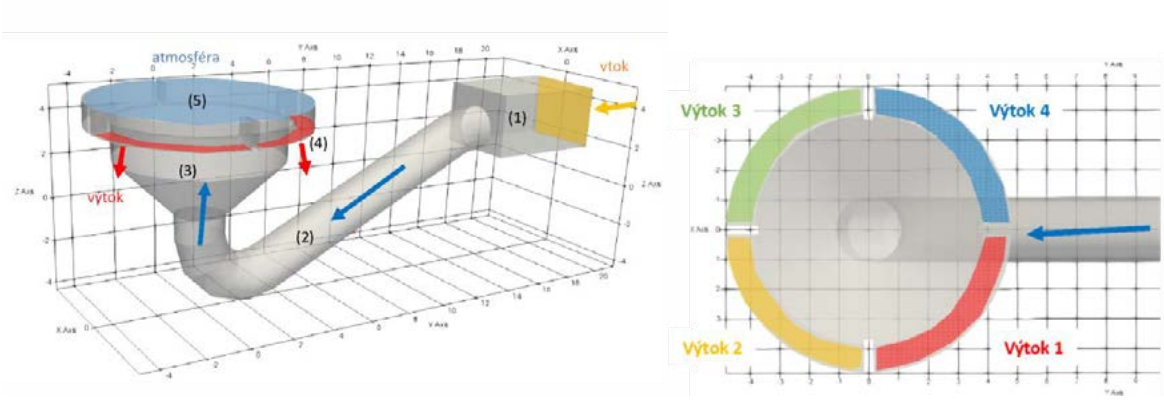
Příprava geometrie byla provedena v externím SW a exportována ve formátu *.stl. Poté byla pro geometrii vytvořena výpočetní síť nástrojem *snappyHexMesh*, který je standardní součástí *OpenFOAM*, poté řešena solvery v *OpenFOAM* a vyhodnocena v *ParaView*.

V rámci softwaru *OpenFOAM* je pro výpočet využit algoritmus *interFOAM*, tj. výpočet nestlačitelného, nestacionárního, vícefázového proudění (proudění vody a vzduchu) s turbulencí (modelem turbulence SST k-omega) dle defaultního nastavení tutoriálových úloh *OpenFOAM* a nastavením Courantova čísla na hodnotu 2.

Koncepční řešení jednotlivých modelů

Geometrie celého RO je pro potřebu výpočtu schematizována a obsahuje 1) vtokovou část, 2) nátokový kanál, 3) rozdělovací objekt s přelivnými hranami a 4) odtokem do čtyř výtoků (Obr. 2). Výtoky jsou číslovány po směru hodinových ručiček v půdorysu od zaústění nátokového kanálu.

Protože výsledkem simulace je proudění o volné hladině, je nutné mít nad hladinou dostatečný prostor pro proudění vzduchu. Strop rozdělovacího objektu je tvořen 5) plochou komunikující s atmosférou (Obr. 2).



Obr. 2. *(vlevo) Axonometrický pohled na geometrii modelu s vyznačením jednotlivých částí modelů a vstupních a výstupních okrajových podmínek. (vpravo) Schématické barevné označení jednotlivých odtokových kvadrantů. Uvedené barvy odpovídají barevnému označení ve výsledkové části článku.*

Okrajové a počáteční podmínky

Vstupní objemový průtok je určen pro dvě průtokové varianty jako Q_1=4,5 $m^3.s^{-1}$ (návrhový průtok) nebo Q_2=1,2 $m^3.s^{-1}$ (průměrný průtok); což odpovídá průtoku v průběhu dešťové události a bezdeštnému průtoku.

V čase T=0 s (počáteční podmínka výpočtu) je model vyplněn vodou na úroveň očekávané hloubky proudění.

Přepadové hloubky a kóta hladiny v kruhovém RO jsou pro jednotlivé průtoky a geometrické varianty určeny na základě fyzikálního výsekového modelu v hydraulické laboratoři v měřítku 1:3. Vstupní okrajová podmínka (poloha hladiny) je potom dále dopočítána pomocí 1D bilance mechanické energie podél celého objektu a výpočtu celkové ztrátové výšky v objektu. Hodnoty součinitelů místních ztrát vychází z Idelchik (1994).

Geometrické varianty posuzované numerickou simulací

Vedle dvou základních geometrických variant byly dále posouzeny i varianty alternativní, které jsou založeny na uvedených základních variantách. Všechny posuzované varianty jsou uvedeny v následující tabulce (Tab. 1). Varianty jsou řazeny tak, v jakém pořadí byly navrženy a počítány. Vedle těchto základních variant byly ještě testovány další odlišné přístupy řešení, nicméně s horšími výsledky, než poskytují uvedené varianty.

Tab. 1. *Seznam všech řešených geometrických a výpočetní variant.*

Označení	Slovní charakteristika	Výpočetní schématizace		
		mřížka	čas	Q
Model 06 (TYP I)	Geometrie původního RO	Hrubý a detailní model	300 sek	Q_1, Q_2
Model 12 (TYP II)	Nově navržená geometrie SWECO	Hrubý model	150 sek	Q_1
Model 14	Upravená geometrie SWECO se zúženým nátokem	Hrubý model	150 sek	Q_1
Model 22	Alternativní geometrie s válcovou nádrží a excentrickým širokým nátokem	Hrubý model	150 sek	Q_1
Model 06b	Geometrie původního RO s vloženou soustřednou nornou stěnou	Hrubý a detailní model	300 sek	Q_1, Q_2
Průtokové stavy pro CFD: Q_1 = 4,5 $m^3.s^{-1}$; Q_2 = 1,2 $m^3.s^{-1}$				

Výpočetní mřížka CFD modelu

Výpočetní síť je tvořena z výpočetních objemů různých tvarů. Základním prvkem je hexaedr (kvádr-šestistěn); doplňkovými prvky jsou polyedry (mnohostěny), které vyplňují zbytek oblastí, kde není možné hexaedry použít. Protože výsledkem simulace je modelování poměrů proudění o volné hladině v objektu a přepad vody, je výpočetní mřížka kolem přelivných hran a v okolí předpokládané hladiny zahuštěna.

Základní parametry středně hrubé (medium-M) výpočetní sítě:

- Max. velikost elementu v oblasti volného proudu 10 x 10 x 10 cm;
- Zahuštění v blízkosti stěn na velikost elementů 5 x 5 x 5 cm;
- Zahuštění v blízkosti přelivné hrany a hladiny na velikost elementů 2,5 x 2,5 x 2,5 cm;
- V blízkosti stěn modelu je použita inflace výpočetní sítě s třemi vrstvami elementů;
- Celkový počet výpočetních elementů je přibližně 4 miliony v rámci jednoho modelu.

Vlastní testování simulací a variant geometrií probíhalo na hrubé výpočetní síti (coarse-C), tato síť měla dvakrát větší elementy.

4. KRITÉRIA POSOUZENÍ JEDNOTLIVÝCH VARIANT

Jednotlivé varianty jsou vzájemně posouzeny na základě:

- Vizualizace proudění ve formě rychlostního pole ve střední rovině potrubí a na hladině, vizualizace proudnic.
- Vyhodnocení časově středních absolutních průtoků a relativních odchylek v jednotlivých kvadrantech přelivu.
- Vyhodnocení časového průběhu průtoku ve výtokových kvadrantech rozdělovacího objektu – časová stabilita rozdělení odtoku z objektu.

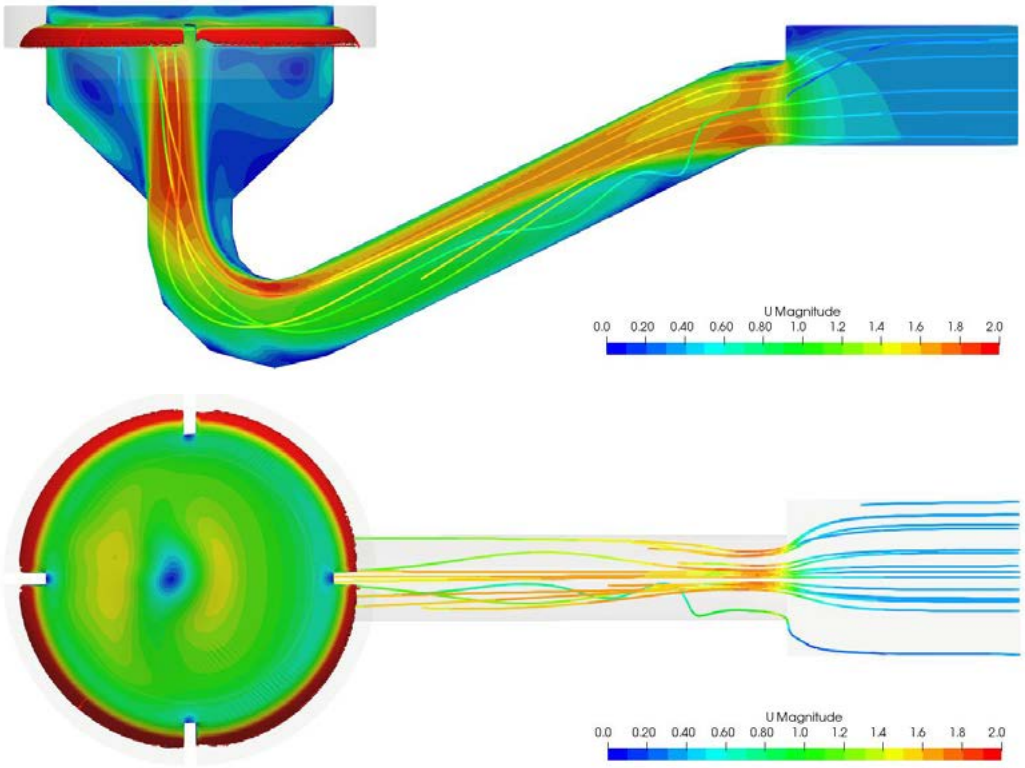
5. VÝSLEDKY

Vizualizace a charakter proudění

Model 06. Obr. 3 znázorňuje předpokládaný charakter proudění v celém objektu pro maximální návrhový průtok $Q_1 = 4{,}5\ m^3.s^{-1}$. Z obrázku je patrné, že zakřivení proudnic v nátoku se propaguje do hlavního uklidňovacího prostoru objektu a způsobuje asymetrické zatížení hladiny a přelivné hrany v RO. Z toho plyne nerovnoměrné rozdělení průtoku mezi jednotlivými kvadranty přelivu a tím i nerovnoměrná bilance zatížení na jednotlivé sedimentační nádrže.

Přítoková rychlost do RO je poměrně vysoká a nedochází k jejímu utlumení po výšce objektu. Rychlost u hladiny je přibližně $1{,}5\ m.s^{-1}$. To se projevuje deformací hladiny, která narůstá přibližně o rychlostní výšku, při tomto průtokovém stavu je to o přibližně 0,1 m. V kombinaci s asymetrickým rozdělením proudu v nádrži tak dochází k asymetrické deformaci volné hladiny, kdy nejvyšší hladina je situována v půdorysu mimo střed kruhového RO.

Z výsledků je patrný trend, kdy kvadranty 2 a 3, které jsou dále od nátoku, vykazují vyšší přepadová množství oproti ideálnímu rozdělení. Naproti tomu kvadranty 1 a 4 vykazují menší přepadová množství. Toto je důsledkem asymetrického rozdělení rychlostí v objektu a asymetrického zatížení volné hladiny. Asymetrie nátoku je viditelná v podélném řezu celým objektem a je patrná i z půdorysného pohledu na volnou hladinu v RO.

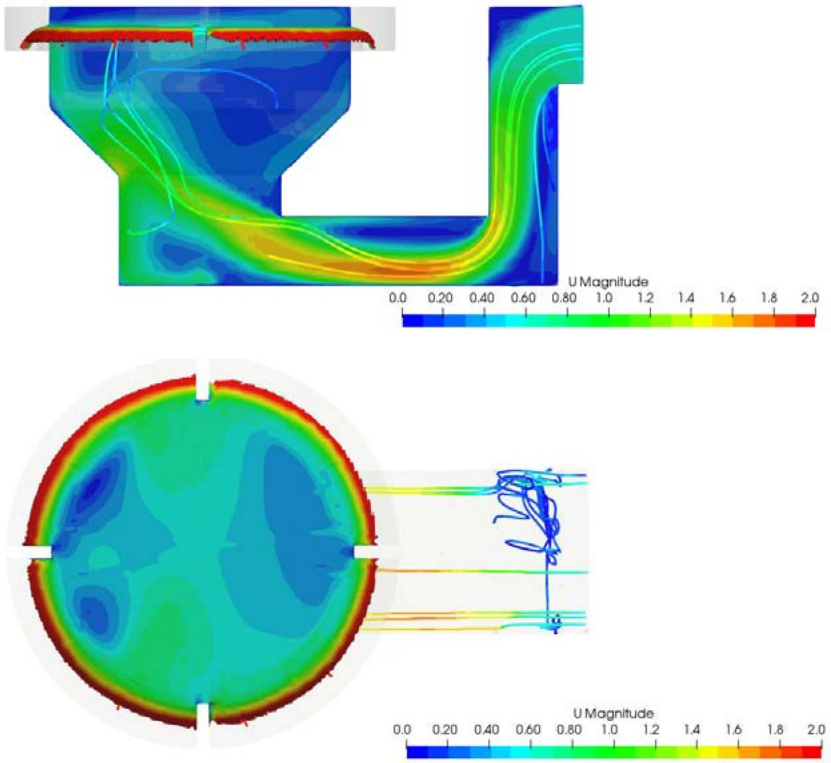


Obr. 3. *Model 06, Q_1 = 4.5 $m^3.s^{-1}$. (nahoře) Podélný řez včetně přívodního kanálu a nátokového potrubí. (dole) Půdorysný pohled na volnou hladinu v RO včetně vizualizace proudnic v přívodním kanálu a nátokovém potrubí. Barevná stupnice zobrazuje časově střední hodnoty rychlosti v rozsahu 0 – 2,0 $m.s^{-1}$.*

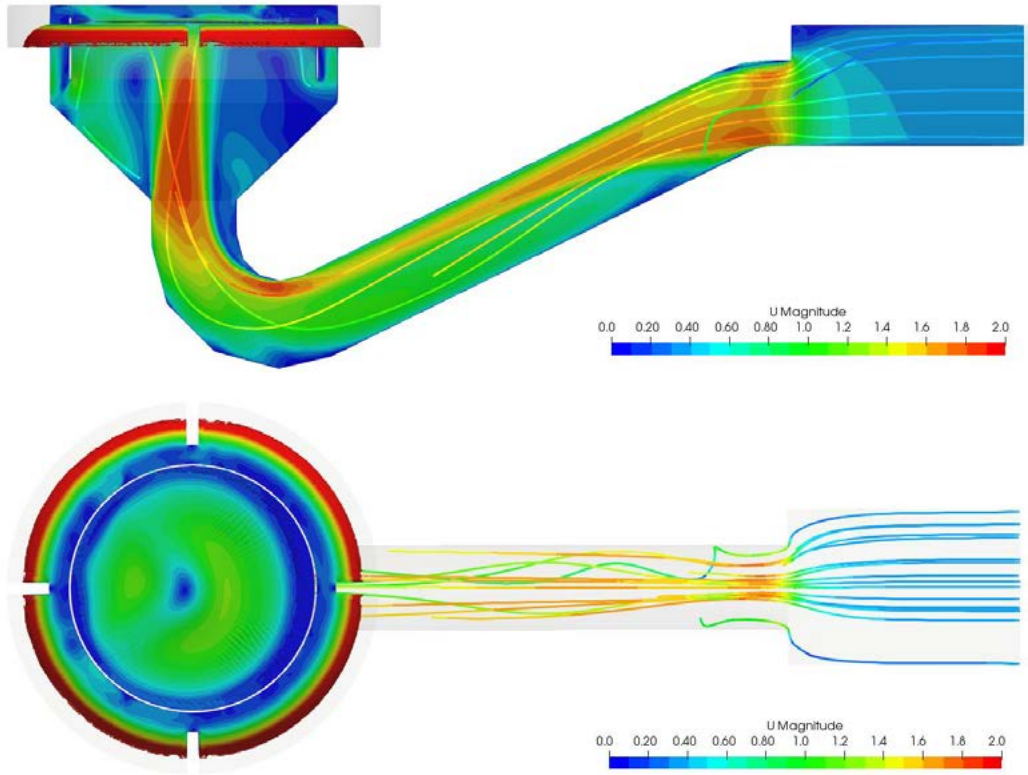
Model 12. Výsledky simulace pro novou geometrii ukazují, že rozšířený nátokový kanál vede ke snížení rychlostí pro Q_1 = 4,5 $m^3.s^{-1}$ v nátoku i při vertikálním proudění v RO (Obr. 4). Nicméně ostré obtékané hrany v nátokovém kanálu vytváří poměrně výrazné úplavy, které snižují efektivní průtočnou plochu, a proto jsou okamžité rychlosti hlavního proudu stále poměrně vysoké. Především druhý úplav v horizontální části způsobuje zakřivení proudu a jeho odraz ode dna šikmo vzhůru směrem k výtokovým kvadrantům 2 a 3. To vede ve výsledku k vyššímu hydraulickému zatížení přelivných hran v těchto kvadrantech a k disproporci v rozdělení průtoku. Negativním jevem jsou dvě mrtvé zóny u dna přívodního kanálu a dna RO, které mohou být zónami se zvýšenou sedimentací NL.

Alternativní varianty. Další alternativní geometrické varianty nepřinesly očekávané výsledky a byly vždy horší, než varianta stávající (Model 06).

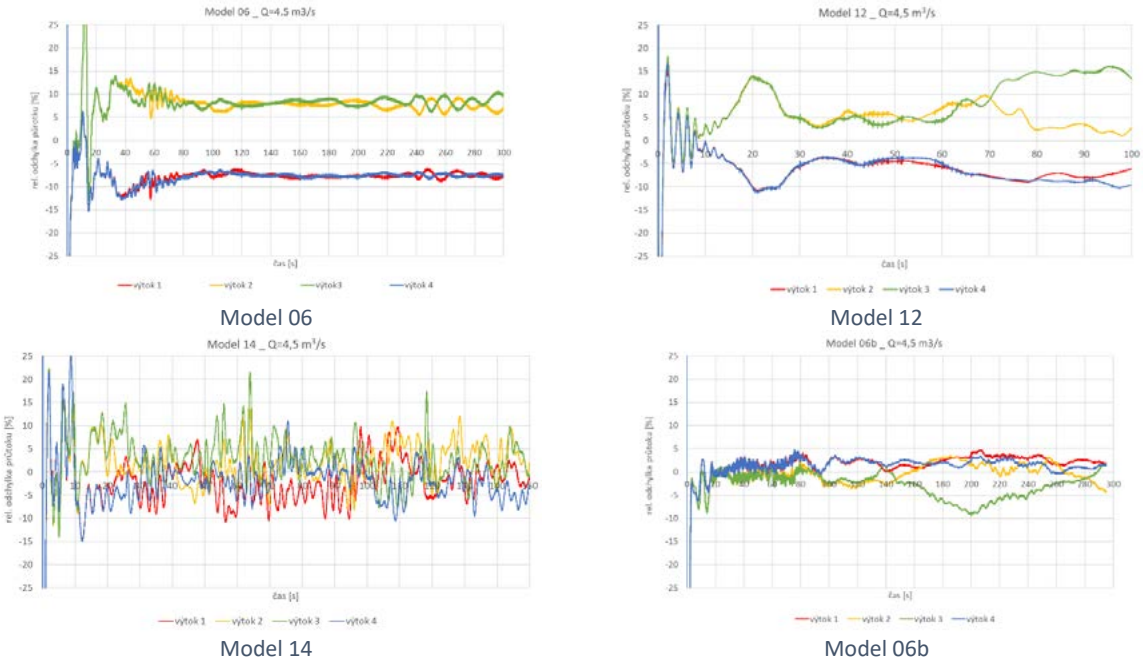
Model 06b. Po neuspokojivých výsledcích byla modifikována původní varianta, která dosahovala doposud nejlepších výsledků (Obr. 5). Do objektu byla vnořena soustředná norná stěna, která je vzdálena od přelivné hrany 0,5 m. Proudění podobně jako u modelu 06 je výrazně vertikální s tvorbou struktury na hladině. Nicméně norná stěny tuto strukturu stabilizuje a její vliv na průtok na přelivných hranách je tak minimální. Obtékání norné stěny navíc stabilizuje přepad vody na všech přelivných hranách. Tato varianta tak přináší nejlepší hydraulické výsledky. To platí pro oba průtokové stavy.



Obr. 4. *Model 12, Q_1 = 4.5 $m^3.s^{-1}$. (nahoře) Podélný řez včetně přívodního kanálu a nátokového potrubí. (dole) Půdorysný pohled na volnou hladinu v RO včetně vizualizace proudnic v přívodním kanálu a nátokovém potrubí. Barevná stupnice zobrazuje časově střední hodnoty rychlosti v rozsahu 0 – 2,0 $m.s^{-1}$.*



Obr. 5. *Model 06b, Q_1 = 4.5 $m^3.s^{-1}$. (nahoře) Podélný řez včetně přívodního kanálu a nátokového potrubí. (dole) Půdorysný pohled na volnou hladinu v RO včetně vizualizace proudnic v přívodním kanálu a nátokovém potrubí. Barevná stupnice zobrazuje časově střední hodnoty rychlosti v rozsahu 0 – 2,0 $m.s^{-1}$.*



Obr. 6. *Průběh relativních odchylek v čase od ideální čtvrtiny celkového průtoku jednotlivými kvadranty pro Q_1 = 4,5 $m^3.s^{-1}$ a pro všechny geometrické varianty 06, 12, 14 a 06b.*

Vyhodnocení časového průběhu průtoku a časově středních odchylek ve výtokových kvadrantech

Následující grafy (Obr. 6) vykreslují výsledné relativní odchylky průtoku v jednotlivých kvadrantech pro jednotlivé geometrické varianty v průběhu výpočtu pro dešťový průtok. Modely 06 a 06b vykazují nejvyšší stabilitu v čase, nicméně pro model 06 vychází odchylka přibližně v rozmezí ± 7÷10%, kdy větší množství přepadá v kvadrantech umístěných dále od přítoku (kvadrant 2 a 3) a menší množství v kvadrantech blíže přítoku (kvadrant 1 a 4). Tento nepoměr je platný pro všechny navržené varianty (vyjma model 22). Stabilizace výtokové struktury na hladině pomocí soustředné norné stěny (model 06b) výrazně snižuje rozdíl mezi jednotlivými kvadranty a vede k téměř optimálním hydraulickým výsledkům s odchylkami v průtocích v rozmezí 2÷3%.

Nově navrhované varianty vedou k výrazně horším výsledkům (model 12 a 14 i alternativní model s excentrickým nátokem – model 22). Model 12 se projevuje pomalými změnami v čase, které jsou dány především šířkou kanálu, odtrháváním proudu od ostrých hran v nátoku a vytvářením velkých sekundárních struktur, které se přemisťují ze strany na stranu. Model 14 se zúženým nátokem s výrazně vyššími nátokovými rychlostmi se vyznačuje výskytem struktur s vyšší frekvencí, což se projevuje na rychlých změnách v odtokovém množství. Zajímavé je, že časově střední hodnoty by vysoké odchylky nevykazovaly.

6. ZÁVĚRY

V uvedené studii pro hydraulické posouzení RO byla provedena řada hydraulických experimentů včetně detailní CFD simulace pro navržené geometrické konfigurace. Z uvedených experimentů, výpočtů a získaných výsledků lze odvodit následující závěry:

- CFD simulace ukázaly předpokládané asymetrické rozdělení rychlostí v RO a asymetrickou deformaci hladiny, které dohromady vedou k nerovnoměrnému zatížení

přelivných hran podél obvodu RO. Více zatížené jsou přelivné hrany v kvadrantech dále od nátoku do RO.

Podrobné CFD simulace dále přinesly další výsledky a poznatky, které lze shrnout následovně:

- Průtok na přelivu se pro Model 06 v jednotlivých kvadrantech přelivu odchyluje od ideální ¼ průtoku přibližně o ±7÷10% pro dešťový průtok a o ±2÷3% pro bezdeštný průměrný průtok. Odchylka průtoků v kvadrantech symetrických vůči podélné ose objektu je blízká nule.
- Model 12 přináší zvýšenou nestabilitu v čase, která je dána obtékáním hran a velkými rozměry přívodního kanálu.
- Model 14 se zúženým přívodním kanálem vykazuje zvýšenou nestabilitu v čase jiného typu. Díky vyšším průřezovým rychlostem jsou nestability výrazně vyšší frekvence. Příčinou je opět obtékání ostrých hran na vtoku do RO, avšak při vyšších rychlostech.
- Nejlepší hydraulické výsledky přináší geometrická úprava modelu 06 formou soustředné norné stěny (Model 06b). Odchylka průtoků v jednotlivých kvadrantech se pohybuje v rozmezí 2÷3% pro dešťový průtok a je blízká nule pro bezdeštný průtok.

Norná stěna v objektu přináší výraznou stabilizaci proudění a vede k dalšímu zlepšení rozdělení průtoku v RO. Tuto variantu je však nutné posoudit z hlediska provozních vlastností, kdy je nutné zvážit především problematiku plovoucích látek a především i tuků. Dále je nutné poznamenat, že poloha norné stěny a její rozměry nebyly nijak optimalizovány. Geometrický návrh je založen na odborném odhadu řešitelů studie.

Výsledky uvedené studie ukazují, že rozdělení průtoku v objektech s volnou hladinou a malým objemem v poměru k průtočnému množství je reálným problémem, kde neexistuje typizované řešení.

PODĚKOVÁNÍ

Za součinnost při zpracování studie děkujeme společnostem PVS a.s. a PVK, a.s.

SEZNAM LITERATURY

Idelchik I.E. (1994). *Handbook of Hydraulic Resistance.* 3rd Edition, CRC-Press.

OpenFOAM (2021). *User Guide* [online]. Dostupné z: https://www.openfoam.com/documentation/user-guide.

ParaView (2018). *The ParaView Tutorial.* [online]. Dostupné z: https://www.paraview.org/download/

S.04 ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD

OBSAH

Nové trendy ve sledování a řízení mikrobiologie kalu na ČOV

Czakojová J.*, Lánský M., Srb M., Sýkora P.
Pražské vodovody a kanalizace, a. s., Ke Kablu 971/1, Hostivař, 102 00 Praha 10
**autor pro korespondenci, email: jitka.czakojova@pvk.cz*

ABSTRAKT
Tento článek přináší porovnání výsledků využívaných metod analýz aktivovaného kalu z pohledu jejich použití při monitoringu a řízení biologického stupně čištění společně s několika konkrétními příklady z mnohaletého kontinuálního sledování na ÚČOV Praha. S vývojem analýz molekulární biologie došlo k jejich rozšíření i do čistírenství. Z pohledu řízení biologického procesu jsou velmi zajímavé poznatky, že pomocí sekvenace DNA mohou být od sebe rozlišeny dva druhy *Microthrix* (*M. parvicella a M. subdominans*), a že jeden z těchto druhů (*M. parvicella*) je imunní vůči dávkování hlinitých solí. Tyto výsledky mohou přispívat k optimálnímu nastavování technologie biologického stupně.

KLÍČOVÁ SLOVA
Aktivovaný kal; fluorescenční in situ hybridizace; kinetické testy nitrifikace; Microthrix parvicella; Microthrix subdominans; sekvenování DNA

1. ÚVOD

Na ČOV s biologickým čištěním je velmi důležité znát mikrobiologické složení a vlastnosti aktivovaného kalu. Z jeho charakteristik lze usuzovat například, jak se bude kal chovat v dosazovacích nádržích nebo jak bude fungovat nitrifikace, jakožto jeden z nejcitlivějších procesů biologického čištění. Na Ústřední čistírně odpadních vod Praha (ÚČOV Praha) se využívá ke kontrole aktivovaného kalu mikroskopický rozbor, který patří mezi nejčastěji používané metody. Dále je využívána fluorescenční in situ hybridizace (FISH) zaměřená na přítomnost nitrifikantů a kinetické testy nitrifikace. Nově od podzimu 2022 probíhá sledování aktivovaného kalu z aktivačních nádrží Stávající vodní linky (SVL) a Nové vodní linky (NVL) ÚČOV Praha pomocí sekvenace DNA.

Sledování mikrobiologických vlastností aktivovaného kalu pomocí mikroskopické analýzy má na ÚČOV Praha mnohaletou tradici. Ta započala v 80. letech 20. století, kdy byly dominantními vláknitými organismy Sphaerotilus natans a/nebo Typ 021N. Změny ve skladbě potravin domácností, podílu průmyslových vod a pokles spotřeby vody na počátku 90. let vedly ke změně dominantního vlákna na *Nostocoida limicola* (Rosetti a kol., 2017). Koncem 90. let 20. století korespondoval vývoj mikrobiální populace na ÚČOV Praha s trendem v ČR. Dominantním vláknem se v aktivační směsi stala *Microthrix* způsobující vláknité bytnění, v biologické pěně pak GALO způsobující její nadměrnou tvorbu (Wanner a kol. 1998). Postupy využívané na ÚČOV pro potlačení vláknitého bytnění a tvorby biologické pěny vycházely z nejlepší dostupné praxe popsané v literatuře (shrnutí viz Rosetti a kol., 2017) a zahrnovaly mechanické odstraňování pěny, sběr plovoucích látek na dosazovacích nádržích, mechanické rozstřikování pěny (Wanner a kol., 1999), a především dávkování hlinitých solí v zimním období (Nielsen a kol., 2003; Paris a kol., 2003). *Microthrix* je i v současné době po většinu roku dominantním vláknitým mikroorganismem v aktivovaném kalu a je příčinou jeho zhoršených separačních vlastností.

S vývojem analýz molekulární biologie došlo k jejich rozšíření i do čistírenství. V rámci celosvětových screeningových kampaní aktivovaného a anaerobního kalu byly objeveny nové

druhy mikroorganismů a jsou prozkoumávány jejich charakteristiky (Dueholm a kol., 2022). Poznatky z těchto kampaní jsou uvedeny v referenční databázi genu 16S rRNA MIDAS (https://www.midasfieldguide.org/guide). Tato veřejně dostupná databáze přináší přehledný zdroj informací o jednotlivých mikroorganismech, jako například jejich vlastnosti, výskyt a metabolismus. V databázi je možné vyhledávat mikroorganismy i pomocí BLAST algoritmu, který porovnává sekvence DNA.

Z pohledu řízení biologického procesu je velmi zajímavý poznatek dánských vědců Nierychlo a kol. (2021), že vláknitý mikroorganismus, který je na základě identifikace mikroskopem označován jako *"Microthrix parvicella"*, může být zaměňován za jiný druh *Microthrix*. Tento nový druh byl objeven pomocí sekvenace DNA a byl pojmenován *Microthrix subdominans*. Vlákna těchto dvou druhů vypadají pod mikroskopem stejně, ale jejich vlastnosti jsou jiné. Bylo zjištěno, že druh *M. parvicella* je imunní proti dávkování hlinitého koagulantu, zatímco druh *M. subdominans* nikoliv (Wágner a kol., 2022). Díky tomuto objevu by mohlo být sekvenování DNA využíváno v čistírenské praxi při rozhodování o dávkování hlinitého koagulantu pro potlačení daného vlákna.

2. MATERIÁL A METODY

Identifikace vláknitých mikroorganismů a jejich četnosti

Identifikace vláknitých mikroorganismů a hodnocení jejich četností byla provedena podle Jenkins a kol. (2003). Pro identifikaci typů vláknitých mikroorganismů bylo použito Gramovo a Neisserovo barvení.

Fluorescenční in situ hybridizace

Fluorescenční in situ hybridizace (FISH) nitrifikačních bakterií byla prováděna podle Nielsena a kol. (2009). Genové sondy byly označení Cy3. Veškerá biomasa byla detekována barvením DAPI (Nielsen a kol., 2009). Nitrifikační bakterie byly detekovány na fluorescenčním mikroskopu Olympus BX51 s digitálním fotoaparátem XM10. Snímky byly pořízeny v softwaru Olympus cellSens. Bylo použito zvětšení 400x.

Pro hodnocení objemového podílu zastoupení nitrifikační populace v celkové biomase byl použit program vědecké analýzy obrazu a vizualizace Daime (Daims a kol., 2006). Bylo použito nastavení poloměru filtru v nástroji lokálního odčítání průměru pro úpravu pozadí Cy3 a roztažení histogramu v nástroji 2D filtr pro úpravu pozadí DAPI. Snímky byly segmentovány segmentací RATS-L.

Kinetické testy nitrifikace

Pro zjištění aktivity nitrifikačních mikroorganismů byly prováděny kinetické testy s umělým substrátem (roztok NH_4Cl). Během testu byl kal míchán, provzdušňován a hodnota pH byla udržována v rozmezí 7,0 – 7,5, což je optimální prostředí pro nitrifikační bakterie. Po celou dobu testování byla hodnota pH udržována pomocí roztoků NaOH a H_2SO_4.

Na počátku testu byl nadávkován zdroj nutrientů 2 mg/l P ve formě roztoku KH_2PO_4 a v čase t = 0 substrát ve formě roztoku NH_4Cl (25 mg/l N-NH_4^+). Ihned byl odebrán a zfiltrován první vzorek. První dvě hodiny byly vzorky odebírány po 15 minutách, poté po 30 minutách. Test trval 3 hodiny. Na začátku testu byl odebrán vzorek kalu na stanovení sušiny. Ve filtrátech

odebraných vzorků byla provedena stanovení $N\text{-}NH_4^+$, $N\text{-}NO_3^-$ a $N\text{-}NO_2^-$. Z průběhu závislostí koncentrací na čase byly zjištěny objemové a specifické rychlosti produkce dusičnanového a dusitanového dusíku (rychlost nitrifikace) a odstraňování amoniakálního dusíku.

Sekvenování DNA

Od podzimu roku 2022 probíhá každý měsíc vzorkování aktivovaného kalu ze SVL a NVL za účelem sekvenace DNA.

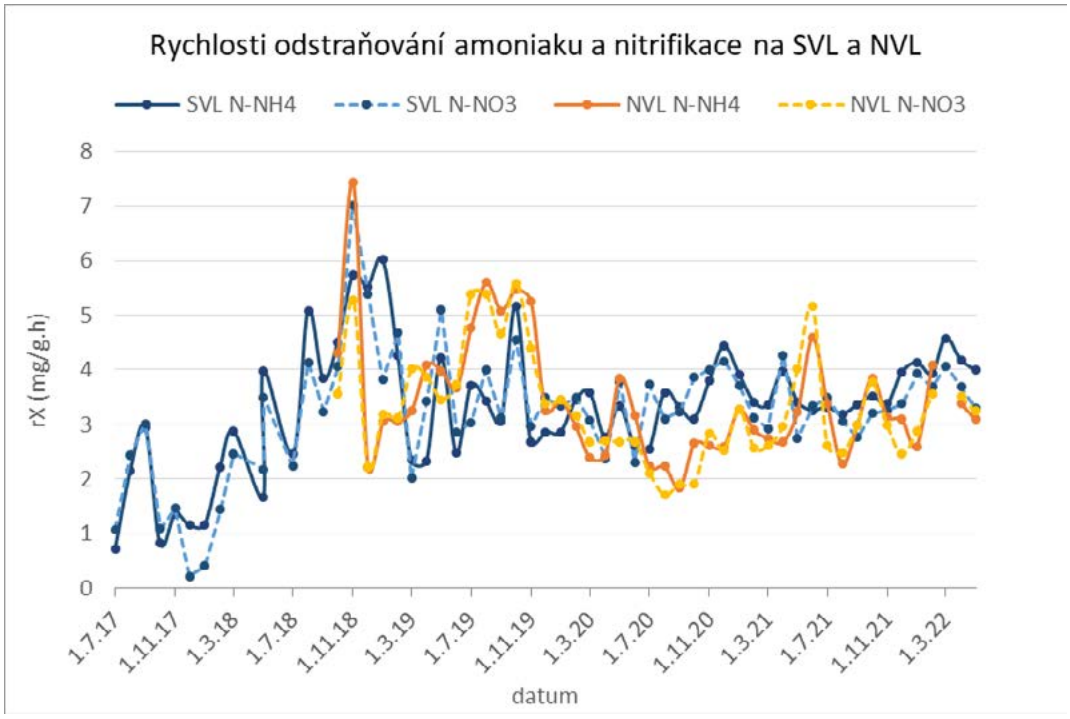
Vzorky aktivovaného kalu byly odebírány z aktivačních nádrží SVL a NVL ÚČOV Praha. 2 ml vzorku byly zamražovány v plastových zkumavkách při teplotě -20 °C. Dále byly vzorky expresně odesílány společností DHL do dánské firmy DNASense, která prováděla sekvenování. Výsledky byly obdrženy v řádu jednoho měsíce.

Pro identifikaci mikroorganismů bylo využito stanovení sekvence genu 16S rRNA. Ze vzorku se extrahovala DNA mikrobiálního společenství. Poté byla připravena sekvenační knihovna a provedena sekvenace DNA. Sekvenace DNA byla realizována pomocí zařízení MinION od firmy Oxford Nanopore Technologies (blíže na https://dnasense.com/mca/).

3. VÝSLEDKY

Nitrifikační kapacita aktivovaného kalu

Rychlost procesu nitrifikace byla kontinuálně sledována prostřednictvím provádění kinetických testů nitrifikace. Naměřené nitrifikační rychlosti a rychlosti odstraňování amoniaku jsou graficky znázorněny na Obr. 1. Nitrifikace v původním středně zatíženém systému SVL byla limitována nízkým stářím kalu (6–8 dní) a nízkou koncentrací rozpuštěného kyslíku (cca 0,8–1,2 mg/l), což se odráží v nízkých hodnotách nitrifikačních rychlostí a rychlostí odstraňování amoniaku.

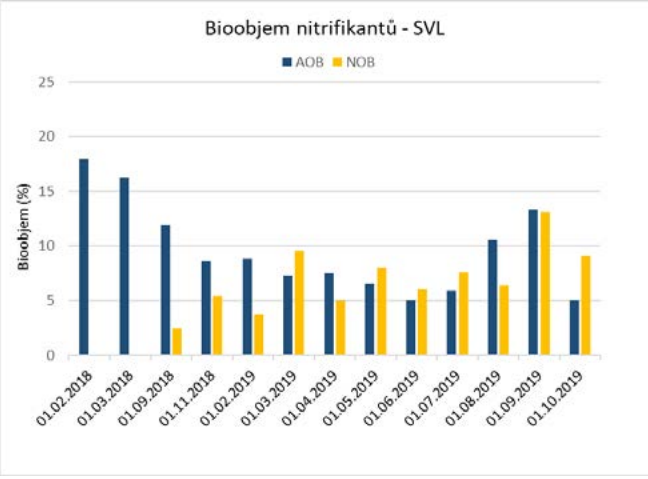


Obr. 1. *Rychlosti odstraňování amoniaku a nitrifikační rychlosti na SVL a NVL.*

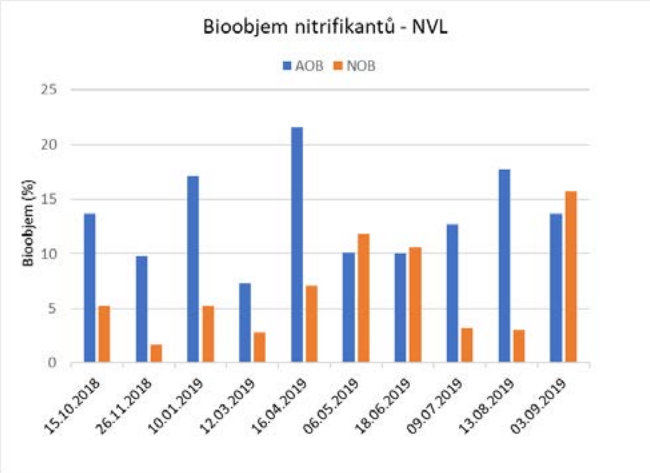
Dle výsledků analýzy FISH byla populace nitrifikačních bakterií na SVL na počátku roku 2018 hojně zastoupena β-proteobakteriemi oxidujícími amoniak (AOB) a ojediněle druhem *Nitrotoga arctica*, který je zodpovědný za oxidaci dusitanů na dusičnany. V období od 18. 2. do 3. 3. 2018 nebyla zjištěna přítomnost rodu *Nitrospira*, který se v aktivačních čistírnách běžně vyskytuje. Přítomnost druhu *Nitrotoga arctica* lze vysvětlit teplotou v aktivačním stupni nižší než 15 °C. Dle literatury (Lücker a kol., 2015) se tyto bakterie vyskytují v aktivovaném kalu při teplotách 7–16 °C. Byl detekován *Nitrosomonas oligotropha*, zástupce AOB. To také vedlo k nízké rychlosti odstraňování amoniaku kolem 1,59 g/g.h (Obr. 1).

Po zprovoznění NVL v září 2018 byl provoz SVL charakterizován postupným snižováním přítoku odpadních vod na cca 35 % za 3 měsíce. Stáří kalu se v důsledku tohoto snížení zvýšilo z 6-8 dní na 18–20 dní, přičemž stáří kalu na NVL se po tříměsíčním najíždění rovněž ustálilo na hodnotách 18–20 dní. Látkové zatížení aktivovaného kalu se změnilo ze středního (B_X = 0,25 kg/kg.d) na nízké zatížení (B_X = 0,13 kg/kg.d). Zvýšila se rovněž koncentrace O_2 v aktivaci z cca 1 mg/l na cca 1,5 mg/l. Všechny tyto změny vedly ke stabilizaci nitrifikace a komplexnější populaci nitrifikantů v aktivovaném kalu.

β-proteobakterie oxidující amoniak byly od zahájení provozu NVL po celou dobu zastoupeny bakteriemi *Nitrosomonas oligotropha* a ojediněle halofilními a halotolerantními *Nitrosomonas sp.* Oxidaci dusitanů na dusičnany zajišťovaly bakterie rodu *Nitrospira*. Rod *Nitrospira* byl sporadicky zastoupen druhy *Nitrospira nitrosa* nebo *Nitrospira nitrificans*, které jsou schopny plné nitrifikace (tzv. Commamox) (Daims a kol., 2015). Rychlost nitrifikace v nízko zatíženém systému byla 3,56 g/g.h, což bylo srovnatelné s publikovanými hodnotami pro systémy BAR (Pospíšil a kol. 2015). Při nájezdu NVL byly detekovány β-proteobakterie oxidující amoniak ve formě malých shluků nebo jednotlivých buněk. Tyto bakterie byly zastoupeny druhem *Nitrosomonas oligotropha* stejně jako na SVL. Objemové podíly AOB a bakterií rodu *Nitrospira* (NOB) v průběhu let 2018 a 2019 jsou znázorněny na Obr. 2 a Obr. 3. Je patrné, že na středně zatěžované SVL nebyly NOB detekovány, což korespondovalo s vyššími odtokovými koncentracemi dusitanů na odtoku. Po nájezdu NVL, které vedlo ke snížení zatížení SVL a nárůstu koncentrace O_2 se zastoupení NOB postupně zvyšovalo s kolísáním v zimním období. NVL v období najíždění rovněž vykazovala nižší zastoupení NOB, avšak po najetí se v roce 2019 velikost populace nitrifikantů rychle vzrostla.



Obr. 2. *Zastoupení nitrifikantů v biomase aktivovaného kalu na SVL.*



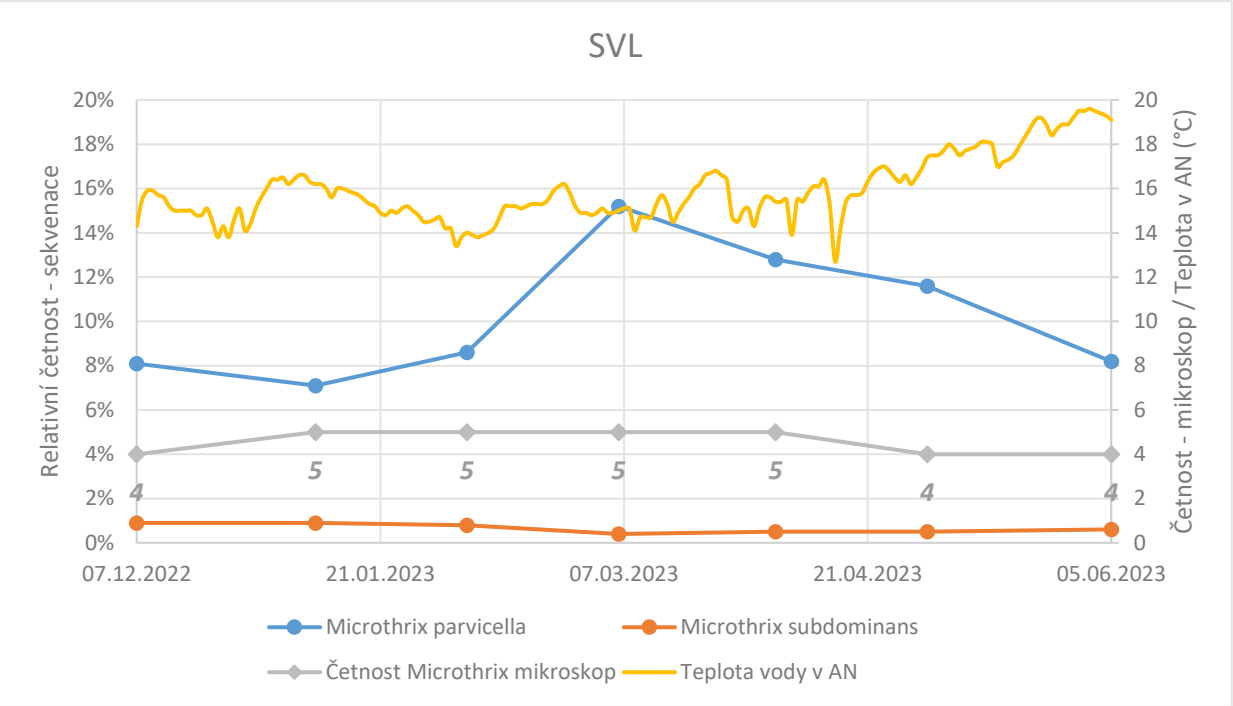
Obr. 3. *Zastoupení nitrifikantů v biomase aktivovaného kalu na NVL.*

Výsledky sekvenace DNA kalu

Sekvenací DNA aktivovaného kalu byly získány údaje o přítomnosti jednotlivých identifikovaných mikroorganismů a jejich relativní četnosti ve vzorku. Při vyhodnocování dat ze sekvenace DNA pro tento příspěvek jsme se primárně zaměřili na přítomnost *Microthrix parvicella* a *Microthrix subdominans*. Výsledky analýz jsou vyobrazeny v tzv. heatmap, kde jsou znázorněny relativní četnosti jednotlivých druhů. Jako příklad jsou uvedeny výsledky ze vzorkování na SVL ÚČOV Praha (Tab. 1). Relativní četnost *Microthrix parvicella*, která je imunní proti dávkování hlinitého koagulantu, byla nejvyšší v březnu 2023, zatímco relativní četnost *Microthrix subdominans* zůstávala dlouhodobě na nízkých hodnotách.

Tab. 1. *Relativní četnost (%) Microthrix parvicella a Microthrix subdominans na SVL Praha.*

datum	*Microthrix parvicella*	*Microthrix subdominans*
říjen 2022	7,8	1,1
listopad 2022	1,8	1,3
prosinec 2022	8,1	0,9
leden 2023	7,1	0,9
únor 2023	8,6	0,8
březen 2023	15,2	0,4
duben 2023	12,8	0,5
květen 2023	11,6	0,5
červen 2023	8,2	0,6



Obr. 4. *Porovnání výsledků sekvenace DNA a mikroskopické analýzy AK SVL Praha.*

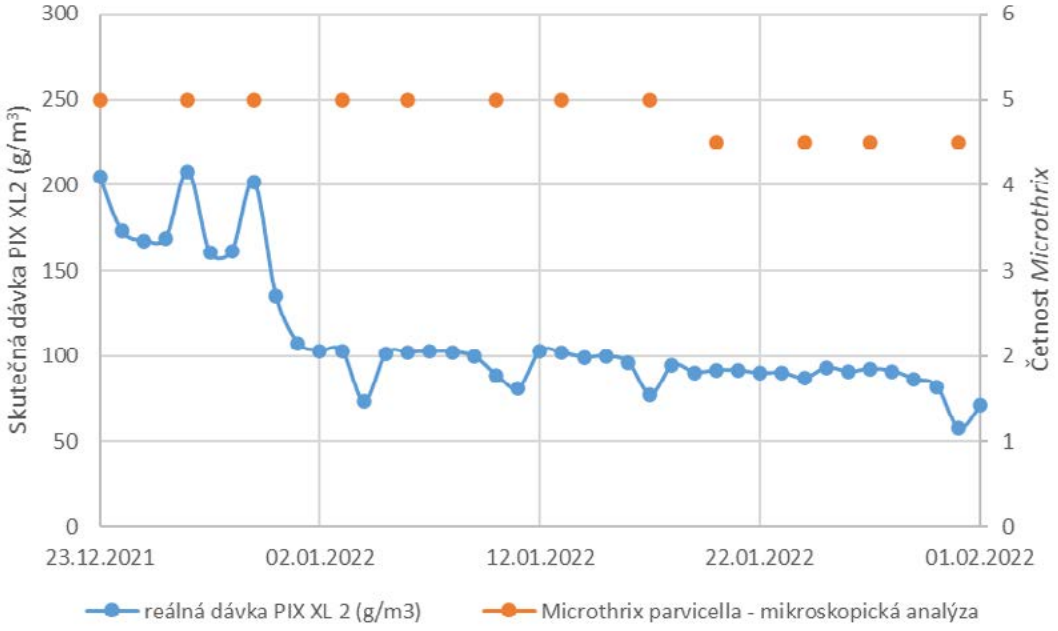
Od 7. 12. 2022 byla u vzorků odebraných na analýzu DNA zároveň provedena mikroskopická analýza, aby bylo možné výsledky porovnat. Na Obr. 4 je vidět, že relativní četnost *M. parvicella* postupně vzrůstala a relativní četnost *M. subdominans* zůstávala konstantní. Tento vývoj však nebyl pozorován v mikroskopické analýze, kde byla četnost *Microthrix* na začátku roku 2023 setrvale na stupni 5. Toto porovnání ukazuje na vyšší citlivost metody sekvenování DNA. Dále je z grafu patrné, že se vzrůstající teplotou vody v aktivační nádrži postupně relativní četnost *Microthrix parvicella* klesala.

Využití výsledků sekvenace DNA v praxi

Na ÚČOV Praha se využívá dávkování hlinitého koagulantu (PIX XL2) na potlačení *Microthrix* již od roku 2003. Například Todt a kol (2004) publikovali zkušenosti s dávkováním, kdy byla dávkována startovací dávka 60 g/m^3 a po uplynutí jednoho měsíce byla dávka snížena na 35 g/m^3. Celkem byl dávkován hlinitý koagulant po dobu 2 měsíců. Na systém mělo dávkování pozitivní vliv, kdy četnost *Microthrix* klesla z hodnoty 5 na četnost 2-3. Další příklad pozitivní reakce systému na dávkování uvádí Havrlíková a kol (2004), kdy bylo zjištěno, že je efektivní dávkovat startovací dávku 100 g/m^3 a udržovací dávku 73 g/m^3. Dávkování v tomto případě probíhalo po dobu 6 měsíců a přineslo snížení četnosti *Microthrix* ze stupně 4,5 na 2,5.

Na ÚČOV Praha však byly rovněž pozorovány dávkovací období PIX XL2, během kterých nebyl zaznamenám pozitivní vliv na četnost výskytu vlákna *Microthrix*. Jednalo se například o dávkování na SVL po dobu 41 dní v období od 23.12.2021 do 1.2.2022. Počáteční startovací dávka byla nastavena na 190 g/m^3 a po 8 dnech byla snížena na udržovací dávku 100 g/m^3. V případě vyšších (dešťových) přítoků byla dávka přechodně automaticky zregulována na nižší dávku 100 g/m^3 a 50 g/m^3.

Na Obr. 5 je vidět, že ač bylo dávkované množství PIX XL2 v porovnání s citovanými studiemi vyšší, nemělo výrazný vliv na četnost *Microthrix*. Dávkování bylo na začátku února pro jeho



Obr. 5. *Vliv reálně vydávkovaného množství PIX XL2 na četnost vláken Microthrix, zjištěných mikroskopickou analýzou.*

neefektivnost zastaveno. I vzhledem ke složení biocenózy vláknitých mikroorganismů zjištěnému sekvenací DNA na konci roku 2022 se domníváme, že příčinou byl právě převažující podíl varianty *Microthrix parvicella*, která je podle dostupných poznatků ze sekvenace DNA imunní proti dávkování hlinitých solí.

Rozlišení druhů vlákna *Microthrix* v souvislosti s potlačováním jeho výskytu se přímo promítá do ekonomiky čistírny. Náklady na hlinitý koagulant jsou významně vyšší než při dávkování koagulantu železitého. Navíc se na počátku dávkování musí dávkovat vysoké startovací dávky, které celý proces značně prodražují. Pokud by se v uvedeném období od 23. 12. 2021 do 1. 2. 2022 dávkoval pouze železitý koagulant pro srážení fosforu, byly by náklady na koagulant výrazně nižší, a to až v řádu jednoho milionu korun. Čím podrobněji je tedy popsán výskyt jednotlivých druhů mikroorganismů v aktivovaném kalu, tím přesněji je možné řídit technologický proces, v tomto případě zahajovat dávkování daleko cíleněji a s jistějším výsledkem.

4. ZÁVĚRY

Získávání dlouhodobých souborů kinetických a mikrobiologických dat populace aktivovaného kalu je nákladné a obvykle nemá okamžitý efekt. Za mimořádných podmínek (pěnění, toxické látky atd.) nebo při velkých provozních změnách jsou však tyto údaje mimořádně užitečné. Optimální je spárovat chemickou analýzu, kinetické, mikroskopické hodnocení se sekvenováním DNA a/nebo FISH.

Sekvenování DNA u aktivovaného kalu je vhodné pro důkladné rozlišení mikroorganismů v něm zastoupených. Výsledky mohou být aplikovány při řízení a optimalizaci technologického procesu biologického čištění. Rozlišení druhů *Microthrix parvicella* a *Microthrix subdominans*

je důležité při rozhodování o zahájení dávkování hlinitého koagulantu a významně se promítá do ekonomiky provozu.

SEZNAM LITERATURY

Daims H., Lebedeva E. V., Pjevac P., Han P., Herbold C., Abertsen M., Jehmlich M., Palatinszky M., Vierheilig J., Bulaev A., Kirkegaard R. H., von Bergen M., Rattei T., Bendinger B., Nielsen P. H., Wagner M. (2015). Complete nitrifiaction by Nitrospira bacteria. *Nature* 158, p. 504-524.

Daims H., Lücker S., Wagner M. (2006). Daime, a novel image analysis program for microbial ecology and biofilm research. *Environ. Microbiol*., 8, p. 200–213.

Dueholm, M. K. D., Nierychlo, M., Andersen, K. S., Rudkjøbing, V., Knutsson, S., Albertsen, M., Nielsen, P. H. (2022). MiDAS 4: A global catalogue of full-length 16S rRNA gene sequences and taxonomy for studies of bacterial communities in wastewater treatment plants. *Nature communications*, 13(1), 1908.

Havrlíková D., Todt V., Novák L., Červenka F. (2004). Vyhodnocení provozního pokusu dávkování produktu PIX XL2d na ÚČOV Praha. *Sborník přednášek z konference Optimalizace návrhu a provozu stokových sítí a ČOV*, s. 259-262, říjen, Břeclav (CZ).

Jenkins D., Richard M. G., Daigger D. T. (2003). *Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming and other solid separation problems*, 3rd edition. Lewis Publishers.

Lücker S., Schwarz J., Gruber-Dorninger C., Spieck E., Wagner M., Daims H. (2015). Nitrotoga-like bacteria are previously unrecognized key nitrite oxidizers in full-scale wastewater treatment plants. *ISME J* 9, 708–720. DOI: 10.1038/ismej.2014.158.

Greuter D. Loy A., Horn M., Rattei T. (2016). probeBase – an online resource for rRNA-targeted oligonucleotides probes and primers: new features. *Nucleic Acids Reserach* 44(D1), D586–D589.

Nielsen P. H., Kragelund C., Nielsen J. L., Tiro S., Lebek M., Gesesesse A. (2003). Control of Microthrix parvicella in activated sludge plants by dosage of polyaluminium salts: Possible mechanisms. *Proc. of Post-conference colloquium on Foam and Scum in Biological Wastewater Treatment*, Prague (CZ), 5.9. 2003, p. 50.

Nielsen P. H., Daims H., Lemmer H. (2009). *FISH handbook for biological wastewater treatment. Identification and quantification of microorganisms in activated sludge and biofilms by FISH*. IWA Publishing.

Nierychlo, M., Singleton, C. M., Petriglieri, F., Thomsen, L., Petersen, J. F., Peces, M., ... & Nielsen, P. H. (2021). Low global diversity of Candidatus Microthrix, a troublesome filamentous organism in full-scale WWTPs. Frontiers in Microbiology, 12, 690251.

Paris S., Lind G., Lemmer H., Wilderer P. A. (2003). Dosing aluminium chloride as a means to fight Microthrix parvicella. *Proc. of Post-conference colloquium on Foam and Scum in Biological Wastewater Treatment, Prague (CZ)*, 5.9. 2003, p. 51–58.

Pospíšil V., Kelbich P., Chovancová L., Martínek F., Pečenka M., Růžičková I., Wanner J. (2015). Study of regeneration zone in WWTP Liberec. Research Gate. DOI: 10.13140/RG.2.1.4758.3208.

Rossetti S., Tandoi V., Wanner J. (2017). *Activated Sludge Separation Problems: Theory, Control Measures, Practical Experiences* – Second Edition. Water Intelligence Online, ISBN 9781780408644.

Todt V., Pospěch L., Novák L., Červenka F. (2004). Vliv dávkování produktu PIX XL2 na ÚČOV Praha. *SOVAK*, 13(2), p. 9-13.

Wágner, D. S., Peces, M., Nierychlo, M., Mielczarek, A. T., Thornberg, D., Nielsen, P. H. (2022). Seasonal microbial community dynamics complicates the evaluation of filamentous bulking mitigation strategies in full-scale WRRFs. *Water Research*, 216, 118340.

Wanner J., Růžičková I., Jetmarová P., Krhutková O., Paraniaková J. (1998). A national survey of activated sludge separation problems in the Czech Republic: filaments, floc characteristics and activated sludge metabolic properties. *Water Science and Technology*, 37, p. 271-279.

Wanner J., Růžičková I., Krhůtková O. (1999). Biologické pěny v aktivačních čistírnách – příčiny, problémy, možná řešení. *Sb. přednášek a posterových sdělení 3. mezinárodní konference ODPADNÍ VODY 1999*, 18.-20.5.1999, Teplice (CZ), p. 35–43.

OBSAH

Optimalizácia odstraňovania dusíka - riadenie čistiarne odpadových vôd v reálnom čase

Ivanová L.*, Krafčík M.
Hach Lange, s.r.o., Roľnícka 21, 831 07 Bratislava - Vajnory
**autor pre korešpondenciu, email: lucia.ivanova@hach.com*

ABSTRAKT
ČOV je prevádzkovaná na hranici 100 % jej kapacity, čo spôsobuje problémy pri dodržiavaní limitnej koncentrácie celkového anorganického dusíka pod 7 mg/l. Na ČOV sa preskúmali možnosti optimalizácie rozpusteného kyslíka, ako aj riadenie prevzdušňovania na báze amoniaku, aby sa znížila spotreba energie. Za predpokladu, že koncentrácia amoniakálneho dusíka na odtoku z obidvoch liniek je podobná a že nižšie koncentrácie rozpusteného kyslíka v linke s riadením pomocou RTC-N zodpovedajú proporcionálne nižším nákladom na energiu, systém RTC-N mohol znížiť potrebnú úroveň rozpusteného kyslíka o 44 %, čo sa rovná potenciálnej úspore energie 10,2 %.

KĽÚČOVÉ SLOVA
Čistiareň odpadových vôd; odpadové vody; optimalizácia nitrifikácie; optimalizácia spotreby energie

1. ÚVOD

Európska únia v októbri 2022 zverejnila návrh revízie smernice o čistení komunálnych odpadových vôd 271/91/EHS. Návrh je veľmi ambiciózni a cieľom revízie smernice je hlavne čistenie zostávajúceho znečistenia, znižovanie eutrofizácie, dosiahnunie energetickej neutrality ČOV, zlepšenie riadenia a väčšia transparentnosť pri riadení a mnoho ďalšieho (Thalmeinerova, 2023).

Navrhovaná revízia smernice sa dotýka aj terciárneho čistenia. Sú navrhované nové limity pre aglomerácie s viac ako 100 000 EO, a to konkrétne 6 mg/l N_{celk} a 0,5 mg/l P_{celk}, resp. odstraňovanie 85 % N_{celk} a 90 % P_{celk}. Rovnako prísne limity sú navrhované aj pre aglomerácie od 10 000 do 100 000 v oblastiach citlivých na eutrofizáciu. Tieto oblasti zatiaľ nie sú na Slovensku známe, ale do konca roku 2025 by mali byť definované (Drtil a Bilanin, 2023).

Pre splnenie navrhovaných limitov bude potrebné doplniť technológie a zmeniť súčasné technológie spoločne s optimalizáciou technologických procesov pomocou modelovania v reálnom čase. Modelovanie v reálnom čase, respektíve kontrola v reálnom čase (**R**eal **T**ime **C**ontrol) dokáže veľmi účinne optimalizovať procesy nitrifikácie, denitrikácie, zrážania fosforu a spracovávanie kalov. Výrobcovia prepájajú prístrojové vybavenie (sondy, analyzátory) a počítače na modelovanie a riadenie procesov, ktoré poskytujú vodárenským zamestnancom značné výhody v porovnaní s tradičnými modelovacími nástrojmi ako napríklad:

- Modely sú vopred vytvorené a na prispôsobenie sa danej ČOV je potrebná minimálna konfigurácia
- Samoučiace sa modely nevyžadujú na kalibráciu sofistikovaný súbor informácií
- Údaje v reálnom čase pomáhajú pri každodennom riadení procesov a pomáhajú pri efektívnom rozhodovaní sa (Dabkowski a White, 2015).

Cieľom tohto príspevku je ukázať výhody optimalizácie/modelovania v reálnom čase na príkladoch väčšej ČOV – ČOV San Bernardino (Kalifornia, USA).

2. STRUČNÝ OPIS ČOV A POUŽITÝCH OPTIMALIZAČNÝCH METÓD

ČOV San Bernardino (Kalifornia, USA)

ČOV San Bernardino čistí v priemere cca 100 000 m^3/d odpadovej vody s maximálnym denným prítokom 150 000 m^3/d. Proces čistenia odpadovej vody pozostáva z mechanického predčistenia vody, primárneho čistenia, vyrovnávacej nádrže, biologického odstraňovania dusíka, dosadzovacích nádrží, terciárnej filtrácie a dezinfekcie pomocou chlórnanu. Proces biologického odstraňovania dusíka sa realizuje v šiestich paralelných nádržiach. Nádrže sú konfigurované ako kaskádová aktivácia. ČOV je prevádzkovaná na hranici 100 % jej kapacity, čo spôsobuje problémy pri dodržiavaní limitnej koncentrácie celkového anorganického dusíka (TIN) pod 7 mg/l.

Opis modelu optimalizácie na ČOV San Bernardino

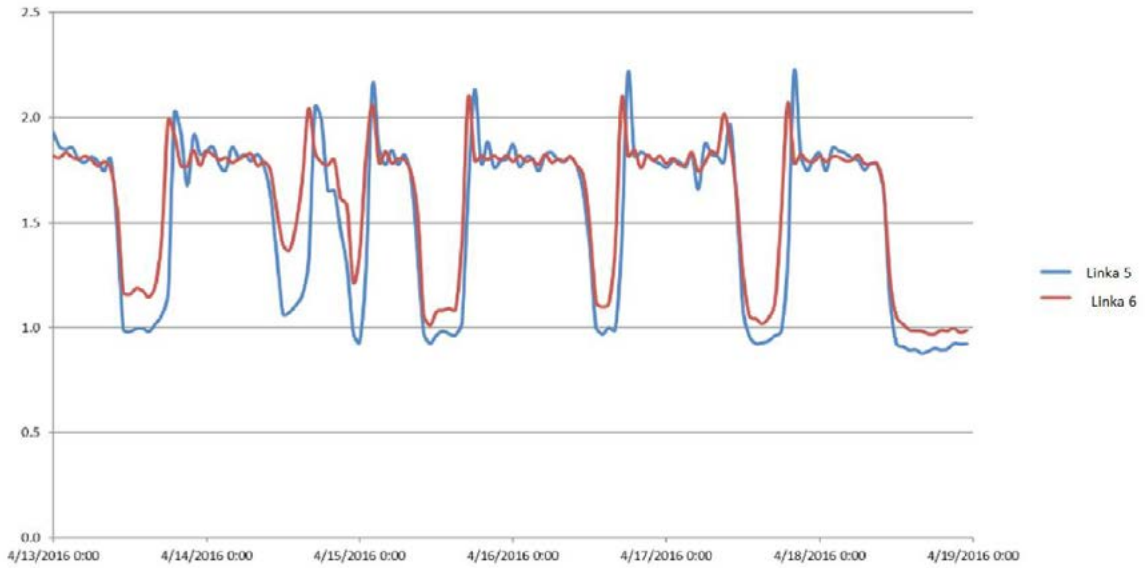
Na ČOV chceli preskúmať možnosti optimalizácie rozpusteného kyslíka, ako aj riadenie prevzdušňovania na báze amoniaku, aby sa znížila spotreba energie pre štyri dúchadlá s výkonom cca 520 kW. Na ČOV bol nainštalovaný systém riadenia nitrifikácie v reálnom čase – „real time control of nitrification“ (RTC-N) na jednej zo šiestich liniek. RTC-N v tejto linke pozostáva z merania koncentrácie amoniaku na prítoku a odtoku, merania koncentrácia celkových látok v odpadovej vode a algoritmu, ktorý vypočítava optimálnu koncentráciu rozpusteného kyslíka na základe modelu nitrifikácie.

Riadiaci softvér RTC-N vypočíta požadovanú koncentráciu rozpusteného kyslíka v aktivačných nádržiach, aby sa dosiahla užívateľom definovaná nastavená hodnota koncentrácie N-NH_4^+ v odtoku z prevzdušňovania. Na tento účel sortvér berie do úvahy zaťaženie N-NH_4^+, ale aj teplotu, hydraulickú dobu zdržania, množstvo nitrifikačných baktérií v sušine kale a skutočnú vypúšťanú koncentráciu amoniakálneho dusíka v odtoku z aktivácie. Okrem toho poskytuje ideálne množstvo rozpusteného kyslíka pre každú časť aktivácie, nakoľko dochádza k „pohybu“ amoniakálneho dusíka pozdĺž linky. Zvýšenie množstva kyslíka/vzduchu v zónach najväčšej potreby šetrí energiu a zároveň maximalizuje využitie privedeného vzduchu. Kombináciou presnej nastavenej hodnoty rozpusteného kyslíka v otvorenej slučke s jemným doupravením koncentrácie vzduchu v uzavretej slučke umožňuje použitie dynamickej hodnoty rozpusteného kyslíka v aktivácií, i z ohľadom na úsporu energie a poskytnutie väčšej kapacity čistenia odpadovej vody.

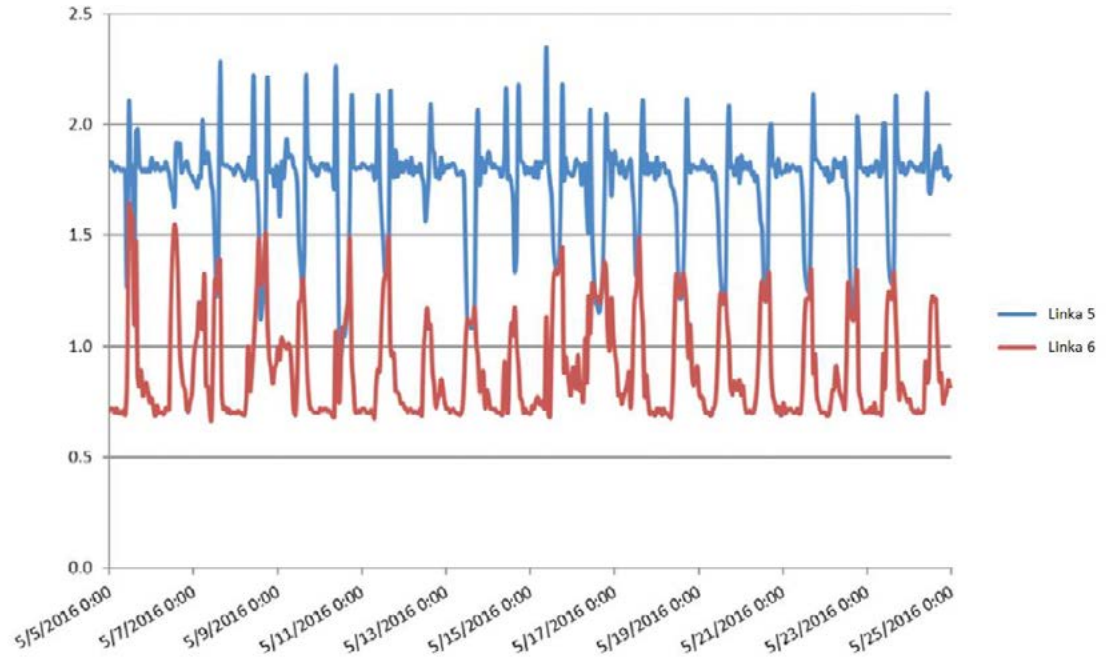
3. VÝSLEDKY A DISKUSIA

ČOV San Bernardino

Na ČOV použili koncentráciu rozpusteného kyslíka dvoch paralelných liniek ako kontrolu na porovnanie výsledkov RTC-N počas šesťmesačného obdobia. Tieto dva linky mali rovnakú veľkosť a konfiguráciu s rovnakými prítoky; udržiavali rovnakú populáciu mikroorganizmov a boli nezávisle riadené ovládanými vzduchovými ventilmi. Jediným rozdielom bola meniaca sa nastavená hodnota rozpusteného kyslíka. Pred prevádzkou modulu RTC-N boli koncentrácie rozpusteného kyslíka v dvoch nádržiach relatívne rovnaké (pozri Obr. 1).



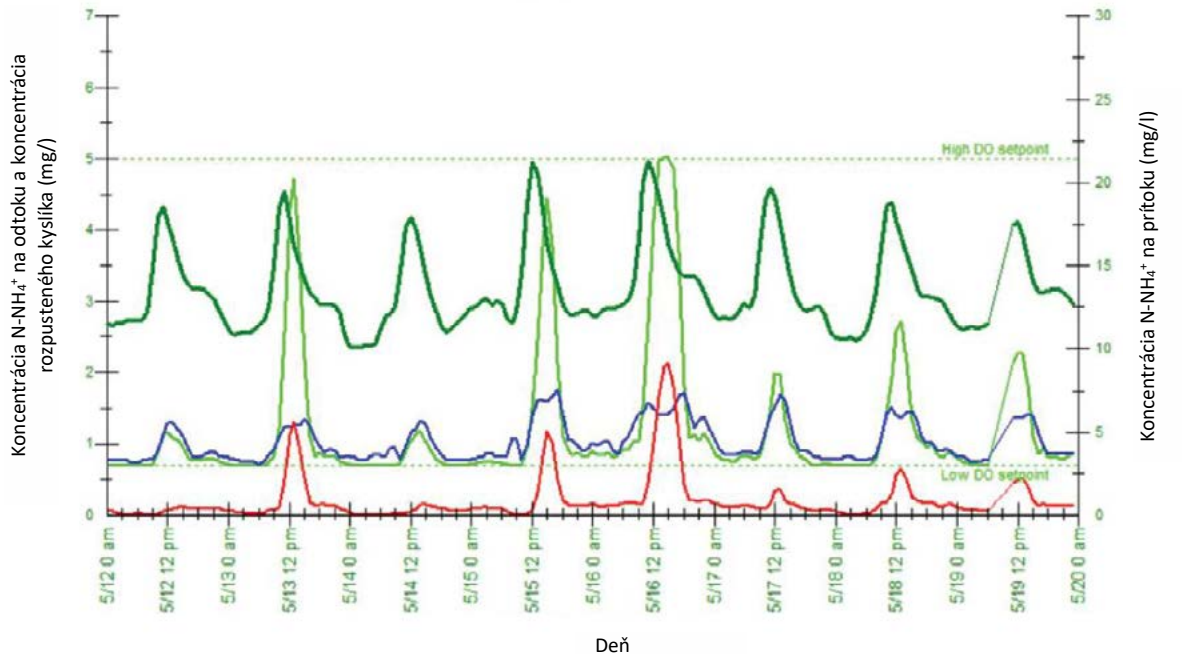
Obr. 1. *Meranie rozpusteného kyslíka v linke 6 a linke 5 (kontrolná linka) pred umiestnením RTC-N na ČOV*



Obr. 2. *Meranie rozpusteného kyslíka z RTC-N (linka 6) a kontrolnej linke (linka 5)*

Obr. 2 porovnáva koncentrácie rozpusteného kyslíka medzi linkou 6 (riadenou pomocou RTC-N - červená čiara) a linkou 5 (kontrolná linka - modrá čiara), ktorá je nastavená na hodnotu rozpusteného kyslíka 1,8 mg/l. Tento obrázok ilustruje rozdiel medzi tradičnou - statickou reguláciou požadovanej hodnoty rozpusteného kyslíka a reguláciou na báze amoniaku s použitím variabilnej koncentrácie rozpusteného kyslíka. Aby sa zabezpečila zhoda počas testovacieho obdobia, nastavená hodnota amoniaku v RTC-N bola 0,1 mg/l. Pomocou RTC-N boli vypočítané významne nižšie koncentrácie rozpusteného kyslíka potrebné na úplnú nitrifikáciu, zatiaľ čo druhá nádrž pokračovala v prevádzke pri vyššej požadovanej hodnote rozpusteného kyslíka.

Namerané údaje naznačujú, že nádrž bez riadenia pomocou RTC-N je nadmerne prevzdušňovaná, aby sa dosiahla požadovaná úroveň amoniaku na odtoku. Za predpokladu,



Obr. 3. *Koncentrácia pritekajúceho (tmavozelená) a odtekajúceho amoniakálneho dusíka (červená), skutočná koncentrácia rozpusteného kyslíka (modrá) a požadovaná koncentrácia rozpusteného kyslíka vypočítaného pomocou RTC-N (svetlozelená)*

že koncentrácia amoniakálneho dusíka na odtoku z obidvoch liniek je podobná a že nižšie koncentrácie rozpusteného kyslíka v linke 6 zodpovedajú proporcionálne nižším nákladom na energiu, systém RTC-N mohol znížiť potrebnú úroveň rozpusteného kyslíka o 44 %, čo sa rovná potenciálnej úspore energie 10,2 %.

Obr. 3 je príkladom, ktorý ukazuje, ako kontinuálne meranie poskytuje lepší prehľad o procese čistenia odpadovej vody v porovnaní s bodovými vzorkami. Graf zobrazuje koncentráciu pritekajúceho (tmavozelená) a odtekajúceho amoniakálneho dusíka (červená), skutočnú koncentráciu rozpusteného kyslíka (modrá) a požadovanú koncentráciu rozpusteného kyslíka vypočítaného pomocou RTC-N (svetlozelená). Graf na obrázku 3 poukazuje na to, ako sú spojené špičky amoniakálneho dusíka v odtoku s plným chodom dúchadiel (pozri červené špičky 13., 15., 16. mája). V tých dňoch RTC-N žiada viac rozpusteného kyslíka, ako môže byť do systému dodané, čo je vidieť pri porovnaní požadovanej hodnoty – svetlozelená čiara a reálnej hodnoty – modrá čiara. Vtedy amoniakálny dusík na odtoku presahuje požadovanú hodnotu 0,1 mg/l. Typicky tieto špičky amoniaku na odtoku začínajú krátko pred poludním a končia okolo 17:00 s priemernou špičkovou hodnotou 1 mg/l.

4. ZÁVER

Údaje o amoniakálnom dusíku spoločne s možnosťou využitia vyrovnávacej nádrže pomáhajú riadiť prítok na ČOV, tak aby sa dosiahol rovnomernejšie rozloženie amoniakálneho zaťaženia. RTC-N spoločne s reálnym meraním amoniakálneho dusíka na jednej linke ČOV umožňuje plne pochopiť dynamické zaťaženie a optimalizovať proces nitrifikácie. Na základe výsledkov z pilotnej linky, ak by sa ČOV rozhodla optimalizovať všetkých šesť liniek pomocou RTC-N, je možné, že by ČOV mohla vypnúť aspoň jedno dúchadlo pri nižšom zaťažení amoniakom. Stáva

sa to zvyčajne medzi 22:00 a 6:00 s priemernými hodnotami amoniaku okolo 11 mg/l. To by prinieslo úspory energie pri zachovaní povolených limitov ČOV.

OBSAH

ZOZNAM LITERATÚRY

Dabkowski B. a White M. (2015). RTC-N: Modelling Ammonia-Based Aeration Control in Real Time for Deeper Process Control *na webovej stránke hach.com, online - https://images.hach.com/asset-get.download.jsa?code=241964.*

Drtil M. a Bilanin M. (2023). Požiadavky revízie Smernice 271/91/EHS na technológie ČOV. *Prednáška na seminári „Revízia Smernice 271/91/EHS o čistení komunálnych odpadových vôd – čo nás vlastne čaká?“, 15. marec 2023, online - https://acesr.sk/wp-content/uploads/2023/02/M.-Drtil-a-M.-Bilanin.pdf.*

Thalmeinerová D. (2023). Ako sa pripravujeme na transpozíciu smernice EÚ č. 271/91/EHS. *Prednáška na seminári „Revízia Smernice 271/91/EHS o čistení komunálnych odpadových vôd – čo nás vlastne čaká?“, 15. marec 2023, online - https://acesr.sk/wp-content/uploads/2023/02/D.-Thalmeinerova.pdf.*

OBSAH

Poloprovozní zkušenosti s MBBR post-nitrifikací

Lederer T.[1]*, Havlíček K.[1], Nechanická M[1]., Maršík M.[2], Tomandlová S.[2]
[1]Technická univerzita v Liberci, Ústav pro nanomateriály, pokročilé technologie a inovace, Bendlova 7, 461 17 Liberec
[2]ENVI-PUR s.r.o. Na Vlčovce 13/4, 160 00 Praha 6 - Dejvice
**autor pro korespondenci, email: tomas.lederer@tul.cz*

ABSTRAKT
Cílem této studie bylo poloprovozně ověřit možnosti post-nitrifikace v MBBR s využitím inovativního mikrovláknového nosiče biomasy. Byly realizovány 2 poloprovozní testy s cílem zjistit jmenovitý nitrifikační výkon – minimální dobu zdržení pro eliminaci zbytkového znečištění amonnými ionty pro případ dočištění odtoků ze stávajících ČOV, pro případy extrémních nátoků nebo i extrémních požadavků na kvalitu odtoku. MBBR post-nitrifikace nabízí výhodu zvýšené koncentrace nitrifikačních mikroorganismů v biofilmu a s tím související velmi kompaktní řešení včetně úspory objemů na hlavní lince a souvisejících nákladů na aeraci směsné populace heterotrofních a nitrifikačních mikroorganismů.

KLÍČOVÁ SLOVA
Extrémní požadavky; MBBR; post-nitrifikace; textilní nosiče biomasy

1. ÚVOD

Odstraňování sloučenin dusíku z odpadních vod je v současné době majoritně řešeno konvenčním aktivačním procesem v procesu nitrifikace a denitrifikace. V případě koncentrovaných odpadních vod nebo požadavku extrémně nízkých odtokových koncentrací amoniakálního dusíku má jednostupňový proces v samotném principu omezenou účinnost a pro dosažení nízkých odtokových hodnot je třeba vícestupňové řešení, ovšem s potřebou nutné aerace veškeré biomasy pro zajištění oxických podmínek směsné populace.

Vzhledem k obecně nízkému zastoupení nitrifikačních bakterií v běžném aktivovaném kalu (cca 2 – 3 %) i poklesu jejich aktivity při nižších teplotách jsou i nitrifikační rychlosti omezeny aktuálním zastoupením a stavem nitrifikantů. Nitrifikační stupně s veškerou biomasou musí být i po odstranění BSK aerovány tak, aby byla pokryta i aktuální endogenní respirace majoritní heterotrofní biomasy. S výhodou je pak možné použít oddělený biofilmový proces (např. MBBR – Moving Bed Biofilm Reactor) jako kompaktní post-treatment, kdy je post-nitrifikace zcela bezkalová a z hlediska dodávky vzduchu nízkoenergetická. (di Biase a kol., 2019)

S ohledem na předpoklad zavedení nové Směrnice Evropského parlamentu a Rady o čištění městských odpadních vod (přepracované znění směrnice 91/271/EEC), budou pro větší ČOV požadovány i přísnější hodnoty pro vypouštění. Z obecného environmentálního hlediska to představuje zajištění kompletní nitrifikace, zpravidla pak zavedení terciárního čištění.

Biofilm v MBBR post-nitrifikačním reaktoru poskytuje zejména pomalu rostoucím nitrifikujícím mikroorganismům optimální prostředí z hlediska doby zdržení biomasy (Forrest a kol., 2016), které navíc umožňuje i vývoj mikroorganismů schopných rozkládat mikropolutanty nebo produkty jejich transformace, jejichž odstraňování bude novou Směrnicí rovněž požadováno.

2. MATERIÁLY A METODY

Popis použitých mikrovláknových nosičů

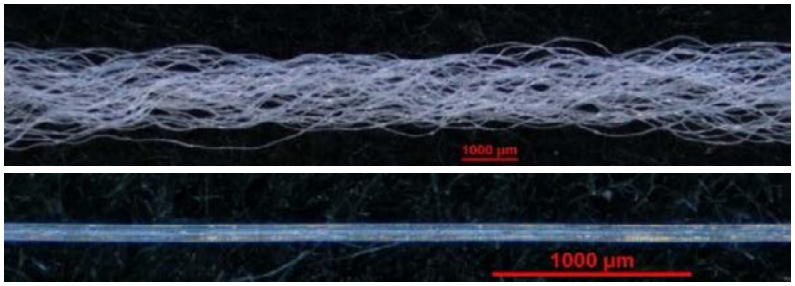
Mikrovláknové nosiče sendvičové struktury (Obr. 1) byly vyvinuty na základě dlouhodobých laboratorních testů s různými strukturami a typy polymerů (Svobodová a kol., 2021). Specifická hmotnost a tvar nosičů byly nastaveny tak, aby bylo zajištěno jejich snadné hydropneumatické míchání a minimalizace vzájemného shlukování. Parametry finálně připraveného nosiče byly následující: vrchní a spodní vrstva z polypropylenu (POP) 3x110 dtex (3x33 fibril), setkaná struktura, zákrut 100 m-1; vnitřní materiál 0,1 mm monofil z polyesteru (PES), distance 6 mm; otvory na nosičích 3,5x3,5 mm.

Poloprovozní model 1 (Amazon)

MBBR (Obr. 3) je tvořen válcem z plexiskla a má objem 250 L. Horní část je otevřená se sítem. Ve spodní části jsou umístěny dva vstupy, které slouží pro zavedení vzduchu a odpadní vody. MBBR byl v prvním případě provozován na ČOV pro distribuční centrum Amazon (3600 EO). Jako nátok odpadní vody byl použit odtok z této ČOV (po pískové filtraci – bez disperzní biomasy) o běžném složení dle tabulky 1., dle požadované doby zdržení. Jako polutant byl do systému přidáván vodný roztok chloridu amonného (NH_4Cl) na výslednou koncentraci cca 5 mg/L N-NH_4^+ ve vstupní odpadní vodě. Na počátku poloprovozního ověření byla doba zdržení nastavena na 6 hodin a postupně snižována. Odtok byl řešen prostým přepadem a MBBR byl provozován jako chemostat (kontinuální provoz). Nosiče zaujímaly 30 % objemu (30 % plnění). Kontinuální provzdušňování systému bylo zajištěno napojením kolony na rozvod tlakového vzduchu čistírny.

Na počátku byla kolona inokulována 100 mg/L kalu z nitrifikační nádrže. Pravidelně byla v odtoku z kolony měřena koncentrace amonných a dusitanových iontů (kyvetové testy).

Obr. 1. *Fotografie použitého mikrovláknového textilního nosiče biomasy, (vlevo) pohled ze shora; (uprostřed) pohled na nosič z boku, kde lze vidět jeho vnitřní strukturu; (vpravo) nosič s biofilmem*



Obr. 2. *Mikroskopické zobrazení vstupních materiálů pro výrobu 3D distančního mikrovláknového nosiče biomasy; (nahoře) PP multifilament, (dole) PES monofilament*

Obr. 3. *Poloprovoz post-nitrifikace MBBR č. 1 (ČOV Amazon), vlevo panenské nosiče, vpravo po zapracování*

Tab. 1. *Běžné parametry odtoku z ČOV Amazon; používaný jako nátok do poloprovozního modelu MBBR č. 1*

NO_2^--N [mg/L]	NO_3^--N [mg/L]	NH_4^+-N [mg/L]	PO_4^{3-}-P [mg/L]	$CHSK_{Cr}$ [mg/L]	pH
<0,015	4 – 10	<0,2	0,1 – 2	20 – 40	6,9 – 7,6

Poloprovozní model 2 (ENVI-PUR)

Stejná kolona byla instalována na ČOV pro komerční zónu (500 EO), kde firma ENVI-PUR instalovala technologii MBR. ČOV čistí extrémně koncentrované odpadní vody navíc proměnlivé koncentrace (N-NH_4^+ v rozmezí 75 – 330 mg/l, průměr 191 mg/l), které se promítají do fluktuujících koncentrací na odtoku (N-NH_4^+ v rozmezí 2,5 – 67 mg/l, průměr 34,7 mg/l). Na poloprovozní kolonu byla vedena přečištěná odpadní voda z nádrže permeátu.

Poloprovoz byl realizován po dobu 4 měsíců (duben až červenec 2023) a poslední týden provozu (polovina července 2023) byly provedeny také dynamické testy náhlého zatížení kolony vyššími koncentracemi N-NH_4^+ se záměrem ověřit nitrifikační kapacitu po období s nižším přiváděným zatížením, kdy byly nátokové koncentrace v průběhu června v rozmezí 0,7 – 6,8 mg/l, průměr 3 mg/l. Cílem bylo ověřit úroveň zachování nitrifikační kapacity právě po delším období s nižším zatížením a reakci na okamžité zvýšení koncentrace amonných iontů na nátoku do MBBR.

Metody monitoringu

Respirometrie. Respirometrie je vhodná pro stanovení aktivity kalů i biofilmových systémů. K měření respirační aktivity mikroorganismů v biofilmu byl použit respirometr Micro-Oxymax od společnosti Columbus Instruments (USA). Odtok z ČOV Amazon s nulovými koncentracemi amonných iontů (200 ml) byl nalit do 450 ml lahví a následně byl přidán: fosfátový pufr (2 ml), amoniakální dusík (ve finální koncentraci 10 mg/l) a mikrovláknový nosič (2 ks, odpovídá plnění cca 12,5 % – s ohledem na optimální míchání v respirometru). Měření bylo prováděno

Obr. 4. *Poloprovoz post-nitrifikace MBBR č. 2, vlevo po inokulaci, vpravo při vypnuté aeraci*

v pravidelných intervalech, a každé probíhalo až do ukončení aktivity mikroorganismů. Respirometrické hodnocení sloužilo pro ověření aktuální aktivity biofilmu.

Analýza biofilmu pomocí qPCR a NGS. Poloprovoz 1 byl zahájen zanořením mikrovláknových nosičů do reaktoru (MBBR systém) na ČOV pro distribuční centrum Amazon a inokulován 100 mg/l aktivovaného kalu. Týden po inokulaci byly zahájen kontinuální provoz. V průběhu poloprovozu proběhlo opakované vzorkování nosičů biomasy pro molekulárně-genetické analýzy. Všechny vzorky nosičů byly odebrány v duplikátu. Z nosičů byla pomocí ultrazvuku vytřepána biomasa, ze které byla po centrifugaci provedena izolace DNA pomocí kitu specializovanému na vysoce inhibované vzorky, NucleoSpin Soil (Macherey-Nagel, Německo). Pro porovnání mikroflóry uvnitř a vně mikrovláknového nosiče byly na konci testu odebrány v duplikátu části nosiče vnitřní a vnější, které byly vloženy přímo do lyzační zkumavky izolačního kitu NucleoSpin Soil. Stejným způsobem byla odebrána i část celého mikrovláknového nosiče, tedy s vnitřní i vnější částí.

Koncentrace DNA ve vzorcích byla měřena pomocí fluorometru Qubit® 2.0 a soupravy Qubit™ dsDNA BR Assay Kit (Invitrogen, USA) dle pokynů výrobce. Z izolované DNA byla provedena real-time kvantitativní polymerázová řetězová reakce (qPCR analýza) na přístroji LightCycler® 480 (Roche, Švýcarsko). Jako fluorescenční zdroj bylo použito fluorescenční barvivo typu SYBR Green. Cílem qPCR analýzy bylo na jednotlivých nosičů detekovat jak celkové bakteriální oživení, tak i přítomnost funkčních genů a klíčových mikrobiálních konsorcií podílejících se na obou krocích nitrifikace, oxidace amoniaku (AOB, AOA) a dusitanu (NOB).

Celkové bakteriální oživení bylo sledováno amplifikací genu 16S rRNA pomocí markeru s označením U16SRT. První krok nitrifikace byl sledován pomocí funkčního genu kódujícího klíčový enzym oxidace amoniaku na dusitan (*amoA*) specifického pro bakteriální rod

Nitrosomonas. Navíc byla ve vzorcích testována přítomnost archeálního funkčního genu amoniak monooxygenázy (*arch amoA*). Pro druhý krok nitrifikace byl funkční gen kódující klíčový enzym oxidace dusitanu na dusičnan detekován pomocí markeru specifického pro bakteriální rod *Nitrospira* (*NxrB*). Přítomnost bakteriálního rodu *Nitrospira* byla ve vzorcích také sledována amplifikací 16S rRNA genu *Nitrospiry* použitím markeru s označením NSR. Abundance bakteriálního rodu *Nitrobacter* byla stanovena pomocí amplifikace 16S rRNA genu *Nitrobacter* (marker s označením Nitrob.).

Chemismus MBBR. Koncentrace anorganických forem dusíku v bioreaktoru byla měřena pomocí sady kyvetových testů (Hach). Kontrolní měření rozpuštěného kyslíku bylo prováděno kontinuálně pomocí kyslíkové optické (FDO) sondy (Hach-Lange, USA).

Pro ověření chemismu celého systému byla prováděna přibližně 1x týdně kompletní analýza (sloučeniny dusíku, celkový fosfor a $CHSK_{Cr}$) odtoku z poloprovozu 1 a odtoku z ČOV Amazon (nátok do kolony). Z dat lze odhadnout, že ke stabilizaci biofilmu na nosičích došlo do 1. měsíce zahájení provozu.

V případě poloprovozu č. 2 probíhal obdobný monitoring forem dusíku a CHSK.

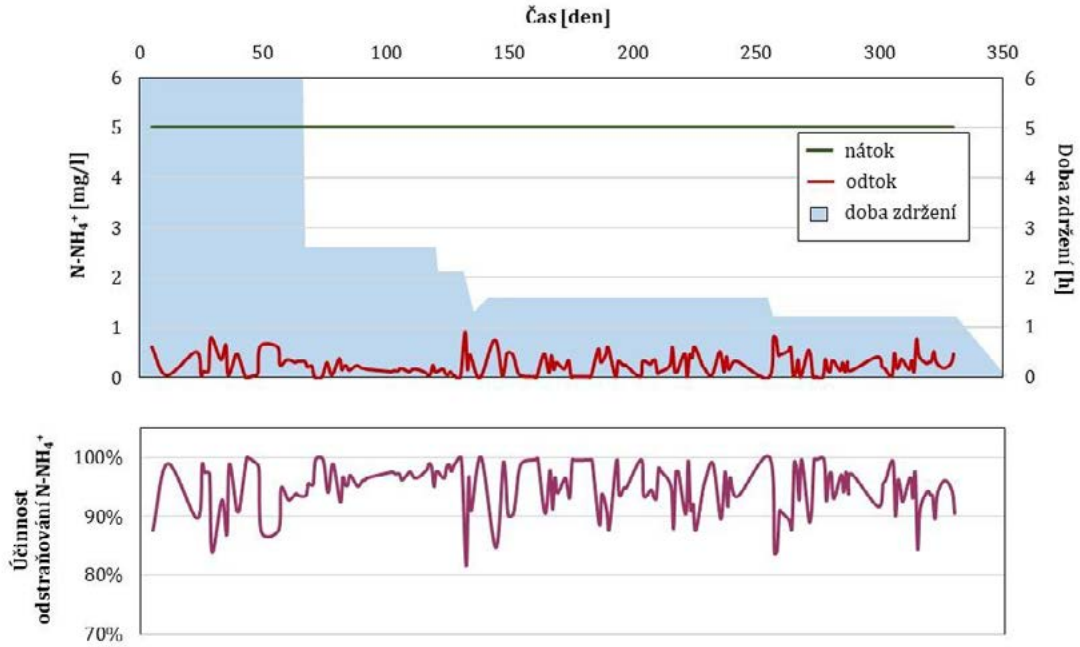
3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Průběžně měřená data z Poloprovozu 1 jsou přehledně zpracována v grafech na Obr. 5. Je patrné, že i při snižování doby zdržení byly nitrifikační bakterie v biofilmu na nosičích schopny eliminovat amoniakální dusík zpravidla pod 0,5 mg/l. Jelikož byla hodnota koncentrace $N\text{-}NH_4^+$ na stabilní nízké úrovni (5 mg/l), byla postupně snižována doba zdržení až na 1 hodinu. Účinnost nitrifikace se pohybovala v průměru na úrovni 90 % a vyšší. Výjimečné zvýšení koncentrace bylo způsobeno poruchou přívodu vyčištěné odpadní vody a související vyšší koncentrací $N\text{-}NH_4^+$ v nátoku.

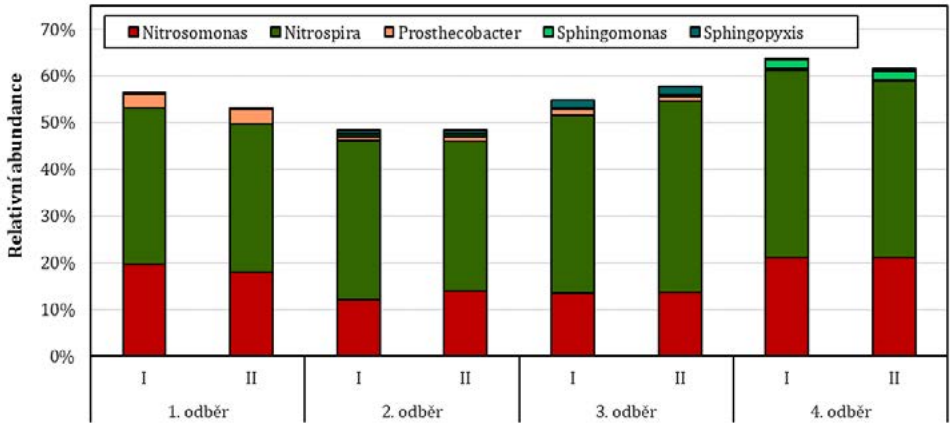
Respirometricky stanovená aktivita biofilmu byla vysoká a korelovala s výsledky chemismu reaktoru. Stanovená rychlost nitrifikace byla cca 2 mg/l/h při plnění 12,5 % v respirometru, v 16. týdnu, při aktuální době zdržení 2,5 h. To odpovídá realitě poloprovozního MBBR, kdy při plnění cca 30 % bylo odstraňováno cca 5 mg/l přiváděného $N\text{-}NH_4^+$.

Podstatný je fakt, že lze tímto systémem odstranit z odpadní vody amoniakální dusík téměř na nulové koncentrace při nízké době zdržení (1 – 2 hodiny).

Výsledky NGS analýzy jsou zobrazeny pomocí tzv. OTU grafů (Obr. 6). V 1. odběru, po 55 dnech provozu, byl již na nosičích pozorován velmi vysoký podíl nitrifikačních bakterií (přibližně 50 %), konkrétně AOB *Nitrosomonas* (18,1 a 21,5 %) a NOB *Nitrospira* (32,3 a 33,5 %). Podíl NOB *Nitrospira* se během pilotní experimentu nejprve mírně snížil (95. den) a později opět zvýšil přes 30 % (134. den). Podíl AOB *Nitrosomonas* byl v průběhu experimentu také snížen na cca 13 % (95. a 134. den) a později se opět zvýšil na cca 20 % (190. den). Přes fluktuaci zaznamenanou zejména u AOB *Nitrosomonas* vykazovaly nosiče funkčně stabilní biofilm během poloprovozu. V případě posledního odběru byly odebrány separátně vnitřní a vnější části nosiče včetně celého nosiče. Podíl AOB *Nitrosomonas* byl u všech vzorků téměř stejný, zatímco podíl NOB *Nitrospira* byl u vnější části nosiče mírně vyšší. Jinak nebyl mezi částmi nosiče pozorován významný rozdíl ve složení biofilmového konsorcia.



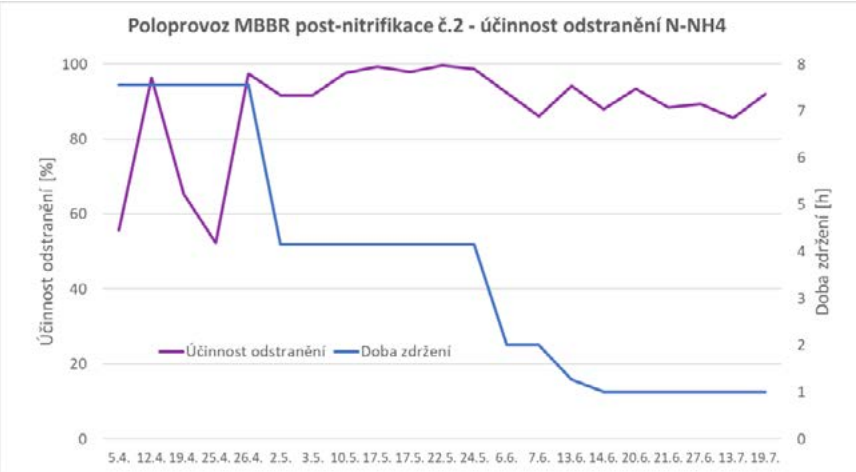
Obr. 5 *Průběh nitrifikace v poloprovozu MMBR č.1 v závislosti na době zdržení (zatížení)*



Obr. 6 *Zastoupení nitrifikantů v průběhu poloprovozu po 55, 95, 134 a 190 dnech*

Výsledky poloprovozu MBBR post-nitrifikace č. 2 shrnují Obr. 7 a Tab. 1.

Při ukončení poloprovozu MBBR post-nitrifikace 2 byly provedeny odběry nosičů biofilmu, izolována DNA a provedeny molekulárně-biologické analýzy markerů nitrifikace, které byly porovnány s analýzami s poloprovozu MBBR post-nitrifikace 1.

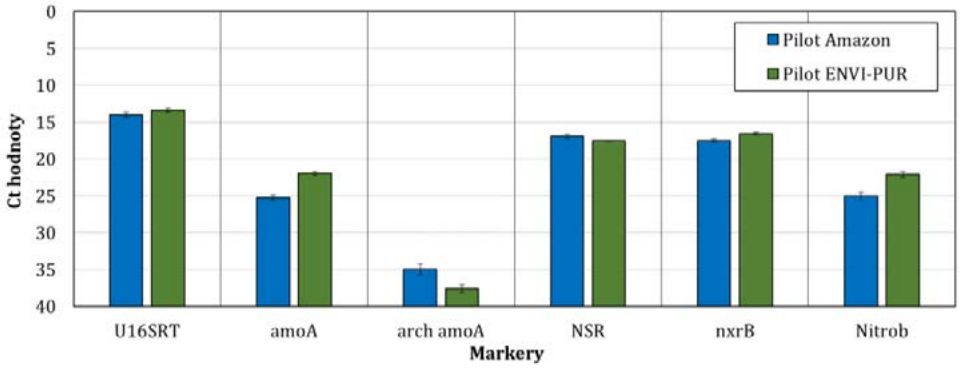


Obr. 7 *Průběh nitrifikace v poloprovozu MMBR post-nitrifikace 2 v závislosti na době zdržení (zatížení)*

Tab. 1. *Zatížení a účinnost poloprovozu proměnlivě zatěžované MBBR post-nitrifikace 2*

		koncentrace $N\text{-}NH_4^+$		
datum	doba zdržení	nátok [mg/l]	odtok [mg/l]	účinnost [%]
5.4.	7,6	18,5	8,2	56
12.4.	7,6	4,7	0,2	96
19.4.	7,6	1,0	0,3	65
25.4.	7,6	11,7	5,6	52
26.4.	7,6	6,9	0,2	97
2.5.	4,1	7,6	0,6	92
3.5.	4,1	12,0	1,0	92
10.5.	4,1	21,9	0,5	98
17.5.	4,1	7,4	0,1	99
17.5.	4,1	8,4	0,2	98
22.5.	4,1	12,9	0,1	100
24.5.	4,1	17,4	0,2	99
6.6.	2,0	2,4	0,2	92
7.6.	2,0	5,2	0,7	86
13.6.	1,3	0,7	0,0	94
14.6.	1,0	6,7	0,8	88
20.6.	1,0	4,1	0,3	93
21.6.	1,0	0,9	0,1	88
27.6.	1,0	1,2	0,1	89
13.7.	1,0	14,5	2,1	86
19.7.	1,0	27,4	2,2	92

Porovnání množství celkové a testované specifické bakteriální biomasy na nosičích biomasy mezi oběma poloprovozy bylo vyjádřeno pomocí relativní kvantifikace (Obr. 8), jež popisuje relativní změnu množství daného markeru vůči referenčnímu vzorku, kterým jsou v tomto případě nosiče biomasy z posledního odběru poloprovozu 1 na ČOV Amazon. Celkové bakteriální oživení (U16SRT) společně s abundancí NOB *Nitrospira* (NSR, nxrB) bylo na nosičích na podobné úrovni v obou pilotních experimentech. Zatímco abundance AOA (arch amoA) byla na nosičích z poloprovozu 2 (ENVI-PUR) nižší než na nosičích z poloprovozu 1 Amazon, množství AOB *Nitrosomonas* (amoA) a NOB *Nitrobacter* (Nitrob) bylo vyšší na nosičích z poloprovozu 2 ENVI-PUR v porovnání s poloprovozem 1 Amazon. Toto vyšší zastoupení přisuzujeme vyššímu zatížení poloprovozu 2 v dlouhodobém horizontu (duben až květen 2023), ačkoli zatížení v červnu 2023 bylo velmi nízké.



Obr. 8 *Průměrné Ct hodnoty testovaných biologických markerů u vzorků sendvičových mikrovláknových nosičů z poloprovozu 1 (Amazon) a 2 (ENVI-PUR)*

4. ZÁVĚR

Zkušenosti s poloprovozním ověřením MBBR post-nitrifikace na 2 reálných ČOV (se stabilním a proměnlivým látkovým zatížením), včetně detailního monitoringu vývoje nitrifikační kapacity biofilmové biomasy a vývoje zastoupení nitrifikantů v biofilmu ukázalo, že ve srovnání s aktivovaným kalem je možno v post-nitrifikaci MBBR dosáhnout zastoupení nitrifikantů v úrovni 40 – 50 % celkové biomasy. Vyšší zastoupení pak umožňuje velmi kompaktní reaktory s dobou zdržení 1 – 2 h. V závislosti na procentu plnění a době zdržení je možno efektivně nitrifikovat zbytkový amoniakální dusík. Při plnění nosiči na úrovni 30 %, době zdržení 1 h a vyrovnaném nátoku v úrovni 5 mg/l N-NH_4^+ byla průměrná koncentrace v odtoku 0,5 mg/l při minimální koncentraci dusitanů. Náhle změny zatížení (hydraulické nebo látkové) logicky přináší riziko kumulace dusitanů. Pro tyto případy doporučujeme dimenzovat post-nitrifikaci s vyšší dobou zdržení (2 – 3 h).

PODĚKOVÁNÍ

Poloprovozní verifikace nosičů biomasy na ČOV Amazon byla podpořena také projektem číslo 3213200013 – Snížení znečištění povrchových vod farmaceutickými látkami v biologicky vyčištěných odpadních vodách v programu „Životní prostředí, ekosystémy a změna klimatu“ podporovaného z Norských fondů 2014 – 2021.

SEZNAM LITERATURY

di Biase, A., Kowalski, M. S., Devlin, T. R., Oleszkiewicz, J. A. (2019). Moving bed biofilm reactor technology in municipal wastewater treatment: A review. *J. Environ. Manage.* 247, p. 849–866. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.053.

Forrest, D., Delatolla, R., Kennedy, K. (2016). Carrier effects on tertiary nitrifying moving bed biofilm reactor: An examination of performance, biofilm and biologically produced solids. *Environ. Technol.* (United Kingdom), 37, p. 662–671. https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1077272.

Svobodová, L., Havlíček, K., Nechanická, M., Špánek, R., Sirková, B. K., Lenfeldová, I., Louda, O., Moučková, E., Lederer, T. (2021). Microfiber structure for enhanced immobilization of nitrifying bacteria in a post-nitrification reactor. *Environ. Technol. Innov.*, 21, 101373. https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101373.

OBSAH

Možnosti energetických úspor a zdroje „obnovitelné“ energie na ČOV – některé praktické parametry a zkušenosti

Eyer M., Jelínek J.*, Klimeš P., Tůna L.
VODÁRENSKÁ AKCIOVÁ SPOLEČNOST, a.s. Soběšická 820/156, Lesná, 638 00 BRNO
**autor pro korespondenci, email: jelinek@vasgr.cz*

ABSTRAKT
Příspěvek se zabývá zjištěnými výsledky, parametry a dalšími souvislostmi při realizaci některých konkrétních řešení úsporných opatření v rámci připravovaných požadavků legislativy EU (novelizace směrnice 91/271/EHS). Na objektech v patronaci provozní společnosti VAS od r. 2019 zkoumány i prakticky odzkoušeny možnosti zásadnějších úspor např. použitím hospodárnějších strojů pro výrobu stlačeného vzduchu pro klíčový uzel aerace (v čistírenské lince nejzásadnější - s typickým podílem 45-55% z celkové spotřeby elektrické energie ČOV). Realizovány nebo v přípravě jsou zároveň i některé systémy k využití energetického potenciálu odpadních vod a v širším měřítku se také řeší jiné souvisejí.

KLÍČOVÁ SLOVA
Energetická neutralita; obnovitelné zdroje energie na ČOV; požadavky novelizované směrnice EU 91/271/EHS; úspory elektrické energie

1. ÚVOD

Všeobecně již delší dobu připravované a diskutované požadavky v rámci změn evropské legislativy, především novelizace směrnice 91/271/EHS pro čištění městských odpadních vod a některé další týkající se hodnocení energetické náročnosti municipalitní infrastruktury („taxonomické ukazatele“), přináší nutnost prověření a optimalizace nároků na spotřebu energií a z dlouhodobějšího pohledu až taktéž potřebu vážnějšího přehodnocení koncepčních úvah řešení čistírenské infrastruktury.

K tomu se v roce 2022 přidává dramatický nárůst ceny energií tažený Evropskou ekologickou politikou – „Green deal“, systém emisních povolenek, jednotná energetická burza a strukturální změny výroby energií v SRN. A konečně také aktuální obchodní a vojensko-politickou konfrontací s Ruskou federací.

Také na objektech čistírenské infrastruktury v patronaci provozní společnosti VAS a.s. byly, po rozborech energetické náročnosti (prováděno i dříve, podrobněji 2017-2019), prakticky testovány a v menší míře již realizovány některá investiční opatření k optimalizaci úspor v rámci spotřeby energií. Příspěvek se v rámci omezeného prostoru věnuje vybraným opatřením a jejich některým aspektům na stávajících ČOV (bez úvah o zásadnější koncepční „revoluci“) v kategorii 10-100tis. EO.

2. ANALÝZA ENERGETICKÝCH NÁROKŮ A POROVNÁVACÍ ZKOUŠKY

Vodítkem pro hledání nejvýznamnějších pokroků pro realizaci vhodných opatření je dobrá analýza struktury energetických nároků jednotlivých technologických uzlů v rámci konkrétních objektů každé čistírny. Poměrně dostatečné je pro tento účel shromáždění motohodin a obvyklých výkonových parametrů u zjišťovaných zařízení (poněkud problematické je to u provozu s frekvenčními měniči) alespoň v několikaměsíčním horizontu. V současné době jsou taková data pro upřesnění a dlouhodobější hodnocení rovněž i přímo měřena - podružnými elektroměry, osazeným měřením na jednotlivých strojích, záznamem z výstupu s FM.

Tab. 1. *Následující tabulka uvádí základní souhrn – průměr a rozptyl podílů nároků jednotlivých hlavních uzlů 12ti ČOV dané kategorie a vybraných zařízení.na celkové spotřebě čistírny*

Zákl. uzly	**Prům.**	Min	Max.
Mechanické přdčištění, ČS	**9,1%**	0,0%	36,4%
Biologický stupeň	**66,1%**	52,3%	77,8%
Kalové hospodářství	**23,5%**	11,3%	35,8%
III.St. čištění	**0,8%**	0,0%	9,0%
Ostatní objekty	**0,5%**	0,0%	2,7%
Vybraná zařízení	**Prům.**	Min	Max.
ČS	**7,7%**	0,0%	36,4%
aerace	**49,0%**	38,0%	67,0%
míchání	**10,4%**	0,0%	18,2%
recirkulace	**6,7%**	1,8%	12,4%
odvodnění	**5,6%**	3,0%	8,4%

Z pohledu finanční kalkulace přitom samotná spotřeba el. en. před jejím zdražením představovala 8-15 % celkových nákladů, nyní ji lze předpokládat přibližně 18-35% !

Je zřejmé, že klíčovým prvkem ve spotřebě el. energie je biologický stupeň čistírny, především aerace a má-li zde být dosaženo maximální úspory, je třeba se zabývat především její obecnou účinností (výroby a distribuce) neboť další možnosti zásahů jsou často spojeny jen s některými procesními potřebami (jak uvedeno v porovnání dále), kdy celkový přínos opatření může být omezený. Samozřejmě, že podle jejich významu, nároků a okolností mohou přispět také další zásahy na ostatních objektech a zařízeních - míchadla, čerpadla aj.

Protože se jako nejvýznamnější jevila podle uváděných parametrů přímo výroba vzduchu, bylo ve více případech přistoupeno ke konkrétním podrobným měřením jeho výroby přímo na objektech a konkrétních strojích, aby mohl být porovnáním zjištěn očekávatelný přínos.

Z provedených zkoušek vyplývají následující jednotlivá konkrétní zjištění:

ČOV Tetčice 15 000EO (testováno 06/2020)
Stávající stroje (přímo měřené, hl. AN 52 kPa)

Měrná spotřeba, typický příkon 1,55-1,72 kWmin/Nm^3, 32,7 – 33,5 kW

Alternativní – šroubové stroje (spočteno z technických podkladů výrobku, potenciál k úspoře)

Měrná spotřeba, typický příkon 1,142 kWmin/Nm^3, 24,1 kW (**úspora 25%**) !

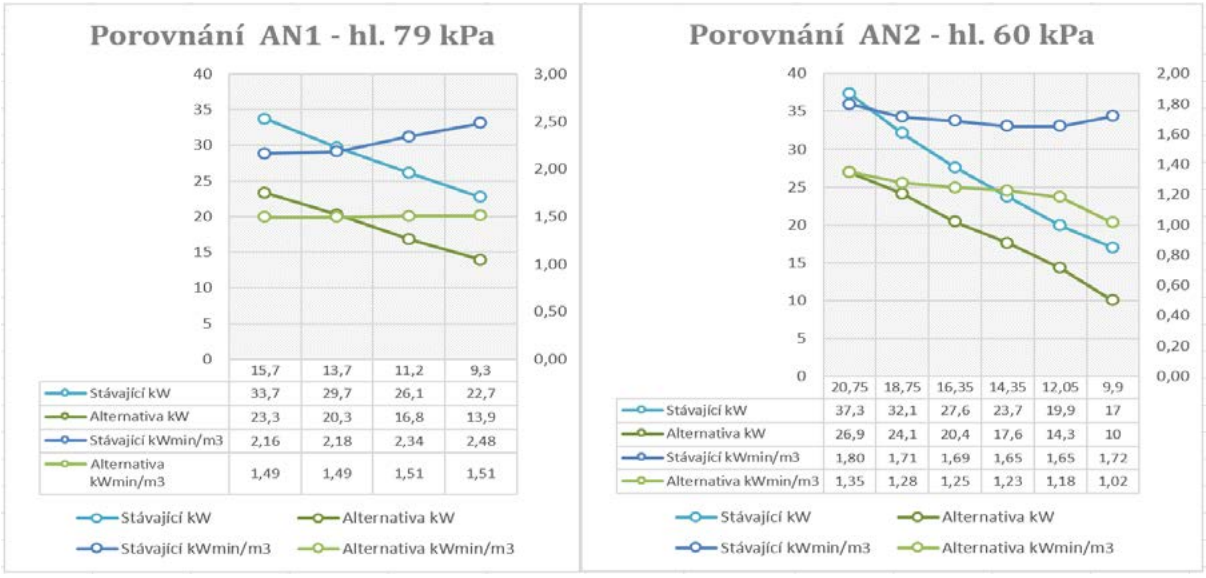
ČOV Ivančice 19 300EO (testováno 08/2022)
Stávající stroje (přímo měřené, různé hl. AN – 79 a 60kPa)

Spotřeba, příkon 2,16-2,48 a 1,65-1,80 kWmin/Nm^3, 37,3 a 33,7 kW

Alternativní – šroubový stroj (**přímo měřený osazený stroj** – pro dvě AN , 79 a 60 kPa)

Spotřeba, příkon 1,5 resp.1,18-1,35 kWmin/Nm^3, 24,1 kW, **úspora 25% a 32%) !**

Pozn. V tomto případě se jednalo o „přímý souboj“ skutečně instalovaných a provozovaných strojů. Alternativní šroubový stroj, dočasně instalovaný na pozici zálohy, bylo možno provozovat do dvou různě hlubokých AN a prověřit tak 2 výkonové charakteristické křivky v daných skutečných podmínkách a prakticky paralelně porovnat se stávajícími agregáty.



Obr. 1. *Grafické porovnání křivky měrné náročnosti podle dodávaného výkonu, množství vzduchu – pro dvě aktivační linky AN1 a AN2 (různé hloubky!)*

ČOV Třebíč 52 000EO (testováno 07/2022)
Stávající stroje (přímo měřené, AN – 51 kPa)

Měrná spotřeba, typický příkon 1,37-1,48 kWmin/Nm^3, 56,8 kW

Alternativní – šroubové stroje (spočteno z technických parametrů alternativního stroje)

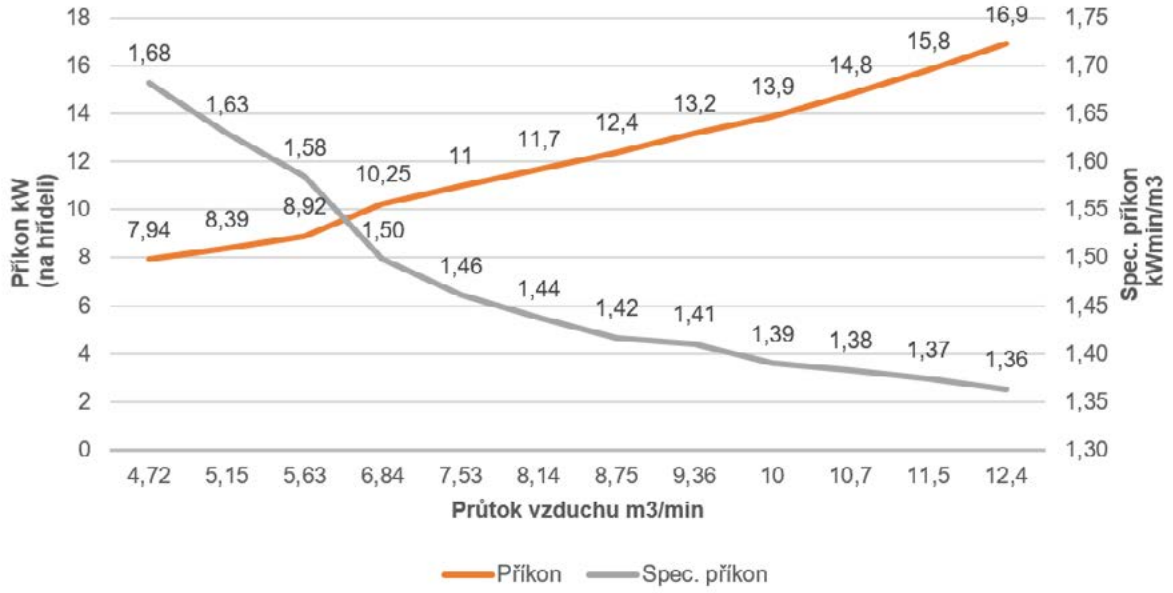
Měrná spotřeba, typický příkon 0,96-1,10 kWmin/Nm^3, 37,6 kW **(úspora 29%) !**

Obdobné testy proběhly i s tzv. hybridními stroji – na čistírnách Blansko, Velké Meziříčí, Velká Bíteš, Nové Město, Bystřice n.P. Také zde byly zjištěny obdobné výsledky a parametry pro možnosti optimalizace.

Následně byly na některých lokalitách v součinnosti s majitelem infrastruktury také účinnější stroje osazeny a již prvních několik měsíců jsou zde v provozu. Žďár n.S., Třebíč, Blansko. **Potvrzeny jsou úspory spíše nad očekáváním** (s přičiněním některých dalších úprav – např. ASŘ...) Další lokality jsou v přípravě (aktuálně rekonstruovaná ČOV Boskovice, projekty intenzifikací – ČOV Tišnov, Tetčice aj.)

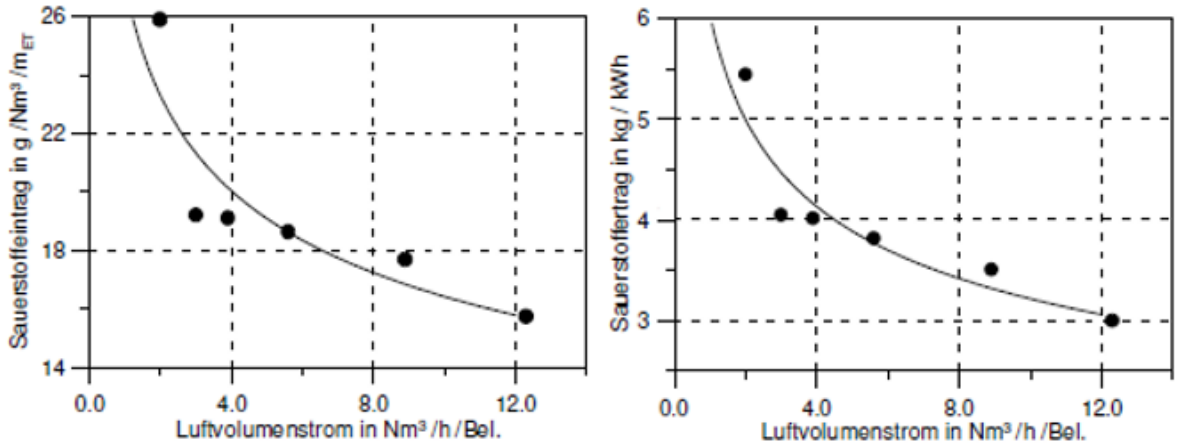
3. DALŠÍ ASPEKTY PROVOZU AERAČNÍCH ZAŘÍZENÍ:

Efektivita používaných strojů není stejná, obecně roste s počtem provozních otáček. V rámci regulovaného rozpětí výkonu stroje (obvykle 25-50Hz) je tento rozdíl poměrně významný - **asi 20-25%!**. Tzn., že není obecně výhodné provozovat takové zařízení v nejnižších otáčkách, nicméně je třeba posoudit celou aerační sestavu - včetně režimu zatížení elementů kde je závislost efektivity opačná! (viz dále). Vyloučení provozu v méně hospodárných režimech **lze zajistit úpravou ASŘ** a u některých objektů to může být i významné, **kolem 8-12%.**



Obr. 2. *Ukázka průběhu křivky náročnosti výroby stlačeného vzduchu konkrétního stroje*

Zatížení aeračních elementů – je dáno jejich instalovaným počtem. Z dostupných diagramů a uváděných parametrů je zřejmý nárůst tlakové ztráty se zvyšováním průtoku vzduchu, čemuž pak odpovídá i charakteristika vnosu a výtěžnosti kyslíku. **Rozdíl** mezi účinností vnosu kyslíku v rámci jen výrobcem **doporučovaného rozpětí** zatížení průtokem vzduchu (dodavateli ovšem bývá i překračováno!) lze odhadovat na cca **12-18%** ve prospěch stavu s nižším zatížením.



Obr. 3. *Příklad udávaných vlastností (vnos a výtěžnost) aeračních elementů dle jednotkového průtoku vzduchu*

Stav/stáří elementů – na povrchu elementů může docházet k nárůstu biologického filmu, který nepůsobí tlakovou ztrátu, může ale vést ke spojování bublin zhoršujícímu saturační efekt systému. Problémům se standardně čelí pravidelným uvolňováním pomocí opakovaného zvýšeného zatížení průtokem vzduchu. Vážnějším projevem delšího provozu může být chemické zarůstání perforace elementů, což může vést až k výraznému zvýšení tlakové ztráty – z běžné 25-35 na 50 cm (5,0kPa, i více - zaznamenáno **až 8,5kPa!**), tzn. zhoršení celkové (ne)hospodárnosti **o 12%(!, bez započtení vlivu zhoršení přestupu!)** – lze sledovat kontrolou tlakových podmínek v aeračním potrubí (většinou již standardní výbava), a eliminovat

případně dávkováním kys. octové nebo mravenčí do proudu stlačeného vzduchu – preventivně nebo dle podezření. V případě deformací stářím (elasticita) – nutná výměna.

Procesní možnosti – základní rozvaha. Rozdělení nároků na kyslík (a aeraci) podle potřeb zúčastněných relevantních biologických procesů dle zvyklostí a výpočtů užívaných ke stanovení potřeby kyslíku při návrhu aeračních zařízení lze odhadnout následovně:

- oxidace organiky 30 - 40% (je dáno znečištěním)
- respirace kalu 35 - 60% (poměrně velký **prostor ovlivnit**)
- nitrifikace/denitr 10 - (35)% (dle Nc - správně řídit, dále minimální prostor)

pozn. (usazovák – mění poněkud poměry, více pro druhé dvě položky)

Oxidace organického znečištění je přímo dána zatížením ČOV a je ji nutno v plném rozsahu zajistit – prostor k úsporám se nenaskýtá (pozn. anoxický rozklad uvažován v bilanci Nc).

Určitý a nepominutelný prostor k úspoře dává podle konkrétní situace respirace zásoby kalu v aktivačním procesu. Lze provést podle dalších možností úpravou (snížením) pracovní koncentrace kalu v AN – nabízí se u obvyklého stavu i **přibližně 10-12%** z celkových nákladů na aeraci.

S ohledem na standardně již velmi dobré účinnosti odstranění Nc (cca 75-90%) již není příliš prostor pro další úspory v rámci této procesní kategorie (**jen asi 4-8% celkové aerace,** …a spíše hypoteticky), tzn. ani při použití další, náročné a nákladné instrumentace.

Udržování **pracovní koncentrace kyslíku** na pracovní hodnotě přibližně 2-2,5mg/l (20-25% rovnovážné- dle teploty) je asi o 8-12% náročnější než za koncentrace nulové, **u hodnoty při 6mg/l je to již cca 60% (!!!)**. Správná funkce a hlavně rychlost procesů v AN je pozitivně ovlivněna dostatečným gradientem koncentrace kyslíku, obcyklé pracovní hodnoty okolo 1,8-2,5 mg/l lze tedy považovat za optimální. Zároveň lze předpokládat i prevenci pěnění AN. Nicméně správnost měření je nutnou podmínkou. Problémem může být špatně fungující sonda, její nevhodné umístění nebo např. potřeba aerace více nádrží podle jedné sondy! (například sériově řazené aktivační nádrže – s postupným tokem, reálně naměřeno někde i neužitečných 5-6 mg/l !!).

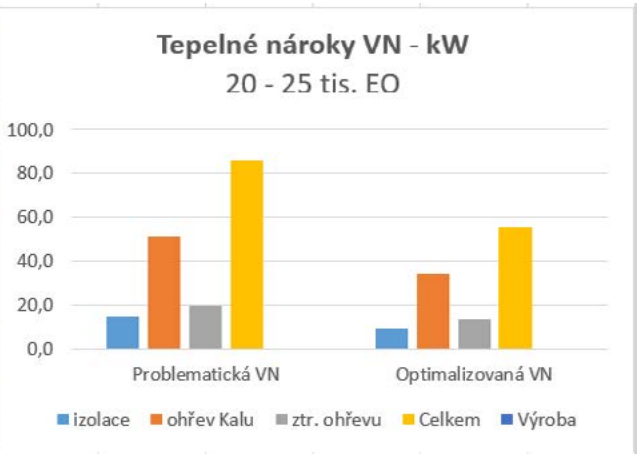
4. VYUŽITÍ KOGENERAČNÍCH JEDNOTEK

Tato technologie patří ke standardní a ověřené výbavě větších ČOV, lze ji řadit k obnovitelným zdrojům energie. Používání kogeneračních jednotek na čistírnách odpadních vod s anaerobní stabilizací kalu je poměrně zavedenou a rozšířenou záležitostí (z důvodů celkové rentability obvykle od velikosti cca 35.000EO). Za současných podmínek a připravovaných legislativních požadavků je patrné, že k jejich využívání bude možno přistupovat již od podstatně nižší velikosti – přičemž **nemusí být rozhodující otázka obecnější rentability nebo návratnosti, ale spíše potřeba zajišťování nařízených hodnotících parametrů**.

I v rámci provozované struktury společnosti VAS a.s. je v přípravě několik projektů nebo záměrů dodatečné instalace KGJ pro využití produkovaného bioplynu na objektech od asi 17.000EO. Velmi závažné zde pak jsou další faktory a z nich plynoucí nutná opatření – především ztráty tepla – **izolace nádrží a technologie, zahuštění zpracovávaného kalu a využití rekuperace** při odvádění stabilizovaného kalu. V případě důsledněji provedených

optimalizačních zásahů spojených někdy však s poměrně významnými investicemi ale lze zajímavého pokroku dosáhnout.

Nároky	Problematická VN	Optimalizovaná VN
	kW	kW
izolace	15,0	9,0
ohřev Kalu	51,0	33,7
ztr. ohřevu	19,8	12,8
Celkem	**85,8**	**55,5**
Výroba	**kW**	**kW**
teplo	**57**	**59,9**
el.	**35**	**36,8**
Celkem	92	96,6
	MWh/r	**MWh/r**
výtěžek el.en.	**do 80.000**	**240 - 290**



Obr.4 *Hrubé modelové porovnání tepelné bilance VN pro cca 20-25 tis.EO, 1000m³ – "běžný" stav (bez izolace dna, nedostatečná na plášti, 3,5% kal, bez rekuperace) oproti optimalizovanému (dobrá izolace vč. dna, 5% kal, rekuperace)*

Další možné širší úvahy, jako kofermentace s dováženými gastroodpady nebo dalšími kaly – tzn. také případný rozvoj s přehodnocením a zpravidla nutným přebudováním kalového hospodářství z kapacitních důvodů jsou relevantní (ba zásadní), ale mimo vytýčený prostor příspěvku.

Poměrně novým fenoménem je v této oblasti **požadavek správce distribuční sítě omezovat** (ve 4 stupních), případně zcela **blokovat funkci** takového zařízení v případě možnosti nebo potřeby přetoků nadvýroby do veřejné sítě! V daném konkrétním případě je tento jev umocněn užitím dalšího instalovaného obnovitelného zdroje – FVE. Tento problém se s nárůstem malovýroby energií přitom může ještě více prohlubovat! Na rozdíl od FVE je KGJ poměrně úzce spjata s procesními potřebami čistírny a vnější ovlivňování jejího režimu nebo výkonu je nežádoucí. Tato skutečnost tedy vede k **nutnosti komplexnějšího přístupu k řízení procesů a provozu zařízení jednotlivých částí ČOV, podstatně více akcentujícímu potřebu zrovnoměrnění spotřeby energie** (může mít i další pozitiva – např. snížení stálých plateb za sjednaná maxima), případně její cílenější „párování" s potřebou ji v danou dobu vyrábět. Těmto vnějším podmínkám je možno přiměřeně přizpůsoben ASŘ - aerace aktivačních linek ČOV, čerpání a ohřev kalů, případně režim chodu jiných, energeticky náročnějších zařízení.

Tab. 2. *Porovnání možnosti optimalizace rozložení spotřeby el.en optimalizací procesního řízení provozu strojů na ČOV cca 40.000EO*

	stálý min. odběr	trvání min.	max. procesní souběh 1	max. procesní souběh 2
	kW	min	kW	kW
Prosté procesní řízení	**52**	90-150	**269**	**0**
Optimalizace provozu	**69**	10-20	**194**	**180**

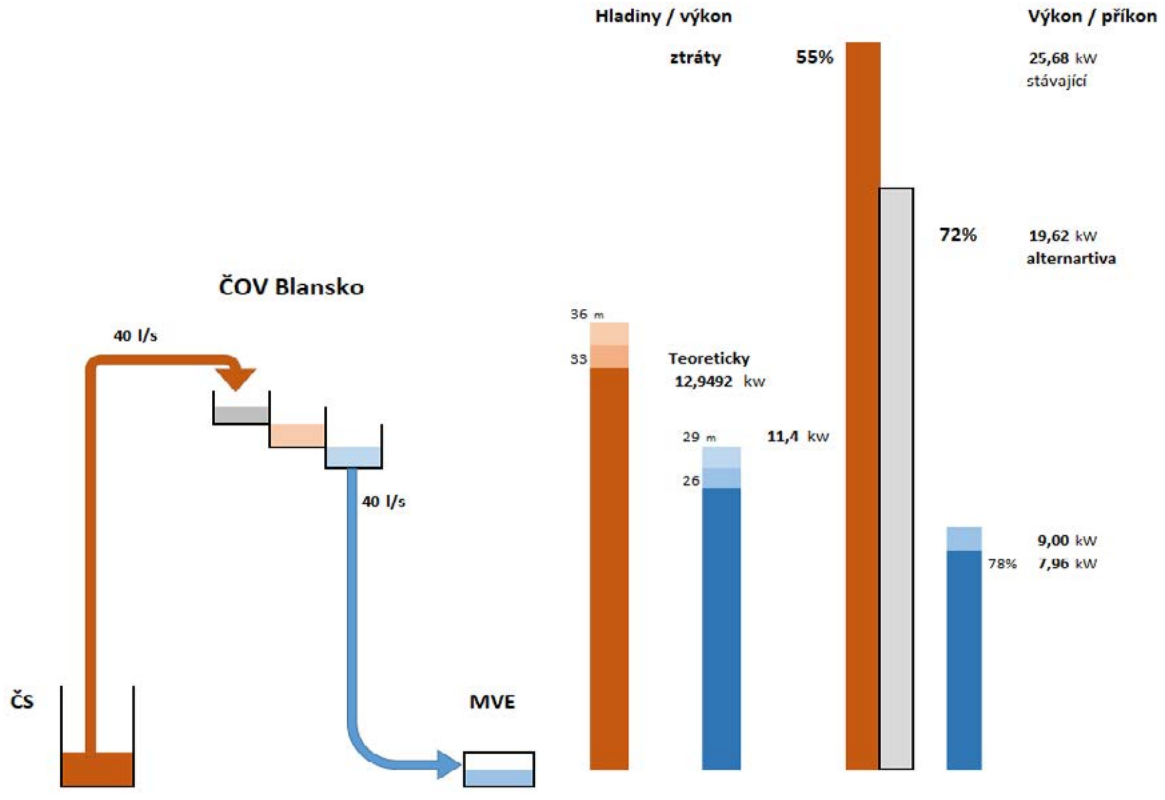
Z výše uvedeného je zřejmá příležitost zajímavého snížení sjednaných stálých plateb a **lepší možnosti využití výroby z KGJ**, případně dalšího zdroje „zelené“ energie (v daném případě instalovaných 90 + 130kW), pro vlastní spotřebu, při současném **omezení rizika vnější regulace**, vedoucího k prohospodaření možnosti výroby el.en.

5. INSTALACE MALÉ VODNÍ ELEKTRÁRNY

Na objektu hlavní ČS pro ČOV Blansko byla v rámci opravy a přemístění výtlaku zřízena i malá vodní elektrárna (MVE) zajišťující výrobu „obnovitelné energie na odtoku z ČOV, která je unikátně umístěna asi 35m nad úrovní recipientu. Z důvodů zajištění havarijních stavů na výtlačném potrubí byl tento při obnově zdvojen a jedno z těchto potrubí slouží standardně pro odtok vyčištěné vody z ČOV přes MVE a k výrobě energie z části kompenzující náklady na čerpání znečištěných o.v. na ČOV. Dále uvádíme hlavní parametry:

- Výtlak DN 400, 3x 40 l/s (odstředivá č. 3+1) – á 30kW, 670m, h = **33m (účinnost cca 55% !)**
- Odtok DN 300, 2x 40l/s 2ks turbogenerátoru – á **11kW**, 640m, h_{max} = **29m (úč. 78-80%)**
- Za ČOV vyrovnávací nádrž cca 280m^3 (+ 180, zároveň jako budoucí egalizace pro III.st.)

Provozem MVE se předpokládá úspora asi 55-70MWh/r, což je cca 25-33% nákladů na energie (po prvních měsících provozu již potvrzováno) pro provoz vlastní výtlačné ČS. Schematický rozbor technických důvodů uvedeného rozdílu (na první pohled poměrně velkého) je uveden v následujícím obrázku. Hlavní příčinou je nižší účinnost čerpadel odpadní vody, kde je tradičně kladen důraz především na průchodnost a hydraulickou spolehlivost. Je zřejmé, že v případných krocích k **další optimalizaci je vyšší potenciál na straně výtlaku (55% místo 72%)** než MVE (např. optimalizace pracovní výšky hladiny ve vyrovnávací nádrži, +/- 2m hl.).



Obr.4 *Schematické porovnání energetických nároků a potenciálu se skutečně dosahovanými výkony použitých zařízení (zahrnutí ztrát a účinnosti)*

6. VYUŽITÍ TEPELNÝCH ČERPADEL

Zpracovávaná odpadní voda na ČOV je potenciálně zdrojem velkého množství tepla, které je možno podle podmínek a zejména požadavků na ohřev z části využít - typicky použitím tepelného čerpadla. V rámci konkrétní lokality provozované VAS a.s. s kapacitou cca 50.000EO je aktuálně využívána dvojice tepelných čerpadel. Jedno o tepelném výkonu 50kW (příkon 13kW) se zdrojem v přitékající odpadní vodě, používané pro vytápění provozní budovy a zázemí provozu ČOV a druhé o výkonu 150kW (s el. příkonem 60kW) se zdrojem tepla z kalového hospodářství (kal, fugát) s využitím pro doplňující ohřev VN.

Tab. 3. *Přehled spotřeby a dodávky tepla z tepelných čerpadel v porovnání s výrobou na KGJ*

		Výroba tepla	Výroba EE	Spotřeba EE
KGJ	MWh/r	800	500	
TČ1	MWh/r	78		29
TČ2	MWh/r	240		110

Výroba tepla z menšího TČ je poměrně málo významná, nicméně dokáže plně zajistit potřebu vytápění vybraných provozních objektů. U druhého z čerpadel je již výtěžek podstatnější, ovšem v letních měsících opět obtížně využitelný s ohledem na schopnost pokrytí potřeby tepla provozem KGJ. Jistý potenciál zde zůstává v případě provozu s energeticky náročnější pasterizací, ovšem s ohledem na vyšší teploty jen spíše omezeně. Vhodně řešený způsob rekuperace tepla kal/kal patrně může být nákladově přinejmenším srovnatelný. U obou strojů je nicméně vždy podle aktuální cenové relace - plyn/el.en. k uvážení posouzení nákladnosti provozu TČ oproti klasickému ohřevu zemním plynem.

7. NASAZENÍ FOTOVOLTAICKÉ ELEKTRÁRNY

Jednou z nejčastěji uvažovaných metod je osazení vhodných ploch areálů ČOV FVE. Na první pohled lze pro ČOV cca 20.000EO s rozlohou asi 1,7ha a roční spotřebou přibližně 800 – 950MWh předpokládat pro hypoteticky úplné umoření jejích el.nároků, FVE instalovaného špičkového výkonu cca 950kWp - o rozloze asi 0,65ha (900kWh/r.1kWp, 6,1m^2/kWp) tzn. asi 1/3 plochy areálu čistírny.

V rámci propočtů zpracované studie pro příležitosti výroby tzv. „zelené“ energie na vodárenských objektech byly pro ČOV předmětné kategorie v patronaci VAS zjištěny využitelné (střechy, volné plochy) kapacitní parametry na úrovni cca jen 40-130 kWp instalovaného výkonu, tj. s kalkulovanou výtěžností cca 35 – 120 MWh/r. To by představovalo podle konkrétního objektu přibližně 5-15% nároků na el.en, nicméně však **jen za předpokladu neomezovaných odběrů distribuční sítě** v případě nadvýroby (viz část věnovaná KGJ)!

Potenciálně lze předpokládat využití akumulace energie do bateriového zdroje k zajištění vyrovnání diference mezi výrobou a odběrem, navíc (zejm. u ČOV bez KGJ) i s možností zajištění havarijního provozu v případě výpadku el.en., namísto standardního dieselagregátu (poněkud sporného ekologického efektu), což je však Investičně doposud značně náročné.

OBSAH

Optimalizace spotřeby el. energie u malých ČOV provozovaných v severních Čechách

Žabková I.*, Krejčí J., Loužecký P.
Severočeská servisní a.s., Přítkovská 1689/14, 415 01 Teplice
**autor pro korespondenci, email: iveta.zabkova@scservisni.cz*

ABSTRAKT
V současné době, kdy jsou vysoké ceny elektrické energie, jsou zajímavé ČOV s gravitačním průtokem a s minimálními provozními náklady. Malých ČOV provozujeme v Severočeské vodě více jak 75 % z celkového počtu provozovaných ČOV. Stávající ČOV jsou převážně typu VHS I, II, III nebo Královopolská Brno v ocelové vaně na žb. základové desce, dále typu karusel, kombiblok, monoblok, biokontaktory, biodisky, SBR, oxidační příkopy, popílkové ČOV nebo kořenová ČOV. Máme za sebou poměrně dost rekonstrukcí a intenzifikací a můžeme při dalších řešeních vycházet z provozních výsledků a zkušeností.

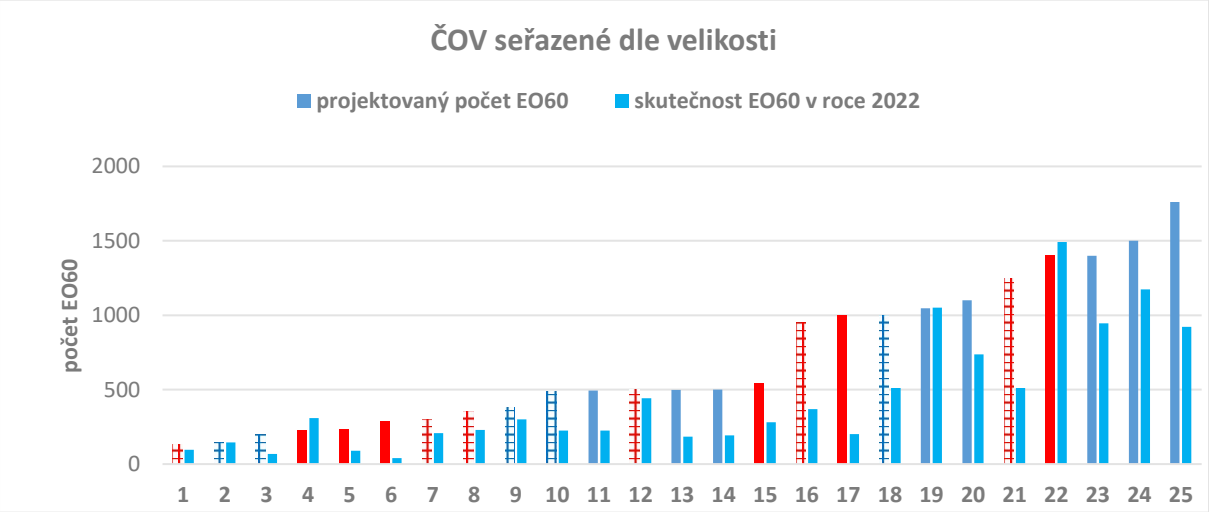
KLÍČOVÁ SLOVA
Dosazovací nádrže; jemnobublinná aerace; kessenery; kyslíkové sondy; malé ČOV; smíšená aktivace

1. ÚVOD

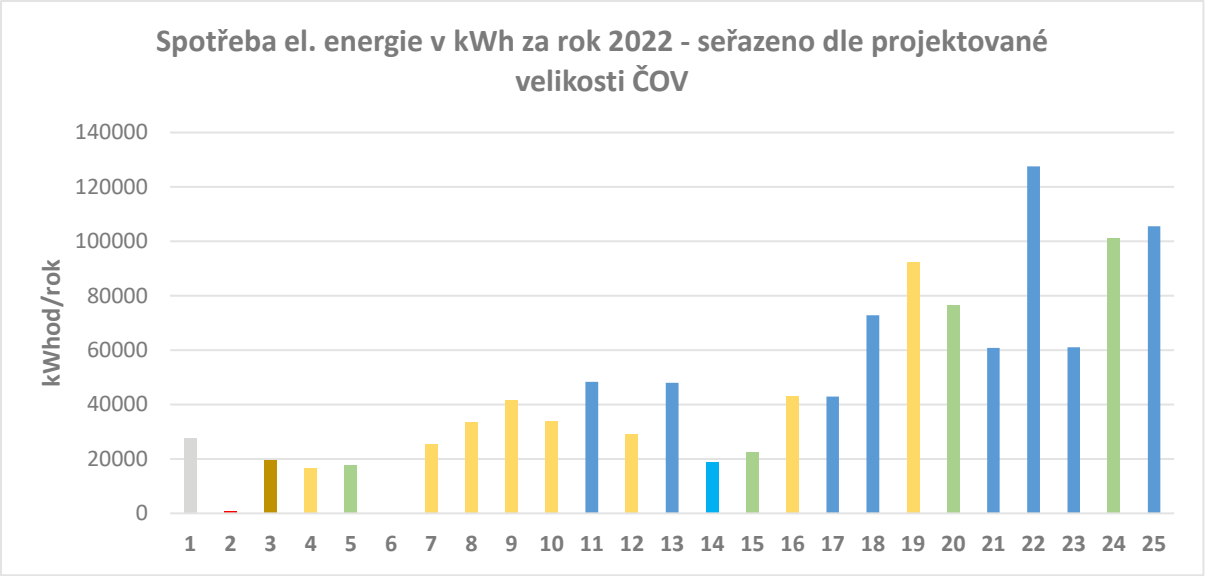
Nejvyšší provozní náklady činí spotřeba elektrické energie na zařízení zejména v trvalém chodu, tj. na dmychadla, míchadla a čerpadla vratného kalu, popř. vstupní čerpání. Další provozní náklady jsou na zpracování kalů, případně jejich odvoz k dalšímu zpracování na větší ČOV a náklady na občasnou obsluhu. V zimním období jsou to dále náklady na temperaci zařízení ve venkovním provedení nebo na temperaci provozního zázemí obsluhy.

Byl vybrán vzorek celkem 25 malých ČOV s projektovanou kapacitou do 2000 EO_{60}. ČOV byly seřazeny od nejmenší po největší dle projektované kapacity a pro zajímavost byla přidána i informace o skutečném zatížení v roce 2022.

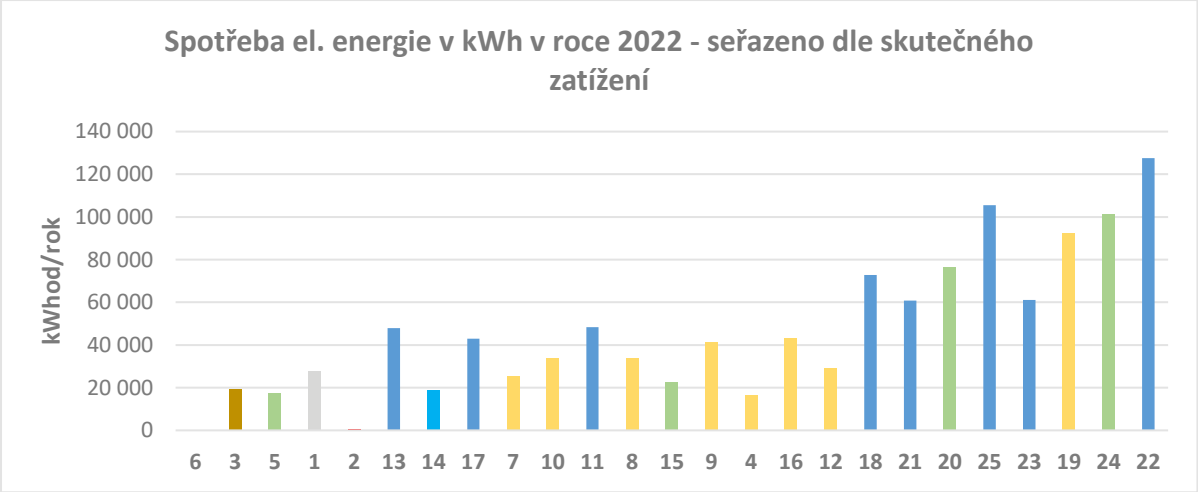
Z těchto 25 malých ČOV je 12 ČOV s gravitačním průtokem (v grafu červeně označené), 13 malých ČOV se vstupním čerpáním a 11 malých ČOV je na oddílné splaškové kanalizaci (čtverečková výplň). Ostatní ČOV jsou na jednotné kanalizaci.



Obr. 1. *ČOV seřazené dle projektované velikosti EO_{60} a skutečného zatížení v roce 2022. Červeně jsou označeny ČOV s gravitačním průtokem, zbývající ČOV jsou se vstupním čerpáním. Čtverečkovaná výplň je u ČOV na oddílné splaškové kanalizaci, ostatní jsou na jednotné kanalizaci*



Obr. 2. *ČOV seřazené dle projektované velikosti EO_{60} a spotřeba el. energie v kWh. Barevně rozlišený typ ČOV – šedá je SBR, červená je popílková ČOV, hnědá je smíšená aktivace s postdenitrifikací, okrová je smíšená AN, zelená jsou oxidační příkopy, azurová jsou biodisky a modrá je system D-N s předřazenou denitrifikací*



Obr. 3. *ČOV seřazené dle skutečného zatížení EO_{60} a spotřeba el. energie v kWh/rok*

Největší počet ČOV 9 je typu smíšená aktivační nádrž, tj. denitrifikace a nitrifikace v jedné nádrži časově nastavené (4, 7 až 10, 12, 16, 19 a 22 - okrová), 1 ČOV je se smíšenou AN a s postdenitrifikací (3 - hnědá), 1 ČOV je typu SBR (1 - šedá), 2 ČOV jsou popílkové (2 a 6 - červená), 6 ČOV je s předřazenou denitrifikací a nitrifikací (11, 13, 17, 21, 23 a 25 - modrá), 4 ČOV jsou s oxidačními příkopy (5, 15, 20, a 24 - zelená) a 1× ČOV s biodisky (14 - azurová).

Z výše uvedených grafů je vidět, že spotřeba el. energie roste s projektovanou velikostí ČOV a skutečným zatížením. U ČOV 22 je nejvyšší roční spotřeba el. energie díky nejvyššímu skutečnému zatížení a nejvyššímu počtu tří linek biologického stupně.

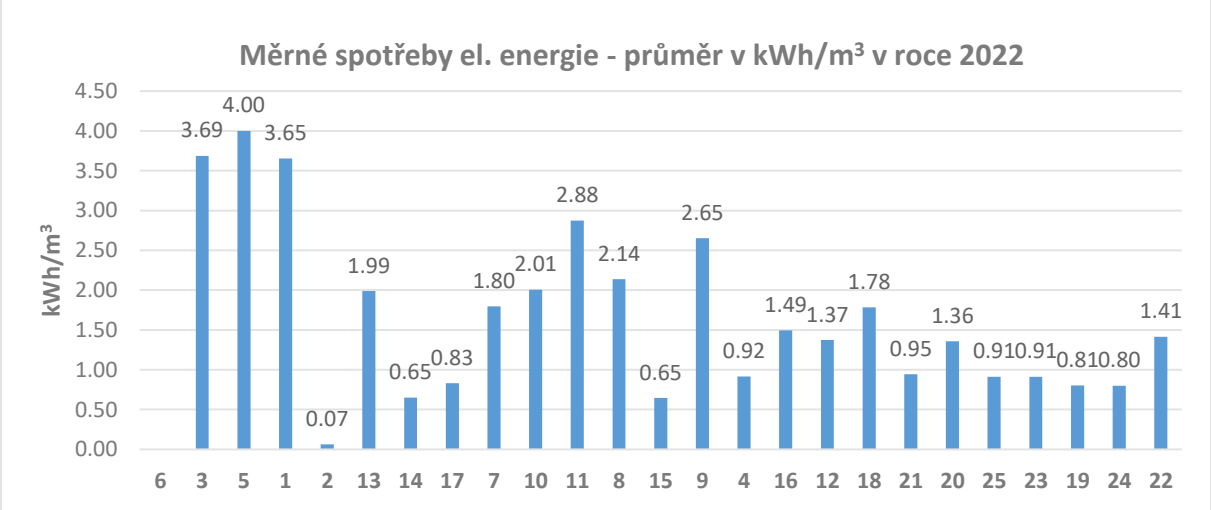
ČOV s nejnižší spotřebou el. energie nebo prakticky bez spotřeby el. energie jsou popílkové ČOV a s minimální spotřebou je biodisková ČOV.

Cílem je pokusit se najít technologii ČOV s nízkou spotřebou el. energie při zachování požadované kvality odtoku nebo najít možné úspory el. energie optimalizací provozu a vhodnou instrumentací.

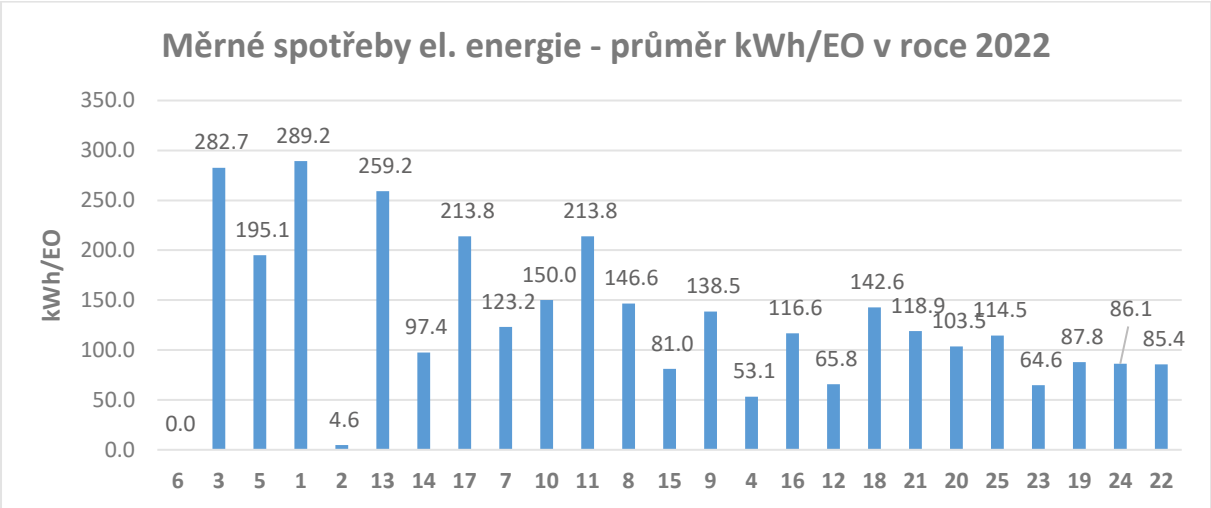
2. MĚRNÉ SPOTŘEBY EL. ENERGIE VYBRANÝCH ČOV

Na všech provozovaných ČOV se měsíčně sledují měrné spotřeby elektrické energie v kWh na m^3 vyčištěné odpadní vody.

Čím je ČOV větší, tím klesají měrné spotřeby. Popílkové ČOV 6 a 2 vedou s nejnižší spotřebou el. energie. Nicméně je možné konstatovat, že u ČOV 13 a 11 je vyšší měrná spotřeba el. energie a jedná se o technologii s předřazenou denitrifikací a nitrifikací, kde obě ČOV mají vstupní čerpání odpadních vod. Poměrně nízkou měrnou spotřebu má biodisková ČOV se vstupním čerpáním 14, ČOV s oxidačním příkopem 15 s gravitačním průtokem a ČOV se smíšenou aktivací a gravitačním průtokem 4 a 12.



Obr. 4. *ČOV seřazené dle skutečného zatížení EO_{60} s měrnou spotřebou el. energie v kWh/m^3 v roce 2022*



Obr. 5. *ČOV seřazené dle skutečného zatížení EO_{60} s měrnou spotřebou el. energie v kWh/EO v roce 2022*

3. POROVNÁNÍ SPOTŘEBY EL. ENERGIE U VYBRANÝCH TYPŮ ČOV

ČOV se smíšenou aktivací

Vybrali jsme tři ČOV 8, 10 a 12, kde ČOV 10 a 12 mají shodnou projektovanou kapacitu 490 EO_{60} a ČOV 8 a 10 mají shodné skutečné zatížení 230 EO_{60} v roce 2022. Všechny tři ČOV zakončují oddílný kanalizační systém, jsou v jednolinkovém provedení a pouze ČOV 10 má vstupní čerpání. Všechny tři ČOV mají smíšenou aktivaci s denitrifikací a nitrifikací v jedné nádrži.

Tab. 1. *Porovnání instalovaných příkonů, odhadované roční spotřeby el. energie a skutečnost v roce 2022*

ČOV	Instalovaný příkon dle PD v kW	Roční spotřeba dle PD v kWh/rok	Skutečná spotřeba v roce 2022 v kWh/rok
8	22	48 874	33 709
10	25,7	107 420	33 897
12	36	70 482	29 076

ČOV 8 a 10 mají podobné instalované příkony a i téměř shodnou skutečnou spotřebu el. energie v roce 2022. Na ČOV 12 jsou instalována větší dmychadla (P_i =2× 7,5 kW místo 2× 4,0 kW) a není zde míchadlo (P_i = 1,8 kW) pro míchání fáze denitrifikace. Je zde jedna vertikální dosazovací nádrž se svislými stěnami, otočným hrablem (P_i = 0,25 kW) a pevnou lávkou. Aktivovaný kal je uveden do vznosu ve fázi denitrifikace krátkodobým opakovaným maximálním provzdušněním, tzv. pulzace. Na ČOV 10 se provzdušnění kalojemu minimalizovalo tak, aby nedocházelo k obtěžování sousedních nemovitostí, které sousedí přímo s ČOV.

ČOV se smíšenou aktivací a ČOV s předřazenou denitrifikací

Dále porovnáváme dva různé typy ČOV 10 a 11 shodné s projektovanou kapacitou a skutečným zatížením v roce 2022. ČOV 10 je v jednolinkovém provedení s vertikální dosazovací nádrží Dortmundského typu a se vstupním čerpáním. ČOV 11 je rovněž se vstupním čerpáním, ale na jednotném kanalizačním systému, je ve dvoulinkovém provedení s vnořenými dosazovacími nádržemi a bez interní recirkulace.

Tab. 2. *Porovnání instalovaných příkonů, odhadované roční spotřeby el. energie a skutečnost v roce 2022*

ČOV	Instalovaný příkon dle PD v kW	Roční spotřeba dle PD v kWh/rok	Skutečná spotřeba v roce 2022 v kWh/rok
10	25,7	107 420	33 897
11	28,9	97 346	48 325

Zvýšená spotřeba el. energie u ČOV 11 je díky míchadlům v denitrifikačních nádržích, které jsou ve 24 hod provozu (Pi = 2× 1,25 kW). Bylo zjištěno, že při projektovaném zatížení ČOV 10 nebude kapacitně stačit stávající dmychadlo a výhledově by mělo připínat dmychadlo kalojemu do kapacity aeračního systému.

ČOV s oxidačním příkopem

V současné době je ve zkušebním provozu ČOV 20 se dvěma oxidačními příkopy a jednou kruhovou dosazovací nádrží s odsáváním kalu ze dna nádrže. ČOV je na jednotné kanalizaci s čerpáním za hrubým předčištěním pomocí šnekových čerpadel.

V každé nádrži je nainstalován 1× kessener (P_i = 2× 5,8 kW) a 1× Triton (P_i = 2× 2,57 kW včetně dmychadla) s duální funkcí míchání a provzdušnění. Pojezdový most kruhové dosazovací nádrže má P_i = 5,9 kW. Provzdušnění a míchání aktivačních nádrží je řízeno od kyslíkových sond sofistikovaným řídícím systémem. Ukazuje se, že kessenery neumíchají nádrže až ke dnu a tvoří se zde lavice pod kessenery. Na druhou stranu Triton nádrž perfektně umíchá, ale má nižší OC než kessener.

ČOV je ve zkušebním provozu, tudíž teprve v roce 2024 bude známá skutečná spotřeba el. energie po rekonstrukci ČOV. Před rekonstrukcí a v průběhu rekonstrukce byl v provozu pouze jeden oxidační příkop.

Obr. 6. *ČOV 20 – pohled na ČOV po rekonstrukci*

Tab. 3. *Instalovaný příkon, odhadovaná roční spotřeba el. energie a skutečnost v roce 2022*

	Instalovaný příkon dle PD v kW	Roční spotřeba dle PD v kWh/rok	Skutečná spotřeba v roce 2022 v kWh/rok
20	73,8	368 248	76 379

V současné době je v rekonstrukci další malá ČOV 5 s oxidačním příkopem a samostatnou vertikální dosazovací nádrží, kde se čeká na dodávku Tritonu. ČOV je s gravitačním průtokem na jednotném kanalizačním systému.

4. PILOTNÍ PROJEKT

Ve dvoulinkové ČOV 18 se smíšenou aktivací a samostatnými vertikálními dosazovacími nádržemi probíhalo testování nového řídícího modulu (N/DN-ORP) od firmy Hach, kdy RTC je integrováno v převodníku SC4500. Cílem testu byla maximalizace efektivity čištění, flexibilní přizpůsobení zatížení, optimalizace spotřeby energií pro míchání a provzdušnění aktivačních nádrží a snížení doby chodu dmychadel. Testování probíhalo v období 02-06/2023, přičemž referenční linka byla č. 1 a RTC řízení bylo v lince č. 2.

V GeoScadě jsou vložené informace o spotřebě el. energie za posledních 24 hod a celková spotřeba na dmychadla a míchadla v lince č. 1 a č. 2. Úspora el. energie je zejména ve vyřazení míchadla z provozu a udržení aktivovaného kalu ve vznosu krátkodobým přerušovaným provzdušněním na maximum aeračního systému.

Linka č. 2 lépe reagovala na extrémní zatížení v průběhu víkendů a o svátcích než linka č. 1. V porovnání s provozem dmychadla v lince č. 1 – 12 hod/den bylo dmychadlo v lince č. 2 v provozu 9,84 až 11,03 hod.

Obr. 7. *ČOV 18 – pohled na ČOV*

5. ZÁVĚRY

Se stále se zpřísňujícími požadavky na kvalitu odtoku je nutné si uvědomit, že i u malých ČOV se budou zvyšovat provozní náklady. Nicméně je potřeba navrhovat ČOV bezpečně, ne příliš složitě a nezapomínat na dostatečně kapacitní kalovou koncovku.

Úspory provozních nákladů u malých ČOV lze ovlivnit řadou faktorů a mezi nejdůležitější patří:

- Kvalitní obsluha.
- Optimalizace dodávky vzduchu do aktivačních nádrží a do kalojemů.
- Smíšená aktivace vychází energeticky méně náročná než systém s předřazenou denitrifikaci a nitrifikací.
- Místo míchadel využívat krátkodobě pulzní maximální provzdušnění fáze denitrifikace.
- Již ve fázi projektování navrhovat méně energeticky náročné stroje.
- Rozumně využívat vhodnou instrumentaci včetně sofistikovaných způsobů řízení.

Malé ČOV mají převážně občasnou obsluhu, pracují v automatickém provozu a mají dohled tzv. „na dálku“. Z toho důvodu je potřeba mít možnost se podívat na data v kanceláři, tj. mít zajištěn přenos a archivaci vybraných veličin včetně havarijních stavů.

OBSAH

INVENT iTURBO – ekonomické a praktické řešení dmycháren

Ház S.[1]*, Kulíšek J.[2]
[1]*KUNST, spol. s r.o.*
[2]*Vodovody a kanalizace Přerov, a.s.*
**autor pro korespondenci, email: haz@kunst.cz*

ABSTRAKT
Čištění odpadních vod je energeticky náročný proces, přičemž hlavním konzumentem elektrické energie je příprava tlakového vzduchu dmychadly. Tato zařízení se podílí na celkové spotřebě v rozpětí od 40-70 % dle velikosti a technologie čištění instalované na ČOV. Na mnoha ČOV jsou stále využívána dmychadla s dvou nebo tříkřídlovými rotory. V současné době jsou však již k dispozici stroje s podstatně vyšší účinností pracující na odlišném principu stlačování vzduchu, a to jak hybridní a šroubová dmychadla, nebo turbodmychadla. Příspěvek se zabývá srovnání zařízení pro výrobu vzduchu, úsporami energie, provozních nákladů, využití prostoru, snížení hlučnosti, usnadnění obsluhy a využití tepla.

KLÍČOVÁ SLOVA
INVENT iTURBO; turbodmychadla; úspory energie; výroba tlakového vzduchu

1. ÚVOD

Není to tak dávno, kdy jsme všichni pocítili porušení křehké rovnováhy cen energií na trhu a následný strmý růst ceny elektrické energie. Situace s cenami energií se už sice zklidnila a vrací se do původních kolejí někde pod vládním stropem, nicméně obavy o „dobrou“ cenu energie jsou trvalé a s nimi ruku v ruce přichází snaha o dlouhodobé úspory a snížení energetické náročnosti čištění odpadních vod. Investoři a provozovatelé projevují vysoký zájem o úspory v řádech desítek procent při osazení zařízení s vyšší účinností a dlouhou životností, a to i za cenu zvýšených investičních výdajů.

2. VÝROBA STLAČENÉHO VZDUCHU

Princip výroby stlačeného vzduchu je nám všeobecně znám, v našich podmínkách čistíren odpadních vod jsme se v dobách minulých pohybovali výhradně směrem adiabatického objemového stlačování vzduchu pomocí dmychadel. Nicméně existují energeticky méně náročné průběhy stlačování vzduchu, viz turbokompresory u našich aut s mezichladiči vzduchu, šroubové kompresory nebo turbodmychadla. Zde je dobré si uvědomit, že již v projekční fázi každé rekonstrukce lze ovlivnit budoucí provozní náklady a výši spotřebované energie. Správná volba technologie výroby a pak i rozvodu stlačeného vzduchu významně ovlivňuje energetickou náročnost provozu.

V současné době jsou projektantům, a zejména pak investorům, k dispozici stroje s vyšší účinností, a to hybridní dmychadla, šroubová dmychadla nebo turbodmychadla. Během návrhu výměny zdroje tlakového vzduchu tak musí projektant zvážit nejen požadované výkonové parametry a prostorové nároky včetně uvážení případného dalšího rozšíření, ale měl by také vyhodnotit ekonomickou stránku návrhu a doporučit investorovi vhodné řešení.

3. SROVNÁNÍ DOSTUPNÝCH ZAŘÍZENÍ

Pokud se kromě základních parametrů dodávky vzduchu, jako je tlak a průtok, zaměříme i na další a podrobnější srovnání technických parametrů, zjistíme, že hlavní diference jsou v rozměrech zařízení, spotřebě elektrické energie, hlučnosti, provozních nákladech na údržbu a ventilaci. V Tab. 1 uvádím své subjektivní srovnání dostupných zařízení dle použité

technologie. Hodnocení je provedeno systémem známkování jako ve škole, tedy jednička je přiřazena nejlepším strojům v dané kategorii, pětka znační nejhorší stav.

Tab. 1. *Rámcové srovnání zařízení (hodnocení ve smyslu 1 = výborné, …, 5 = nedostatečné)*

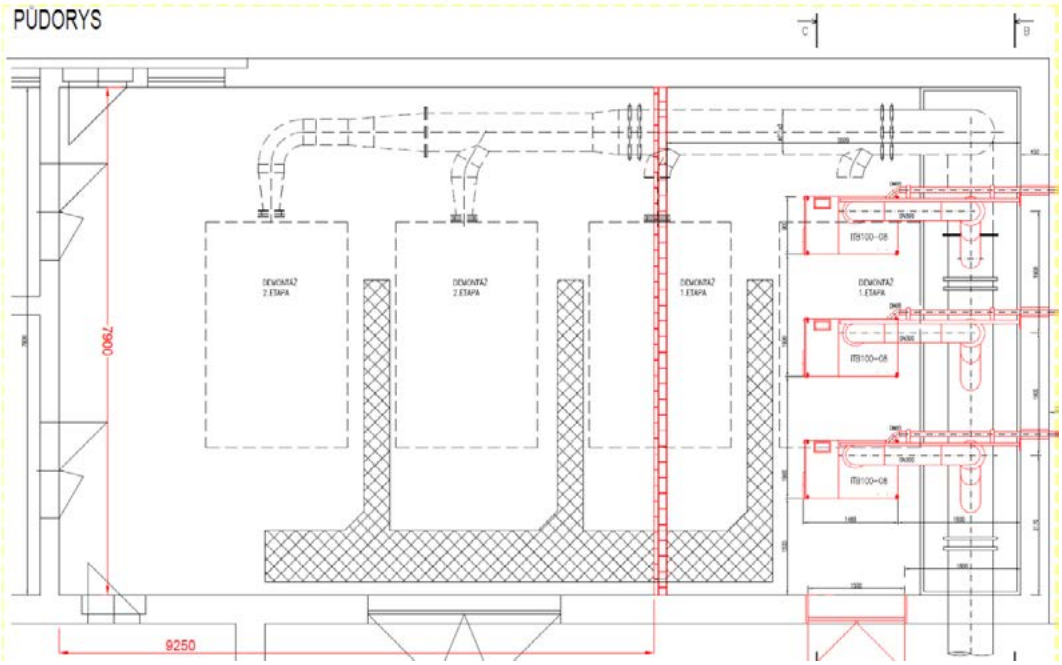
Typ dmychadla	Roots	Hybrid	Šroub	Turbo mag.	Turbo vzd.
Rozměry	5	4	4	3	1
Spotřeba	5	2	1-	1-	1
Hlučnost	5	3	2	1	1
Údržba	5	4	3	2	1
Ventilace	5	4	3	3	1
Investice	1	2	3	5	3

Tato tabulka sumarizuje rychle a přehledně dlouholeté zkušenosti z praxe při navrhování zdrojů tlakového vzduchu. Samozřejmě pro některé investory je nejdůležitějším parametrem pouze vstupní investice. Naší projekční snahou je však vždy vše posoudit komplexně.

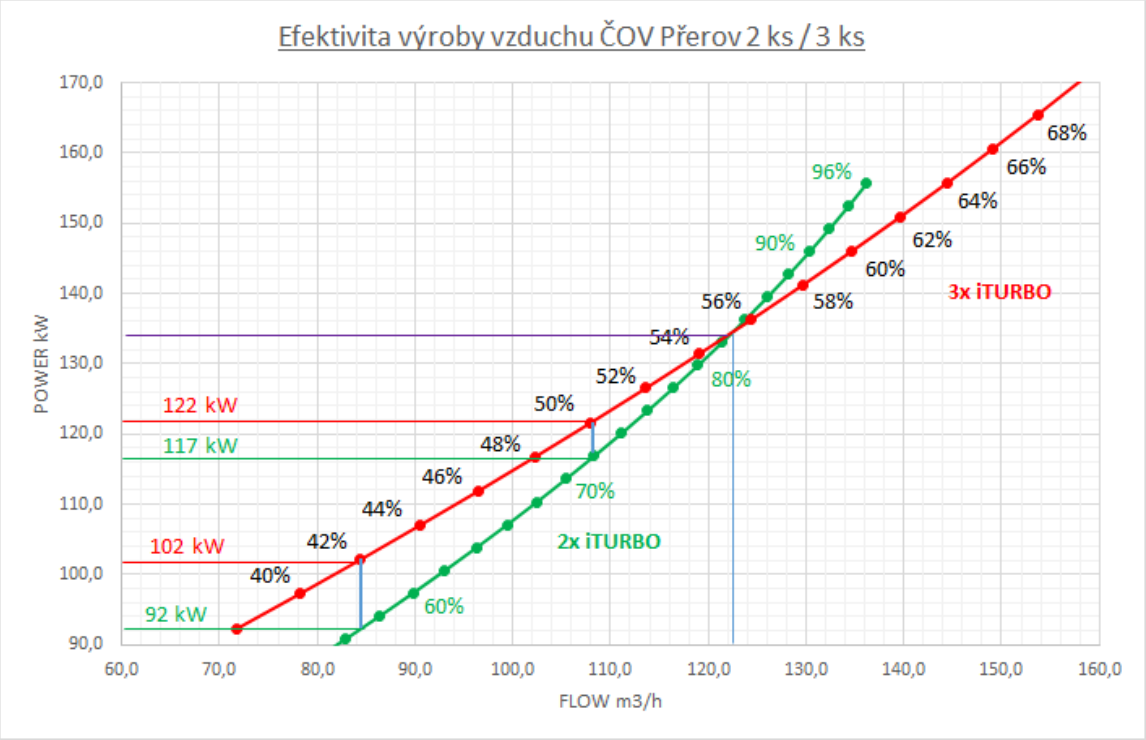
4. PŘÍKLAD Z PRAXE

ČOV Přerov

Stávající dmychárna na ČOV Přerov byla vystrojena čtyřmi dmychadly LUTOS na hranici životnosti. Provozovatele zatěžovaly pravidelné opravy dmychadel a nehospodárnost dodávky vzduchu do trvale provzdušňovaných aktivačních nádrží, provozováno bylo jedno až dvě ze čtyř instalovaných dmychadel. Dodávka vzduchu do nádrží nebyla správně distribuovaná a hodnota kyslíku v nádržích silně kolísala, některé nádrže byly až na úrovni 9 mg/l O_2 jiné zaklesnuté na nulu. Společnost KUNST prezentovala možnosti úspor energie za použití moderních turbodmychadel se vzduchovými ložisky a úpravu řízení regulace dodávky vzduchu do aktivačních nádrží. Výsledkem návrhu byl odhad investičních nákladů, předpoklad úspor energie a výhody vyplývající z nového uspořádání, které je uvedeno na Obr. 1.



Obr. 1. *Řešení nové dmychárny ČOV Přerov*



Obr. 2. *Příklad efektivity výroby vzduchu (přechod dvou strojů na tři)*

Tab. 2. *Rámcové srovnání zařízení (hodnocení ve smyslu 1 = výborné, …, 5 = nedostatečné)*

	Energie na 1 m3 odpadní vody	Energie na 1 kg BSK5
Spotřeba po instalaci trubodmychadel	63 % původních hodnot	71 % původních hodnot

K realizaci výměny dmychadel došlo v průběhu roku 2021, současně s výměnou regulačních klapek na přívodu vzduchu do aktivačních nádrží a nastavení nových algoritmů dodávky vzduchu. Z energetického hlediska byla rovněž posuzována výroba stlačeného vzduchu při přechodu provozu z jednoho stroje na dva, případně ze dvou na tři provozní kusy. Vyhodnocení efektivity výroby vzduchu při souběžném chodu dvou, resp. tří dmychadel iTURBO je graficky znázorněno na Obr. 2. Provozovatel má možnost nastavení pásma provozu pro jedno, dvě nebo tři dmychadla včetně časové prodlevy před připnutím nebo odepnutím dalšího stroje.

Vyhodnocení provozu proběhlo srovnáním odpovídajících časových úseků na konci řepné kampaně v letech 2020 a 2021. Výsledky vyjádřené jako snížení spotřeby energie vztažené na 1 m^3 proteklé vody, případně na přivedené množství BSK_5 jsou uvedeny v Tab. 2.

Nespornou výhodou pro provozovatele je omezení nákladů na servis zařízení, kdy nejsou zapotřebí výměny řemenů a oleje. Novým trvalým nákladem je výměna vstupních vzduchových filtrů na sání do místnosti a rovněž jednotlivých filtrů na sání každého turbodmychadla. Z dalších benefitů, které provozovateli přineslo osazení nových turbodmychadel (viz Obr. 3), lze jmenovat možnost využití prostoru původní dmychárny jako skladovacího prostoru, neboť původní čtyři dmychadla byla nahrazena třemi novými a tato dmychadla jsou navíc prostorově méně náročná, nebo výrazné snížení hlučnosti, kdy v dmychárně je možné vést hovor za chodu turbodmychadel, což s původními dmychadly

možné nebylo. Dále byla odstraněna původní nucená ventilace dmychárny, protože turbodmychadla disponují samostatným výstupním potrubím ohřátého vzduchu z elektromotoru, který je v případě ČOV Přerov volně vypouštěn mimo dmychárnu, nicméně pro jiné instalace se nabízí možnost využití odpadního tepla pro temperaci jiných provozních budov na ČOV.

Obr. 3. *Dmychárna ČOV Přerov s nově osazenými turbodmychadly*

5. ZÁVĚR

Stávající historická řešení některých dmycháren konzumujících spousty energie a produkujících zejména hluk a olejové skvrny a až v poslední řadě i produkujících tlakový vzduch, si přímo říkají o přehodnocení stavu. Náhradě stávajícího zdroje vzduchu by ale měla vždy předcházet důkladná analýza provozu dmychadel, navazujících aktivačních nádrží, regulačních orgánů, tepelných ztrát, posouzení prostorových možností, zjištění slabých míst např. v řízení provozu aktivací nebo i ventilace dmychárny, atd. Výsledkem je pak komplexní odborný návrh řešení s doporučením optimálního postupu výměny dmychadel a úprav řízení provozu.

S.05 SPECIFICKÉ POLUTANTY V POVODÍ

OBSAH

Přísun farmak do Vltavy a Labe a transport ke hranici

Fuksa, J.*, Smetanová Matoušová, L.
Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i., Praha
**autor pro korespondenci, email: josef.fuksa@vuv.cz*

ABSTRAKT
Jediným zdrojem farmak v našich řekách jsou komunální čistírny odpadních vod, takže aktuální koncentrace farmak v tocích jsou výsledkem vypouštění z ČOV (celkem stálého), aktuálního průtoku v řece (nestálého) a případně i teploty vody, ovlivňující degradaci v řece (nestálé, v sezonním cyklu). Hraničním profilem Hřensko odchází Labem cca 5,2 tuny/rok Metforminu a 2 tuny/rok Gabapentinu. Zatím není pro Labe dost dat pro Oxypurinol, ale jen přísun Vltavou do Labe přestavuje 3 tuny /rok.
Na výsledcích sledování (období 2017 – 2020) transportu jedenácti nejužívanějších farmak Vltavou a Labem od Prahy do Hřenska se snažíme hodnotit jejich důležitost a úskalí posuzování jejich osudu v dnešních ČOV.

KLÍČOVÁ SLOVA
Čistírny odpadních vod; farmaka; degradace; zdraví

1. ÚVOD

Léčiva jsou nezbytnou podmínkou a součástí našeho dnešního života. Průměrný občan ČR dnes ročně spotřebuje 650 „definovaných denních dávek“ (DDD je standard WHO) různých léčiv, rozdíly proti sousedním státům asi nejsou významné. V roce 2008 jsme napočítali jen 500 DDD (Fuksa a kol., 2010). Léčiva samozřejmě nelze zakazovat ani významně omezovat a to, že se dnes běžně vyskytují i v přírodě a zejména v řekách, je v podstatě jen pokuta za to, že nemusíme žít ve „starých zlatých časech“. Zatím možná jen mírná, ale situace se zhoršuje a proto je nutno farmaka sledovat a hledat cesty jak je omezit jen na léčeného pacienta, nebo na obec a její kanalizaci a čistírnu. Většina farmak se dnes vyrábí mimo Evropu a u nás se z nich jen vyrábějí tablety, masti apod., takže zdrojem jsme výhradně my pacienti, když je po použití posíláme do našich komunálních ČOV. Další obdobný zdroj jsou pravděpodobně veterinární farmaka z velkochovů.

Léčiva jsou nejrůznější organické molekuly, které odolávají mikrobním společenstvům – jak v našich útrobách při léčbě (to je podmínka léčby), tak i v biologických ČOV (to je nežádoucí důsledek první podmínky). Málokdy jsou v obou systémech degradována až na jednoduché látky a jejich stanovení je vysoce specializovaná práce, včetně hledání jejich metabolitů. Dnes je už k dispozici dostatek spolehlivých dat o výskytu léčiv v odpadních vodách, výtocích z ČOV i v řekách, otázka je jak s nimi pracovat. Aktuální koncentrace farmak v tocích jsou výsledkem vypouštění z komunálních ČOV (celkem stálého), aktuálního průtoku v řece/recipientu (nestálého) a případně i teploty vody, ovlivňující degradaci v řece (nestálé, ale v sezonním cyklu). Řadu léčiv vylučujeme (úplně nebo zčásti) jako mateřskou látku, takže další osudy vyloučeného podílu dnes lze sledovat – platí to i pro farmaka s nejvyšší spotřebou. Degradace farmak v dnešních ČOV je ovšem problém pro budoucnost, včetně rozhodování která farmaka jsou jako polutanty zásadní – z hlediska množství, potenciální nebezpečnosti atd. Proto jsme pro farmaka nejčastěji se vyskytujících ve našich řekách (v období 2017 – 2020) zpracovali bilanci přísunu a transportu Vltavou od Prahy (profil Podolí/POD nad Prahou a Zelčín/ZEL pod Prahou) a dále Labem po hraniční profil Hřensko (HRE).

2. METODY

Koncentrace farmak v tocích pocházejí z pravidelného monitoringu jakosti vody, prováděného správci povodí v měsíčních intervalech. Výsledky, archivované v ČHMÚ, nám laskavě poskytly státní podniky Povodí Vltavy a Povodí Labe. Koncentrace byly stanoveny standardními metodikami LC-MS/MS týmy M. Koželuha (Vltava) a M. Ferenčíka (Labe). Denní průtoky (Qa) ve dnech odběrů vzorků v kontrolních profilech byly převzaty z veřejně přístupné databáze ČHMÚ. Data o spotřebě farmak (výdej v lékárnách) byla převzata z veřejně dostupné databáze SÚKL. Data, vedená po kvartálech, jsme zprůměrovali pro celé sledované období a přepočítali na počty obyvatel v povodích příslušných profilů. Data o metabolizmu a exkreci jednotlivých farmak byla excerpována z literatury.

Z koncentrací a hodnot průtoku jsme propočítali denní transport farmak měrnými profily. Dostali jsme tak pro každý rok 12 „situací“, ze kterých jsme pak počítali roční transporty a roční průměr za celé pětileté sledované období. V případech výsledků „pod mezí citlivosti“ jsme (jen pokud takových hodnot bylo méně než 75 %) použili hodnotu limitu. Nejvyšší fluktuaci obecně vykazovaly hodnoty průtoku, ve sledovaném období se průtoky pohybovaly významně pod dlouhodobými průměry.

3. VÝSLEDKY A DISKUSE

Tab. 1 uvádí přehled sledovaných farmak, jejich spotřebu a teoretické procento exkrece původní látky. Jako spotřebu uvádíme množství vydaná v lékárnách pod kontrolou SÚKL a předpokládáme, že 90 % vydaného je skutečně spotřebováno. Neuvádíme data pro Diklofenak (relativně toxický pro vodní organizmy), protože podstatná část se užívá jako masti a pro dermatologické použití nejsou stanoveny DDD – čili nelze z dat SÚKL vypočítat spotřeby atd. Dermatologicky použitý Diklofenak ovšem přichází z koupelen a praček do ČOV stoprocentně a v řece je postupně degradován účinkem UV záření.

Tab. 1 *Sledovaná farmaka, definované denní dávky (podle údajů WHO), jejich spotřeba v ČR (data SUKL, průměr 2017 –2020) a teoretické procento jejich exkrece po použití ve formě základní/mateřské látky*

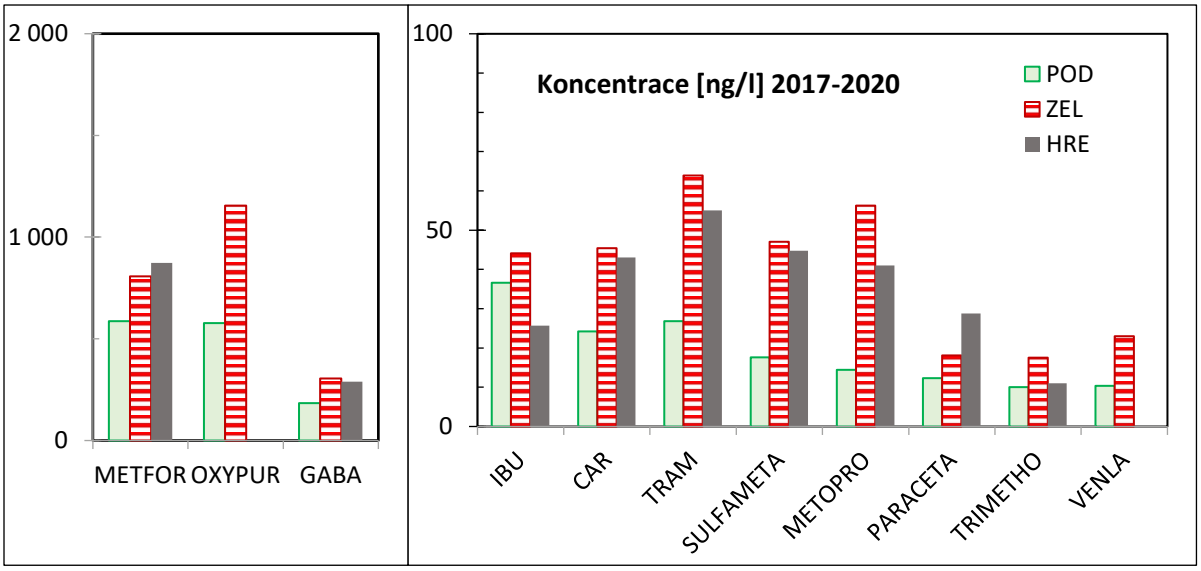
Kód	Název	DDD [g/DDD]	Spotřeba v ČR [kg/rok]	Teoretická exkrece [%]	Teoretická exkrece [kg/rok]
METFOR	Metformin	2,00	221 539	100	221 539
IBU	Ibuprofen	1,20	135 679	1	1 357
PARACETA	Paracetamol	3,00	90 835	5	4 542
OXYPUR	Alopurinol/Oxypurinol	0,40	19 956	100	19 956
GABA	Gabapentin	1,80	14 159	100	14 159
METOPRO	Metoprolol	0,15	11 496	5	575
TRAM	Tramadol	0,30	11 026	30	3 320
SULFAMETA	Sulfamethoxazol	2,00	5 597	40	2 239
CAR	Karbamazepin	1,00	3 427	30	1 028
VENLA	Venlafaxin	0,10	2 570	87	2 236
TRIMETHO	Trimethoprim	0,40	1 119	60	671

Na průměrných koncentracích v měrných profilech (Obr. 1) je patrné, že rozdíly mezi profily Zelčín a Hřensko nejsou s výjimkou degradabilních farmak Ibuprofenu, Paracetamolu a Trimethoprimu nijak zásadní, což odpovídá přítomnosti řady větších zdrojů na Labi, vč. Ústí nad Labem a Děčína nad profilem Hřensko. Zajímavé jsou výsledky z profilu Podolí, kde „obydlené" přítoky Berounka a Sázava tvoří cca. 35 % průměrného průtoku a zbytek připadá na Vltavu s Vltavskou kaskádou, kde se doba zdržení v nádržích Orlík a Slapy dá za všech situací kalkulovat na více než 100 dní. Pro rezistentní farmaka jako Metformin, Gabapentin je příspěvek Prahy překvapivě nízký. Na trati mezi profily POD a ZEL je jeden zásadní zdroj – Praha a průtok se (včetně stálého přísunu z ÚČOV cca. 3,8 m^3/s) podstatně nemění, takže lze uvažovat o sezónních změnách a korelacích hodnot koncentrací a průtoku. Sezónní cykly jsme na našem souboru dat nepozorovali a korelace naměřených koncentrací a aktuálních průtoků ukazují v řadě případů očekávanou negativní závislost (čili předpokládané ředění stálého přísunu z ČOV). Za vyšších průtoků je ale nutno počítat s aktivací odlehčovacích systémů a obecně také se vzdáleností obou profilů, což tyto úvahy značně komplikuje. Pro Oxypurinol (funkční metabolit Alopurinolu) a Venlafaxin nebyla k dispozici data z profilu Hřensko, uvádíme je jen jako příspěvek Prahy k celkové bilanci.

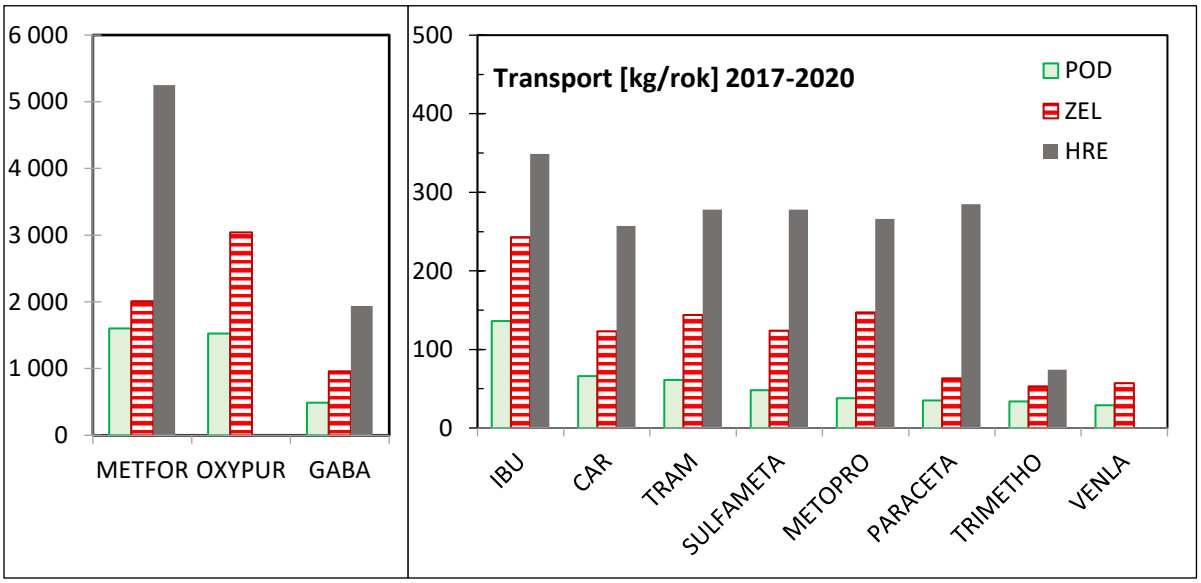
Obr. 1 představuje celkem běžný přístup k hodnocení zátěže toků farmaky, který také umožňuje posuzování shody s různými limity (platnými i připravovanými). Je to vysoce praktický přístup, první problém jeho oprávněnosti je ale ignorování sezónních cyklů (průtoků, teploty), čili „nebezpečnosti" stálého přísunu z ČOV pro proměnlivé vodní toky/recipienty. Zejména za dlouhodobého sucha to může být vážný problém, jeho posuzování proto musí začít od „upuštění od průměrů" a posuzování reálných koncentrací resp. situací v úsecích toků pod ČOV. Proto jsme zpracovali další tři přístupy hodnocení našeho souboru dat.

Pokud místo koncentrací budeme v podélném profilu posuzovat transport farmak, vyjádřený jako kg/rok (Obr. 2), tak hodnoty – podle předpokladů – odpovídají vedle lokalizace sídel podélnému přírůstku průtoku. Koncentrace jednotlivých farmak vykazují různý vztah k aktuálním průtokům, proto v průměrech (120 situací během sledovaného období) neodpovídají rozdíly profilů Podolí a Zelčín rozdílům koncentrací na Obr. 1.

Hodnocení zatížení toků farmaky podle koncentrací a transportu dává jeden pohled na relativní významnost jednotlivých látek. Z „pořadí spotřeby" v Tab. 1 jednoznačně vede Metformin, Alopurinol/Oxypurinol a Gabapentin, které jsou vylučovány „pacienty" jako původní látky. Ibuprofen a Paracetamol se vylučují jako různé metabolity, které jsou známy jen částečně a jen některé jsou dnes standardně stanovovány provozními laboratořemi. Zde je nutno upozornit, že Gabapentin, Karbamazepin, Tramadol a Venlafaxin patří mezi „psychofarmaka", která mohou významně ovlivňovat chování vodních organizmů. Jiný pohled na relativní významnost jednotlivých farmak jako polutantů dostaneme, když jejich transport řekami přepočítáme na procento jejich spotřeby v povodí měrných profilů, jak je předvedeno na Obr. 3. Pro Alopurinol, Gabapentin, Trimethoprim a Karbamazepin se do řeky (po průchodu ČOV) dostává více než 10 % teoreticky spotřebovaného množství, pro Ibuprofen a Paracetamol do řek přicházejí jen zlomky procenta původní látky.



Obr. 1. *Průměrné koncentrace farmak [ng/l] v měrných profilech*



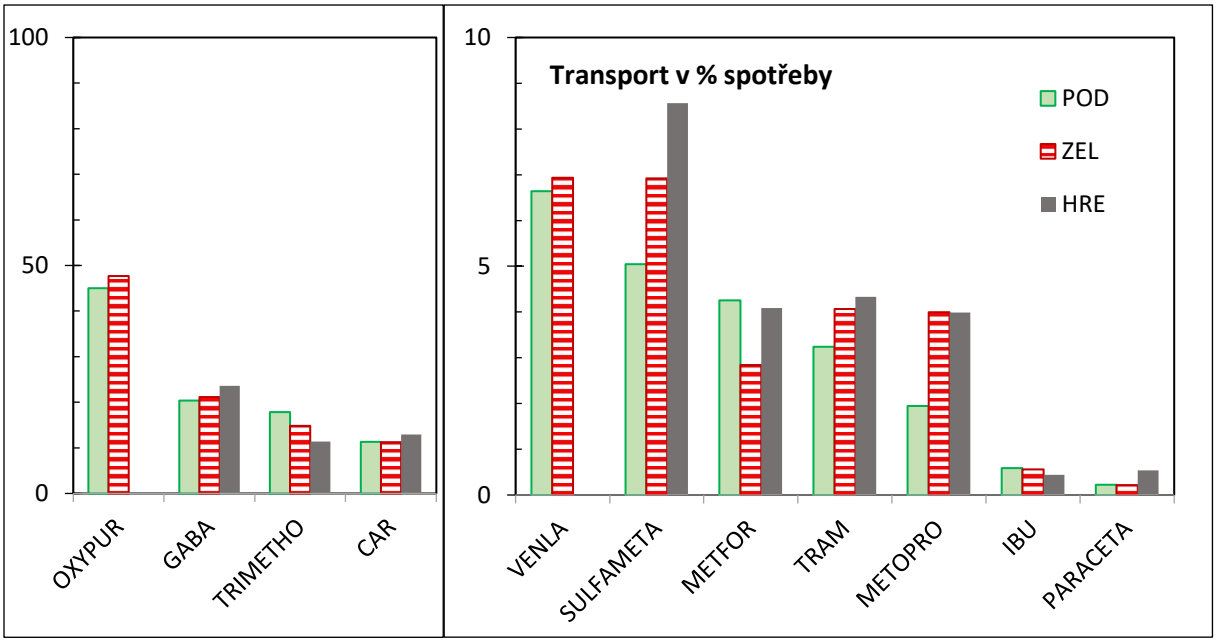
Obr. 2. *Roční transport farmak [kg/rok] v měrných profilech*

Zatím jsme pracovali s tabelovanými nebo měřenými hodnotami – spotřeby farmak, počtů obyvatel v povodích, koncentrací a průtoků. Reálný přísun do kanalizací a ČOV je ovšem dán až exkrecí farmak „pacienty“. Jak plyne z Tab. 1, procento vylučované pacienty jako původní látka se pro jednotlivá farmaka významně liší. Můžeme tedy provést ještě jeden navazující odhad, totiž odhad reálného přísunu do kanalizace a dále, založený na datech o spotřebě v povodích měrných profilů a na dostupných datech o procentu exkrece pacienty (viz Tab. 1). Výsledky jsou zpracovány na Obr. 4. Zjišťujeme, že se pro řadu farmak přísun do kanalizace/ČOV pohybuje v rozmezí 20 – 50 % teoretické „produkce“ pacienty, a že je relativně nízký pro Metformin.

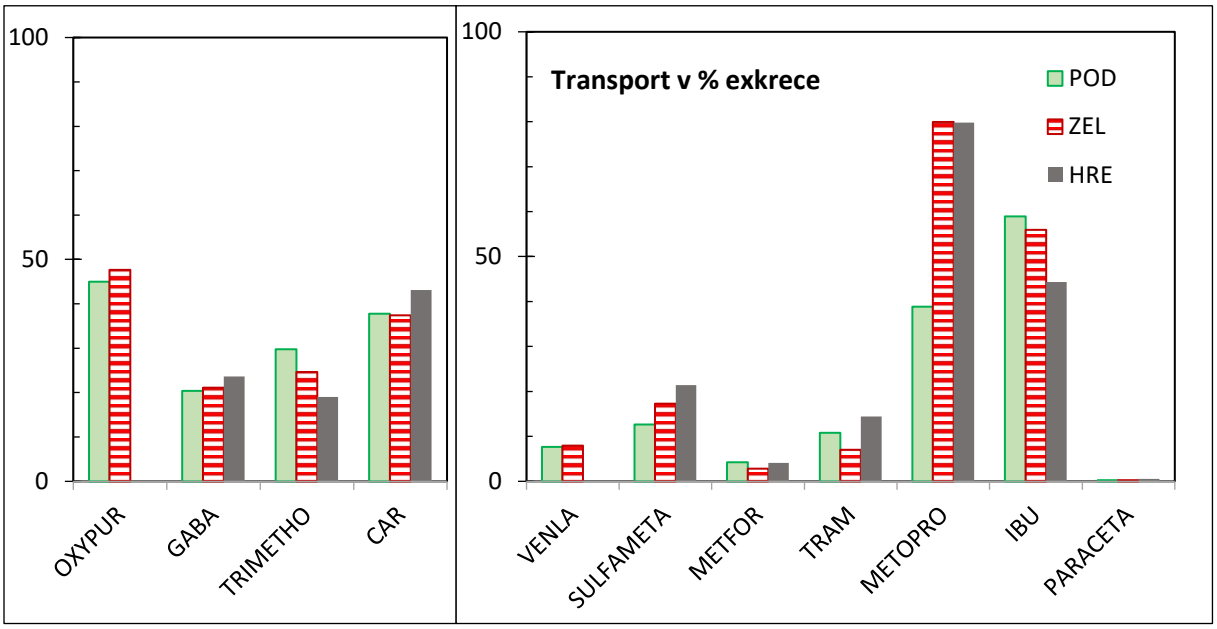
Všechna „čísla“, která jsme použili, jsou samozřejmě logicky zatížena „nejistotami“, od nejistot analytického procesu, vzorkování a měření a výpočtu průtoků po nejistotu odhadu procenta látky vylučované pacientem ve formě základní/mateřské látky. Souhrnná nejistota logicky

stoupá v řadě od Obr. 1 k Obr. 4. Pokud ale výsledky vezmeme jako rozumný odhad poměrů, můžeme začít uvažovat také o osudu jednotlivých farmak během průchodu ČOV, zpracovaných na Obr. 4. Zde je nutno zdůraznit, že farmaka představují pro mikrobní společenstva v ČOV exotické substráty v nepatrných koncentracích, zejména vedle „standardního" obsahu odbouratelných substrátů v ČOV. Není proto reálné očekávat aktivaci nějakých enzymatických systémů (operonů) a musíme počítat jen se základním kometabolizmem s „běžnými substráty", který však jistě lze různě stimulovat. Data bilancující systematické rozdíly mezi přítokem a odtokem z ČOV většinou nejsou publikována, nebo zatím nejsou zobecnitelná.

Pro tři farmaka nejvýznamnější z pohledu zatížení řek (viz Obr. 1 a 2) si dovolíme malou úvahu. Metformin (diabetes 2. typu) je dominantní a dá se předpokládat, že jeho spotřeba dále poroste. V ČOV je Metformin transformován na guanylmočovinu, která se obecně považuje za „konečný produkt" (Trautwein a Kummerer, 2011), obecně ovšem více toxický než metformin (Gao a kol., 2023). Jsou ovšem publikovány i jiné metabolické dráhy a produkty (Tassoulas a kol., 2021). Guanylmočovinu ale provozní laboratoře zatím spolehlivě nestanovují, i když předpoklad, že její koncentrace ve výtoku z ČOV budou významně vyšší než koncentrace metforminu, je jasný. Další „nejvýznamnější" léčivo – Oxypurinol (funkční metabolit Alopurinolu – pro léčení dny apod.) – je zřejmě stabilní, jak ukazuje i 50 % spotřeby procházející toky/recipienty a je běžný ve všech typech vod (Trautwein a kol., 2014; Datel a Hrabánková, 2021). Pro třetí v pořadí – Gabapentin (antidepresivum) – je známo 5 metabolitů vznikajících v ČOV (Henning a kol., 2018), nejvýznamnější je gabapentin – laktam, který ovšem není standardně sledován, dále se Gabapentin považuje za stabilní. Můžeme tedy spekulovat jaký podíl původní látky se „ztratil" a jaký byl v ČOV degradován na neznámé produkty. Na druhé straně jedině pro Ibuprofen vychází pokles koncentrace na trati od Prahy k Hřensku, indikující degradaci v úseku pod Prahou (Obr. 1, 3, 4) a absenci relativně významných zdrojů dále po toku. Pokud bychom však měli pro celou trať i spolehlivé koncentrace jeho metabolitů, pokles by nebyl tak významný. Na závěr je nutno konstatovat, že naše data odpovídají datům publikovaných na německých serverech pro německé Labe, což svědčí o stejné úrovni spotřeby farmak i čištění odpadních vod.



Obr. 3. *Roční transport farmak přepočítaný jako procento teoretické spotřeby v povodí měrných profilů*



Obr. 4 *Roční transport farmak přepočítaný jako procento teoretické exkrece původní látky v povodí měrných profilů*

4. ZÁVĚRY

- Pro období 2017 – 2020 jsme zpracovali bilanci transportu významných farmak Vltavou od Prahy do hraničního profilu Hřensko na Labi.
- Nejvyšší koncentrace vykazuje Metformin, Oxypurinol a Gabapentin. Roční transport Hřenskem činí cca 5 t pro Metformin a 2 tuny pro Gabapentin. Pro Oxypurinol jsou k dispozici jen data z Vltavy nad soutokem s Labem – cca 3 t/rok.
- Transport vyjádřený jako procento teoretické spotřeby v dílčích povodích se pohybuje od desítek (Oxypurinol 50 %, Gabapentin 20 %) po jednotky procent. Transport

vyjádřený jako procento původní formy léčiva teoreticky vyloučeného do kanalizace ukazuje vysokou „odolnost“ vůči čistírenským procesům i u dalších léčiv.

- Pro sledování osudu farmak v ČOV je nutno rozšířit standardní stanovení jejich přísunu a osudu v ČOV a zavést i sledování některých meziproduktů jejich degradace.

PODĚKOVÁNÍ

Podstatná část publikace byla vytvořena v rámci dvou projektů: Póly růstu – Voda pro Prahu, dílčí projekt „Říční tok v intravilánu – stanovení a optimalizace antropogenních tlaků“ (CZ.07.1.02/0.0/0.0/16_023/0000118) a Výzkumné centrum CEVOOH – Centrum environmentálního výzkumu, WP2.A Kontaminace vodního prostředí (SS02030008). Autoři děkují státním podnikům Povodí Vltavy a Povodí Labe za poskytnutí dat a V. Kodešovi z ČHMÚ za jejich transport.

SEZNAM LITERATURY

Datel, J. V., Hrabankova, A. (2020). Pharmaceuticals Load in the Svihov Water Reservoir (Czech Republic) and Impacts on Quality of Treated Drinking Water. *Water*, 12(5), 1387.

Fuksa, J. K., Svoboda, J. and Svobodová, A. (2010.) Bolí vás něco? Kolik léčiv od nás přiteče do ČOV*? Vodní hospodářství*, 60(1), p. 16-19.

Gao, F., Wen, H., Feng, S., Li, M., Zhu, L., Zhang, Y., Xi, Y. and Xiang, X. (2023). The elevated toxicity of the biodegradation product (guanylurea) from metformin and the antagonistic pattern recognition of combined toxicity: Insight from the pharmaceutical risk assessment and the simulated wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 892, 164747.

Henning, N., Kunkel, U., Wick, A. and Ternes, T. A. (2018). Biotransformation of gabapentin in surface water matrices under different redox conditions and the occurrence of one major TP in the aquatic environment. *Water Research*, 137, p. 290-300.

Tassoulas, L. J., Robinson, A., Martinez-Vaz, B., Aukema, K. G. and Wackett, L. P. (2021). Filling in the Gaps in Metformin Biodegradation: a New Enzyme and a Metabolic Pathway for Guanylurea. *Appl Environ Microbiol*, 87(11), e03003-20.

Trautwein, C., Berset, J. D., Wolschke, H. and Kümmerer, K. (2014). Occurrence of the antidiabetic drug Metformin and its ultimate transformation product Guanylurea in several compartments of the aquatic cycle. *Environment International*,70, p. 203-212.

Trautwein, C. and Kümmerer, K. (2011). Incomplete aerobic degradation of the antidiabetic drug Metformin and identification of the bacterial dead-end transformation product Guanylurea. *Chemosphere*, 85(5), p. 765-773.

OBSAH

Dopad užívání léčiv na kvalitu zdrojů pitné vody

Halešová T.[1,2]*, Bílková Z.[1], Hlavínek P.[2], Macsek T.[2]
[1]ALS Czech Republic, s.r.o., Na Harfě 336/9, 190 00 Praha 9
[2]Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Centrum AdMaS, Purkyňova 651/139, 612 00 Brno
**autor pro korespondenci, email: tatana.halesova@alsglobal.com*

ABSTRAKT
Hlavní zdroj kontaminace životního prostředí léčivy přestavují čistírny odpadních vod (ČOV), které si s těmito látkami neumí vždy poradit. Situaci umožňuje současná legislativa, která provozovatelům komunálních ČOV neukládá povinnost moderní mikropolutanty, mezi něž léčiva patří, monitorovat a odstraňovat. Obdobně se legislativa v souvislosti s léčivy staví i ke kvalitě povrchových, podzemních a pitných vod. Množství léčiv vstupujících do životního prostředí mohou výrazně snížit technologie kvarterního dočištění odpadních vod. Použitelnost ozonizace za tímto účelem prokázaly výsledky aktuálně řešeného projektu 3213200012, podpořeného Státním fondem životního prostředí České republiky.

KLÍČOVÁ SLOVA
Čistírny odpadních vod; kvalita vody; léčiva; legislativa; ozonizace; specifické polutanty

1. ÚVOD

Výskyt léčiv v životním prostředí, způsobený jejich širokým používáním (a často i nadužíváním) v humánní i veterinární medicíně, a zejména pak dopad těchto látek na kvalitu pitné vody – to je téma, které již několik posledních let přitahuje pozornost. Léčiva mohou do životního prostředí vstupovat řadou způsobů, ovšem hlavní zdroj kontaminace přestavují čistírny odpadních vod (ČOV). Konvenční mechanicko-biologické ČOV bez kvarterního dočištění si totiž s mnohými léčivy neumí poradit a umožňují tak transport těchto látek do životního prostředí, a to jak prostřednictvím vyčištěné odpadní vody, která je vypouštěna do recipientu, tak prostřednictvím stabilizovaného kalu, který je často aplikován na půdu jako hnojivo.

Legislativa

Výše popsanou situaci umožňuje současná legislativa, která provozovatelům komunálních ČOV neukládá povinnost moderní mikropolutanty, mezi něž léčiva patří, monitorovat a odstraňovat (ČR 2015/401, EU 1991/271). Toto by se však mohlo brzy změnit. Na konci loňského roku totiž Evropská komise představila návrh přepracovaného znění směrnice o čištění městských odpadních vod (EU 2022/541), který počítá se zavedením povinného kvarterního čištění, a to do konce roku 2035 na ČOV se zatížením 100 000 EO a vyšším a do konce roku 2040 na ČOV se zatížením od 10 000 do 100 000 EO v případě oblastí, kde koncentrace nebo kumulace mikropolutantů představuje riziko pro lidské zdraví nebo životní prostředí. Cílem kvarterního čištění má být odstranění co nejširšího spektra mikropolutantů, zejm. pak léčiv. Pro účely posouzení, zda bylo dosaženo požadovaného minimálního procenta odstranění 80 %, předkládá návrh seznam 12 látek rozdělených do dvou kategorií a až na 2 výjimky se jedná o léčiva (konkrétně jde o amisulprid, citalopram, diklofenak, hydrochlorothiazid, irbesartan, kandesartan, karbamazepin, klarithromycin, metoprolol a venlafaxin). Návrh taktéž počítá s povinným monitoringem antimikrobiální rezistence na odtoku z čistíren městských odpadních vod v aglomeracích s počtem obyvatel 100 000 a větším.

V povrchových, podzemních a pitných vodách taktéž není výskyt léčiv v současné době legislativně regulován. Léčiva jsou pouze součástí seznamů sledovaných látek, tzv. Watch Listů (WL), přičemž sledovanými látkami se rozumí znečišťující látky, které vzbuzují obavy a ohledně nichž je třeba získat více informací. WL je v případě povrchové a pitné vody závazný, v případě podzemní vody je mechanismus sledovaných látek dobrovolný. WL pro povrchovou vodu obsahuje 8 léčiv (guanylurea, klindamycin, metformin, O-desmethylvenlafaxin, ofloxacin, sulfamethoxazol, trimethoprim, venlafaxin) (EU 2022/1307), WL pro podzemní vodu 9 léčiv (amidotrizoic acid, erythromycin, ibuprofen, klarithromycin, klopidol, krotamiton, primidon, sotalol, sulfadiazin) (Working Group for Groundwater Watch List, 2023) a WL pro pitnou vodu 1 léčivo (17-beta-estradiol) (EU 2022/679). I v této oblasti se však chystají změny. Evropská komise (EU 2022/540) mimo jiné navrhuje zařazení vybraných léčiv na seznam prioritních látek v povrchových vodách a stanovení příslušných environmentálních norem kvality (9 léčiv zejm. ze skupin antibiotika a estrogenní hormony: 17-alfa-ethinylestradiol, 17-beta-estradiol, azithromycin, erythromycin, estron, diklofenak, ibuprofen, karbamazepin, klarithromycin), dále na seznam látek rizikových pro podzemní vody na úrovni celé Evropské unie a stanovení příslušných norem jakosti (2 léčiva, karbamazepin a sulfamethoxazol, a sumární parametr vztahující se na všechny zjištěné a kvantifikované účinné léčivé látky a jejich relevantní metabolity) a v neposlední řadě na seznam látek rizikových pro podzemní vody na regionální nebo vnitrostátní úrovni, u nichž je členským státům uložena povinnost zvážit stanovení prahových hodnot (1 léčivo: primidon).

V roce 2022, s přihlédnutím k tomu, že možný výskyt léčiv v pitné vodě vzbuzuje u laické veřejnosti obavy, vydal Státní zdravotní ústav – Národní referenční centrum (SZÚ – NRC) pro pitnou vodu stanovisko (SZÚ, 2022), v němž na základě principu předběžné opatrnosti doporučuje pro léčiva v pitné vodě obdobné hygienické limity jako pro pesticidy. V případě jednotlivých účinných látek a jejich metabolitů lze podle stanoviska považovat za přijatelné koncentrace do 0,1 µg/l včetně, s výjimkou látek s mutagenním nebo hormonálně aktivním účinkem, pro které NRC pro pitnou vodu považuje za přijatelné koncentrace 10krát nižší, tedy do 0,01 µg/l včetně. Pro sumu všech kvantitativně zjištěných léčiv stanovisko doporučuje považovat za přijatelné koncentrace do 0,5 µg/l včetně. Součástí stanoviska je taktéž výčet látek, které podle poznatků NRC pro pitnou vodu mají v České republice potenciál nálezů ve zdrojích pitných vod v koncentracích nad 0,1 µg/l.

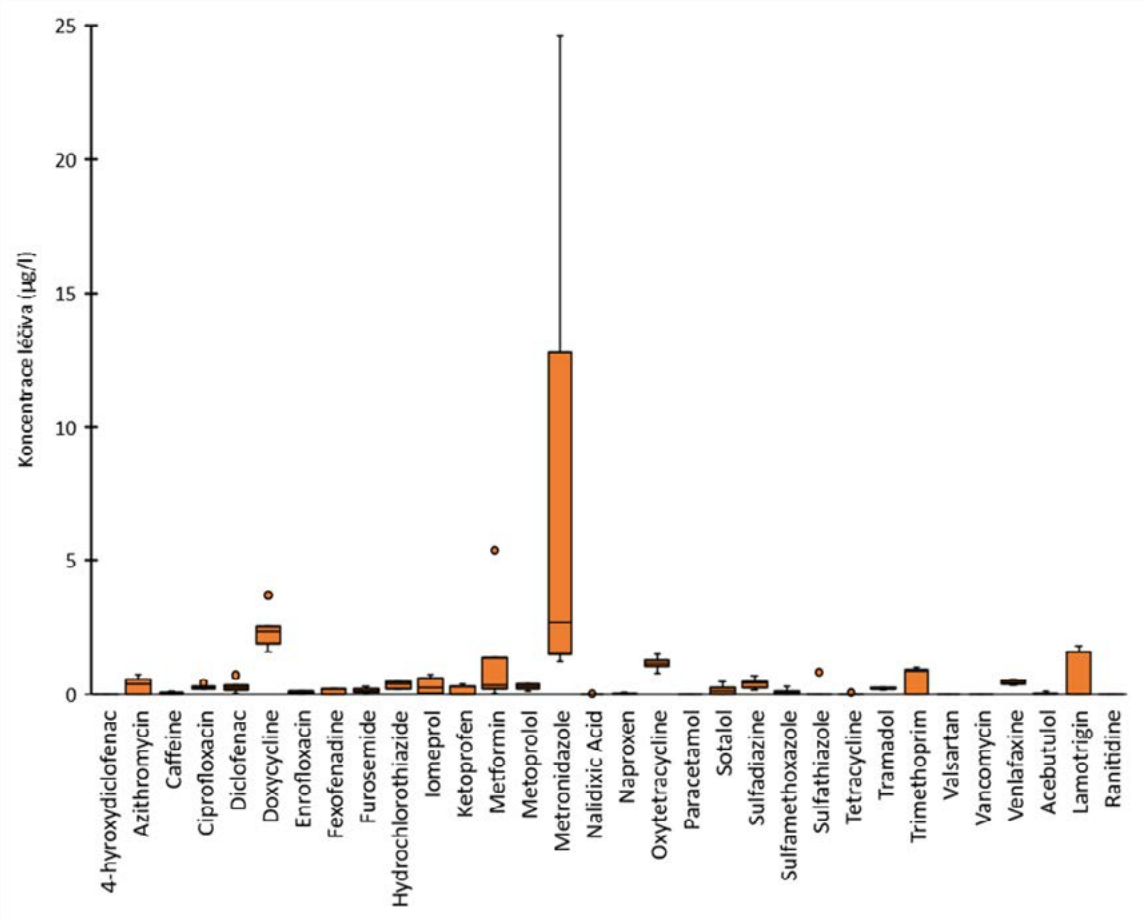
2. MATERIÁL A METODY

Využitelnost ozonizace pro odstranění léčiv na ČOV je ověřována v aktuálně řešeném (2022–2024) projektu 3213200012, který podpořil Státní fond životního prostředí České republiky (SFŽP ČR) v rámci výzvy 3B Trondheim z Norských fondů. Projekt je realizován na dvou rozdílných testovacích lokalitách. První z nich je Veterinární univerzita (VFU) Brno, která zajišťuje provoz klinik pro malá i velká zvířata, druhá je komunální ČOV v Blansku s přibližně 30 000 EO. Předmětem zájmu je především 33 látek uvedených na indikativním seznamu pro snížení farmaceutického znečištění vodních toků, který v roce 2021 zveřejnil SFŽP ČR v rámci zmíněné dotační výzvy (SFŽP ČR, 2021). Na první testovací lokalitě bylo v odebraných vzorcích odpadní vody sledováno 111 účinných léčivých látek a jejich metabolitů. Pro monitorování léčiv na druhé testovací lokalitě se laboratořím ALS Czech Republic podařilo rozšířit spektrum analyzovaných farmaceutik na cca 150 sloučenin, včetně hormonů.

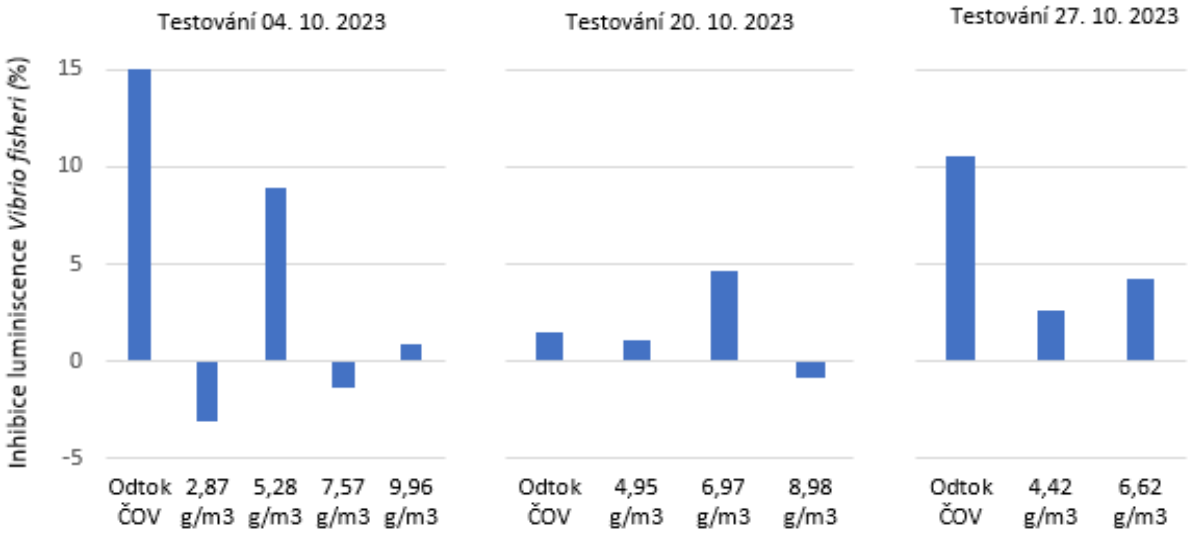
3. VÝSLEDKY

Jak již bylo uvedeno v úvodu článku, konvenční mechanicko-biologické ČOV bez kvarterního dočištění si s mnohými léčivy neumí zcela poradit, neboť pro odstraňování mikropolutantů nejsou navrženy. Přesto jsou však i konvenční ČOV schopny některé tyto látky alespoň částečně odstranit. Z výsledků projektu vyplývá, že míra odstranění jednotlivých léčiv v procesu biologického čištění se může pohybovat v širokém rozmezí 0 – 99 %, a to v závislosti na perzistenci a koncentraci těchto látek. Mezi nejvíce perzistentní léčiva patřily azithrommycin, hydrochlorothiazid, iomeprol, sotatol, tramadol, venlafaxine a lamotrigin, u nichž míra odstranění v biologickém procesu čištění na ČOV VFU Brno nepřesáhla hodnotu 30 %. Na odtoku z dané ČOV se v největších koncentracích vyskytovala léčiva metronidazol (antibiotika jiná), doxycyklin (antibiotika tetracyklinová), metformin (léčivo k terapii diabetu) a oxytetracyklin (antibiotika tetracyklinová) – viz Obr. 1. Na odtoku z ČOV v Blanku byly nejvyšší průměrné koncentrace zjištěny u těchto látek: iomeprol (kontrastní látka; 10,5 µg/l) > telmisartan (léčivo ovlivňující renin-angiotenzinový systém; 5,2 µg/l) > 4-formylaminoantipyrine (metabolit analgetika phenazone; 3,4 µg/l) > diklofenak (nesteroidní proti-zánětlivé/revmatické léčivo; 3,1 µg/l) > gabapentin (antiepileptikum; 2,4 µg/l).

Cílem řešeného projektu je dosáhnout s využitím ozonizace v procesu čištění odpadních vod redukce sledovaných farmaceutických látek alespoň o 80 %, jak navrhuje Evropská komise (EU 2022/541). Na demonstrační lokalitě VFU Brno byla spolehlivě dosažena požadovaná úroveň



Obr. 1. *Boxový graf koncentrací sledovaných léčiv (nad 0,2 µg/l) na odtoku z ČOV VFU Brno*



Obr. 2. *Inhibice luminiscence organismu Vibrio fischeri v surovém vzorku a ve vzorcích ošetřených dávkou ozonu (vyšší hodnota značí negativní ekotoxikologický vliv)*

odstranění u všech sledovaných léčiv při dávce ozonu 5,5–6,4 g O_3/m^3. Jedná se o nejnepříznivější variantu koncentrační řady z důvodu zohlednění fluktuace parametrů, které můžou ovlivnit účinky odstranění sledovaných látek, jako např. vyšší organické nebo dusíkaté znečištění. Při testovaných dávkách ozonu nedošlo ke zvýšení inhibice luminiscence organismu *Vibrio fischeri*, naopak ve většině vzorků došlo k jejímu snížení, a tudíž ke zlepšení ekotoxikologického profilu – viz Obr. 2.

4. ZÁVĚR

Výsledky prokázaly použitelnost pokročilých oxidačních procesů na bázi ozonizace pro odstraňování farmaceutických látek z odpadních vod v reálném provozu ČOV. Dávkování ozonu nezhoršilo ekotoxikologický profil výsledného odtoku vůči neošetřené vodě.

PODĚKOVÁNÍ

Publikace byla vytvořena v rámci projektu 3213200012, který podpořil Státní fond životního prostředí České republiky (SFŽP ČR) v rámci výzvy 3B Trondheim z Norských fondů.

SEZNAM LITERATURY

ČR 2015/401: Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. ze dne 14. prosince 2015 o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.

EU 1991/271: Směrnice Rady 91/271/EHS ze dne 21. května 1991 o čištění městských odpadních vod.

EU 2022/540: Návrh směrnice Evropského parlamentu a Rady COM(2022) 540 final ze dne 26. 10. 2022, kterou se mění směrnice 2000/60/ES, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky, směrnice 2006/118/ES o ochraně podzemních vod před znečištěním a zhoršováním stavu a směrnice 2008/105/ES o normách environmentální kvality v oblasti vodní politiky.

EU 2022/541: Návrh na směrnici Evropského parlamentu a Rady COM(2022) 541 final ze dne 26. 10. 2022 o čištění městských odpadních vod (přepracované znění).

EU 2022/679: Prováděcí rozhodnutí Komise (EU) 2022/679 ze dne 19. ledna 2022, kterým se podle směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2020/2184 stanoví seznam sledovaných ukazatelů týkající se látek nebo sloučenin, které u vody určené k lidské spotřebě vzbuzují obavy.

OBSAH

EU 2022/1307: Prováděcí rozhodnutí Komise (EU) 2022/1307 ze dne 22. července 2022, kterým se stanoví seznam sledovaných látek pro monitorování v rámci celé Unie v oblasti vodní politiky podle směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES.

SFŽP ČR, 2021: Seznam látek pro snížení farmaceutického znečištění vodních tok. Státní fond životního prostředí České republiky, 2021. Dostupné z: https://www.sfzp.cz/dokumenty/detail/?id=2415.

SZÚ, 2022: Stanovisko Státního zdravotního ústavu – Národního referenčního centra pro pitnou vodu k otázce sledování léčiv v pitné vodě a jejich přijatelných koncentrací. SZÚ, 2022. Dostupné z: http://www.szu.cz/tema/zivotni-prostredi/kvalita-vody/pitna-voda-leciva.

Working Group for Groundwater Watch List, 2023: https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/a53f1d54-0cd9-4de6-b370-2cbb14004986?p=1&n=10&sort=name_ASC.

OBSAH

Emergentní cizorodé látky typu PMOC - první výsledky z monitoringu v povrchových a podzemních vodách

Kodeš V.[1]*, Fedorova G.[2], Grabic R. [2], Zajecová L.[2]
[1]*Český hydrometeorologický ústav, Odbor jakosti vody, Na Šabatce 17, 143 06 Praha 4*
[2]*Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany*
**autor pro korespondenci, email: vit.kodes@chmi.cz*

ABSTRAKT
Perzistentní mobilní organické sloučeniny (PMOC) jsou látky o jejichž výskytu ve vodách nevíme mnoho. Vzhledem k tomu, že mohou snadno procházet přes sorpční bariéry a tím i přes systémy úpravy vody mohou v budoucnu znamenat hrozbu pro kvalitu vodárenských zdrojů v ČR. V letech 2020 a 2021 proběhl první screening těchto látek v povrchových a podzemních vodách v ČR. Pozitivní nálezy byly prokázány v povrchových vodách u 10 ze 20 sledovaných látek a u podzemních vod u 9 látek. Za zástupce látek PMOC lze považovat i látky sledované v rámci rutinního monitoringu jak povrchových, tak podzemních vod např. některá umělá sladidla, benzotriazoly a triazoly, jejichž výskyt byl také prokázán.

KLÍČOVÁ SLOVA
Kvalita vody; perzistentní a mobilní polutanty; podzemní voda; povrchová voda

1. ÚVOD

Perzistentní mobilní organické sloučeniny (PMOC) mohou vzhledem ke svým environmentálním vlastnostem představovat vážnou hrozbu pro vodní zdroje používané pro zásobování pitnou vodou, protože mohou snadno procházet přes sorpční bariéry a tím i přes systémy úpravy vody. Screening těchto látek v České republice byl inspirován jejich nálezy v Německu, Španělsku a Holandsku v 7 vzorcích povrchových vod, 4 vzorcích podzemních vod, 1 vzorku vody ze břehové infiltrace a 2 vzorků (permeátu a koncentrátu) z úpravny vody využívající technologii reverzní osmózy v rámci studie publikované Schulze a kol. (2019).

2. MATERIÁL A METODY

20 látek ze skupiny PMOC bylo v roce 2020 sledováno na 20 profilech povrchových vod ve slévaných vzorcích z chlazených automatických vzorkovačů ISCO 6712FR (Teledyne ISCO). Na základě výsledků z roku 2020 byl počet sledovaných profilů v roce 2021 zredukován na 8 s nejčastějším výskytem sledovaných látek (Labe-Němčice, Labe-Valy, Labe-Obříství, Orlice-Týniště nad Orlicí, Bílina-Ústí nad Labem, Berounka-Srbsko, Lužická Nisa-Hrádek nad Nisou a Svratka-Židlochovice). V každé z těchto lokalit byly v roce 2021 odebrány 4 slévané vzorky, každý z těchto slévaných vzorků sestává z 20 denních vzorků reprezentujících období celkem 20 dní. Z každé sady lahví se z odfiltrované vody přes 0,45 µm filtr z regenerované celulózy udělal slévaný vzorek (z každé z 20 lahví dané sady se odebral alikvot 50 ml pro slévaný vzorek) pro chemickou analýzu. Celkem bylo v roce 2021 analyzováno 80 slévaných vzorků. Stejné látky byly sledovány i v podzemních vodách v roce 2021, kdy bylo celkem jednorázově odebráno 125 vzorků z 8 pramenů a 108 vrtů monitorovací sítě ČHMÚ a z 9 vodárenských zdrojů s vydatností nad 50 l/s, začleněných do monitoringu podzemních vod ČHMÚ. Tyto objekty byly vytipovány na základě jejich prokázaného antropogenního ovlivnění různými organickými mikropolutanty. Pro analýzy vzorků kapalinovou chromatografiií byl použit hmotnostní spektrometr QExactive™ (Thermo Fisher Scientific) za použití HESI-II ionizačního rozhraní a cílené HRMS/MS analýzy. Bylo použito čerpadlo Accela 1250 LC (Thermo Fisher

Scientific) spojené s čerpadlem Accela 600 LC (Thermo Fisher Scientific) a autosampler HTS XT-CTC (CTC Analytics AG, Zwingen, Švýcarsko). K separaci cílových sloučenin byly použity dvě chromatografické kolony: Hypercarb (50 × 2,1 mm vnitřní průměr; 3 µm částice; Thermo Fisher Scientific) a Arion® Polar C18 (50 x 2,1 mm vnitřní průměr; 5 µm částice; Chromservis, Praha, Česká republika). Pro doplnění "obrázku" byly dále využity stávající výsledky monitoringu z let 2019-2022, které byly uloženy v národním informačním systému jakosti vody ARROW pro umělá sladidla, benzotriazoly (antikorozivních látky) a 1,2,4-triazol jako metabolitu konazolových fungicidů a konazolových léčiv, tj. látek, které lze na základě jejich perzistence a mobility považovat za PMOC, kde ze sladidel lze za PMOC považovat acesulfam ve vodách. V povrchových vodách byly k dispozici údaje pouze pro umělá sladidla a benzotriazoly pořízené podniky Povodí Labe a Povodí Vltavy, ostatní podniky Povodí tyto látky ve svých programech monitoringu neměly zařazeny. Nejvíce údajů pro umělá sladidla bylo k dispozici pro acesulfam (165 profilů, 2790 vzorků), méně pak pro sacharin (58 profilů, 1984 vzorků, cyklamát sodný a sukralózu (57 profilů, 1523 vzorků). Z benzotriazolů bylo nejvíce dat k dispozici pro 1H-benzotriazol a sumu 4-methyl-1H-benzotriazolu + 5-methyl-1H-benzotriazolu (430 profilů, 8583 vzorků), méně pak pro 1-methyl-1H-benzotriazol (168 profilů, 2825 vzorků). V podzemních vodách byly využity výsledky monitoringu ČHMÚ, který pokrýval umělá sladidla, benzotriazoly i 1,2,4-triazol v 709 objektech pozorovací sítě na území celé ČR. Pro acesulfam, sacharin a cyklamát sodný bylo k dispozici 1408 vzorků, pro benzotriazoly (1H-benzotriazol, 5-methyl-1H-benzotriazol a 1-methyl-1H-benzotriazol) 1773 vzorků a pro 1,2,4-triazol 1700 vzorků.

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Pozitivní nálezy byly v povrchových vodách potvrzeny u 10 látek uvedených v tabulce 1.

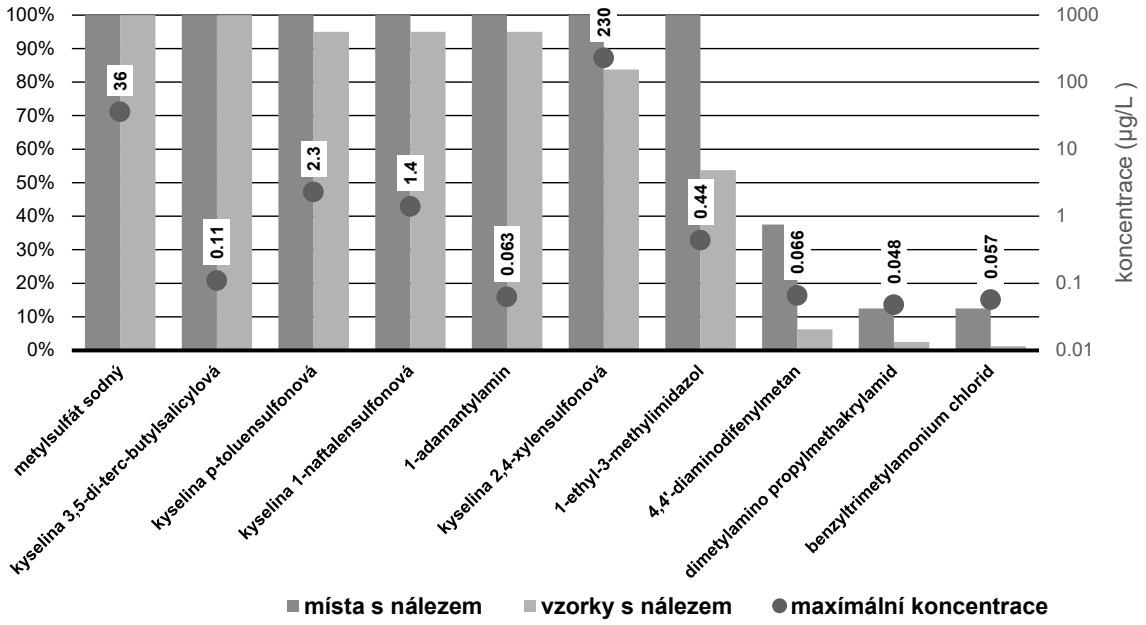
Nejčastěji nalezenými látkami ve vzorcích povrchových vod byly metylsulfát sodný, kyselina 3,5-di-terc-butylsalicylová, kyselina p-toluensulfonová, kyselina 1-naftalensulfonová, 1-adamantylamin, kyselina p-xylen-2-sulfonová a 1- ethyl-3-methylimidazol (Obr. 1). Tyto látky se vyskytovaly ve všech sledovaných profilech u většiny odebraných vzorků s výjimkou látky 1-ethyl-3-methylimidazol, která byla nalezena také ve všech profilech, ale v menším počtu vzorků. Maximální koncentrace jednotlivých látek se pohybovaly mezi 0,057 µg/l pro benzyltrimetylamonium chlorid v Labi ve Valech a 230 µg/l pro kyselinu p-xylen-2-sulfonovou

Tab. 1. *Nalezené PMOC látky a jejich použití*

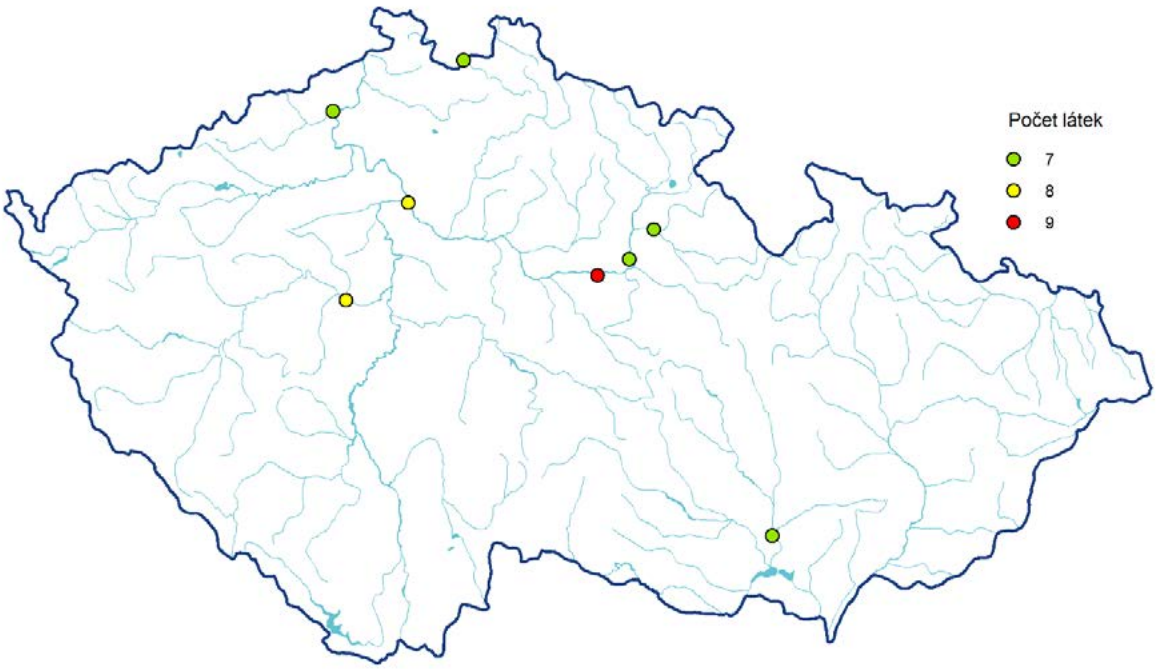
Látka	CAS	Použití
kyselina p-toluensulfonová	6192-52-5	chemický průmysl, textilní barviva, léčiva, čistící prostředky, polymery, barvy, fotografie, plasty
kyselina 3,5-di-terc-butylsalicylová	19715-19-8	tonery, UV filtry
metylsulfát sodný	512-42-5	povrchově aktivní látky
kyselina 2,4-xylensulfonová	609-54-1	gumárenství, polymery
1-ethyl-3-methylimidazol	65039-03-4	elektrolyty
kyselina 1-naftalensulfonová	85-47-2	gumárenství, barviva, léčiva, politury
1-adamantylamin	768-94-5	léčiva, meziprodukt při výrobě
4,4'-diaminodifenylmetan	101-77-9	lubrikanty, polymery, mazadla
dimetylamino propylmethakrylamid	5205-93-6	tmely, lepidla
benzyltrimetylamonium chlorid	56-93-9	povrchově aktivní látky, gumárenství, polymery

v Bílině v Ústí nad Labem. Nejvíce látek bylo nalezeno v profilu Labe-Valy, v ostatních profilech bylo nalezeno 7 až 8 sledovaných látek (Obr.2).

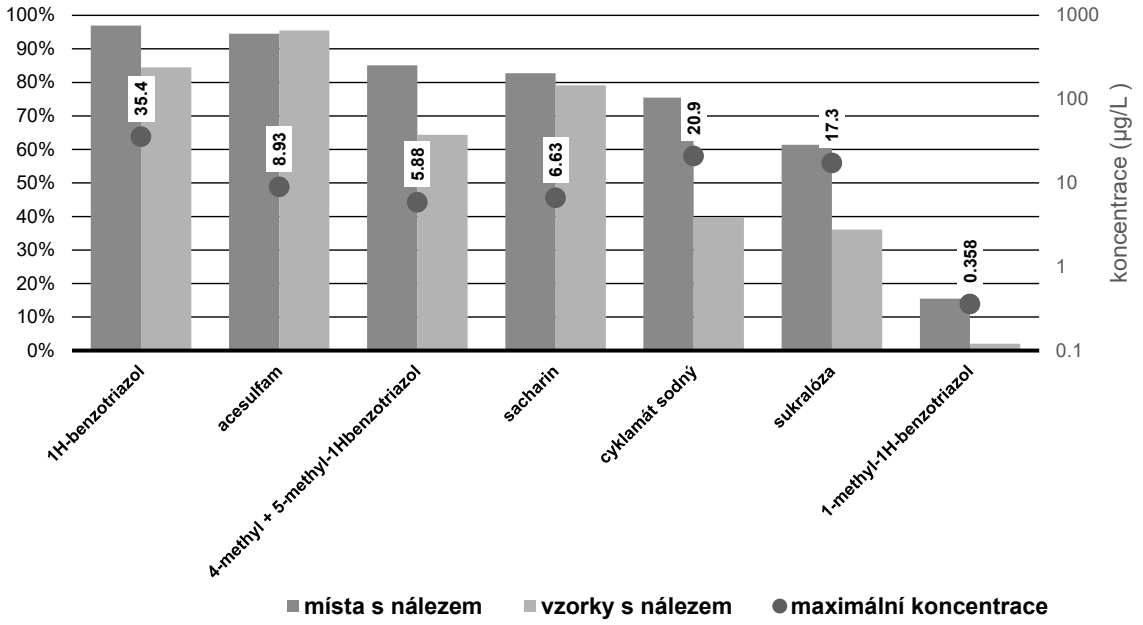
Z umělých sladidel byl v povrchových vodách nejčastěji nalézán acesulfam následovaný sacharinem, z benzotriazolů je to pak 1H-benzotriazol a suma 4-methyl-1Hbenzotriazolu + 5-methyl-1Hbenzotriazolu (Obr.3).



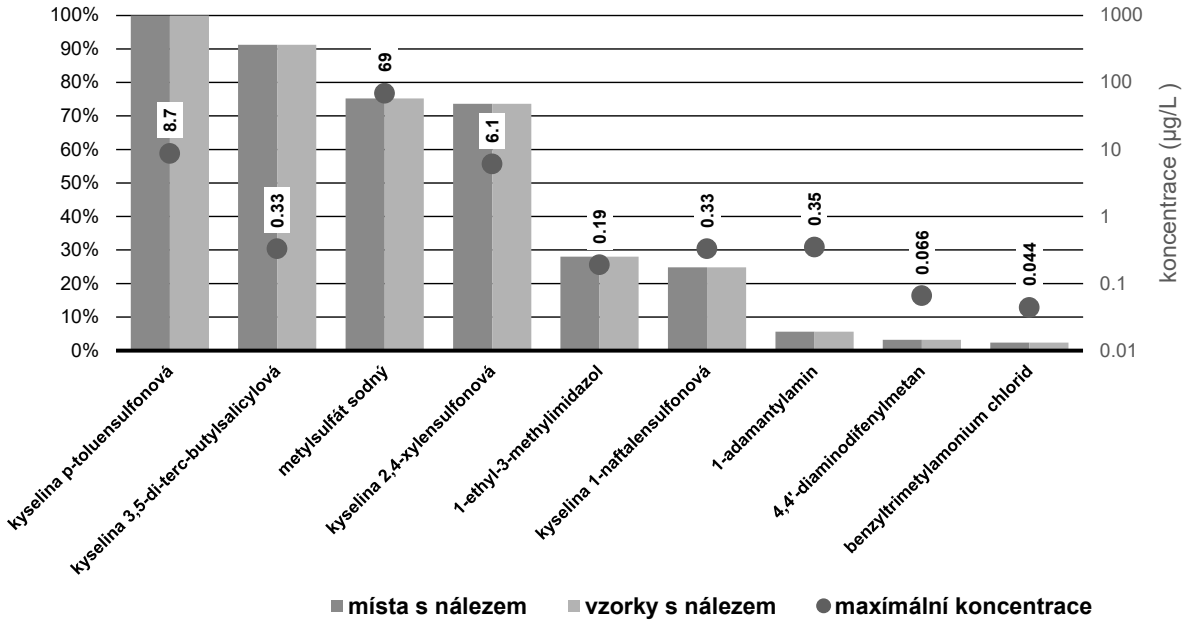
Obr. 1. *Frekvence nálezů a maximální koncentrace PMOC v povrchových vodách.*



Obr. 2. *Počty nalezených PMOC látek v povrchových vodách.*



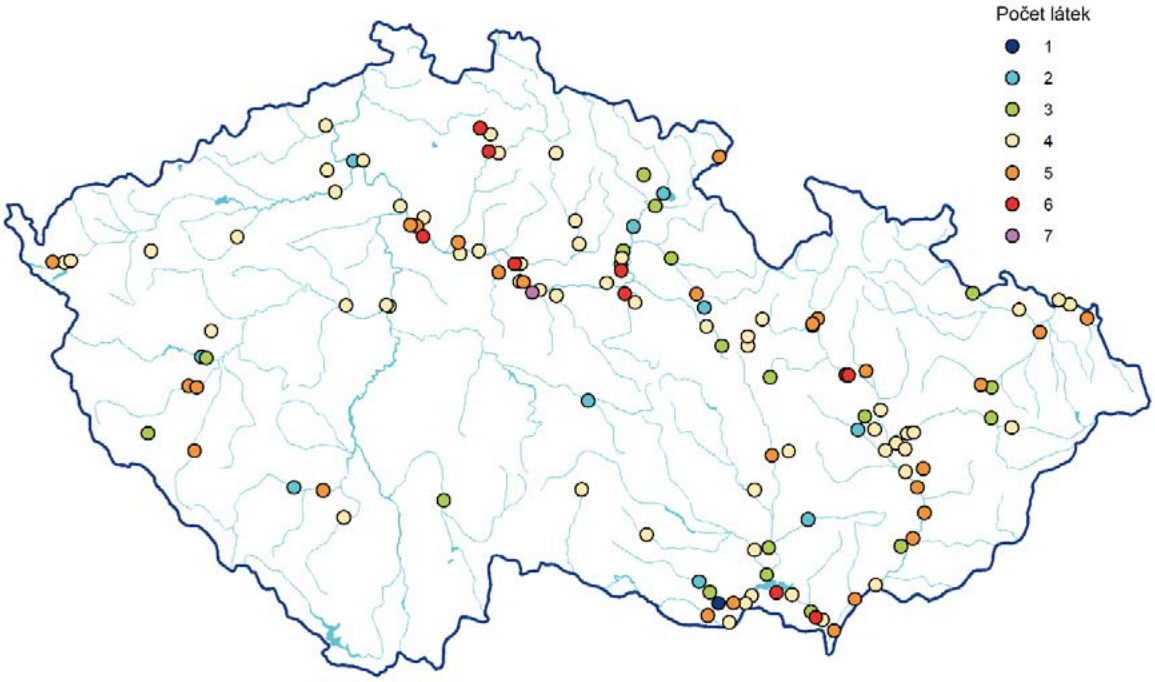
Obr. 3. *Frekvence nálezů a maximální koncentrace umělých sladidel a benzotriazolů v povrchových vodách.*



Obr. 4. *Frekvence nálezů a maximální koncentrace PMOC v podzemních vodách.*

Ve vzorcích podzemních vod bylo nalezeno 9 látek: kyselina p-toluensulfonová (ta jako jediná ve 100% vzorků), kyselina 3,5-di-terc-butylsalicylová, metylsulfát sodný, kyselina 2,4-xylensulfonová, 1-ethyl-3-methylimidazol, kyselina 1-naftalensulfonová, 1-adamantylamin, 4,4'-diaminodifenylmetan a benzyltrimetylamonium chlorid (Obr.4). Maximální koncentrace jednotlivých látek se pohybovaly mezi 0,044 µg/l (benzyltrimetylamonium chlorid ve vodárenském zdroji ve středních Čechách) a 69 µg/l (metylsulfát sodný ve vrtu u Bohumína).

Počty nalezených PMOC látek v jednotlivých objektech podzemních vod se pohybovaly mezi 1 a 7, nejvíce látek bylo nalezeno v kvartérních sedimentech řek Labe a Moravy (Obr. 5).

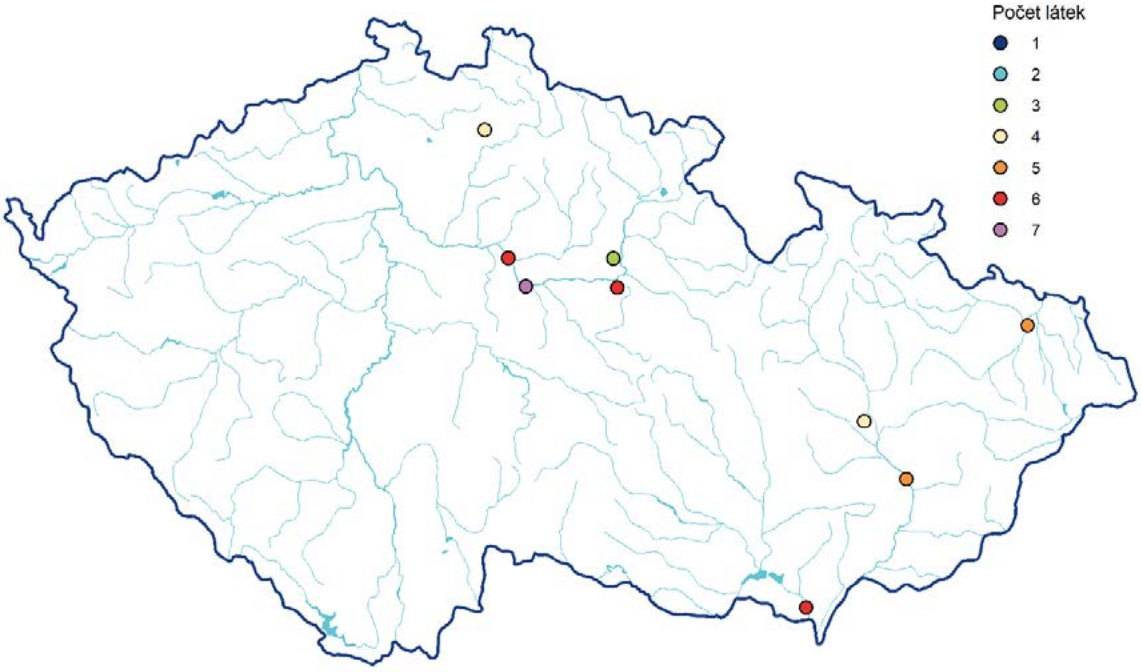


Obr. 5. *Počty nalezených PMOC látek ve podzemních vodách.*

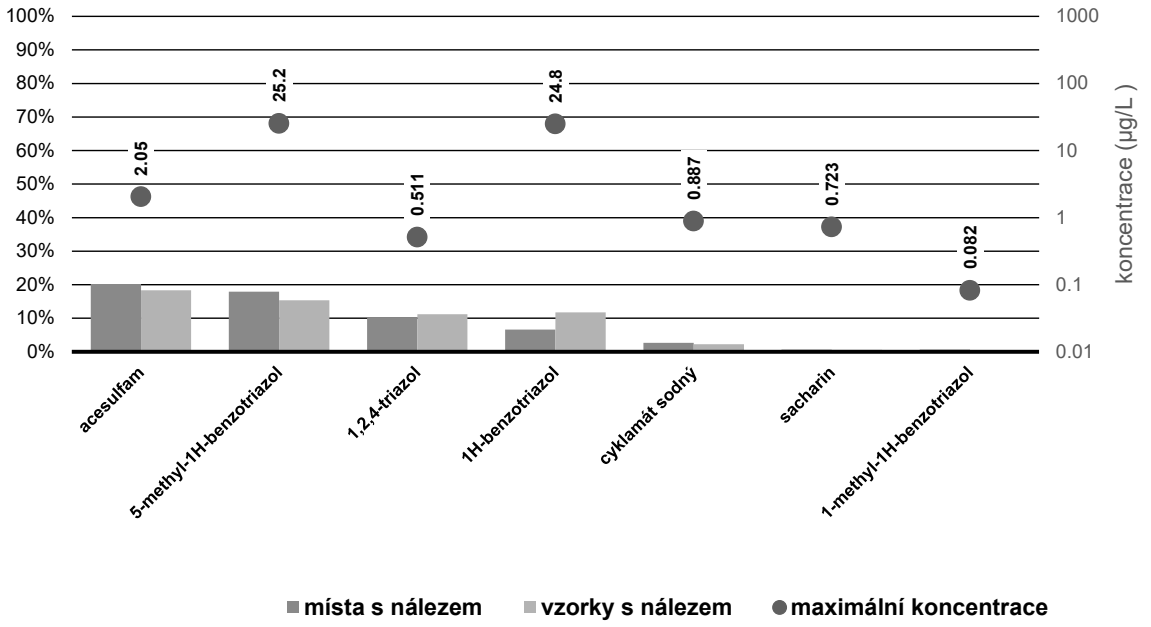
V podzemní surové vodě bylo v 9 významných sledovaných vodárenských zdrojích nalezeno těchto 7 látek (sestupně dle četnosti nálezů s uvedením počtu vodárenských zdrojů s výskytem): kyselina 3,5-di-terc-butylsalicylová (9 vodárenských zdrojů), kyselina p-toluensulfonová (9), kyselina 2,4-xylensulfonová (8), metylsulfát sodný (8), kyselina 1-naftalensulfonová (7), 1-adamantylamin (3) a benzyltrimetylamonium chlorid (2 vodárenské zdroje). Maximální koncentrace těchto látek se pohybovaly v rozmezí 0,044 µg/l (benzyltrimetylamonium chlorid) až 26 µg/l (metylsulfát sodný). Nejvce látek bylo nalezeno ve vodárenských zdrojích v kvartérních sedimentech řek Labe a Dyje (Obr. 6).

Co se týká nálezů umělých sladidel a triazolů v podzemních vodách, tak oproti povrchovým vodám byla frekvence nálezů těchto látek do 20% vzorků i objektů, nejčastěji byly nalézány acesulfam a 5-methyl-1H-benzotriazol. Maximální koncentrace umělých sladidel v podzemních vodách se pohybovaly do 2 µg/l, u benzotriazolů dosahovaly maximální koncentrace nižší desítky µg/l a 1,2,4-triazol byl nalezen v nejvyšší koncentraci okolo 0,5 µg/l (Obr. 7).

Vzhledem k obtížnosti analytického stanovení látek typu PMOC lze pro identifikaci potencionální hrozby ovlivnění kvality surové vody těmito látkami využít dne již dostupné metody stanovení umělého sladidla acesulfam, které je považováno za látku typu PMOC a lze ho tedy využít jako stopovač identifikující zejména komunální zdroje znečištění. Acesulfam jako vhodný stopovač identifikovali např. Buerge a kol. (2009), Marazuela a kol. (2023) a to i v kombinaci s jinými anorganickými látkami nebo organickými mikropolutanty např. Van Stempvoort a kol., (2011, 2013, 2020) , Sérodes a kol. (2021), Wolf a kol. (2012).



Obr. 6. *Počty nalezených PMOC látek ve vodárenských zdrojích využívajících podzemní vody.*



Obr. 7. *Frekvence nálezů a maximální koncentrace umělých sladidel a triazolů v podzemních vodách.*

4. ZÁVĚR

Výsledky prokázaly výskyt perzistentních mobilních organických sloučenin v povrchových a podzemních vodách v ČR, tyto látky tak rozšířily dnes už i tak docela rozsáhlý seznam cizorodých organických látek, které běžně ve vodách nalézáme. Otázkou zůstává jak velkým potencionálním rizikem mohou být pro vodárenské zdroje využívané pro zásobování obyvatelstva pitnou vodou a nakonec i pro zdraví člověka. Výhodným stopovačem, který může identifikovat potencionální hrozbu ovlivnění kvality vody látkami typu PMOC je např.

acesulfam, jehož stanovení je analyticky méně náročné a dnes i dostupné a v povrchových vodách i v podzemních vodách patří mezi látky často se vyskytující.

PODĚKOVÁNÍ

Publikace byla vytvořena za podpory projektů NAZV QK21020080 a TAČR SS02030027.

SEZNAM LITERATURY

Buerge I.J., Buser H.-R., Kahle M., Müller M.D., Poiger T. (2009). Ubiquitous occurrence of the artificial sweetener acesulfame in the aquatic environment: an ideal chemical marker of domestic wastewater in groundwater. *Environmental Science & Technology*, 43 (12), p.4381–4385.

Marazuela M.A., Formentin G., Erlmeier K., Hofmann T. (2023). Acesulfame allows the tracing of multiple sources of wastewater and riverbank filtration. *Environmental Pollution*, 323, 121223.

Sérodes J-B., Behmel S., Simard S., Laflamme O., Grondin A., Beaulieu C., Proulx F, Rodriguez M.J. (2021). Tracking domestic wastewater and road de-icing salt in a municipal drinking water reservoir: Acesulfame and chloride as co-tracers. *Water Research*, 203, 117493.

Schulze S., Zahn D., Montes R., Rodil R., Quintana J.B., Knepper T.P., Reemtsma T., Berger U. (2019). Occurrence of Emerging Persistent and Mobile Organic Contaminants in European Water Samples. *Water Research*, 153, p.80-90.

Van Stempvoort D.R., Roy J.W., Brown S.J., Bickerton G. (2011). Artificial sweeteners as potential tracers in groundwater in urban environments. *Journal of Hydrology*, 401, p.126-133.

Van Stempvoort D.R., Roy J.W., Grabuski, J., Brown S.J., Bickerton G., Sverko E. (2013). An artificial sweetener and pharmaceutical compounds as co-tracers of urban wastewater in groundwater. *Science of the Total Environment*, 461-462, p.348-359.

Van Stempvoort D.R., Brown S.J., Spoelstra J., Garda D., Roberston W.D., Smyth S.A. (2020). Variable persistence of artificial sweeteners during wastewater treatment: Implications for future use as tracers. *Water Research*, 184, 116124.

Wolf L., Zwiener C., Zemann M. (2012). Tracking artificial sweeteners and pharmaceuticals introduced into urban groundwater by leaking sewer networks. *Science of the Total Environment*, 430, p.8-19.

OBSAH

Bilanční analýza mikrokontaminantů v povodí vodárenského toku Úhlavy

Koželuh M.*, Kule L., Váverková L., Zelený L.
Povodí Vltavy, státní podnik, VHL Plzeň, Denisovo nábřeží 2430/14, 30100 Plzeň
**autor pro korespondenci, email: milan.kozeluh@pvl.cz*

ABSTRAKT
Vodárenský tok Úhlavy je trvale ovlivněn mikrokontaminanty. Speciální monitoring pesticidů, farmak a prostředků osobní péče (PPCPs) je zaměřen na studium vlivu největšího zdroje mikrokontaminantů v povodí Úhlavy, kterým je ČOV Klatovy. Cílem je získat prediktivní znalosti o přísunu kontaminace do vodárenského toku a pomocí integrálního vzorku odhadnout látkový odnos v místě odběru surové vody v Plzni. Výsledky analýz na přítoku a odtoku z ČOV Klatovy umožnily vypočítat účinnost jejich odstranění a odhadnout roční vnos těchto látek do recipientu s důrazem na rozlišení vyčištěných odpadních vod z odtoku ČOV a nečištěných odpadních vod z kapacitního odlehčení.

KLÍČOVÁ SLOVA
Kapacitní odlehčení; kvalita vody; látkový odnos; pesticidy; PPCPs; vodárenství a ochrana vody

1. ÚVOD

Oblast vodárenského toku Úhlavy je dlouhodobě ovlivňována přítomností člověka a jeho nejrůznějšími aktivitami. Ve srovnání s našimi předky má dnešní člověk k dispozici tisíce nejrůznějších a mnohdy velice účinných přípravků podporujících jeho „komfortní“ život. Dominantní oblasti jejich používání jsou průmysl (např. povrchové úpravy materiálů), zemědělství (prostředky na ochranu rostlin), doprava (autokosmetika, aditiva pohonných směsí a olejů) apod. Další početnou skupinu tvoří farmaceutické přípravky a prostředky osobní péče (PPCPs). Účinnými látkami většiny produktů jsou specifické organické analyty. Pro vodohospodáře je zásadním důsledkem mnohdy až živelné pronikání aplikovaných přípravků, resp. jejich účinných látek do vodních ekosystémů. Syntetické organické sloučeniny nevratně mění kvalitu podzemních vod, v řekách zásadně ovlivňují zdravotní kondici původních živých organismů a pro člověka způsobují významné problémy ve vodárenství, v technologickém procesu přípravy pitné vody. Jelikož se imisně nejedná o hmotnostně velká množství a měřené koncentrace bývají nejčastěji v ng/l, hovoříme o tzv. mikrokontaminantech nebo mikropolutantech. Ovšem hledisko jejich specifického účinku je v mnoha ohledech řadí mezi nejnebezpečnější látky, které se ve vodě mohou vyskytovat (akutní toxicita, vyvolání zhoubného bujení, ovlivňování přirozené hormonální činnosti, ovlivňování plodu v těle matky, dráždivost aj.). Proto lze tyto látky pojmenovat jako „škodliviny“ a vzhledem k výhradně antropogennímu původu též jako „cizorodé látky“. Jednou z důležitých současných aktivit vodohospodářů je využívat informací o kvalitě vody získaných z laboratorních analýz rámcových monitorovacích programů, drobnějších zacílených monitoringů a dalších projektů k vytváření relevantních podkladů pro účinná opatření, které buď zcela eliminují, nebo na nezbytnou míru minimalizují ovlivnění vodních ekosystémů nebezpečnými a rizikovými organickými mikropolutanty.

Projekt „Monitoring vybraných pesticidních látek, farmak a prostředků osobní péče (PPCPs) a dalších mikrokontaminantů v povodí řeky Úhlavy (2022)“ je organizován od r. 2013 Povodím Vltavy, státní podnik a Vodárnou Plzeň a.s. Schéma monitoringu se v jednotlivých letech

měnilo, s vývojem analytických metod se sledovaly nové skupiny specifických organických látek, zaměřovalo se na největší znečišťovatele a nejrizikovější zdroje, přičemž hlavním cílem bylo získat prediktivní znalosti o přísunu kontaminace do vodárenského toku z největších zdrojů, o bilanci látkového odnosu v jednotlivých ročních obdobích, za různých hydrologických situací, i při řešení mimořádných událostí.

2. ZDROJE MIKROKONTAMINANTŮ V POVODÍ ÚHLAVY

Holz-Schiller

Od havarijní události z října 2019 (Vicenda a kol., 2019) , kdy do Úhlavy proniklo větší množství nebezpečných fungicidů z oblasti Drnového potoka, probíhá kontrolní monitoring klatovské provozovny dřevozpracujícího podniku Holz-Schiller. Tento subjekt je bohužel stále nutno považovat za potenciální hrozbu vzniku akutního havarijního stavu v povodí. Monitoring vod z dešťového odlehčení do Drnového potoka v areálu pily Holz Schiller s.r.o. v k.ú. Luby u Klatov byl prováděn 1x měsíčně. Ve vzorcích byly stanoveny dva hlavní markery havarijní kontaminace, fungicidy propiconazol a cyproconazol.

ČOV Klatovy

Monitoring přečištěných odpadních vod na odtoku z ČOV Klatovy (ČOV odtok) a nečištěných odpadních vod přitékajících na čistírnu (ČOV přítok) byl prováděn 1x měsíčně, byly odebírány průměrné slévané 24hodinové vzorky. Rozsah stanovení zahrnoval farmaka a prostředky personální péče (PPCPs), návykové látky a prekursory (NLP), komplexotvorné látky (EDTA a NTA) a některé další sloučeniny. Byla provedena analýza odnosů zahrnující i příspěvek odlehčených (nečištěných) odpadních vod vypouštěných do recipientu.

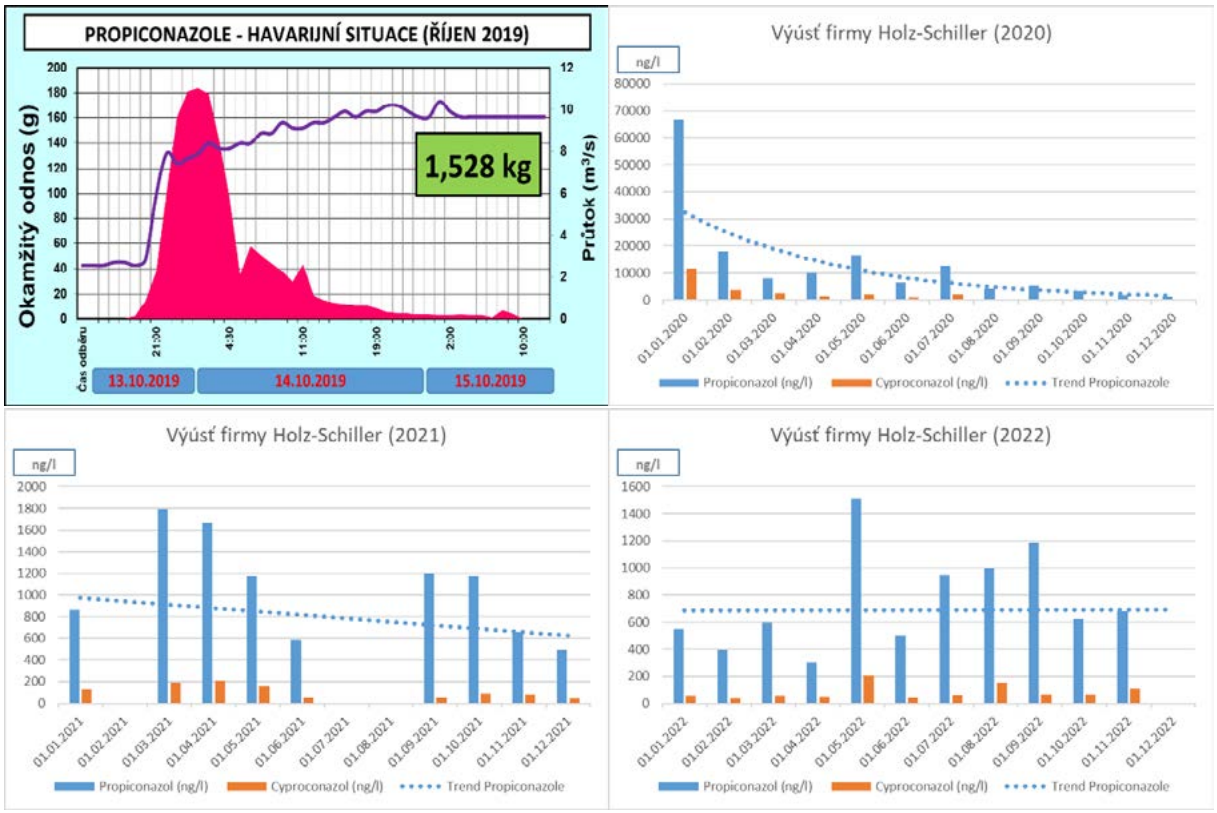
Týdenní slévaný vzorek (Úhlava Plzeň Doudlevce)

Celoročně realizované týdenní slévané vzorky (TSV) přinášejí nepřetržitě od r. 2014 komplexní informaci o průměrném týdenním zatížení koncového profilu řeky Úhlavy v Plzni Doudlevcích. TSV je integrální vzorek s velkou vypovídací schopností např. o průběhu pesticidové sezóny, či o vlivu mimořádných hydrologických událostí (povodně, sucho, havarijní kontaminace aj.). Z výsledků TSV je možné zpracovat analýzu odnosů a další bilanční analýzy a výpočty. Víceleté porovnání TSV umožňuje predikovat chování řeky při různých očekávaných i mimořádných událostech. TSV je vzorek slévaný 7x24 hodin, konstantním podílem po 2 hodinách). Analyzují se pesticidy a PPCPs. Hodnoty průměrných týdenních průtoků vody jsou měřeny stacionární limnigrafickou stanicí ve Štěnovicích. Pro analýzu látkového odnosu se používá modifikovaná metodika bilanční analýzy zdrojů živin v povodí (Hejzlar, 2010).

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Holz-Schiller

Monitoring areálu Holz-Schiller prokázal v r. 2022 stagnaci až mírný nárůst koncentrace propiconazolu a cyproconazolu ve výusti. Koncentrace markerů v Drnovém potoce byly trvale pod mezí stanovitelnosti. Nebyla zaznamenána žádná další havarijní situace z této provozovny. Na Obr. 1 je odnos propiconazolu při kulminaci havárie mezi 13.-15.10.2019 (i), koncentrace propiconazolu a cyproconazolu v ng/l ve výusti Holz-Schiller v letech 2020 - 2022 (ii - iv).

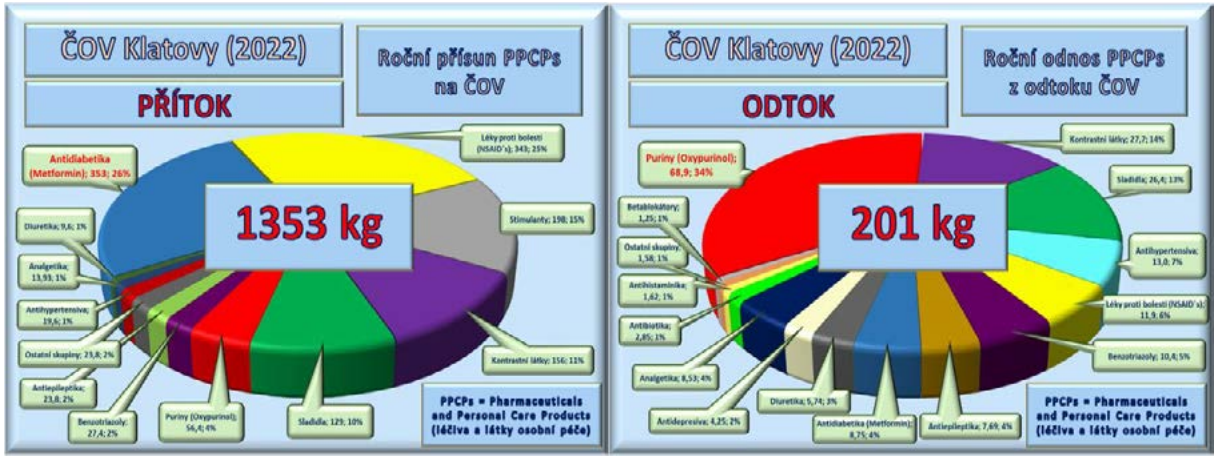


Obr. 1. *Odnos propiconazolu v profilu Úhlava Doudlevce při kulminaci havárie mezi 13.-15.10.2019 (i); koncentrace propiconazolu a cyproconazolu v ng/l ve výústi Holz-Schiller v letech 2020 (ii), 2021 (iii) a 2022 (iv).*

ČOV Klatovy

Na Obr. 2 je poměrné zastoupení jednotlivých skupin farmak a prostředků personální péče v přítoku (i) a v odtoku (ii) ČOV Klatovy (2022).

Kromě vyčištěných odpadních vod z odtoku ČOV pronikají do recipientu i nečištěné odpadní vody z kapacitního odlehčení. Kdykoliv při překročení kapacity 250 l/s dochází k aktivnímu odlehčování. Roční objem OV z odlehčení činí přibližně 10 % OV přitékajících na ČOV. Na Obr. 3 a 4 jsou uvedeny bilanční poměry přítoku a odtoku, účinnost ČOV a procentuální navýšení odnosu odlehčením pro jednotlivé skupiny mikrokontaminantů.



Obr. 2. *PPCPs – poměrné zastoupení jednotlivých skupin v přítoku (i) a odtoku (ii) ČOV Klatovy.*

ČOV KLATOVY - BILANCE A ÚČINNOST - PPCPs (2022)						
Skupina	Přítok	Odtok	Účinnost ČOV	Odlehčení	Navýšení odnosu odlehčením	Odnos z odtoku + odlehčení
	přísun	odnos		odnos		
	kg	kg	%	kg	%	kg
Total PPCP´s	1353	201	85,2	80	40,1	281
Puriny (Oxypurinol)	56,4	68,9	-22,1	3,04	4,42	71,9
Kontrastní látky	156	27,7	82,2	10,1	36,6	37,8
Sladidla	129	26,4	79,5	7,55	28,6	34,0
Léky proti bolesti (NSAID´s)	343	11,86	96,5	21,1	178	33,0
Antidiabetika (Metformin)	353	8,75	97,5	20,4	233	29,2
Antihypertensiva	19,6	13,0	33,4	1,13	8,71	14,2
Stimulanty	198	0,57	99,7	11,6	2023	12,1
Benzotriazoly	27,4	10,40	62,1	1,45	13,9	11,8
Analgetika	13,93	8,53	38,8	0,87	10,2	9,40
Antiepileptika	23,8	7,69	67,7	1,10	14,3	8,79
Diuretika	9,6	5,74	40,0	0,58	10,2	6,32
Antidepresiva	3,79	4,25	-12,1	0,22	5,27	4,47
Antibiotika	5,12	2,85	44,4	0,29	10,1	3,14
Antihistaminika	1,84	1,62	11,6	0,11	6,84	1,73
Betablokátory	4,02	1,25	68,9	0,24	19,2	1,49
Repelenty (DEET)	2,24	0,30	86,6	0,15	49,2	0,45
Fungicidy	0,42	0,37	11,2	0,025	6,76	0,40

Obr. 3. *PPCPs - bilanční poměry přítoku a odtoku, účinnost ČOV a procentuální navýšení odnosu odlehčením.*

ČOV KLATOVY - BILANCE A ÚČINNOST - MUSK, BHT, PYRETHROIDY A KOMPLEXONY (2022)						
Název analytu	Přítok	Odtok	Účinnost ČOV	Odlehčení	Navýšení odnosu odlehčením	Odnos z odtoku + odlehčení
	přísun	odnos		odnos		
	kg	kg	%	kg	%	kg
Musk keton	0,067	0,034	49	0,0034	9,91	0,0377
Galaxolide (HHCB)	8,28	1,27	85	0,47	37,2	1,75
Tonalide (AHTN)	1,18	0,14	88	0,068	49,3	0,21
Cashmeran (DPMI)	0,34	0,26	22	0,019	7,10	0,28
Celestolide (ADBI)	0,013	0,0018	86	0,0007	38,9	0,0025
Phantolide (AHMI)	0,0091	0,0004	95	0,0009	209	0,0013
Traseolide (ATII)	0,015	0,006	62	0,0055	100	0,011
Musk NN	0,0045	0,0003	93	0,0002	66,7	0,0005
Total MUSK	9,91	1,72	83	0,57	33,2	2,29
BHT	0,96	0,11	88	0,060	53,7	0,17
Cypermethrin	3,34	0,021	99	0,17	827	0,20
Permethrin	0,74	0,0011	100	0,049	4427	0,050
NTA	709	5,61	99	41,2	734	46,8
EDTA	2143	1752	18	132	7,54	1884

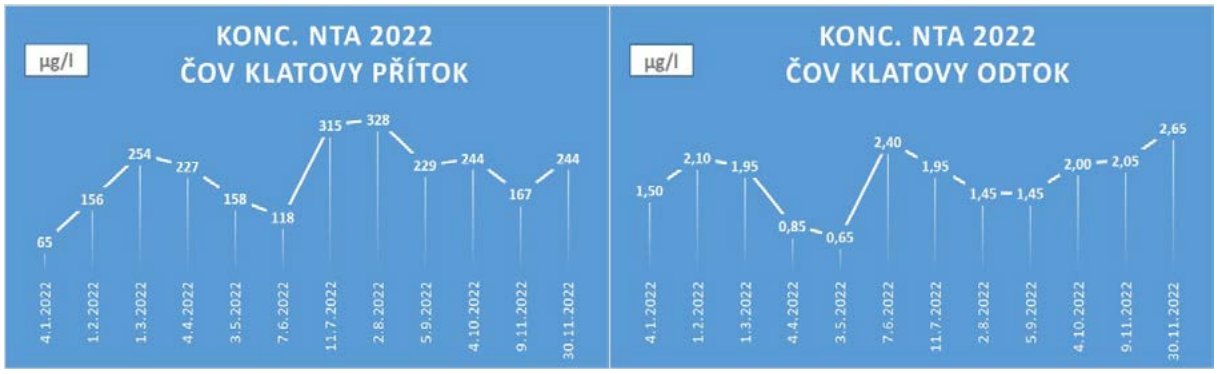
Obr. 4. *MUSK, pyrethroidy, EDTA a NTA - bilanční poměry přítoku a odtoku, účinnost ČOV a procentuální navýšení odnosu odlehčením.*

Za specifický problém lze označit dva analyty – kyselinu nitriltrioctovou (NTA) a kyselinu ethylendiaminotetraoctovou (EDTA). Jde o chelatační činidla, schopné vázat kationty kovů (Ca^{2+}, Fe^{2+} apod.), čehož se využívá ke snižování tvrdosti vody v pracích a mycích prostředcích,

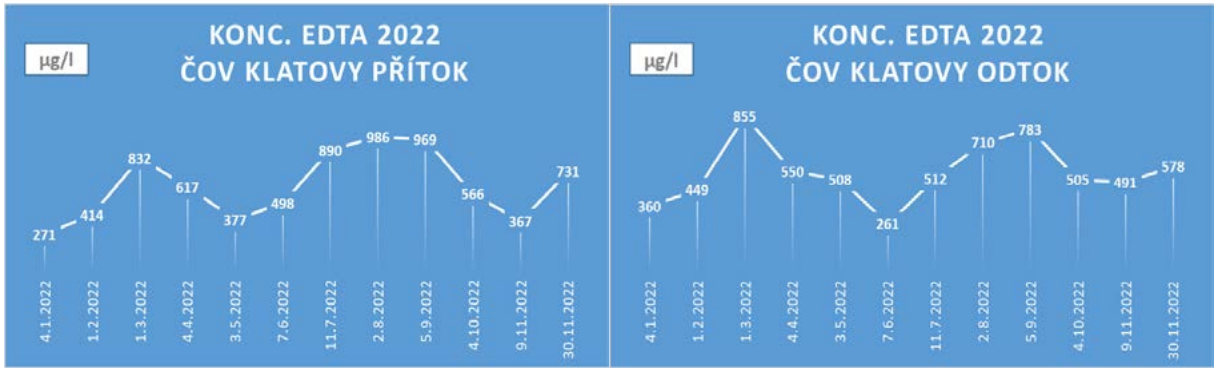
k bezchlorovému bělení buničiny (papírenský průmysl), nebo ve zdravotnictví (chelatační terapie). Na rozdíl od PPCPs a pesticidů, kde hovoříme o spotřebách v řádu jednotek až desítek, výjimečně stovek kg/rok, jsou spotřeby komplexonů ještě cca o další 2-3 řády vyšší. Tomu odpovídají i pravidelně nalézané koncentrace v odpadních vodách (stovky µg/l). Oba analyty vykazují v procesu čištění odlišné chování. NTA se odstraní v procesu čištění z 99 %. V r. 2022 byl přísun na ČOV 709 kg a celkový odnos ve vyčištěných vodách pouhých 5,6 kg. Odlehčení zvyšuje celkový odnos NTA přibližně sedmkrát. Meziročně byl celkový odnos NTA nižší (v r. 2022 46,7 kg, resp. v r. 2021 57,5 kg, pokles 25 %). V případě EDTA však dochází k průniku většiny analytu přes ČOV (2143 kg přítok, 1752 kg odtok, účinnost 18 %). Navýšení celkového odnosu o odlehčení je 7,5 %, resp. 132 kg. Celkový odnos EDTA za r. 2022 1884 kg (v r. 2021 1673 kg, nárůst 13 %). Obr. 5 – 6 ukazují koncentrace NTA a EDTA z 24hodinových slévaných vzorků z přítoku a z odtoku ČOV Klatovy (2022).

Analýzy EDTA v podélném profilu řeky Úhlavy ukazují přirozený úbytek EDTA vazbou do pevných složek (sedimenty). Odnos EDTA a nerozpuštěných látek NL_{105} vykazuje dost podobný průběh (Obr. 7 (i)). Znamená to, že při zvýšeném průtoku a vypláchnutí koryta řeky dochází i ke zvýšení odnosu EDTA vázané v sedimentech. Zvýšené odnosy EDTA v době nízkého odnosu pevných částí lze přisoudit EDTA vyskytující se ve vodné fázi. Odhadované roční odnosy EDTA v profilu Úhlava Doudlevce (1112 kg v r. 2020, 1468 kg v r. 2021 a 1745 kg v r. 2022) odpovídají odhadovaným ročním vnosům z ČOV Klatovy (1300 kg v r. 2020, 1673 kg v r. 2021 a 1884 kg v r. 2022). Na Obr. 7 (ii) jsou měsíční odnosy EDTA z ČOV Klatovy do recipientu včetně odlehčení.

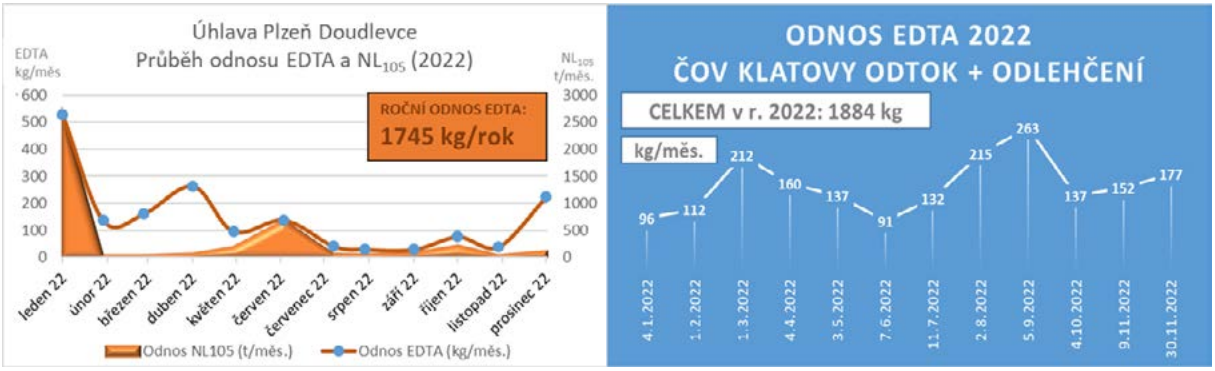
I přes významné snížení koncentrace EDTA na cestě od zdroje kontaminace k jímání do úpravny pitné vody je NEK-RP (5 µg/l) trvale a až několikanásobně překračována.



Obr. 5. *Koncentrace NTA (µg/l) z 24 hodinových slévaných vzorků z přítoku a z odtoku ČOV Klatovy (2022).*



Obr. 6. *Koncentrace EDTA (µg/l) z 24 hodinových slévaných vzorků z přítoku a z odtoku ČOV Klatovy (2022).*



Obr. 7. *Transport komplexů EDTA v sedimentech – bilanční analýza odnosu EDTA a NL_{105} v profilu Úhlava Plzeň Doudlevce (i) a odnosů EDTA (kg) z odtoku ČOV Klatovy a z odlehčení (ii) (2022).*

ČOV KLATOVY - BILANCE A ÚČINNOST - NÁVYKOVÉ LÁTKY (2022)						
Název analytu	Přítok	Odtok	Účinnost ČOV	Odlehčení	Navýšení odnosu odlehčením	Odnos z odtoku + odlehčení
	přísun	odnos		odnos		
	kg	kg	%	kg	%	kg
Total NLP	3,75	0,76	79,6	0,23	30,0	0,99
Methamphetamine	2,354	0,309	86,9	0,148	47,9	0,4572
Lidocaine	0,144	0,198	-37,3	0,008	4,18	0,2064
Oxazepam	0,075	0,099	-31,0	0,005	4,58	0,1031
Codeine	0,112	0,039	65,0	0,007	17,6	0,0461
Benzoylecgonine	0,076	0,039	49,3	0,004	11,4	0,0429

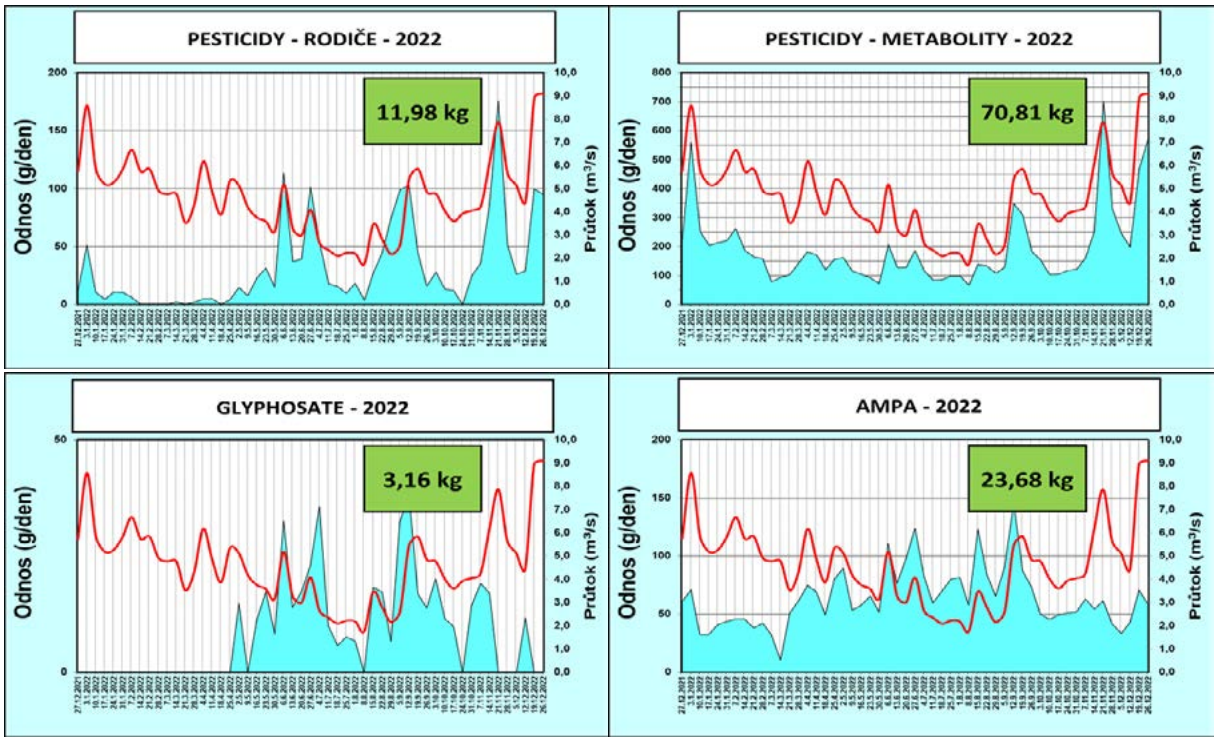
Obr. 8. *Návykové látky - bilanční poměry přítoku a odtoku, účinnost ČOV a procentuální navýšení odnosu odlehčením.*

Z nově sledované skupiny NLP - narkotických medikamentů a nejrůznějších nelegálních drog, jejich metabolitů a prekurzorů - na přítoku ČOV Klatovy jasně dominoval methamphetamine (pervitin) (63 %), amphetamine (10 %) a metabolit THC-COOH (9 %). Celkem se v odpadní vodě na přítoku do ČOV podařilo identifikovat 19 analytů. Účinnost odstranění jednotlivých analytů se liší - metamphetamin (86,9 %), codein (65 %), metabolit benzoylecgonin (49,3 %). Zápornou účinnost čistícího procesu měly lidocaine (-37,3 %), oxazepam (-31 %) a hydrocodone (-590 %). Bilanční analýza ukázala, že v r. 2022 přiteklo na ČOV Klatovy 3,75 kg návykových látek a prekursorů (NLP), odnos ve vyčištěné odpadní vodě byl 0,75 kg NLP, odnos odlehčením 0,25 kg NLP. Celkový odnos do recipientu byl 1 kg NLP (Obr. 8).

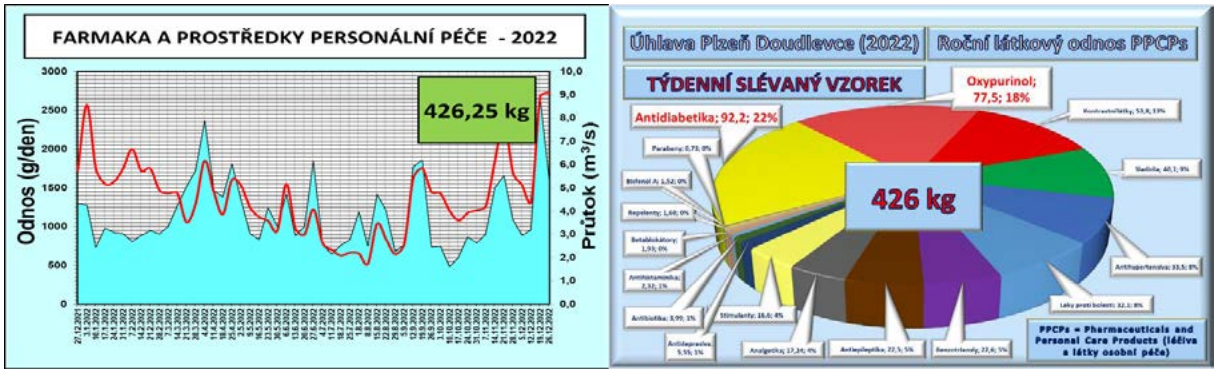
Týdenní slévaný vzorek (TSV)

Pro hodnocení pesticidů byly k dispozici výsledky týdenního slévaného vzorků (TSV) z profilu Úhlava Plzeň Doudlevce. V roce 2022 proniklo ze zemědělské činnosti do tekoucích vod v povodí Úhlavy 12 kg rodičovských pesticidů a 71 kg metabolitů pesticidů. Jde o mírně nižší hodnoty než v r. 2021 (17 kg rodičovských pesticidů a 75 kg metabolitů), který byl charakteristický nadprůměrnou vodností, vyznačující se navíc 3 významnými maximy v ročním průběhu (měsíce únor, květen a červenec 2021). Při těchto maximech (průtoky 10 – 25 m^3/s) pronikalo do vodotečí až 1,6 kg pesticidů za den. V r. 2022 byl průběh odnosů vyrovnanější. Celoročně se vyskytovaly metabolity chloracetanilidů (metazachlor ESA, alachlor ESA). Z dalších metabolitů byly pravidelně nalézány v koncentracích jen těsně nad mezí

stanovitelnosti chloridazon desphenyl, atrazin-2-hydroxy a terbuthylazin-2-hydroxy. Metabolit glyfosátu AMPA se vyskytuje téměř trvale ve stovkách ng/l, přičemž odnos byl meziročně téměř totožný (23,7 kg v r. 2022, resp. 25,4 kg v r. 2021). Obdobně stabilní byly i antikoroziva a konzervanty benzotriazoly (17,6 kg v r. 2022, resp. 16,3 kg v r. 2021). Tento fakt lze vysvětlit částečným původem AMPA i benzotriazolů z městského prostředí (z ČOV). Stanovení skupiny PPCPs cílí především na účinné látky a metabolity ze skupin antibiotik, látek tišících bolest, betablokátorů, antiepileptik, antihypertenziv či rentgenkontrastních látek, ale sledována jsou i široce užívaná léčiva proti cukrovce (metformin) a dně (oxypurinol). Roční průběh odnosů kopíruje poměrně spolehlivě průtokové poměry bez řádových navýšení, což potvrzuje stabilní vnos těchto látek z bodových zdrojů, a vyhlazuje případné jednorázové „výplachy“ při extrémních hydrologických stavech.



Obr. 9. *TSV - Úhlava Plzeň Doudlevce - roční průběhy odnosu pesticidů, metabolitů, glyfosátu a AMPA (2022)*



Obr. 10. *TSV - Úhlava Plzeň Doudlevce - roční průběhy odnosu PPCPs (i), zastoupení jednotlivých skupin (2022)*

4. ZÁVĚRY

Hlavním zdrojem znečištění povodí Úhlavy mikrokontaminanty je ČOV Klatovy, nejnebezpečnějším známým zdrojem pak nedostatečně zabezpečená výúsť z areálu provozovny Holz Schiller. Negativní důsledky kontaminace Drnového potoka umocňuje nízký ředící poměr v recipientu (pravidlo „velkého sídla na malém toku“). Významnou roli má také nedostatečná kapacita ČOV Klatovy, jejímž důsledkem je vypouštění nečištěných OV do Drnového potoka z odlehčení, ke kterému dochází již při mírných srážkách. Podíl odlehčení na ČOV Klatovy se v r. 2022 meziročně snížil na 6.5 % (v r. 2021 – 10 %). Odlehčení zvyšuje odnos PPCPs o 40 %. Průměrná účinnost odstranění PPCPs na ČOV Klatovy byla 85 %. S největší účinností (> 95 %) jsou odstraňovány stimulanty (kofein, sladidla), metformin, skupina léků proti bolesti (NSAID´s), pyrethroidy a NTA. Obecně platí, že čím vyšší je účinnost čištění, tím více ovlivňuje odlehčení celkovou dotaci čistírny do recipientu. Z odlehčení tak uniklo dalších (zbytečných) 80 kg PPCPs, 0,23 kg NLP, 0,57 kg MUSK, 132 kg EDTA a 41 kg NTA. Roční odnosy z odtoku a odlehčení v r. 2022 byly 281 kg PPCPs, 0,99 kg NLP, 2,29 kg MUSK, 1884 kg EDTA a 46,8 NTA. Disproporce mezi látkovými odnosy PPCPs z profilů ČOV Klatovy odtok (281 kg/rok) a Úhlava Plzeň Doudlevce (426 kg/rok) je po započtení odlehčení nižší než v r. 2021, nicméně nadále přetrvává. Vysvětlením je existence jiných znečišťovatelů v povodí, které tímto monitoringem nejsou podchyceny.

Monitoring EDTA v podélném profilu v r. 2022 potvrdil, že EDTA tvoří komplexy a váže se tak do pevných složek unášených i sedimentujících na říční dno. Následně dochází k transportu EDTA společně s uvolněnou pevnou fází při vyšších průtocích („vypláchnutí“ sedimentů). Zároveň se však ukazuje, že nepřetržitý přísun EDTA je tak velký, že významná část tohoto polutantu je přítomna ve vodné fázi, neboť se doslova nemá na co navázat. Roční odnos EDTA z povodí (1745 kg v profilu Úhlava Plzeň Doudlevce) je srovnatelný s ročním vnosem (1884 kg z ČOV Klatovy odtok + odlehčení). Nadále platí, že ČOV Klatovy nezvládá účinně odstraňovat EDTA z odpadních vod. Celkový záchyt EDTA na ČOV Klatovy je pouze 12 % (2143 kg – přítok, 1884 kg – odtok + odlehčení). Účinnost technologie čištění je 18 %, navýšení odnosu odlehčením 8 %. Koncentrace EDTA pravidelně překračuje příslušnou hodnotu normy environmentální kvality NEK-RP (5 µg/L) v povrchové vodě na vstupu do Vodárny Plzeň. Procesem úpravy vody na pitnou dojde ke snížení koncentrace (cca 80-90 %).

Rok 2022 byl charakteristický proměnlivými srážkově odtokovými obdobími bez významných maximálních píků. Roční odnos počítaný z týdenního slévaného vzorku (TSV) v profilu Úhlava Plzeň Doudlevce byl 12 kg rodičovských pesticidů, 71 kg metabolitů, 3,16 kg glyfosátu, 23,7 kg AMPA, 17,6 kg benzotriazolů a 423 kg PPCPs. Z PPCPs dominovala antidiabetika (metformin a sitagliptin) (92,2 kg, 22 %), oxypurinol (77,5 kg, 18 %), kontrastní látky (53,8 kg, 13 %), sladidla (40,1 kg, 9 %), antihypertensiva (35,5 kg, 8 %) a léky proti bolesti (32,1 kg, 8 %).

SEZNAM LITERATURY

Hejzlar J. (2010). *Metodika bilanční analýzy zdrojů živin v povodí*, Biologické centrum AV ČR, v.v.i – Hydrobiologický ústav, České Budějovice.

Vicenda, P., Zelenka, K., Bláha, J., Tajč, V., Koželuh, M. (2019). *Závěrečná zpráva o havárii na Drnovém potoku ze dne 7. 10. 2019*, Povodí Vltavy, státní podnik.

OBSAH

Dynamika koncentrací a vyplavování pesticidů z malého zemědělského povodí

Zajíček A.[1]*, Kaplická M.[1], Halešová T.[2]
[1] *Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., 156 00 Praha 5 – Zbraslav*
[2] *ALS Czech Republic, Na Harfě 336/9, 190 00 Praha 9*
**autor pro korespondenci, email: zajicek.antonin@vumop.cz*

ABSTRAKT
V malém zemědělském intenzivně odvodněném povodí Černičí byl v průběhu let 2019–2022 sledován výskyt a koncentrace pesticidů a jejich metabolitů v systému půda, sedimenty podpovrchová a povrchová voda. Detekováno bylo široké spektrum 140 pesticidních látek. Půdy a sedimenty jsou nejvíce zatíženy glyfosátem a jeho metabolitem AMPA a azolovými fungicidy. Drenážní a povrchové vody jsou dlouhodobě nejvíce kontaminovány metabolity chloracetanilidů a 1,2,4 triazole. Krátkodobě jsou rizikem vysoké koncentrace mateřských látek v průběhu některých srážko-odtokových epizod. Odnos pesticidů se pohyboval od 12 do 57 g/ha/rok z mikropovodí jedné drenážní skupiny a od 3 do 11 g z celé plochy povodí.

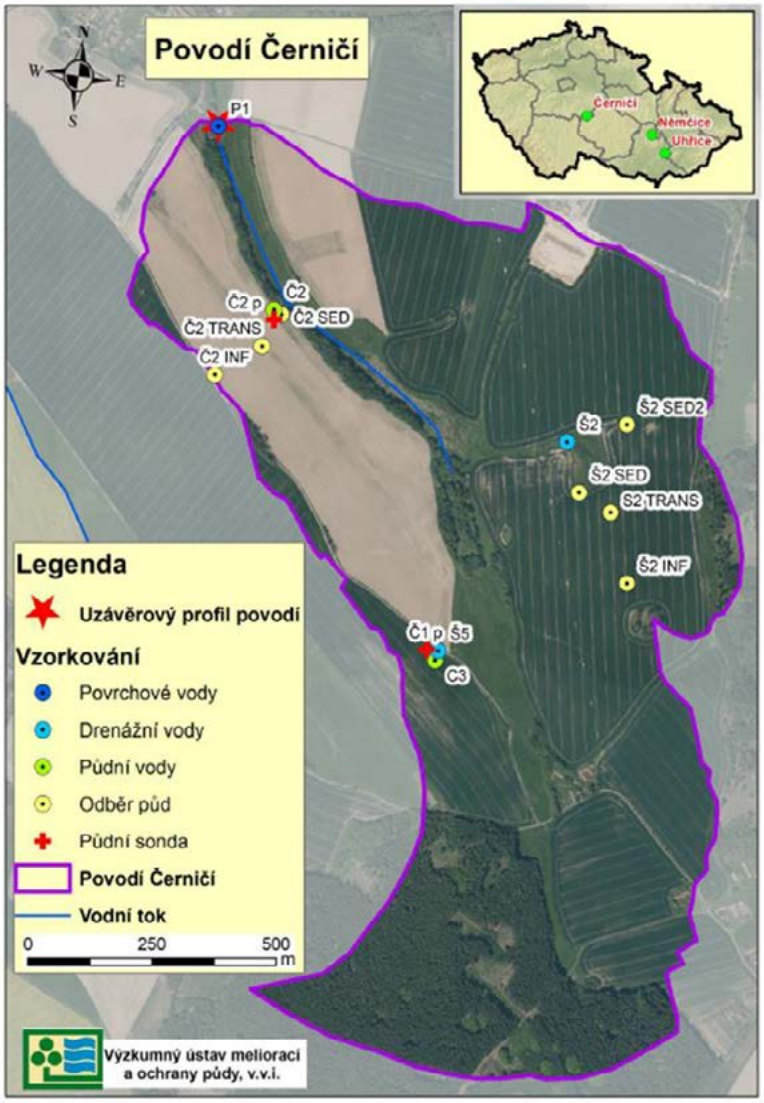
KLÍČOVÁ SLOVA
Drenážní odtok; metabolity; pesticidy; povrchový odtok; půda a sedimenty

1. ÚVOD

Vyplavování pesticidů a jejich metabolitů ze zemědělských půd představuje jedno z nejvýznamnějších rizik pro jakost vod v malých povodích (Chow a kol., 2020). Rezidua přípravků pro ochranu rostlin mohou způsobovat závažné ekotoxikologické problémy jak suchozemské, tak vodní (nebo na vodu vázané) fauně a flóře (Abdi a kol., 2020), a zároveň ohrožovat lidské zdraví. Pesticidy se mohou do vodních útvarů dostávat z bodových i nebodových zdrojů, v poslední době jsou za nejvýznamnější považovány zdroje plošné (Chen a kol., 2019), přičemž hlavní roli v kontaminaci vod pesticidy a jejich metabolity hraje jejich vyplavování ze zemědělské půdy (Brown & van Beinum, 2009; Lorenz a kol., 2017) povrchovým, ale zejména podpovrchovým (drenážním) odtokem. Předpokládá se, že zejména malé toky v zemědělských povodích jsou ohroženy pesticidy z plošných zdrojů (Szöcs a kol., 2017), protože se nacházejí v přímé blízkosti zemědělské půdy. Malé toky navíc obvykle nemají kapacitu větších řek ředit vstupy pesticidů (Lozenz a kol., 2017), zejména v průběhu srážko-odtokových epizod. Vyšší koncentrace pesticidů ve vodách v malých povodích, zejména v případě krátkodobých výkyvů v průběhu epizod jsou spojeny s některým z typů preferenčního proudění (Lorenz a kol., 2017). Preferenční tok je klíčovým faktorem rychlého transportu pesticidů do drenážních systémů (Accinelli a kol., 2002), zejména v případě výskytu mělkých, pro vodu propustných půd ve zdrojových oblastech (Doležal a Kvítek, 2004). Drenáže samotné potom samy působí jako významné preferenční cesty odtoku významně zkracující dobu zdržení vody v povodí a značně urychlující reakci průtoku v malých tocích na srážky v malých svažitých povodí v oblastech humidního klimatu (Šanda a kol., 2013), jak je tomu také v případě krystalinika Českomoravské vrchoviny. Rychlost preferenčního proudění v průběhu epizod může být natolik vysoká, že fyzikálně-chemické vlastnosti pesticidů ztrácejí z hlediska jejich vyplavování v těchto situacích význam (Lefrancq a kol., 2017).

2. MATERIÁL A METODY

Výzkum probíhal na lokalitě Černičí (Obr. 1). Jedná se o malé (138 ha) zemědělské povodí, které se nachází v blízkosti obce Čechtice. Souřadnice uzávěrového profilu jsou 49.6169533N, 15.0774683E. Nadmořská výška se pohybuje od 462 do 562 m n. m, roční úhrn srážek je 550 – 750 mm. Horninové podloží představují krystalické metamorfované horniny. Převládajícími půdními typy jsou kambizemě (modální a oglejené) a modální gleje. V povodí se nachází pouze jeden stálý vodní tok, bezejmenný potok osmého řádu, který je přítokem Čechtického potoka. Koryto toku bylo přeměněno do tvaru hlavního odvodňovacího zařízení se zatrubněnou horní částí. Tok je napájen převážně drenážními výustěmi s občasným přispěním povrchového odtoku při srážko-odtokových epizodách. Povodí je intenzivně zorněno (93,0 ha; 68 %), v osevním postupu převažují obiloviny, kukuřice, řepka a brambory občas s meziplodinami. Ve výtokové oblasti podél vodního toku se nachází trvale zatravněné pozemky (8,7 ha; 60 %). Celkem 28 % plochy povodí je odvodněno (33 % zemědělské půdy). Výzkum probíhal v letech 2019-2022, sledovány byly hydrologické a meteorologické charakteristiky a koncentrace pesticidů v půdách, sedimentech a v půdních, drenážních a povrchových vodách.



Obr. 1. *Přehledná mapa pokusné lokality Černičí*

Pro zjištění koncentrací pesticidů v pevné matrici byly sledovány dva půdní transekty (Obr. 1) zahrnující infiltrační (Inf), transportní (Trans) a sedimentační (Sed) část svahů dvou půdních bloků a také sedimenty ze závěrového profilu povodí. Vzorky půdních vod byly sledovány pomocí malých gravitačních lyzimetrů a sukčních kelímků. Monitoring probíhal v průběhu vegetačních sezón na lokalitách označených na Obr. 1 jako Č1, Č2 a Č3 – jedná se lokality v různých oblastech svahu a se zastoupením různých polních plodin. Drenážní vody byly sledovány na profilu Š2 (Obr. 1), který je závěrovým profilem drenážní skupiny s mikropovodím o rozloze 3,8 ha využívaným jako orná půda. Povrchové vody byly sledovány na závěrovém profilu toku (označen P1, Obr. 1). Monitorovací schéma drenážních a povrchových vod bylo stejné – v pravidelných přibližně měsíčních intervalech byl odebírán ruční vzorek a v průběhu významných srážko-odtokových epizod byly vzorky odebírány pomocí automatického vzorkovače. Koncentrace pesticidů v odebraných vzorcích vody byly analyzovány v certifikovaných laboratořích ALS (https://www.alsglobal.cz/). Seznam analyzovaných pesticidů vycházel z informací o aktuálních postřicích poskytnutých zemědělci a s ohledem na výsledky předchozích vzorkovacích kampaní (Zajíček a kol., 2018). Informace o vlastnosti pesticidů a jejich metabolitů byly získány z databáze: Pesticide Properties Database (Pesticide Properties Database, https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/).

3. VÝSLEDKY A DISKUSE

Monitoring prováděný v letech 2019 až 2022 potvrdil, že v malém zemědělském povodí lze detekovat široké spektrum pesticidů a jejich metabolitů, a to ve všech sledovaných matricích. Celkem bylo ve všech matricích ve sledované lokalitě detekováno 140 různých pesticidů a jejich metabolitů. Základní přehled nejčastěji detekovaných látek a jejich maximálních koncentrace je uveden v Tab. 1. Šedě jsou zvýrazněné látky detekované ve více než 50 % vzorků a červeně látky, u kterých byly zaznamenány vysoké koncentrace.

Výskyt a koncentrace pesticidů v půdách a v sedimentech

Souhrnné koncentrace pesticidních látek v pevné matrici se pohybovaly v rozmezí 0,011 – 2,21 mg/kg s průměrnou hodnotou 0,21 mg/kg. Celkem bylo detekováno 26 pesticidních látek, většina z nich však v nízkých koncentracích a v malém počtu vzorků (Tab. 1.). Typický byl relativně častý výskyt mateřských látek, zejména glyfosátu a dalších herbicidů využívaných k obilovinám, jako jsou diflufenican a pendimethalin. Četný byl též výskyt fungicidů tebuconazole a epoxyconazole. Z metabolitů jednoznačně převažovala AMPA, která se vyskytovala ve všech vzorcích půd a ve většině vzorků sedimentů s průměrnou koncentrací 0,09 mg/kg a také metabolit terbuthylazinu ve formě hydroxy. Koncentrace pesticidních látek byly dlouhodobě výrazně (přibližně trojnásobně) vyšší v povrchové vrstvě půdy než v podpovrchové. Nízké koncentrace pesticidních látek byly zjištěny také v písčitém sedimentu povrchového toku, na který se pesticidní látky váží podstatně méně než na jemnozrnné materiály).

Výskyt a koncentrace pesticidů v půdních vodách

V půdních vodách bylo detekováno široké spektrum 101 pesticidních látek v souhrnných koncentracích od 2,97 do 13,45 µg/l. Půdní vody jsou charakteristické vysokým podílem koncentrací mateřských látek, včetně látek nepocházejících z aktuální aplikace. Celkem bylo v detekováno 65 mateřských látek. Téměř ve všech odebraných vzorcích se nacházel

tebuconazole (s nejvyšší koncentrací 7,35 µg/l), velmi často byly detekovány také azoxystrobin (až 7,82 µg/l), thiamethoxam (až 3,99 µg/l) a s nižšími koncentracemi též boscalid, clothianidin a terbuthylazine. Glyfosát byl detekován v 58 % vzorků, jeho nejvyšší koncentrace však byla 7,72 µg/l. Z metabolitů se nejčastěji vyskytovaly 1,2,4 triazole (také s velmi vysokými koncentracemi, maximálně 2,04 µg/l), dále metabolity terbuthylazinu a alachlor ESA. Méně četný byl výskyt dalších metabolitů chloracetanilidů.

Výskyt a koncentrace pesticidů v drenážních vodách

Sumární koncentrace pesticidních látek v drenážních vodách se pohybovala v rozmezí 0,90 – 20,12 µg/l s průměrnou hodnotou 5,53 µg/l. Celkem bylo v drenážních vodách detekováno 61 látek, 29 však v méně než 5 % z odebraných vzorků. Přehled nejčastějších látek je uveden v Tab. 1. V drenážním odtoku jednoznačně převažují metabolity se sumárními koncentracemi v rozmezí 4,94 – 14,90 µg/l. Jejich podíl na sumární koncentrací pesticidů je více než 90 %, pouze v průběhu SOE podíl metabolitů klesá až na 70 %. Nejčastější metablity v drenážních vodách představují chloracetanilidy s průměrnou hodnotou koncentrace 4,6 µg/l, přičemž kromě výskytu metabolitů dosud používaných látek (metazachlor, metolachlor) se vyskytovaly metabolity již delší dobu zakázaných látek (alachlor, acetochlor). Z dalších metabolitů se pravidelně vyskytoval zejména 1,2,4-triazol (průměrně 0,28 µg/l) a v nižších koncentracích též metabolity terbuthylazinu a atrazinu. Koncentrace mateřských látek byly podstatně nižší a významnější koncentrace se vyskytovaly pouze v průběhu SOE. Pokud však SOE nastala krátce po aplikaci dané látky, mohly koncentrace mateřských látek dosáhnout krátkodobě velmi vysokých hodnot až 15,77 µg/l. Výjimkou byl herbicid bentazone, který se vyskytoval ve vysokých koncentracích v průběhu některých SOE, ale také vcelku pravidelně v nižších koncentracích ve vzorcích z pravidelných odběrů. Obdobný průběh měly koncentrace imazamoxu (detekován celkem v 72 % vzorků), nicméně jeho koncentrace byly podstatně nižší. Z mateřských látek s vyššími koncentracemi při některé ze zaznamenaných SOE lze uvést fluopyram (maximálně 0,47 µg/l) a glyfosát (maximálně 0,63 µg/l). Významným rozdílem oproti půdám a půdním vodám je méně častý výskyt glyfosátu a jeho metabolitu AMPA (Tab. 1), které se v drenážních vodách vyskytují téměř výhradně v průběhu SOE těsně po jejich aplikaci.

Výskyt a koncentrace pesticidů v povrchových vodách – závěrový profil potoka

Odtok v závěrovém profilu drobného vodního toku je složen převážně z drenážního odtoku jednotlivých drenážních skupin, na jejichž mikropovodí probíhá odlišný půdní management s aplikací rozdílných pesticidních látek. Tomu odpovídá i charakteristika koncentrací pesticidů a jejich reziduí (Tab. 1), zjištěno bylo výrazně více znečišťujících látek (celkem 95) než v drenážních vodách jednotlivých drenážních skupin, nicméně složení koncentrací je obdobné jako v případě drenážního odtoku. Sumární koncentrace pesticidních látek se pohybovaly od 1,09 µg/l do 27,23 µg/l. Průměrná hodnota byla 3,27 µg/l. Celkově v povrchovém odtoku typicky převažovaly metabolity s průměrnou hodnotou koncentrace 2,54 µg/l (koncentrace se pohybovaly v rozmezí od 0,63 µg/l do 5,91 µg/l) s tím, že v průběhu SOE docházelo k jejich ředění. Naopak koncentrace mateřských látek v průběhu SOE rostly. Zatímco v období běžných průtoků byla hodnota průměrné koncentrace sumy mateřských látek 0,04 µg/l, v průběhu epizod byla tato hodnota 1,17 µg/l. Z hlediska složení koncentrací převažovaly opět metabolity chloracetanilidových herbicidů, které byly zjištěny ve všech odebraných vzorcích vod. Dalšími

běžnými polutanty byly metabolity triazolových pesticidů ve formě 1,2,4-triazol o průměrné koncentraci 0,14 µg/l a metabolity terbuthylazinu (0,08 µg/l). Četnost výskytu mateřských látek byla oproti metabolitům nižší. Na základě monitoringu lze rozlišit tři skupiny mateřských látek. Látky detekované nejčastěji (fluazifop, imazamox a chlorsulfuron) se vyskytovaly v nízkých koncentracích do 0,2 µg/l. Do další skupiny lze zařadit látky detekované v malých koncentracích poměrně pravidelně, jejich koncentrace rostly v průběhu některých SOE. Jedná se především o bentazone (až 7,77 µg/l), azoxystrobin (až 2,40 µg/l) a tebuconazole (až 0,41 µg/l). Poslední skupinu tvoří mateřské látky detekované pouze v průběhu SOE, která nastala po jejich aplikaci, avšak s velmi vysokou hodnotou koncentrace. Jedná se především o MCPA (max 25,60 µg/l), mesotrion (max 2,25 µg/l), foramsulfuron (max 0,67 µg/l) a glyfosát (maximálně 0,52 µg/l).

Odhad odnosu pesticidních látek

Velikost odnosu pesticidů je uvedena na příkladu odlišných let 2019 (sušší, málo SOE) a 2020 (z hlediska vodnosti průměrný). Výpočet byl proveden pro 1 drenážní skupinu a závěrový profil sledovaného povodí.

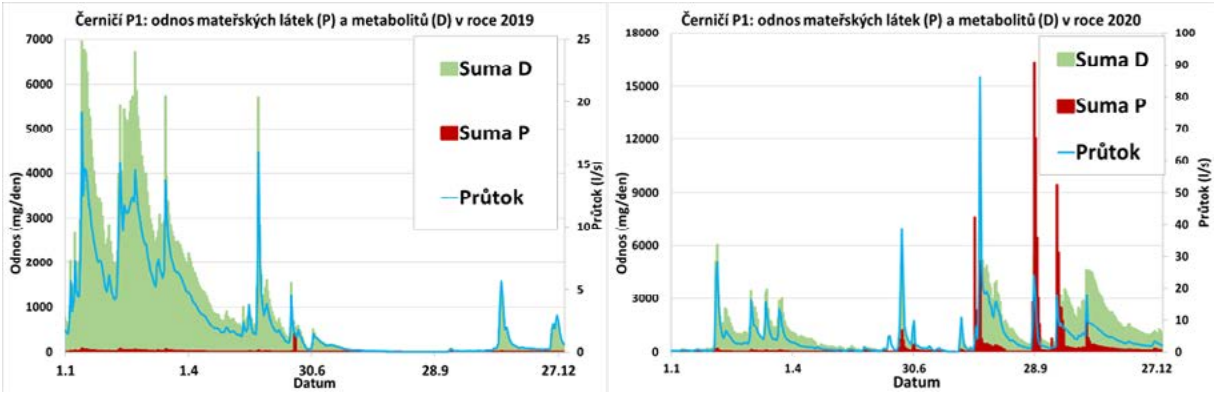
Z hlediska drenážního systému (skupina Š2, 0br. 1) byla v roce 2019 byla hodnota celkového odnosu 45,63 g, což představuje 12 g/ha/rok z celého subpovodí, resp. 37,7 g/ha/rok z odvodněné plochy. Převážnou většinu z tohoto množství představovaly metabolity (45,47 g; 99,6 %), téměř výhradně metabolity chloracetanilidových herbicidů. Podíl SOE na odnosu metabolitů v roce 2019 byl 6,48 %, což svědčí o staré zátěži ve vodě s delší dobou zdržení. Odnos mateřských látek drenážním odtokem byl v roce 2019 pouze 0,16 g/rok, převažoval recentně aplikovaný Bentazone (0,07 g/rok). Velký význam pro vyplavovaní mateřských látek měly SOE, když v jejich průběhu došlo k vyplavení 31,6 % celkového ročního odnosu. V roce 2020 byl celkový odnos pesticidních látek drenážním odtokem podstatně větší, když celková hodnota dosáhla 71,64 g/rok (18,8 g/rok/ha, resp. 59,2 g/rok/ha odvodněné plochy). Ve složení vyplavených pesticidních látek v roce 2020 opět významně převažovaly metabolity (64,0 g; 89 %) a z nich opět chloracetanilidy. Odnos mateřských látek byl v roce 2020 celkem 7,6 g, z čehož většina se týkala látky Bentazone (6,6 g). Podíl SOE na vyplavení mateřských látek byl 56 %.

Velikost odnosu pesticidů z celého povodí (Obr. 2) byla v roce 2019 417,8 g, v přepočtu na 1 ha plochy povodí to je 3,0 g/rok. Většinu z vyplavených látek představují opět metabolity (413,6 g), z toho převážně metabolity chloracetanilidových herbicidů (396,8 g). Podíl odnosu metabolitů v průběhu srážko-odtokových epizod byl 20,5 %. Odnos mateřských látek v roce 2019 byl 4,19 g, nejvíce látky Dinoterb (1,8 g), Fluazifop (1,1 g) a Bentazone (0,26 g). Podíl SOE na celkovém odnosu mateřských látek byl 20,8 %. Z tohoto pohledu se jedná o rok s netypicky nízkým podílem SOE na celkovém odnosu mateřských látek. Důvodem je pravděpodobně obecně nízká vodnost roku 2019, když SOE, které v tomto roce nastaly, zejména v průběhu vegetační sezóny, se vyznačovaly převážně pouze malou změnou průtoku. Rok 2020 byl bohatší na epizody i odnos pesticidů. Celkový odnos pesticidních látek činil 565,8 g, což v přepočtu na 1 ha plochy povodí představuje 4,1 g a v přepočtu na 1 ha odvodněné plochy 14,7 g. V odtoku opět převažovaly metabolity (449,14 g), a to zejména metabolity chloracetanilidových herbicidů 410,6 g. Z ostatních metabolitů bylo v povrchovém odtoku

nejvíce metabolitu 1,2,4 Triazole (24,7 g) a metabolitů Terbuthylazinu (4,6 g). Podíl SOE na celkovém odnosu metabolitů byl 79,2 %. Odnos mateřských látek v roce 2020 byl celkem 116,7 g, z toho především herbicidu Bentazone (78,0 g). Další více zastoupené mateřské látky byly v roce 2020 Dinoterb (5,5 g), Fluazifop (1,3 g), Imazamox (1,38 g), MCPA (19,1 g převážně v jediné SOE) a Tebuconazole (1,9 g). Podíl SOE na celkovém odnosu v roce 2020 byl 96 %.

4. ZÁVĚR

Příspěvek přináší stručný přehled o výskytu a velikosti koncentrací pesticidních látek v půdách, sedimentech, půdních, drenážních i povrchových vodách v malém intenzivně odvodněném povodí. Zemědělsky využívané povodí je kontaminováno pesticidy ve všech sledovaných matricích. Spektrum pesticidních látek v systému půda, sediment, půdní, drenážní a povrchové vody (výskyt různých látek a jejich koncentrace) v jednotlivých sledovaných mediích se liší dle dané matrice a také dle vlastností dané látky. V půdách převažují více sorbované látky (glyfosát, AMPA), v drenážních i v povrchových vodách zase výrazně převažují vysoce rozpustné, slabě sorbované látky, zejména metabolity chloracetanilidových metabolitů, které jsou na druhou stranu málo perzistentní v půdě. Podobné vlastnosti má také společný metabolit azolových fungicidů 1,2,4 Triazole, který se vyskytuje ve všech kapalných matricích, avšak nikoliv v pevných. Tato látka se postupně stává jedním z hlavních faktorů znečištění vod pesticidy (Halešová a kol., 2022). Výskyt vyšších koncentrací mateřských látek v drenážních a povrchových vodách odráží aktuální aplikace a hydrologickou situaci v povodí. Pokud nastane větší srážkoodtoková epizoda, krátce po aplikaci pesticidů, rychlý preferenční (drenážní) odtok převáží jejich fyzikálně chemické vlastnosti (Lefrancq a kol., 2017) a silně i slabě sorbované látky se do drenážního i povrchového odtoku dostávají stejně rychle a způsobí krátkodobě značně zvýšené hodnoty koncentrací. Pro drenážní a povrchové vody je z dlouhodobého hlediska největším ohrožením vysoká koncentrace metabolitů (zejména chloracetanilidových herbicidů a 1,2,4 triazole). Z krátkodobého hlediska představují riziko pro vodní ekosystém vysoké koncentrace mateřských látek v průběhu některých srážko-odtokových epizod.



Obr. 2. *Odnos pesticidních látek z pokusné lokality Černičí – vlevo rok 2019, vpravo rok 2020*

Tab. 1. *Maximální hodnoty a procentuální detekce vybraných pesticidů v drenážních (Š2), povrchových (P1) a půdních vodách a v půdách a sedimentech na lokalitě Černičí*

Pesticid	Drenážní voda Š2		Povrchový tok P1		Půdní vody		Půdy a sedimenty	
	max (µg/l)	% detek.	max (µg/l)	% detek.	max (µg/l)	% detek.	max (mg/kg)	% detek.
1,2,4-Triazole	1,1	97,8	0,57	98,9	2,04	100		
Acetochlor ESA	0,08	96,7	0,06	88,4	0,09	22,6		
Alachlor ESA	0,1	91,1	0,91	100	0,22	100		
Alachlor OA			0,01	2,1	0,06	71		
AMPA	0,33	21,1	0,43	34,7	1,46	74,2	0,55	85,7
Atrazine-2-hydroxy	0,05	90	0,07	97,9	0,06	93,5	0	3,7
Atrazine-desethyl	0,01	40	0,01	50,5	0,01	3,2		
Azoxystrobin	0,23	17,8	2,4	44,2	7,82	90,3	0,05	23,3
Azoxystrobin-o-demethyl	1,06	28,9	1,28	43,2	2,49	58,1		
Bentazone	15,4	78,9	7,77	61,1	0,03	54,8		
Boscalid			0,05	32,6	0,16	93,5	0,01	6,3
Clothianidin			0,03	16,8	0,14	87,1	0,01	7,4
Diflufenican	0,02	5,6	0,01	14,7	0,29	61,3	0,21	53,4
Epoxiconazole			0,03	3,2	0,07	32,3	0,08	61,9
Fluazifop	0,08	44,4	0,04	66,3	0,42	64,5		
Fluquinconazole			0,02	7,4	0,02	58,1		
Flutriafol	0,06	11,1	0,02	1,1	0,08	51,6		
Glyphosate	0,63	16,7	0,52	22,1	7,72	58,1	0,24	72,5
Chlorotoluron	0,05	13,3	0,04	20	0,15	45,2	0,8	21,2
Chlorsulfuron	0,06	46,7	0,03	35,8	0,13	19,4		
Imazamox	0,24	72,2	0,16	42,1	0,02	3,2		
MCPA			25,6	5,3	0,01	9,7		
Mesotrione			2,25	4,2	0,07	9,7		
Metazachlor ESA	6,33	98,9	2,8	100	0,29	93,5	0,08	11,1
Metazachlor OA	5,97	100	1,21	100	0,11	93,5	0,05	9,5
Metolachlor ESA	5,44	100	3,2	100	0,99	58,1	0,01	1,6
Metolachlor OA	3,51	98,9	1,13	90,5	0,17	19,4		
Metribuzin-desamino			0,01	3,2	0,03	16,1		
Metribuzin-desamino diketo	0,02	3,3	1,54	35,8	0,31	45,2		
Pendimethalin							1,19	39,2
Pethoxamid ESA			0,23	25,3	0,09	54,8		
Spiroxamine	0,02	1,1	0,02	4,2	0,95	16,1		
Tebuconazole	0,06	23,3	0,41	50,5	7,35	96,8	0,29	50,8
Terbuthylazine			0,01	22,1	0,05	80,6		
Terbuthylazine-desethyl	0,02	36,7	0,06	52,6	0,09	87,1		
Terbuthylazine-desethyl-2-hydroxy	0,01	17,8	0,05	70,5	0,04	96,8		
Terbuthylazine-hydroxy	0,12	81,1	0,26	100	0,26	96,8	0,02	75,1
Thiamethoxam			0,01	2,1	3,99	87,1	0,01	1,6

PODĚKOVÁNÍ

Tento příspěvek vznikl s podporou projektů Národní agentury zemědělského výzkumu č. QK1910282 „Možnosti zmírnění dopadů extrémních srážko-odtokových jevů v malých povodích s ohledem na požadavky trvale udržitelného zemědělského hospodaření a produkce ryb“ a QK21010341 „Optimalizace souboru opatření pro zemědělská povodí v rámci procesu pozemkových úprav“

SEZNAM LITERATURY

Abdi D. E., Owen J. S., Brindley J. C., Birnbaum A. C., Wilson P. C., Hinz F. O., Reguera G., Lee J., Cregg B. M., Kort D. R., Fernandez R. T. (2020). Nutrient and pesticide remediation using a two-stage bioreactor-adsorptive system under two hydraulic retention times. *Water Research*, 170, 115311, ISSN 0043-1354, https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115311.

Accinelli C., Vicari A., Rossi Pisa P., Catizone P. (2002). Losses of atrazine, metolachlor, prosulfuron and triasulfuron in subsurface drain water. I. field results. *Agronomie*, 22(4), p. 399-411. doi:10.1051/agro:2002018.

Brown C., van Beinum W. (2009). Pesticide transport via subsurface drains in Europe. Environmental Pollution 157, p. 3314–3324.

Doležal F., Kvítek T. (2004). The role of recharge zones, discharge zones, springs and tile drainage systems in peneplains of Central European highlands with regard to water quality generation processes. *Physics and Chemistry of the Earth*, 29, p. 775–785.

Halešová T., Konečná J., Václavíková M., Karásek P., Nováková E. (2022). Výskyt pesticidních látek v řece Punkvě. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 64 (2), p. 29–33. ISSN 0322-8916.

Chen C., Guo W., Ngo H. H. (2019). Pesticides in stormwater runoff—A mini review. *Front. Environ. Sci. Eng.*, 13, 72. https://doi-org.ezproxy.techlib.cz/10.1007/s11783-019-1150-3.

Chow R., Scheidegger R., Doppler T., Dietzel A., Fenicia F., Stamm C. (2020). A review of long-term pesticide monitoring studies to assess surface water quality trends, *Water Research X*, 9, 100064, ISSN 2589-9147, https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100064.

Lefrancq M., Jadas-Hécart A., La Jeunesse I., Landry D., Payraudeau S. (2017). High frequency monitoring of pesticides in runoff water to improve understanding of their transport and environmental impacts. *Sci. Total Environ.*, 587–588, p. 75–86.

Lorenz S., Rasmussen J. J., Süß A., Kalettka T., Golla B., Horney P., Stähler M., Hommel B., Schäfer R. B. (2017). Specifics and challenges of assessing exposure and effects of pesticides in small water bodies. *Hydrobiologia*, 793, p. 213–224

Riise G., Lundekvam H., Wu Q. L., Haugen L. E., Mulder J. (2004). Loss of pesticides from agricultural fields in SE Norway—runoff through surface and drainage water. *Environ Geochem Health*, 26(2-3), p. 269–276.

Szöcs E., Brinke M., Karaoglan B. a kol. (2017). Large scale risks from agricultural pesticides in small streams. *Environmental Science & Technology*, 51, p. 7378-7385. DOI: 10.1021/acs.est.7b00933.

Šanda M., Vitvar T., Kulasová A., Jankovec J., Císlerová M. (2013). Runoff formation in a humid, temperate headwater catchment using a combined hydrological, hydrochemical and isotopic approach (Jizera Mountains, Czech Republic). *Hydrological Processes*, 28 (8), p. 3217–3229.

Zajíček A., Fučík P., Kaplická M., Liška M., Maxová J., Dobiáš J. (2018). Pesticide leaching by agricultural drainage in sloping, mid-textured soil conditions – the role of runoff components. *Water Science and Technology*, 77(7–8), p. 1879–1890.

OBSAH

Cesty ke snížení zatížení povodí VN Švihov pesticidy

Liška M.*, Dobiáš J.
Povodí Vltavy, státní podnik, Na Hutmance 5a/156 Praha 5 Jinonice, 158 00
**autor pro korespondenci, email: marek.liska@pvl.cz*

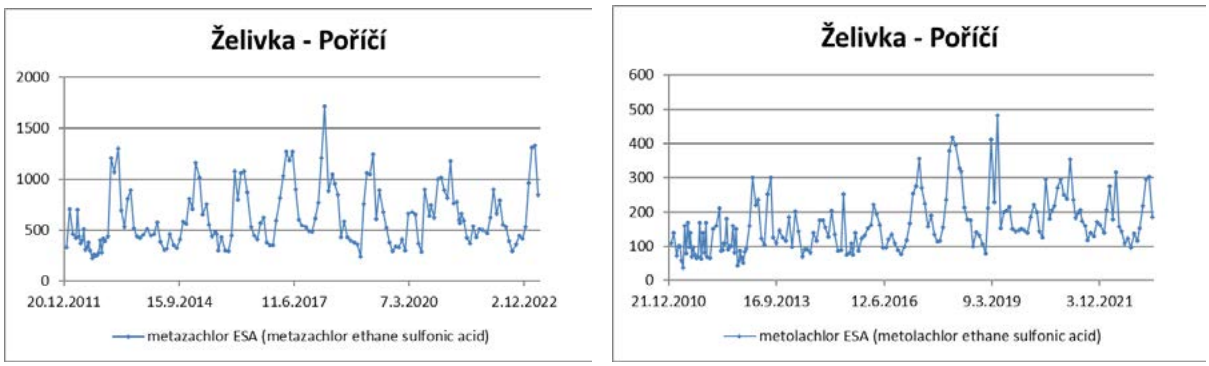
ABSTRAKT
Způsob zemědělského obhospodařování v povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce je příčinou kontaminace půdy a vody pesticidy. V povrchových vodách drobných přítoků i drenážních vodách, odvodňující zemědělské plochy, se dlouhodobě nacházejí rezidua následujících pesticidních látek: metazachloru, metolachloru, alachloru, acetochloru, dimetachloru, terbuthylazinu, glyfosátu, uronových přípravků a některých dalších látek. Jednu z cest vedoucí ke zlepšení tohoto stavu představuje projekt „Program B4 – Podpora opatření ke snížení dopadu zemědělské prvovýroby v ochranném pásmu vodárenské nádrže Švihov na Želivce“.

KLÍČOVÁ SLOVA
Kvalita vody; pesticidní látky; povrchové vody; Program B4

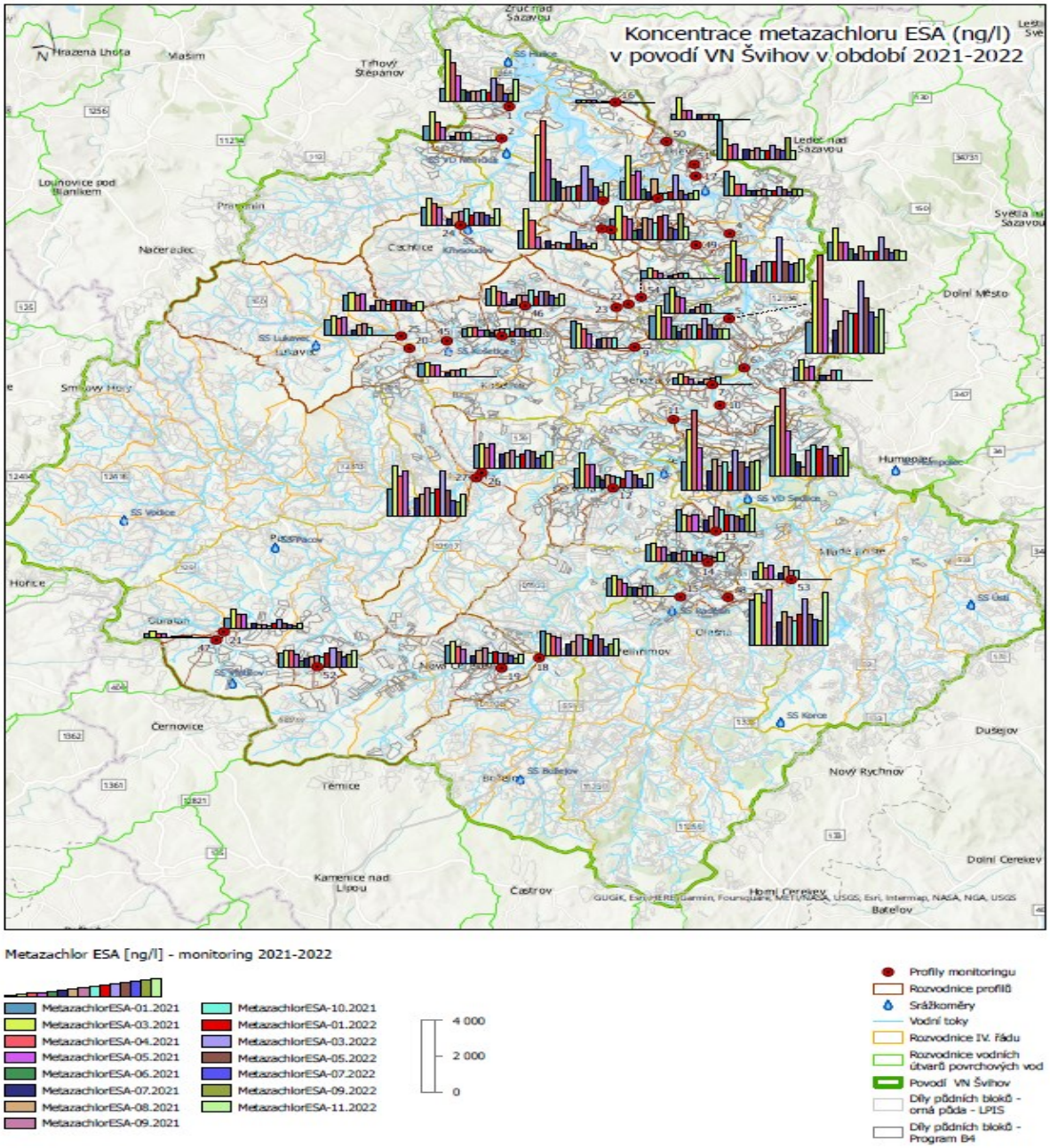
1. ÚVOD

VN Švihov na Želivce je největší vodárenskou nádrží v České republice, zásobuje pitnou vodou úpravnu vody pro více než 1,5 mil. obyvatel. Celé povodí VN Švihov je velmi intenzivně zemědělsky obhospodařováno a leží v oblasti s mnoha malými a několika středními lidskými sídly, v povodí jsou dále dvě větší města Pelhřimov a Pacov. Výskyt pesticidních látek a jejich metabolitů ve vodárenské nádrži Švihov a jejím povodí je důsledkem konvenčního zemědělského hospodaření v celém povodí nádrže. Přibližně od roku 2005 vodohospodářské laboratoře státního podniku Povodí Vltavy provádějí intenzivní monitoring pesticidů, léčiv a dalších mikropolutantů na hlavních přítocích do VN Švihov a dále na 6 profilech v nádrži samotné. Potupně bylo zavedeno stanovení více než 140 pesticidních látek a jejich metabolitů. Je monitorováno velké množství profilů jakosti vody zejména v povodích Sedlického, Martinického a Blažejovického potoka a dále celá oblast Trnavy, Hejlovky, Bělé a Jankovského potoka. V rámci monitoringu reziduí prostředků na ochranu rostlin (POR) jsou stanovovány zejména pesticidy triazinového typu, chloracetanilidy, deriváty kyseliny močové, glyfosát a řada dalších látek např. azolové fungicidy. Z hlediska výskytu pesticidů je nejvíce zatíženo povodí Martinického potoka a řeky Trnavy. Ve vlastní nádrži VN Švihov se vyskytují především metabolity chloracetanilidů, zejména metazachloru a metolachloru. Nejvyšší koncentrace pesticidů se obecně se vyskytují v povrchových a drenážních vodách, které odtékají z intenzivně zemědělsky obhospodařovaných ploch.

V povrchových i drenážních vodách povodí drobných přítoků, odvodňujících zemědělské plochy, se dlouhodobě nacházejí rezidua zejména následujících pesticidních látek: metazachloru, metolachloru, alachloru, acetochloru, dimetachloru, terbuthylazinu, glyfosátu, uronových přípravků a některých dalších látek. Část tohoto znečištění končí i ve vodě samotné nádrže VN Švihov, ze které je odebírána surová pro vodárnu v Hulicích. Míru kontaminace hlavního přítoku do VN Švihov (profil Želivka Poříčí) dvěma častými látkami ze skupiny chloracetanilidů, tj. metazachlorem a metolachlorem velmi dobře ilustruje Obr. 1. Komplexní pohled zatížení celého povodí VN Švihov metazachlorem poskytuje koncentrační mapa (Obr. 2).



Obr.1 *Koncentrace metazachloru ESA a metolachloru ESA na hlavním přítoku do VN Švihov, profil Poříčí*



Obr. 2. *Koncentrace metazachoru ESA v povodí VN Švihov na Želivce v letech 2021 – 2022*

S ohledem na to, že komerční zemědělská činnost s sebou přináší přítomnost pesticidních látek ve vodách je nutné hledat cesty, jak omezit její negativní důsledky na kvalitu povrchových a podzemních vod a také v konečném důsledku na kvalitu pitné vody. Nelze pouze řešit důsledky lidské činnosti, tj. budovat na úpravnách pitných vod např. technologické stupně s granulovaným aktivním uhlím. Je nutné také hledat vhodná opatření na straně příčin, tak aby se snížil vstup pesticidních a dalších látek do vodních ekosystémů a snížila se tak dlouhodobá zátěž. Jednu z cest vedoucí ke zlepšení tohoto stavu představuje např. pilotní projekt „Program B4 – Podpora opatření ke snížení dopadu zemědělské prvovýroby v ochranném pásmu vodárenské nádrže Švihov na Želivce“, který v červnu roku 2019 vyhlásil ministr zemědělství. Účelem tohoto Programu je zlepšení jakosti vody v povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce a v nádrži samotné. Opatření spočívá zejména ve snížení negativního vlivu komerčního zemědělství na jakost vody a to prostřednictvím omezení aplikace POR na zemědělských pozemcích v OPVZ a PHO VN Švihov na řece Želivce v rámci celého povodí nádrže. Účast v Programu je dobrovolná, po splnění kritérií Programu bude příslušnému zemědělskému subjektu přiznána příslušná dotační platba. Celkově je v současné době přihlášeno 18 zemědělských subjektů. Do Programu bylo v roce 2022 zahrnuto 12 551 hektarů obhospodařovaných ploch soustředěných v 1 089 dílech půdních bloků Obr. 3, Program byl vyhlášený jako tříletý s následným ročním prodloužením, které končí v září letošního roku 2023. Na realizaci Programu bylo vyčleněno cca 60 mil. Kč/ročně.

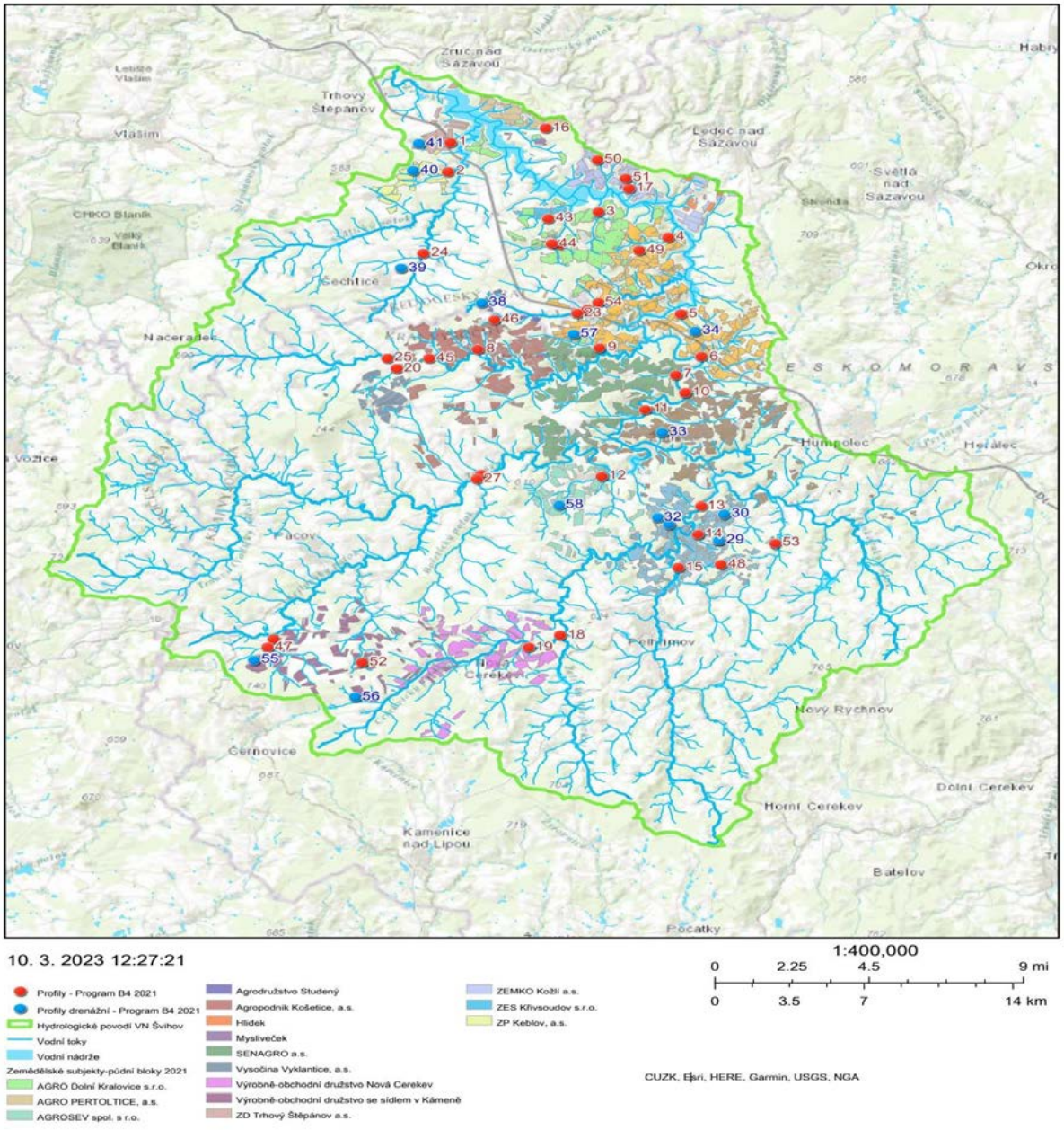
Hlavní principy omezení v hospodaření účastníků zapojených do Programu B4:

- účastník Programu používá na přihlášených půdních blocích pouze POR povolené v registru (ÚKZÚZ) pro použití v OPVZ II. a PHO II,
- snížení celkové dávky účinné látky (o cca 20 % pod minimální dávku uvedenou v registru přípravků na ochranu rostlin) na jednu aplikaci u jmenovitých POR, které byly vytipovány na základě předchozích znalostí a dat o užívání v daném povodí a na základě výsledků monitoringu povrchových a drenážních vod. Jedná se o látky: metazachlor, metolachlor, glyfosát, clomazon, pethoxamid, dimethachlor, mesotrion a tebuconazol,
- zemědělský subjekt má povinnost hlášení ročních osevních plánů a povinnost hlášení všech jednotlivých provedených aplikací POR na jednotlivé půdní bloky a poddíly půdních bloků do 24 hodin po jejich aplikaci na webový portál Povodí Vltavy,
- dodržování minimálně 5-ti letého osevního postupu,
- aplikace zelených a statkových hnojiv, dodržování obecných zásad zachování a zlepšování živé složky půdy (přípravky s mikroorganismy, humáty), omezení zhutnění a půdní eroze, zvýšení organické složky v půdě, důraz na preventivní opatření (vhodné druhy rostlin atd.).

Kontrolu dodržování plnění podmínek Programu B4 provádí Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský (ÚKZUZ). Plnění administrativních náležitostí Programu B4 kontroluje státní podnik Povodí Vltavy. Detailním monitoringem kvality vody v tocích odvodňujících jednotlivé půdní bloky byly pověřeny vodohospodářské laboratoře státního podniku Povodí Vltavy (Obr. 3).

OBSAH

V rámci monitoringu jsou sledovány vybrané profily reprezentující odvodnění půdních bloků jednoho konkrétního zemědělského subjektu, dále některé vybrané referenční profily reprezentující odvodnění z konvenčně obhospodařovaných ploch a profily dlouhodobého provozního monitoringu kvality vody v povodí VN Švihov na „páteřních“ profilech s rozšířeným rozsahem parametrů. Současně také probíhá monitoring vytipovaných drenážních vod. Na základě přesných a aktuálních hlášení aplikací POR zemědělskými subjekty je získáván detailní přehled o množství a typech používaných POR. Díky tomu lze přesněji zacílit rozsah sledovaných látek laboratoří v rámci monitoringu povrchových vod.



Obr. 3. *Schematické znázornění půdních bloků zařazených do programu a odběrových profilů jakosti vody*

2. VÝSLEDKY MONITORINGU – MĚŘITELNÉ VÝSTUPY OMEZENÍ APLIKACÍ POR

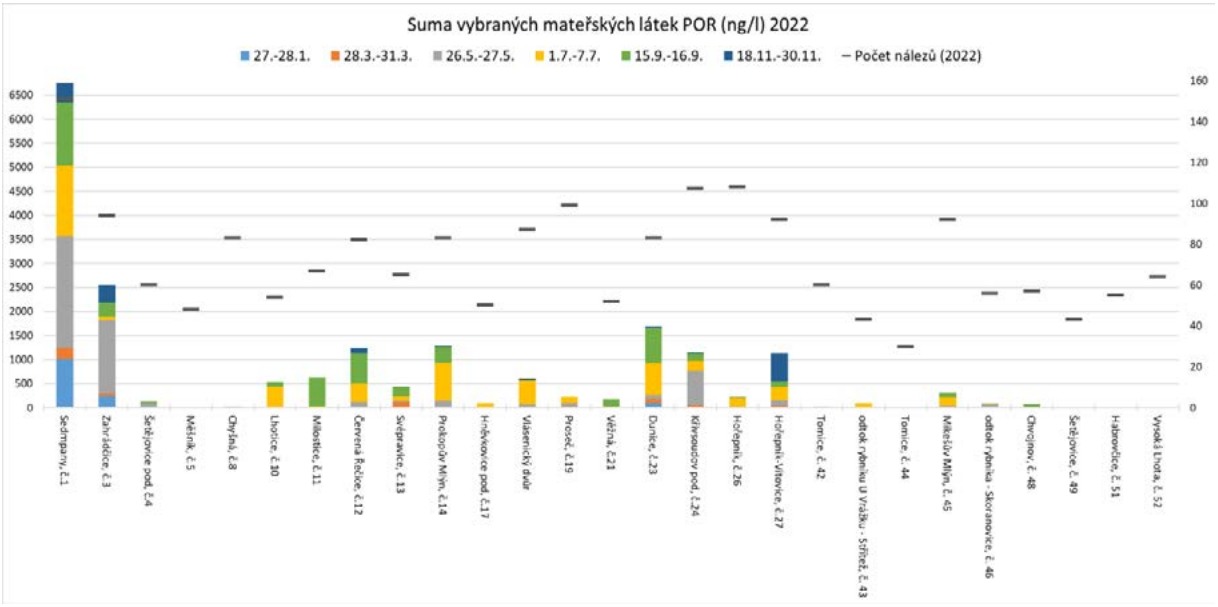
Na půdních blocích zahrnutých do Programu B4 je za období let 2020 – 2022 zřejmý pokles imise pesticidních látek do půdy a do vody. Výpočet vychází z porovnání hodnot aplikací pesticidních látek hlášených jednotlivými zemědělskými subjekty oproti hodnotám, které jsou uvedeny v Registru přípravků na ochranu rostlin (vedeným ÚKZUZ), tj. porovnání oproti množstvím, které by teoreticky mohli zemědělci aplikovat dle podmínek Registru přípravků na ochranu rostlin. Pro vybraných 6 látek (metazachlor, mesotirone, pethoxamid, glyfosát, klomazon a tebuconazole) z tohoto výpočtu vychází v jednotlivých letech 2020 – 2022 úspora v aplikovaném množství v rozmezí 27 – 29 %. Současně je vhodné uvést, že zcela zásadní úsporou v aplikacích pesticidních látek je skutečnost, že lze použít pouze přípravky jejichž aplikace je povolena v OPVZ II, tím se významně zvyšuje pozitivní dopad tohoto opatření na kvalitu povrchových vod.

S ohledem na velikost povodí a nádrže Švihov samotné, rozdílné podmínky hydrologického režimu v jednotlivých letech, setrvačnost výskytu metabolitů pesticidních látek v půdě z předchozího hospodaření není zatím možné stanovit přímý a měřitelný efekt dopadů Programu na celkovou kvalitu vody v nádrži VN Švihov. Z dosud provedeného sledování lze identifikovat lokality s vysokou, střední a nízkou pesticidovou zátěží a některé další souvislosti, např. účinek intenzivních srážek atd. Z níže uvedených sumárních grafů (Obr. 4 – 6) lze pro všech 27 sledovaných profilů vyčíst velmi rozdílné podmínky a to jak v koncentraci rodičovských látek (Obr. 4), tak i pro metabolity jednotlivých pesticidních látek (Obr. 5). Mezi nejvíce zatížené lokality patří profily: Sedmpány – Medulán potok, Zahrádčice – Zahrádčický potok, Mešník – bezejmenný potok (maximální hodnota pro metazachlor ESA – 4070 ng/l dne 28.3.2023), Hořepník- bezejmenný potok a Křivsoudov – Čechtický p. a některé další.

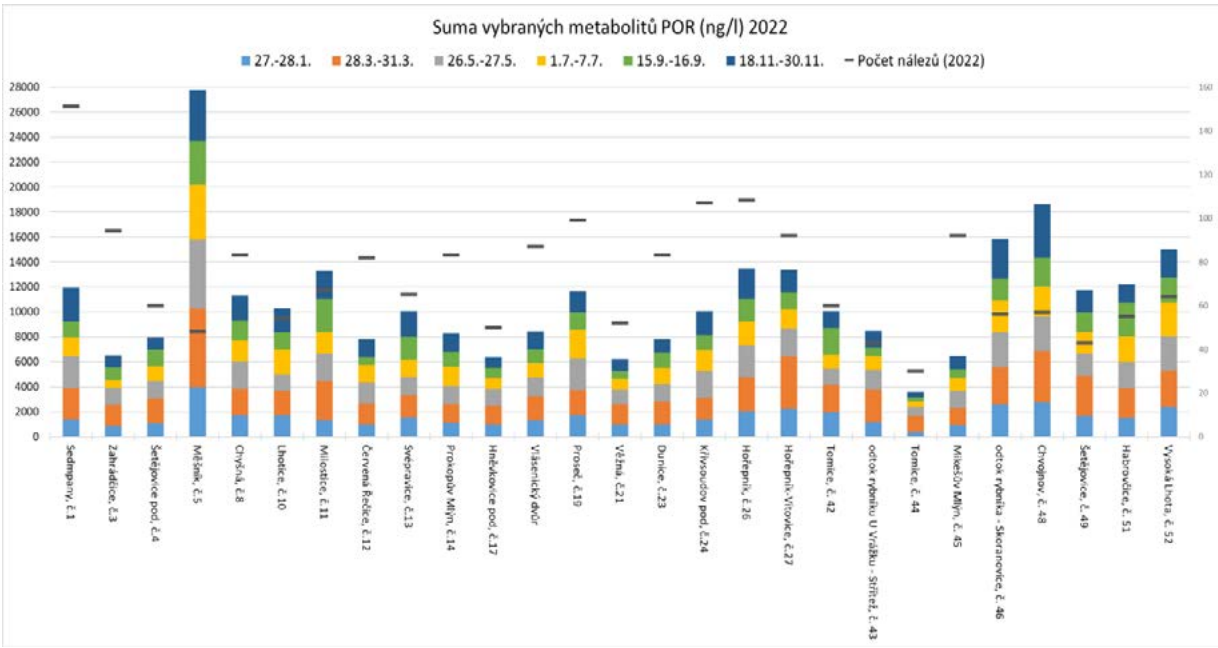
V jednotlivých sloupcích je vždy uvedena suma rodičovských látek nebo metabolitů pro jednotlivá data odběru vzorků. Nejvyšší koncentrace a to jak některých rodičovských látek, tak i některých metabolitů byly zpravidla naměřeny při abnormálních srážkoodtokových událostech (Obr. 6). Mezi látky s nejvyšší měřenou koncentrací patří např. bentazon (25. 5. 2022, 1840 ng/l – Zahrádčický potok Zahrádčice), metazachlor ESA (25. 5. 2023, 2490 ng/l – Mešník bezejmenný potok, 1710 ng/l – Vitický potok Milostice, 1510 ng/l – Chvojnov – bezejmenný p. od Služátek), metolachlor ESA (1330 ng/l – bezejm. přítok Novodvorského potoka – Vysoká Lhota).

Tab. 1. *Přehled úspory aplikovaných pesticidních látek v letech 2020 – 2022 na DPB zařazené do Programu*

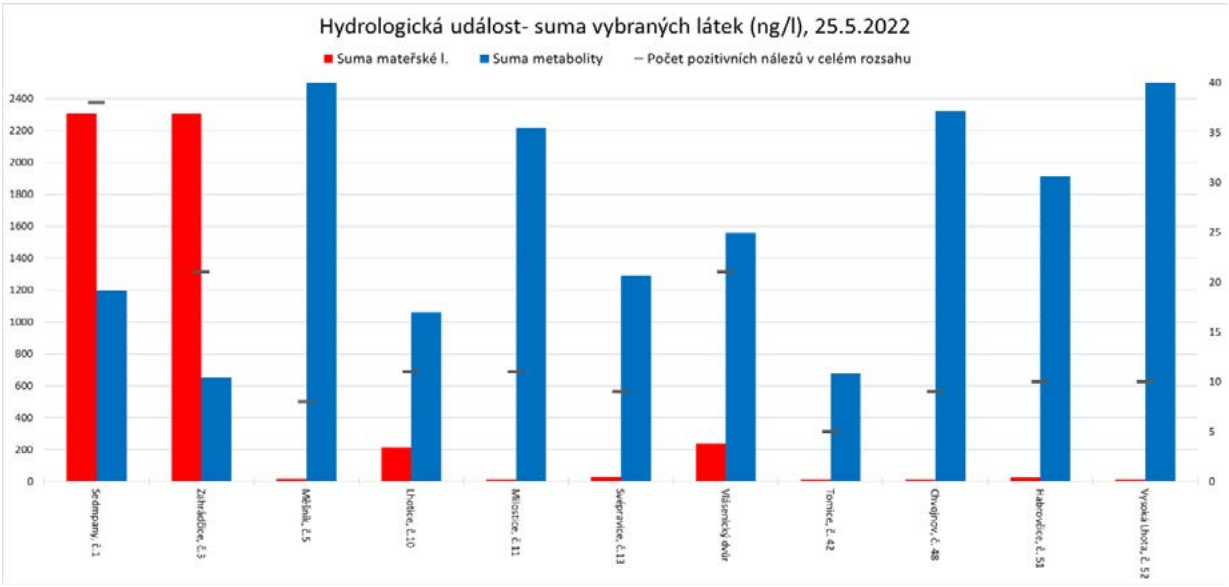
Účinná látka	rozdíl RPOR/B4 (%)		
Rok	2020	2021	2022
MESOTRION	25,8	25,5	17,0
METAZACHLOR	41,7	28,9	42,0
PETHOXAMID	36,5	37,8	35,5
GLYFOSÁT	3,5	15,8	12,6
KLOMAZON	37,5	36,0	33,8
TEBUCONAZOLE	6,0	15,0	15,0
celková úspora v kg účinné látky a v %	28	27	29



Obr. 4. *Suma vybraných mateřských látek POR v rámci 6-ti provedených odběrů povrchových vod v roce 2022. Vybrané mateřské látky: Glyfosát, Bentazon, Clomazone, Diflufenican, Fluopicolide, Fluroxypyr, Chlorotoluron, Imidacloprid, Metazachlor, Metobromuron, Metribuzin, Pethoxamid, Quinmerac, Tebuconazol, Terbutylazin*



Obr. 5. *Suma vybraných metabolitů POR v rámci 6-ti provedených odběrů povrchových vod v roce 2022. Vybrané metabolity: AMPA, 2,6-dichlorobenzamid, Acetochlor ESA, Alachlor ESA, Atrazine-2-hydroxy, Dimethachlor ESA, Dimethenamid ESA, Dimethenamid OA, Flufenacet ESA, Chloridazon desphen., Chloridazon met.des., Isoxaflutol BA, Isoxaflutol DKN, Metazachlor ESA, Metazachlor OA, Metolachlor ESA, Metolachlor OA, Metribuzin-DA, Metribuzin-DADK, Pethoxamid ESA, Prosulfocarb, Terbutylazin-2-hydro*



Obr. 6. *Suma vybraných mateřských látek a metabolitů během mimořádného odběru bezpros, po srážkoodtokové hydrologické události (datum odběru: 25. 5. 2022). Vybrané mateřské látky: Glyfosát, Azoxystrobin, Bentazon, Diflufenican, Fluroxypyr, Chlorotoluron, Imidacloprid, MCPA, Metazachlor, Nicosulfuron, Pethoxamid, Prochloraz, Tebuconazole. Vybrané metabolity: AMPA, 2,6-dichlorobenzamid, Acetochlor ESA, Alachlor ESA, Chloridazon desphen., Chloridazon met.des., Metazachlor ESA, Metazachlor OA, Metolachlor ESA, Terbuthylazine-2-H, Terbutylazin-2-hydro*

3. ZÁVĚR

Jednoznačným přínosem pilotního projektu Programu B4 je snížení pesticidové zátěže na Programem dotovaných půdních blocích a to jak z hlediska omezení spektra používaných látek, tak i z hlediska omezení množství šesti aplikovaných látek, jejichž použití je v OPVZ II povoleno. Celkově lze odhadnout, že toto snížení představuje 27 – 29 % oproti podmínkám konvenčního zemědělství. Dalším významným přínosem je velmi přesná a aktuální evidence aplikovaných POR. Lze předpokládat, že rozšířením tohoto přístupu i na další zemědělské plochy dojde k významnému snížení pesticidové zátěže v celém povodí VN Švih

S.06 VENKOVSKÉ OBLASTI A VODA / PRŮMYSL A VODA

Sanitace venkova - nové aktuální pohledy

Plotěný K.
ASIO TECH, spol. s r.o., Kšírova 552/45, 61900 Brno
email: ploteny@asio.cz

ABSTRAKT
Česká republika si dala závazek zajistit i na venkově odpovídající řešení odpadních vod, při tom by logicky měl být zohledněn i požadavek na sociální únosnost ceny vody. Z nákladů v současnosti řešených obcí ale vyplývá, že to nepůjde šablonovitě, a že centrální řešení budou často mít za následek překročení sociálně únosné ceny vody. Dtto i v případě řešení odpadních vod jímkami na vyvážení. Navíc by měly být mimo jiné nově zohledněny požadavky jako jsou adaptace na sucho, uhlíková stopa a odolnost navržených řešení vůči možným rizikům (válka, přírodní katastrofy, blackouty). Je tak nutno hledat a aplikovat další řešení viz např. NASS v SRN.

KLÍČOVÁ SLOVA
Odolnost řešení; rurální oblasti; řešení sanitace; sociální únosnost; venkov

1. ÚVOD

V současnosti dosáhla Česká republika toho, že jsou v podstatě odkanalizovány aglomerace větší než 2000 obyvatel (EO). Ale tisíce menších obcí to stále čeká.Podle závazku při vstupu do EU má Česká republika zajistit i u menších aglomerací odpovídající řešení odpadních vod, na což by měla zajistit dostatečné prostředky a pak je efektivně využít. Vedle toho si ČR dala za úkol dosažení dobrého stavu vod tedy ekologické cíle, což představuje mít vyřešený venkov jako celek, včetně vlivu zemědělství. Dalším cílem je udržení sociálně únosné ceny vody (tedy sociální hledisko). Dosažení všech tří závazků, které jsou propojeny, pak v podstatě znamená rovnici o třech neznámých a jejím výsledkem by měl být plán, jak jich dosáhnout. Závazky a jejich vyvážené dosažení, by měly být zároveň (jako náhodou) i obecnými kritérii pro posuzování udržitelnostiProblémem je, že jsme se ještě nevypořádali s tím, jak výše uvedené závazky uvést do praxe a už se jako naléhavé objevují další. Novými parametry, které by měly být při řešení venkova současně plněny, a které samozřejmě s výše uvedenými kritérií souvisejí, jsou mimo jiné i adaptace na sucho, uhlíková stopa a odolnost navržených řešení vůči možným rizikům. Naléhavost jejich řešení vyplývá v souvislostí s aktuálními událostmi jako je válka na Ukrajině, přírodní jevy, nebo možnosti blackoutu v souvislosti s kybernetickými útoky atd. Rizik paradoxně přibývá.

2. SOUVISLOST MEZI ZPŮSOBEM ODKANALIZOVÁNÍ OBCE A DOSAŽENÍM DOBRÉHO STAVU VOD

Dosažení dobrého stavu u co nejvíce sledovaných profilů je jedním cílem, druhým, který s prvním souvisí, je odkanalizování aglomerací větších než 2000 EO. Dlouho mezi dosahováním obou cílů byla přímá úměra. V posledních letech se i přes investice do odkanalizování čistota vody v tocích podstatně nemění a většina lokalit v České republice stále nedosahuje dobrého stavu, k jehož dosažení jsme se zavázali před vstupem do EU. Např. v povodí Labe je to 85 %, v povodí Dunaje pak 75 % lokalit. Řešení, při kterém jsou všechny domy, jakkoliv od sebe vzdálené, napojeny na jeden kanál svedený do čistírny, nebo soustředění odpadní vody v jímce vč. odvozu na čistírnu, je jako universální řešení zejména pro malé obce, většinou neekonomické a tedy neudržitelné. Navíc tím i přes značnou investici ke zlepšení povrchových vod nedochází, někdy tato investice má i opačný účinek. Soustředění vypouštěného

zbytkového znečištění v místě čistírny v konkrétním místě zhorší stav a nastartuje trofizaci v blízkých vodních útvarech. V řadě lokalit, zejména v těch s intenzivní zemědělskou produkcí, je centrální čistírna jako investice za několik desítek miliónů opatření, které stav toku z hlediska dosažení dobrého stavu ovlivní jen kosmeticky. Proto je potřebné hledat a akceptovat i jiné způsoby sanitace, ekonomičtější a více beroucí ohled na konkrétní lokalitu, její demografické, morfologické a hydrogeologické podmínky.

3. POŽADAVEK NA EKONOMIČNOST ŘEŠENÍ

Je logicky jednou ze základních podmínek. I legislativa (prováděcí vyhláška k zákonu o vodovodech a kanalizacích) konstatuje že co se týká: … *odkanalizování a čištění odpadních vod v daném územním celku. Navržené koncepce musí* ***být hospodárné...“***

Přesto je i ekonomičnost některých současných projektů diskutabilní, a to už bychom měli brát ohled i na další parametry. Jen pro zajímavost – v současnosti jsou realizovány (centrální kanalizací) i sanitace obcí s nákladem přes 230 tis. Kč/obyvatele. Což je zjevně nehospodárné s ohledem na to, že např. soustavy domovních čistíren v dotovaném programu MŽP 12/2019 - Domovní čistírny pro obce jsou realizovány průměrně za 35 tis. Kč/obyvatele a extenzivní čistírny (vegetační ČOV) např. za 40 tis. Kč/obyvatele. S instalovaným řešení pak souvisí provozní náklady, spotřeba el. energie, náklady na dopravu atd. a u centrálních řešení tak stočné, u individuálních řešení provozní náklady. Což by všechno mělo být při řešení zohledněno v nákladech na celý životní cyklus, ale dnes nejen to.

Nutno podotknout, že na druhé straně jsou obce se soustředěnou výstavbou, i malé, kde bude centrální řešení stále tím nejlepším řešením.

Obr. 1. *Příklad obce se soustředěnou výstavbou, pravděpodobně vhodné k centrálnímu řešení*

Obr. 2. *Příklad obce pravděpodobně vhodné k decentrálnímu řešení*

4. EKONOMIČNOST ŘEŠENÍ A FINANČNÍ MOŽNOSTI OBCÍ A STÁTU

Stát ročně vynakládá na modernizaci čistíren a nové investice do odkanalizování něco přes 5 miliard korun. Zajímavá bude tedy určitě úvaha o tom, jak rychle je možné plnit naše závazky co se týká sanitace venkova, kde žije přes 2,5 mil. obyvatel. Cena za odkanalizovaného občana se u současných projektů s centrální kanalizací pohybuje od 100 tis. Kč/EO do 250 tis. Kč/EO. Kdybychom pro hrubou úvahu počítali s optimistickými čísly, a tedy s tím, že musíme odkanalizovat 1,5 mil. obyvatel za průměrnou hodnotu 150 tis. Kč/EO, a uvažovali s 3 miliardami ročně investic na nové kanalizace, tak nám realizace bude trvat 75 roků. Možná i sto let. Nebude tak něco na tom, k čemu před dvaceti rukama došli např. Němci a konstatovali, že 10 % nebude centrálně odvodněno a hledají jak těchto 10 % řešit co nejlépe. Možnosti jsou.

5. NOVÉ ASPEKTY – ADAPTACE NA SUCHO, UHLÍKOVÁ STOPA, ODOLNOST SYSTÉMŮ

V souvislosti se suchem bychom měli adaptaci na sucho zařadit do řešených a posuzovaných prvků – stále častěji se setkáváme v praxi s tím, že správci vodovodů a toků omezují odběry, a to má vliv jak na komfort obyvatelstva, tak i např. zpětně na mikroklima v aglomeraci atd. Při tom jsou při řešení zásobování vodou a odkanalizování ignorovány možnosti, jak tomuto jevu předcházet nebo ho minimalizovat (úspory vody, recyklace, možnost využití místních zdrojů, neodvádění vody za každou cenu z území obce). Je již dnes řada toků, kde díky odkanalizování a odvedení vody mimo místní tok tyto toky v létě vysychají, což má vliv na biodiverzitu, případně vodní nádrže na příslušném toku. Adaptace na sucho je spojená i s problematikou uhlíkové stopy a v návaznosti přes taxonomii s financováním projektů. Posuzování řešení i z tohoto pohledu tak nabude na významu. Dá se předpokládat, že to bude mít v blízké budoucnosti vliv na rozhodování i o technologiích čištění odpadních vod a optimální kapacitě čistíren.

Obr. 3. *Některé toky mohou díky odkanalizování obce a odvedení vody z povodí v létě vysychat (Jiříkovice, Romza)*

Bude tlak na minimalizaci potřeby elektrické energie, v zahraničí se to projevuje nárůstem přírodních řešení čištění vod (vegetační ČOV, biofiltry) a individuálních způsobů řešení, kde si uživatel zajistí energii vlastní fotovoltaikou.

Další problematikou, kterou bychom se měli zabývat je odolnost systémů. Jak se v poslední době ukázalo, tak nestabilita (např. dodávky el. energie) roste. Správci kanalizací z Ukrajiny publikovali např. zkušenosti s provozem vodního hospodářství ve válečném stavu (klíčový je provoz čerpacích stanic a zabezpečení el. energie a přenosu informací). Ale rizika rostou i u nás, díky nebezpečí kyber napadení, nepředvídatelným klimatickým jevům (tornádo, možnosti blackoutů atd.) Z těchto pohledů bychom měli upřednostňovat, gravitační vedení odpadních vod, individuální řešení, ostrovní řešení, extenzivní řešení využívající gravitace (biofiltry, zemní filtry), nebo dokonce systémy s dělením vod a využitím stabilizovaného kalu v místě.

6. ZÁVĚR

Asi nejdůležitější sdělení by mělo být, že každá lokalita je jiná a jedním ze zákonů udržitelnosti je, že individuálnosti lokality by měla odpovídat i individuálnost řešení. Universální řešení jsou funkční u velkých aglomerací (především podobné svou velkou hustotou obyvatel), ale s klesající hustotou obyvatel roste význam místních podmínek, a tím i význam dalších alternativních možností řešení. Možná by bylo zajímavé nasadit na hledání optimálního řešení informacemi nakrmenou umělou inteligenci.

Vedle klasických požadavků jako je efektivnost vynaložených prostředků (není asi cílem pár vyřešených obcí na úkor celku) a následně sociálních dopadů (stočné) by při rozhodování měly hrát roli i další kritéria – podle mne zejména odolnost systému. Důležité je ještě, jak zdůrazňují např. zkušenosti z Rakouska, do rozhodování o odkanalizovaní zatáhnout i občany, kterých se to přímo dotýká, a to proto, že pokud vědomě o systému odkanalizování sami rozhodnou, pak je i větší předpoklad, že budou akceptovat požadavky vyplývající z provozu, a že budou průběžně systém vylepšovat a zefektivňovat, případně propojovat s dalšími obecními zařízeními (např. se zpracováním dalších odpadů, výrobou el. energie z OZE).

Chceme se přeci chovat odpovědně …. a učit to i další generaci.

OBSAH

Nové výzvy pro komunální hydrogeologii

Špaček P.*
CHEMCOMEX, a.s., Brněnská 327, 674 01 Třebíč
**autor pro korespondenci, email spacek@chemcomex.cz*

ABSTRAKT
Termínem komunální hydrogeolog je myšlen odborník, který se nezabývá hydrogeologií z hlediska vědeckého bádání, neřeší komplexní problémy rozsáhlých rajónů a hlubokých struktur, nebádá nad příčinami neutěšeného stavu podzemních vod v regionálním měřítku ani nesanuje kontaminované podzemní vody v rámci ochrany životního prostředí. Úkolem komunálního hydrogeologa je asistovat v běžných životních či profesních situacích, ve kterých se občan, stavebník, projektant nebo státní správa potkávají s podzemní vodou a především s její právní ochranou, ať již ve venkovských oblastech či městských sídlech. Několik postřehů a výzev z jeho zajímavé praxe přináší následující příspěvek.

KLÍČOVÁ SLOVA
Geologický průzkum; hospodaření se srážkovými vodami; odpadní vody; vsakování srážkových vod

1. NENÁPADNÝ PŮVAB KOMUNÁLNÍ HYDROGEOLOGIE

Podobně jako ve filmové perle španělského režiséra *Luise Buñuela*, kde na sebe jednotlivé scény filmu v duchu zákonů surrealismu ani zdánlivě nenavazují, může si připadat stavebník nad spletencem zákonů, vyhlášek a nařízení, které obepínají řešení vodohospodářských otázek spojených s výstavbou rodinného domu či podobným projekčním záměrem. Jednou z profesí, která by mu měla od těchto starostí pomoci, je hydrogeolog, přesněji osoba s odbornou způsobilostí v oboru hydrogeologie, kterou v dalším textu, vzhledem k její lokální působnosti, můžeme nazývat **komunální hydrogeolog**.

Role komunálního hydrogeologa se opírá o *Zákon 254/2001 Sb., o vodách*, kde je v § 9 zakotven institut *Vyjádření osoby s odbornou způsobilostí* jako nezbytný podklad pro vydání povolení k nakládání s podzemními vodami. Jedná se především o zpracování odborných posudků, přesněji v souladu s *Vyhláškou č. 369/2004 Sb*. o provedení hydrogeologických průzkumů, které jsou nezbytné pro zřizování studní a s tím spojeným povolováním odběru podzemní vody eventuelně při řešením sporů v případě ztráty podzemní vody. Hydrogeolog se vyjadřuje také k udílení souhlasu k vrtům pro využívání energetického potenciálu horninového prostředí a podzemních vod, k projektování přírodě blízkého hospodaření se srážkovou vodou a v neposlední řadě se účastní povolování vypouštění odpadních vod přes půdní vrstvy do vod podzemních.

S komunálním hydrogeologem se také můžeme setkat v rámci inženýrskogeologického průzkumu pro výstavbu rodinných domů, objektů občanské vybavenosti či komunikací nebo při provádění geologických průzkumů pro vsakování v souladu s ustanoveními *ČSN 75 9010 Vsakovací zařízení srážkových vod* pro výše uvedené typy staveb. Při těchto příležitostech se jeho role prolíná s požadavky legislativy na posuzování vlivu vsakování srážkových nebo vypouštění odpadních vod na jakost vod podzemních. Taková setkání pak mohou generovat nové výzvy při hledání optimálních postupů, jak požadované hydrogeologické posouzení či průzkum vyprojektovat, realizovat a především reprezentativně vyhodnotit.

2. KAM UMÍSTIT STUDNU?

V minulosti, a to nepříliš vzdálené, bývalo prvním krokem při zřizování studny vyhledání „pramene“, které obstarával svými vědecky nepostihnutelnými schopnostmi obdařený proutkař. V jeho rukou oživlá ratolest či kovová pružina ukázala neomylně na místo, kde se nachází v podzemí pramen vody. Ať již byla jeho prognóza z hlediska předpokládané hloubky a množství podzemní vody více či méně úspěšná, rozhodně by nedokázala postihnout všechna úskalí současných právních předpisů, která souvisí s umístěním studny.

Vyhláška č. 501/2006 Sb. o obecných požadavcích na využívání území stanoví v *§ 24a* povinnost umístit studnu do prostředí, které není zdrojem možného znečištění ani ohrožení jakosti vody ve studni. Potenciální zdroje (např. žumpy, malé čistírny, kanalizační přípojky, nádrže tekutých paliv, chlévy, hnojiště a také veřejné pozemní komunikace) mají stanovenou svoji bezpečnou vzdálenost, která se liší pro různá prostředí. A zde nastává pro komunálního hydrogeologa první problém. Na základě jakých dat relevantně rozhodnout, zda se jedná o prostředí p r o s t u p n é nebo málo prostupné? V učebnicích hydrogeologie se totiž bez výjimky vždy píše o p r o p u s t n o s t i prostředí. Může se jednat o špatný přepis slova propustné, takzvanou přesmyčku, vytvořenou pro pobavení v nějakém sněmovním podvýboru pro přípravu znění zákonů. Stejně lidé čtou jen první a poslední písmena a zbytek slova si domýšlí, řekli si možná bezstarostně zákonodárci. Nehledě na příčinu této záměny zůstává na hydrogeologovi úkol rozhodnout, kam umístit studnu a v některých případech, kdy není pozemek příliš velký, zda lze vůbec studnu na pozemek umístit. Pomoci mu musí jeho zkušeností podložený, ale přesto čistě subjektivní názor.

Druhou podmínkou správného umístění studny, samozřejmě kromě zastižení dostatečně vydatného oběhu podzemní vody, lidově zvaného „pramen“, je zajistit, aby nově vznikající studna neohrozila některý ze stávajících jímacích objektů v jejím okolí a nebylo nutné použít *§ 29 vodního zákona,* který stanoví povinnost nahradit poškozenému takovou újmu.

Tento požadavek ze strany majitelů okolních studní je vyjádřen prostřednictvím souhlasu s vodoprávním rozhodnutím v případě realizace studny a v současnosti je zakotven také ve stanovisku příslušného úřadu k realizaci geologického průzkumného vrtu. Ke krátkodobému a vratnému ovlivnění okolních objektů může dojít i při provádění vrtných prací, ale rozhodující je vždy až odběr podzemní vody. Pokud by chtěl hydrogeolog získat reprezentativní data k vyřčení soudu ovlivní/neovlivní, musel by provézt dostatečně dlouhou čerpací zkoušku a sledovat její vliv na potenciálně ohroženém jímacím objektu v sousedství. Pokud je ale sledovaný jímací objekt využíván, nepřinese jeho sledování žádné smysluplné údaje. Posouzení vlivu se tedy provádí na základě výpočtu hypotetického depresního kužele, jehož tvar i rozměry jsou v případě puklinového prostředí u hlubších vrtaných studní spíše zkušeností podpořeným věštěním.

Když se hydrogeologovi podaří umístit na pozemek novou studnu a prokázat, že tato neovlivní sousední parcely s jímacími zdroji, a přesvědčí o tom i vodoprávní úřad, přichází na řadu druhý úkol. Kam s odpadní vodou, která vznikne požíváním jímané podzemní vody při provozu RD a není „po ruce“ kanalizace?

3. A CO S VODOU Z DČOV?

Kam s ní? S přečištěnou odpadní vodou, která pochopitelně nedosahuje kvalitativních parametrů vody pitné ani srážkové, ale při správné funkci čistícího prvku plní v hodnotách zbytkového znečištění ($CHSK_{Mn}$, BSK_5, $N\text{-}NH_4$ a NL) limity stanovené *v Nařízení vlády 57/2016 Sb*. K čištění odpadní vody může být v souladu s *ČSN CEN/TR 12566 – Malé čistírny odpadních vod do 50 ekvivalentních obyvatel* využito jak domovní čističky odpadních vod (DČOV), tak i vícekomorového septiku, který sice není na mnoha vodoprávních úřadech příliš oblíbený, ale v případě nerovnoměrného nátoku odpadní vody (rekreační objekty) je variantou bezpochyby vhodnější než DČOV, samozřejmě doplněný dalším stupněm čištění formou pískového nebo zemního filtru.

Pokud není v blízkosti DČOV recipient, je nutné vyčištěnou odpadní vodu zasakovat, případně rozstřikovat. K tomu je nutné získat povolení k nakládání s vodami, které musí být doplněno vyjádřením osoby s odbornou způsobilostí, naším komunálním hydrogeologem. Úkolem takového vyjádření je prokázat, podobně jako u studny, že provoz DČOV či septiku neohrozí kvalitativně ani kvantitativně podzemní vodu využívanou na okolních parcelách.

Zasakování přečištěné vody se provádí v souladu s *Metodickým pokynem odboru ochrany vod Ministerstva životního prostředí k vypouštění odpadních vod do vod podzemních*, ve kterém se objevuje dále diskutovaný metrový odstup od hladiny podzemní vody. Hydrogeologický průzkum (*Vyjádření osoby s odbornou způsobilostí v oboru hydrogeologie dle zákona 254/2001 Sb.*), který pro povolení likvidace přečištěné odpadní vody vyžaduje úřad, využívá stejné pracovní postupy jako geologický průzkum pro vsakování prováděný dle *ČSN 75 9010 Vsakovací zařízení srážkových vod*.

Základním předpokladem pro úspěšné vsakování jakékoliv vody je dostatečně propustné horninové prostředí. *Metodický pokyn* při hodnocení tohoto parametru pracuje s koeficientem hydraulické vodivosti saturované zóny, nikoliv s koeficientem vsaku, definovaným v *ČSN 75 9010* pro srážkové vody. Když pomineme relevanci propustnosti saturované zóny při posuzování vsakovací schopnosti nezvodnělé zóny, zůstává problém s minimálně metrovou „čistící“ vrstvou nad hladinou podzemní vody, kterou Metodický pokyn bez výjimky vyžaduje. Při striktním dodržení takového požadavku je tudíž v lokalitách s mělko položenou hladinou využití DČOV (septiku) prakticky vyloučené, a to i v případech, kdy se v okolí nenacházejí jímací objekty podzemní vody, eventuálně tyto nejsou využívány k pitným účelům.

Řešením pak bývá využití rozstřiku přečištěné odpadní vody na speciálně vymezenou část pozemku, kde ovšem stále platí metrová odstupová vzdálenost od podzemní vody (sic!), takže v lokalitách s opravdu mělko položenou hladinou pak zbývají jen krkolomná projekční řešení vsakující přečištěnou odpadní vodu do uměle vytvořených násypů nad terénem. Z uvedeného vyplývá, že *Metodickému pokynu MŽP* by slušela určitá revize, případně větší propojení s *ČSN 759010*, například formou odkazu. Oba předpisy se totiž týkají jedné vody, která ač ne dokonale čistá, měla by při dodržení hygienických parametrů v maximální míře zůstávat v krajině.

4. GEOLOGICKÝ PRŮZKUM PRO VSAKOVÁNÍ

Pojem geologický průzkum pro vsakování se od svého vzniku v roce 2012 stal běžnou součástí inženýrskogeologických průzkumů a jeho výstupy, především stanovení koeficientu vsaku a úrovně hladiny podzemní vody v místě, kde je projektováno vsakování, požadují jak projektanti, tak příslušné úřady. Doba, kdy využití vsakování při projektování hospodaření se srážkovou vodu bylo možné považovat za osvícenost je již minulostí, a tak jsou při rozhodování o vhodnosti takového řešení důležité objektivní argumenty.

Není účelem tohoto článku popisovat etapy průzkumných prací ani postupy, které pro jejich dosažení norma doporučuje (Obr. 1). Zastavme se ale u důležité kapitoly *ČSN 759010*, totiž u Kapitoly 6: Technické principy návrhu (zde míněno vsakovacího zařízení). V bodě 6.1.7. se skrývá asi největší záludnost popisované normy z pohledu hydrogeologa, která zní: „Úroveň základové spáry vsakovacího zařízení by měla být alespoň 1 m nad maximální hladinou podzemní vody“. První, kdo v souvislosti se vsakováním přišel s hodnotou 1 m, byl pravděpodobně *Metodický pokyn ČAH č. 1/2008*, kde se říká: „odpadní vody z rodinných domů a staveb k individuální rekreaci nelze zasakovat do půdních vrstev, pokud je hladina podzemní vody natolik vysoká, že nelze splnit podmínku, aby zasakovací prvek ležel minimálně 1 m nad nejvyšší hladinou podzemní vody“.

Odtud se jednometrová podmínka propsala do myslí některých autorů *ČSN 75 9010* a následně také do již zmiňovaného *Metodického pokynu odboru ochrany vod Ministerstva životního prostředí k vypouštění odpadních vod do vod podzemních*.

A jak už bývá zvykem, mnohokrát opakované se stane pravdou či zákonem, aniž by mělo jakoukoli logickou oporu. V jednoduchosti je síla, řekl by možná někdo, ale když se k odstupové vzdálenosti vsakovacího objektu od hladiny podzemní vody přidá ještě pojem maximální hladina podzemní vody, stává se tato podmínka při striktním výkladu na lokalitách s mělce položenou hladinou podzemní vody naprosto nesplnitelná. Maximální hladina je sice normou popsána jako kvalifikovaný odhad, protože málokdy se na zkoumané lokalitě dají dohledat reprezentativní historické informace o hladině podzemní vody, tudíž její stanovení

Obr. 1. *Realizace vsakovací zkoušky dle ČSN 75 9010*

plně závisí na zpracovateli posudku, ale mnohdy ani to nestačí, protože aktuálně změřená hladina nemusí požadovaný metrový odstup splňovat. Zmíněná Kapitola 6.1.7 tady naštěstí nabízí zpracovateli posudku velkorysé řešení, totiž ve výjimečných případech, v souladu se závěry geologického průzkumu, umožňuje vzdálenost 1 m mezi základovou spárou vsakovacího objektu a hladinou podzemní vody zmenšit.

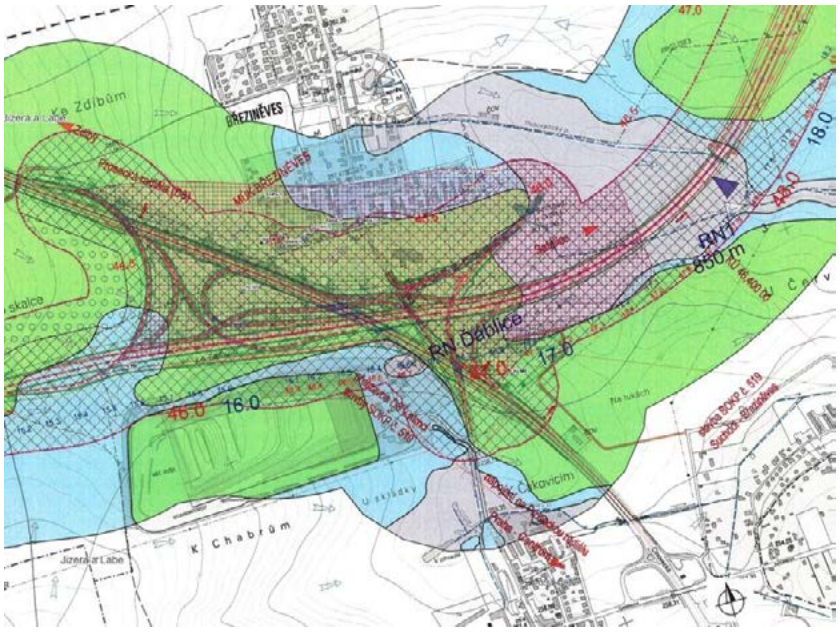
Tato benevolentní cesta teoreticky otvírá možnost vsakovat téměř do podzemní vody, což ale rozhodně není řešení ve smyslu ochrany podzemních vod. K odstranění této nejistoty se nabízí řešení spočívající v revizi *ČSN 759010*, která by definovala možnost upravit metrový distanc na základě zrnitostního složení podloží vsakovacího objektu v duchu Přílohy E, kde je horninové prostředí zatříděno dle zrnitosti do skupin V.1 až V.3 podle jejich propustnosti. Jednak by to bylo logické, protože v dobře propustném prostředí (V.1) se vsakovaná voda příliš dlouho nezdrží a tudíž čistící schopnost „ochranné vrstvy" je omezená a naopak, jednak by to dodalo zpracovateli posudku argumenty při obhajobě úpravy metrové vzdálenosti, která svoji přímočarostí bývá pro příslušné úřady velmi atraktivní.

5. MAPOVÁNÍ VSAKU ANEB VSAKOVACÍ MAPY

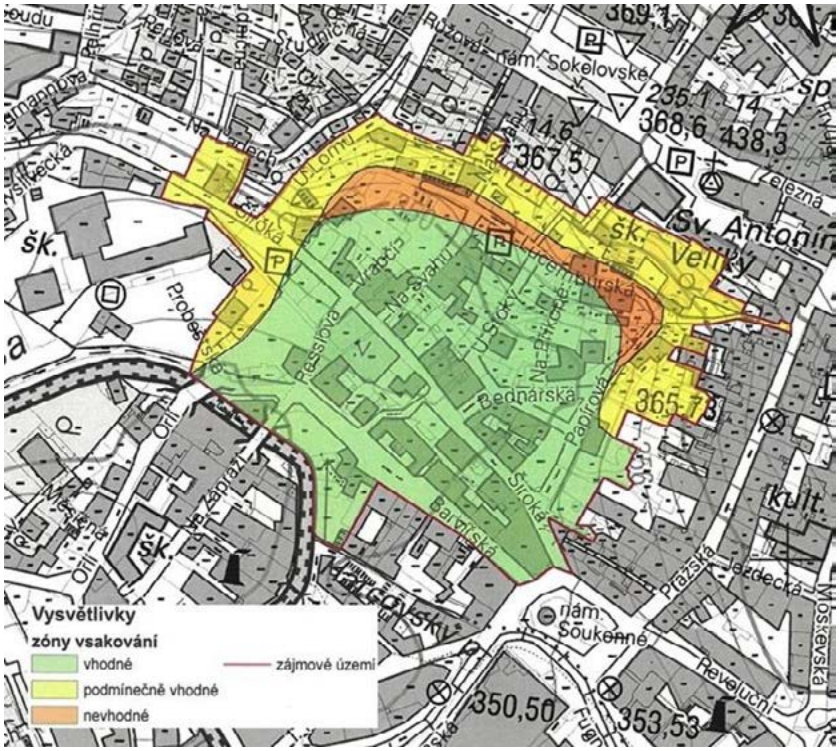
Při plánování realizace přírodě blízkého hospodaření se srážkovými vodami v regionálním měřítku se staly oblíbeným pomocníkem mapy vsakovacích poměrů, které na základě kombinace několika parametrů hodnotí využitelnost pozemků pro vsakování. Jejich smyslem je pomoci při návrhu koncepčních řešení vodohospodářské infrastruktury (JK ENVI), případně ohodnotit území z hlediska schopnosti horninového prostředí infiltrovat srážkové vody do oběhu vod podzemních (Datel, 2021). Užitek takových mapových listů se může projevit při strategickém rozhodování, ale vzhledem k tomu, že čert se ukrývá jako obyčejně v detailu, při skutečném projektování vsakovacích objektů pro standardní stavby obytné či průmyslové infrastruktury je třeba se spolehnout na informace získané z geologického průzkumu pro vsakování, provedeném na předmětné lokalitě. Jak ale v dostatečném detailu zhodnotit vsakovací poměry u staveb liniových? Nebo plošné vsakovací poměry obcí, řešících decentralizovanou likvidaci přečištěných odpadních vod? Případně realizace plošně rozsáhlé revitalizace vodohospodářské infrastruktury s využitím prvků přírodě blízkého hospodaření se srážkovou vodou v intravilánu města?

Zde mohou pomoci speciální účelové vsakovací mapy, jejichž důležitým parametrem, kromě propustnosti a úrovně hladiny podzemní vody, je hledisko ochrany kolektoru podzemní vody. Jedná se například o prakticky neřešitelný problém zimní údržby komunikací. Obsahy chloridů ve studnách v okolí solí ošetřovaných komunikací dosahují po zimní sezóně i bez přímého zasakování srážkové vody z komunikací stovky miligramů. Řešení vsaku v okolí nově budovaných komunikací vyžaduje jednak správné nastavení provozu a údržby retenčních zařízení, jednak citlivé umístění případných vsakovacích objektů vůči stávajícím jímacím zdrojům. A dobře poslouží právě mapy vsakovacích poměrů pokrývající reprezentativní pás okolí komunikace (Obr. 2).

Také v případě vsakování přečištěných odpadních vod je nutné posoudit dostatečnou vzdálenost místa vsaku od okolních studní, s přihlédnutím k dostatečnému zdržení podzemní vody v kolektoru, které zajistí dodatečné odbourání zbytkového organického znečištění, což je možné v příslušné mapě vyjádřit plochami, kde se vsakování nedoporučuje. Třetím typem



Obr. 2. *Příklad mapy vsakovací poměrů podél liniové stavby*



Obr. 3. *Příklad mapy vsakovací poměrů v intravilánu obce*

vsakovacích map jsou plochy revitalizace vodohospodářské infrastruktury v intravilánu měst, kde mapa vsakovacích poměrů postihuje především kvantitativní hledisko (Obr. 3).

Na závěr této kapitoly ještě pohled do zahraničí. Z potenciálně škodlivých látek ve vsakované vodě jsme zatím jmenovali chloridy ze zimní údržby a zbytkové organické znečištění v přečištěné odpadní vodě. Ale ani srážková voda dopadající na střechy stavebních objektů a omývající jejich klempířskou výbavu není bez rizika. Zvýšené bývají především koncentrace

Cu, Zn a v případě zpevněných ploch pro dopravu i Pb. Například příslušné švýcarské předpisy (VSA) stanoví podmínky, které musí splňovat filtrační materiály využívané k přečištění srážkových vod využívaných ke vsakování. Jedná se o maximální koncentrace Cu a Zn a dvou vybraných herbicidů (Diuron a Mecoprop-P), které nesmějí být při testech v zadaných průtokových parametrech překročeny. Těmito filtračními materiály pak musí být vybavena všechna vsakovací zařízení. Obdobný trend je i v Rakousku s SRN.

6. ZÁVĚR

V předchozích kapitolách jsme se věnovali dvěma základním ukazatelům, které formulují parametry přírodního prostředí limitující aplikaci vsakování v procesu hospodaření s vodou. Propustnost horninového prostředí a úroveň hladiny podzemní vody, jejichž stanovení je základním cílem geologického průzkumu pro vsakování. Neopominutelnou součástí jeho závěrů je i posouzení vsakování z hlediska ochrany kolektoru podzemní vody. Desetiletá praxe aplikace pravidel *ČSN 759010* při geologickém průzkumu ukázala, že problematika vsakování jako nástroje hospodaření s vodou se dotýká i hospodaření s přečištěnou odpadní vodou a úkoly geologického průzkumu se zde prolínají.

Obecně je přístup k ochraně podzemní vody bezpochyby relativní a odráží jak společenskou úroveň, tak i „vzácnost“ vody v dané lokalitě. V Izraeli, kde bez problémů používají přečištěnou odpadní vodu na zalévání, by asi nad našimi podmínkami pro rozstřik kroutili hlavou. Naše přísné předpisy v oblasti vsakování srážkových vod (metrová odstupová vzdálenost od hladiny podzemní vody) bychom mohli přirovnat k hypotetické povinnosti provádět pod základem každé budovy minimálně čtyři metry dlouhé piloty. Přestože byly tyto předpisy primárně vytvořeny v dobré víře chránit životní prostředí, jejich striktní vyžadování, například v obcích bez kanalizace a ČOV, dává těmto bohulibým plánům opačné znaménko.

Je nabíledni, že žádná norma nedokáže postihnout rozmanitost přírodního prostředí v celé šíři, obzvláště prostředí ukrytého pod zemí. Každý i dobře míněný a připravený prováděcí legislativní předpis nebo technická norma mohou časem, pod tíhou získaných zkušeností i nově nabytých znalostí, dospět do fáze potřebné inovace. Přestože bývá takový proces nesnadný a zdlouhavý, bylo by žádoucí jej přinejmenším zahájit než trpělivě čekat, jestli se podmínky, znalosti, případně jiné objektivní příčiny zase nezmění.

V Česku byl nedávno zahájen proces revize *TP 153 Zpevněná travnatá parkoviště*, kde by se mělo prosadit posuzování vsakovacích poměrů právě dle *ČSN 759010*. V této souvislosti by při uvážení zmiňované problematiky liniových staveb stála za úvahu i obdobná revize *TP 76 Geotechnický průzkum pro pozemní komunikace*. Revizi by si zasloužily i další předpisy v oblasti hospodaření s vodami, ať už sama *ČSN 759010* nebo *Metodický pokyn odboru ochrany vod Ministerstva životního prostředí k vypouštění odpadních vod do vod podzemních.*

PODĚKOVÁNÍ

Autor děkuje ing. Richardu Kukovi za přínosné připomínky a inovativní přístup k tvorbě a využití vsakovacích map při projektování Městského okruhu.

SEZNAM LITERATURY

ČSN 759010 *Vsakovací zařízení srážkových vod*.

ČSN CEN/TR 12566 *Malé čistírny odpadních vod do 50 ekvivalentních obyvatel.*

Datel J. V. a kol. (2021). Tvorba podzemní vody v okrajových částech Prahy, *VTEI*, 2021/2, str. 8-14.

JK ENVI, s.r.o. *Mapa Kategorizace území z hlediska vsakování.*

Metodický pokyn ČAH č. 1/2008 Vyjádření osoby s odbornou způsobilostí k zasakování odpadních vod do půdních vrstev.

Metodický pokyn odboru ochrany vod Ministerstva životního prostředí k vypouštění odpadních vod do vod podzemních (k nařízení vlády č. 416/2010 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění odpadních vod a náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod podzemních).

Nařízení vlády 57/2016 Sb. ze dne 3. února 2016 o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění odpadních vod a náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod podzemních.

Rodriguez R. F. a kol. (2022). Infiltrace srážek do podzemních vod v urbanizovaném území na příkladu severního okraje Prahy, *Vodní hospodářství* 4/2022, str. 4-7.

TP 76 *Geotechnický průzkum pro pozemní komunikace*.

TP 153 *Zpevněná travnatá parkoviště*.

VSA (Verban Schweizer Abwasser und Gewässerschutz fachleute). *Vsa-leistungsprüfung Für Behandlungsanlagen Merkblatt, Leistungsprüfung Für Adsorbermaterialien Und Dezentrale Technische Anlagen Zur Behandlung Von Niederschlagswasser*.

OBSAH

Rok na koreňovej čistiarni odpadových vôd

Lukáč T.[1]*, Karlovská I.[1], Imreová Z.[1], Bajnok A.[1], Pankúch I.[2], Barok A. [2], Drtil M.[1]
[1]Slovenská technická univerzita, Oddelenie environmentálneho inžinierstva, Radlinského 9, 811 07 Bratislava
[2]Rekreačné zariadenie Prameň Detská Misia
**autor pro korespondenci, email: tomas.lukac@stuba.sk*

ABSTRAKT
Príspevok sa zaoberá dlhodobým monitoringom koreňovej ČOV, ktoré sú jedným z použiteľných riešení pre malé zdroje znečistenia. Čistenie odpadových vôd v malých obciach bude najbližšie roky jednou z hlavných aktivit v ochrane vôd v SR a „jednoduché“ technológie by mali byť uprednostňované. Kvôli nižšej informovanosti a občasným rozporuplným referenciám o týchto ČOV bol vykonaný tento monitoring (výsledky za 3 roky, z toho 1 rok detailný monitoring). Pozornosť sa venovala kvalite vody, aktivite a množstvu biomasy vo filtroch ČOV, vplyvu klimatických podmienok a zmien v zaťaženiach.

KĽÚČOVÉ SLOVÁ
Aktivita a množstvo kalu; horizontálny filter; klimatické podmienky; koreňová čistiareň odpadových vôd; odstraňovanie organického znečistenia a nitrifikácia; rastliny; vertikálny filter

1. ÚVOD

SR je krajinou s vysokým počtom malých obcí, špecifických charakterom zástavby, terénom a režimom života obyvateľov. Celkový počet obcí v SR je 2927 obcí, pričom až 77 % tvoria práve malé obce (pod 2000 EO). Napojenosť týchto obcí na verejnú kanalizáciu je na úrovni 29% (Miháliková, 2022). Pre porovnanie, v ČR je pripojenosť v sídlach do 2000 EO na úrovni 66% a v Maďarsku 45% (Istenič a kol., 2023). Hlavnou príčinou nízkej napojenosti je nedostatok financií, klesajúci počet obyvateľov a rozptýlenosť zástavby v týchto obciach. SR sa zaviazala zabezpečiť biologické čistenie odpadových vôd (OV) do roku 2015 v aglomeráciách nad 2000 EO, ale ani v tejto kategórii nie je čistenie na požadovanej úrovni. Celkový podiel obyvateľstva bez napojenia na ČOV je ešte stále len 70 %, pričom väčšina z týchto obyvateľov býva v malých obciach. V súčasnosti je v SR ca. 1600 obcí do 2000 EO bez vybudovanej kanalizačnej siete (Miháliková, 2022). Je zrejmé, že ČOV v malých obciach boli doteraz na okraji záujmu. Situácia sa ale mení, veľké ČOV sú úspešne vyriešené a tak pozornosť bude logicky najbližšie roky venovaná malým ČOV. Prispeje k tomu aj uvažovaná revízia Smernice 271/91/EHS, ktorá zaviaže štáty EU biologicky čistiť OV v aglomeráciách už od 1000 EO (predbežne do konca 2030). Ale aj v najmenších obciach do 1000 EO bude rásť záujem o odkanalizovanie a čistenie OV (minimálne to zvyšuje „životný štandard“). Je zrejmé, že v malých ČOV bude potrebné sa zamerať aj na “jednoduché“ a prevádzkovo menej nákladné technológie. Zhrnutie legislatívy v SR podľa Nar.vlády 269/2010 a jeho úpravy z roku 2022 je v tab.1 (z ktorej vyplýva aj to, že v SR môže nastať aj paradoxná situácia, keď v menších ČOV budú prísnejšie požiadavky na úroveň čistenia ako vo väčších ČOV). Ale to hlavné z tab. 1 je, že napriek relatívnej (a niekde aj zbytočnej) prísnosti je tu priestor pre aplikáciu „jednoduchých“ technológií na malých ČOV (napr. pri vhodnom recipiente stačí odstraňovanie organického znečistenia; nitrifikácia je už navyše, ale tiež ju vieme dosiahnuť v takýchto ČOV).

2. MATERIÁL A METÓDY

Možnosti pre malé zdroje odpadových vôd

Pre dosiahnutie kvality vyčistenej vody podľa tab. 1 sú odporúčané tzv. intenzívne aj extenzívne technológie (Bodík a kol., 2017). Z intenzívnych technológií sa v SR využívajú najmä aktivácia s dosadzovacou nádržou; výrazne menej sú zastúpené ďalšie technológie ako je aktivácia so semikontinálnym odtokom resp. aj prítokom (SBR reaktory), aktivácia s membránovou separáciou, biofilmové reaktory (skrápané biologické kolóny a rotačné biodisky), reaktory s anaeróbnou biomasou boli tiež postavené v niektorých lokalitách (Drtil, 2013). V posledných rokoch sa presadzuje aj aktivácia s granulovanou aeróbnou biomasou (Kratochvíl, 2022). V ČOV bez biologického čistenia sa nedá garantovať kvalita podľa tab. 1.

Extenzívne procesy v porovnaní s intenzívnmi procesmi čistenia vyžadujú síce väčšie objemy reaktorov, ale majú nižšie prevádzkové náklady, najmä nízku spotrebu energie. Ich účinnosť závisí aj od klimatických podmienok v danej oblasti. Podstatou čistenia sú biologické procesy a preto je nimi možné dosiahnuť požiadavky podľa tab. 1. V prehľade podľa (Cross a kol., 2021) sa odporúčajú technológie ako napr. prevzdušňované jazerá, pôdne filtre, stabilizačné nádrže, trstinové polia, umelé mokrade. Ale najčastejšie využívané sú tzv. koreňové čistiarne (KČOV) (constructed wetlands - CW) s horizontálnym alebo vertikálnym filtrom (HF, VF), resp. ich kombinácia. Pri tomto type čistenia musí byť zaradený stupeň mechanického predčistenia (napr. viackomorový septik alebo štrbinové nádrže). Zachytený primárny kal sa musí upraviť v kalovom objeme studenou anaeróbnou stabilizáciou (prebytočný kal sa vzhľadom na pomalé extenzívne biologické procesy neodoberá). Na odvodnenie sa využívajú napr. kalové polia (s odporúčaným odberom 1-2x ročne) alebo odvoz tekutého kalu do väčšej ČOV. V hlavnom čistiacom poli, kde prebiehajú biologické procesy, môžu byť v závislosti od počtu EO a charakteru OV inštalované podľa smeru pretekania HF, VF alebo ich sériové zapojenie. Možnosť pretekania OV je podpovrchová, resp. povrchová. Na povrchu filtrov sú vysadené

Tab. 1. *Požadovaná kvalita vyčistenej vody v SR pre ČOV do 2000 obyvateľov; hodnoty sú v mg/l (p – 2 hod zlievaná vzorka, m – bodová vzorka). Pre vybrané ukazovatele platia aj „účinnostné" limity. Koncentrácie môžu byť prísnejšie, ak to vyžaduje veľkosť a kvalita recipientu podľa imisného princípu*

	CHSK	BSK_5	NL	N_{amon}	N_{celk}	P_{celk}
Povrch.vody; ČOV do 50 EO						
Kategória I	-	70^{m}	-	-	-	-
Kategória II	-	50^{m}	50^{m}	30^{m}	-	-
Kategória III	150^{m}	40^{m}	40^{m}	20^{m}	40^{m}	
Kategória III P+ D+	150^{m}	40^{m}	40^{m}	20^{m}	40^{m}	4^{m}
Podzem.vody; ČOV do 50 EO						
Kategória I	-	40^{m}	-	-	-	-
Kategória II	-	40^{m}	40^{m}	20^{m}	-	-
Kategória III	125^{m}	40^{m}	40^{m}	15^{m}	25^{m}	-
Kategória III P+ D+	125^{m}	40^{m}	40^{m}	15^{m}	25^{m}	4^{m}
Povrch.vody; ČOV 51-2000 EO	135^{p}; 170^{m}	30^{p}; 60^{m}	30^{p}; 60^{m}	-	-	-

D+ ČOV zahrňuje aj hygienizáciu vody; slovenské „BAT" hodnoty (dosiahnuteľné hodnoty pri použití dostupných technológií) do 2000 EO uvádzajú CHSK=$90^{p}/140^{m}$; BSK_5=$22^{p}/25^{m}$; NL=$25^{p}/40^{m}$; N_{amon}=$15^{p}/40^{m}$(Z1=$30^{p}/40^{m}$)

rastliny, ktoré prispievajú k difúzii O_2 do filtračného lôžka. Takisto čiastočne využívajú nutrienty z OV. Využívajú sa rastliny vhodné pre dané prostredie, najmä trstina obyčajná, kosatec žltý, pálka širokolistá alebo rákos obecný (Bodík a kol., 2017; Vymazal, 2010).

Koreňové čistiarne odpadových vôd (KČOV)

V tejto práci sme sa venovali intenzívnemu monitoringu KČOV pri rekreačnom zariadení. V SR začína byť práve v takýchto typoch prevádzok realizácia KČOV diskutovaná a podporovaná. Ako každá technológia, tak aj KČOV poskytuje výhody aj nevýhody. Medzi hlavné výhody patrí jednoduchosť technológie a ekonomické hľadisko, kde sú v porovnaní s inými ČOV nižšie prevádzkové náklady (Bodík a kol., 2017; Bodáczová, 2020). KČOV má minimálnu / zanedbateľnú spotrebu elektrickej energie a okrem údržby mechanického predčistenia a filtračných polí (najmä pred začiatkom zimy) nevyžaduje ďalšiu obsluhu (Rozkošný a kol. 2014). Zároveň KČOV pôsobí esteticky, podporuje biodiverzitu a zlepšuje klimatické podmienky v danom prostredí. Požadovaná účinnosť čistenia sa dá relatívne rýchlo dosiahnuť aj bez inokulácie a je odolná voči krátkodobým aj dlhodobým zmenám v zaťažení (Vymazal, 2010; Rozkošný a kol., 2014). Napriek tomu sú KČOV a ich výstavba nie vždy akceptované a uvedené výhody odborná verejnosť (v mnohých prípadoch aj oprávnene) rozporuje (Foller, 2010). Diskutovaná je najmä účinnosť KČOV voči klasickým aktivačným systémom a ochrana málovodnatých recipientov. V prospech KČOV nehrá ani prípadná kolmatácia zle navrhnutých filtračných lôžok, následné vyplavovanie znečistenia po povrchu spojené s nedostatočným čistením a zasakovaním nevyčistenej vody do okolitej pôdy. (Možné riešenia tohoto problému uvádza Kriška, 2020). Ak zahrnieme medzi produkovaný odpad aj výmenu časti kolmatovanej náplne telesa KČOV (na čo sa často v publikáciách „zabúda“), potom vyprodukované množstvo odpadu je porovnateľné s odpadom, ktorý vznikne v klasickej aktivačnej ČOV (Foller, 2010). Ďalším diskutovaným parametrom je náročnosť na plochu; odporúčaná hodnota je 3-5 m2/EO, pri vyšších T aj pod 2 m^2/EO (Bodík a kol., 2017). Cena za plochu tak môže zvýšiť investičné náklady nad úroveň ČOV s klasickou aktiváciou. Aj z týchto dôvodov sme zrealizovali dlhodobý podrobný monitoring KČOV, aby sme zistili, ako to je s dlhodou kvalitou vyčistenej vody (v sezóne a mimo sezóny, v lete a mrazivej zime, v suchu alebo počas dlhodobých zrážok a zasneženia ČOV), aké koncentrácie a množstvá kalu (suspendovaného a nárastového) sa nachádzajú v telese KČOV, aká je aktivita tohto kalu pri nízkych a vysokých teplotách, aké sú teploty a O_2 profily v kalovom lôžku počas roka atď. Aby sme vedeli objektívne posúdiť, akú technológiu sa v SR chystáme podporovať a čo od nej môžeme očakávať.

V SR evidujeme v súčasnosti 150 KČOV (Istenič a kol., 2023), pričom v roku 2015 ich bolo ca. 10. Ostatné formy prírodného čistenia nie sú potvrdené. Je potrebné dodať, že evidencia extenzívnych / prírodných spôsobov čistenia OV je zatiaľ len orientačná. V okolitých krajinách s podobnými klimatickými podmienkami je prax s KČOV odlišná. V Rakúsku je počet KČOV ca. 5600 (Langergraber a kol., 2018), pričom najväčšie zastúpenie majú KČOV s veľkosťou 5-10 EO (v posledných 20 rokoch tretina týchto ČOV sú KČOV). V ČR sa eviduje ca. 750 KČOV (pričom sú KČOV aj s kapacitou nad 1000 EO); v Slovinsku ca. 180 KČOV, v Poľsku ca. 8000 KČOV (Istenič a kol., 2023). V Európe je najväčšia KČOV podľa dostupných zdrojov v Moldavsku, má kapacitu 26 tisíc EO.

Popis monitorovanej KČOV

KČOV sa nachádza v rekreačnom stredisku, bola skolaudovaná v roku 2020 (stále ešte relatívne nová ČOV). Skladá sa z týchto častí: mechanické predčistenie – septik s lamelovým separátorom (24 m3; odber kalu z kalového priestoru septiku 2x ročne na kalové pole) + HF (objem 108 m^3, plocha 120 m^2, filtračný materiál je 120 t štrku s frakciou 4/8, hĺbka 0,9 m) + VF (objem 107 m^3, plocha 80 m^2, filtračný materiál je 130 t štrku a štrkopiesku s viacerými vrstvami, frakcie 0/4, 4/8 a 8/16, hĺbka 1,3 m). Voda z HF do VF preteká cez regulačnú šachtu, kde pulzný dávkovač dávkuje odpadovú vodu, ktorá je hviezdicovými rozdeľovačmi dávkovaná do filtračného poľa. Prítok do KČOV a prietok cez ňu je gravitačný, bez čerpania. Zaťaženie KČOV sa nárazovo mení, čo je charakteristické pre rekreačné zariadenia, kde sa aj použitie KČOV odporúča (Bodáczová, 2020). OV je typická splašková voda z malých zdrojov, tj. OV je relatívne koncentrovaná a obsahuje šedé aj žlté vody z toaliet, prania a varenia. Prítok neobsahuje dažďové vody, aj keď konštrukcia KČOV s relatívne veľkou plochou filtrov prispieva k nariedeniu odtoku dažďovými vodami, resp. roztopeným snehom. Voda je cez výpustný objekt vypúšťaná do povrchového toku (potok s Q_{355} = 27 l/s).

Kvalitu vyčistenej vody sme sledovali v 2 hod zlievaných a bodových vzorkách (bodové sú dostatočne reprezentatívne, už len v HF sú zdržné doby OV 6 – 33 dní). Koncentrácia a aktivita kalu sa stanovovala vo vzorkách odobratých z HF (začiatok HFZ a koniec HFK) aj VF. Snahou bolo zachytiť aj výkyvy počasia (intenzívne dažde, filtre zasypané snehom, mrazy a vysoké letné teploty). Vzorky (štrk s vodou a kalom) sa odoberali ca. 40–50 cm pod povrchom, zároveň sa merala teplota (T) a koncentrácia O_2 priamo v lôžku (zisťovali sme difúziu O_2 do vodnej fázy v lôžku z atmosféry a koreňového systému rastlín). Následne sme v laboratóriu stanovili koncentrácie a množstvo kalu a jeho aktivitu; pri 20°C a pri T, ktorá bola nameraná v lôžku v čase odberu. Koncentrácie suspendovaného kalu sa stanovila po vypratí kalu zo vzorky so štrkom, membránovej filtrácii a vysušení pri 105°C. Nárastový kal sa stanovil po zvážení mokrého, vysušeného a vyžíhaného kameňa z lôžka. Aktivita kalu bola stanovená respirometricky; sledovala sa rýchlosť spotreby O_2 vo vzorkách so štrkom a vodou s kalom z lôžka (zmes suspendovaného a nárastového kalu). Merala sa prevádzková a maximálna respiračná rýchlosť po pridaní exogénneho substrátu (CHSK = 100 mg/l; octan glukóza 1:1, N_{amon} = 20 mg/l, PO_4-P = 10 mg/l). Nitrifikácia nebola inhibovaná; chceli sme získať informáciu o celkovej aktivite biomasy v lôžku. V zime boli rastliny na HF a VF vykosené, v ostatnom období rástli na filtroch najskôr pôvodne vysadené vodné rastliny, ktoré ale po 2 rokoch už vystriedali a vytlačili náletové rastliny, najmä šalát kompasový (lactuca serriola), žihľava (urtica), ježatka (echinocloa). Druh rastlín sme „nechali na prírodu“. Analýzy boli vykonané podľa štandardných metód (spektrofotometria a gravimetria).

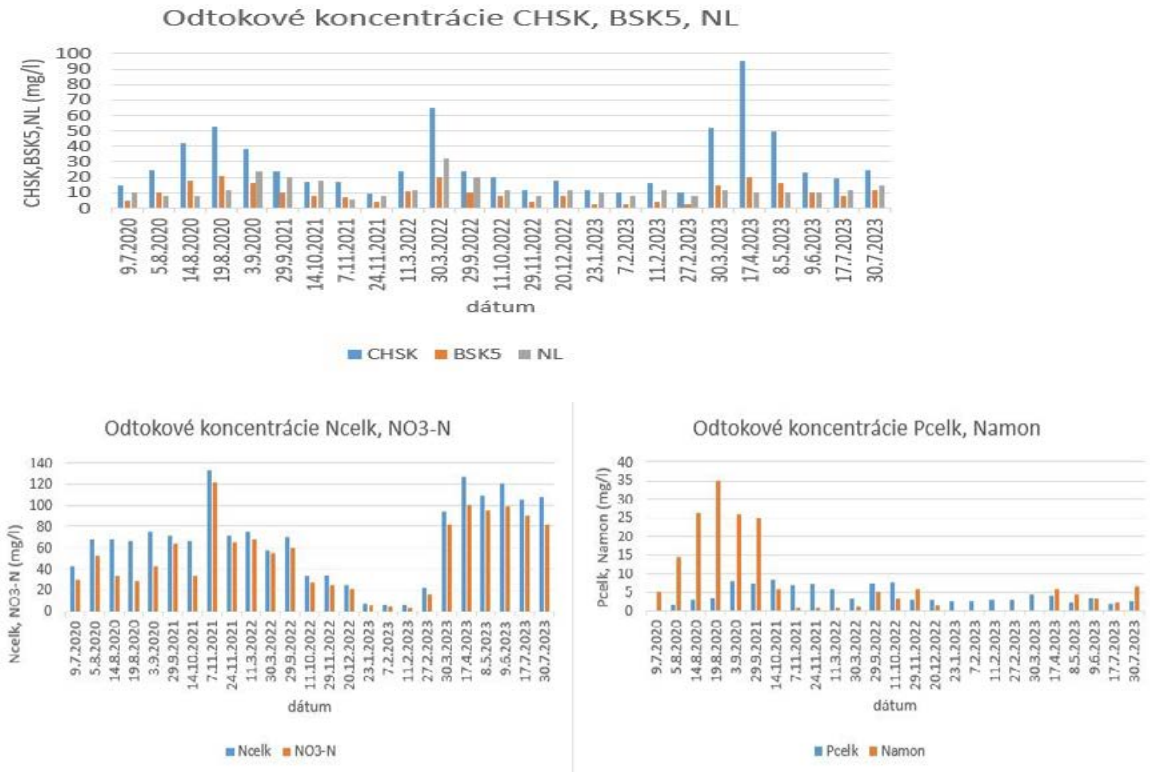
3. VÝSLEDKY A DISKUSIA

3-ročný dlhodobý monitoring sa realizoval priebežne (aj keď nepravidelne) od júla 2020 do júla 2023 (ale nepravidelnosť odberov nevplýva na reprezentačnosť výsledkov). Do septembra 2022 sa stanovala len kvalita vyčistenej OV, neskôr sa vyhodnocovali aj priemerné mesačné analýzy zaťaženia KČOV a stanovenia množstva a aktivity kalu v HF a VF. Z Obr. 1 vyplýva, že požadované limity (v Rozhodnutí sú CHSK = $130^p/160^m$ mg/l; BSK_5 = $30^p/60^m$ mg/l, NL = $30^p/60^m$ mg/l; až na m hodnotu CHSK rovnaké ako v tab. 1) boli vždy s rezervou dodržané (25 vzoriek; BSK_5 stále do 20 mg/l, CHSK až na 1 vzorku do 70 mg/l); namerané počas maximálneho

aj minimálneho zaťaženia, počas leta a sucha, dhodobých dažďov, pod snehom či počas mrazov. Pozitívom bolo aj to, že ČOV nitrifikovala (po 3 mesiacoch od spustenia už boli N_{amon} v odtoku len v jednotkách mg/l). V zime 2022/23, keď bol počet napojených obyvateľov minimálny a zdržná doba OV v HF bola viac ako 30 dní, začala prebiehať aj denitrifikácia (pokles N_{celk} v zime; pravdepodobne k denitrifikácii a poklesu N_{celk} prispeli aj organické látky z rozkladajúcich sa rastlín). V každej vzorke bolo neutrálne pH (6,8 – 7,5). NO2-N (do koncentrácie max. 5 mg/l) sa namerali len v lete, keď T vody v lôžku stúpla nad 20°C. Výbornú kvalitu vyčistenej vody, nezávisle od zaťažení KČOV vyjadrených ukazovateľom počet EO/m^2 potvrdzuje aj Obr. 2.

Zaťaženia KČOV (Obr. 3) sa významne menili v závislosti od sezóny, ale aj pri najvyššom zaťažení boli biologické procesy extenzívne. Potvrdzujú to najmä hodnoty B_v a B_x aj HRT. B_v boli ca. 10 až 100 x nižšie než B_v pre typickú nízkozaťaženú aktiváciu (0,2 kg/m^3.d). Hodnoty B_x boli ca. 25 až 100 x nižšie než B_x pre typickú nízkozaťaženú aktiváciu (0,05 kg/kg.d) (Drtil, 2013). Zdržná doba v HF vypočítaná z objemu lôžka a aktuálnej medzerovitosti (Obr. 4) bola 6 až 33 dní, čo logicky by malo stačiť na biologické vyčistenie OV, ak vyrastie potrebná biomasa. To, že biomasa spontánne rástla, potvrdzujú koncentrácie suspendovaného a nárastového kalu na Obr. 5. Celkové množstvo kalu v HF + VF rádovo 1100 až 1800 kg je až prekvapivo vysoké. Potrebné je ale doplniť, že nárastový kal je vyjadrený ako organická hmota (SŽ); suspendovaný kal je vyjadrený ako celkové NL, pričom SŽ bola len ca. 1/3 z kalu.

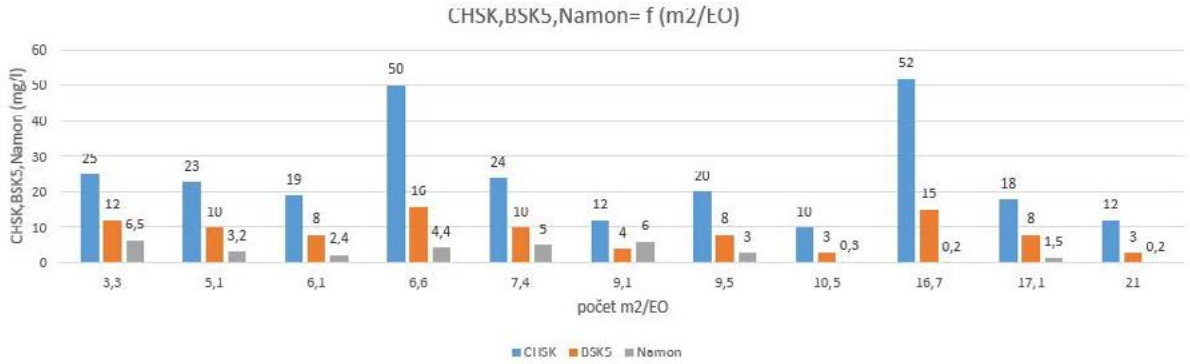
Medzerovitosť (Obr. 4) v kamennej náplni sa v profile HFK a VF významne nezmenila; v profile HFZ klesla za 7 mesiacov zo 40 % na júlových 25 – 29 %. Tento parameter je síce ovplyvnený spôsobom odberu (kamenná náplň je veľmi heterogénna vzorka), ale napriek tomu napovedá



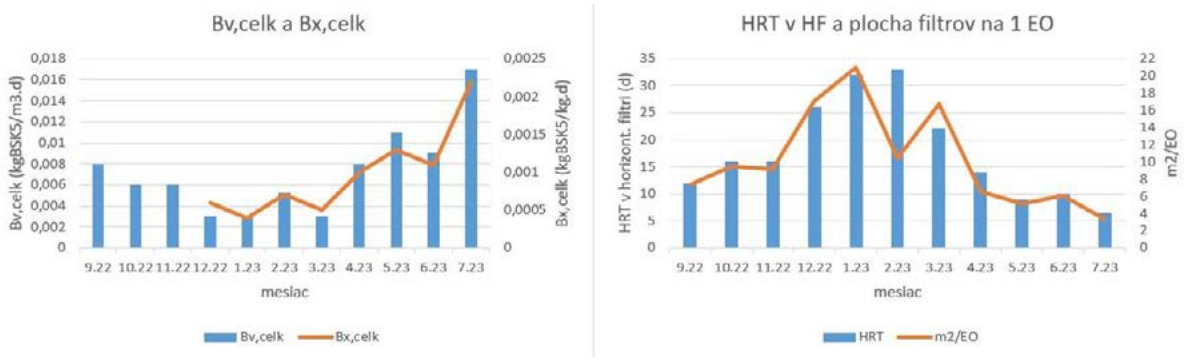
Obr. 1. *Odtokové koncentrácie vybraných ukazovateľov znečistenia z KČOV*

o prípadnom zanášaní lôžka. Tento parameter budeme podrobne sledovať aj v nasledovnom období, pričom v lete počas vysokých T v lôžku by mohlo dôjsť k rozkladu časti akumulovaného kalu a zvýšeniu medzerovitosti. T (Obr. 4) ukazujú, aké sú podmienky pre biologické procesy. Aj pri najväčších mrazoch na prelome I-II/2023, resp. pod zasneženým lôžkom vo II/2023 boliT v lôžku 3 a viac°C, nedochádzalo k zamŕzaniu ani na povrchu a ako vyplýva z Obr. 6 (grafy napravo), biomasa v kale respirovala aj pri týchto T. V súvislosti s T a aktivitou kalu je dôležitá aj informácia, že v lôžku sa vždy (v zime pod snehom aj v horúcom lete) nachádzal rozpustený O_2. V profile HFZ boli koncentrácie 0,3 – 0,6 mg/l, v HFK a VF 0,5 – 1,5 mg/l (anaeróbno – oxické resp. oxické podmienky potvrdzovala aj farba kalu; v HFZ bol kal čierny, v HFZ a VF hnedý, resp. sivohnedý).

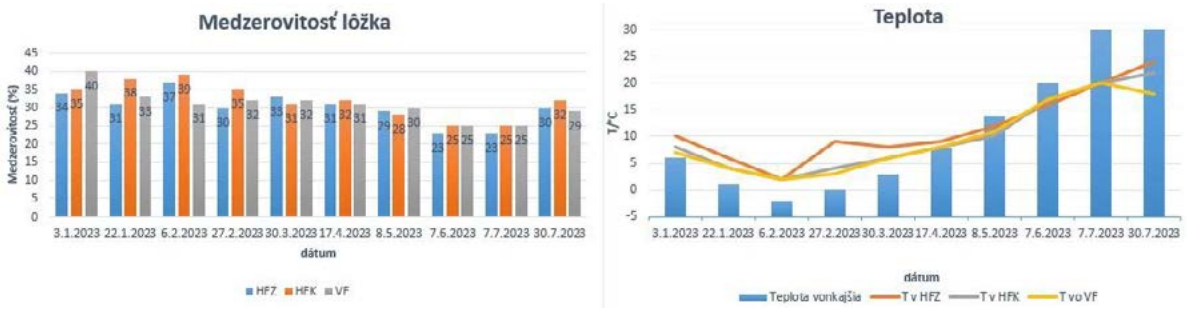
K respiračným rýchlostiam na Obr. 6 je možné doplniť: štandardné prevádzkové aj maximálne rýchlosti namerané s kalom z lôžka pri 20°C boli až na 1 vzorku v desatinách resp. jednotkách mg/g.h (g celkovej sušiny kalu, nie SŽ), čo sú sice hodnoty nižšie ako platia pre aktivovaný kal (prevádzkové rýchlosti v nízkozaťaženej aktiváci bývajú 10-50 mg/g.h a maximálne 20-100 mg/g.h; Bodík a kol., 2016), ale pri extenzívnom čistení postačovali na dosiahnutie kvalitného odtoku. Maximálne rýchlosti boli vždy vyššie ako prevádzkové, čo potvrdzuje rezervy v aktivite kalu (kal by bol schopný zoxidovať aj ďalší exogénny substrát z prítoku). Rozdiely boli vyššie v zime (mimo sezóny), čo potvrdzuje väčšie rezervy kalu počas obdobia s nižším zaťažením KČOV. Dôležitou informáciou sú respirometické rýchlosti namerané pri T, ktoré korešpondovali s aktuálnymi T v lôžku (Obr. 6, grafy vpravo). Aj pri minimálnych T kal



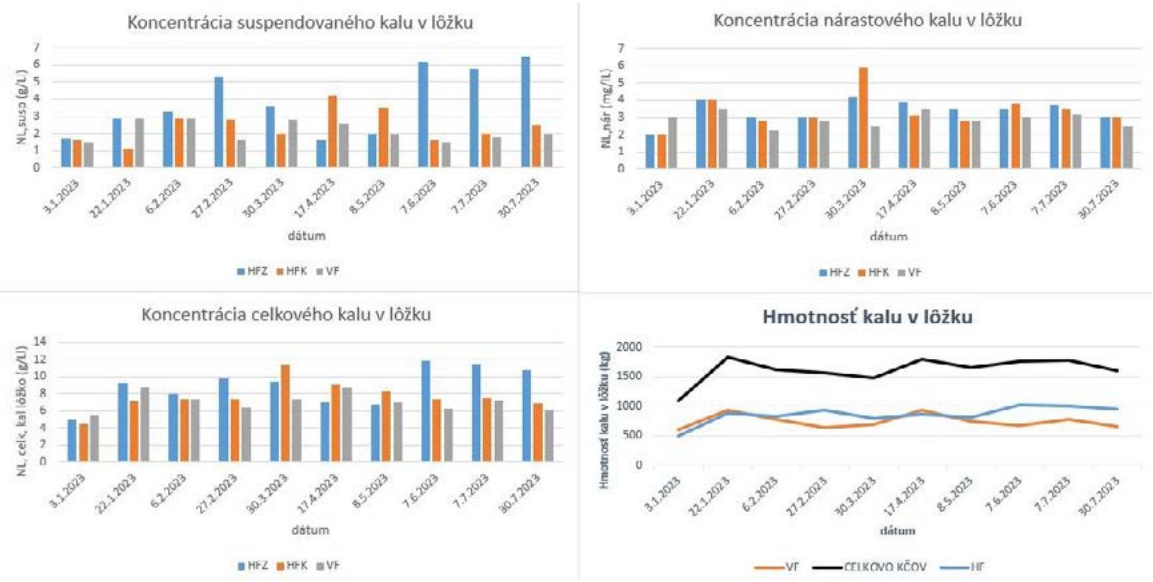
Obr. 2. *Kvalita vyčistenej vody (CHSK, BSK5 a Namon) v závislosti od zaťaženia KČOV vyjadreného v m2/EO*



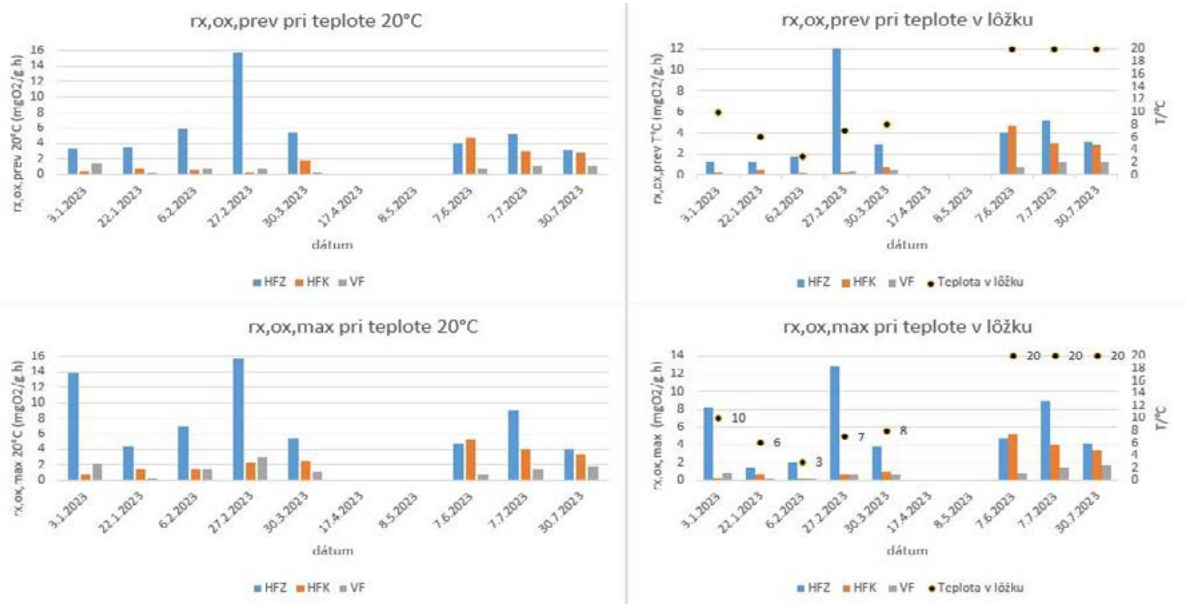
Obr. 3. *Objemové zaťaženia Bv, špecifické zaťaženia Bx, plocha m2 filtrov na 1 EO a hydraulická zdržná doba HRT v KČOV. Hodnoty Bv, Bx a m2/EO sú vztiahnuté na celý objem resp. plochu KČOV (HF + VF). HRT je vztiahnutá len na objem HF (vo VF sa nedá určiť, voda cez lôžko spontánne pretečie zhora nadol, nevieme ako dlho "sa zdrží"). Bx je vztiahnuté na celkové množstvo kalu v HF + VF (Obr.5)*



Obr. 4. *Naľavo je medzerovitosť kamennej náplne v HF a VF (HFZ je vzorka odoberaná na začiatku HF a HFK na konci HF, pri VF sme predpokladali, že parametre lôžka sú všade približne rovnaké). Napravo je vonkajšia teplota a teplota v lôžku HFK, HFZ a VF*



Obr. 5*. Koncentrácie suspendovaného a nárastového kalu vztiahnuté na 1 l lôžka (g/lL) s kamennou náplňou v HF a VF (HF je rozdelený na začiatok HFZ a koniec filtra HFK) a celkové množstvá (kg) kalu v HF a VF*



Obr. 6*. Prevádzkové a maximálne rýchlosti spotreby O2 biomasou nachádzajúcou sa v kale HF (zo začiatku HFZ a konca HFK) a z VF (len 1 odberové miesto, predpoklad ca. rovnakej aktivity kalu v celom VF).*

respiroval, tj. bol aktívny a biologicky odstraňoval znečistenie (organické aj N_{amon}). Aj tu platí, že respiračné rýchlosti v desatinách a jednotkách mg/g.h sú síce nízke, ale pre extenzívne čistenie postačujúce. Porovnanie s respiračnými rýchlosťami aktivovaného kalu by bolo len orientačné; aktivovaný kal sa k T 3 – 8°C v klasickej aktivácii bežne nedostane.

Z komplexného pohľadu na prevádzku KČOV je zaujímavé aj to, že počas prvých 3 rokov prevádzky obsluha KČOV používala stroje len 3 – 4 dni v roku na kosenie filtrov; stabilizovaný kal sa na kalové pole odoberá 2 x ročne, ale tečie samospádom bez čerpania.

4. ZÁVER

Výsledkami dlhodobého monitoringu malej KČOV (kombinácia HF a VF), s kapacitou do 60 EO a s výraznými sezónnymi zmenami v zaťažení sme sa snažili získať informácie nielen o kvalite vyčistenej vody, ale aj o technologických parametroch dokumentujúcich množstvo a aktivitu biomasy vo filtroch (jedná sa o zmes suspendovaného a nárastového kalu s koncentráciami 4,4 až 11,8 g/l). KČOV počas 3 rokov prevádzky bezpečne plnila odtokové limity nezávisle od sezóny alebo klimatických podmienok, biomasa v lôžku filtrov bola aktívna aj v mrazivej zime, pod snehom alebo v horúcom lete. V monitoringu budeme pokračovať, ale doterajšie výsledky potvrdzujú, že použitie tejto technológie na daný typ ČOV je opodstatnené.

POĎAKOVANIE

Prácu podporila Agentúra na podporu výskumu a vývoja (zmluva č. APVV-22-0292).

ZOZNAM LITERATÚRY

Bodáczová, M. (2020). *Ku koreňom. Zhodnotenie alternatív čistenia odpadových vôd so zameraním na koreňové systémy*. Inštitút enviromentálnej politiky, Ministerstvo životného prostredia SR.

Bodík, I. a kol. (2017). *Analýza podmienok správneho návrhu a aplikácie extenzívnych systémov čistenia odpadových vôd v okrese Rimavská Sobota*. CEROGEMA, n.o.

Bodík, I. a kol. (2016). *Laboratórium odboru II - environmentálne technológie*. Vydavateľstvo SCHK FCHPT STU, Bratislava, ISBN 978-80-89597-47-5.

Cross, K. A kol. (2021). *Nature Based Solutions for Wastewater Treatment: A Series of Factsheets abd Case studies*, IWA Publishing, London, ISBN 9781789062267.

Drtil M., Hutňan, M. (2007). *Technologický projekt*. Vydavateľstvo SCHK FCHPT STU, Bratislava, ISBN 9788089597116

Foller, J. (2020). Mohou být kořenové/vegetační ČOV optimálním řešením pro 21.století? *Vodní hosp*., 10, pp. 21-22.

Istenič, D. a kol. (2023). Challenges and Perspectives of Nature-Based Wastewater Treatment and Reuse in Rural Areas of Central and Eastern Europe. *Sustainability*, 15 (10), 8145.

Kratochvíl K. (2022). P < 0,5 mg/l bez chemického zrážania pomocou AGS technológie. *12. bienálna konferencia AČE SR Odpadové vody 2022*, Štrbské Pleso, 19-21.október 2022, pp. 22-25.

Němcová, M., Kriška, M. (2016). Kořenové čistírny - rekapitulace a budoucnost v ČR. *Vodní hosp*., 2, p. 14-20.

Langergraber, G. a kol. (2018). Small WWTP in Austria – Technologies, Management and Training of Operators. *Ecol. Engin.*, 120, pp. 164 - 169.

Miháliková, M., Kohút, M. (2022). Nereportované ale takisto hodnotené. *12. bienálna konferencia AČE SR Odpadové vody 2022*, Štrbské Pleso, 19-21.október 2022, pp. 214-220.

Rozkošný, M. a kol. (2014). *Natural technologies of wastewater treatment*. Global Water Partnership, Bratislava, ISBN: 978-80-214-4831-5.

Vymazal, J. (2010). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water*, 2 (3), pp. 530 – 549.

OBSAH

Komplexní přístup k návrhu technologie pro hospodaření s vodou v průmyslu

Šindlerová D.*, Hlávková M., Křivánková J., Vilím D.
ENVI-PUR, s.r.o., Na Vlčovce 13/4, 160 00 Praha 6 – Dejvice
**autor pro korespondenci, email: sindlerova.denisa@envi-pur.cz*

ABSTRAKT
Komplexní přístup by měl zahrnovat seznámení s probíhajícími procesy v závodě, množstvím a typy proudů produkovaných OV či množstvím vstupujících zdrojů, vytipovat proudy vody vhodné ke znovuvyužití, reflektovat požadavek zákazníka na potřebu předčišťovat či čistit produkované OV. Pro některé průmyslové OV je typická jejich nerovnoměrnost (hydraulická, látková). Často jsou OV vysoce koncentrované a biologicky těžko rozložitelné. Základním přístupem by mělo být tzv. „osahání si dané vody“, tedy provedení základního analytického rozboru a zjištění charakteru OV. Na základě zjištěných informací a podle požadavků zákazníka na odtokové parametry navrhnout vhodné postupy a chemická činidla.

KLÍČOVÁ SLOVA
Čištění odpadních vod; laboratorní testování; poloprovozní testování; průmyslové odpadní vody; vodní audit

1. ÚVOD

Průmyslová odpadní voda vyžaduje vzhledem ke své povaze často velmi individuální přístup k řešení problematiky čištění odpadní vody a hospodaření s odpadní vodou. Základem správného přístupu je dobré porozumění dané technologii a celkové situaci hospodaření s odpadní vodou. Využití laboratorních testů a/nebo poloprovozních testů v rámci předprojektové přípravy přináší významné úspory investičních a provozních nákladů navrhované technologie.

Vodní audit je vhodným nástrojem ke zjištění aktuální situace hospodaření s vodou v průmyslovém podniku. V rámci vodního auditu zjistíme množství a kvalitu produkovaných odpadních vod a na základě toho i možnosti, jak hospodaření s vodou v podniku zlepšit a za jakých podmínek by to bylo proveditelné. Vodní audit je tak ideálním podkladem pro návrh laboratorního nebo poloprovozního testování. Často se vodní audit s výhodou zpracovává až po provedení laboratorních nebo poloprovozních testů a lze do něj zahrnout poznatky z testování.

Při poloprovozním testování lze odhalit i případné havarijní a nestandardní situace a na tyto situace reagovat, stále však za vynaložení značně nižších finančních nákladů a úsilí než v případě plného provozu. Mnohokrát se ukázalo, že ani dostatečně velká egalizační nádrž odpadní vody nezajišťuje vhodné látkové a objemové vyrovnání nátoku na čistírnu. Je potřeba brát v potaz mnoho proměnných – směnnost, zvyky a důvěryhodnost obsluhy, specifické situace, jako např. čištění strojů, sanitační dny, zkoušky nové technologie v provozu nebo jiné nenadálé (ale opakující se) situace apod.

2. TEXTILNÍ PRŮMYSL

V průmyslovém podniku zabývajícím se textilní výrobou (od snování, tkaní, pletení, barvení, praní, až po povrchové úpravy textilií) vzniká velké množství silně znečištěné odpadní vody, která obsahuje zbytky barviv, kyselin, zásad a pomocných chemikálií a je často silně zasolená.

Objem vznikající odpadní vody se pohybuje mezi 240–360 m^3/pracovní den. Podnik disponuje vlastní biologickou ČOV. Účelem poloprovozního testování bylo získat potřebné podklady pro návrh rekonstrukce ČOV.

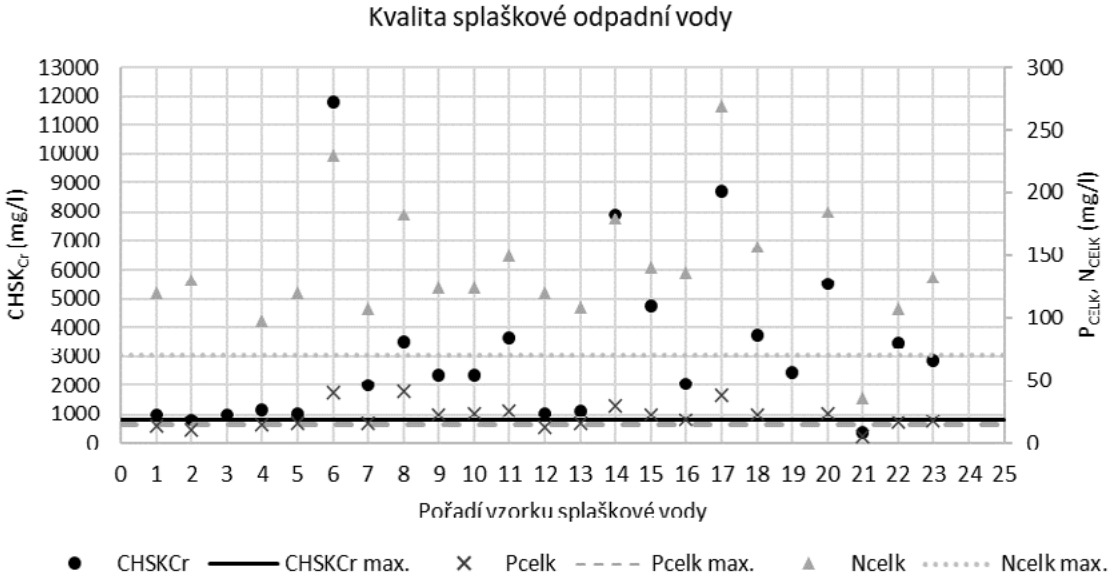
Na základě laboratorního testování byl navržen poloprovoz, v rámci kterého byly nejprve zkoušeny metody koagulace a sedimentace na lamelovém separátoru a v druhé fázi poloprovozu následně pokročilé oxidační postupy (Fentonova reakce) nebo koagulace v kombinaci s biologickým dočištěním a membránovým separačním stupněm. Laboratorní koagulační testy byly prováděny i během poloprovozu, byla jimi určována vhodná dávka pro úpravu každé várky odpadní vody. Poloprovozní jednotka se skládala z IBC na odpadní surovou a splaškovou vodu, chemického reaktoru (ve kterém probíhala koagulace a/nebo Fentonova oxidace) a membránového biologického reaktoru osazeného keramickým deskovým mikrofiltračním modulem (Obr. 1).

Díky poloprovoznímu testování bylo odhaleno několik zásadních problémů ještě před návrhem ČOV. Z rozborů odpadní vody natékající na ČOV a dosavadních podkladů k návrhu ČOV by nebylo možné tyto problémy odhalit.

Prvním problémem byla nestandardní kvalita splaškové vody natékající z nedalekého sídliště, která mnohonásobně převyšovala některé parametry charakteristické pro městské ČOV (viz Obr. 2). Z analýz pravidelně odebíraných vzorků vyplynulo, že splašková odpadní voda významně látkově zatěžuje ČOV a tento stav je do budoucna nutné řešit s provozovatelem kanalizace.

Dalším vyvstalým problémem byla reaktivní barviva, která jsou používaná při barvení bavlny. Tato barviva jsou považována za obtížně koagulovatelná klasickými anorganickými koagulanty. Nekoagulované barvivo navíc prochází i mikrofiltrační membránou. K jejich odstranění byla v rámci poloprovozu testována kyselá koagulace síranem železitým při pH 3,5, při které došlo ke koagulaci barviva a supernatant zůstal vizuálně bezbarvý (Obr. 3).

Obr. 1. *Umístění poloprovozní jednotky na lokalitě*



Obr. 2. *Analýzy odebraných splaškových vod v porovnání s maximálními hodnotami, které jsou u městských splaškových vod obvykle dosahovány dle Pittera (2015)*

Obr. 3. *Vzorky odebrané z poloprovozní jednotky během testování, zleva: surová odpadní voda z egalizace, splašková odpadní voda, kal z CHR, kal z MBR, permeát*

Závěrem poloprovozního testování bylo vytipování problematických bodů provozu a odhad provozních a investičních nákladů na rekonstrukci a provozování ČOV. Znečištění vyjádřené parametrem $CHSK_{Cr}$ bylo soustavou koagulace–MBR odstraňováno s průměrnou účinností 94 %, P_{celk} s účinností 79 % a N_{celk} s úč. 42 %. Odtokové parametry byly následující: $CHSK_{Cr}$ mezi 9-140 mg/l, P_{celk} 0,2-6,5 mg/l a N_{celk} 3-46 mg/l. Zvýšení některých ukazatelů v odtoku bylo vždy způsobeno zhoršeno kvalitou natékající splaškové vody.

Na poloprovozní testování bylo navázáno zpracováním vodního auditu, kam byly poznatky z poloprovozu zakomponovány. Zároveň bylo navrženo řešení na úsporu technologické vody pro výrobu, která je prozatím čerpána z povrchového zdroje, a bylo navrženo znovuvyužití vyčištění odpadní vody ve výrobě (v případě využití membránové technologie). Těmito opatřeními by bylo možné ušetřit až 50 % čerpaného objemu povrchové vody (tedy okolo 30 tis. m^3/rok) a až 90 % povrchové vody používané v parních plynových kotlích nahrazením této vody za vodu srážkovou (úspora cca 2,5 tis. m^3/rok).

3. ZPRACOVÁNÍ TEKUTÝCH ODPADŮ

Společnost zabývající se zneškodňováním tekutých odpadů ve vlastní deemulgační stanici (DeČOV) produkuje předčištěnou odpadní vodu v objemech 40-50 m^3/den. Ta je následně odváděna kanalizační sítí na městskou ČOV. Ke zneškodnění jsou přijímány např. odpady klasifikované jako odpadní řezné emulze a roztoky obsahující halogeny, vodné kaly obsahující barvy nebo laky s obsahem organických rozpouštědel nebo jiných nebezpečných látek nebo zaolejované vody z odlučovačů oleje apod.

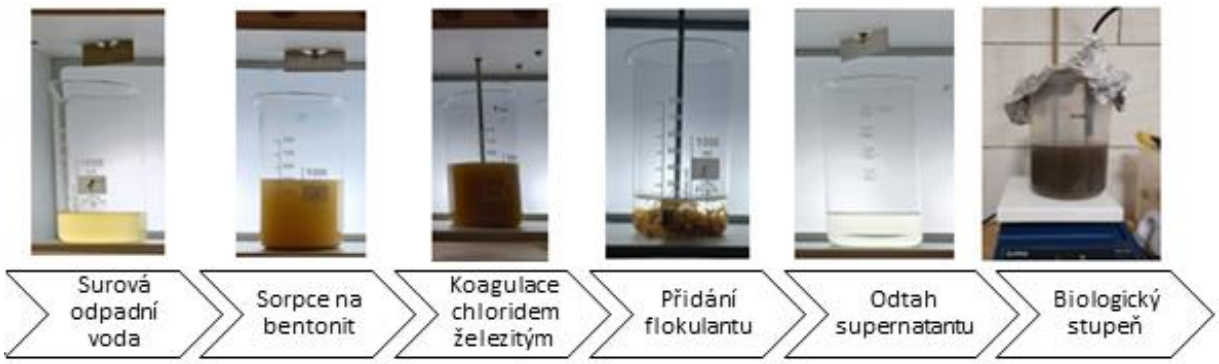
Problematika čištění těchto odpadních vod začala být řešena z důvodu nevyhovujících parametrů odtoku z DeČOV. Byly proto navrženy laboratorní testy zahrnující otestování sorpce na bentonit, opětovné koagulace odtoku z deemulgační stanice, využití reaktivního potenciálu Fe^{6+}, Fentonovy oxidace, biologické rozložitelnosti, a nakonec otestování kombinace různých postupů.

Odpadní voda byla charakteristická vyšší $CHSK_{Cr}$ (dle účinnosti předúpravy v DeČOV se pohybovala v řádech desítek g/l), vyšším obsahem železa po předchozí koagulaci, tedy žlutým zabarvením a silným zápachem. Některé várky odpadní vody podléhaly rychlému rozkladu a postupně černaly.

Účinnost samotné sorpce na bentonit na snížení parametru $CHSK_{Cr}$ se lišila na várce odpadní vody a pohybovala se mezi 10-50 %. Nevýhodou použití samotného bentonitu je velmi pomalá doba sedimentace (okolo 12 hod).

Při opětovné koagulaci hlinitými a železitými koagulanty nebylo dosahováno uspokojivých výsledků odtokových parametrů. $CHSK_{Cr}$ byla sice odstraněna s účinností mezi 22–25 %, odtoková $CHSK_{Cr}$ byla však stále vysoká (v tomto případě okolo 12 g/l). Při použití hlinitých koagulantů navíc často nedocházelo k sedimentaci chemického kalu. Fentonovou oxidací bylo dosahováno o něco lepších výsledků, snížení $CHSK_{Cr}$ o 33 %, ale za cenu vysokých provozních nákladů (okolo 500 Kč/m^3). Odpadní voda navíc obsahuje látky, které inhibují Fentonovu reakci, což má na následek nutné navýšení přidávaného činidla.

Při respiračních testech bylo testováno dávkování dále neupravené odpadní vody z DeČOV do neadaptovaného aktivovaného kalu z městské ČOV na zatížení 0,05 kg $CHSK_{Cr}$/(kg suš./den). Po 3 dnech dávkování došlo k významnému poklesu respirační rychlosti kalu, kal téměř nerespiroval a silně pěnil. Pro zvážení biologického dočištění bylo tedy nutné navrhnout předčištění.



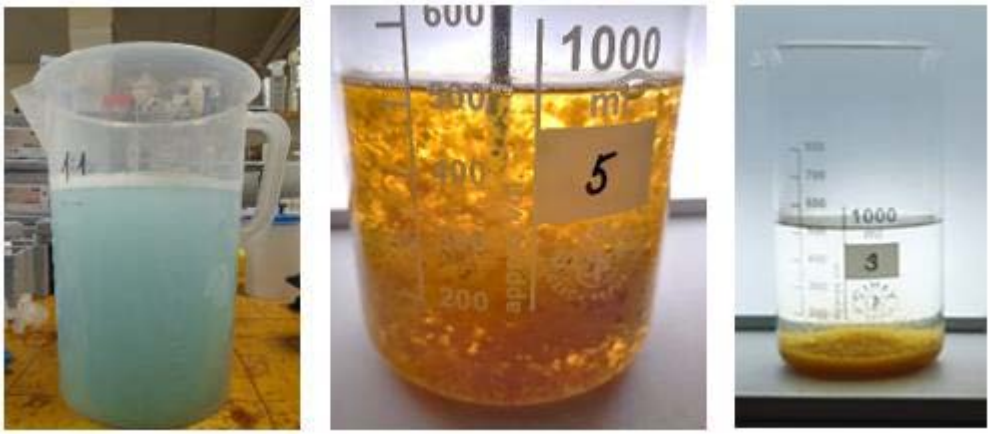
Obr. 4. *Průběh laboratorního testování odpadní vody z DeČOV*

Z předchozích výsledků byla testována kombinace metod sorpce na bentonit a koagulace železitým koagulantem s použitím flokulantu (Obr. 4). Koagulant byl použit v malých dávkách pro urychlení sedimentace bentonitu. Po úpravě došlo až ke 40% snížení parametrů $CHSK_{Cr}$ a až k 70% snížení koncentrace neionogenních tenzidů. Tato kombinace metod navíc poskytuje vizuálně nezabarvený a nezakalený odtok, který byl použit jako substrát pro neadaptovaný aktivovaný kal.

Biologickým dočištěním (dávkováním takto upravené odpadní vody) při zatížení 0,05 kg $CHSK_{Cr}$/(kg suš./den) bylo během 30denního testu dosahováno odtokových hodnot $CHSK_{Cr}$ okolo 250 mg/l, nedocházelo také k pěnění kalu jako v případě dávkování neupravené vody a nedošlo ani k zastavení respirace kalu. Pro více vypovídající výsledky by bylo potřeba otestovat tento způsob úpravy po delší dobu a pro více druhů odpadních vod. Na základě těchto testů bylo tedy navrženo poloprovozní testování sestávající z fyzikálně-chemické předúpravy a biologického dočištění v kombinaci s membránovým separačním stupněm.

4. VÝROBA MALÍŘSKÉHO NÁČINÍ

Firma vyrábějící malířské náčiní produkuje při mytí strojů odpadní vodu s obsahem zbytkových barviv a lepidel v objemu přibližně 1 m^3/týden. V současné době je firma nucena odpadní vodu likvidovat externí firmou, má však možnost vypouštět předčištěnou odpadní vodu na biologickou ČOV v areálu. Na základě zaslaných podkladů byly navrženy koagulační testy, ve kterých byly testovány 4 druhy koagulantů (2 hlinité a 2 železité). Převzaté vzorky odpadní vody byly modře zabarvené, mléčně podkalené a měly $CHSK_{Cr}$ mezi 1500–1700 mg/l. Pomocí hlinitých koagulantů nebylo dosaženo požadovaných výsledků, u hlinitých koagulantů hraje velký vliv pH, při kterém koagulace probíhá a již při malém vychýlení nedojde k vytvoření dobře sedimentujících vloček chemického kalu. Naopak u železitých koagulantů došlo k rychlému vysrážení zbytkového barviva i lepidel, a to v širokém rozmezí hodnot pH. Nejlepších výsledků bylo dosaženo pomocí chloridu železitého, kdy v dávce 40 mg/l Fe byla $CHSK_{Cr}$ snížena s účinností 75 % (na 381 mg/l).



Obr. 5. *Průběh koagulace odpadní vody, zleva: surová odpadní voda, průběh koagulace, odsazená vyčištěná voda*

Na základě výsledků laboratorních testů bylo navrženo plnoprovozní zařízení s diskontinuálním provozem, které je velmi variabilní v možnostech úpravy. Návrh plnoprovozního zařízení vycházel z koagulační jednotky používané při poloprovozním testování. Předčištěná odpadní voda byla hodnocena jako vhodná pro vypouštění na biologickou ČOV.

5. ZÁVĚR

V době, kdy se neustále zvyšují nároky na kvalitu vypouštěné odpadní vody, je často ekonomicky náročné provozovat technologie, které by tyto požadavky splňovaly. I v případech, kdy máme jako firma bohaté zkušenosti se zpracováním odpadní vody z konkrétního průmyslového odvětví, je ale vhodné do předprojektové přípravy zahrnout právě laboratorní a/nebo poloprovozní testování tak, aby byl výsledkem kompletní návrh projektu, který odráží skutečnou situaci v daném podniku. I ze zmiňovaných konkrétních příkladů z různých průmyslových odvětví je patrné, že se nám jeho využití mnohokrát vyplatilo. Testování se tak stává ideálním prostředkem, který dokáže efektivně šetřit budoucí náklady a vynaložené úsilí.

SEZNAM LITERATURY

Pitter, P. (2015). *Hydrochemie*. 5. aktualizované a doplněné vydání. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, ISBN 978-80-7080-928-0.

OBSAH

Výroba superčisté vody pro průmysl

Cypris M.*, Klepić M., Heřmánková M., Robek F.
MEGA a.s., Divize vodního hospodářství, Ke Klíčovu 191/9, 190 00, Praha 9
**autor pro korespondenci, email: michal.cypris@mega.cz*

ABSTRAKT
Cílem prezentace bude představit technologickou linku pro výrobu superčisté vody s minimálním obsahem rozpuštěných látek (až 18 MΩ.cm, tj. 0,055 µS/cm), která nachází využití ve specifických průmyslových výrobách. Prezentovány budou zkušenosti z reálné instalace této technologie ve farmaceutickém průmyslovém podniku. Zdrojovou vodou je voda podzemní. Navržené řešení obsahuje třístupňovou reverzní osmózu (RO) a elektrodeionizaci (EDI). Výtěžnost reverzní osmózy je nejméně 80 %, výtěžnost elektrodeionizace nejméně 97,2 %, výtěžnost celého systému nejméně 77 %. Spotřeba vstupní podzemní vody je 18 m^3/hod, produkce demineralizované/superčisté vody je max. 14 m^3/hod, pracovní tlak 45 bar.

KLÍČOVÁ SLOVA
Demineralizovaná voda, elektrodeionizace EDI; membránové technologie, procesní voda, reverzní osmóza RO, 18 MΩ.cm

1. ÚVOD

Cílem příspěvku bude představit technologickou linku pro výrobu demineralizované/ superčisté vody s minimálním obsahem rozpuštěných látek (až 18 MΩ.cm, tj. 0,055 µS/cm), která nachází využití ve specifických výrobách ve farmaceutickém, elektrotechnickém, potravinářském či jiném průmyslu. Prezentována bude reálná instalace této technologie ve farmaceutickém průmyslovém podniku.

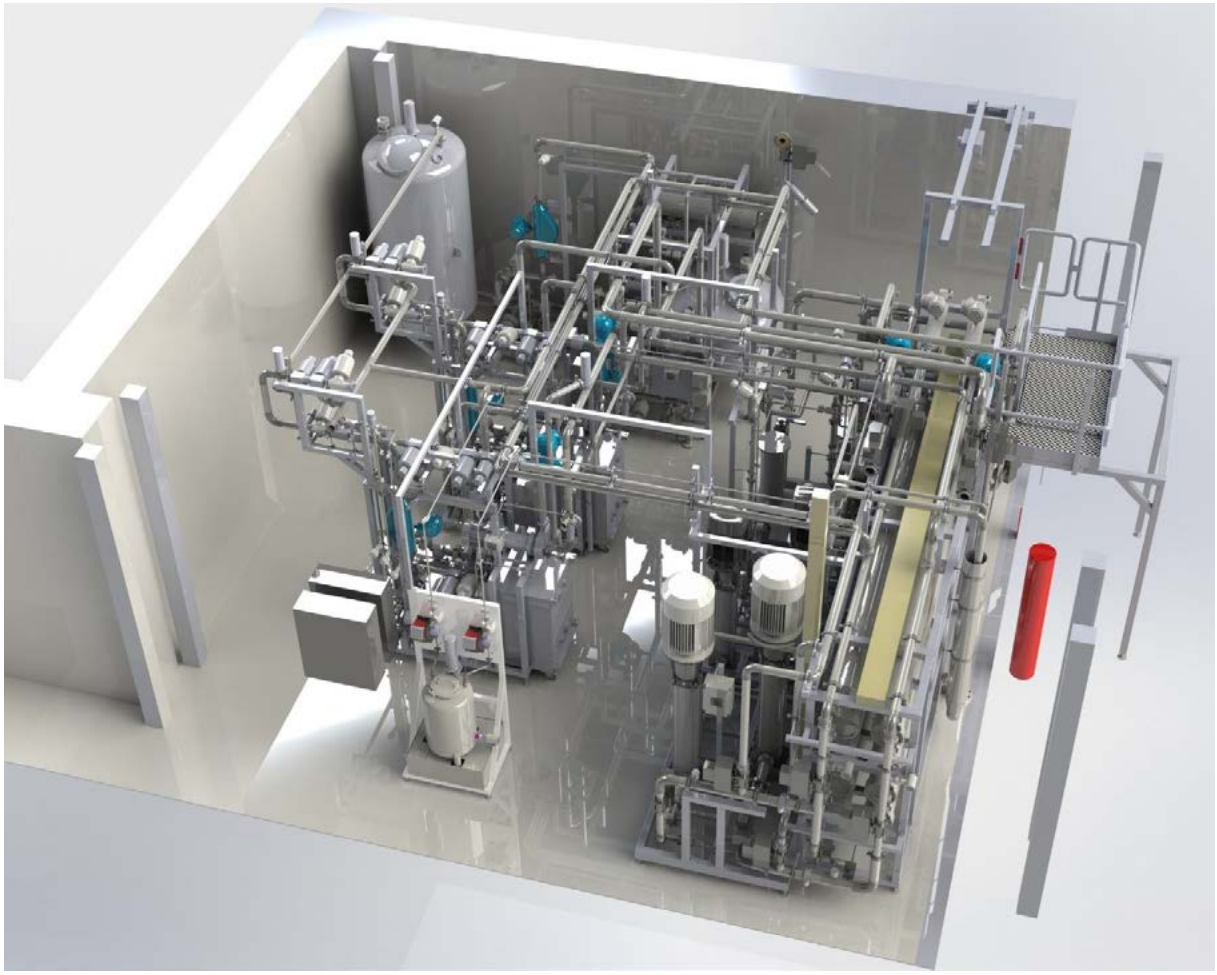
V konkrétním případě šlo o náhradu stávající technologie pro výrobu demineralizované vody z důvodu navýšení výroby o 40 %, omezené kapacity dostupného vodního zdroje (studna) a zvýšeného nároku na kvalitu výstupní demineralizované vody. Předúprava podzemní vody je zajišťována předfiltrací 20 µm a dezinfekcí UV zářením.

Dosavadní technologie výroby demineralizované vody obsahovala nanofiltraci (NF) a dvoustupňovou reverzní osmózu (RO). Nanofiltrace pracovala s výtěžkem 70 %, dvoustupňová reverzní osmóza pracovala s výtěžkem 70 %. Celková výtěžnost systému se pohybovala kolem 50 %.

Požadavky klienta na novou technologii: vodivost výstupní demineralizované vody ≤ 1 µS/cm, nominální produkce demineralizované vody 14 m^3/hod, regulace výroby demineralizované vody v rozsahu 50–100 %, dvoulinkové uspořádání, plně automatizovaný provoz.

2. NAVRŽENÉ ŘEŠENÍ – METODY A MATERIÁL

Navržená výkonnější linka na výrobu demineralizované vody obsahuje třístupňovou reverzní osmózu a elektrodeionizaci (EDI) v uspořádání 1+1, tedy dvě identické technologické linky RO+EDI, kdy jedna linka je v pracovním režimu, druhá v pohotovostním, tj. navržená technologie zahrnuje provozní zálohu pro případ poruchy, či servisu a není nutné z těchto důvodů přerušovat výrobu. Garance provozu je 24 hodin denně, 7 dní v týdnu (24/7). Výtěžnost navržené reverzní osmózy je nejméně 80 %, výtěžnost elektrodeionizace nejméně



Obr. 1. *3D projekt technologické linky RO a EDI v zaměřených prostorách výrobní haly*

97,2 %, výtěžnost celého systému nejméně 77 %. Spotřeba vstupní podzemní vody je 18 m^3/hod, produkce demineralizované/superčisté vody 7-14 m^3/hod, pracovní tlak max. 45 bar. Z důvodu nutné opakované dekontaminace technologie dle standardů farmaceutických výrob byla celá technologická linka vyrobena v nerezové oceli AISI 316 L, u čisté strany technologie (permeátová strana, diluátová strana) navíc v úpravě elektroleštěním. Celá stanice je plně automatická a její řízení bylo naprogramováno v stávajícím řídícím systému zadavatele.

Konfigurace třístupňové reverzní osmózy RO

Do stanice RO vstupuje předupravená podzemní voda. Ta následně prochází přes pojistný svíčkový filtr s porozitou 5 µm. Za svíčkovým filtrem je do upravované vody dávkován 50 % NaOH pro optimalizaci pH (udržení HCO_3^- v rozpuštěné formě) a antiscalant k udržení iontů v rozpuštěné formě a zabránění jejich vysrážení na povrchu membrány. První stupeň RO obsahuje 2 tlakové nádoby po 3 membránách. Koncentrát z prvního stupně je veden jako vstup do druhého stupně RO, který obsahuje také 2 tlakové nádoby po 3 membránách. Koncentrát z druhého stupně je přiváděn do konečného – třetího stupně obsahujícího jednu tlakovou nádobu se 3 membránami. Celkem RO jednotka tedy obsahuje 5 tlakových nádob po 3 membránách. Zvolený typ RO membrán je určen pro nejvyšší záchyt rozpuštěných látek. Ze třetího stupně je část koncentrátu recirkulována zpět na vstup RO a část je vypouštěna do

areálové kanalizace. Permeát ze všech tří stupňů RO, který vyhovuje požadované výstupní kvalitě (vodivost permeátu <10 µS/cm) je směrován do společného potrubí a dále veden do jednotky EDI. Pokud permeát nesplňuje výstupní kvalitu, je odváděn do areálové kanalizace, a to do té doby, než je opět dosaženo požadované výstupní kvality. Množství permeátu RO posílaného do EDI se pohybuje v rozsahu 7,2-14,4 m^3/hod podle úrovně hladiny ve dvou akumulačních nádržích diluátu EDI (výsledná demineralizovaná voda). Přebytečný permeát je recirkulován zpět na vstup do jednotky RO.

Elektrodeionizační jednotka

Každá technologická linka obsahuje jednu elektrodeionizační jednotku MPure™ 36. MPure™ jednotky jsou deskové a rámové svazky iontoměničových membrán určené pro dočištění permeátu z reverzní osmózy pro přípravu vysoce čisté vody s měrným odporem 5 až 18 MΩ.cm. Takzvaný membránový svazek se skládá z distančních vložek ve formě rámů, vzájemně oddělených hydraulicky nepropustnými iontoměničovými membránami a je umístěn mezi dvojicí koncových desek opatřených elektrodami na jejich vnitřních stranách. Rozpěrky vymezují prostor pro proudění kapaliny mezi membránami, zajišťují rozdělení kapaliny mezi jednotlivé průtočné komory a jejich těsnost. Všechny průtokové komory jsou naplněny iontoměničovými pryskyřicemi ve formě sférických kuliček pro zvýšení přenosu hmoty, oddělení slabě disociovaných složek a snížení provozního napětí. Pro zajištění vnitřní a vnější těsnosti je svazek membrán stlačen mezi dvojici kovových koncových desek a zesílen ze strany, shora a zespodu mechanicky dalšími deskami. Do EDI jednotky je veden pouze permeát, který splňuje podmínku vodivost < 10 µS/cm. Diluát EDI = vyrobená ultračistá voda je vedena potrubím do dvou stávajících akumulačních nádrží DEMI vody. Na začátku produkce je část diluátu vedena do Flush tanku k zajištění proplachu technologické linky. Pokud vodivost diluátu EDI v kterémkoliv okamžiku přesáhne limitní hodnotu vodivosti 1 µS/cm, je odváděn do areálové kanalizace.

Ostatní zařízení

Součástí technologické linky jsou Flush tank pro akumulaci diluátu EDI a CIP-stanice pro chemické čištění RO i EDI. CIP stanice obsahuje CIP tank o objemu 0,7 m^3 pro přípravu čistících roztoků a dávkovací stanicí s automatickým dávkováním kyseliny a louhu a s možností ručního dávkování biocidu a konzervantu pro membrány. CIP stanice obsahuje tepelný výměník na páru, čerpadlo s frekvenčním měničem a pojistný svíčkový filtr (5 µm), aby se zabránilo vnosu mechanických nečistot do jednotek RO či EDI. Flush tank (=proplachovací stanice) má objem 1 m^3 a slouží k akumulaci vyrobené ultračisté vody (diluát EDI) využívané pro CIP čištění a proplachy RO jednotek.

Prostorové požadavky na technologii

Pro instalaci technologické linky byl zadavatelem vymezen relativně malý prostor 6,9 m x 6,1 m x 3,0 m (L x Š x V). Prostor pro transport jednotlivých dílů technologie byl významně omezen rozměry přístupové chodby s šířkou 1,45 m a výškou 1,9 m. Tyto limitující prostorové požadavky kladly vysoké nároky na tým projektantů při skládání technologie do vymezeného prostoru ve výrobní hale a na konfiguraci transportovatelných celků technologie přístupovou chodbou.

3. INSTALACE A ZPROVOZNĚNÍ TECHNOLOGIE – VÝSLEDKY A DISKUZE

Vyrobená technologie byla před transportem na místo určení kompletně sestavena a byla zkontrolována funkčnost všech technologických jednotek, armatur, čerpadel, čidel a měřících systémů. Následně byla rozebrána a převezena do cílové destinace.

Po sestavení u zadavatele byla technologická linka v provizorním režimu testována nejprve s vodovodní pitnou vodou, byla provedena všechna funkční napojení na stávající technologické celky a bylo provedeno připojení na řídící systém klienta a harmonizace fungování technologie v plně automatickém režimu na požadované výkony v rozsahu 50-100 %, včetně proplachů.

V dalším kroku byla provedena kompletní dekontaminace systému dle pharma-standardu s následným kompletním CIP čištěním. Technologická linka (obě větve) byla přepojena na podzemní vodu, uvedena do provozu a opět byla testována její funkčnost v požadovaných výstupech 50-100 % výkonu a na požadovanou kvalitu vyčištěné vody. Kvalita ultračisté vody dosáhla požadované vodivosti <1 µS/cm a bylo dosaženo požadované mikrobiologické kvality.

4. ZÁVĚR

Podle zadání klienta byla navržena, vyrobena a instalována technologie na výrobu ultračisté vody z vody podzemní, která se skládá z identické dvojlinky trojstupňové reverzní osmózy RO a elektrodeionizační jednotky (EDI). Technologie byla implementována do stávajícího technologického celku zadavatele a do požadovaného prostoru 6,9 m x 6,1 m x 3,0 m (LxŠxV). Kvalita výstupní vody splňuje zadané požadavky (vodivost <1 µS/cm, mikrobiologická kvalita). Byl ověřen max. výkon technologie – z 18 m^3/h podzemní vody se vyrobí max. 14 m^3/hod ultračisté vody. Technologie může pracovat ve volitelném výkonu 50-100 %, v režimu 24/7, pracuje v plně automatickém režimu ovládaném řídícím systémem dle zadání klienta.

OBSAH

Zpracování odpadního proudu po regeneraci ionexových kolon pomocí membránových technologií

Šeda L.*, Kúdelová V., Václavík L.
MemBrain s.r.o., Pod Vinicí 87, 471 27 Stráž pod Ralskem
**autor pro korespondenci, email: libor.seda@membrain.cz*

ABSTRAKT
Během pilotních testů jsme se zaměřili na zpracování odpadní vody z iontovýměnných (IX) kolon určených pro demineralizaci říční vody. Odpadní voda z IX kolon obsahuje původní ionty obsažené v říčních vodách a je navíc obohacena o ionty z kyselin a louhů používaných k regeneracím kolon. Cílem práce bylo (i) recyklovat vodu a (ii) získat maximálně zahuštěný koncentrát obsahující maximum solí vhodný k odpaření. K naplnění cílů byly využity metody chemického srážení, nanofiltrace, reverzní osmózy a elektrodialýzy. Z odpadního IX eluátu (100 %, RAS 9 g/l) bylo získáno 28 % odpadního proudu (RAS 14 g/l), 50 % RO permeátu (RAS <50 mg/l), 4 % ED koncentrátu (RAS 200 g/l), 18 % ED diluátu (RAS 1 g/l).

KLÍČOVÁ SLOVA
Elektrodialýza; průmyslové odpadní vody; přečištění solí; recyklace solí z ionexových kolon; zahuštění solí; ZLD procesy

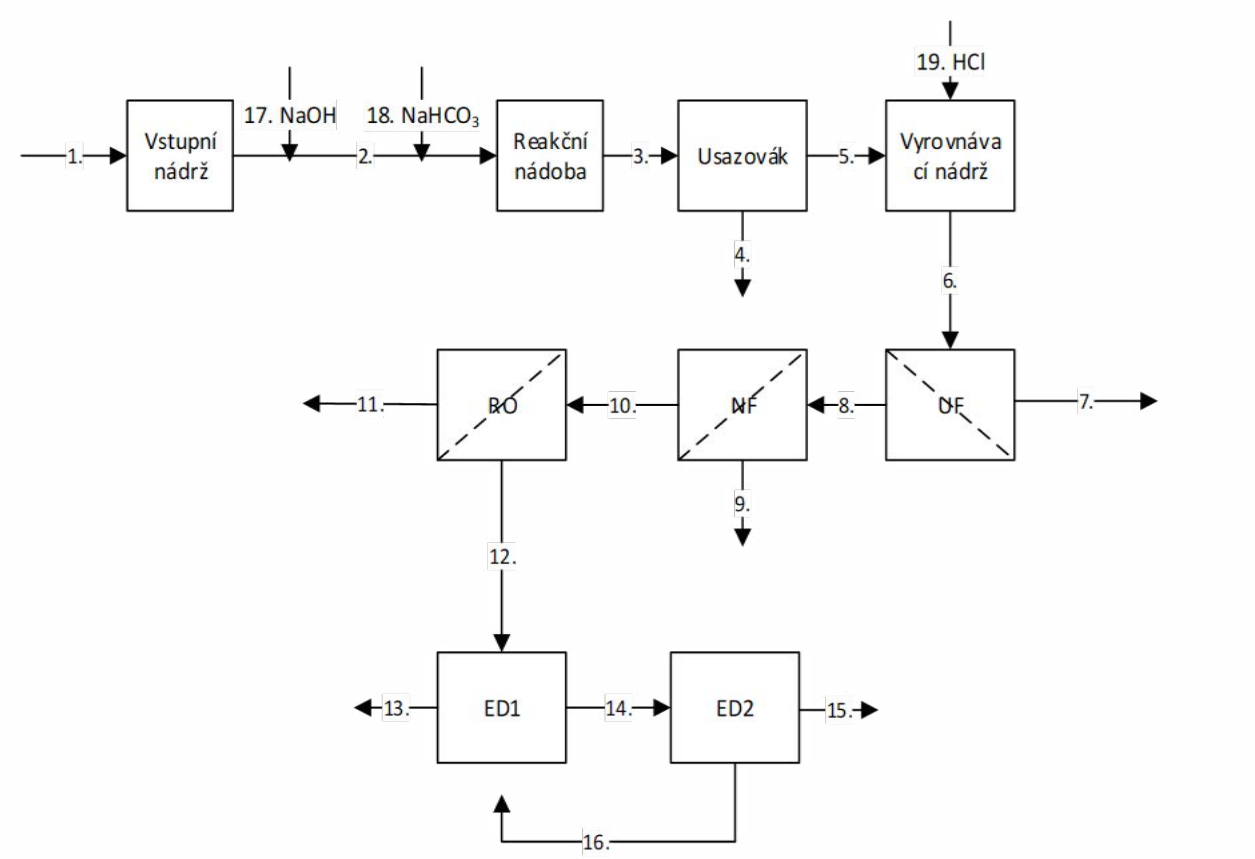
1. ÚVOD

Čištění průmyslových odpadních vod (OV) pro jejich opětovné využití, případně využití cenných látek z nich, je pro mnohé průmyslové podniky velmi aktuální téma. Se zpřísňujícími se limity na emise solí do vodotečí dopadají na podniky úkoly na sofistikované zpracování odpadních vod, případně na změny ve výrobních postupech vedoucích k recyklaci vody, či eliminaci problematických složek OV. V závislosti na dostupnosti kvalitní vody mohou být pro podniky otázky recyklace vody různě intenzivní. V oblastech s nedostatkem vody podniky instalují tzv. zero liquid discharge (ZLD) technologie recyklující veškerou vodu zpět do výroby. Nicméně toto téma se stává aktuálním i v České republice. Typickými příklady ZLD technologií jsou kombinace reverzní osmózy (RO), vysokotlaké reverzní osmózy (HERO, HPRO, UHPRO), případně elektrodialýzy (ED) s odparkou a krystalizační odparkou. To s sebou přináší vysoké nároky na použité technologie i energii. Proto je v takových případech vhodná optimalizace procesu.

V této práci jsme se zabývali zpracováním odpadního směsného eluátu z ionexových kolon využívaných pro demineralizaci říční vody. Zmíněný eluát vzniká smísením eluátů při regeneraci katexových kolon pomocí kyseliny chlorovodíkové a anexových kolon pomocí hydroxidu sodného. Směs obsahuje ionty z říční vody a dále je značně obohacena o chlorid sodný vzniklý neutralizací HCl a NaOH. Cílem práce bylo získání dostatečně čistého chloridu sodného pro jeho další použití a jeho maximální zakoncentrování kvůli snížení nákladů na odparku.

2. MATERIÁL A METODY

Pro testy byla využita pilotní jednotka, jejíž PFD je znázorněno na Obr. 1. Na obrázku jsou vyznačeny jednotlivé jednotkové operace a čísla proudů, na která bude dále v textu odkazováno (především tabulky s analytickými daty). Součástí testované technologie bylo



Obr. 1. *PFD procesu úpravy vody (1. vstupní voda, 4. kal z usazováku, 5. vyčiřená voda, 7. proplach ultrafiltrace, 8. UF filtrát, 9. NF retentát, 10. NF permeát, 11. RO permeát, 12. RO retentát, 13. ED1 koncentrát, 14. ED1 diluát, 15. ED2 diluát, 16. ED2 koncentrát)*

chemické srážení vápníku pro odstranění tvrdosti, usazovák, kde byl odstraněn kal po srážení, ultrafiltrace (UF), nenofiltrace (NF), reverzní osmóza (RO) a elektrodialýza (ED) v jednostupňovém nebo dvojstupňovém uspořádání (na obrázku dvojstupňové).

Nanofiltrace a reverzní osmóza

Nanofiltrace i reverzní osmóza patří mezi tlakové membránové procesy, kdy hybnou silou filtrace je rozdíl tlaků před a za membránou. V důsledku rozdílného tlaku dochází k transportu rozpouštědla skrz membránu. Díky velmi malé velikosti pórů v membráně lze separovat molekuly rozpouštědla (typicky vody) i od rozpuštěných solvatovaných iontů. V případě reverzní osmózy jsou rejektovány všechny ionty s vysokou měrou (typicky > 99 %). V případě nanofiltrace jsou póry v membránách větší a NF dobře rejektuje větší molekuly, jako jsou různá barviva, ale i bivalentní ionty, typicky sírany. Naopak monovalentní ionty membránou procházejí. Pomocí NF tak lze oddělit např. sírany od chloridů. Protože NF propouští monovalentní ionty, nenabývá koncentrát takových osmotických tlaků jako je tomu v případě RO.

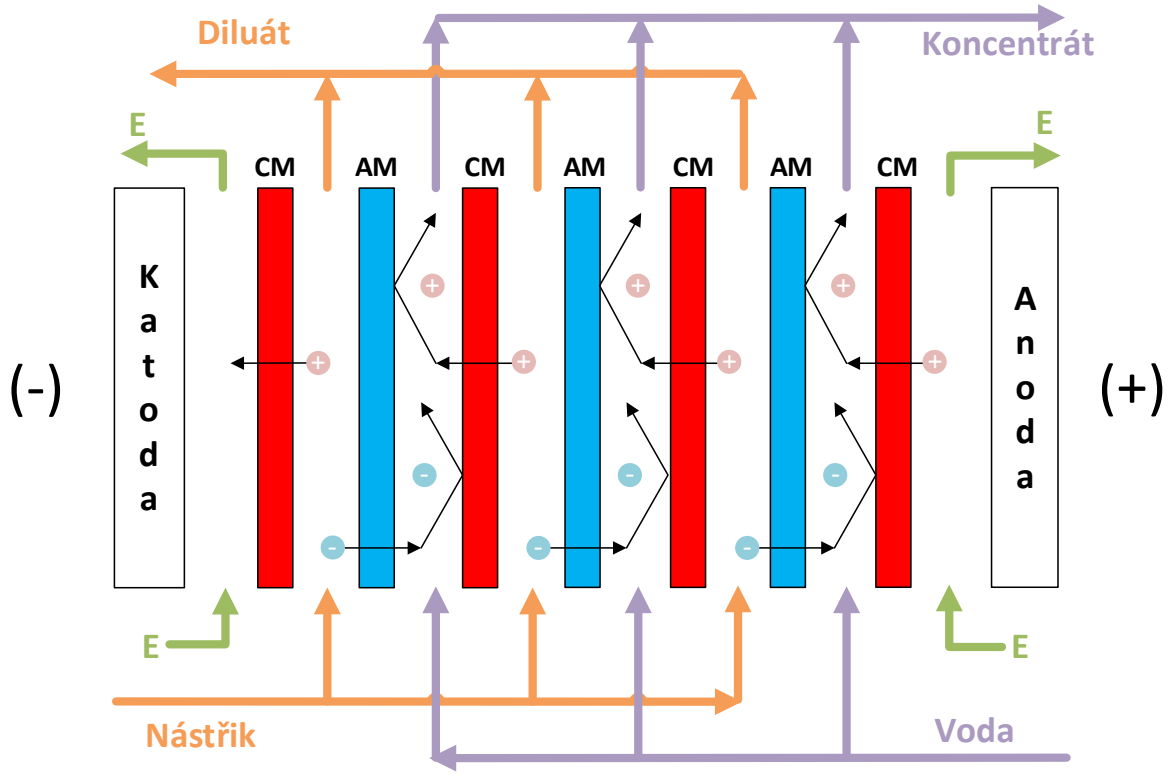
U konvenční reverzní osmózy lze ekonomicky výhodně zpracovávat solanky s nízkým obsahem rozpuštěných iontů až do koncentrací cca 80 g/l. To odpovídá pracovním tlakům vysokotlakých čerpadel cca 80 bar (odsolování mořské vody, SWRO systémy). Pro zahušťování na vyšší

koncentrace začínají být využívány tzv. UHPRO (ultra high pressure RO), které jsou schopné zahustit NaCl solanku na koncentraci 120 g/l, nicméně čerpadla musejí dodat tlaky okolo 120 bar. Dosahování takových koncentrací pomocí RO dnes ještě není standardem a otázkou by také byla materiálová kompatibilita potrubí se zpracovávaným roztokem solanky o takto vysokých koncentracích chloridů.

Elektrodialýza

Elektrodialýza je elektromembránový separační proces, při kterém dochází k separaci iontů vlivem působícího elektrického pole. Principem elektrodialýzy je působení stejnosměrného elektrického pole na disociované složky v roztoku. Princip elektrodialýzy je znázorněn na Obr. 2.

Migraci iontů je možné řídit iontově permselektivními membránami. Kationty, které putují ke katodě, jsou propouštěny přes kationtově-selektivní membrány a zadržovány aniontově-selektivními membránami a naopak, anionty, putující k anodě, jsou propouštěny přes aniontově-selektivní membrány a zadržovány kationtově-selektivními membránami. Vhodným uspořádáním aniontově- a kationtově-selektivních membrán dochází k transportu iontů z původního roztoku – diluátu, do koncentrátu. Elektrodialýza je vhodnou metodou pro dosahování velmi vysokých koncentrací solí v roztocích, protože síla elektrického pole v kombinaci s iontově permselektivními membránami snadno překoná velmi vysoký osmotický tlak v rozpouštědle. Na rozdíl od ED je u reverzní osmózy potřeba generovat vysokou tlakovou diferenci skrz membránu. Elektrodialýza je schopná zakoncentrovávat roztoky solí až k hodnotám přes 200 g/l. Ověřená technologie průmyslové velikosti využívající



Obr. 2. *Princip elektrodialýzy*

membrány Ralex dosahuje 220 g/l v případě Na_2SO_4 a 156 g/l NaCl. V případě použití homogenních membrán lze očekávat dosažení vyšších koncentrací u NaCl. Dosažení vysokých koncentrací rozpuštěných solí v roztoku je limitováno rozpustností solí u ED stejně jako u RO.

V principu dokáže ED zpracovávat roztoky od nízkých koncentrací (od 0,5 g/l i méně) až po zmiňované limity 200 g/l solí. Nicméně provoz ED je optimální při možnosti aplikace maximálních proudových hustot, které snesou membrány a elektrody. Vysoké proudové hustoty jsou dosahované při vodivostech D a C roztoků přesahujících 10 až 20 mS/cm. To odpovídá koncentracím NaCl v diluátu přibližně 5 až 10 g/l. Pro velmi nízké koncentrace solí ve vodných roztocích je většinou výhodnější použít reverzní osmózu.

Použité UF membránové moduly byly HYDRAcapMAX 40A-1 výrobce Hydranautics, použité NF membránové moduly byly PRO-XS2(4040) výrobce Hydranautics, použité RO membránové moduly byly SWC5-LD-4040 výrobce Hydranautics. Membrány použité pro elektrodialýzu byly heterogenní AMH a CMH PES Ralex^{TM} výrobce Mega a homogenní membrány od nejmenovaného výrobce.

Základní surovinou byla směs roztoků po regeneraci katexových a anexových filtrů odebíraná z neutralizační jímky. Složení vstupní suroviny k úpravě a následnému zahuštění solí je shrnuto v Tab. 1. Ze vstupních dat je patrné, že voda obsahuje výrazné množství pro zahušťování problematických složek Si, Ca, Ba, Sr, Mg v kombinaci se sírany. Chemické srážení vápníku bylo prováděno přídavkem $NaHCO_3$ (food grade kvalita, výrobce Solvay) a úpravou pH pomocí NaOH (technická kvalita). Po srážení byla dávkována HCl (technická kvalita) na úpravu pH před nanofiltrací.

Při experimentech bylo měřeno:

- Vodivost, pH, Ca a teplota pomocí WTW Multi 3420,
- Hustota pomocí digitálního hustoměru METTLER TOLEDO Densito 30Px.

V laboratoři Membránového Inovačního Centra společnosti MemBrain s.r.o. bylo v odebraných vzorcích stanoveno:

- Prvky (Al, Ba, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Si, Sr)
  - pomocí emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem ICP-OES (přístroj iCAP 7000, Thermo),
- Anionty (F^-, SO_4^{2-}, NO_3^-, PO_4^{3-})
  - pomocí iontového chromatografu (přístroj ICS-5000, Dionex),
- Chloridy
  - Pomocí titrace
- Prvky pomocí elementární analýzy EDAX (přístroj Quanta 250 FEG, FEI),
- Rozpuštěné látky (RL105) na sušících váhách VWR MB 160 při 105 °C,
- Popel vážkově spalováním v peci při 525 °C (RAS)
- Vodivost
  - pomocí konduktometru WTW Multi 3420,
- pH
  - pomocí konduktometru WTW Multi 3420,
- Hustota pomocí digitálního hustoměru METTLER TOLEDO Densito 30Px.

Tab. 1. *Složení základní suroviny*

Číslo proudu		1	1	1	
Popis		Vstupní voda	Vstupní voda	Vstupní voda	Metoda
Č. vzorku		6814	7101	180	
Al	mg/l	<0,05	<0,5	<0,05	ICP-OES
Ba	mg/l	0,084	<0,2	0,116	ICP-OES
Ca	mg/l	451	295	486	ICP-OES
Fe	mg/l	0,263	0,070	0,016	ICP-OES
K	mg/l	153	100	99	ICP-OES
Mg	mg/l	124	56	90	ICP-OES
Mn	mg/l	0,015	<0,05	0,012	ICP-OES
Na	mg/l	2750	2800	2640	ICP-OES
S	mg/l	393			ICP-OES
Si	mg/l	29,2	17,1	32,6	ICP-OES
Sr	mg/l	1,59	1,22	1,52	ICP-OES
F-	mg/l	4,24	2,61	4,20	IC_anionty
NO3-	mg/l	150	140	146	IC_anionty
PO4	mg/l	<2,50	<2,50	<2,50	IC_anionty
SO4	mg/l	1220	1120	1050	IC_anionty
Cl_titrace	mg/l	4420	4290	4100	titrace
NL 105	mg/l	146	<2,00	41	Nerozp. látky
RL 105	mg/l	9770	10200	8950	Rozp. látky
RAS 550	mg/l	9110	9510	8310	RAS
Vodivost	mS/cm	14,75	14,80	14,60	Vodivost
Teplota	°C	20,5	23,0	22,3	vod. sonda
pH		7,63	9,01	7,40	pH
Hustota	g/cm3	1,0066	1,0046	1,0047	hustota
Teplota	°C	20,1	23,5	22,3	pH sonda
Čistota NaCl		0,734	0,695	0,753	výpočet

3. VÝSLEDKY A DISKUSE

Pro odstranění iontů způsobujících scaling při dosahování vysokých koncentrací všech solí v roztoku může být využit (hydrogen)uhličitan sodný s úpravou pH na 10,5 až 11 pomocí NaOH. Tím dojde při srážení a následné sedimentaci k odstranění většiny problematických iontů. Během sledovaného období při pilotních testech byla spotřeba

- $NaHCO_3$(100 %) 0,59 kg/m^3 nástřiku,
- NaOH (100 %) 0,58 kg/m^3 nástřiku.
- Spotřeba HCl (30 %) na následnou úpravu pH vody ve sledovaném období byla 0,56 kg/m^3 nástřiku.

Za účelem zvýšení čistoty NaCl byla testována jednotka NF. V permeátu NF (proud 10) zůstanou převážně jednomocné ionty (Na^+, K^+, Cl^-, NO_3^-), zatímco dvojmocné ionty jsou zadržené v NF retentátu (proud 9). Zatímco hmotnostní čistota NaCl v nástřiku do NF se

pohybuje lehce nad 80 %, čistota NaCl v NF permeátu po jednom průchodu se pohybuje již okolo 95 %. Cílem testů bylo získat NaCl minimálně o čistotě 90 %. Zisk NF permeátu byl při testech 75 %. Obsah rozpuštěných látek (RL) v NF permeátu se pohyboval okolo 8 g/l, v retentátu pak kolem 14 g/l. Sole v NF permeátu byly dále zahušťovány pomocí RO na cca 28 g/l. Obsah RL v RO permeátu se pohyboval okolo 60 mg/l. RO byla provozována se ziskem permeátu 70 %.

RO retentát sloužil jako vstupní surovina pro elektrodialýzu pro jeho další zahuštění. Analytické složení výsledných proudů s využitím membrán Ralex je znázorněno v Tab. 2. Koncentrát z elektrodialýzy byl zahuštěn na 144 g/l RL (koncentrát opouštějící ED1, proud 13). Odsolený proud 15 (diluát z ED2) opouštěl linku o koncentraci, která vyhovuje emisním limitům a může být vracen do řeky.

Při odsolování/koncentrování v prvním stupni EDR 1 s membránami Ralex® v režimu Feed&Bleed, kdy je postupně doplňována surovina k udržení požadované koncentrace solí resp. vodivosti roztoku, byla průměrná proudová hustota 233 A/m^2. Průměrný hmotnostní tok rozpuštěných látek přes membránu činil 303 $g_{RL}.m^{-2}h^{-1}$. Spotřeba energie na přenos solí v prvním stupni při ustáleném stavu byla 19,3 kWh/m^3 nástřiku (0,94 kWh/kg přenesených RL). Při odsolování/koncentrování v druhém stupni EDR 2 s membránami Ralex v režimu Feed&Bleed pro koncentrát, kdy je postupně doplňována surovina (D1) k udržení požadované koncentrace solí resp. vodivosti roztoku, byla průměrná proudová hustota 105 A/m^2. Průměrný hmotnostní tok rozpuštěných látek přes membránu činil 143 $g_{RL}.m^{-2}h^{-1}$. Spotřeba energie na přenos solí v druhém stupni při ustáleném stavu byla 2,85 kWh/m^3 nástřiku (0,8 kWh/kg přenesených RL).

Při odsolování/koncentrování v prvním stupni EDR 1 s homogenními membránami v režimu Feed&Bleed, kdy je postupně doplňována surovina k udržení požadované koncentrace solí resp. vodivosti roztoku, byla průměrná proudová hustota 328 A/m^2. Průměrný hmotnostní tok rozpuštěných látek přes membránu činil 477 $g_{RL}.m^{-2}h^{-1}$. Spotřeba energie na přenos solí v prvním stupni při ustáleném stavu byla 11,38 kWh/m^3 nástřiku (0,62 kWh/kg přenesených RL). Koncentrace RL v koncentrátu byla 232 g/l.

Při odsolování/koncentrování v druhém stupni EDR 2 s homogenními membránami v režimu Feed&Bleed pro koncentrát, kdy je postupně doplňována surovina (D1) k udržení požadované koncentrace solí resp. vodivosti roztoku, byla průměrná proudová hustota 140 A/m^2. Průměrný hmotnostní tok rozpuštěných látek přes membránu činil 261 $g_{RL}.m^{-2}h^{-1}$. Spotřeba energie na přenos solí v druhém stupni při ustáleném stavu byla 4,4 kWh/m^3 nástřiku (0,46 kWh/kg přenesených RL).

Potvrdilo se tedy očekávání vyšších dosažených koncentrací i elektricky úspornějšího provozu s použitím homogenních membrán. U takto vysokých koncentrací solanek jsou rozdíly již výrazné. Nicméně náklady na pořízení homogenních membrán jsou značně vyšší než náklady na membrány heterogenní. Proto jsou před finálním rozhodováním o nákupu technologie ED vždy zváženy přínosy i zápory zmiňovaných řešení.

Tab. 2. *Analýzy k testům dvojstupňového uspořádání testů s membránami Ralex®*

Číslo proudu		12	13	14	16	15	
Popis		RO retentát (z nádrže)	ED koncentrát (1. st.; RALEX)	ED diluát (1. st.; RALEX)	ED koncentrát (2. st.; RALEX)	ED diluát (2. st.; RALEX)	Metoda
Č. vzorku		192	195	199	194	198	
Al	mg/l	<0,5	<5	<0,05	<0,5	<0,05	ICP-OES
Ba	mg/l	<0,2	<2	<0,02	<0,2	<0,02	ICP-OES
Ca	mg/l	171	857	21	137	3	ICP-OES
Fe	mg/l	<0,5	<5	<0,005	<0,5	<0,005	ICP-OES
K	mg/l	283	1650	39	247	4	ICP-OES
Mg	mg/l	13,80	79,10	1,91	10,50	0,36	ICP-OES
Mn	mg/l	<0,05	<0,5	<0,005	<0,05	<0,005	ICP-OES
Na	mg/l	9380	50300	1660	7180	379	ICP-OES
S	mg/l						ICP-OES
Si	mg/l	29,70	22,70	27,70	10,20	23,90	ICP-OES
Sr	mg/l	0,594	<5	0,081	0,443	0,013	ICP-OES
F-	mg/l	7,94	<50,0	2,33	6,43	1,53	IC_anionty
NO3-	mg/l	420	2490	70	385	12	IC_anionty
PO4	mg/l	<5,00	<25,0	<1,00	<5,00	<1,00	IC_anionty
SO4	mg/l	129	736	34	129	10	IC_anionty
Cl-	mg/l	15400	90600	2980	13900	580	titrace
NL 105	mg/l	34,4	411	<2,00	33,5	10,6	Nerozp. látky
RL 105	mg/l	25200	144000	4640	22900	1120	Rozp. látky
RAS 550	mg/l	24600	140000	4510	22400	1060	RAS
Vodivost	mS/cm	41,9	172	8,79	38,2	1,91	Vodivost
Teplota	°C	23,8	23,9	23,9	23,8	24	vod. sonda
pH		6,72	6,34	6,77	6,19	6,83	pH
Hustota	g/cm3	1,0163	1,096	1,0013	1,0145	0,9985	hustota
Teplota	°C	23,9	24,1	24,1	24	24,1	pH sonda
Čistota NaCl		0,983	0,978	1,000	0,921	0,856	výpočet

4. ZÁVĚR

Pomocí metod chemického srážení, ultrafiltrace, nanofiltrace, reverzní osmózy a elektrodialýzy bylo ze vstupní suroviny obsahující přibližně 10 g/l RL, z toho cca 70 % NaCl získána sůl o koncentraci 144 až 200 g/l a čistotě NaCl převyšující 95 % (proud 13 v bilančním schématu), což patrně umožňuje další využití soli. Pro získání solí v pevném skupenství by musela být uplatněna krystalizační odparka. V případě potřeby vyšších čistot (menší obsah síranů a dvojmocných kationtů) lze navrhnout druhý průchod NF, která by odstranila i zbytky síranů. Se značným zakoncentrováním roztoku solanky dochází samozřejmě ke značné redukci objemu vody nutného k odpařování pro případnou následnou krystalizaci soli. Při normovaném nástřiku 1 m^3/h odpadních ionexových eluátů je dle bilančního schématu

uvedeného v Obr. 1. finální objemový průtok produktu pouze 0,04 m^3/h (s heterogenními membránami Ralex; s homogenními membránami 0,027 m^3/h o vyšší koncentraci). Další zahuštění solanky by bylo možné pomocí odparky, případně krystalizační odparky.

Dalšími hlavními proudy z technologie jsou:

- RO permeát o nízké vodivosti (0,51 m^3/h),
- Kal obsahující převážně $CaCO_3$ (3,3 kg/h, 70% vlhkost),
- NF retentát obsahující směs solí, převážně síranů (0,23 m^3/h),
- ED diluát obsahující převážně NaCl o nízké koncentraci 1,2 g/l (0,18 m^3/h).

Technologie po počáteční fázi najíždění a čekání na první analytická stanovení obsahu dvojmocných iontů běžela ustáleně, bez problémů.

PODĚKOVÁNÍ
Práce byla realizována v rámci projektu Institucionální podpora podporovaného Ministerstvem průmyslu a obchodu České republiky. Projekt využívá infrastrukturu Membránového inovačního centra.

S.07 SPECIFICKÉ POLUTANTY – MONITORING A ODSTRAŇOVÁNÍ

OBSAH

Pull-down assay: nový přístup k identifikaci environmentálních kontaminantů narušujících transport tyroidních hormonů

Toušová Z.[1]*, Mikušová P.[1], Sehnal L. [1,2], Grabic R. [3], Hilscherová K.[1]

[1]Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, RECETOX, Kamenice 753/5, pavilon D29, 625 00 Brno

[2]University of Tübingen, Interfaculty Institute of Microbiology and Infection Medicine, , Auf der Morgenstelle 28, E8 72076 Tübingen, Germany

[3]Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod Laboratoř environmentální chemie a biochemie, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany

**autor pro korespondenci, email: zuzana.tousova@recetox.muni.cz*

ABSTRAKT

Látky s potenciálem narušovat hormonální rovnováhu se vyskytují ve vodách jako součást velice komplexních environmentálních směsí. V této studii prezentujeme inovativní přístup k identifikaci jednotlivých bioaktivních látek v povrchových vodách, známý jako Affinity purification and non-target analysis (APNA), na příkladu potenciálu látek vázat se na protein transthyretin (TTR), který je zodpovědný za distribuci tyroidního hormonu po těle obratlovců. Lidský TTR byl heterologně exprimován a purifikován pro použití v pull-down assay, kde dochází ke specifické separaci ligandů na základě jejich afinity k tomuto proteinu. Několik nových ligandů bylo identifikováno pomocí necílené analýzy.

KLÍČOVÁ SLOVA

Afinitní purifikace; biotesty; endokrinní disrupce; mikropolutanty; necílená analýza

1. ÚVOD

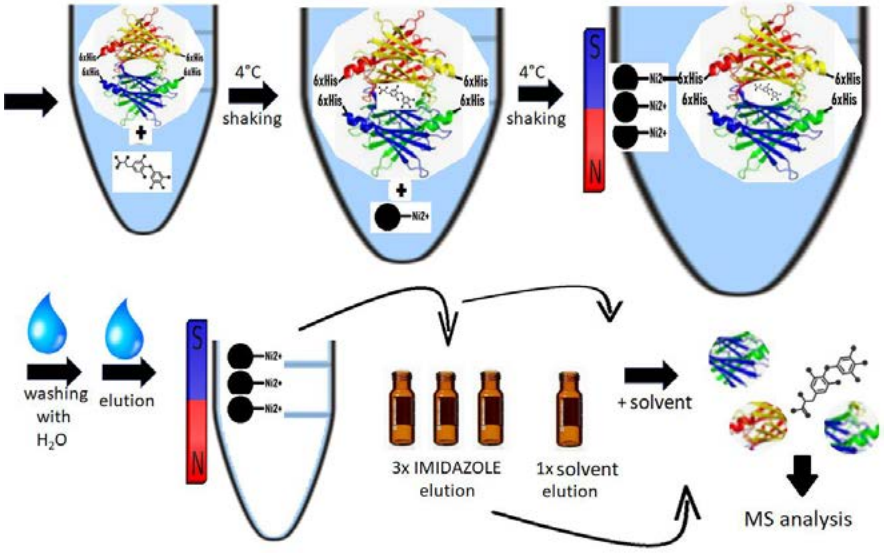
Jedním z významných faktorů ovlivňujících kvalitu povrchových vod je jejich znečištění mikropolutanty, jejichž výskyt, osud a účinky jsou častým předmětem výzkumu. Jako mikropolutanty označujeme velice různorodou skupinu organických látek, které vstupují do vodního prostředí nejčastěji společně s přečištěnou odpadní vodou, z průmyslových výrob nebo splachy ze zemědělství či zastavěných území (Ahmad et al., 2019). Mikropolutanty se ve vodním prostředí vyskytují v nízkých koncentracích (v nanogramech – nízkých mikrogramech na litr) a jejich výskyt vyvolává obavy, neboť mohou způsobovat nežádoucí biologické účinky, být persistentní, nebo naopak vlivem transformačních a metabolických procesů vytvářet další produkty (Shanmuganathan et al., 2023). Povrchové vody jsou tak dnes „koktejlem“ tisíců mikropolutantů, které se vyskytují ve velmi komplexních a různorodých směsích, jež je velmi obtížné charakterizovat konvenčními metodami monitoringu vod, založenými na cílené analýze několika prioritních polutantů. Velice užitečným nástrojem pro posouzení kvality vod jsou biotesty, které dokážou postihnout celkový účinek všech látek obsažených ve směsi. Biotesty jsou velmi citlivé a při vysokokapacitním uspořádání mohou být velmi levné a rychlé (Leusch and Snyder, 2015). Výpovědní hodnota biotestů je nenahraditelná současnými metodami chemické analýzy a proto existuje snaha začlenit biotesty do regulatorního rámce monitoringu kvality povrchových vod na evropské úrovni (Wernersson et al., 2015). Pro charakterizaci extraktů povrchových vod jsou k dispozici biotesty sledující účinky na různé úrovni biologické organizace, od jednoduchých buněčných kultur až po populace organismů. Bioanalytické nástroje založené na *in vitro* biotestech s buněčnými kulturami jsou velmi užitečné a citlivé při detekci endokrinních účinků mikropolutantů (Escher et al., 2021). Ve vzorcích povrchových vod jsou pomocí biotestů běžně detekovány účinky související s narušením hormonální regulace (např. estrogenita, antiandrogenita, glukokortikoidní

aktivita), přičemž látky zodpovědné za sledovanou aktivitu z velké míry neznáme, neboť účinky zpravidla nelze vysvětlit obsahem látek měřených cílenou analýzou (Šauer et al., 2023). K identifikaci neznámých látek působících biologické účinky slouží metoda známá jako efektem řízená analýza (EDA), jejíž podstatou je (několikanásobná) frakcionace vzorku na chromatografické koloně následovaná testováním jednotlivých frakcí. Aktivní frakce jsou následně podrobeny cílené či necílené chemické analýze (Brack, 2003). Metoda EDA je časově náročná, vlivem frakcionace mnohdy dochází k naředění vzorku a vymizení biologického účinku nebo k nedostatečné separaci kandidátních látek, což znemožňuje jednoznačnou identifikaci a ověření skutečných spouštěčů sledované aktivity. Alternativním přístupem k identifikaci neznámých bioaktivních látek je nově vyvíjená metoda označovaná jako APNA (Affinity purification and non-target analysis), postavená na vysoce specifické interakci neznámého ligandu s proteinem zájmu, která umožňuje separaci ligandu v takzvané pull-down assay následované necílenou analýzou (Gong et al., 2023). Tato studie pojednává o využití APNA metodiky a optimalizaci pull-down přístupu pro identifikaci látek s potenciálem vázat se na lidský transthyretin (TTR), sérový transportní protein tyroidního hormonu thyroxinu (T4), a tím blokovat vazné místo pro tyroidní hormon a narušovat tak tyroidní regulaci (Ren and Guo, 2012). Narušení tyroidní rovnováhy může vést k nežádoucím změnám metabolismu a růstu, narušení nervového vývoje a reprodukce (Ramhøj et al., 2020).

2. MATERIÁL A METODY

Vzorky vody byly odebrány použitím pasivních vzorkovačů typu POCIS (Polar organic chemical integrative sampler) exponovaných po dobu 8 týdnů v prosinci a lednu 2021 na dvou lokalitách (výpusť ČOV Prachatice – lokalita E, recipient pod výpustí – lokalita D) na Živném potoce u Prachatic, ovlivněném odpadními vodami z místní čistírny odpadních vod (Vrana et al., 2021). Extrakty pasivních vzorkovačů byly testovány v biotestu sledujícím inhibici vazby T4 hormonu na TTR protein (Ren and Guo, 2012). Fúzní lidský TTR protein byl připraven heterologní expresí v *E. coli* (BL21-DE3) s užitím komerčně syntetizovaného plasmidu pET28a+ s vloženou sekvencí pro TTR protein, optimalizovanou pomocí metod bioinformatické analýzy. Protein byl purifikován pomocí FPLC (Fast protein liquid chromatography) na základě afinity vloženého His-tagu k nikelnatým iontům. Funkčnost purifikovaného proteinu byla ověřena užitím fluorescenčně značeného T4. Pull-down esej s purifikovaným proteinem byla optimalizována se standardním ligandem T4 a následně využita pro separaci aktivních ligandů z extraktů pasivních vzorkovačů (Peng et al., 2016). Pull-down assay byla prováděna smícháním 100µg purifikovaného proteinu s 10µL vzorku v 1mL vodného roztoku. Po hodinové inkubaci byly přidány magnetické kuličky s nikelnatým povrchem a po hodině inkubace byl komplex protein-ligand separován z roztoku pomocí magnetického stojánku. Magnetické kuličky byly následně omyty vodou a postupně eluovány roztokem imidazolu a methanolem (Obr. 1.). Eluát byl doplněn methanolem pro denaturaci proteinu a uvolnění ligandu, po úpravě objemu byl eluát podroben testování v TTR biotestu a necílené analýze. Necílená analýza byla provedena pomocí LC-HRMS (Q-Exactive HF Thermo Fisher Scientific) v plném scanu v pozitivním a negativním módu. Při druhém nástřiku byl plný scan kombinován s akvizicí dat z MS2. Získaná data byla zpracována v software Compound Discoverer 3.1 (Thermo Fisher Scientific) a kandidátní ligandy TTR proteinu byly identifikovány užitím diferenční analýzy. Aktivita

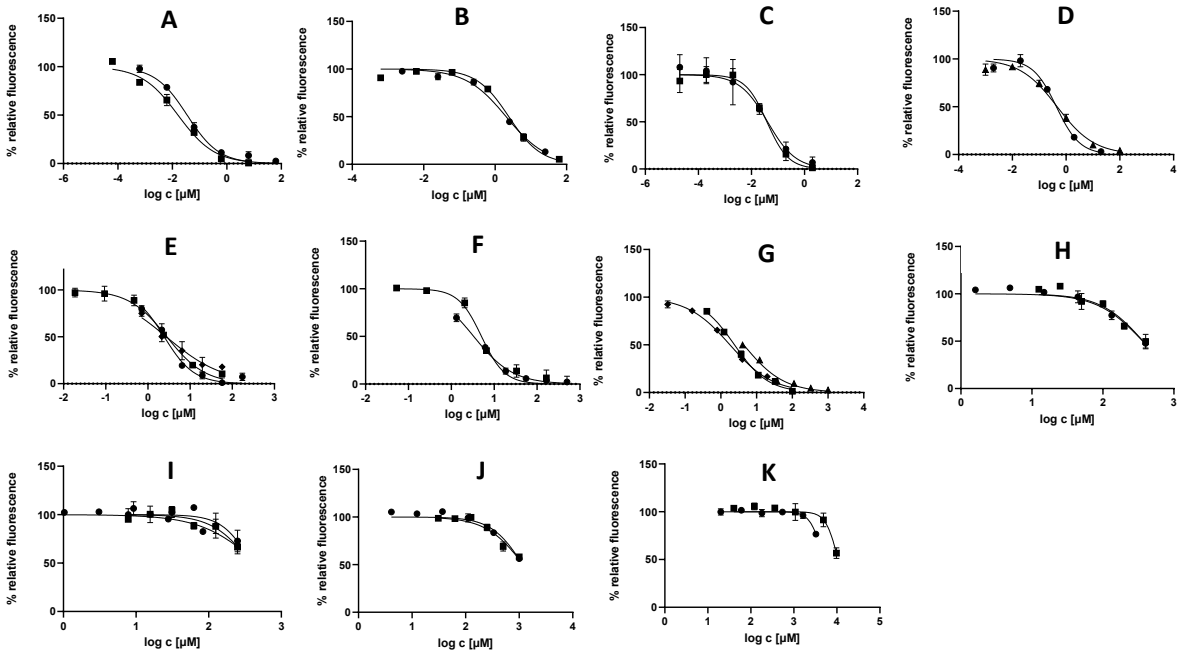
komerčně dostupných kandidátních ligandů byla ověřena v TTR biotestu a jejich koncentrace byly stanoveny pomocí cílené analýzy (LC-HRMS).



Obr. 1. *Schéma pull-down eseje s fúzním TTR proteinem. Separace ligandů je založena na specifické vazbě ligandů do vazného místa proteinu a afinitě proteinu (prostřednictvím vloženého His-tagu) k nikelnatým iontům vázaným na magnetických kuličkách.*

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Extrakty z obou lokalit na Živném potoce vykazovaly schopnost kompetitivně inhibovat vazbu tyroidního hormonu T4 na transportní TTR protein. Vyšší aktivita byla pozorována ve výpusti vyčištěných odpadních vod z ČOV Prachatice (lokalita E, 22.9 ug/L) a nižší úroveň efektu byla detekována v recipientu několik set metrů pod výpustí (lokalita D, 5 ug/L; hodnoty vyjádřeny jako bioanalytický ekvivalent (BEQ) hormonu T4). Fúzní TTR protein byl vypurifikován a jeho funkčnost ověřena v TTR biotestu. Pull-down assay byla optimalizována, přičemž bylo dosaženo téměř 50% návratnosti standardního ligandu T4. Po pull-down assay s extrakty pasivních vzorkovačů se podařilo detekovat efekt v TTR biotestu (návratnost efektu 7 a 13% pro lokality E a D) a separovat tak látky s potenciálem vázat se na TTR. V necílené analýze bylo nejdříve pomocí diferenční analýzy vybráno 178 suspektních látek a následným zpracováním (manuální odstranění artefaktů z proteinu, MS^2, prohledání knihoven) byl vytvořen seznam 49 kandidátních ligandů, z nichž bylo 34 identifikováno na úrovni nejistoty 1 – 3 podle (Schymanski et al., 2014) a pro 12 byl komerčně dostupný analytický standard. Tyto látky byly následně testovány v TTR biotestu, jejich aktivita byla potvrzena a zároveň byly kvantitativně stanoveny cílenou analýzou v původních extraktech pasivních vzorkovačů (Obr. 2). Příspěvek jednotlivých stanovených ligandů byl vypočítán jako součin jejich koncentrace a relativní potence oproti standardnímu ligandu T4. Ukázalo se, že několik ligandů vyskytujících se v relativně vysokých koncentracích může do velké míry vysvětlit pozorovaný efekt v TTR biotestu.



Obr. 2. *Křivky dávka-odpověď v TTR biotestu s identifikovanými a komerčně dostupnými ligandy.*

4. ZÁVĚRY

Kvalita povrchových vod je ovlivněna výskytem mikropolutantů, které do prostředí vstupují převážně jako součást přečištěných odpadních vod nebo splachů ze zemědělství či urbanizovaného prostředí. Cílem vodní legislativy je identifikovat a následně regulovat takové látky, které mohou negativně působit na živé organismy např. mechanismem endokrinní disrupce. Použití přístupu APNA, který využívá separace bioaktivních látek pomocí interakce s fúzním proteinem v kombinaci s necílenou analýzu, se v této studii ukázalo jako velmi užitečný a slibný nástroj pro identifikace látek s potenciálem působit specifickými biologickými účinky. Prezentovaná práce přináší nový přístup k charakterizaci těžko uchopitelných vysoce komplexních environmentálních směsí látek např. povrchových vod.

PODĚKOVÁNÍ

Studie byla financována Grantovou Agenturou České republiky (GX20-04676X).

SEZNAM LITERATURY

Ahmad, J., Naeem, S., Ahmad, M., Usman, A.R.A., Al-Wabel, M.I., 2019. A critical review on organic micropollutants contamination in wastewater and removal through carbon nanotubes. *J. Environ. Manage.* 246, 214–228. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.152

Brack, W., 2003. Effect-directed analysis: A promising tool for the identification of organic toxicants in complex mixtures? *Anal. Bioanal. Chem.* 377, 397–407. https://doi.org/10.1007/s00216-003-2139-z

Escher, B., Neale, P., Leusch, F., 2021. *Bioanalytical Tools in Water Quality Assessment*. IWA Publishing, London, UK. https://doi.org/10.2166/9781843393689

Gong, Y., Yang, D., Barrett, H., Sun, J., Peng, H., 2023. Building the Environmental Chemical-Protein Interaction Network (eCPIN): An Exposome-Wide Strategy for Bioactive Chemical Contaminant Identification. *Environ. Sci. Technol.* https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02751

Leusch, F.D.L., Snyder, S.A., 2015. Bioanalytical tools: Half a century of application for potable reuse. *Environ. Sci. Water Res. Technol.* 1, 606–621. https://doi.org/10.1039/c5ew00115c

Peng, H., Sun, J., Alharbi, H.A., Jones, P.D., Giesy, J.P., Wiseman, S., 2016. Peroxisome Proliferator-Activated Receptor γ is a Sensitive Target for Oil Sands Process-Affected Water: Effects on Adipogenesis and Identification of Ligands. *Environ. Sci. Technol.* 50, 7816–7824. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01890

Ramhøj, L., Hass, U., Gilbert, M.E., Wood, C., Svingen, T., Usai, D., Vinggaard, A.M., Mandrup, K., Axelstad, M., 2020. Evaluating thyroid hormone disruption: investigations of long-term neurodevelopmental effects in rats after perinatal exposure to perfluorohexane sulfonate (PFHxS). *Sci. Rep.* 10, 1–13. https://doi.org/10.1038/s41598-020-59354-z

Ren, X.M., Guo, L.H., 2012. Assessment of the binding of hydroxylated polybrominated diphenyl ethers to thyroid hormone transport proteins using a site-specific fluorescence probe. Environ. *Sci. Technol*. 46, 4633–4640. https://doi.org/10.1021/es2046074

Šauer, P., Vrana, B., Escher, B.I., Grabic, R., Toušová, Z., Krauss, M., von der Ohe, P.C., König, M., Grabicová, K., Mikušová, P., Prokeš, R., Sobotka, J., Fialová, P., Novák, J., Brack, W., Hilscherová, K., 2023. Bioanalytical and chemical characterization of organic micropollutant mixtures in long-term exposed passive samplers from the Joint Danube Survey 4: Setting a baseline for water quality monitoring. *Environ. Int.* 178, 107957. https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107957

Schymanski, E.L., Singer, H.P., Longrée, P., Loos, M., Ruff, M., Stravs, M. a., Ripollés Vidal, C., Hollender, J., 2014. Strategies to characterize polar organic contamination in wastewater: Exploring the capability of high resolution mass spectrometry. *Environ. Sci. Technol.* 48, 1811–1818. https://doi.org/10.1021/es4044374

Shanmuganathan, R., Sibtain Kadri, M., Mathimani, T., Hoang Le, Q., Pugazhendhi, A., 2023. Recent innovations and challenges in the eradication of emerging contaminants from aquatic systems. *Chemosphere* 332. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138812

Vrana, B., Urík, J., Fedorova, G., Švecová, H., Grabicová, K., Golovko, O., Randák, T., Grabic, R., 2021. In situ calibration of polar organic chemical integrative sampler (POCIS) for monitoring of pharmaceuticals in surface waters. *Environ. Pollut.* 269. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116121

Wernersson, A.S., Carere, M., Maggi, C., Tusil, P., Soldan, P., James, A., Sanchez, W., Dulio, V., Broeg, K., Reifferscheid, G., Buchinger, S., Maas, H., Van Der Grinten, E., O'Toole, S., Ausili, A., Manfra, L., Marziali, L., Polesello, S., Lacchetti, I., Mancini, L., Lilja, K., Linderoth, M., Lundeberg, T., Fjällborg, B., Porsbring, T., Larsson, D.G.J., Bengtsson-Palme, J., Förlin, L., Kienle, C., Kunz, P., Vermeirssen, E., Werner, I., Robinson, C.D., Lyons, B., Katsiadaki, I., Whalley, C., den Haan, K., Messiaen, M., Clayton, H., Lettieri, T., Carvalho, R.N., Gawlik, B.M., Hollert, H., Di Paolo, C., Brack, W., Kammann, U., Kase, R., 2015. The European technical report on aquatic effect-based monitoring tools under the water framework directive. *Environ. Sci. Eur.* 27, 1–11. https://doi.org/10.1186/s12302-015-0039-4

OBSAH

Identifikace polutantů pro odhad stanovení rizik a monitoring: Postupy molekulárně biologické analýzy efektu kombinované s vysokorozlišující hmotnostní spektrometrií

Grabic R.[1*], Mikušová P.[2], Vojs Staňová A.[1], Toušová Z.[2], Smutná M.[2], Hilscherová K.[2]

[1]Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Jihočeské výzkumné centrum akvakultury a biodiverzity hydrocenóz, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany

[2]Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Kamenice 753/5, Bohunice, Brno

**autor pro korespondenci, email: rgrabic@frov.jcu.cz*

ABSTRAKT

Kombinace molekulárně biologické analýzy s instrumentálními metodami je rychle rostoucí oblastí výzkumu životního prostředí a ekotoxikologie. V této práci představujeme první výsledky dvou metod, které kombinují dva přístupy – frakcionaci a afinitní přečištění vzorků. V porovnání s frakcionací je vlastní postup afinitní purifikace relativně jednoduchý, ale proteiny jsou pro většinu efektů komerčně nedostupné nebo drahé. Vlastní vývoj a ověření jejich funkce je obtížné. Ve výsledku jsou obě metody velmi časově náročné a provádět je může pouze vysoce kvalifikovaný personál. Obě ale vedou k cíli – identifikaci sloučenin, které způsobují nežádoucí efekty v reálných komplexních směsích ve vodě.

KLÍČOVÁ SLOVA

Afinitní čištění; LC-HRMS; necílený screening; vyhodnocení dat

1. ÚVOD

Pomocí nových vzorkovacích (pasivní vzorkování) a analytických technik (vysokorozlišující hmotnostní spektrometrie) jsme schopni detekovat až desítky tisíc signálů ve vzorcích vody. Současný pokrok v instrumentaci jako je např. iontová mobilita umožňuje vysoce specifické techniky pro separaci a následnou detekci izomerů, které jsou nerozlišitelné konvenčními technikami (Tang a kol., 2020). Bohužel vyhodnocení dat i přes rychlý pokrok v oblasti hlavně strojového učení a umělé inteligence neumožňuje rychlou, jistou, a hlavně rutinní identifikaci většiny komponent v reálných vzorcích. Protože primárním cílem chemických analýz je odhad rizika spojeného s přítomností chemického znečištění, existuje řada postupů kombinujících chemické cílené i necílené analýzy s analýzou biologického efektu (Menger a kol., 2020). Některé efekty, např. estrogenitu, je možné dobře vysvětlit přítomností několika málo sloučenin, jiné zůstávají z velké většiny nevysvětleny i přes široký (>500 sloučenin) rozsah analýz (Šauer a kol., 2023).

Pro identifikaci původců efektu pak může být výhodné kombinovat biologickou analýzu s chemickou (Brack a kol., 2016). V rámci projektu *GAČR 20-04676X*, jsme vyvinuli dva postupy, které tuto kombinaci využívají. Jeden je založen na snižování komplexity směsi extraktu pasivního vzorkovače POCIS frakcionací až do dvourozměrné HPLC, druhý pak používá selektivní vazbu protein-ligand v tzv. „pull down testu“ neboli afinitní přečištění extraktu (Peng a kol., 2016).

2. MATERIÁL A METODY

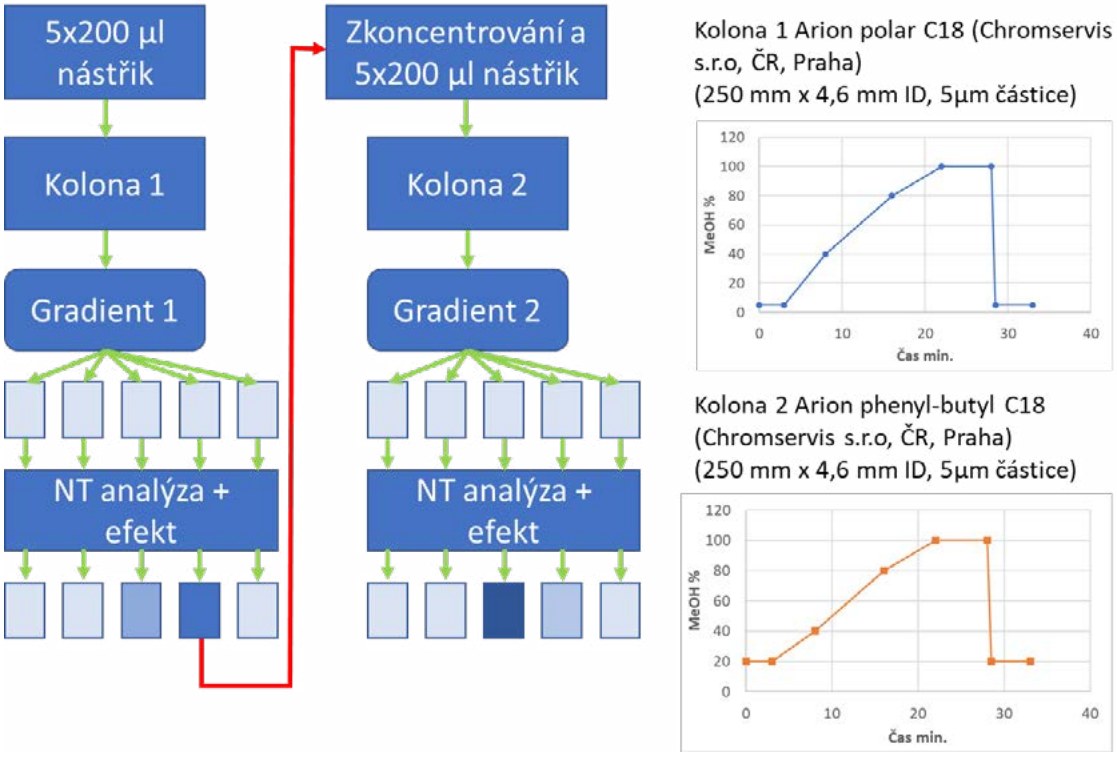
Pro experimenty byly použity extrakty z pasivních vzorkovačů umístěných v odtoku vyčištěné odpadní vody v běžných čistírnách komunálních vod, v recipientu pod tímto odtokem a jako kontrola pak v toku nad zdrojem znečištění. Pasivní vzorkovače pro polární organické látky POCIS a Affinisep Oasis HLB speed disk byly exponovány po dobu tří týdnů, extrahovány

standardizovanou metodou a zkoncentrovány na objem odpovídající 1 POCIS/ml, respektive 4 speed disky/ml. Extrakty byly analyzovány pomocí kapalinové chromatografie s hmotnostně spektrometrickou detekcí pro široký rozsah cílových analytů, ale také pomocí necílených metod. Komplementárně k tomu byly provedeny analýzy širokého spektra biologických efektů na tkáňových kulturách. Detailní popis metod lze nalézt v naší současné publikaci Šauer a kol. (2023).

Frakcionace extraktů byly provedeny pomocí analytického sestavy LC čerpadla, autosampleru, frakcionátoru a sběrače frakcí Agilent 1260 Infinity II (HPST s.r.o., ČR, Praha) podle schématu na Obr. 1.

Frakcionace byla provedena opakovaně pětkrát po sobě se sběrem do stejné nádobky. První frakce byla sbírána od 3 do 7 minuty separace, dalších deset frakcí pak vždy po dvou minutách. Jednotlivé frakce byly odpařeny kombinací odfuku metanolu dusíkem a dosušením v lyofilizátoru. Zpětně byly rekonstituovány v 1 ml metanolu pro další analýzy a frakcionace. Odpovídající podíly byly odebrány pro necílenou analýzu, a analýzu efektu. V případě pozitivních efektů, byly další alikvoty frakcionovány podle Obr. 1. 2D frakce pak byly opět odpařeny a rekonstituovány v metanolu a odpovídají podíly byly analyzovány instrumentálně i bioanalyticky.

Magnetická pryskyřice s navázaným proteinovým receptorem daného efektu (lidský transthyretin tetramer receptor – hTTR) pro afinitní purifikaci byla připravena a vyčištěna v laboratořích Masarykovy univerzity. Tento afinitní sorbent byl přidán do extraktu vzorku naředěného vodou. Po hodinové inkubaci byl pomocí magnetu sorbent separován od roztoku a navázané cílové analyty byly vymyty roztokem imidazolu a metanolu a zkoncentrovány na finální objem 200 µl metanolu.



Obr. 1. *Schéma frakcionací, použité chromatografické kolony a gradient pro eluci*

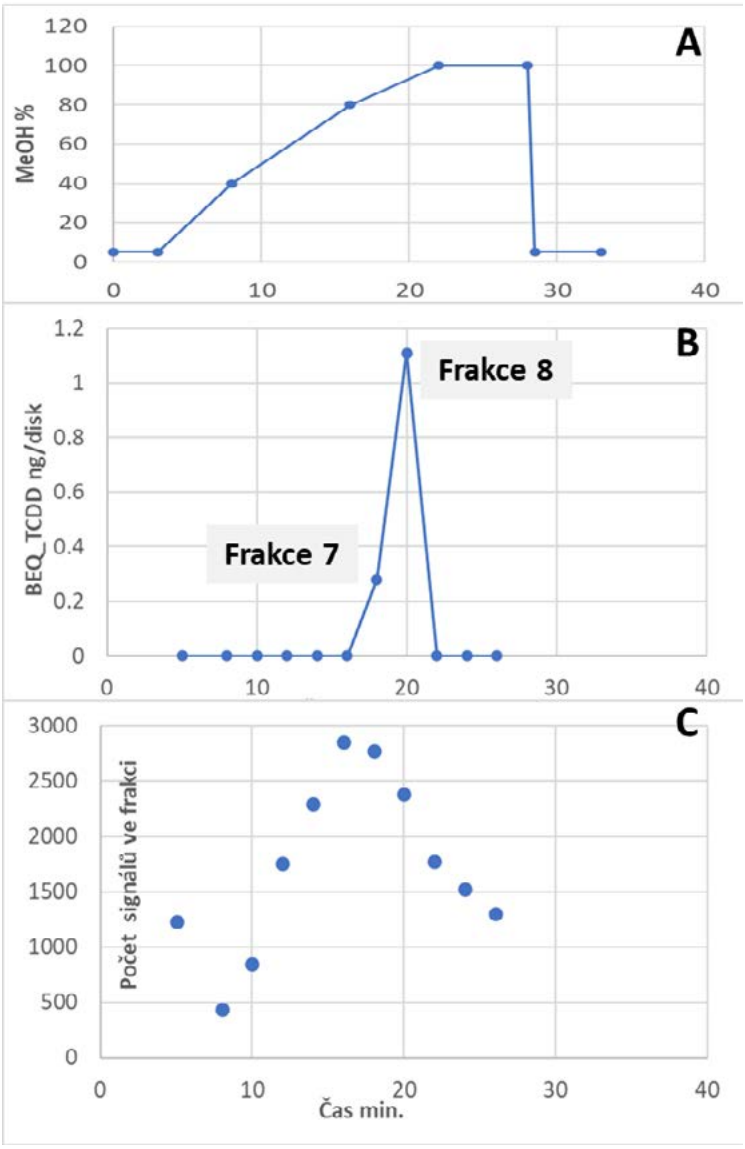
Vzorky z frakcionačních experimentů byly analyzovány na koloně Hypersil Gold aQ (50 mm délka, 2,1 mm průměr a velikost částic 5 µm, Pragolab s.r.o, CR Praha) gradientem metanolu ve vodě, kdy obě fáze byly pufrovány 10 mM octanem amonným a 0,1% kyselinou mravenčí. Pro detekci byl použit vysokorozlišující hmotnostní spektrometr QExactive HF (Thermo Fisher Scientific) v módu plného skenu v při rozlišení 70000 FWHM v kombinací s MS^2 módem DIA (data independent analysis). V plném skenu byly zaznamenány všechny ionty v rozmezí 100-1000 m/z a v DIA MS^2 spektra pro široká izolační okna (100 – 600 m/z po 100 m/z a jedno okno 600-1000 m/z). Vzorky byly analyzovány jednou v pozitivním a podruhé v negativním ionizačním módu. Získané datové soubory pak byly zpracovány v programu CompoundDiscoverer 3.1. (Thermo Fisher Scientific). Ve stručnosti lze popsat, že chromatografické záznamy byly srovnány pomocí algoritmu, který je adjustuje na RT (retenční čas) ve srovnávacím souboru a v takto upravených souborech byly vybrány chromatografické píky na jednotlivých m/z s tolerancí 5 ppm. Signály z MS^1 i MS^2 byly porovnány se spektrálními knihovnami, byly také prohledány na přítomnost halogenovaných sloučenin a seznamem látek, u nichž je znám jejich efekt pro danou bioanalytickou metodu.

Vzorky z experimentů s afinitním přečištěním extraktu byly analyzovány s použitím stejné chromatografické separace, ale při použití dvoufázové LC-HRMS detekce cílových sloučenin. V prvním kroku byl použit plný sken v obou ionizačních módech v rozsahu 100-1000 m/z. Použitím software CompoundDiscoverer 3.1 byly vybrány píky signálů pro druhou fázi identifikace na základě diferenční analýzy vzorků vyčištěné odpadní vody a recipientu pod odtokem vůči extrakčnímu slepému pokusu, proteinové kontrole a nespecifické sorpci (pouze magnetická pryskyřice). V druhém kroku pak byly vzorky reanalyzovány pomocí stejné chromatografické separace ale s kombinovanou detekcí v plném HRMS skenu a MS^2 pro výsledný soubor podezřelých signálů (m/z) z diferenční analýzy.

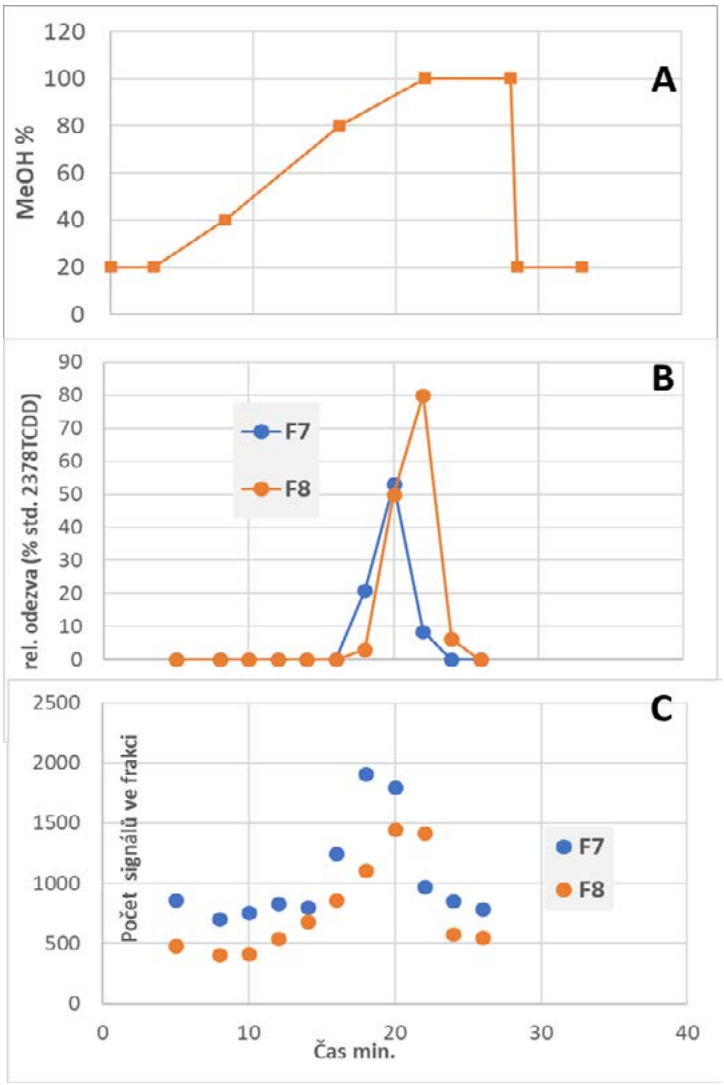
3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Výsledky frakcionace extraktu podle uvedeného postupu pro AhR-zprostředkovanou aktivitu (aryl hydrocarbo receptor, dioxin-like efekt), v prvním rozměru jsou uvedeny na Obr. 2. Z Obr. 2 je patrné, že aktivní byly frakce 7 a 8, které odpovídají, vzhledem k separaci na reverzní fázi C18 bez úpravy pH mobilní fáze, sloučeninám středně polárním, které byly eluovány v 60 - 80% metanolu ve vodě. Bohužel je také patrné, že v těchto frakcích je eluováno relativně velké množství signálů – konkrétně 2289 a 2851 ve frakci 7 a 8 v ESI+. Po korekci na příslušný slepý pokus toto číslo kleslo na 1784 a 2345, což jsou stále tisíce potencionálně aktivních sloučenin v jednom ionizačním módu.

Pro frakcionaci v druhém rozměru byla vybrána butyl-fenyl reverzní fáze, kde je při dané mobilní fázi (gradient metanolu ve vodě) akcentován jiný chemismus separace (π-π interakce konjugovaných a aromatických struktur analytů a stacionární fáze) než hydrofobicita. Aktivních bylo opět pouze několik frakcí z puvodních frakcí 7 a 8, přičemž aktivita frakce 8 byla posunuta vůči frakci 7 i v druhém rozměru. Bohužel nemůžeme konstatovat, že došlo k výraznému snížení komplexity směsi, protože počty signálů v jednotlivých aktivních frakcích po druhém stupni frakcionace (2D) opět dosahovaly podobných hodnot mezi 1100 – 1907 v ESI+.



Obr. 2. *Gradient separace v prvním rozměru (A), AhR aktivita frakcí jako ekvivalent efektu 2378TCDD (B), počet signálů – m/z s retenčním časem (features) v jednotlivých frakcích (C)*



Obr. 3. *Gradient separace v druhém rozměru (A), relativní AhR aktivita frakcí jako procento efektu standardu 2378TCDD (B), počet signálů – m/z s retenčním časem (features) v jednotlivých frakcích (C) – ESI+*

Signály v aktivních frakcích byly zpracovány ve vyhodnocovacím softwaru a potom, což je podstatně delší procedura, manuálně zkontrolovány a ověřeny. Ve výsledku byly identifikovány max. nízké jednotky sloučeniny, které mají známý AhR efekt – viz Tab. 1. Tyto sloučeniny byly identifikovány na základě shody přesné hmoty (max odchylka 5 ppm) a prvkového složení, což odpovídá úrovni nejistoty identifikace 4 podle Schymanski a kol. stupnice (Schymanski a kol., 2014).

Vzhledem k tomu, že plochy píků těchto sloučenin se pohybovaly řádově jednotkách až nízkých desítkách milionů, což odpovídá jednotkám až desítkám ng/ml, a jejich relativní potenci vůči 2378TCDD, která se pohybovala od 5.10^{-3} do 5.10^{-5}, můžeme konstatovat, že tyto látky pravděpodobně nejsou hlavními nosilteli AhR efektu. Navíc jsou zatím identifikovány s nízkou úrovní jistoty. Pro jistější identifikaci bude nutná reanalýza a hlavně intenzivní manuální práce s offline zdroji (primární literatura) a následné zakoupení standardů pro ověření.

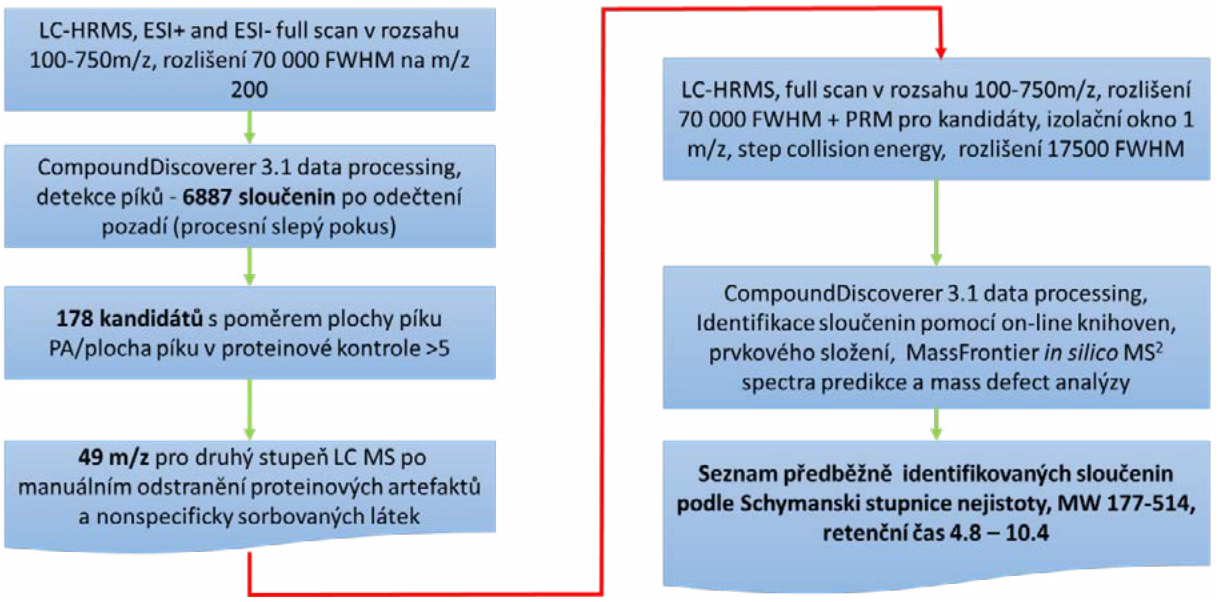
Tab. 1. *Počty sloučenin identifikovaných na základě frakcionace a biotestů na úrovni nejistoty 4 podle Schymanski a kol.*

	počet sloučenin se známým AhR efektem identifikovaných na úrovni 4					
původní vzorek	13					
1D frakce	Frakce 7					
	7					
2D frakce	Frakce 7_7	Frakce 7_8	Frakce 7_9			
	6	6	0			
1D frakce	Frakce 8					
	4					
2D frakce	Frakce 8_7	Frakce 8_8	Frakce 8_9	Frakce 8_10		
	0	4	1	1		

Redukce komplexity datového souboru pro identifikaci neznámých sloučenin pomocí druhé metody založené na afinitním přečištění vzorku je popsána na Obr. 4. Z tisíců sloučenin detekovaných v prvním stupni analýzy bylo možné relativně nenáročným automatizovaným postupem vybrat 178 kandidátních sloučenin, které byly dále manuálně zkontrolovány a očištěny od jasných artefaktů. I když šlo o ruční proces, vzhledem k relativně nízkému počtu kandidátů nebyl nijak kriticky dlouhý (řádově hodiny). Výsledný počet vybraných 49 m/z je více než přijatelný pro následné MS^2 analýzy pro další identifikaci.

Díky použití MS^2 experimentu s úzkým izolačním oknem (1 m/z) jsme byli schopni získat kvalitnější MS^2 spektra a díky tomu bylo automatické vyhledávání v online knihovnách spekter mnohem účinnější než v případě frakcionací a DIA MS^2. Výsledky identifikace jsou shrnuty v Tab. 2. Tři sloučeniny byly identifikovány na úrovni 1 – měli jsme k dispozici i standardy identifikovaných sloučenin. TTR aktivita diklofenaku již byla publikována, ale pro další dvě identifikovaná farmaka musela být zpětně ověřena. Pro 9 z dalších 25 sloučenin identifikovaných na Schymanski úrovni 2 a 3 bylo možné získat standardy a jejich aktivita je předmětem dalšího výzkumu.

V porovnání s frakcionací je vlastní postup afinitní purifikace relativně jednoduchý, ale proteiny nejsou pro většinu efektů komerčně dostupné (a pokud ano, tak s velmi vysokou cenou) a vlastní vývoj a ověření jejich funkce je náročný proces. Ve výsledku jsou obě metody velmi časově náročné a provádět je může pouze vysoce kvalifikovaný personál. Obě ale vedou k cíli – identifikaci sloučenin, které způsobují nežádoucí efekty v reálných komplexních směsích ve vodě.



Obr. 4. *Znázornění snížení počtu látek ve směsi pomocí postupu afinitního čištění*

Tab. 2. *Počty identifikovaných sloučenin na jednotlivých úrovních jistoty identifikace*

Schymanski úroveň	Počet identifikovaných sloučenin	Rozsah MW
1	3	295 – 514
2	9	293 – 414
3	16	280 – 400
4	5	177 – 324
5	1	353
Celkem	34	177 – 514
Bez izomerů	25	177 – 514

4. ZÁVĚR

Použitím molekulárně biologické analýzy efektů v extraktech pasivních vzorkovačů v napojení na necílené chemické analýzy pomocí vysokorozlišující hmotnostní spektrometrie je slibným směrem pro identifikaci individuálních sloučeniny, které jsou za daný efekt odpovědné. Obě popsané metody jsou velmi náročné jak časově, tak i vysokou kvalifikací široce založeného týmu, přesto je selekce skutečných nositelů efektu pro rutinní monitoring vysoce relevantní oblastí výzkumu. Podle našeho názoru je identifikace těchto bioaktivních látek prvním krokem k hodnocení rizik pro životní prostředí i člověka, a případné další kroky vedoucí k jejich snížení.

PODĚKOVÁNÍ

Práce byla finančně podpořena Grantovou agenturou ČR – projekt EXPRO GX20-04676X „Holistická charakterizace expozice a potenciálních účinků komplexních směsí chemických látek ve vodním prostředí“.

SEZNAM LITERATURY

Booij K., Robinson C. D., Burgess R. M., Mayer P., Roberts C. A., Ahrens L., a kol.. (2016). Passive Sampling in Regulatory Chemical Monitoring of Nonpolar Organic Compounds in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology*, 50, p. 3-17.

Brack W., Ait-Aissa S., Burgess R. M., Busch W., Creusot N., Di Paolo C., a kol.. (2016). Effect-directed analysis supporting monitoring of aquatic environments — An in-depth overview. *Science of the Total Environment*, 544, p. 1073-1118.

Menger F., Gago-Ferrero P., Wiberg K., Ahrens L. (2020). Wide-scope screening of polar contaminants of concern in water: A critical review of liquid chromatography-high resolution mass spectrometry-based strategies. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, 28.

Peng H., Sun J. X., Alharbi H. A., Jones P. D., Giesy J. P., Wiseman S. (2016). Peroxisome proliferator-activated receptor gamma is a sensitive target for oil sands process-affected water: Effects on adipogenesis and Identification of ligands. *Environmental Science & Technology*, 50, 7816-7824.

Šauer P., Vrana B., Escher B. I., Grabic R., Toušová Z., Krauss M., a kol. (2023). Bioanalytical and chemical characterization of organic micropollutant mixtures in long-term exposed passive samplers from the Joint Danube Survey 4: Setting a baseline for water quality monitoring. *Environment International*, 178, p. 107957.

Schymanski E. L., Jeon J., Gulde R., Fenner K., Ruff M., Singer H. P., a kol. (2014). Identifying small molecules via high resolution mass spectrometry: Communicating confidence. *Environmental Science & Technology*, 48, p. 2097-2098.

Tang Y., Craven C. B., Wawryk N. J. P., Qiu J., Li F., Li X.-F. (2020). Advances in mass spectrometry-based omics analysis of trace organics in water. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 128, p. 115918.

OBSAH

Výskyt vybraných látek ze skupiny PFAS v průmyslových a komunálních odpadních vodách

Váňa M.[1]*, Mičaník T.[1], Bindzar J.[2], Kristová A.[1], Plecitá M.[1], Sýkora F.[1], Břicháčková A.[1]
[1]Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i., Podbabská 2852/30, 160 00 Praha 6
[2]Vysoká škola chemicko-technologická, Ústav technologie vody a prostředí, Technická 5, 166 28 Praha 6
**autor pro korespondenci, email: miroslav.vana@vuv.cz*

ABSTRAKT
Poly- a perfluoroalkylové sloučeniny představují skupinu vysoce fluorovaných syntetických organických látek, které mají různé fyzikální a chemické vlastnosti a vyskytují se jak v průmyslových, tak i v komunálních odpadních vodách. Vzhledem k vlastnostem těchto látek se jedná o molekuly velmi odolné vůči chemickému, tepelnému i biologickému rozkladu. Tím se tyto látky mohou akumulovat v životním prostředí. V rámci výzkumu bylo zjišťováno, jaká je aktuální situace výskytu těchto látek ve vypouštěných odpadních vodách z průmyslových podniků a komunálních čistíren v ČR. Zjištěné informace jsou podkladem pro nastavení ohlašovacího prahu do Integrovaného registru znečišťování životního prostředí.

KLÍČOVÁ SLOVA
Kvalita vody; odpadní vody; PFAS; specifické polutanty

1. ÚVOD

Per- a polyfluoroalkylované látky (PFAS) tvoří velkou skupinou syntetických chemických látek, které jsou používány v širokém spektru průmyslových výrob a činností. Většina zástupců PFAS je perzistentních nebo představují prekurzory perzistentních sloučenin.

Vzhledem k těmto vlastnostem dochází ke kontaminaci povrchových vod, podzemních vod, půdy a ovzduší a následně k hromadění těchto látek v životním prostředí, v pitné vodě a v potravinách, což je vzhledem k zdravotním rizikům, které vybrané látky PFAS představují, nežádoucí. Rovněž se snadno přenáší v životním prostředí na dlouhé vzdálenosti od svého zdroje.

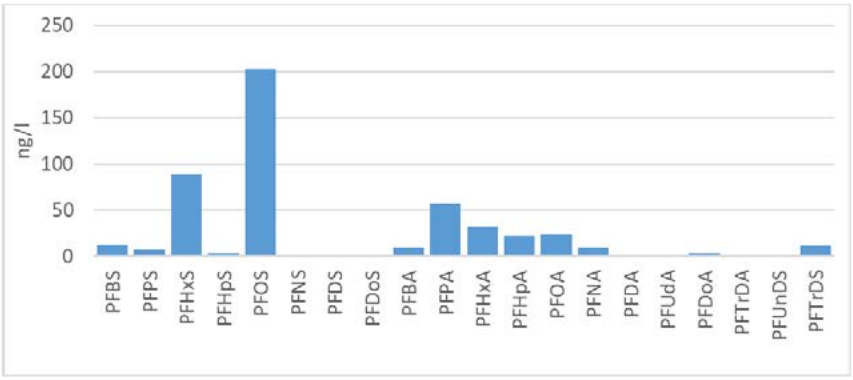
2. METODIKA A MATERIÁL

V souvislosti s novelizací nařízení vlády č. 145/2008 Sb., kterým se stanoví seznam znečišťujících látek a prahových hodnot a údaje požadované pro ohlašování do integrovaného registru znečišťování životního prostředí (schváleno vládou České republiky 10. května 2023 a novelizovaného nařízením vlády č. 137/2023 Sb.), bylo prováděno ověření výskytu a koncentrací látek skupiny PFAS v odpadních vodách u největších průmyslových zdrojů, a to z relevantních zařízení/provozoven spadajících pod působnost zákona č. 76/2002 Sb., o integrované prevenci a omezování znečištění (IPPC) a zákona č. 25/2008 Sb., o integrovaném registru znečišťování životního prostředí (IRZ) převážně s nepřímým vypouštěním odpadních vod do kanalizace. Pro sumu dvaceti vybraných látek ze skupiny PFAS stanovuje novelizované nařízení č. 145/2008 Sb. ohlašovací práh na úrovni 0,05 kilogramu za rok za provozovnu.

V rámci screeningu byla ověřována přítomnost těchto dvaceti látek patřících do skupiny PFAS podle Směrnice EU 2020/2184 o jakosti vody určené k lidské spotřebě, tučně jsou označeny látky uvedené v registru Toxics Release Inventory viz Tab. 1.

Tab. 1. *Seznam látek patřících do skupiny PFAS podle Směrnice EU 2020/2184 o jakosti vody určené k lidské spotřebě*

perfluorobutansulfonová kyselina (PFBS)	perfluorohexanová kyselina (PFHxA)
perfluoropentansulfonová kyselina (PFPS)	perfluoroheptanová kyselina (PFHpA)
perfluorohexansulfonová kyselina (PFHxS)	**perfluoroktanová kyselina (PFOA)**
perfluoroheptansulfonová kyselina (PFHpS)	**perfluorononanová kyselina (PFNA)**
perfluoroktansulfonová kyselina (PFOS)	**perfluorodekanová kyselina (PFDA)**
perfluorononansulfonová kyselina (PFNS)	perfluoroundekanová kyselina (PFUnDA)
perfluorodekansulfonová kyselina (PFDS)	**perflurododekanová kyselina (PFDoDA)**
perfluorododekansulfonová kyselina (PFDoS)	perflurotridekanová kyselina (PFTrDA)
perfluorobutanová kyselina (PFBA)	perfluoroundekansulfonová kyselina (PFUnDS)
perfluoropentanová kyselina (PFPA)	perfluorotridekansulfonová kyselina (PFTrDS)



Obr. 1. *Koncentrace P95 zástupců PFAS v průmyslových odpadních vodách*

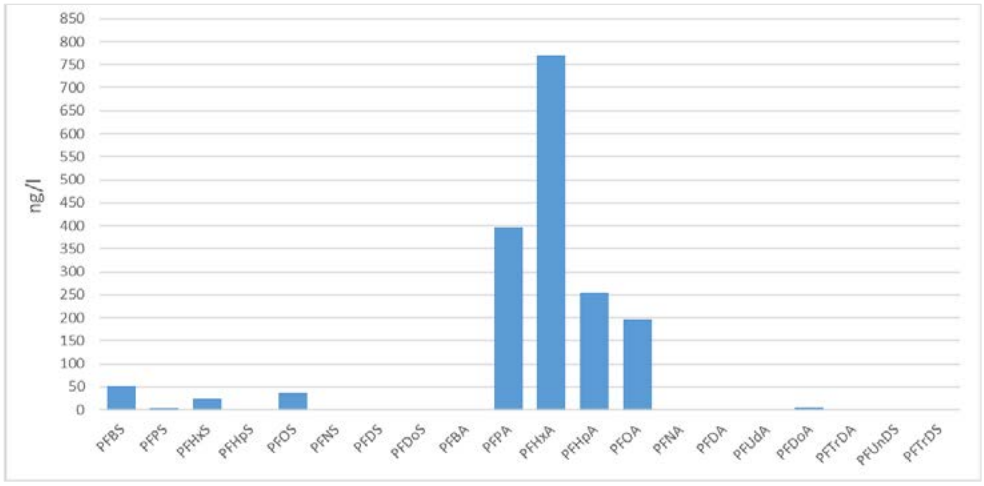
Screening vybraných látek byl prováděn u cca třiceti vybraných průmyslových subjektů a pěti zařízení, které spadají do kategorie 6.11 "Průmyslové ČOV" podle zákona č. 76/2002 Sb., o integrované prevenci a omezování znečištění, o integrovaném registru znečišťování a o změně zákonů.

Dále byl screening prováděn u cca třiceti komunálních čistíren odpadních vod, přičemž rozsah sledovaných látek byl rozšířen o dalších dvacet látek ze skupiny PFAS. Výsledky screeningu na odtocích z ČOV budou pak zejména sloužit pro možnou úpravu rozsahu analýzy látek PFAS při detekci nových látek, než sloučeniny uvedené ve zmíněné směrnici EU 2020/2184.

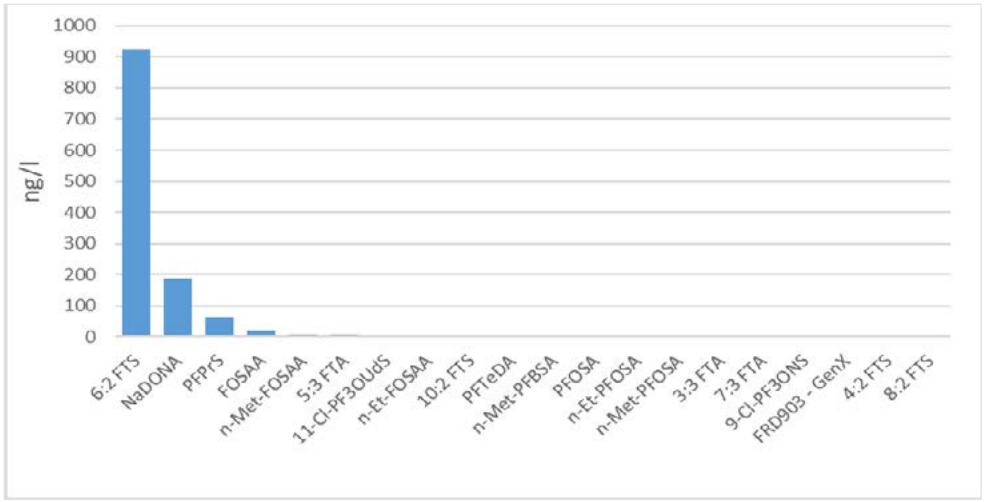
3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Obr. 1 znázorňuje statistické vyhodnocení výskytu všech 20 sledovaných zástupců PFAS v průmyslových odpadních vodách vyjádřeného pomocí P95, tzn., že 95 % zjištěných koncentrací se nacházelo pod uvedenou hodnotou. Nejvyšších koncentrací ze sledovaných látek PFAS v průmyslových odpadních vodách podle dosavadních výsledků dosahují perfluoroktansulfonová kyselina (PFOS) a perfluorohexansulfonová kyselina (PFHxS).

Obr. 2 ukazuje výsledky výskytu 20 sledovaných zástupců PFAS na odtocích z 23 ČOV, které jsou stejně jako v předchozím případě vyjádřené pomocí P95 a aby byly hodnoty lépe porovnatelné, látky jsou seřazené ve stejném pořadí. Nejvyšších koncentrací ve vyčištěných odpadních vodách dosahují perfluorohexanová kyselina (PFHxA) se sumou hodnot přesahující 750 ng/l, dále perfluoropentanová kyselina (PFPA), perfluoroheptanová kyselina (PFHpA), **perfluoroktanová kyselina (PFOA).** Nižších hodnot do 55 ng/l pak dosahovaly látky,



Obr. 2. *Koncentrace P95 zástupců ∑ 20 PFAS na odtocích z ČOV*



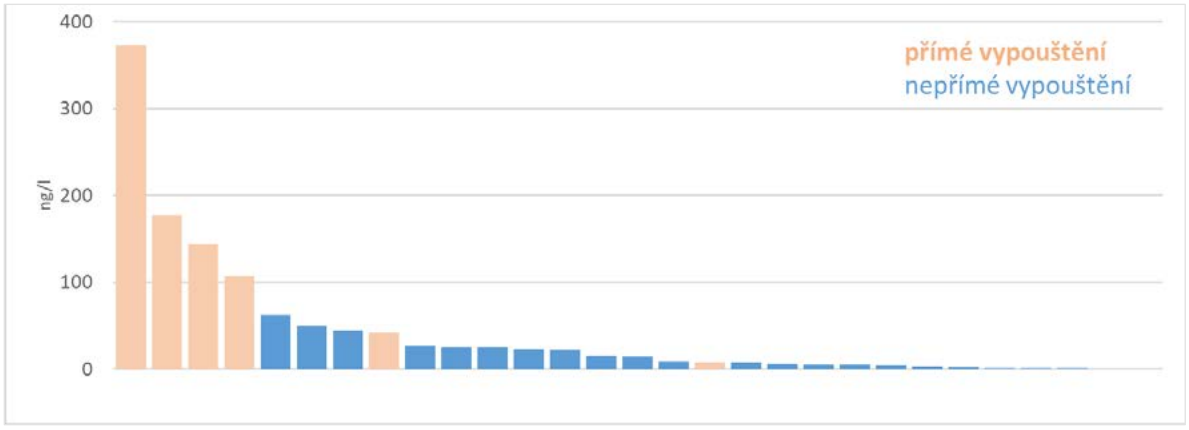
Obr. 3. *Koncentrace P95 zástupců ∑ 20 PFAS na odtocích z ČOV*

perfluorobutansulfonová kyselina (PFBS), **perfluoropentansulfonová kyselina (PFPS), perfluorohexansulfonová kyselina (PFHxS), perfluoroktansulfonová kyselina (PFOS).**

Aby bylo možné ověřit rozsah analýzy pro sledování látek PFAS, byl na odtocích z ČOV proveden screening dalších dvaceti látek ze skupiny PFAS. Na Obr. 3 si tak lze povšimnout vysokých koncentrací zatím běžně nesledovaných látek. Nejvyšších koncentrací dosahovala látka Fluorotelomer sulfonát 6:2 (6:2 FTS). Tato látka, jejíž hodnoty přesáhly 900 ng/l snadno podléhá za aerobních podmínek biotransformaci a působí jako sekundární zdroj perfluorkarboxylových kyselin (PFCA) do životního prostředí. Mezi další detekované látky patří sodná sůl dodekafluor-3H-4,8-dioxanonanoát (NaDONA), Perfluorpropansulfonát (PFPrS), kyselina perfluoroktansulfonamidooctová (FOSAA), N-methylperfluoroktan sulfonamidooctová kyselina (n-Met-FOSAA) a Fluorovaná kyselina telomerová 5:3 (5:3 FTA).

Odhady látkových odtoků v průmyslových odpadních vodách

Roční látkové odtoky byly vypočteny pouze pro koncové výusti subjektů. Pro výpočet byla použita průměrná hodnota sumy 20 PFAS (průměr ze dvou výsledků), v některých případech byl realizován jen jeden odběr odpadních vod. Nejvyšší koncentrace látek PFAS byly zjištěny u subjektů s přímým vypouštěním odpadních vod do vod povrchových (Obr. 4).



Obr. 4. *PFAS – průměrné koncentrace na koncových výustích*

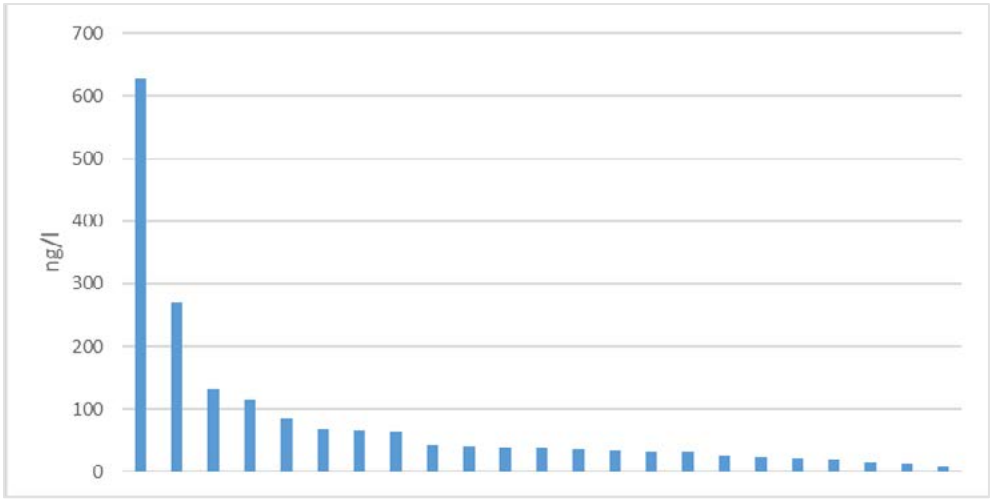
Obr. 5. *PFAS – průměrné látkové odtoky na koncových výustích*

Pro výpočet odhadu ročních látkových odtoků byly použity hodnoty ročního vypouštěného množství odpadních vod převážně získané od jednotlivých subjektů (nepřímé vypouštění, rok 2022) nebo ze státní bilance (přímé vypouštění, rok 2021), v ojedinělých případech byl použitý odhad.

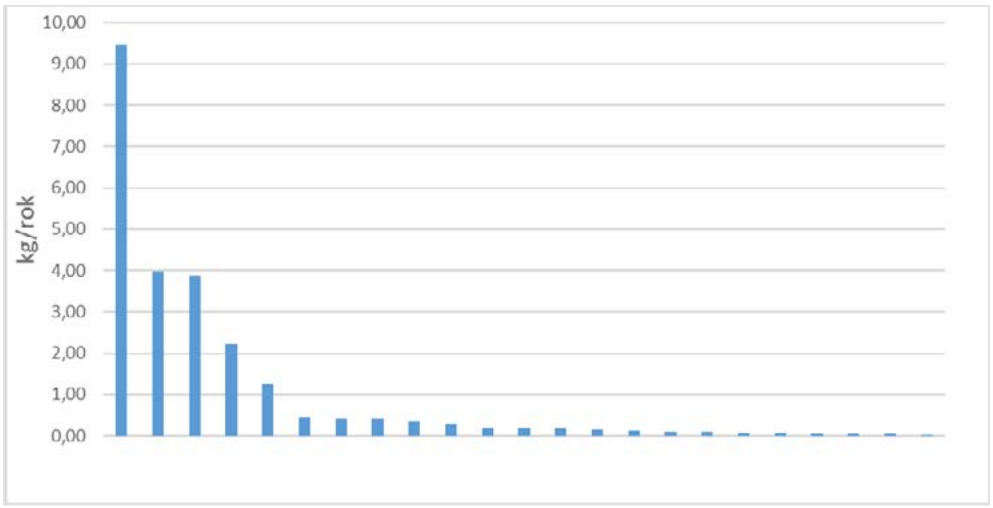
Novelizované nařízení vlády č. 145/2008 Sb., kterým se stanoví seznam znečišťujících látek a prahových hodnot a údaje požadované pro ohlašování do integrovaného registru znečišťování životního prostředí, stanovuje u dvaceti vybraných látek ze skupiny PFAS ohlašovací práh na úrovni 0,05 kilogramu za rok v celkovém množství.

Odhady látkových odtoků ve vyčištěných vodách na ČOV

Pro odhad látkových odtoků byly použity průměrné koncentrace z 20 stanovovaných látek ze skupiny PFAS. Koncentrace látek ve vyčištěných odpadních vodách znázorňuje Obr. 6, přičemž na ose x jsou jednotlivé ČOV. Pro výpočet odhadu ročních látkových odtoků byly použity hodnoty ročního vypouštěného množství odpadních vod. Odhad látkových odtoků je zobrazen na Obr. 7 a podle novelizace nařízení vlády č. 145/2008 Sb., kterým se stanoví seznam znečišťujících látek a prahových hodnot a údaje požadované pro ohlašování do integrovaného registru znečišťování životního prostředí, stanovuje u dvaceti vybraných látek ze skupiny PFAS ohlašovací práh na úrovni 0,05 kilogramu za rok v celkovém množství. Na Obr. 7 nebyla tato hodnota vyznačena podobně jako je vidět na Obr. 5, z důvodu vysokých látkových odtoků. Ale v podstatě z odhadů vyplývá, že všechny sledované ČOV tuto hodnotu překračují.



Obr. 6. *PFAS – průměrné koncentrace na odtocích z ČOV (∑ 20 PFAS)*



Obr. 7. *PFAS – odhady látkových odtoků z ČOV (∑ 20 PFAS)*

Z výsledků výzkumu plyne, že až na výjimky, byly v každém odebraném vzorku nalezeny všechny sledované látky napříč vybranými průmyslovými kategoriemi. Převážně se jednalo o vody technologické na koncových výustích, ale také o vody z kanalizačních větví splaškových vod či podzemních vrtů hydraulické clony. Odpadní vody byly vypouštěny nepřímo do kanalizace nebo přímo do povrchových vod.

Z jednotlivých dvaceti PFAS ve sledovaných v odpadních vodách nebyly vůbec detekovány:

- perfluorononansulfonová kyselina (PFNS)
- perfluorodekansulfonová kyselina (PFDS)
- perfluorododekansulfonová kyselina (PFDoS)
- perfluoroundekansulfonová kyselina (PFUnDS).

V minimální koncentraci a s minimální frekvencí byly detekovány:

- perfluoroundekanová kyselina (PFUnDA) (dva výskyty)
- perflurotridekanová kyselina (PFTrDA) (jeden výskyt)
- perfluorotridekansulfonová kyselina (PFTrDS) (tři výskyty).

Nejvyšší koncentrace (nad 100 ng/l) zjištěných v odpadních vodách na koncových výustích jsou:

- perfluoroktansulfonová kyselina (PFOS), 208,2 ng/l, kategorie činnosti 2.5.b) a 6.7, přímé vypouštění,
- perfluorohexansulfonová kyselina (PFHxS), 131 ng/l, kategorie činnosti 2.5.b) a 6.7, přímé vypouštění,
- perfluorohexanová kyselina (PFHxA), 122 ng/l, kategorie činnosti výroba barev (nespadá pod IPPC), přímé vypouštění.

Nejvyšší sumy 20 PFAS (nad 100 ng/l) byly naměřeny v odpadních vodách na koncových výustích čtyř subjektů:

- z výroby zpracování neželezných kovů a povrchových úprav, směs odpadních vod ze zařízení kategorie 2.5.b) a 6.7 (koncentrace PFAS 394,8 a 352,9 ng/l, jeden subjekt, dva odběry, přímé vypouštění), odhadovaný roční látkový odtok 0,16 resp. 0,15 kg PFAS. Příčinou vysokých koncentrací PFAS mohou být lubrikační oleje, používané v procesu válcování neželezných kovů (v případě válcování železa se takové koncentrace PFAS nepotvrdily),
- z výroby papíru, odpadní vody ze zařízení kategorie 6.1.b) (koncentrace PFAS 206,88 ng/l resp. 149,3 ng/l , dva odběry, přímé vypouštění), odhadovaný roční látkový odtok 0,075 resp. 0,055 kg PFAS,
- z povrchových úprav, odpadní vody ze zařízení kategorie 6.7 (koncentrace PFAS 134,7 a 80,8 ng/l, jeden subjekt, dva odběry, přímé vypouštění), odhadovaný roční látkový odtok 0,02 resp. 0,01 kg PFAS,
- z výroby barev (koncentrace PFAS 209,8 a 78,5 ng/l, jeden subjekt, dva odběry, přímé vypouštění), odhadovaný roční látkový odtok 0,001 resp. 0,0003 kg PFAS. Tato výroba nespadá pod IPPC.

K překročení ohlašovacího prahu IRZ došlo pouze ve dvou případech (směs odpadních vod ze zařízení kategorie 2.5.b) a 6.7 a odpadní vody ze zařízení kategorie 6.1.b). V obou případech se jedná o přímé vypouštění odpadních vod do vodního toku.

Výskyt látek PFAS ze seznamu Toxics Release Inventory je uveden v následujícím přehledu (Tab. 2). Jedná se o 12 látek PFAS, které jsou zahrnuty zároveň do Směrnice EU 2020/2184 o jakosti vody určené k lidské spotřebě. Přehled udává počty subjektů, v jejichž odpadní vodě na koncové výusti byla nelezena některá z uvedených látek. Dále je uveden výčet dotčených kategorií IPPC a maximální zjištěná koncentrace. S výjimkou maximálních zjištěných koncentrací u látek PFOS a PFHxS, které byly naměřeny u jediného subjektu (kategorie 2.5.b) a 6.7, přímé vypouštění), se maxima nejčastěji pohybovala v řádu jednotek ng/l.

4. ZÁVĚR

Z dat získaných screeningem lze konstatovat, že pouze u dvou průmyslových subjektů došlo k překročení ohlašovacího prahu stanoveného novelizovaným nařízením vlády č. 145/2008 Sb. V obou případech se jedná o přímé vypouštění do povrchových vod (Obr. 5). V obou případech

Tab. 2. *Přehled výskytu zástupců PFAS ze seznamu Toxics Release Inventory*

Látka	Počet subjektů	Kategorie IPPC	Max. konc. (ng/l)
perfluoropentansulfonová kyselina (PFPS)	3	2.5.b), 4.1.b),6.7	6,85
perfluorohexansulfonová kyselina (PFHxS)	9	2.5.b), 2.6, 4.1.b), 6.1.b), 6.7, 6.11, výroba barev	131
perfluoroheptansulfonová kyselina (PFHpS)	3	2.5.b), 6.7, výroba barev	3,23
perfluoroktansulfonová kyselina (PFOS)	12	2.3.a), 2.5.b), 2.6, 4.1.b), 4.1.h), 5.2.a), 6.1.b), 6.7, 6.11, výroba barev	208
perfluorononansulfonová kyselina (PFNS)	0	-	-
perfluorodekansulfonová kyselina (PFDS)	0	-	-
perfluorododekansulfonová kyselina (PFDoS)	0	-	-
perfluorobutanová kyselina (PFBA)	13	2.3.a), 2.5.b), 4.1.b), 4.1.h), 5.2.a), 6.1.b), 6.2, 6.7, 6.11, strojírenství, výroba barev	14,7
perfluoroktanová kyselina (PFOA)	19	2.3.a), 2.5.b), 2.6, 4.1.b), 4.1.h), 5.2.a), 6.1.b), 6.2, 6.7, 6.11, strojírenství, výroba barev, automyčka	22,4
perfluorononanová kyselina (PFNA)	13	2.3.a), 2.5.b), 2.6, 4.1.b), 4.1.h), 5.2.a), 6.1.b), 6.2, 6.7, 6.11, strojírenství, výroba barev, automyčka	1,38
perfluorodekanová kyselina (PFDA)	12	2.3.a), 2.5.b), 2.6, 6.1.b), 6.2, 6.7, 6.11, výroba barev, automyčka	4,16
perflurododekanová kyselina (PFDoDA)	8	2.3.a), 2.5.b), 2.6, 4.1.a), 4.1.b), 4.5, 6.2, 6.7, strojírenství	3,35

byly zjištěny koncentrace PFAS ve výši řádově stovek ng/l a zároveň bylo vypouštěno množství odpadních vod ve stovkách tisíc m^3/rok.

Dále bylo zjištěno, že látky PFAS se vyskytují jak ve vypouštěných průmyslových odpadních vodách, tak i ve vyčištěných odpadních vodách z komunálních čistíren odpadních vod.

Do budoucna lze uvažovat o rozšíření spektra analyzovaných látek PFAS dle Doporučení komise 2022/1431, které uvádí: „Členské státy by měly pokud možno testovat také na přítomnost sloučenin, které jsou kyselinám PFOS, PFOA, PFNA a PFHxS podobné, avšak mají jiný alkylový řetězec a jejichž výskyt v potravinách, vodě k napájení a/nebo v lidském séru je významný, jako jsou:

- C4-C14 PFCA
- C4-C13 PFSA
- FOSA
- 2-[(6-chlor-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6-dodekafluorhexyl)oxy]-1,1,2,2-tetrafluorethansulfonová kyselina (kyselá forma F53B);
- 2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)-propanová kyselina (kyselá forma GenX)
- 2,2,3-trifluor-3-[1,1,2,2,3,3-hexafluor-3-(trifluormethoxy)propoxy]-propionová kyselina (kyselá forma ADONA);
- 1-propanaminium,N,N-dimethyl-N-oxid-3-[[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridekafluoroktyl)sulfonyl]amino]-, hydroxid (Capstone A);
- 1-propanaminium, N-(karboxymethyl)-N,N-dimethyl-3-[[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridekafluoroktyl)sulfonyl] amino]-, hydroxid (Capstone B);

- fluortelomerové alkoholy a sulfonáty."

Ohlašovací práh stanovuje novela nařízení vlády č. 145/2008 Sb., kterou se stanoví seznam znečišťujících látek a prahových hodnot a údaje požadované pro ohlašování do integrovaného registru znečišťování životního prostředí (schválená vládou České republiky 10. května 2023 a novelizovaného nařízením vlády č. 137/2023 Sb.) na úrovni 0,05 kg za rok 20 látek PFAS v celkovém množství.

Překročení ročního látkového odtoku PFAS nad stanovený ohlašovací práh 0,05 kg závisí na dvou faktorech:

- vypouštěné množství odpadních vod
- průměrná roční koncentrace PFAS v odpadních vodách.

Ze získaných výsledků se překročení ohlašovacího prahu týkalo případů, kde byly zjištěny koncentrace PFAS řádově ve výši stovek ng/l a zároveň bylo vypouštěno větší množství odpadních vod (stovky tisíc m^3/rok). Ze získaných dat vyplývá, že překročení ohlašovacího prahu průmyslovými subjekty je více ovlivněno množstvím vypouštěných odpadních vod než koncentrační úrovní látek PFAS.

K překročení ohlašovacího prahu došlo ve zkoumaném vzorku subjektů u přímého vypouštění odpadních vod do vod povrchových. Tento závěr však nelze aplikovat obecně z důvodu omezeného počtu subjektů, které byly předmětem screeningu.

Odlišná situace je v případě komunálních ČOV, které vypouští velké objemy odpadních vod. Ohlašovací práh 0,05 kg bude překročen i při nízkých koncentracích PFAS v odpadních vodách. Ze zahraničních studií vyplývá, že hranicí pro překročení ohlašovacího prahu 0,05 kg je u komunálních ČOV roční vypouštění odpadních vod zhruba 1 000 tis. m^3.

Z prvních získaných předběžných výsledků stanovení látek PFAS v komunálních odpadních vodách v České republice u ČOV o velikosti nad 30 000 EO (vyplývá koncentrační úroveň zastoupení 20 látek PFAS 8 až 133 ng/l. Ohlašovací práh je překročen u většiny z nich.

PODĚKOVÁNÍ

Tento příspěvek vznikl s podporou projektu TAČR SS02030027 Vodní systémy a vodní hospodářství v ČR v podmínkách změny klimatu a projektu SS02030008 Centrum environmentálního výzkumu: Odpadové a oběhové hospodářství a environmentální bezpečnost.

SEZNAM LITERATURY

Hamid, H., Li, L.Y. a Grace, J.R. (2020). Formation of perfluorocarboxylic acids from 6:2 fluorotelomer sulfonate (6:2 FTS) in landfill leachate: Role of microbial communities. *Environmental Pollution*. roč. 259, s. 113835. ISSN 0269-7491, doi:10.1016/j.envpol.2019.113835.

US EPA, O. *Addition of Certain PFAS to the TRI by the National Defense Authorization Act* [online]. 16. prosinec 2019 [vid. 11. srpen 2023]. Dostupné z: https://www.epa.gov/toxics-release-inventory-tri-program/addition-certain-pfas-tri-national-defense-authorization-act.

Zhang, S., Lu, X., Wang N. a Buck, R.C. (2016). Biotransformation potential of 6:2 fluorotelomer sulfonate (6:2 FTSA) in aerobic and anaerobic sediment. *Chemosphere* [online]. roč. 154, s. 224–230. ISSN 0045-6535, doi:10.1016/j.chemosphere.2016.03.062.

OBSAH

Antimikrobiální biocidy a antibiotika v odpadní vodě a v recipientu

Švecová H.*, Grabic R.

[1]Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Jihočeské výzkumné centrum akvakultury a biodiverzity hydrocenóz, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany
**autor pro korespondenci, email: hsvecova@frov.jcu.cz*

ABSTRAKT

Široké používání biocidů má za následek zvýšený výskyt těchto látek v povrchových a odpadových vodách a může vést k rozvoji antibiotické rezistence. Na konvenční čistírně odpadních vod a v přilehlém recipientu bylo sledováno 22 látek s biocidními účinky. Nejvyšší koncentrace v nátoku na čistírnu byly nalezeny pro kvarterní amoniové soli, ale na odtoku z čistírny dominovaly benzotriazoly, zatímco kvarterní amoniové soli přešly do kalu. Významnou látkou nalezenou ve všech vzorcích byl klarithromycin, jehož koncentrace převyšovaly hranici pro rozvoj antibiotické rezistence.

KLÍČOVÁ SLOVA

Antibiotická rezistence; baktericidy; čistírny odpadních vod; specifické polutanty

1. ÚVOD

Dle definice obsahují biocidní přípravky látky, které hubí, tlumí nebo omezují růst škodlivých organismů. Biocidní přípravky jsou potřebné v řadě oblastí lidské činnosti. Zároveň ale mohou být škodlivé pro lidi, zvířata nebo životní prostředí. Používání biocidních přípravků reguluje Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 528/2012. V současnosti se v databázi ECHA nachází 935 účinných biocidních látek v 6 716 biocidních přípravcích (ECHA, 2023). Biocidy mohou mít desinfekční, antiseptické nebo konzervační účinky. Jedním z vážných celosvětových problémů, které Světová zdravotnická organice (WHO) identifikuje, je rozvoj antibiotické rezistence. Vznik antibiotické rezistence je spojen nejen s užíváním antibiotik, ale i dalších antibakteriálních látek, jako jsou biocidy. Čistírny odpadních vod (ČOV) jsou místy, kudy tyto látky procházejí ve vysokých koncentracích, a mají významný vliv na vstup genů antibiotické rezistence do životního prostředí. Tato práce je věnovaná studiu osudu vybraných antimikrobiálních biocidů a antibiotik v odpadní vodě, kalu, recipientu a sedimentu v recipientu.

2. MATERIÁL A METODY

Odběr vzorků probíhal na komunální čistírně odpadních vod a v přilehlém recipientu. Na vybranou ČOV je napojeno 9 775 obyvatel, jedna nemocnice a několik sociálních zařízení (školy, domovy seniorů, hospic, …). ČOV má průměrný průtok 3 477 m3 za den a ústí do málo vydatného recipientu s nízkým naředěním. Po dobu tří dní byly odebírány 24-h slévané vzorky z nátoku a odtoku na ČOV a dále bodové vzorky vody z recipientu nad ČOV a 1 km pod ČOV. Kromě vzorků vody, byly odebrány vzorky kalu a stabilizovaného kalu na ČOV a sediment z recipientu nad a pod ČOV. Vzorky vody a extrakty získané ze vzorků kalu a sedimentu byly analyzovány pomocí kapalinové chromatografie spojené s hmotnostní spektrometrií s vysokým rozlišením a byly stanoveny koncentrace 22 látek spadajících do třech skupin: sedm antibiotik (ATB), konzervační látky (tři benzotriazoly; BZT) a desinfekční látky (12 kvarterních amoniových solí; KAS), viz. Tab. 1.

Tab. 1. *Identifikace sledovaných sloučenin*

Skupina	Označení	CAS
Kvarterní amoniové soli		
	ATAC-C08	2083-68-3
	ATAC-C10	2082-84-0
	ATAC-C12	1119-94-4
	ATAC-C14	1119-97-7
	ATAC-C16	57-09-0
	BAC-C08	959-55-7
	BAC-C10	965-32-2
	BAC-C12	139-07-1
	BAC-C14	139-08-2
	BAC-C16	122-18-9
	Benzethonium	121-54-0
	DADMAC-C10	2390-68-3
Antibiotika		
	Azitromycin	83905-01-5
	Klarithromycin	81103-11-9
	Klindamycin	18323-44-9
	Klindamycin sulfoxid	22431-46-5
	Erytromycin	114-07-8
	Sulfamethoxazol	723-46-6
	Trimethoprim	738-70-5
Benzotriazoly		
	1*H*-benzotriazol	95-14-7
	1-methyl-1*H*-benzotriazol	13351-73-0
	4/5-methyl-1*H*-benzotriazol*	136-85-6; 29878-31-7

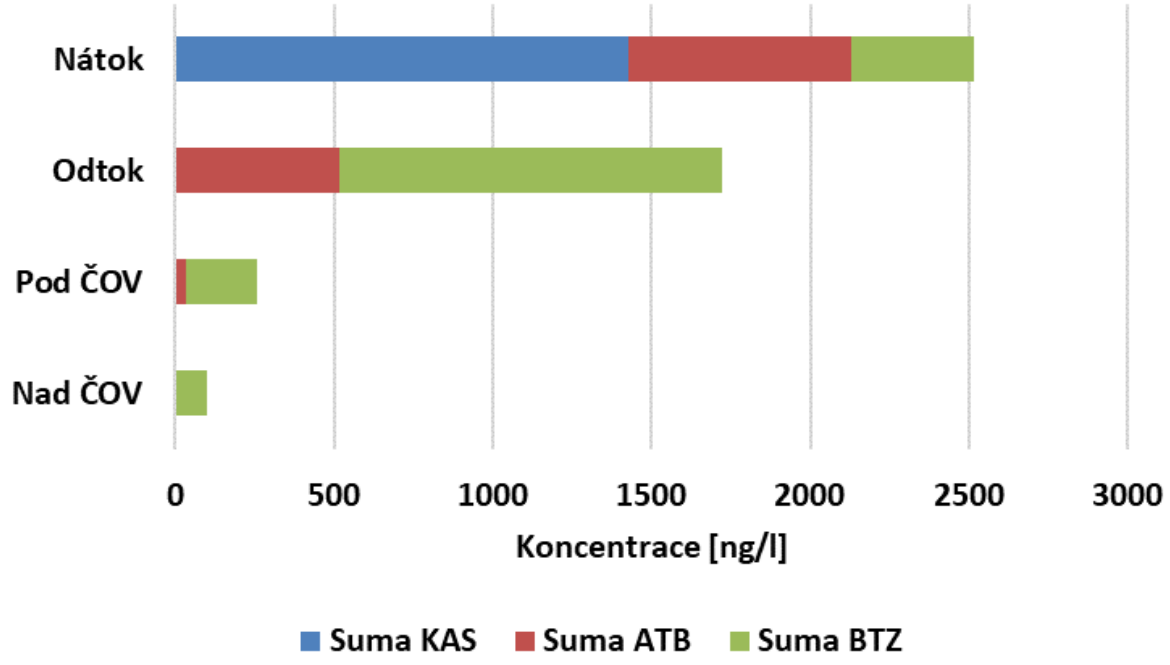
**4-methyl-1H-benzoriazol a 5-methyl-1H-benzotriazol jsou analyzovány společně a koncentrace jsou uváděny jako suma obou izomerů.*

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

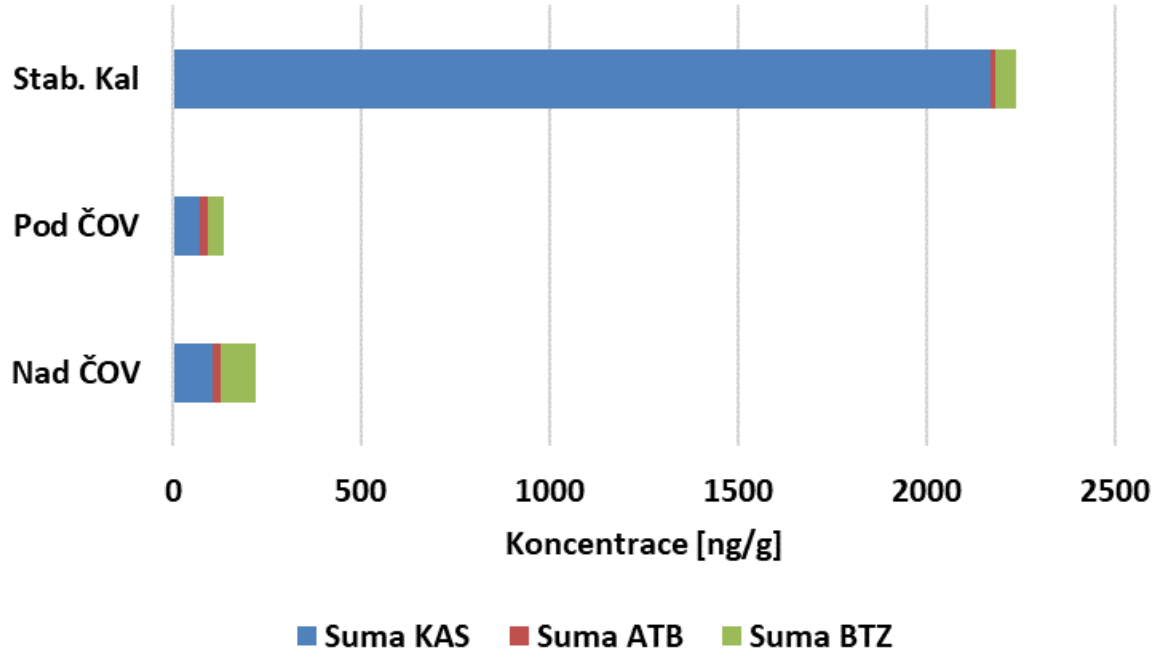
Všechny sledované látky (22) byly nalezeny pozitivní alespoň v některém typu vzorku – buď ve vodných vzorcích nebo extraktech získaných ze vzorků sedimentu, kalu nebo stabilizovaného kalu. Všechny sledované látky se ukázaly relevantní z hlediska výskytu v komunálních odpadních vodách a přilehlém recipientu.

Kvarterní amoniové soli

V celkové sumě zjištěných koncentrací ve vzorcích vody na nátoku na ČOV dominovaly KAS (56 %) v čele s ATAC-C16 s průměrnou koncentrací 760 ng l^{-1}, a dále DADMAC-C10 (240 ng l^{-1}) a BAC-C12 (200 ng l^{-1}). Ale v efluentu, a i v recipientu se koncentrace KAS pohybovaly pod limitem kvantifikace (LOQ), viz. Obr. 1. Koeficient odstranění byl pro všechny tyto látky stanoven na 100 %. Nicméně všechny KAS byly nalezeny v kalu (Obr. 2.) díky své schopnosti sorpce na pevné částice (Östman, 2018). V kalu byli nejvíce přítomny BAC-C12 (580 ng g^{-1}), ATAC-C16 (565 ng g^{-1}) a BAC-C14 (440 ng g^{-1}). Taktéž v sedimentu z recipientu se pohybovaly koncentrace KAS v jednotkách až desítkách ng na g sedimentu. Mezi lokalitami nad ČOV a pod ČOV nebyl nalezen výrazný rozdíl.



Obr. 1. *Sumy koncentrací kvarterních amoniových solí, antibiotik a benzotriazolů ve vzorcích vody*



Obr. 2. *Sumy koncentrací kvarterních amoniových solí, antibiotik a benzotriazolů ve vzorkách stabilizovaného kalu a ve vzorkách sedimentu z recipientu nad ČOV a pod ČOV*

Antibiotika

Druhou významnou skupinou byly antibiotika. Nejvíce byl zastoupen klarithromycin. V nátoku na ČOV byla nalezena jeho průměrná koncentrace 600 ng l^{-1} a v odtoku 280 ng l^{-1}, tj. koeficient odstranění 53 %. I když koeficient odstranění byl pro klarithromycin nejvyšší ze všech sledovaných antibiotik, přesto koncentrace v efluentu překročila PNEC (predicted no-effect

concentration) pro rozvoj antibiotické rezistence, který je pro klarithromycin stanoven na 250 ng l^{-1} (Bengtsson-Palme a Larsson, 2016). Nedostatečné odstranění klarithromycinu na ČOV se dále projevilo jeho zvýšenou koncentrací v recipientu, kde koncentrace pod ČOV byla dvacetkrát vyšší než nad odtokem z ČOV. Díky své schopnosti se vázat na pevné částice (Kodešová, 2015) byla část antibiotik nalezena také v kalu a v sedimentech v recipientu.

Benzotriazoly

Poslední stanovovanou skupinou byly benzotriazoly. Tyto konzervační látky jsou odolné vůči biologickému rozkladu a konvenční čistírny vykazují jen velmi nízký koeficient jejich odstranění. Díky schopnosti benzotriazolů tvořit komplexy, je část BZT ve vodě z nátoku znepřístupněna analýze. Při průchodu ČOV jsou komplexy rozbity a koncentrace BZT pak na odtoku z ČOV násobně převyšují koncentrace z nátoku. V případě této studie byla koncentrace 1H-benzotriazolu na nátoku 330 ng l^{-1}, ale na odtoku 990 ng l^{-1} a obdobně koncentrace sumy dvou 4 a 5-methyl-1H-benzotrialu na nátoku byla 62 ng l^{-1} a na odtoku 220 ng l^{-1}. Tyto BZT byly nalezeny i v recipientu nad i pod ČOV v koncentracích desítky až stovky ng l^{-1}. Odtok z ČOV zdvojnásobil koncentraci BZT v recipientu, nicméně i v lokalitě nad ČOV byly nalezeny nezanedbatelné koncentrace v důsledku splachu těchto látek z ploch v okolí recipientu.

4. ZÁVĚR

Výše popsaná studie ukázala, že v běžné čistírně odpadních vod nalezneme řadu látek s antimikrobiálními vlastnostmi v nezanedbatelných koncentracích. Některé z nich mohou být účinně odstraněny z odpadní vody, ale část látek prochází čistírnou dále do recipientu, kde může ovlivňovat vodní životní prostředí. Vzhledem k distribuci méně polárních polutantů mezi vodu a kal je nutné brát do úvahy i kal z čistírny, ve kterém dezinfekční látky zůstávají a při aplikaci na půdu mohou negativně ovlivňovat půdní organismy.

PODĚKOVÁNÍ

Práce vznikla za podpory Ministerstva školství, mládeže a tělovýchovy České republiky – CENAKVA projekt (LM2023038).

SEZNAM LITERATURY

Bengtsson-Palme, J., Larsson, D. G. J. (2016). Concentrations of antibiotics predicted to select for resistant bacteria: Proposed limits for environmental regulation. *Environment International* 86, p. 140-149.

ECHA, 2023. Information on biocides [online]. *European chemicals agency*. [cit. 8.08.2023]. Dostupné na WWW: https://echa.europa.eu/cs/information-on-chemicals/biocidal-active-substances

Kodešová, R., Grabic, R., Kočárek, M., Klement, A., Golovko, O., Fér, M., Nikodem, A., Jakšík, O. (2015). Pharmaceuticals' sorptions relative to properties of thirteen different soils. *Science of The Total Environment* 511, p. 435-443.

Östman, M., Fick, J., Tyskling, M., (2018). Detailed mass flows and removal efficiencies for biocides and antibiotics in Swedish sewage treatment plants. *Science of The Total Environment* 640-641, p. 327-336.

OBSAH

Odstraňování perfluoralkylovaných sloučenin v konvenčních a pokročilých procesech ČOV včetně kalového hospodářství

Kouba V.[1]*, Budatala J. M.[1], Bartáčková J.[1], Gajdoš S.[1], Zuzáková J.[2], Havlík J.[2], Kužel V.[2], Karpíšek I.[1], Pacholská T. [1], Smrčková Š. [1], Mágrová A. [1], Sýkorová Z.[2], Srb M.[2], Todt V.[2], Sýkora P.[2], Beneš O.[2], Jeníček P. [1], Šmejkalová P. [1], Kok D. [1], Bartáček J.[1]

[1]Vysoká škola chemicko-technologická, Ústav technologie vody a prostředí, Technická 5, 166 28 Praha 6

[2]Pražské Vodovody a Kanalizace, a.s., Ke Kablu 971, 102 00 Praha 10

**autor pro korespondenci, email: vojtech.kouba@vscht.cz*

ABSTRAKT

Per- a polyfluoralkylované sloučeniny (PFAS) jsou extrémně stabilní antropogenní látky široce využívané v průmyslu i spotřebním zboží, např. v hasičských pěnách, při povrchové úpravě kovů nebo v obalech potravin. PFAS jsou dlouhodobě označovány za toxické látky (např. rakovina jater) a zároveň jsou extrémně stabilní v životním prostředí. Nalézáme je proto ve vodách odpadních, podzemních, povrchových či pitných. Zde shrnujeme výsledky projektů TAČR Microgenel a ARG Tech co do výskytu dvou hlavních zástupců PFAS (kyselina perfluorooktanová – PFOA; kys. perfluorooktansulfonová – PFOS) na ČOV a jejich odstraňování v konvenčních i pokročilých technologiích včetně kalového hospodářství.

KLÍČOVÁ SLOVA

Čistírenské kaly; městská odpadní voda; perfluorooktanová kyselina; perfluorooktansulfonát; perfluorované alkylové sloučeniny; terciární čištění odpadních vod

1. ÚVOD

Všudypřítomné PFAS: od Teflonu přes hasící pěny k obalům na pizzu

PFAS je označení pro perfluorované a polyfluorované sloučeniny (zkratka pro „Per- and PolyFluoroAlkyl Substances“). První PFAS, tetrafluoroethylenovou pryskyřici (tj. PTFE), syntetizoval Roy J. Plunkett roku 1938 v laboratořích DuPont, nutno říci omylem při práci na chemii nechvalně známých freonů (Plunkett, 1986). Principálně šlo o záměnu atomů vodíku v polyethylenu za atomy fluoru, které vtiskly polymeru extrémní tepelnou stabilitu, nepřilnavost vůči vodě i tukům, a naopak extrémní přilnavost vůči fluorovaným látkám. Vynález PTFE byl patentován a již v padesátých letech uveden na trh jako nepřilnavý Teflon. Dále se PTFE uplatnil i jako lubrikant v automotive a strojírenství obecně. Výrobu teflonových ploch ale problematizovalo jejich shlukování, což vyřešila až aplikace kyseliny perfluoroktanové (PFOA), surfaktantu uvedeném na trh společností 3M pod jménem C8. PFOA spolu s kyselinou perfluoroktansulfonovou (=PFOS) a fluorovanými proteiny našly využití i v pěnách pro hašení olejů, (leteckých) pohonných hmot či organických rozpouštědel. Pěna s nižší přilnavostí danou přídavkem PFAS totiž rychleji pokrývá hořící kapalné uhlovodíky. Dále se PFAS uplatnily jako pesticidy, odmlžovače ve zpracování kovů, aditiva v plastech, v nepromokavém oblečení, kobercích odolných proti skvrnám, či předmětech denní potřeby jako jsou pečící papíry, obaly na popcorn a pizzu nebo povrchové úpravy brýlí.

Stabilita a toxicita PFAS?

Na jednu stranu vysoce užitečné vlastnosti PFAS jako je extrémní odolnost vůči teplotě, fotolýze či hydrolýze způsobují jejich extrémní stabilitu v životním prostředí a tkáních živých organismů. Proto se jim přezdívá „věčné chemikálie“. Navíc, již na začátku 60. let 20. století, tj. dekádu po uvedení na trh, byla PFOS označena za toxickou látku (Lerner, 2015). Boom ve studiu toxicity PFOS odstartovala přelomová studie od Giesy and Kannan (2001), kteří

detekovali rozsáhlou kontaminaci PFOS ve volně žijících rybách, ptácích a mořských savcích. Dále prokázali, že se PFOS bioakumuluje na vyšších stupních potravinového řetězce. Nejvyššímu riziku PFOS obecně byly vystaveni pracovníci ve výrobě a testování těchto látek, bezprostředně následováni obyvatelstvem konzumujícím vodu kontaminovanou odpadem z výroby PFOS či v okolí vojenských základen, letišť a dalších průmyslových závodů. Zvýšené hladiny PFOS byly též detekovány v krvi hasičů pracujících s fluorovanými hasičskými pěnami (Rotander a kol., 2015).

PFOA vstupují do lidského organismu převážně orální cestou konzumací kontaminované potravy či vody, nebo inhalací aerosolů či prachu. V lidském těle se PFOA vážou hlavně na proteiny ve tkáních, především v játrech. Přestože existují odhady, že lidské tělo vyloučí polovinu PFOA za 1 – 3 roky a PFOS za cca 9 let, u lidí žijících v okolí továren mohly být tyto sloučeniny příčinou zvýšeného výskytu onemocnění jater včetně rakoviny. Dále je PFOA spojována s rakovinou prsu, nadledvinek a štítné žlázy či reprodukční toxicitou včetně endokrinní disrupce.

Legislativní aspekty PFAS

Stabilita a toxicita dostaly PFAS obecně do hledáčku nejprve americké a posléze i evropské EPA, nicméně hlavní pozornost byla věnována relativně dobře popsaným PFOS a PFOA. Hlavní američtí výrobci proto byli nuceni utlumit výrobu látek podobných PFOS a vyvíjet šetrnější alternativy, nicméně dle dostupných informací výroba a použití stále pokračuje např. v Číně.

Značným problémem pro regulaci je široké spektrum sloučenin PFAS. OECD označuje PFAS jako sloučeniny obsahující alespoň jeden plně fluorovaný methyl (-CF_3) nebo methylen (-CF_2-), bez vazby na atomy H/Cl/Br/I (OECD, 2021). Tato velmi široká definice znamená že vesmíru PFAS sice stále kralují nejznámější perfluorooktansulfonát (PFOS) a kyselina perfluorooktanová (PFOA), nicméně tento vesmír se stále rozpíná i díky nově syntetizovaným látkám i analytickým technikám jako je necílená analýza hmotnostní spektrometrie. OECD nyní registruje více než 4700 těchto sloučenin. Mezi nimi jsou prekurzory PFAS a tzv. replacement compounds (př. fluorované látky s kratšími alkylovými řetězci: GenX, ADONA, F53B) (Sedlak a kol., 2017).

Na podnět expertního panelu OSN byla zakázána výroba a používání PFOS a PFOA i v dalších zemích tzv. Stokholmskou úmluvou, byť z této úmluvy existují výjimky. PFOS včetně příslušných solí a derivátů zakazuje nařízení EU č. 2019/1021 o perzistentních organických polutantech. Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1907/2006 (REACH) zakazuje od února 2023 výrobu a používání lineárních a větvených perfluorokarboxylových kyselin (PFCA) se vzorcem $C_nF_{2n+1}COOH$ a 9 až 14 atomy uhlíku (koncentrační limit pro produkty 25 µg/kg pro sumu C9-13 PFCA), včetně příslušných solí a derivátů (limit 260 µg/kg pro sumu derivátů C9-13 PFCA); toto nařízení opět obsahuje výjimky. Další perfluorokarboxylové kyseliny a jejich deriváty jsou dle č. 59 odst. 10 nařízení REACH uvedené na seznamu látek vzbuzujících mimořádné obavy podléhajících povolení. EFSA stanovila limit příjmu sumy PFOA, PFOS a kyselin perfluornonanové (PFNA) a perfluorohexansulfonové (PFHxS) na 4,4 ng/kg tělesné váhy za týden. Směrnice EU č. 2020/2184 o jakosti vody určené k lidské spotřebě (Drinking Water Directive) udává pro pitnou vodu limit sumy PFAS na 0,10 µg/l, konkrétně pro perfluoroalkylové (–C_nF_{2n}–, n ≥ 3) a perfluoroalkyletherové sloučeniny (–$C_nF_{2n}OC_mF_{2m}$–, n a m

≥ 1). Tato směrnice též definuje 20 PFCA jako perspektivních pro monitoring ve vodních zdrojích na základě analýzy rizik povodí; do budoucna též uvádí i další variantu limitu v pitné vodě, tzv. „PFAS Total“ na 0,5 µg/l.

Cíle práce

Vzhledem k tomu, že se ČOV mohou podílet na vnosu PFAS do životního prostředí (Ng a kol., 2022) a následně tak i do vod pitných (Jurikova a kol., 2022), tato práce shrnuje výsledky projektů TAČR Microgenel a ARG Tech co do výskytu a odstraňování polyfluoralkylovaných sloučenin (PFAS) na ČOV. Do vyhodnocení jsme zahrnuli i pokročilé technologie dočištění odpadní vody a široké spektrum technologických variant kalového hospodářství. Detekovali jsme perfluorooktansulfonát (PFOS) a kyselinu perfluorooktanovou (PFOA).

2. MATERIÁLY A METODY

Microgenel

Jak je detailně popsáno v Gajdoš a kol. (2023), projekt Microgenel se zabýval doúpravou ultrafiltrovaného odtoku z komunální ČOV malého města v ČR (6000 EO). Tato ČOV je vybavena aktivačním procesem s ultrafiltrací pro separaci kalu od vyčištěné vody. Na tuto ČOV byla nasazena jednotka obsahující pokročilý oxidační proces UV/H_2O_2, sorpce na granulovaném aktivní uhlí (GAU), případně kombinace GAU a zeolitu, a finální chlorace. Tato jednotka byla na ČOV provozována 8 měsíců dle Tab. 1. Upravovaná voda byla uskladněna v 500 l nádrži a během čerpání do UV lampy (nízkotlaká amalgámová výbojka, 254 nm) do ní byl injektován H_2O_2. Oxidovaná voda dále vstoupila do filtrační kolony naplněné uhlím (případně směsí GAU a zeolitů – průměrná velikost 10 mm, popílkový zeolit) Filtrasorb 400 (1 m vysoká kolona, velikost částic uhlí 0,85 – 2,00 mm, průměr 1,3 mm, specifický povrch 1000 m^2/g, jodové číslo 980 mg/g). Odtok z kolony byl dále injektován 0,5 – 5 mg/l NaClO a čerpán do desinfekční nádrže (750 l). GAU filtr byl provozován v pracovní a promývací fázi. Během pracovní fáze protékala oxidovaná voda vzhůru ložem s dobou retence nastavenou rychlostí čerpání průtoku. Promývání bylo prováděno jednou týdně zpětným průtokem směsi vzduchu a desinfikovaného odtoku. Vzorky pro analýzu mikropolutantů včetně PFOS a PFOA byly odebrány ze surové odpadní vody přitékající na ČOV, dále z ultrafiltrovaného odtoku ČOV, výstupu z UV/H_2O_2 a sorpce, typicky jednou za dva týdny.

ARG Tech

V rámci projektu ARG Tech jsme vzorkovali kalová hospodářství 6 městských ČOV ze 4 zemí EU. Tyto ČOV byly vybrány s cílem pokrýt různé metody úpravy kalů (Tab. 2). Jednotlivé ČOV byly vzorkovány jednou. Vzorkovací místa vždy zahrnovala vstupní a výstupní kal (před odvodněním).

Tab. 1 *Provozní parametry jednotky upravující ultrafiltrovaný odtok z městské ČOV v projektu Microgenel*

Fáze experimentu	Délka (týdny)	Průtok (l/h)	Doba zdržení, UV (min)	EBCT, GAU (min)	Dávka UV (kJ/cm²)	Dávka H_2O_2 (mg/L)
I	17	380	0,8	20	0,49	2,5 / 5
II	7	253	1,2	30	0,75	2,5 / 5
III	10	190	1,6	40	0,99	10

Tab. 2. *Charakteristika ČOV sledovaných v projektu ARG Tech*

ID	Stát	Kapacita (EO)	Předúprava vstupního kalu	Typ procesu	Teplota procesu	Hygienizace odvodněného kalu
C	CZ	10 001 – 100 000	Flotace	1-st. aerobní stabilizace (O_2)	58 °C	-
E	CZ	>100 000	-	1-st. AD	37 °C	Vápnění (CaO) a retence (24 h)
F	CZ	>100 000	-	1-st. AD	37 °C	Sušení (120 °C)
G	SK	>100 000	-	1-st. AD	37 °C	Částečné sušení (80 °C) a míchání s dřevní štěpkou
H	UK	>100 000	THP (SSK)*	1-st. AD	37 °C	-
J	DE	>100 000	THP (PAK)*	1-st. AD	37 nebo 55 °C	-

THP – termická hydrolýza, SSK – směsný surový kal, PAK – přebytečný aktivovaný kal

Detekce PFOA a PFOS

Vzorky vod a kalů byly nejprve zakoncentrovány v sušárně při 105 °C. Extrakce z odparků a následná detekce PFOA (limit detekce pro odpadní vody 10 ng/l a kaly 1 µg/kg suš.) a PFOS (limit detekce pro odpadní vody 5 ng/l a kaly 1 µg/kg suš.) byla provedena na HPLC-MS/MS metodou od Englert (2007).

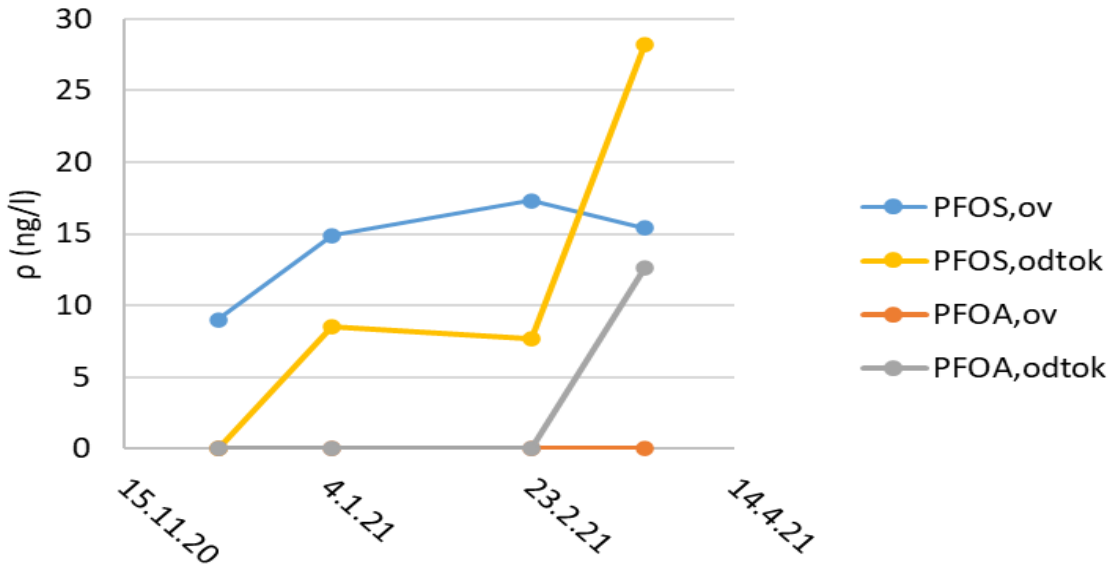
3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Jak ukazuje Obr. 1, v surové odpadní vodě jsme detekovali 14±4 ng/l PFOS (průměr±standardní odchylka), zatímco PFOA byla pod limitem detekce (celkem 4 vzorky). S přihlédnutím k detekovaným píkům PFOA a PFOS se jako perspektivní jeví identifikace zdroje těchto nárazových vnosů (př. autodílna, hasičárna) a případná separace této odpadní vody pro její oddělené zneškodnění, či náhrada používaných látek za přípravky bez příměsi fluorovaných alkylů (př. lubrikanty, hasicí pěny), aby nedošlo k jejich naředění v městské kanalizaci. Otázkou bude účinnost legislativních zákazů polyfluorovaných alkylů, tj. potenciální náhrada PFOS za jiné polyfluorované látky.

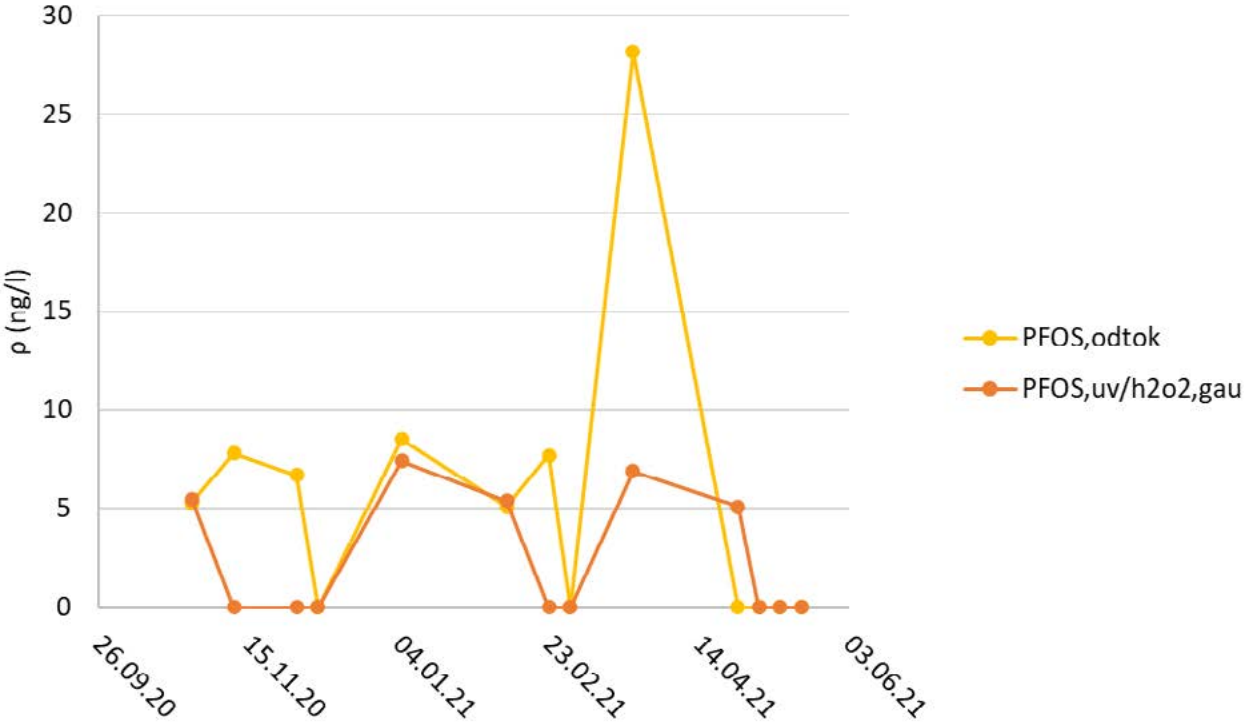
V odtoku z ČOV (Obr. 2) jsme detekovali 5 – 28 ng/l PFOS, průměrně 10 ng/l (pozitivních 7/13 vzorků). Po UV/H_2O_2 a GAU jsme PFOS detekovali jen v 5 ze 13 vzorků v koncentracích 5 – 7 ng/l. PFOA jsme detekovali jen v jednom vzorku odtoku o koncentraci 13 ng/l.

V kalových hospodářstvích byly téměř všechny vzorky pod limitem detekce PFOA (1 µg/kg suš.), přičemž dvě výjimky byly těsně nad tímto limitem (1 a 2 µg/kg suš.). PFOS jsme na vstupu detekovali ve 4/7 vzorků vstupující směsi přebytečného a primárního kalu, a to v koncentracích 1,0 – 9,3 µg/kg suš.. Na výstupu z vyhnívacích nádrží jsme PFOS detekovali ve všech vzorcích (6/6) o koncentracích 2,0 – 10 µg/kg suš.. Zajímavé je, že nejvyšší koncentrace jsme detekovali v energokompostu před spálením, konkrétně 44,3 µg/kg suš.; zde je ale otázkou do jaké míry je zvýšená koncentrace díky kalu či přidávané štěpce. Ve vyhnilém kalu jsme tedy ve všech případech zaznamenali vyšší koncentrace než na vstupu, což kopíruje profily námi zaznamenané u řady dalších mikropolutantů (př. benzotriazol, sulfapyridin) a přičítáme úbytku organické hmoty nad rámec úbytku polutantu, případně částečným rozkladem prekurzorů.

Tyto výsledky na první pohled naznačují, že aktivační proces ani technologie kalového hospodářství nejsou efektivní v odbourávání PFAS, a i pokročilé procesy dočištění odtoku z ČOV mají jen omezenou účinnost. Tyto výsledky považujeme za předběžná data, na která plánujeme navázat rozsáhlejší studií s širším spektrem detekovaných látek, nižšími limity detekce a rozsáhlejším vzorkováním.



Obr. 1. *Koncentrace kyseliny perfluooktanosulfonové (PFOS) a perfluorooktanové (PFOA) v surové odpadní vodě (ov) z malého českého města s minimem průmyslu přitékající na čistírnu odpadních vod vybavenou aktivací s ultrafiltrační separací vyčištěné odpadní vody (odtok)*



Obr. 2. *Koncentrace kyseliny perfluooktanosulfonové (PFOS) odtoku z ČOV vybavené aktivací s ultrafiltrační separací vyčištěné odpadní vody (odtok) vedené na jednotku osazenou pokročilým oxidačním procesem a sorpcí na granulovaném aktivovaném uhlí (uv/h_2o_2,gau)*

Tab. 1. *Koncentrace kyseliny perfluooktanosulfonové (PFOS) a perfluorooktanové (PFOA) ve vzorcích kalového hospodářství 6ti Evropských ČOV*

Profil	**PFOS**	**PFOA**
	µg/kg suš.	
C1 – reaktor vstup	1.3	<1
C2 – reaktor výstup	2.0	1.3
F1 – vyhnívací nádrž vstup	1	<1
F2 – vyhnívací nádrž výstup	2.0	<1
E1 – vyhnívací nádrž vstup	9.3	<1
E2 – vyhnívací nádrž výstup	10	<1
H1 – po THP, vyhnívací nádrž vstup	1.9	2
H2 – vyhnívací nádrž výstup	4.7	<1
J1 – zahuštěný primární kal (vstup do anaerobního reaktoru)	<1	<1
J2 – zahuštěný přebytečný kal (vstup do anaerobního reaktoru)	<1	<1
J3 – vstup do odvodňovací centrifugy	2.8	<1
G1 – směsný surový kal (vstup z VN)	<1	<1
G2 – recirkulace před VT (výstup z VN)	<1	<1
G3 – energokompost před spálením	44.3	<1

4. ZÁVĚR

Naše práce ukazuje, že splašková odpadní voda z malé aglomerace s minimem průmyslu může obsahovat PFOS v koncentracích nízkých desítek nanogramů na litr, a podobné koncentrace jsme detekovali též ve vyčištěné odpadní vodě. Pokročilé technologie dočištění ultrafiltrovaného odtoku z ČOV měly relativně nízkou účinnost odstranění. V kalových hospodářstvích opět dominoval PFOS řádově v jednotkách až ojediněle desítkách mikrogramů na kilogram sušiny kalu, a díky snížení obsahu sušiny technologiemi kalového hospodářství docházelo ve vyhnilém kalu k jeho zakoncentrování. Nejzajímavější zakoncentrování PFOS jsme zaznamenali v energokompostu. Vzhledem k širokému spektru dalších potenciálně přítomných PFAS a relativně neúčinné možnosti odstranění technologiemi ČOV se jako perspektivní do budoucna jeví rozšíření metody detekce (další PFAS, snížení limitů detekce), identifikace zdrojů vnosu PFAS do odpadních vod (např. autodílny, hasičárny) a oddělená úprava těchto odpadních vod.

PODĚKOVÁNÍ

Projekt Microgenel byl financován agenturou TAČR (TJ02000139). Projekt ARG Tech byl financován agenturou TAČR (SS01020112). Autoři též děkují za součinnost Ing. Jakubu Hejnicovi za spolupráci na provozu jednotky, a provozovatelům ČOV z nichž byly odebrány vzorky kalů.

SEZNAM LITERATURY

Englert B. (2007). Method 1694: Pharmaceuticals and personal care products in water, soil, sediment, and biosolids by HPLC/MS/MS. US environmental protection agency (EPA), p. 1-72.

Gajdoš S., Zuzáková J., Pacholská T., Kužel V., Karpíšek I., Karmann C., Šturmová R., Bindzar J., Smrčková Š., Nováková Z., Srb M., Šmejkalová P., Kok D., Kouba V. (2023). Synergistic removal of pharmaceuticals and antibiotic resistance from ultrafiltered WWTP effluent: free-floating ARGs exceptionally susceptible to degradation. *Journal of Environmental Management*, 340, 117861.

Giesy J. P. and Kannan K. (2001). Global Distribution of Perfluorooctane Sulfonate in Wildlife. *Environmental Science & Technology*, 35(7), p. 1339-1342.

Jurikova M., Dvorakova D. and Pulkrabova J. (2022). The occurrence of perfluoroalkyl substances (PFAS) in drinking water in the Czech Republic: a pilot study. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(40), p. 60341-60353.

Lerner S. 2015. The Teflon Toxin. The Intercept, series available online at https://theintercept. com/series/the-teflon-toxin/(accessed September 4, 2018).

Ng K., Alygizakis N., Androulakakis A., Galani A., Aalizadeh R., Thomaidis N. S., Slobodnik, J. (2022). Target and suspect screening of 4777 per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in river water, wastewater, groundwater and biota samples in the Danube River Basin. J*ournal of Hazardous Materials*, 436, 129276.

OECD 2021 Reconciling Terminology of the Universe of Per-and Polyfluoroalkyl Substances: Recommendations and Practical Guidance, OECD Series on Risk Management, No. 61, OECD Publishing Paris.

Plunkett R. J. (1986). The history of polytetrafluoroethylene: discovery and development, p. 261-266, Springer.

Rotander A., Kärrman A., Toms L.-M. L., Kay M., Mueller J. F., Gómez Ramos, M. J. (2015). Novel Fluorinated Surfactants Tentatively Identified in Firefighters Using Liquid Chromatography Quadrupole Time-of-Flight Tandem Mass Spectrometry and a Case-Control Approach. *Environmental Science & Technology*, 49(4), p. 2434-2442.

Sedlak M. D., Benskin J. P., Wong A., Grace R., Greig, D. J. (2017). Per-and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in San Francisco Bay wildlife: Temporal trends, exposure pathways, and notable presence of precursor compounds. *Chemosphere*, 185, p. 1217-1226.

OBSAH

Účinnost odstraňování pesticidů a jejich metabolitů využitím kombinace ozonizace a sorpce na granulovaném aktivním uhlí

Riederová E.[1]*, Tománková V.[1], Liška M.[2]
[1]*Želivská provozní a.s., K Horkám 16/23, 102 00 Praha 10 – Hostivař*
[2]*Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 3178/8, 150 00 Praha 5 – Smíchov*
**autor pro korespondenci, email: riederova@zelivska.cz*

ABSTRAKT
Úpravna vody Želivka uvedla v únoru 2021 do provozu novou halu sorpce na granulovaném aktivním uhlí. Důvodem zavedení této technologie v kombinaci s předřazenou ozonizací byl zejména výskyt některých pesticidních látek a jejich metabolitů v surové vodě odebírané z VN Švihov na Želivce. Klasický proces úpravy surové vody sestávající z tvorby suspenze, pískové filtrace a hygienického zabezpečení chlorem dosahuje jen velice nízkých účinností odstraňování těchto specifických polutantů. Pokročilá oxidace (ozonizace) v kombinaci se sorpcí na GAU by dle literatury měla dosahovat účinnosti odstraňování těchto látek od 50 % do 95 % (v závislosti na typu látky). To potvrzují i naše zkušenosti.

KLÍČOVÁ SLOVA
GAU; ozonizace; pesticidy; účinnost

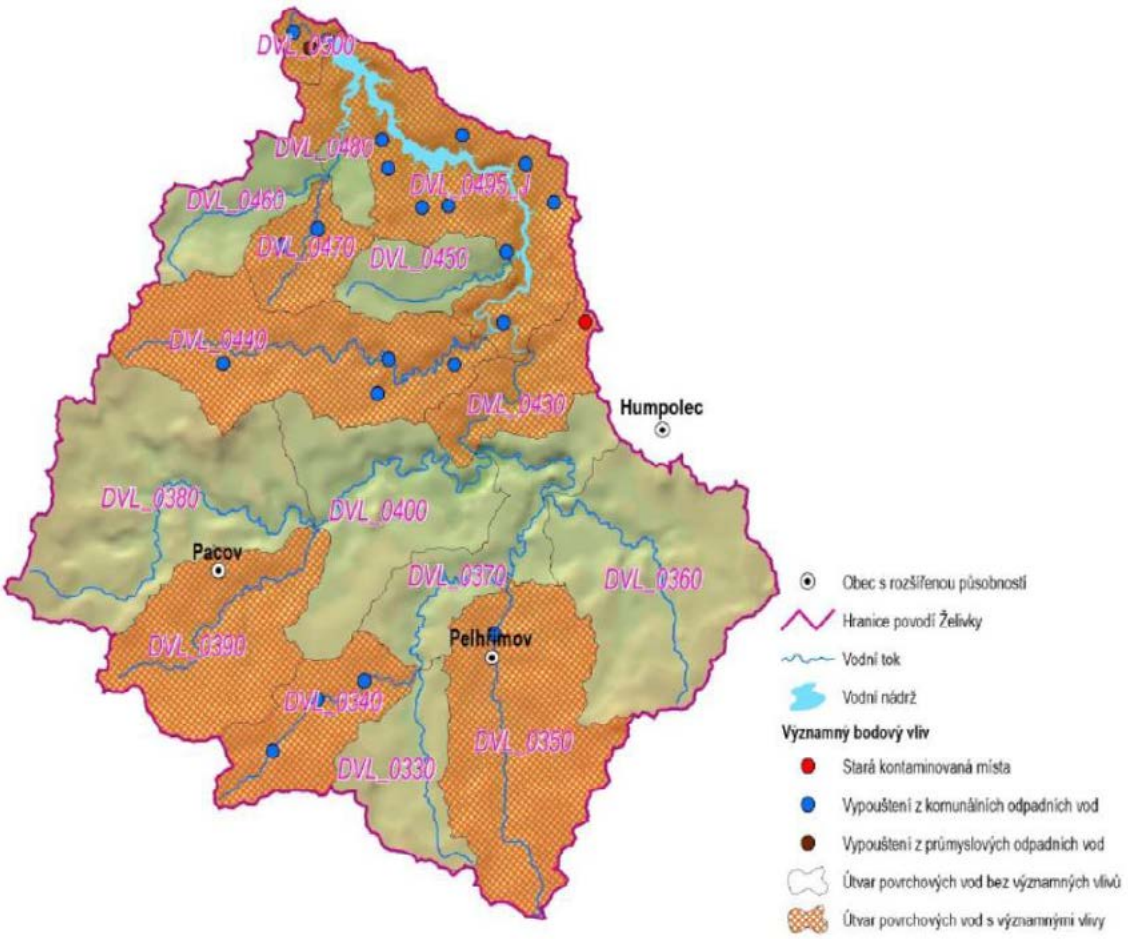
1. ÚVOD

Výroba pitné vody už nepředstavuje jen přípravu suspenze, její odseparování na vodárenském písku a hygienické zabezpečení chlorem. S rozvojem společnosti, technologií, s využíváním celé řady podpůrných chemických sloučenin a také s rozvojem metod detekce a měření znečišťujících látek v životním prostředí se zvyšuje i tlak na zabezpečení co nejvyšší kvality vyrobené pitné vody.

V surové vodě se vyskytují jednak nežádoucí organické látky přírodního původu, mezi které patří huminové látky, polysacharidy, fulvokyseliny a mnohé další, jednak organické mikropolutanty antropogenního původu, mezi které patří pesticidy a jejich metabolity, léčiva a prostředky osobní péče (PPCP – Pharmaceuticals and Personal Care Products) a mnohé další. Pokud nejsou nežádoucí látky z vody odstraněny, mohou mít v první řadě vliv na lidské zdraví, ve druhé řadě mohou nepříznivě ovlivnit organoleptické vlastnosti vody. Proto je žádoucí odstranit při procesu úpravy co nejvíce těchto látek.

Vodárenská nádrž (VN) Švihov na Želivce je největší vodárenskou nádrží v České republice a jednou z největších nádrží na pitnou vodu ve střední Evropě. Úpravna vody Želivka, která odebírá surovou vodu z nádrže, vyrábí pitnou vodu pro Prahu a řadu měst a obcí ve středočeském kraji a kraji Vysočina, celkem pro více než 1,5 mil. obyvatel. Celé povodí VN Švihov je velmi intenzivně zemědělsky obhospodařováno a antropogenně ovlivňováno, leží v oblasti s mnoha malými a středními lidskými sídly (Obr. 1). Výskyt pesticidních látek a jejich metabolitů ve vodárenské nádrži Švihov je důsledkem konvenčního zemědělského hospodaření v povodí.

Úpravna vody Želivka uvedla v roce 1991 do provozu ozonizaci. Tato technologie přispívá nejen k prokazatelnému hygienickému zabezpečení a zlepšení organoleptických vlastností upravené vody, ale i ke snížení množství mikropolutantů. Aby proces úpravy vody fungoval



Obr. 1. *Významné bodové zdroje znečištění povrchových vod v povodí VN Švihov (zdroj: Povodí Vltavy, s.p., 2020)*

ještě lépe, byl na začátku roku 2021 uveden do provozu stupeň sorpce na granulovaném aktivním uhlí (GAU). Právě kombinace oxidace a sorpce na GAU by měla zajistit vysokou míru odstranění pesticidních látek a dalších mikropolutantů z upravované vody.

2. MATERIÁL A METODY

Surová voda

Vvodohospodářské laboratoře státního podniku Povodí Vltavy provádějí intenzivní monitoring pesticidů, léčiv a dalších mikropolutantů na hlavních přítocích do VN Švihov a dále na 6 profilech v nádrži samotné. Dlouhodobě je sledována také kvalita tzv. surové vody odebírané ze spodních horizontů u hráze nádrže. Postupně bylo zavedeno stanovení více než 140 pesticidních látek a jejich metabolitů a více než 100 látek patřících do skupiny farmak. V rámci monitoringu reziduí prostředků na ochranu rostlin (POR) jsou stanovovány zejména pesticidy triazinového typu, chloracetanilidy, deriváty kyseliny močové, glyfosát a řada dalších látek např. azolové fungicidy.

Upravená voda

S ohledem na množství vyráběné pitné vody se laboratorní rozbory na úpravně vody Želivka provádějí s vysokou četností. Mikrobiologické ukazatele jsou v upravené vodě sledovány

2x za den, krácené rozbory různého rozsahu jsou prováděny 1x za den a úplné rozbory 2x za měsíc.

Rozsah sledovaných pesticidních látek a jejich metabolitů je postupně dle potřeby a také dle aktuálních požadavků legislativy rozšiřován, v současné době je sledováno 125 látek.

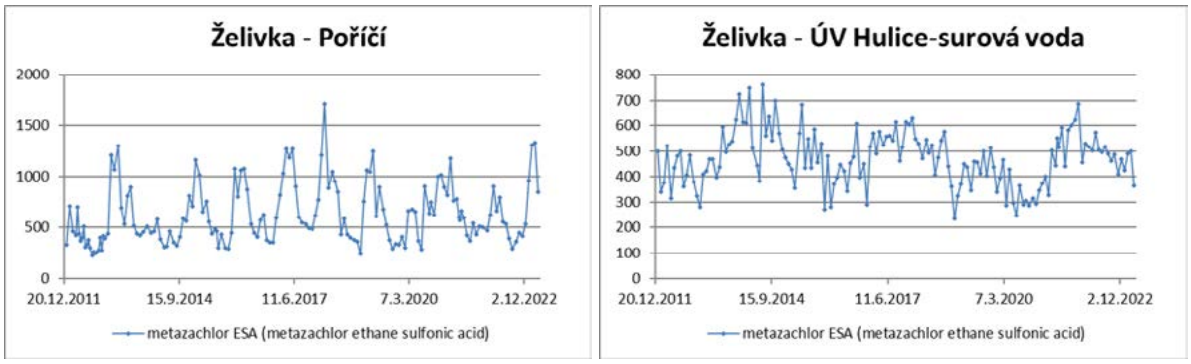
Zatímco konvenční procesy úpravy založené na koagulaci, flokulaci a filtraci mají dle literatury při odstraňování pesticidů relativně nízkou účinnost (20 až 40 %), sorpce na granulovaném aktivním uhlí může dle literatury dosahovat účinnosti od 50 % resp. 60 % do 95 %. Ještě vyšší účinnost je uváděna u kombinace oxidace a sorpce na granulovaném aktivním uhlí.

3. VÝSLEDKY A DISKUSE

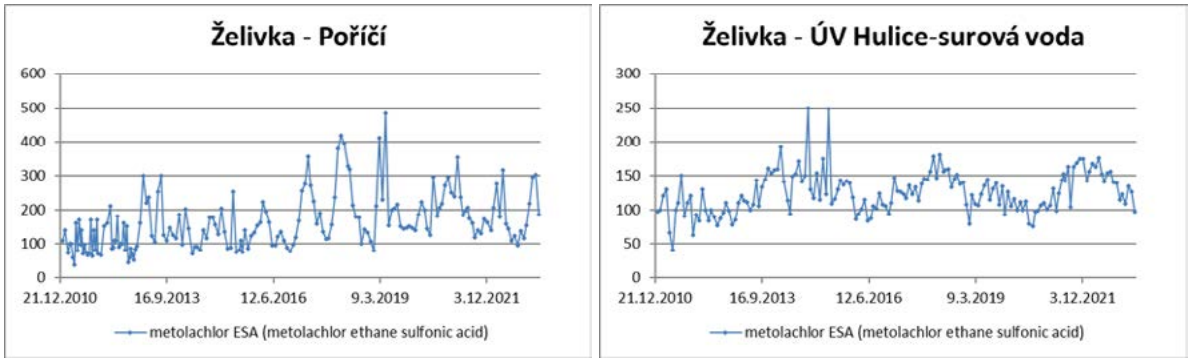
Surová voda

Ve vlastní nádrži VN Švihov a také v surové vodě se vyskytují především metabolity chloracetanilidů, zejména metazachloru, metolachloru a také již dlouho na půdu neaplikovaného alachloru. Antropogenní způsob využití tohoto povodí a jeho zatížení předurčuje i výskyt dalších látek, kterými jsou farmaka, různé diagnostické látky, látky lidské denní spotřeby a také některé organické látky, používané jako tzv. technologické přísady např. bisfenoly (používané při výrobě polykarbonátů, termocitlivého papíru apod.), benzotriazolové látky (používané jako inhibitory koroze apod.).

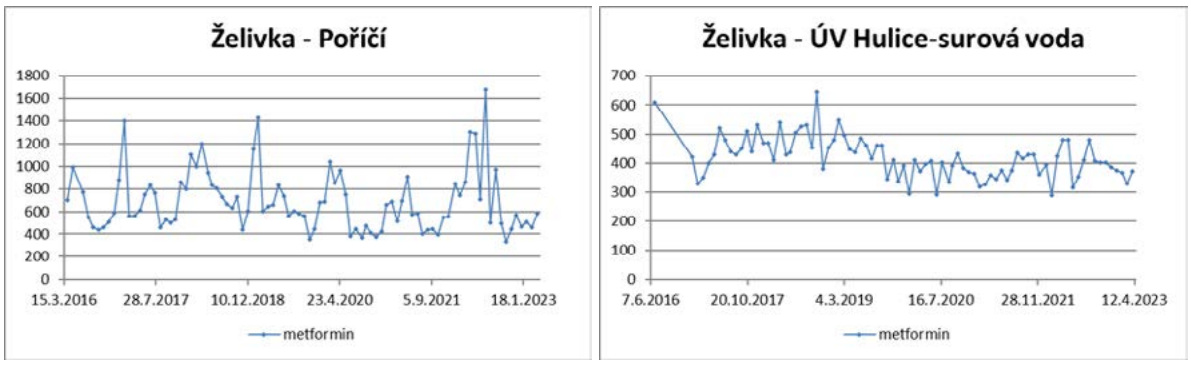
Pesticidní látky se v nejvyšších koncentracích vyskytují na drobných přítocích odvodňujících zemědělsky obhospodařované plochy. Nejvyšší koncentrace farmak a dalších látek lidské denní spotřeby jsou v tocích pod zaústěním odtoků ČOV. VN Švihov má, díky svému velkému objemu vody a dlouhé době zdržení (1,25 roku), velmi dobrou tzv. vyrovnávací schopnost kvality vody, která vede ke snížení přitékajícího znečištění, a to nejen v případě živin jako je např. fosfor, ale týká se to také pesticidů, léčiv a dalších látek. Z porovnání hodnot kvality vody na přítoku do nádrže (profil Poříčí) a na jejím konci (u hráze nádrže) je zřejmé, že u řady látek dochází na podélném profilu nádrže k významné degradaci a jejich koncentrace směrem ke hrázi významně klesá, často až k nulovým hodnotám. Do této skupiny patří řada pesticidů a léčiv. Jsou však další látky jejichž koncentrace se na podélném profilu nádrže sníží pouze částečně, např. o polovinu či méně. I přes dlouhou dobu zdržení vody v nádrži jsou ve vodě v oblasti odběru surové vody přítomna jak rezidua některých pesticidů, tak i léčiv a dalších látek. Patří mezi ně zejména následující pesticidní látky a jejich metabolity: alachlor ESA, metazachlor, metazachlor ESA (Obr. 2), metazachlor OA, metolachlor ESA (Obr. 3), metolachlor OA, terbuthylazin, terbutylazin-2-hydroxy, terbutylazin-desetyl, dále léčiva: metformin (Obr. 4), gabapentin, telmisartan (Obr. 5), metabolity valsartanu, lamotrigin a další látky např. umělé sladidlo acesulfam a další. U pesticidních látek, jejichž aplikace byla zakázána před 10 a více lety se projevuje významný pokles jejich koncentrací v surové vodě, jedná se např. o metabolity acetochloru a alachloru (acetochlor ESA a alachlor ESA), které se nyní v surové vodě po významném poklesu z minulých let pohybují pouze v desítkách nanogramů v litru vody (Obr. 6).



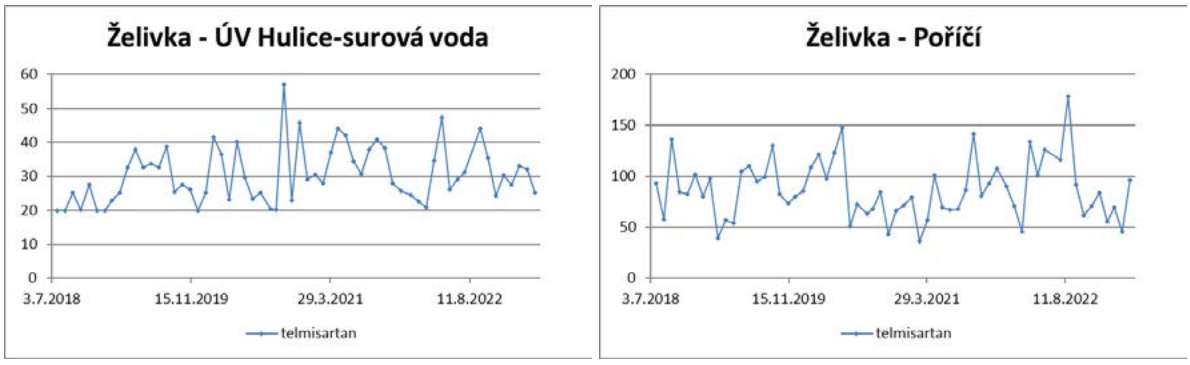
Obr. 2. *Koncentrace látky metazachlor ESA na profilu Poříčí a ÚV Hulice surová voda*



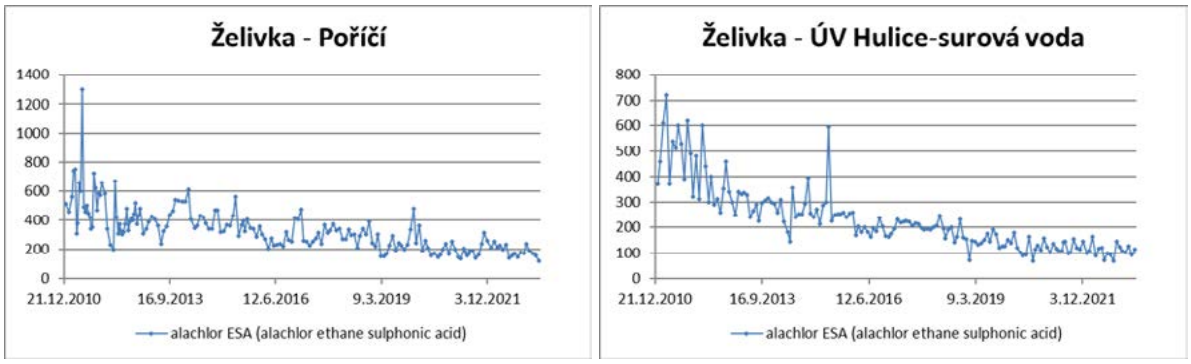
Obr. 3. *Koncentrace látky metolachlor ESA na profilu Poříčí a ÚV Hulice surová voda*



Obr. 4. *Koncentrace látky metformin (antidiabetikum) na profilu Poříčí a ÚV Hulice surová voda*



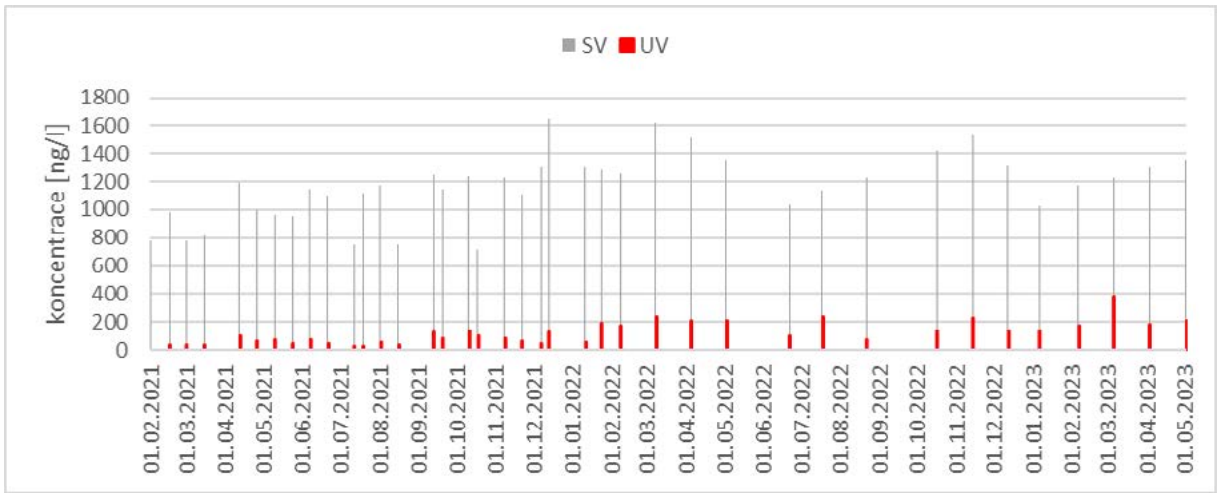
Obr. 5. *Koncentrace látky telmisartan (antihypertenzivum) na profilu Poříčí a ÚV Hulice surová voda*



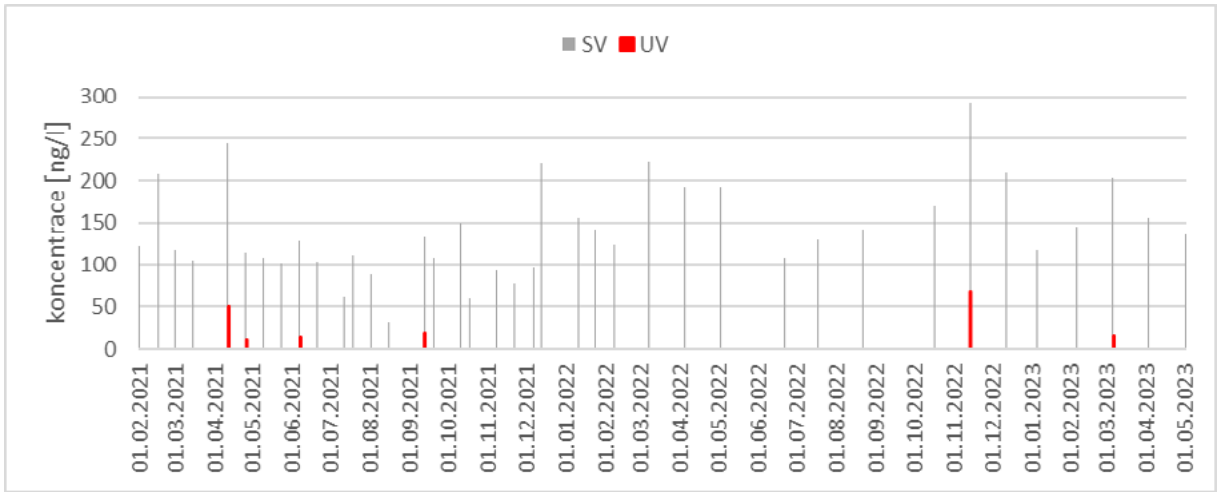
Obr. 6. *Koncentrace látky alachlor ESA na profilu Poříčí a ÚV Hulice surová voda*

Upravená voda

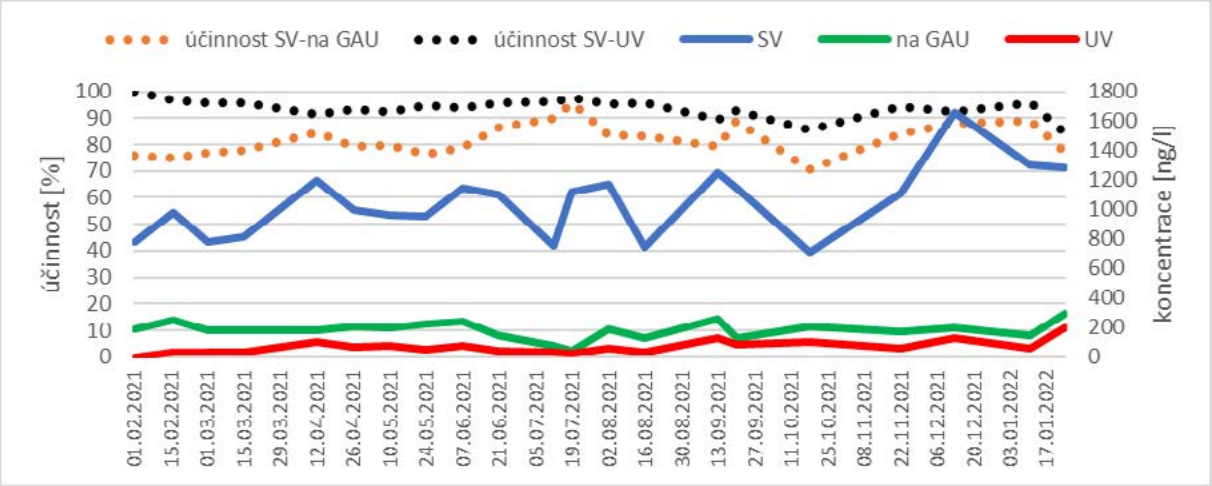
Koncentrace pesticidních látek byly pro potřeby tohoto příspěvku vyhodnocovány za období 2/2021 (uvedení sorpce na GAU do provozu) až 5/2023. Průměrná koncentrace všech sledovaných pesticidních látek a jejich metabolitů se v surové vodě pohybovala kolem 1200 ng/l, v upravené vodě kolem 120 ng/l (Obr. 7). Průměrná koncentrace pesticidních látek a jejich relevantních metabolitů se v surové vodě pohybovala kolem 140 ng/l, v upravené vodě nejčastěji kolem nuly (Obr. 8).



Obr. 7. *Kolísání koncentrace pesticidních látek a jejich metabolitů v období od 2/2021 do 5/2023*



Obr. 8. *Kolísání koncentrace pesticidních látek a jejich relevantních metabolitů v období od 2/2021 do 5/2023*



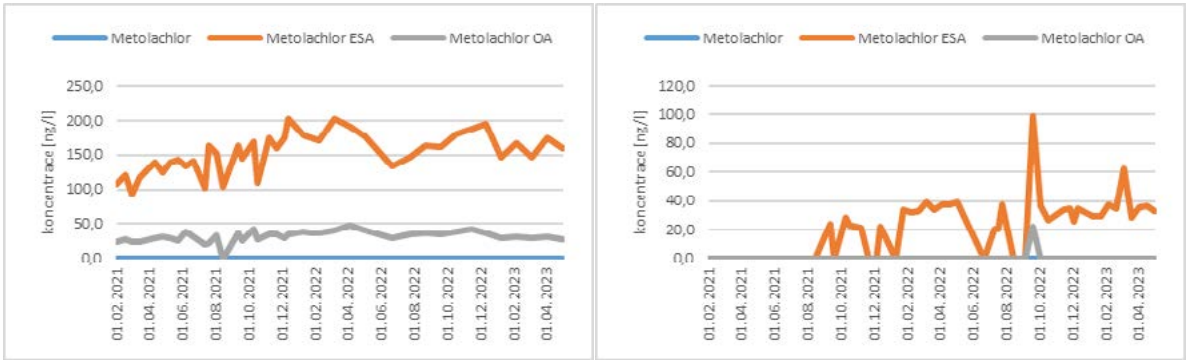
Obr. 9. *Kolísání koncentrace pesticidních látek a jejich metabolitů a účinnosti jejich odstraňování při průchodu úpravnou při zkušebním období (2/2021-1/2022)*

Pokud je ozonizace a následná sorpce na GAU v provozu, procházejí pesticidní látky a jejich relevantní metabolity jen výjimečně a ve většině případů v koncentracích těsně nad mezí stanovitelnosti. V zásadě se jedná pouze o tři látky, 2x imidacloprid (systémový insekticid patřící do třídy chemických látek nazývaných neonikotinoidy, které působí na centrální nervový systém hmyzu), 3x DEET (N,N-diethyl-meta-toluamid, nejběžnější účinná látka v repelentech proti hmyzu), 1x terbutylazin-2-hydroxy (metabolit terbuthylazinu, selektivní herbicid).

Na výsledné koncentraci pesticidních látek a jejich metabolitů v surové i upravené vodě má největší podíl metazachlor ESA, metabolit pesticidu metazachloru. Jeho koncentrace se v surové vody pohybuje kolem 540 ng/l, v upravené vodě kolem 80 ng/l. Proces úpravy vody tak odstraní 85 % této látky.

Pro lepší přiblížení vlivu jednotlivých stupňů na koncentraci pesticidních látek a jejich metabolitů byly vyhodnoceny výsledky zkušebního provozu (2/2021-1/2022). Průměrná koncentrace sledovaných pesticidních látek a jejich metabolitů byla v tomto období v surové vodě 1045 ng/l, v nátoku na GAU 183 ng/l a v upravené vodě 67,3 ng/l. Průměrná účinnost mezi profily surová voda (SV) a nátok na GAU (představuje flokulaci, pískovou filtraci a ozonizaci) byla 82 %, mezi profily SV a upravená voda (UV) byla 94 % (Obr. 9).

Za zmínku stojí ještě pesticid metolachlor a jeho metabolity. V červnu letošního roku (15. 6. 2023) byly metabolity metolachlor ESA a metolachlor OA vyřazeny ze seznamu posouzených nerelevantních metabolitů pesticidů, který vydává Ministerstvo zdravotnictví. Ze dne na den se tak limit pro tyto látky změnil z 6000 ng/l na 100 ng/l. V surové vodě se průměrná koncentrace metolachloru ESA pohybuje kolem 150 ng/l, metolachloru OA kolem 30 ng/l, metolachlor je v surové vodě pod mezí stanovitelnosti. V upravené vodě se koncentrace metolachloru ESA pohybuje kolem 20 ng/l, metolachoru OA kromě jednoho případu pod mezí stanovitelnosti. V grafu na Obr. 10 je znázorněno kolísání koncentrací mateřské látky i obou metabolitů. Vyšší koncentrace metolachloru ESA (98,6 ng/l) a metolachloru OA (22,3 ng/l) dne 19. 9. 2022 je způsobena odstávkou stupně ozonizace. To velice dobře ilustruje, že pokud by



Obr. 10. *Kolísání koncentrace metolachloru a jeho metabolitů v období od 2/2021 do 5/2023*

úpravna vody Želivka neměla ozonizaci a sorpci na GAU, nový limit 100 ng/l by nebyla schopna plnit. Nicméně dne 27. 6. 2023 metabolity metolachloru na seznam posouzených nerelevantních metabolitů pesticidů navráceny a limity se vrátily na původní úroveň 6000 ng/l.

4. ZÁVĚRY

Kombinace ozonizace a sorpce na granulovaném aktivním uhlí je významnou součástí technologie úpravy vody na úpravně vody Želivka. Tato kombinace přispívá nejen ke zlepšení organoleptických vlastností vody, ale především k významnému snížení koncentrací pesticidních látek, jejich metabolitů a dalších mikropolutantů.

S.08 VODÁRENSTVÍ

OBSAH

Pach a chuť pitné vody v ČR a jak je zlepšit

Kožíšek F.[1]*, Pumann P.[1], Mayerová L.[1], Paul J.[2], Jeligová H.[1]
[1]Státní zdravotní ústav, Centrum zdraví a životního prostředí, Oddělení hygieny vody, Šrobárova 48, 100 00 Praha 10
[2]Vodovody a kanalizace Beroun, a.s., Mostníkovská 255/3, 266 01 Beroun
**autor pro korespondenci, email: voda@szu.cz*

ABSTRAKT
Podle dostupných údajů existuje v ČR rozpor mezi hodnocením pachu a chuti pitné vody ze strany spotřebitelů a laboratoří. Podle dat z IS PiVo nejsou v podstatě s pachem/chutí pitné vody žádné problémy, protože jen zcela výjimečně jsou hodnoceny jako nepřijatelné. Avšak průzkumy spotřebitelů ukazují, že negativně vnímá pach/chuť pitné vody asi 5 až 15 % z nich. Příspěvek se zamýšlí nad příčinami, které mají kořeny v dlouhodobém podceňování organoleptické kvality vody, a informuje o chystaných opatřeních, jejichž cílem je zlepšení schopnosti laboratoří provádět senzorickou analýzu. Těmi jsou vyjasnění právního rámce, vydání metodické příručky a pilotní zavedení senzorického panelu spotřebitelů.

KLÍČOVÁ SLOVA
Chuť; pach; pitná voda; senzorická analýza; spotřebitelé

1. ÚVOD

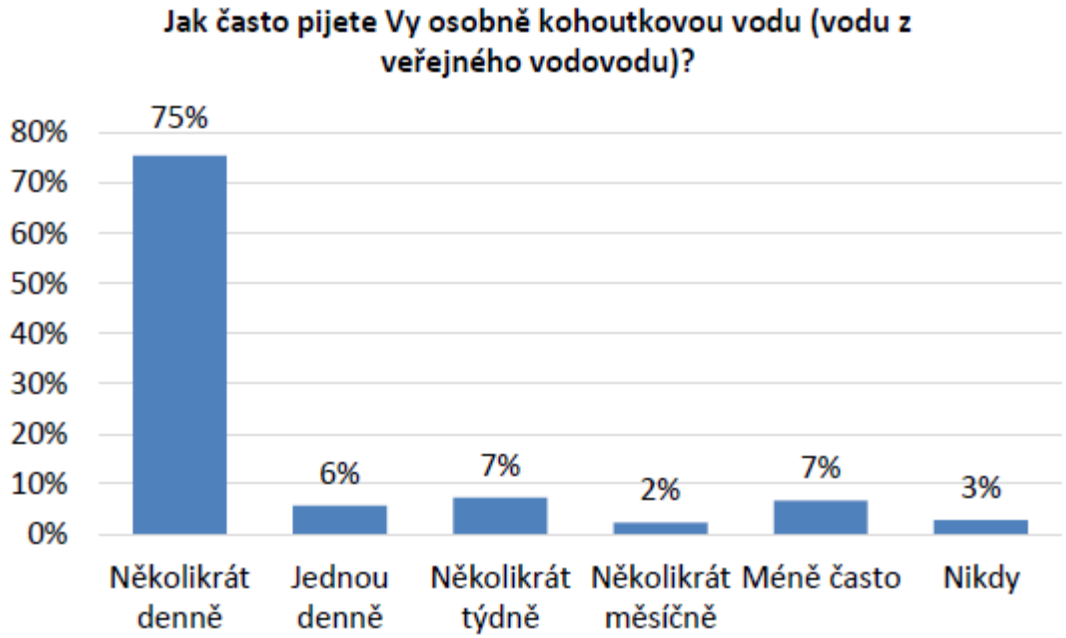
Podle dostupných dat existuje v České republice určitá diskrepance mezi tím, jak vnímají pach a chuť pitné vody spotřebitelé a jak ji hodnotí laboratoře provádějící rozbory vody. Podle dat, která jsou vkládána do Informačního systému PiVo, nejsou v podstatě s pachem/chutí pitné vody žádné problémy, protože jen zlomek procenta vzorků je hodnocen jako nepřijatelný. U pachu to bylo v roce 2022 konkrétně 0,2 % (67 nevyhovujících výsledků z 33 413 stanovení), u chuti pak 0,3 % (96 nevyhovujících výsledků z 32 952 stanovení). A protože procento nevyhovujících vzorků je přibližně stejné u malých i velkých vodovodů (zásobujících méně nebo více než 5000 obyvatel), měl by být i podíl obyvatel zásobovaných z veřejných vodovodů, kteří vnímají pach a/nebo chuť vody jako nevyhovující, podobný, každopádně nejvýše okolo 1 %. Jak ovšem ukázal nedávný průzkum, skutečnost je poněkud jiná.

2. ŠETŘENÍ KONZUMACE KOHOUTKOVÉ A BALENÉ VODY

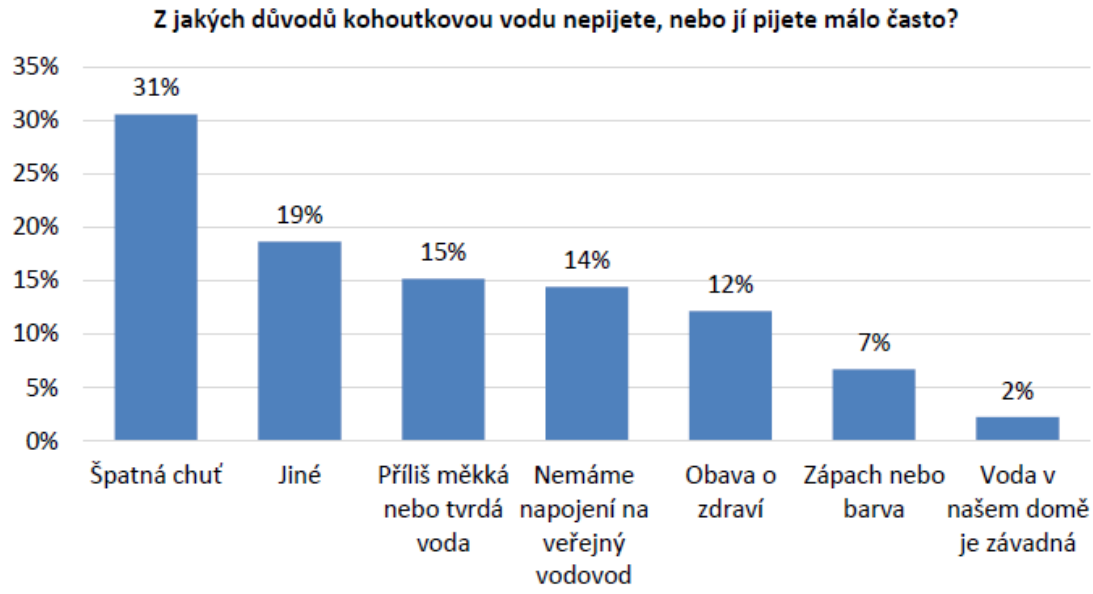
Výzkumný projekt „Kohoutkovou nebo balenou: Bariéry a motivace konzumace pitné vody“ (TAČR TL0300025) má státu pomoci splnit jeden z nových úkolů uložených EU směrnicí 2020/2184 o jakosti vody určené pro lidskou spotřebu – podporovat spotřebu kohoutkové vody. V rámci tohoto projektu provedlo Centrum pro otázky životního prostředí Univerzity Karlovy prostřednictvím agentury a stálého panelu respondentů v roce 2022 první národní reprezentativní šetření ohledně konzumace kohoutkové a balené vody. Rekrutaci respondentů pro dotazníkové šetření provedl dodavatel z aktivně spravovaného panelu pro ČR. Vzorek respondentů byl vybrán kvótním výběrem s nevázanými kvótami pro region (14 krajů), velikost místa bydliště (3 kategorie), věk (3 kategorie), pohlaví (2 kategorie) a vzdělání (3 kategorie). Výsledný vzorek je reprezentativní na základě sociodemografických charakteristik pro dospělou populaci (obyvatelé ve věku 18 až 69 let). Konečný celkový počet platných dotazníků, po očištění, byl 3 411 (Zvěřinová a kol., 2022).

Z poskytnutých odpovědí respondentů na otázky týkající se frekvence, objemu a důvodů konzumace kohoutkové a balené vody vyplývá, že kohoutkovou vodu z nich 75 % pije

několikrát denně, 6 % jednou denně, 7 % několikrát týdně, 2 % několikrát měsíčně, 7 % méně často než několikrát měsíčně a 3 % pak uvedla, že kohoutkovou vodu nepije nikdy (viz Obr. 1). Co se týče důvodů, kvůli kterým lidé kohoutkovou vodu nepijí, nebo ji pijí málo často, se jako hlavní důvod ukazuje její špatná chuť (31 %), zápach nebo barva pak odrazuje 7 % spotřebitelů, jak je vidět na Obr. 2. Ten obsahuje odpovědi respondentů, kteří pijí kohoutkovou vodu několikrát měsíčně nebo méně často, popř. vůbec (cca 12 %).



***Obr. 1**. Procenta četností pití kohoutkové vody (vody z veřejného vodovodu) u respondentů (N = 3411).*



***Obr. 2.** Procenta uvedených důvodů, kvůli kterým lidé nepijí kohoutkovou vodu, nebo jí pijí málo často (počet odpovědí = 402).*

3. ROZDÍLY VE VNÍMÁNÍ A JEJICH MOŽNÉ PŘÍČINY

Z uvedených dat můžeme usoudit, že cca 4–5 % obyvatel napojených na veřejný vodovod pije kohoutkovou vodu velmi málo nebo vůbec kvůli její špatné chuti nebo pachu, což je 5 x více než byla horní hranice odhadu na základě nevyhovujících vzorků pachu a chuti z IS PiVo. Jaké to může mít důvody? Hlavním důvodem je asi odlišné vnímání kvality (intenzity) těchto atributů ze strany vzorkařů (pokud dělají posouzení pachu/chuti na místě odběru) nebo pracovníků laboratoře a ze strany spotřebitelů, kteří je vnímají kritičtěji. Stejná voda může být spotřebiteli vnímána jako (již) nepřijatelná, zatímco pracovníci laboratoře ji hodnotí jako (ještě) přijatelnou, byť v ní určité senzorické nedostatky vnímají.

To by bylo na jednu stranu poněkud překvapující, protože pracovníci senzorického panelu (laboratoře) jsou, či by měli být, v senzorické analýze proškolováni a procvičováni, takže by teoreticky měli být schopni detekovat pachové/chuťové závady na nižší úrovni než běžní spotřebitelé. Na druhou stranu musíme ovšem uvážit, že hlavním kritériem jejich přijetí do laboratoře/panelu nebyla jejich abnormální schopnost senzorické detekce a že hodnocení (ne)přijatelnosti je založeno nejen na subjektivním vnímání, ale pravděpodobně i na jiných než senzorických faktorech, např. na rozlišování, co je obvyklé (a tedy přijatelné) a co neobvyklé (nepřijatelné). A musíme připustit i to, že kvalifikace některých pracovníků pro senzorickou analýzu může být poměrně nízká.

Domníváme se, že vysvětlovat pozorovaný rozdíl tím, že oněch 5 % obyvatel je okraj Gaussovy křivky, vybavený mimořádně citlivým senzorickým vnímáním, a proto posuzující pach/chuť vody příliš kriticky, není možné, ale že se jedná o reflexi skutečného stavu a pachu a chuti pitné vody. Naopak si na základě vlastních zkušeností myslíme, že řada spotřebitelů běžně kohoutkovou vodu konzumuje, i když vnímá, že není po stránce pachu a chuť ideální, protože důvody ekonomické, ekologické či osobní (pohodlnost) proč nekupovat balenou vodu u nich převažují. Např. studie OECD publikovaná v roce 2012 na souboru 701 respondentů v ČR zjistila, že s chutí vody z vodovodu nebylo spokojeno 15 % z nich (Johnstone a kol., 2012).

Některými dalšími možnými objektivními příčinami pozorovaného rozdílu, z nichž však žádná nemůže rozdíl zcela vysvětlit, jsme se zabývali v jiném článku (Kožíšek a kol., 2023).

4. NĚKTERÉ DALŠÍ ÚDAJE O VÝSLEDCÍCH LABORATOŘÍ V OBLASTI SENZORIKY

Příčin pozorovaného rozdílu ve vnímání může být sice více, ale většina má společné kořeny v dlouhodobém, z dnešního pohledu skoro až historickém podceňování organoleptické kvality vodovodní vody (jak ze strany výrobců vody, tak ze strany hygienických orgánů), což se odrazilo i na nízké nabídce vzdělávacích aktivit, na zaostávajícím rozvoji laboratorních kapacit (v porovnání s rychle se rozvíjející chemickou či mikrobiologickou analytikou) a obecně na nedostatečné schopnosti hydroanalytických laboratoří stanovovat a správně hodnotit pach a chuť pitné vody.

V roce 2022 pach a chuť pitné vody stanovovalo a výsledky do IS PiVo dodávalo 70 laboratoří. Protože se nemůžeme v žádném případě domnívat, že by problémy s pachem či chutí byly koncentrovány pouze do několika málo regionů, je pozoruhodné, že pach hodnotilo aspoň jednou jako nepřijatelný jen 9 laboratoří a chuť pouze 11 laboratoří. V prvním případě (pachu) je poměr provozních laboratoří vodárenských společností ke komerčním laboratořím, které

nejsou vázány na výrobce pitné vody, ani jen na jeden region, 6/3 (s poměrem vzorků hodnocených jako nepřijatelné 24/43 a s poměrem všech stanovených vzorků 6 511/5 471), ve druhém případě (chuti) je poměr těchto laboratoří (vodárenské provozní/komerční) 8/3 (s poměrem vzorků hodnocených jako nepřijatelné 35/62 a s poměrem všech stanovených vzorků 9 460/4 868).

Pozoruhodný je výsledek stanovení/hodnocení chuti a pachu u jedné velké komerční laboratoře: zatímco u chuti bylo v roce 2022 hodnoceno jako nepřijatelných 56 vzorků, u pachu ani jeden! Při cca 550 vyšetřených vzorcích je to pozoruhodný výkon, nicméně se v tomto případě lze domnívat, že za negativním hodnocením chuti se neskrývá opravdu špatná chuť, ale „administrativní úkon“, kdy u vzorků skutečně či potenciálně mikrobiologicky závadných není z bezpečnostních důvodů chuť vůbec stanovena, ale aby byl výkon „vykázán“ (že se na stanovení chuti nezapomnělo), je (ne)stanovení chuti přiřazeno hodnocení „nepřijatelná“. Na tento nešvar, který zkresluje statistiky, ale týkal se jen několika málo laboratoří, jsme upozornili na konferenci Pitná voda v Táboře v roce 2022 (Pumann a kol., 2022), ale asi ne všechny dotyčné laboratoře praxi změnily. Podle nové legislativy se taková situace bude řešit přiřazením výsledku „Nelze stanovit“.

Takové falešné hodnocení národní statistiku zkresluje. Kdybychom si však vzali jen stanovení pachu, kde bezpečnostní ohledy nejsou nutné a tento typ zkreslení snad chybí, zjišťujeme u zmíněných 9 laboratoří, že procento hodnocení vzorků jako nepřijatelných je u komerčních laboratoří dvojnásobné (0,8 %) oproti vodárenským laboratořím (0,4 %). Kdybychom vzali všech 70 laboratoří, z nichž komerčních je okolo 20, byl by rozdíl pravděpodobně ještě vyšší. Nabízí se tedy otázka – může loajalita laboratoře k výrobci vody ovlivňovat senzorické hodnocení?

5. MOŽNOSTI NA ZLEPŠENÍ STAVU

Výzkumný projekt „Kohoutkovou nebo balenou: Bariéry a motivace konzumace pitné vody“ (TAČR TL0300025), řešený v období 7/2020 – 12/2023, má jako jeden z cílů zlepšení senzorických vlastností pitné vody vytvořením metodických nástrojů pro provozovatele vodovodů a laboratoře, které provádějí senzorické analýzy vody. Dále uvádíme konkrétní opatření, která se v rámci tohoto projektu a výše uvedeného cíle připravují.

Vyjasnění právního rámce

Pach a chuť chloru v pitné vodě jsou jednou z hlavních stížností na její kvalitu. Zdálo by se tedy logické, že přítomnost chlorového pachu bude zahrnuta do senzorické analýzy. Jenže skutečnost je jiná, protože na tom, zda má být chlorový pach při senzorické analýze pitné vody zohledněn, nepanuje mezi pracovníky, kteří se zabývají senzorickou analýzou vody, jasná shoda (Mayerová a kol, 2023). Proto bylo v rámci transpozice směrnice 2020/2184, resp. letošní novely vyhlášky 252/2004 Sb. přistoupeno ke změně vysvětlivky u ukazatelů pach a chuť následovně:

„Předmětem zkoušky jsou všechny druhy nepříjemných pachů a chutí, které mohou být předmětem stížností odběratelů, tedy i pachy a chutě způsobené použitým dezinfekčním přípravkem. V případě pochybností při senzorickém hodnocení se za přijatelné považují prahová čísla 1 a 2 při stanovení podle ČSN EN 1622 Jakost vod. Pro toto hodnocení musí být

použit vzorek vody co nejčerstvější a při stanovení prahového čísla se nepostupuje podle bodu 10.1 normy (vzorek se nedechloruje). Stanovení prahového čísla pachu (TON) a prahového čísla chuti (TFN). Pokud není možné z bezpečnostních důvodů či jiných objektivních příčin (vzorek vody nevyhovuje mikrobiologicky, zákalem, barvou či pachem nebo by mohl jiným způsobem ohrozit zdraví posuzovatele) chuť stanovit, do protokolu se místo výsledku uvede „Nelze stanovit“.“

Metodická příručka

Hlavním nástrojem je vydání komplexní metodické příručky (odborné publikace) „Základy senzorické analýzy a managementu pitné vody“, první svého druhu v České republice, která by měla vyjít v prvním pololetí roku 2024. Publikace bude vedle úvodu a metodické části zaměřené na senzoriku vody dále obsahovat přehled hlavních zdrojů a příčin senzorických problémů pitné vody a nejčastějších chemických látek spojených s nepříjemným pachem a chutí vody (kolo pachů a chutí), metodické doporučení pro šetření stížností spotřebitelů a přehled možných nápravných opatření (podle příčin). Vydání publikace bude doprovázeno uspořádáním tematického workshopu.

Rozšířený senzorický panel – panel spotřebitelů

I když je senzorický panel laboratoře proškolený a cvičený, přece jen je početně omezený a pracuje obvykle v pracovní době ve všední dny. Toto omezení si již v minulosti uvědomila řada vodárenských společností a přistoupila k experimentu v podobě rozšířeného, externího panelu, který může být složen buď z pracovníků vodárenské společnosti (kteří v laboratoři vůbec nepracují, ale bydlí v místě, které je zásobováno jimi vyráběnou vodou), nebo jen ze spotřebitelů nezávislých na výrobci vody (Dietrich a kol., 2019). Senzorický panel spotřebitelů je skupina laických spotřebitelů, kterým záleží na kvalitě dodávané pitné vody a chtějí ke zvýšení či udržení její kvality přispět. Jedná se o oboustranně výhodnou a dobrovolnou formu spolupráce mezi provozovatelem určitého vodovodu a zásobovanými obyvateli. V rámci panelu proškolení laičtí spotřebitelé hodnotí pravidelně dle dohody (např. jednou týdně) v místě svého bydliště kvalitu vody po stránce senzorické (vzhled, pach a chuť) svými „senzorickými nástroji“ (pohledem, čichem a chutí). Hodnocení podle předem domluvené stupnice odesílají dohodnutou elektronickou formou provozovateli vodovodu, kterému slouží k nezávislému ověření, zda je voda pro spotřebitele přijatelná, a ke zjištění, jak spotřebitelé kvalitu vody vnímají. Vedle pravidelného hodnocení pak účastnící panelu v případě potřeby, tj. při náhle vzniklém problému se senzorickými vlastnostmi kohoutkové vody jako je zákal, neobvyklá barva, pach nebo chuť vody, nahlásí tento problém provozovateli okamžitě. Ten pak může na situaci reagovat mnohem pružněji, než když je odkázán pouze na svou vlastní kontrolu. V rámci projektu „Kohoutkovou nebo balenou“ je připravován pilotní projekt na založení prvního senzorického panelu spotřebitelů v ČR.

6. ZÁVĚR

Získané poznatky ukazují, že v oblasti organoleptických vlastností vody je u nás objektivně stále co zlepšovat, protože cílem nemůže být stav, aby voda byla po této stránce hodnocena pouze jako „ještě přijatelná“. Podle Bonnské vodní charty, ve které Mezinárodní asociace pro vodu definovala cíl moderního vodárenství, je cílem „Dobrá nezávadná pitná voda, která se

těší důvěře spotřebitelů“, resp. voda, kterou lze nejen bez obav pít, ale u níž spotřebitel oceňuje její estetickou kvalitu (IWA, 2004).

Aby si ale výrobci vody uvědomili, že je stále co zlepšovat, a podnikli v této věci nějaké zásadní kroky k nápravě, musí být nejprve schopni senzorickou kvalitu vody správně posoudit a ve svém vnímání a hodnocení se přiblížit vnímání spotřebitelů. Náš příspěvek naznačuje některé cesty, jak situaci v tomto ohledu zlepšit.

PODĚKOVÁNÍ

Tento příspěvek vznikl v rámci projektu TAČR TL0300025 „Kohoutkovou nebo balenou: Bariéry a motivace konzumace pitné vody“.

SEZNAM LITERATURY

IWA (International Water Association) (2004). *The Bonn Charter for Safe Drinking Water*. September 2004. http://www.iwahq.org/Mainwebsite/Resources/Document/BonnCharter_ENG.pdf. Česky vyšlo (Bonnská charta pro bezpečnou pitnou vodu) v časopise SOVAK č. 7 – 8/2005, str. 20 – 23.

Dietrich AM, Ömür-Özbek P. (2019). Advances in sensory measurement determinations. In: Lin TF, Watson S, Dietrich AM, Suffet IHM (eds.) *Taste and Odour in Source and Drinking Water: Causes, Controls, and Consequences.* IWA Publishing, London; 143–165.

Johnstone N, Serret Y. (2012). Determinants of bottled and purified water consumption: results based on an OECD survey. *Water Policy*, 14, p. 668‑679.

Kožíšek F., Mayerová L., Pumann P. (2023). Metody senzorické analýzy vody a jejich použití ve vodárenské praxi. *SOVAK – Časopis oboru vodovodů a kanalizací*, 32(5), p. 166-168.

Mayerová L., Pumann P., Kožíšek F. (2023). Má být chlorový pach předmětem senzorické zkoušky pitné vody? In: Říhová Ambrožová J., Petráková Kánská K. (eds). *Sborník konference Vodárenská biologie 2023*, 9.-10.2.2023, Praha, str. 31-34. Vodní zdroje EKOMONITOR, Chrudim.

Pumann P., Kožíšek F., Mayerová L., Gari D.W. (2022). Příčiny zvýšeného počtu vzorků s nepřijatelnou chutí v letech 2018-2021. In: Dobiáš P. (ed.) *Sborník z 16. ročníku konference PITNÁ VODA 2022*, konané v Táboře 23.-26.5.2022; str. 123-128. Vydal ENVI-PUR, Praha.

Zvěřinová I., Otáhal J., Hanusová K., Ščasný M. (2022). *Zpráva z dotazníkového šetření projektu TAČR Kohoutková za rok 2022*. Interní zpráva Centra pro otázky životního prostředí Univerzity Karlovy.

OBSAH

Změna způsobu hygienického zabezpečení upravené vody

Riederová E.[1]*, Filip V.[2]
[1]*Želivská provozní a.s., K Horkám 16/23, 102 00 Praha 10 - Hostivař*
[2]*VODA Želivka, a.s., K Horkám 16/23, 102 00 Praha 10 - Hostivař*
**autor pro korespondenci, email: riederova@zelivska.cz*

ABSTRAKT
Úpravna vody Želivka je v provozu od roku 1972, původně byla postavena jako konvenční jednostupňová úpravna. Postupně byla rozšiřována a doplňována o další technologické prvky. V současné době využívá tvorbu vloček, pískovou filtraci, ozonizaci, filtraci na GAU a hygienické zabezpečení. Po celou dobu provozu byl ke konečnému hygienickému zabezpečení využíván plynný chlor. Ten byl využíván jak na úpravně, tak na vodojemu Jesenice I. k dochlorování upravené vody. Po dobrých zkušenostech se změnou hygienického zabezpečení na vodojemu Jesenice I. byla realizována změna i na úpravně vody Želivka. Použití plynného chloru bylo nahrazeno použitím chlornanu sodného.

KLÍČOVÁ SLOVA
Hygienické zabezpečení; chlor; chlornan; změna technologie

1. ÚVOD

Chlorování se používá k hygienickému zabezpečení pitné vody, tedy k odstranění nežádoucích bakterií a mikroorganismů. Chlor má ve vodě jednak chlorační a jednak oxidační účinky. Chlorační účinky má zejména elementární chlor. Kyselina chlorná a chloritany mají především oxidační účinky (Pitter, 1999).

Působení chloru má vedle pozitivního účinku (hygienické zabezpečení vody) i účinky negativní. Chlor reaguje s řadou organických látek přítomných v upravené vodě. Při styku s fenoly vznikají pachově závadné chlorfenoly, při styku s huminovými látkami vznikají trihalomethany, které mohou mít karcinogenní účinky.

Plynný chlor se řadí mezi vysoce nebezpečné látky a nakládání s ním se řídí zákonem č. 224/2015 Sb. v platném znění. Objekty vodojemu Jesenice I. a úpravny vody Želivka byly zařazeny do skupiny A, měly zpracovány bezpečnostní program na základě posouzení rizik závažné havárie. Při použití chlornanu sodného k hygienickému zabezpečení nejsou zapotřebí žádná mimořádná opatření ani povolení.

Po vyhodnocení tříletého provozu změny hygienického zabezpečení upravené vody na vodojemu Jesenice I. a kladných zkušenostech s touto změnou byl připraven a následně realizován projekt na změnu hygienického zabezpečení na úpravně vody Želivka. Vlastní realizace stavby proběhla v období 3/2022-2/2023. Technologie použitá na úpravně vody Želivka je shodná s technologií na vodojemu Jesenice I., rozdílný je pouze výkon instalovaných elektrolyzérů. Na úpravně jsou nainstalovány čtyři elektrolyzéry, každý o kapacitě 3500 g Cl_2/hod.

2. MATERIÁL A METODY

Hygienické zabezpečení vyrobené pitné vody bylo v minulosti řešeno dávkováním plynného chloru přivedeného k jednotlivým dávkovacím místům podtlakovým trubním. Plynný chlor byl odebírán ze sudů s kapalným chlorem o obsahu 600 kg chloru. Odpařování chloru probíhalo na úpravně na dvou místech, v Chlorovně 1, která byla umístěná v technologickém bloku

Filtrace 1 a v Chlorovně 2 (Obr. 1). Tlak chloru byl na sudech redukován redukčními ventily pod hodnotu atmosférického tlaku. Z redukčních ventilů byl podtlakový chor veden ke chlorátorům a odtud pak k podtlakovým injektorům umístěným na jednotlivých dávkovacích místech.

Chlornan sodný je na úpravně vody Želivka vyráběn z nasyceného roztoku chloridu sodného (solanky) v elektrolytickém zařízení (elektrolyzér typu CHLORINSITU III, Obr. 2), kde projde procesem elektrolýzy v membránovém reaktoru. V katodové komoře reaktoru vzniká roztok hydroxidu sodného bez stop chloridů a současně vodík, v anodové komoře oddělené od katodové komory membránou vzniká plynný chlor a výrazně zředěný roztok solanky. Vyráběný plynný chlor reaguje s hydroxidem sodným a vzniká roztok chlornanu sodného, který se odvádí do zásobníku. Vyrobený roztok má hodnotu pH zhruba 9. Hodnota pH upravované vody je tak méně ovlivňována, než je tomu při použití průmyslově vyráběného chlornanu sodného s hodnotou pH 12 – 13,5.

Tímto způsobem se vyrábí roztok chlornanu sodného s obsahem chloru 20 až 25 g/l v závislosti na podmínkách výroby. Pro zvýšení kvality vyrobeného chlornanu sodného jsou elektrolyzéry vybaveny systémem odpouštění anolytu.

Obr. 1. *Budova Chlorovny 2*

Obr. 2. *Elektrolyzéry*

Obr. 3. *Zásobníky vyrobeného chlornanu sodného*

Vyrobený roztok chlornanu sodného obsahuje pouze nevýznamný podíl chloridu sodného nezpracovaného v elektrolyzéru. Vyrobený chlornan sodný se skladuje ve dvou LDPE zásobnících o objemu 7100 l (Obr. 3).

Obr. 4. *Neutralizační stanice anolytu*

Odpadní roztok z elektrolyzérů (anolyt) obsahující rozpuštěný chlor je přiváděn do neutralizační stanice (Obr. 4). Ta sestává ze tří vzájemně propojených reakčních PE nádrží, z nichž dvě jsou naplněny aktivním uhlím, jedna vápencem. Vzniklá odpadní voda bez obsahu chloru, je vypouštěna do technologické kanalizace a po smísení s odpadními vodami z praní filtrů přivedena do usazovací nádrže Rýzmburk.

V období realizace stavby bylo náhradní hygienické zabezpečení realizováno dávkováním průmyslově vyráběného chlornanu sodného o koncentraci 12 %. Tento náhradní způsob hygienického zabezpečení lze použít i v případě budoucí poruchy nebo odstávky technologie na výrobu chlornanu sodného.

3. VÝSLEDKY A DISKUSE

Realizace projektu na úpravně vody Želivka proběhla bez problémů a v únoru roku 2023 byla technologie uvedena do zkušebního provozu. K výrobě nasyceného roztoku chloridu sodného jsou využívány dva systémy automatické přípravy solanky se změkčovači. Dodavatel technologie doporučil použití hrubozrnné soli GUSTOSAL 1,6 až 4 mm (cena 6200 Kč za tunu). Bylo testováno i použití jemné soli GUSTOSAL 0,2 až 0,63 mm (cena 4700 Kč za t), které se ale neosvědčilo. Docházelo k zanášení rozpouštěcí nádrže nerozpustným podílem.

Citlivým místem celé technologie je požadavek na absolutní těsnost všech spojů. I při drobné netěsnosti dochází ke krystalizaci produktu. Proto je zásadní dodržovat schválený postup lepení u nerozebíratelných spojů a zvolit vhodné těsnění u rozebíratelných spojů.

Významnou položkou provozních nákladů tvoří pravidelná výměna membrán v elektrolyzérech. Harmonogram jejich výměny je přesně stanoven výrobcem. Za provozu probíhá on-line diagnostika celého zařízení, stejně tak probíhá pravidelná kontrola

vyrobeného chlornanu sodného. K ochraně membrán jsou v elektrolyzérech nainstalovány změkčovače.

Po vyhodnocení dlouhodobých měření lze konstatovat, že změna způsobu hygienického zabezpečení nemá vliv na koncentraci trihalomethanů v upravené vodě. Na tento parametr má vliv jednak použité množství chlornanu, jednak fungování ozonizace a sorpce na granulovaném aktivním uhlí.

4. ZÁVĚRY

Změna hygienického zabezpečení byla na vodojemu Jesenice I. uvedena do provozu v květnu 2019, na úpravně vody Želivka v únoru roku 2023. Zkušenosti se změnou technologie jsou velice dobré. Hlavní výhodou přechodu na chlornan sodný je vyřazení z kategorie A dle zákona č. 224/2015 Sb. (Zákon o prevenci závažných havárií) v platném znění.

SEZNAM LITERATURY

Pitter, P. (2009). *Hydrochemie*. 4. vydání. Praha: VŠCHT Praha. P. 01. ISBN 978-80-7080-701-9

Franc, I., Rýznarová, I. (2021). *Změna způsobu dezinfekce ÚV Želivka – NaClO*. Dokumentace pro provádění stavby. 59 s.

OBSAH

Keramická mikrofiltrace a automatické řízení úpravny vody

Hnojna K.*
ENVI-PUR, s.r.o., Na Vlčovce 13/4, 160 00 Praha 6 - Dejvice
**Autor pro korespondenci, email: hnojna.krystof@envi-pur.cz*

ABSTRAKT
Anonymní ÚV ležící v horském terénu se dlouhodobě potýkala s nedostatkem pitné vody spojeným primárně se snižováním hladiny podzemních vod, sekundárně s rozvojem letního turismu. V 2022 byla dokončena rekonstrukce, jejíž součástí byla i implementace keramické membránové filtrace upravující vodu z horního toku přilehlého potoka. Vzhledem k přerušované přítomnosti obsluhy na ÚV a skokově se měnící kvalitě surové vody v závislosti na srážkách či tání sněhu je součástí úpravny automatický systém pro řízení dávky koagulačního činidla a pH na základě kvality upravené a surové vody. 1. rok provozu úpravny potvrdil funkčnost a bezpečnost tohoto systému i při zásadních výkyvech v kvalitě surové vody.

KLÍČOVÁ SLOVA
AMAYA; automatizace; keramická membrána; mikrofiltrace; úprava pitné vody

1. ÚVOD

Ubývající zásoby vody v přírodě, tlak na větší zastoupení povrchové vody jako zdroje surové vody vzhledem k ubývajícím zásobám vody podzemní.

Lokality bez přístupu ke zdroji podzemní, nebo kvalitní stojaté povrchové vody, jsou nuceny využít jako zdroj surové vody tekoucí povrchovou vodu. Ta má oproti stojaté vodě, obzvláště na horních tocích, nevýhodu prudkých změn kvalitativních ukazatelů v době srážek. Na tyto změny se musí včasně reagovat správným nastavením dávek koagulantu a dalších chemikálií využívaných na dané úpravně vody, jinak hrozí zásadní zhoršení kvality upravené vody a potenciálně i ohrožení obyvatelstva a průmyslu. Požadavek rychlé reakce vyžaduje nepřetržitou a odbornou obsluhu na úpravně vody, což potenciálně zvedá provozní náklady, a tedy i cenu vody v lokalitě.

Jako možné řešení se nabízí automatické řízení chemismu úpravy vody na základě vhodných kontinuálních analyzátorů měřících kvalitu surové a upravené vody. Tento přístup je dobře použitelný především na úpravnách využívajících jako separační stupeň mikrofiltrační membrány. Důvodem je krátká doba zdržení v systému, a tedy rychlá odezva mezi dávkovacím místem chemikálií a online měřením kvality upravené vody. Tato skutečnost je pro automatické řízení úpravny vody zásadní.

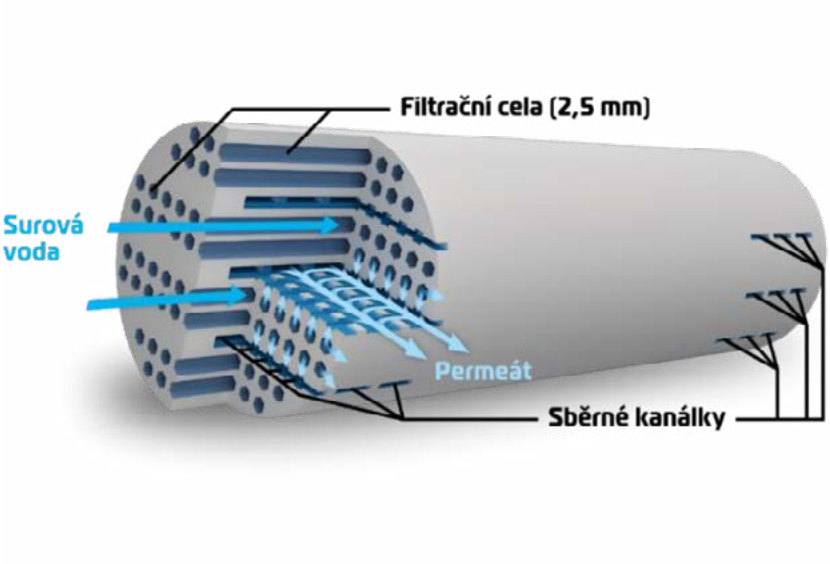
Na jaře roku 2022 byla spuštěna úpravna vody využívající pro separaci vytvořené suspenze keramickou mikrofiltraci. Zdrojem surové vody je horský potok. Úpravna nemá stálou obsluhu a je navíc automaticky spouštěna pouze v případě, že ostatní zdroje vody v obci nemají dostatečnou kapacitu. Vzhledem k tomu, že ostatními zdroji jsou podzemní vrty a tomu, že obec, ve které se úpravna nachází je oblíbeným letním turistickým cílem, kdy zásoby podzemních vod klesají, je úpravna vytížena hlavně v tomto období. Ke spuštění úpravny dochází často i v odpoledních a večerních hodinách, kdy už na úpravně není žádná obsluha. Kvalita surové vody je silně závislá na aktuálním úhrnu srážek. Pro ilustraci, zákal surové vody se pohybuje mezi 0,89 NTU až 83,36 NTU s průměrnou hodnotou 6,37 NTU, na všechny stavy musí technologie sama automaticky reagovat, upravit dávky chemie a vodu náležitě upravit.

2. USPOŘÁDÁNÍ TECHNOLOGICKÉ LINKY A JEJÍ FUNGOVÁNÍ

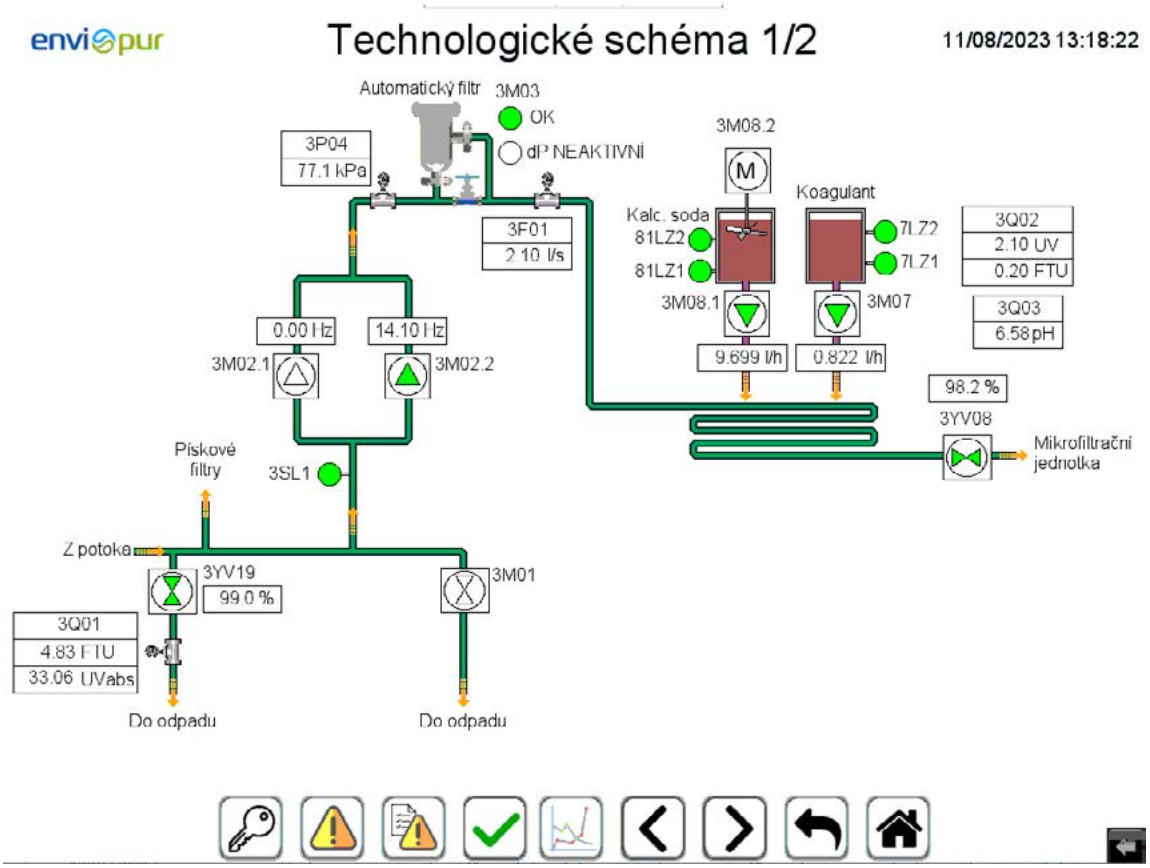
Linka membránové keramická mikrofiltrace se skládá z pěti hlavních celků; kontinuální analýza surové vody, mechanická filtrace (ochrana membrán), dávkování koagulantu a uhličitanu sodného (pro úpravu pH), trubková flokulace, separace na membráně a online analýza upravené vody. Detailní pohled na Technologické schéma úpravny je na Obr. 2 a Obr. 3. Úpravna je dimenzována na maximální průtok 5 l/s, průměrný 2 l/s. Osazena je pěti elementy keramických membrán spojenými do jedné linky s celkovou filtrační plochou 125 m^2. Jeden keramický membránový element má filtrační plochu 25 m^2, nominální velikost pórů 0,1 µm a celkový počet 2 000 kanálků s průměrem 2,5 mm. Materiálem keramických membránových elementů je oxid hlinitý. Délka jednoho keramického elementu je 1,5 m a průměr je 180 mm. Průřez elementu je znázorněn na Obr. 1. Celý systém pracuje na principu přímé filtrace (dead end filtration).

Ve srovnání s konvenčními filtračními procesy jsou membránové separační procesy kompaktní a robustní a poskytují vysoce kvalitní odtok. Membránový filtrační systém je bariérový způsob odstraňování organických látek, pevných mikročástic (např. mikroplastů), zákalu, mikroorganismů a popř. dalších kontaminantů ve vodě z různých zdrojů.

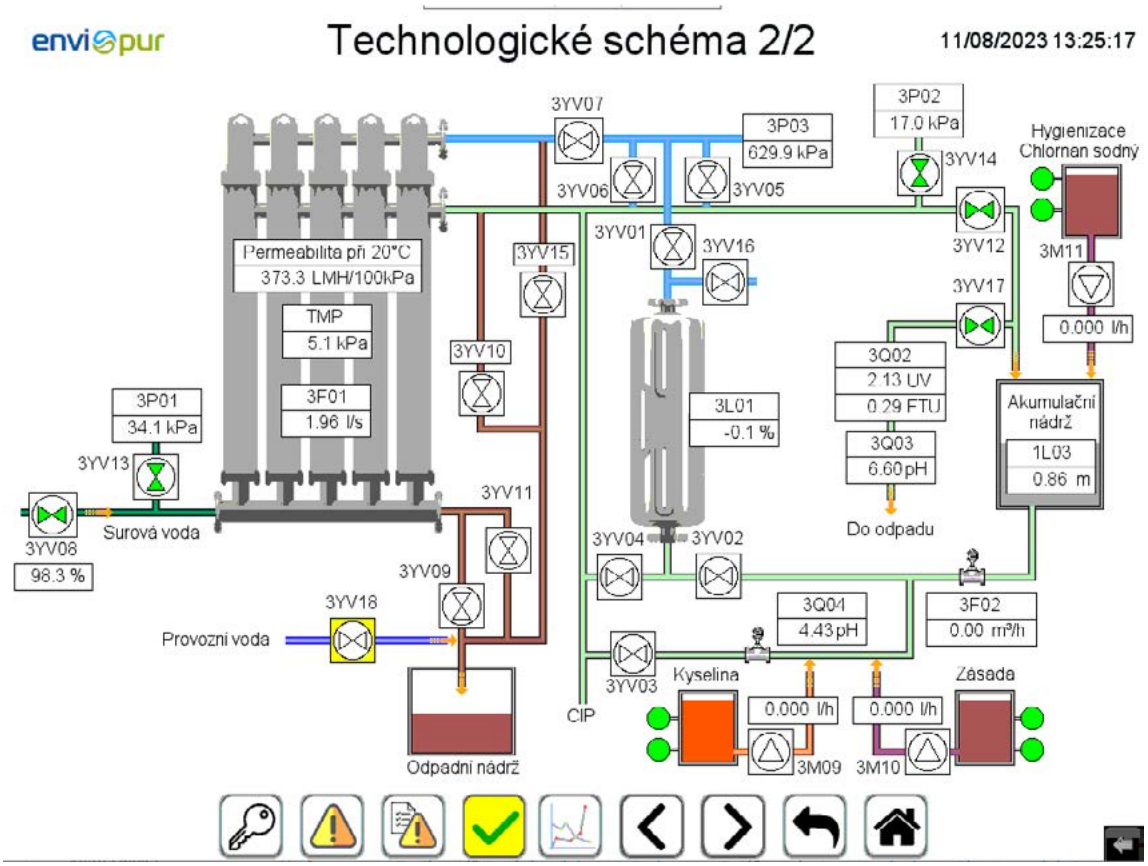
Permeabilita membrán se obnovuje fyzikálním zpětným praním (Backwash – BW) každých cca 100 minut. Praní probíhá automaticky a trvá přibližně 15 sekund. Dále je nutné membrány pravidelně prát i chemicky (Chemical Enhanced Backwash – CEB). K tomu dochází denně s použitím kyseliny sírové a týdně s použitím chlornanu sodného. Obnova permeability probíhá v tomto režimu bez problému. Za období od března 2022 do srpna 2023 došlo k jednomu intenzivnímu chemickému čistění (CLeaning in Place - CIP) za přítomnosti obsluhy. Při tomto čistění je používána vyšší koncentrace čistících chemikálií a trvá déle.



Obr. 1. *Průřez keramickým membránovým elementem*

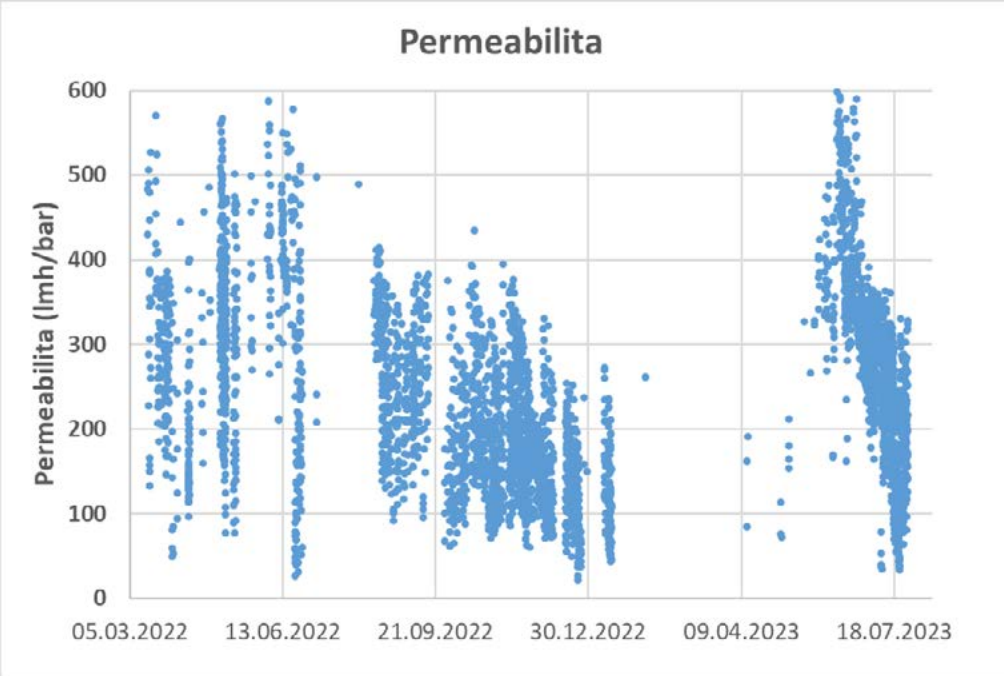


Obr. 2. *Technologické schéma 1/2*



Obr. 3. *Technologické schéma 2/2*

Permeabilita membrán se pohybuje od 50 LMH/bar do 600 LMH/bar s průměrem kolem 250 LMH/bar (Obr. 1). Průměrné TMP je 12,5 kPa. Průměrný průtok v období, kdy je úpravna v provozu, se rovná 2,12 l/s, což odpovídá fluxu 61 LMH.



Obr.1. *Průběh permeability od března 2022 do srpna 2023*

3. KVALITA SUROVÉ VODY A AUTOMATICKÉ ŘÍZENÍ ÚPRAVNY VODY

Automatické řízení úpravny vody se skládá ze tří následujících oblastí;

1. spuštění úpravny do provozu a její odstavení,
2. výkon úpravny,
3. chemismus úpravy surové vody.

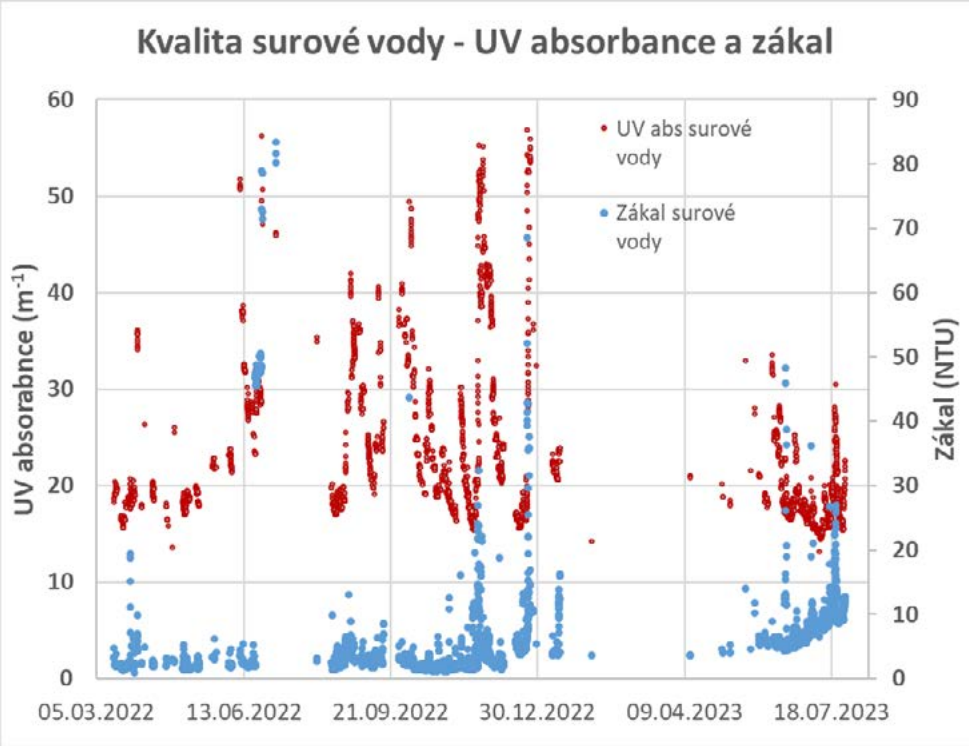
Prvky automatizace se vyskytují i v nastavení praní membrán, nicméně nejsou zatím aktivně využívány.

Uvedení úpravny vody do provozu, její odstavení a řízení výkonu úpravny se odvíjí od hladiny vody ve vodojemech v obci. Jedná se o jednoduchou lineární závislost, kterou lze jednoduše upravovat v nadřazeném řídícím systému.

Chemismus úpravny vody, tedy dávka koagulantu a koagulační pH jsou řízeny pomocí pěti online analyzátorů. Na surové vodě se nachází průtočné analyzátory na zákal a na UV absorbanci surové vody při 254 nm (pole 3Q01 na Obr. 2). Na upravené vodě jsou pak osazeny opět analyzátor na zákal a UV absorbanci při 254 nm, navíc je zde ještě měření pH (pole 3Q02 a 3Q03 na Obr. 3). pH je upravováno zvyšováním a snižováním dávkovacího poměru kalcinované sody. Čím větší je rozdíl hodnoty reálného pH od požadovaného, tím větší je i krok úpravy dávkovacího poměru. Řízení dávky koagulantu se odvíjí od kvality surové vody, kvality upravené vody, nebo jejich kombinace, což je preferovaný způsob.

Vzhledem k umístění úpravny vody na horském potoce je vstupní kvalita surové vody velmi proměnlivá. Maximální hodnota UV absorbance, která byla naměřena je 56,85 m^{-1}, minimální

pak 13,15 m^{-1}. Průměrná hodnota se rovná 21,97 m^{-1}. Nejvyšší naměřený zákal se rovná 83,36 NTU, nejnižší 0,89 NTU. Průměr je 6,37 NTU. Vývoj UV absorbance a zákalu je zobrazen v Obr. 2. Z grafu je patrné, že zvýšení UV absorbance a zákalu nejde vždy současně. Při automatickém řízení úpravny je tedy třeba brát v úvahu tento fakt a celý systém podle něj nastavit.



Obr. 2. *Vývoj UV absorbance a zákalu v surové vodě od března 2022 do srpna 2023*

Kromě online měření kvality surové vody se provádí také laboratorní měření (Tab. 1).

Tab. 1. *Laboratorní výsledky kvality surové vody*

Datum	Barva [mg/l Pt]	Zákal [ZF(n)]	pH	$KNK_{4,5}$ [mmol/l]	$CHSK_{Mn}$ [mg/l]	Huminové látky [mg/l]
27.06.2022	120	1,9	7,1	0,22	17	10
25.07.2022	-	-	7,3	0,32	5,0	-
22.08.2022	60	3,7	7,4	0,34	7,3	6,3
26.09.2022	75	1,4	7,4	0,28	15	9,6
24.10.2022	42	0,61	7,4	0,28	4,4	2,9
21.11.2022	-	-	7,1	0,28	17	-
19.12.2022	-	-	7,3	0,28	3,6	-
09.01.2023	-	-	6,9	0,24	5,4	-
13.03.2023	-	-	7,0	0,18	5,6	-
09.05.2023	36	2,2	7,1	0,24	4,5	-
12.06.2023	-	-	7,3	0,30	5,6	-
13.07.2023	-	-	7,2	0,32	4,2	-

Teplota surové vody se pohybuje mezi 2 a 16 °C.

4. VÝSLEDKY A DISKUSE

Kvalita upravené vody za membránou dle online měření je vidět na Obr. 3. Maximální hodnota UV absorbance byla 9,72 m^{-1}, minimální 0,46 m^{-1} a průměrná 1,38 m^{-1}. Na této konkrétní vodě je na základě empirických zkušeností možné říci, že absorbance při 254 nm vyjádřená v E/m se hodnotou blíží chemické spotřebě kyslíku ($CHSK_{Mn}$) vyjádřené v mg/L. Maximální naměřený zákal upravené vody byl 6,73 NTU, minimální 0,06 NTU a průměrný 0,40 NTU. V případě, že kvalita upravené vody překročí předem stanovené limity, je voda odvedena alternativní trasou do odpadu a nevstupuje do vodojemů.

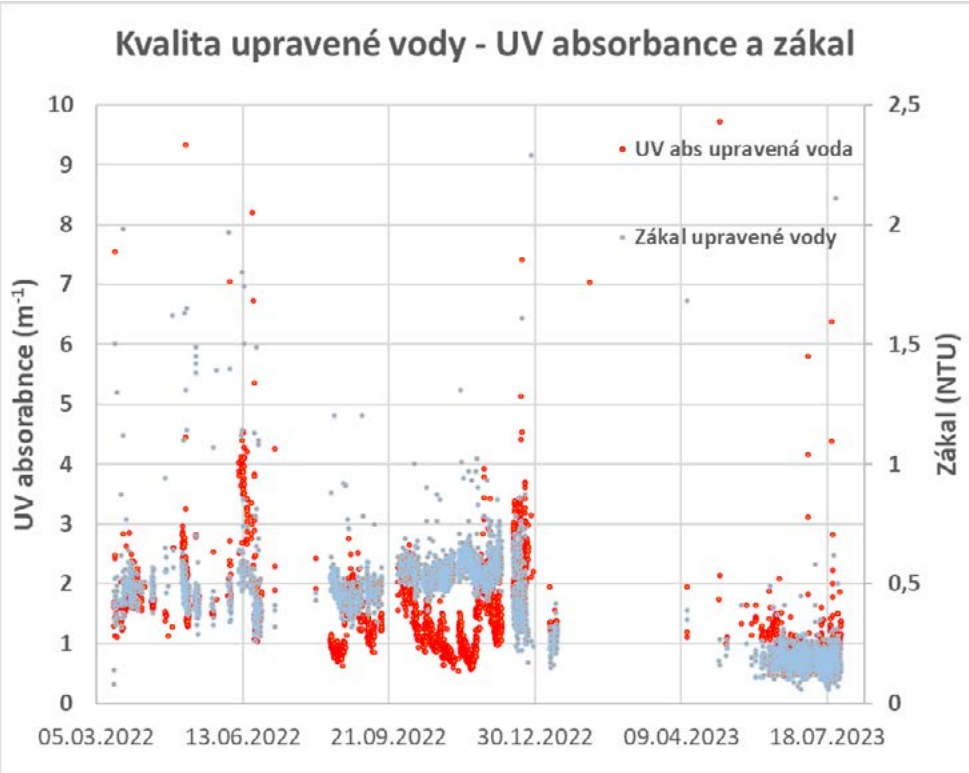
Na základě měření z kontinuálních analyzátorů je účinnost separace úpravny z hlediska zákalu v průměru 93,6 % a z hlediska UV absorbance, tedy organických látek, 93,7 % UV absorbance.

Výše uvedené maximální hodnoty zákalu a UV absorbance surové vody se vyskytují zpravidla v situaci, kdy se úpravna spustí a aktuální kvalita surové vody je výrazně odlišná od kvality surové vody, která byla v potoce, když se úpravna odstavila. V tomto případě dochází k automatické úpravě dávky. Tento proces trvá nějakou dobu, než se dávka stabilizuje a kvalita upravené vody se ustálí. Většinou se jedná o jednotky minut, v extrémním případě až o desítky.

Laboratorní výsledky kvality upravené vody potvrzují dobrou kvalitu upravené vody (Tab. 2).

Tab. 2. *Laboratorní výsledky kvality upravené vody*

Datum	Zákal [ZF(n)]	pH	$CHSK_{Mn}$ [mg/l]
25.07.2022	<0,15	6,9	0,8
22.08.2022	<0,15	6,8	1,1
26.09.2022	-	6,0	0,8
24.10.2022	-	6,6	0,6
19.12.2022	<0,15	6,3	0,7
09.01.2023	<0,15	6,6	0,5
12.06.2023	<0,15	6,9	1,1
13.07.2023	<0,15	6,8	<0,5



Obr. 3. *Vývoj UV absorbance a zákalu v upravené vodě od března 2022 do srpna 2023*

5. ZÁVĚR

Studie představuje jednotku AMAYA, technologii mikrofiltrace využívající keramické membrány s inline koagulací, jako řešení pro zvládnutí výzev, kterým čelila anonymní úpravna vody nacházející se v horském regionu.

Mezi lety 2015 a 2021 se místní obec potýkala se značnými problémy spojenými se snižováním hladiny podzemních vod a zvýšeným letním turismem v oblasti horního toku Vltavy. Dokončení komplexní rekonstrukce v roce 2022 znamenalo zásadní moment pro zkvalitnění a zabezpečení dodávek pitné vody.

S ohledem na střídavou přítomnost operátorů v zařízení a proměnlivou kvalitu surové vody způsobenou kolísáním počasí byl do úpravného procesu integrován automatický systém. Tento systém reguluje dávkování koagulačního činidla a úpravu pH na základě kvality upravené i surové vody. Výkon systému byl prokázán během prvního provozního roku, což ukázalo jeho spolehlivost a bezpečnost i v situacích s významnými změnami kvality surové vody.

Úspěšný provoz úpravny po rekonstrukci zdůrazňuje důležitost začleňování pokročilých technologií, jako je keramická membránová filtrace s inline koagulací. Tato metoda zajišťuje nejen dodávku bezpečné pitné vody, ale také optimalizuje proces úpravy, minimalizuje vlivy vnějších faktorů, jako jsou turismus a klimatické podmínky, a snižuje závislost na stálém lidském dozoru.

Případová studie ukazuje přizpůsobivost a účinnost moderních technik úpravy vody při řešení komplexních výzev, kterým čelí úpravny vody. Zároveň zdůrazňuje význam automatizace při udržování konzistentních standardů kvality vody, zejména v oblastech, kde může být lidský

zásah omezen. Vzhledem k tomu, že nedostatek a kvalita vody zůstávají globálními obavami, tato studie poskytuje cenné poznatky pro návrh efektivních a odolných systémů úpravy vody v různých geografických a provozních kontextech.

OBSAH

Provedení bilance potřeby pitné vody pro území celé ČR

Zrostlík Š.[1]*, Mašek O.[1], Kasal R.[1], Hejduk T.[2], Fučík P.[2]
[1]*Vodohospodářský rozvoj a výstavba a.s., Nábřežní 90/4, 150 00 Praha 5 – Smíchov*
[2]*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i, Žabovřeská 250, 156 00 Praha 5 – Zbraslav*
**autor pro korespondenci, email: zrostlik@vrv.cz*

ABSTRAKT
Příspěvek se zabývá nastíněním metodiky a rámcovým vyhodnocením bilance potřeby pitné vody v celorepublikovém měřítku. Základní pracovní jednotkou byly správní obvody obcí s rozšířenou působností (SO ORP). Hlavním účelem bylo získání informací o kapacitách jednotlivých vodárenských celků a jejich možnostech z hlediska podpory zabezpečenosti spotřebišť s nekapacitními lokálními zdroji. Pro takto vyhodnocená území byly vyhledány možné trasy propojování skupinových vodovodů s využitím dopravních liniových staveb, jako jsou dálnice a silnice I. třídy, nebo případně železniční stavby a projektovaní vysokorychlostní tratě. Cílovým časovým horizontem je r. 2050.

KLÍČOVÁ SLOVA
Bilance potřeby pitné vody; kvalita vody; liniové stavby; pitná voda; vodárenství a ochrana vody; zabezpečenost

1. ÚVOD

Příspěvek vznikl v rámci řešení výzkumného projektu, jehož cílem bylo definovat podmínky a metody řešení pro efektivní propojování investiční výstavby dopravní a vodohospodářské infrastruktury za účelem pokrytí regionálních nedostatků vodních zdrojů, včetně zdrojů pitné vody. Záměrem bylo rovněž definovat vhodné trasy, pro které by do budoucnosti takové spojení výhledových záměrů mělo být využito s ohledem na narůstající deficity vodních zdrojů v určitých regionech a povodích. Realizace těchto vodních staveb však rovněž naráží a velmi omezenou proveditelnost následkem vypořádání majetkoprávních vztahů s vlastníky pozemků, kteří vesměs nesouhlasí s umístěním těchto staveb na svých pozemcích – i když jsou pod povrchem (Fučík, P. a kol., 2022). Základem výzkumu byla kvantifikace potřeb a kapacit vodních zdrojů v současných a predikovaných podmínkách (změny klimatu, demografické prognózy, zabezpečenost vodních zdrojů, aj.) v různých regionech ČR. Provedení bilance potřeb pitné vody pro území celé ČR vychází z řešení výzkumného projektu „Vyhodnocení možnosti využití plánovaných liniových staveb k realizaci převodů vody mezi povodími a mezi vodárenskými soustavami“. Z pohledu konkrétní výzkumné potřeby se jedná o výzkumné téma.

2. VYUŽITÁ DATA A JEJICH POUŽITÍ

V rámci zpracování každého projektu jsou nejdůležitější vhodně zvolená vstupní data, která mají následně vliv na samotný výsledek bádání. V rámci prováděného výzkumu byla zvolena periodicky sbíraná data, která byla centrálně shromažďovaná v rámci informací o provozu vodárenských zařízení. Zároveň byla data doplněna o aktuální dostupní informace z Českého statistického úřadu (ČSÚ).

Počet obyvatel

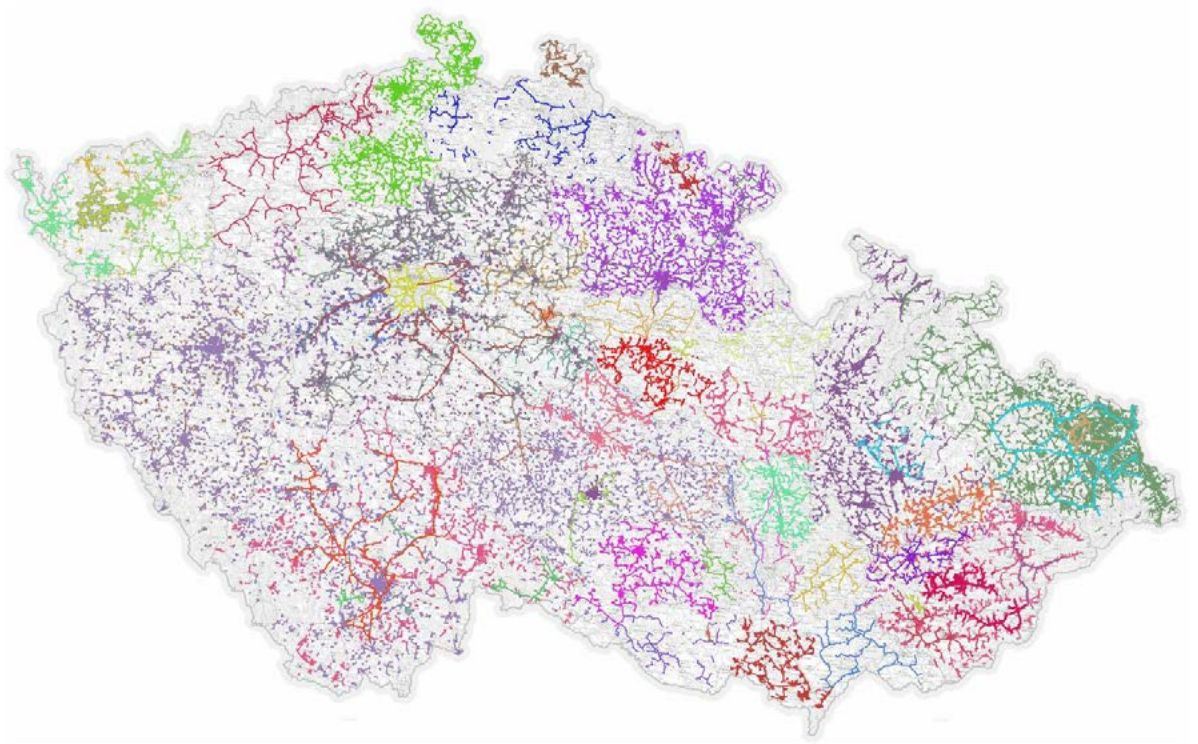
Za účelem definování potřeb vody bylo nutno pro celorepublikové měřítko stanovit počet obyvatel (PO) pro výhledový uvažovaný rok 2050. Stanovení přesného počtu obyvatel pro tento výhledový rok, je poměrně komplikované a výsledný počet zahrnuje velké množstvím rizik. Z tohoto důvodu bylo zvoleno variantní uvažování výhledového počtu obyvatel pro celou

republiku. Varianty počítají s výhledovým počtem obyvatel založeným na údaji z ČSÚ z roku 2020 a jeho plošném teoretického snížením nebo zvýšení počtu obyvatel. Dále bylo variantně počítáno s maximálním rozdílem v počtu obyvatel v rozmezí 10 % poklesu – až 10 % nárůstu.

Vybrané údaje majetkové evidence (VÚME) a Vybrané údaje provozní evidence (VÚPE)
VÚME a VÚPE mají povinnost každoročně předávat vlastníci vodárenské infrastruktury na příslušné vodoprávní úřady v souladu s ustanovením § 5 odst. 3 zákona o vodovodech a kanalizacích. Následně jsou data předávána vodoprávními úřady na Ministerstvo zemědělství. V rámci výzkumného projektu byli obdrženy evidence pro celé území ČR za rok 2019. Z Na základě zpracování těchto získaných údajů byla stanovena současná specifická potřeba vody a specifická ztráta na jednoho obyvatele. Tyto získané hodnoty jsou vázány k jednotlivým vodovodů a byli průměrovány pro řešenou jednotku ORP. Detailnější popis určení současné specifické potřeba vody (SPO) se zabýval článek (Mašek, O. a kol., 2022), ze kterého byla zároveň převzata i metodika pro výpočet maximální denní potřeby vody použitá v tomto článku.

Geografická data liniových dopravních staveb a pozemků
Za účelem zajištění požadovaných datových zdrojů vázaných na liniové dopravní stavby byla v průběhu prvního roku řešení navázána úzká spolupráce se subjekty, v jejichž gesci je správa a aktualizace datových zdrojů zajišťována. Byla tak navázána spolupráce s Ředitelstvím silnic a dálnic ČR, Správou železnic ČR, stejně jako se samotným Ministerstvem dopravy či souvisejícími subjekty – Ministerstvem pro místní rozvoj, ČUZK atd. V rámci výzkumu jsou v první řadě využity trasy těchto dopravních staveb s informací o plánované výstavbě či modernizaci. Pro tento projekt jsou dále vybrány dálnice a silnice I. třídy

PRVKÚK a jeho použití
Plány rozvoje vodovodů a kanalizací území krajů (dále jen „PRVKÚK“) byly zpracovány pro všechny kraje ČR. Zpracování PRVKÚK vyplývá ze zákona o vodovodech a kanalizacích a je zajišťováno jednotlivými krajskými úřady. Účelem PRVKÚK je stanovení základní koncepce optimálního rozvoje zásobování pitnou vodou a odkanalizování a čištění odpadních vod v měřítku měst, obcí a jejich místních částí. Krom informací o jednotlivých spotřebištích obsahuje tento koncepční materiál i informace o skupinových vodovodech v daném kraji a připojení spotřebišť v současnosti či ve výhledovém stavu k jednotlivým skupinovým vodovodům. Na základě této těchto informací a znalosti funkčnosti jednotlivých skupinových vodovodů byly jednotlivé ORP scelovány v případě jejich propojení a možnosti uvažování zdrojů na jejich území pro celou scelenou oblast. Výsledné scelené oblasti jsou použitý jako bilanční oblasti.



Obr. 1. *Alokovány všechny získané zákresy sítí z PRVKUK a znalostí o skupinových vodovodech*

Data od podniků povodí

Velmi důležitými vstupními daty byla data poskytována jednotlivými státními podniky Povodí. Konkrétně informace z vodohospodářské bilanci za posledních pět let, všechny odběry povrchové a podzemní vody, koordinační souřadnice odběrových bodů, maximální povolené množství odebírané vody, celková suma odběrů uskutečněných v daném roce a způsob využití vody v jednotlivých odběrových bodech. Data byla získána od všech státních podniků Povodí. Při zpracování dat bylo nutno nejprve datové sady sjednotit, tak aby vznikla jedna vstupní databáze pro vyhodnocování všech parametrů analýzy a zároveň bylo možné provádět další analytické procesy. Hlavními využívanými informacemi byla maximální povolená odebíraná množství a odebírané množství za rok. Každá využívaná informace byla používána pro bilanční oblast, které geograficky přísluší.

3. UVAŽOVANÉ BILANČNÍ SCÉNÁŘE POTŘEB PITNÉ VODY

Výsledné zpracování dat představuje různé scénáře kombinující vstupní parametry. Vstupními parametry byly tři základní zpracované sady dat, které se dále dělí a navzájem se kombinují. Ze vstupních dat poskytnutých od podniků Povodí byla získaná sada „Kapacit zdrojů pitné vody“ (KZ), „Specifické potřeby vody“ ze zpracovaného podkladu VUME / VUPE a „Počet obyvatel“. Tyto sady se dále dělí:

Tab. 1. *Uvažované bilanční scénáře potřeby pitné vody*

Počet obyvatel	Specifická potřeba vody	Kapacita zdrojů pitné vody
• počet dle SÚ rok 2020 • pokles 10% • pokles 5% • nárůst 5% • nárůst 10%	• Současná úroveň dle VUME VUPE 2019 • 36 m^3/rok	• využití dle doku 2020 • max. povolené množství • max. povolené množství ponížené u zdojů do 2 l/s o 50% a u větších o 15%

Tab. 2. *Bilanční scénáře potřeby pitné vody*

Zvolená SPO	SPO z VUME / VUPE						SPO dle vyhlášky				
Zvolený ZDROJ	Současný odběr						Současný odběr				
Vývoj počtu obyvatel	-10 %	-5 %	beze změny	5 %	10 %		-10 %	-5 %	beze změny	5 %	10 %
Číslo scénáře	1	2	3	4	5		16	17	18	19	20
Zvolená SPO	SPO z VUME / VUPE						SPO dle vyhlášky				
Zvolený ZDROJ	Maximální povolený						Maximální povolený				
Vývoj počtu obyvatel	-10 %	-5 %	beze změny	5 %	10 %		-10 %	-5 %	beze změny	5 %	10 %
Číslo scénáře	6	7	8	9	10		21	22	23	24	25
Zvolená SPO	SPO z VUME / VUPE						SPO dle vyhlášky				
Zvolený ZDROJ	Suchý scénář						Suchý scénář				
Vývoj počtu obyvatel	-10 %	-5 %	beze změny	5 %	10 %		-10 %	-5 %	beze změny	5 %	10 %
Číslo scénáře	11	12	13	14	15		26	27	28	29	10

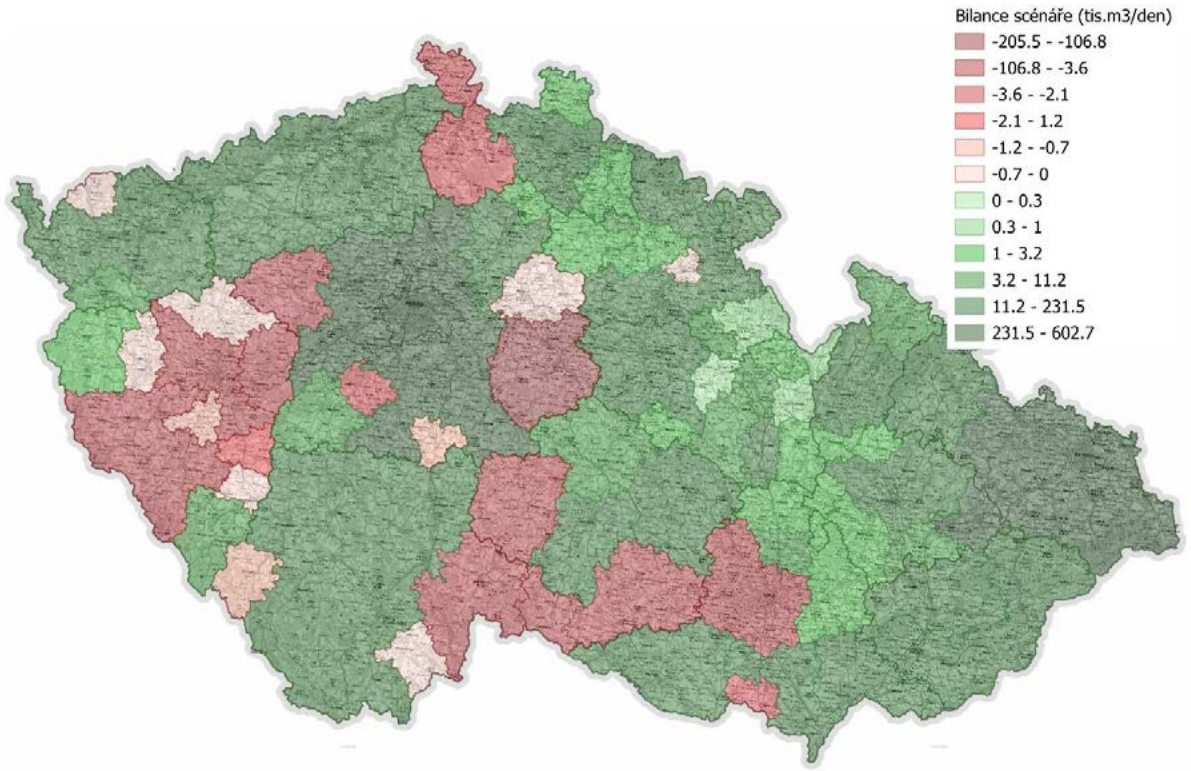
Kombinací všech těchto parametrů navzájem byly vyhodnoceny výsledné scénáře označené od čísla 1 do 30 a pro každé ORP zvlášť. Všechny z těchto scénářů mají jako vstupní hodnoty zvolen jeden zdroj (ze tří), jednu specifickou potřebu (ze dvou) a procentuální vývoj počtu obyvatel (pět). Rovnice pro výpočet samotné bilance je následující:

$$Bilance = PO.SPO - KZ \quad (1)$$

V tabulce 2 je zobrazen systém kombinací a přiřazená čísla jednotlivých scénářů.

4. VÝSLEDKY BILANCE

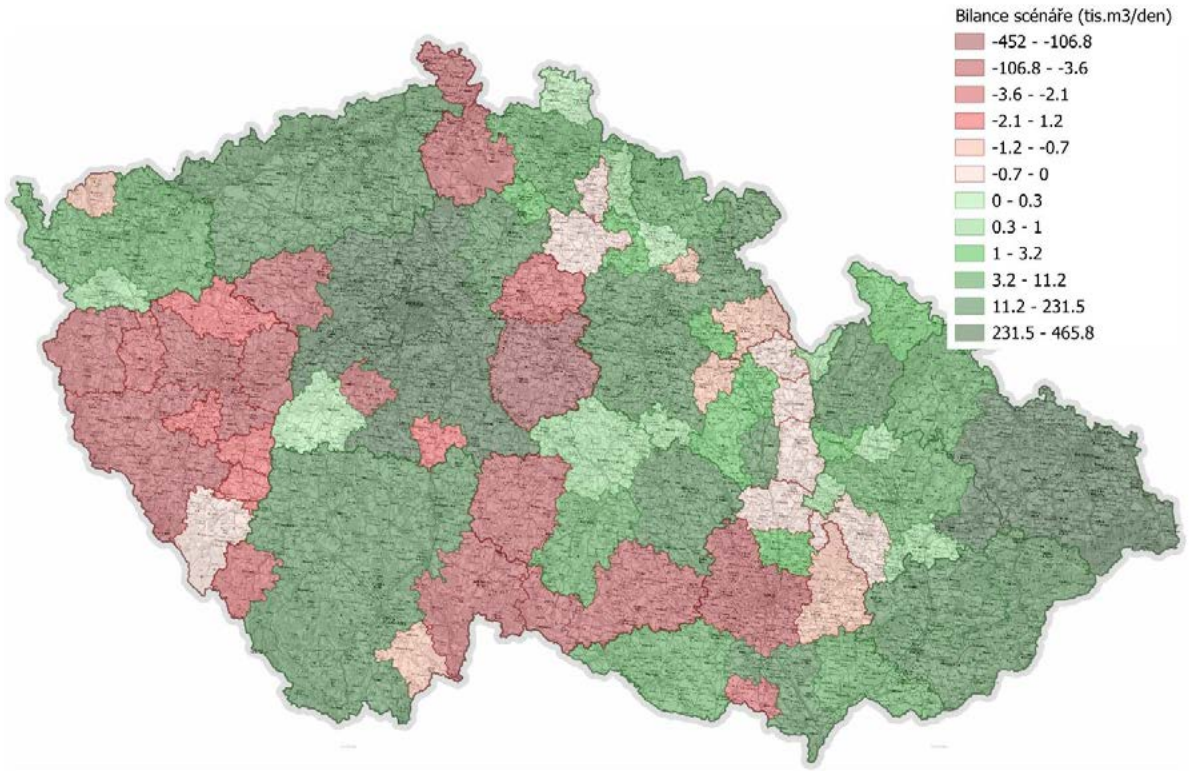
Stanovení bilančních oblastí bylo na počátku projektu uvažováno jako hranice jednotlivých ORP ČR. Později v průběhu zpracování byla některá ORP spojena ve větší celek v případě, že vodovodní infrastruktura v dané oblasti vytváří velké skupinové vodovody, které slouží pro převod vody na větší vzdálenosti a bilanční analýza by byla tímto zkreslena. Scelování bylo prováděno na základě informací o skupinových vodovodech a jejich fungování. Z celkového počtu 206 ORP byla bilance prováděna v 76 bilančních oblastech. Výsledná bilance je dále demonstrována pro dva vybrané scénáře.



Obr. 2. *Zobrazení bilance pitné vody v bilančních oblastech pro scénář číslo 8*

Prvním je scénář č. 8, kdy byla zvolená specifická potřeba dle VÚME a VÚPE. Zdroje byly sumarizovány dle maximálního povoleného odběru a vývoj počtu obyvatel se v tomto scénáři uvažuje jako neměnný na úrovni roku 2020. Na následujícím obrázku je graficky zobrazena bilance v jednotlivých bilančních oblastech. V odstínu červené jsou zobrazeny oblasti, které dle stanovené metodiky vychází v deficitu a zelené oblasti, pro které vyšla bilance kladně. Kladné oblasti s tmavě zelenou barvou jsou potencionální oblasti, ze kterých by bylo možno vodu převádět do deficitních oblastí.

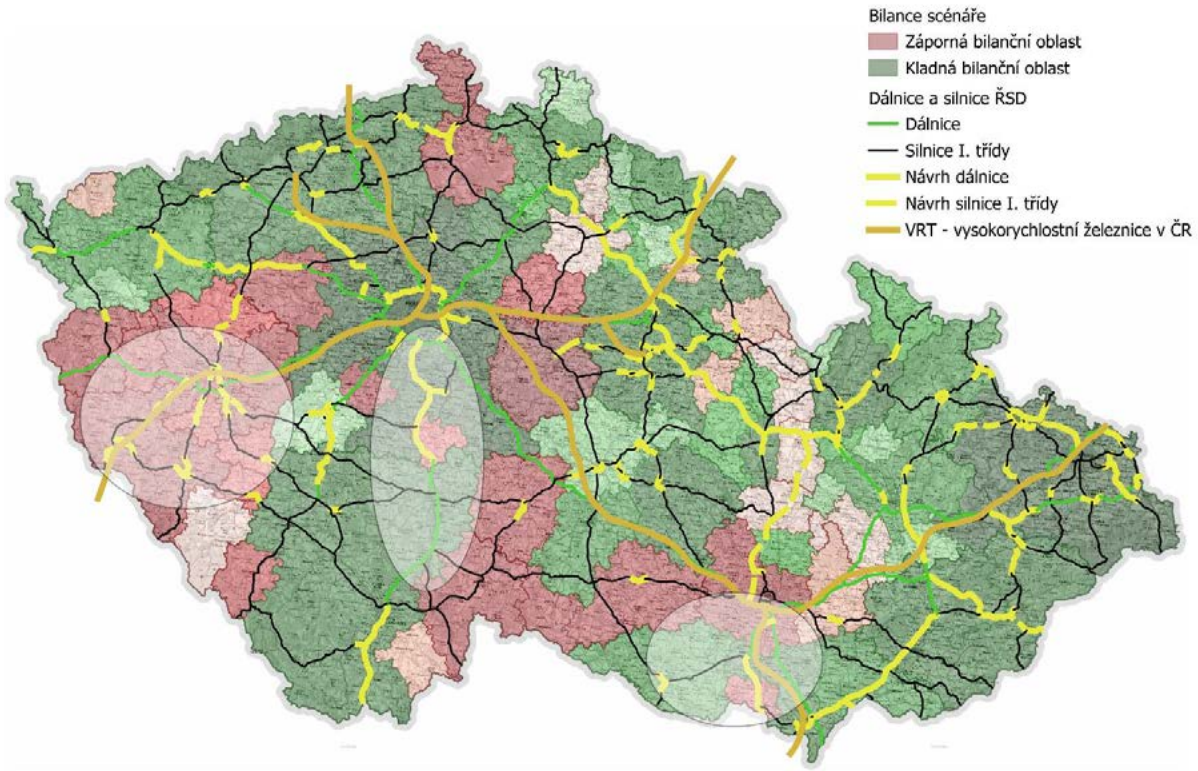
Druhý vybraný scénář, č. 13, představuje kombinaci specifické potřeby vypočtené na základě VÚME a VÚPE. Zdroje v tomto scénáři byly počítány s uvažovaným ponížením dle velikosti zdroje, což představuje velmi zjednodušený vliv vývoje změny klimatu za zdroje vody. Uvažovaný počet obyvatel je neměnný.



Obr. 3. *Zobrazení bilance pitné vody v bilančních oblastech pro scénář číslo 13*

5. ZHODNOCENÍ VHODNÝCH LINIOVÝCH DOPRAVNÍCH STAVEB

Z prováděné analýzy vhodnosti využití dopravních staveb byly jako potencionálně vhodné vybrány dálnice a silnice první třídy. Dále byly tyto silnice podrobněji hodnoceny na základě informací z katastrálních map. Podrobná analýza s metodikou bude publikována (Fučík, P. a kol., 2023). V současné době již probíhá vyhodnocení potenciálu dopravních staveb a porovnání s vyhodnocením bilance pitné vody ve stanovených bilančních oblastech bylo vyhodnoceno, kde by bylo možno využit potenciálu společného řešení dopravní stavby s převody vody. Z několika možných lokalit, kdy by bylo toto řešení vhodné jsou pro další práce na projektu a podrobnější analýzu vybrány tři pilotní oblasti, která splňují náležité podmínky. První oblastí je území kopírující severní část dálnici D3, kde existuje potenciál využití kapacity VN Švihov a přivedení vody do deficitní oblasti Sedlčan. Druhou potenciálně vhodnou lokalitou je oblast jižně od Plzně, zde by bylo možno propojení kapacitního zdroje VN Nýrsko s deficitní oblastí okolo Přeštic. Poslední lokalitou, která bude podrobněji zpracovávána je lokalita na jižní Moravě, kde by bylo možno vytvořit propojení Vírského oblastního vodovodu se zdroji v dolní části povodí Dyje a Moravy. Tento propoj by umožňoval obousměrné převádění vody od Brna až do oblasti okolo Velkých Pavlovic.



Obr. 4. *Lokalizace pilotních území*

6. ZÁVĚRY

Příspěvek ukazuje možný způsob provedení bilance potřeby pitné vody pro celé území ČR, ze získaných dostupných informací o současném stavu zásobení pitnou vodou. Pro variantní možný vývoj počtu obyvatel, potřeby vody pro obyvatele a možné budoucí vydatnosti zdrojů pitné vody. Samotná bilance byla provedena pro 76 bilančních oblastí představující skupinové velké skupinové vodovody. Celkově byla bilance provedena variantně v 30 scénářích, které ukazují možné deficitní oblasti. S využitím znalosti o liniových dopravních stavbách lze následně definovat, které stavby by mohli zahrnovat využití i pro převod vody.

7. PODĚKOVÁNÍ

Tento příspěvek vznikl za podpory Národní agentury pro zemědělský výzkum, projektu číslo QK21010310 „Vyhodnocení možností využití plánovaných liniových staveb k realizaci převodů vody mezi povodími a mezi vodárenskými systémy“.

SEZNAM LITERATURY

Fučík, P., Hejduk, T., Marval, Š., Zrostlík, Š., Mašek, O. (2023). Hodnocení dopravních koridorů z pohledu možného připoložení vodohospodářské infrastruktury, *CzWA*, p. -, září 20.-22., Litomyšl, Česká republika.

Fučík, P., Hejduk, T., Marval, Š., Zrostlík, Š., Mašek, O. (2022): Převody vod a liniové dopravní stavby, *Vesmír* 101(152), č.7-8/2022, s. 479. ISSN 0042-4544.

Mašek, O., Zrostlík, Š., Hejduk, T., Fučík P. (2022). Využití liniových dopravních staveb pro převody pitné vody – metodika posuzování v měřítku ČR, *Voda Zlín 2022*, p. 30-35, březen 10.–11., Zlín, Česká republika.

OBSAH

Malé Březno – vysoký tlak, problém i příležitost

Komorová M.[1]*, Dvořák M.[2]
[1]DHI a.s., Na Vrších 5/1490, 100 00 Praha 10
[2]Severočeské vodovody a kanalizace, a.s., Přítkovská 1689, 415 50 Teplice
**autor pro korespondenci, email: mkom@dhigroup.com*

ABSTRAKT
Model Severočeské soustavy je jeden z největších vodovodních matematických modelů v České republice a používá se už více než 20 let pro řešení nejrůznějších úloh. Příklad využití tohoto nástroje je ukázán na projektu dopravy vody v oblasti Malé Březno – Staňkovice. Stávající technický stav přivaděče je nevyhovující a připravuje se jeho obnova s cílem optimalizace provozních parametrů. Při řešení projektu v modelu byly indikovány možnosti dalšího využití řadu v případě mimořádných provozních stavů, nebo v důsledku dopadů klimatické změny. Prezentovaný případ ukazuje nejen zajímavé technické řešení, ale i široké možnosti dlouhodobého a prohlubujícího se využívání matematického modelu.

KLÍČOVÁ SLOVA
Kalibrace; matematický model; návrh opatření; redukce tlaku; vodárenské systémy

1. ÚVOD

Severočeské vodovody a kanalizace, a.s. (dále jenom SčVK) a firma DHI a.s. (DHI) dlouhodobě využívají matematické modelovaní vodovodní sítě pro snižování investičních nákladů, plánování investic a optimalizaci provozních podmínek vodovodní sítě.

V roce 2021 byl zadán projekt na zpracování studie k optimalizaci dopravy vody v oblasti Malé Březno – Staňkovice. Hlavní motivací pro zpracování studie byl nevyhovující technický stav přivaděče a začínající příprava jeho rekonstrukce. Jedním z řešených bodů bylo optimalizovat tlakové poměry na tzv. Tvršickém řadu, které by umožnily využití vysokého tlaku v hlavním přivaděči OVP II pro odstavení čerpání do věžového vodojemu pro průmyslovou zónu Joseph. Stávající technický stav řadu vyžaduje co nejnižší nastavení výstupního tlaku redukčního ventilu na začátku řadu. Po rekonstrukci řadu bude možné tlak v řadu zvýšit a tím využít dostupný vstupní tlak v místě připojení na hlavní přivaděč OVP II.

Cíle studie byly následovné:

- Stanovit nastavení výstupního tlaku z redukčního tlakového ventilu na začátku přivaděče pro odstavení čerpací stanice Joseph.
- Navrhnout provizorní zásobování vodou – dimenze provizorních řadů a prozkoumat další možnosti dodávky vody z jiných oblastí.
- Ověřit možnosti využití nyní odstaveného propojení mezi 2 vodárenskými systémy – mimořádné situace, rekonstrukce přivaděče.

Souběžně byl firmou DHI pro SčVK řešen jiný projekt zaměřený na vyhodnocení bilančně ohrožených oblastí. Ten jako jednu z rizikových oblastí identifikoval oblast Žatecka, pro kterou bylo navrženo opatření pro eliminaci tohoto rizika. Provedené analýzy projektu Malé Březno-Staňkovice ukázaly možnosti využití řešeného úseku i pro posílení velkého území Žatecka.

2. POUŽITÍ MATEMATICKÉHO MODELU SEVEROČESKÉ VODÁRENSKÉ SOUSTAVY

Zjednodušený model Severočeské vodárenské soustavy se používá už více než 20 let pro řešení různých typů úloh. Z provozních je možno jmenovat optimalizaci řízení distribuce vody, optimální využívání zdrojů, výpočty provozních nákladů, řešení havarijních stavů a výluk jak přivaděčů, tak zdrojů. Typické koncepční úlohy spočívají v posouzení investičních a provozních opatření z hlediska budoucích potřeb vody, ohrožení zdrojů klimatickou změnou a návrh provizorních opatření během rekonstrukcí.

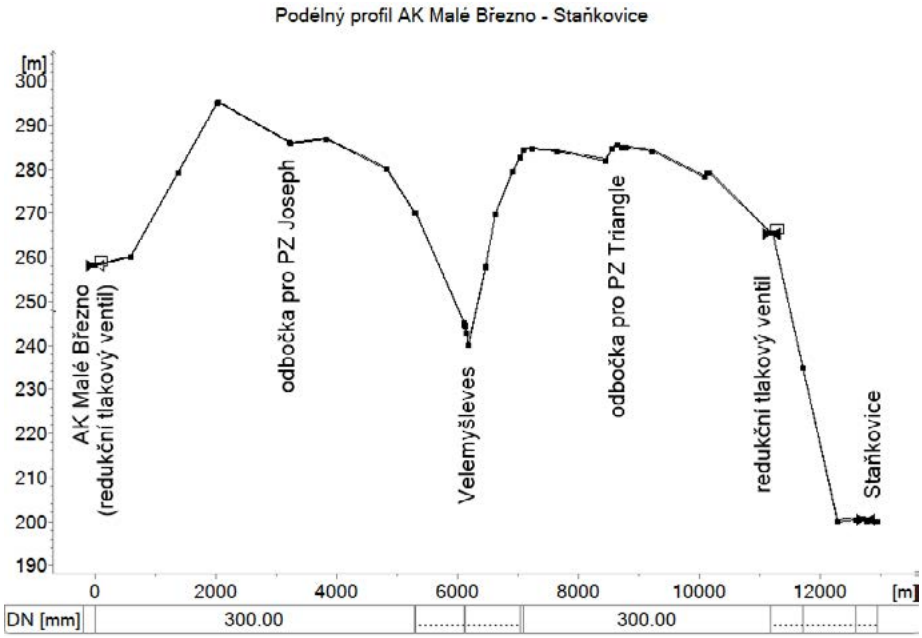
V době zpracovávání studie bylo v modelu zahrnuto 95 vodojemů, 12 velkých vodních zdrojů a celková délka potrubí byla 768 km. Protože se jedná o zjednodušený model, jsou zahrnuty pouze hlavní přivaděče bez detailních potrubí v jednotlivých obcích. Také jsou simulovány pouze stěžejní hydraulické objekty hlavního distribučního systému. Potřeba vody připojených lokalit je cca 1300 l/s.

3. ZÁJMOVÁ LOKALITA MALÉ BŘEZNO – STAŇKOVICE

Zájmová lokalita se nachází v trojúhelníku mezi Chomutovem, Mostem a Žatcem. Tvršický řad začíná v armaturní komoře (AK) Malé Březno a končí v obci Staňkovice. Podle podkladů byl řad postaven pravděpodobně v roce 1945 jako ocelový o dimenzi DN 300 (vnitřní průměr potrubí je 300 mm) a uveden do provozu v roce 1981.

Hlavními odběrateli z Tvršického řadu jsou průmyslové zóny (PZ) Joseph a Triangle. Každá má akumulaci pitné vody ve věžovém vodojemu s předřazenou čerpací stanicí. VDJ Triangl je možné při běžných stávajících tlakových poměrech zásobovat gravitačně a pouze výjimečně je potřebné využívat čerpací stanici.

Při návrhu nastavení redukčního ventilu v AK Malé Březno je nutné brát ohled na výškové poměry (Obr. 1) a také na části již rekonstruovaného potrubí z polyethylenu (na Obr. 1 se jedná o většinu úseků, kde je dimenze označena tečkami a část řadu nad Velemyšlevsí). Za obcí Staňkovice je Tvršický řad uzavřen pro zamezení míchaní vod různé kvality v Žatci.



Obr. 1. *Podélný profil Tvršického řadu s popisem důležitých bodů*

Měrná kampaň s následnou re-kalibrací části modelu

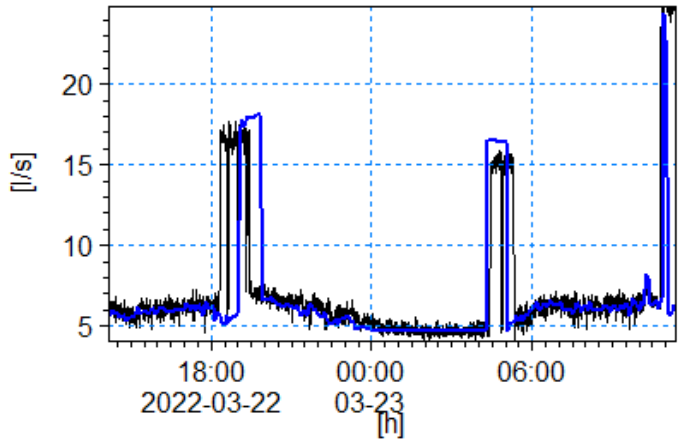
Zájmová lokalita v matematickém modelu Severočeské vodárenské soustavy již byla zahrnuta, ale pro účely zpřesnění výsledků a zhoršujícího technického stavu byla provedena nová měrná kampaň pro re-kalibraci zájmové části modelu.

Část studie měla za cíl prozkoumat využití nyní odstaveného propojení mezi Tvršickým a Údlickým řadem, proto měrná kampaň byla provedena i na Údlickém řadu. Dále se tato podkapitola bude věnovat pouze výsledkům a kalibraci Tvršického řadu.

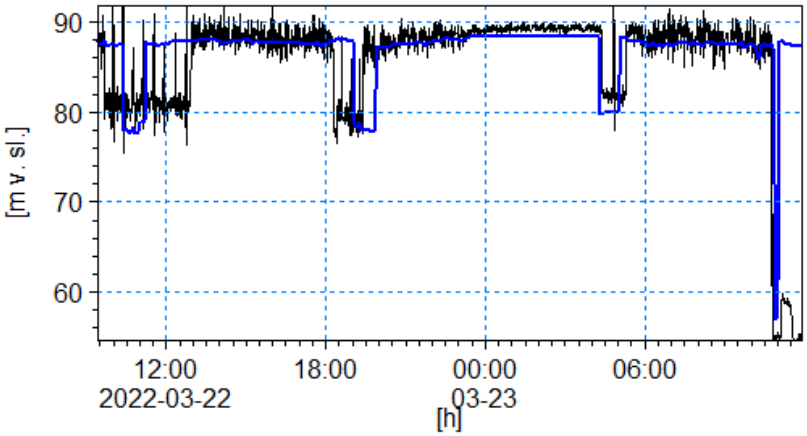
Důležitým zjištěním z měrné kampaně byla dimenze potrubí v redukčních šachtách, kde dimenze armatur byla poloviční (Obr. 2.) až třetinová (Obr. 3.), než je dimenze řadu. Údaje o dimenzi armatur nebyly v tomto případě podchyceny v databázích geografického informačního systému (GIS), a proto můžou poskytovat mylný odhad o kapacitě celého Tvršického řadu.

Obr. 2. *Fotodokumentace armaturní komory (AK) Malé Březno – dimenze celé sestavy je DN 150*

Obr. 3. *Fotodokumentace redukční šachty nad Staňkovicemi – dimenze armatur je DN 100 a nátok/odtok ze šachty je DN 300*



Obr. 4. *AK Malé Březno – nátok do Tvršického řadu (černě – měřená data, modře – kalibrovaný model)*



Obr. 5. *Tlakové poměry v údolí Velemyšlevsi (černě – měřená data, modře – kalibrovaný model)*

Průtok na začátku Tvršického řadu je na Obr. 4., kde skokové nárusty na více než dvojnásobek jsou způsobeny čerpáním do VDJ Joseph. V době měrné kampaně byl VDJ Triangl napouštěn gravitačně kolem 5 l/s kromě doby, kdy se čerpalo do VDJ Joseph. Zároveň z průtokových poměrů vychází, že špičkový odběr obyvatelstva je kolem 2,5 l/s.

Tlakové poměry v údolí Velemyšlevsi jsou zobrazeny na Obr. 5. Podobný průběh poklesu tlaku se projevil na veškerých tlakoměrech osazených na Tvršickém řadu.

Kalibrační zásahy spočívaly především ve vložení míst s nižší DN (jednalo se o místa redukčních šachet) a následně se distribuovaly místní tlakové ztráty na základě zkušeností zpracovatele a konzultací s provozovatelem.

4. NAVRHOVANÉ OPATŘENÍ PRO VÝHLEDOVÉ PROVOZOVÁNÍ A ŘEŠENÍ MIMOŘÁDNÝCH STAVŮ

Optimalizace tlakových poměrů

Cílem studie bylo navrhnout nastavení výstupního tlaku v AK Malé Březno pro gravitační zásobování věžového VDJ Joseph. Vstupní tlak v AK Malé Březno se pohybuje mezi 150 m v. sl. až 160 m v. sl. a v současnosti se redukuje na 70 m v. sl. Na základě analýzy hydraulických poměrů po rekonstrukci řadu je doporučený výstupní tlak v AK Malé Březno 110,1 m v. sl. za předpokladu odstranění míst s menší dimenzí potrubí, jako jsou např. redukční šachty.

Zvýšené tlakové poměry na zbytku řadu nejsou ani potřebné, ani žádoucí. Proto se doporučuje osadit nový redukční ventil za odbočkou na průmyslovou zónu Joseph. Při navržení nastavení výstupního tlaku na novém redukčním ventilu bylo zohledněno možné gravitační napouštění VDJ Triangl v nočních hodinách. Zároveň byl brán zřetel na možné čerpání do VDJ Triangl a snížení tlaků v době čerpání.

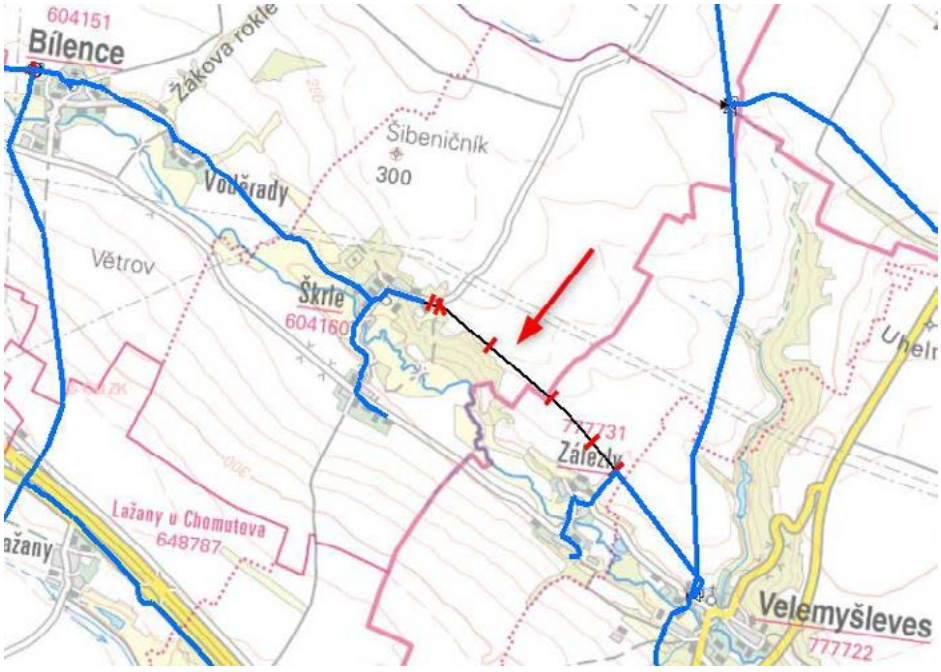
Provozování VDJ Joseph s rovnoměrnějším gravitačním plněním a osazením dalšího redukčního ventilu dojde ke stabilizaci tlakových poměrů.

Řešení provizorního zásobování během rekonstrukce Tvršického řadu

Část studie se věnovala řešení provizorního zásobování vodou během rekonstrukce Tvršického řadu. Oblast je charakterizovaná odběrem pro průmyslové zóny, které nemůžou zůstat bez dodávky vody a jejich potřeba vody je příliš velká pro dovážení vody cisternami.

Základním předpokladem při stanovování dimenze provizorního potrubí bylo odstranění tlakové ztráty v AK Malé Březno společně se zvětšením dimenze by-passu na DN 300 a určením nového nastavení redukčního ventilu v AK Malé Březno pro DN 300 po dobu rekonstrukce. Zachování stávajících tlakových poměrů je důležité pro udržení technického stavu nerekonstruovaného potrubí. V případě zvýšení tlaku by mohlo lehce dojít ke zvýšení poruchovosti a zhoršení dodávky vody zejména průmyslovým zónám. Pro účely navržení dimenze provizorního potrubí byl Tvršický řad podle potřeby vody rozdělen na 3 úseky a pro každý úsek byla stanovena optimální dimenze.

Důležitost nepřerušení dodávky vody pro průmyslové zóny a zároveň možnost snížení finančních nákladů na provizorní potrubí umožnily méně časté řešení. Zástupci provozu přišli s myšlenkou obnovit, již nepoužívané, propojení o délce 1,5 km mezi Údlickým a Tvršickým řadem (Obr. 6). Údlický řad je na většině míst již rekonstruovaný do plastového HDPE potrubí, které vykazuje výrazně nižší poruchovost při změnách provozního zatížení.



Obr. 6. *Situace z modelu: šipkou vyznačené neprovozované propojení systémů, modré čáry – vodovodní síť, podklad Základní mapa [ČÚZK]*

Výsledky simulací pro různé varianty ukázaly, že propojení systému umožní z Údlického řadu zásobovat Velemyšleves a další navazující obce, čímž se může snížit dimenze provizorního potrubí na prvním úseku. Také za mimořádných okolností bude možné zásobovat obce na každé straně propojení z druhé strany. Naopak možnost zpětného gravitačního zásobování i jen jedné ze dvou průmyslových zón za stávajících podmínek se ukázalo jako nereálné, z důvodu malé kapacity Údlického řadu.

5. ZÁVĚR

Vysoký tlak a alespoň relativní dostatek vody ve vodních zdrojích představují potenciál pro optimalizaci provozních nákladů nebo zlepšování zabezpečenosti dodávky vody v ohrožených oblastech. Na druhou stranu, vysoké tlakové poměry často způsobují vyšší poruchovost na síti a vyšší provozní náklady v podobě nutnosti osazování a údržby redukčních tlakových ventilů.

Původní myšlenka možnosti úplného zásobení spotřebišť Tvršického řadu z Údlického řadu v době jeho rekonstrukce nebyla sice potvrzena, ale přezkoumala možnosti využití propojení 2 vodárenských soustav za jiných provozních stavů. Zprovozněním propojení by došlo ke zvýšení zabezpečenosti zásobování během mimořádných situací pro celkem 11 obcí.

Při řešení projektu v matematickém modelu byly indikovány možnosti dalšího možného využití řadu pro zásobování výrazně větší oblasti v případě mimořádných provozních stavů, nebo v důsledku dopadů klimatické změny. V porovnání s jinými, dříve uvažovanými variantami je zde perspektiva dřívější realizovatelnosti a úspory investičních prostředků. Proto byl zadán další projekt, který se zabývá komplexně změnou návrhových parametrů rekonstruovaného přivaděče ve vazbě na nově definované cíle se širšími vazbami na koncepci distribuce vody v systému.

PODĚKOVÁNÍ

Rádi bychom poděkovali všem spolupracovníkům ze společností Severočeské vodovody a kanalizace, a.s. a DHI a.s., kteří umožnili vznik tohoto článku a umožnili prezentovat tuto zajímavou problematiku na konferenci.

OBSAH

Výsledky environmentálního posouzení metodou LCA úpravny vody a čistírny odpadní vody v Plzni

Klimtová M.[1*], Kočí V.[2]
[1]*VODÁRNA PLZEŇ a.s., Malostranská 143/2, 317 68 Plzeň*
[2]*Vysoká škola chemicko-technologická, Fakulta technologie ochrany prostředí, Ústav udržitelnosti a produktové ekologie, Jankovcova 23, 170 00 Praha 7*
[*]*autor pro korespondenci, email: martina.klimtova@vodarna.cz*

ABSTRAKT
Výroba 1 m^3 pitné vody na úpravně vody (ÚV) pro plzeňskou aglomeraci z povrchové vody vyžaduje robustní technologii, velké množství energie a chemikálií. Podobně proces čištění odpadních vod v čistírně odpadních vod (ČOV) v Plzni se neobejde bez významných energetických a materiálových vstupů. Oba vodárenské provozy zanechávají výraznou ekologickou stopou. Příspěvek přináší interpretaci environmentálního posouzení ÚV a ČOV Plzeň metodou Life Cycle Assessment (LCA). Hlavními zdroji generovaných emisí v obou provozech jsou výroba a spotřeba elektrické energie a stěžejních chemikálií. 1 m^3 vyčištěné odpadní vody vykazuje nižší celkové environmentální dopady díky energetické soběstačnosti ČOV.

KLÍČOVÁ SLOVA
Čistírna odpadních vod; environmentální posouzení; kategorie dopadu; metoda LCA; úpravna pitné vody

1. ÚVOD

Společnost VODÁRNA PLZEŇ v rámci své podnikatelské činnosti zajišťuje obyvatelům Plzně a zhruba třiceti okolním obcím prostřednictvím třístupňové ÚV dodávku pitné vody a zároveň obstarává odvádění a čištění veškerých odpadních vod na mechanicko-biologické ČOV. Složení technologické linky ÚV a materiálová a energetická náročnost procesu úpravy vody přímo souvisí s charakterem a kvalitou vodního zdroje, s lokací objektu ÚV a rozsahem zásobované oblasti. ÚV Plzeň ročně vyrobí téměř 14 milionů m^3 pitné vody, jejíž kvalita splňuje legislativní požadavky (Vyhláška č. 252/2004 Sb., ve znění pozdějších předpisů). Přivedené splaškové, průmyslové a ostatní odpadní vody do ČOV prochází komplexem navazujících procesů čištění se zaměřením na biologické odstraňování sloučenin dusíku a fosforu, aby ročně více než 16 milionů m^3 vyčištěné odpadní vody vyhovovala před vypuštěním do řeky Berounky předepsaným legislativním parametrům. Oba vodárenské provozy s ohledem na jejich kapacitu jsou značně energeticky náročné; v průběhu úpravy vody a čištění odpadní vody se spotřebovává velké množství dopravovaných chemikálií. Provozy ÚV a ČOV při naplňování zjednodušeně popsaného základního principu generují beze sporu velké množství přímých i nepřímých emisí a zanechávají tak v prostředí znatelnou ekologickou stopu v lokálním i globálním měřítku.

V současné době přibývá provozovatelů vodárenské infrastruktury, kteří v rámci plánování modernizací a rekonstrukcí provozů řeší kromě technologických, investičních a provozních záležitostí také posouzení environmentálních aspektů, kladou si otázky udržitelného provozování, environmentální zátěže provozu, vyčíslení uhlíkové stopy apod. Posoudit environmentální dopady v komplexním měřítku konkrétního vodárenského provozu v závislosti na spotřebě materiálů a energií umožňuje metoda posuzování životního cyklu LCA. Metoda LCA používá pro vyjádření míry zásahu do životního prostředí místo výčtů emisních toků definované kategorie dopadu (Kočí, 2009). Kategorie dopadu je specifický problém životního prostředí, na jehož rozvoji se lidská činnost přímo podílí v důsledku výměny látek či energií s okolním prostředím. O počátku milénia bylo zpracováno mnoho vědeckých studií,

jejichž cílem bylo environmentálně posoudit a zhodnotit nějakou část vodohospodářské infrastruktury použitím metody LCA. Příkladem posouzení procesu úpravy pitné vody metodou LCA z nedávné doby je studie Bârjoveanu et al. (2019), ve které autoři vyjadřují výsledky kromě vztahu k objemové funkční jednotce také k množství odstraněných látek ze surové vody. Studie Vince et al. (2008) posuzuje pomocí LCA scénáře variant úpravy vody a zásobování pitnou vodou. V práci Meneses et al. (2015) je metoda LCA zvolena jako nástroj pro posouzení ČOV.

Cílem příspěvku je interpretace výsledků environmentálního posouzení metodou LCA výroby 1 m^3 pitné vody v procesu ÚV Plzeň, jejíž technologická linka patří od roku 2015 po rozsáhlé rekonstrukci k jedné z nejmodernějších v České republice. Do environmentálního posouzení ÚV je provoz ČOV procesně zahrnut, protože veškeré odpadní vody a vodárenské kaly jsou v procesu ČOV likvidovány. Nicméně druhou část příspěvku jsme věnovali environmentálnímu posouzení samostatného provozu plzeňské ČOV, která je díky čtveřici kogeneračních jednotek, spalující produkovaný bioplyn, celoročně energeticky soběstačná.

2. MATERIÁL A METODY

ÚV Plzeň

ÚV Plzeň s výkonem 1000 l/s jímá surovou vodu z dolního toku řeky Úhlavy. S ohledem na proměnlivou kvalitu zdroje technologie čítá tři separační stupně. Do čerpané surové vody je po korekci pH dávkován koagulant, síran hlinitý. Po homogenizaci následuje proces sedimentace v šesti dvoupatrových podélných usazovacích nádržích. Po prvním preparačním stupni voda gravitačně natéká do šesti otevřených rychlofiltry s drenážním systémem Leopold a náplní Filtralite Mono-Multi. Před vstupem upravované vody na filtry je zaústěné dávkování manganistanu draselného pro oxidaci manganu. Filtrát pokračuje do objektu ozonizace, kde ve čtyřech reakčních nádržích dochází ke kontaktu upravované vody s ozonem, vyráběném z dováženého stlačeného kyslíku. Po reakci s ozonem je voda čerpána zpět do objektu filtrace. Třetí separační stupeň představují čtyři otevřené filtry s náplní granulovaného aktivního uhlí (GAU). Prostřednictvím GAU-filtrace dochází k sorpci rozpuštěných organických látek, produktů ozonizace a případných zbytků anorganických látek z předchozích separačních stupňů. Následuje dezinfekce upravované vody UV zářením pomocí dvojice UV reaktorů ve střídavém režimu, stabilizace vody dávkováním oxidu uhličitého a vápenného hydrátu v podobě vápenné vody a hygienické zabezpečení nízkými dávkami chloru. Upravená voda je z celkem pěti akumulačních nádrží v areálu ÚV čerpána do pásmových vodojemů a dále distribuována celkem 200 000 odběratelů v západočeské metropoli a jejím okolí. V letech 2013 – 2015 probíhala na ÚV Plzeň rozsáhlá rekonstrukce, jejíž hybnou silou byla přítomnost nežádoucích pesticidních látek ve vodárenském zdroji a nedostatečná technologie na jejich odstranění. Kompletní rekonstrukce se týkala objektů filtrace a ozonizace, včetně změny filtrační náplně v druhém stupni úpravy, doplnění GAU-filtrace a změny vstupního média pro výrobu ozonu. Některých částí technologické linky se rekonstrukce týkala jen v podobě výměny nebo obnovy strojních zařízení. Nově byla technologie doplněna o dávkování manganistanu draselného, o dezinfekci pomocí UV záření a také byla vyřešena recirkulace odpadní vody z regenerace všech otevřených filtrů.

ČOV Plzeň

Technologický provoz ČOV Plzeň byl navržen jako mechanicko-biologická ČOV v systému R-An-D-N se zvýšeným biologickým odstraňováním sloučenin dusíku a fosforu a s termofilní anaerobní stabilizací kalu. Kapacita ČOV byla v rámci intenzifikace, realizované v letech 2010

– 2012, zvýšena na 427 917 EO. Odpadní vody jsou přes šnekovou čerpací stanici, česle a trojici horizontálně protékaných lapáků písků přivedeny do dvojice usazovacích nádrží. Biologický proces zahrnuje předřazenou regenerační nádrž a následně čtyři linky biologického čištění s anaerobní, denitrifikační a nitrifikační zónou v uvedeném pořadí. V této části technologické linky je instalováno zařízení pro možnost dávkování externího substrátu (síran železitý), flokulantu a chemikálií pro srážení fosforu. Proces biologického čištění je řízen na základě sledování koncentrací forem dusíku v jednotlivých zónách. Separace aktivovaného kalu probíhá ve čtyřech dosazovacích nádržích. Gravitačně zahuštěný primární kal a strojně zahuštěný přebytečný kal je anaerobně stabilizován ve vyhnívacích nádržích. Zpočátku provozu ČOV vyhnívací nádrže pracovaly za mezofilních podmínek, později byla teplota zvýšena do termofilní oblasti. Anaerobní stabilizovaný kal je odvodněn v zahušťovacích odstředivkách a produkovaný bioplyn je spalován ve čtyřech kogeneračních jednotkách.

Metoda LCA

Hodnocení životních cyklů produktů a procesů metodou LCA se provádí podle standardizovaných norem (ISO, 2006a; ISO, 2006b). Metoda LCA je robustní a transparentní nástroj kvantifikace potenciálních environmentálních dopadů svázaných s jednotlivými vstupními i výstupními materiálovými a energetickými toky.

Pomocí metody LCA lze převést přesně definovaným postupem veškeré uvažované emisní toky na tak zvané kategorie dopadu (acidifikace, eutrofizace, změna klimatu, humánní toxicita, úbytek fosilních zdrojů, úbytek ozonové vrstvy aj.). Výstupem transpozice je souhrnná hodnota vyjadřující míru zasažení dané kategorie dopadu. Vzájemné porovnání různých environmentálních dopadů umožňují charakterizační modely a metodiky. K určení velikosti podílu environmentální škody konkrétní kategorie slouží v LCA definovaná normalizace. Normalizované výsledky indikátorů kategorií lze orientačně porovnávat (Kočí, 2009).

Posouzení obou vodárenských provozů bylo provedeno vybranou metodikou Environmental Footprint 3.0 (EF 3.0). Jako databázový nástroj pro získání generických dat byla použita databáze GaBi.

Charakteristika sledovaného systému

LCA ÚV Plzeň. Pro posouzení stávající ÚV metodou LCA byla vybrána provozní data ÚV Plzeň z roku 2019 a pro posouzení technologie před rekonstrukcí provozní data z 2012. Hranici posuzovaného systému vymezují procesy podílející se na výrobě pitné vody, tzn. od čerpání vstupní surové vody z řeky, přes vlastní úpravu vody ve třech separačních stupních, až po čerpání výstupní pitné vody do městských vodojemů. Distribuce pitné vody vodovodním systémem už v posouzení není uvažována. Stejně tak nejsou uvažovány stavby a údržba objektů v areálu ÚV. Do hodnocení je počítán veškerý transport jak z pohledu dopravní vzdálenosti, tak použitého dopravního prostředku. Do zpracování jsou zahrnuty veškeré materiálové spotřeby chemikálií včetně jejich výroby a dopravy a spotřeby energií. Funkční jednotkou a referenčním tokem posuzované ÚV byl zvolen 1 m^3 vyrobené pitné vody.

LCA ČOV Plzeň. Posouzení procesů ČOV metodou LCA vycházelo z provozních dat ČOV z roku 2019. Hranice posuzovaného systému byla vymezena čerpáním přivedené odpadní vody šnekovou čerpací stanicí, celý postupný proces čištění, výrobu, dovoz a spotřebu chemikálií, produkce bioplynu, proces výroby elektrické energie v kogeneračních jednotkách a likvidací vyhnilého kalu odvozem na skládku. Mimo hranice posuzovaného provozu ČOV, stejně jako v případě posouzení provozu ÚV, je odvod produkovaných odpadních vod kanalizačním

systémem, stavby, nejsou uvažovány emise z kompostování vyhnilého kalu a výroba a životní cyklus kogeneračních jednotek. Funkční jednotkou a referenčním tokem pro provozní linku ČOV byl 1 m^3 vyčištěné odpadní vody a roční …

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Hlavními zdroji emisí v procesu úpravy vody jsou spotřeba a výroba elektrické energie a spotřeba a doprava chemikálií. Velký podíl z celkové spotřebované elektrické energie (cca 40 %) představuje čerpání vody, především čerpání vyrobené pitné vody do vodojemů a její přečerpávání do vyšších tlakových pásem. Nedílnou součástí technologické linky je energeticky náročný objekt ozonizace se třemi generátory ozonu, čerpadly chladící vody a destruktory ozonu. Kompletně zmodernizovaný objekt ozonizace v porovnání s ozonizací před rekonstrukcí představuje snížení spotřeby elektrické energie téměř o 20 %. Také pro provoz dvou jednotek UV zářičů má vysoké energetické nároky. V Tabulce 1 jsou uvedeny hlavní indexy environmentálních dopadů výroby 1 m^3 pitné vody v současném procesu úpravy vody s porovnáním s procesem před rekonstrukcí. V tabulce jsou zvýrazněné významné kategorie dopadu podle zvolené metodiky EF 3.0, které souvisí se surovinovou náročností na výrobu stěžejních chemikálií a výrobou spotřebované elektrické energie.

Tab. 1. *Vybrané výsledky indikátorů kategorií dopadu podle metodiky EF 3.0 při výrobě 1 m^3 pitné vody na ÚV.*

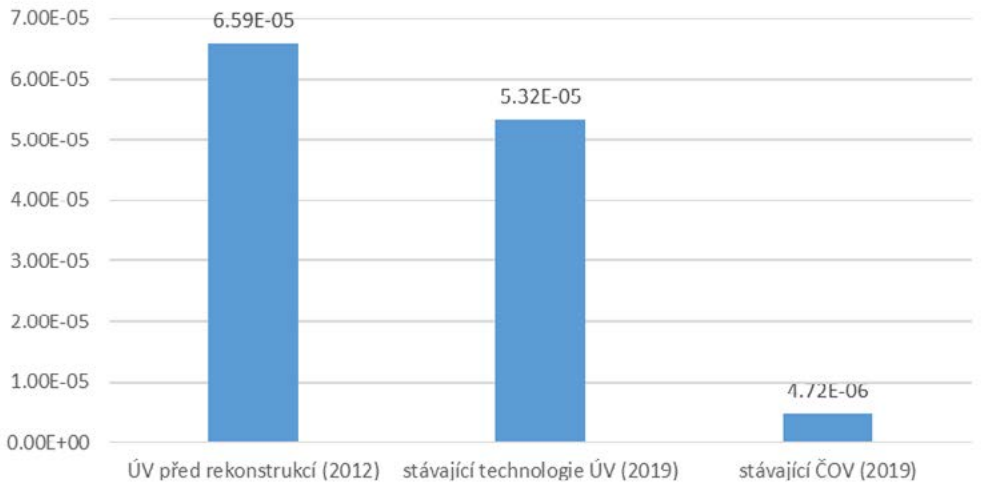
Indikátory kategorie dopadu	ÚV PŘED rekonstrukcí (2012)	ÚV PO rekonstrukci (2019)
Acidifikace [Mole of H+ eq.]	2,30E-03	1,84E-03
Změna klimatu - celk. [kg CO2 eq.]	7,62E-01	5,71E-01
Změna klimatu - biogen. [kg CO2 eq.]	5,50E-03	3,95E-03
Změna klimatu - fosil. [kg CO2 eq.]	7,56E-01	5,67E-01
Ekotoxicita sladkovodní - celk. [CTUe]	5,45E+00	4,36E+00
Eutrofizace sladkovodní [kg P eq.]	4,36E-05	3,71E-05
Eutrofizace mořská [kg N eq.]	3,91E-04	3,13E-04
Toxicita pro člověka - rakov. [CTUh]	1,99E-10	1,62E-10
Toxicita pro člověka - nerakov. [CTUh]	8,34E-09	6,38E-09
Ionizující záření [kBq U235 eq.]	9,66E-02	7,45E-02
Poškození ozonové vrstvy [kg CFC-11 eq.]	5,62E-09	4,81E-09
Tvorba částic [výskyt onemocnění]	2,39E-08	1,99E-08
Tvorba fotoch. ozonu [kg NMVOC eq.]	1,11E-03	8,85E-04
Využití fosilních zdrojů [MJ]	1,23E+01	9,17E+00
Využití surov. minerálů a kovů [kg Sb eq.]	5,87E-07	4,96E-07
Spotřeba vody [m³ world equiv.]	2,04E+00	1,93E+00

Proces čištění odpadní vody na ČOV energeticky náročný podobně jako v případě ÚV (z pohledu množství spotřebované elektrické energie za rok). Největší podíl na celkové spotřebě elektřiny mají dmychadla (52 %), podstatně nižší spotřebu vykazuje čerpání odpadní vody a aktivační linka a dále odvodnění a zahuštění kalu. Čistírenský provoz je díky čtveřici kogeneračních jednotek, které spalují produkovaný bioplyn (v 2019 - 4299922 m^3), téměř celoročně energeticky soběstačný. Díky této skutečnosti jsme předpokládali, že celkové environmentální dopady provozu ČOV v porovnání s provozem ÚV budou nižší a zároveň podíl jednotlivých indexů kategorií dopadu bude rozdílný. Normalizované výsledky hodnocení ČOV podle metodiky EF 3.0 uvádíme ve vztahu k 1 m^3 vyčištěné odpadní vody a také z pohledu ročního provozu v 2019 (Tab. 2.).

Obr. 1 znázorňuje celkové environmentální dopady po normalizaci výroby 1 m^3 pitné vody na ÚV v současnosti a před rekonstrukcí provozu a také normalizované sumární výsledky 1 m^3 vyčištěné odpadní vody v ČOV.

Tab. 2. *Vybrané výsledky indikátorů kategorií dopadu podle metodiky EF 3.0 procesu čištění odpadních vod na ČOV Plzeň. Normalizované výsledky vyjádřené pro objemovou a hmotnostní funkční jednotku.*

Indikátory kategorie dopadu (normalizované výsledky)	Funkční jednotka ČOV	
	1 m^3	**kg/rok**
Acidifikace	8,23E-07	1,38E+01
Změna klimatu	1,06E-06	1,79E+01
Ekotoxicita sladkovodní	9,02E-08	1,52E+00
Eutrofizace sladkovodní	1,21E-08	2,03E-01
Eutrofizace mořská	3,16E-07	5,31E+00
Eutrofizace suchozemská	4,72E-07	7,93E+00
Toxicita pro člověka - rakovinotv.	1,64E-08	2,76E-01
Toxicita pro člověka - nerakovinotv.	8,73E-08	1,47E+00
Ionizující záření	1,71E-08	2,87E-01
Využití půdy	5,09E-09	8,56E-02
Poškození ozonové vrstvy	5,92E-10	9,95E-03
Tvorba částic	6,33E-07	1,06E+01
Tvorba fotoch. ozonu	6,78E-07	1,14E+01
Využití fosilních zdrojů	4,60E-07	7,74E+00
Využití surov. minerálů a kovů	1,23E-08	2,06E-01
Spotřeba vody	3,64E-08	6,11E-01
CELKEM	4,72E-06	7,94E+01



Obr. 1. *Celkové environmentální dopady provozů ÚV a ČOV Plzeň podle metodiky EF 3.0 po normalizaci výsledků, vyjádřené ve vztahu 1 m³ vyrobené pitné vody a 1 m³ vyčištěné odpadní vody.*

4. ZÁVĚRY

Z výsledků posouzení environmentálních dopadů procesu úpravy pitné vody pomocí metody LCA pro plzeňskou aglomeraci lze konstatovat, že největší podíl emisí představuje výroba spotřebované elektrické energie a také výroba stěžejních chemikálií, především koagulantu. Podle energetického mixu České republiky je výroba elektrické energie majoritně svázána s úbytkem fosilních surovin a acidifikujících látek. Evidentní pokles celkových dopadů stávající ÚV v porovnání se stavem před rekonstrukcí vysvětlujeme výměnou původních strojních zařízení za nová a efektivní zařízení a celkové úspoře elektrické energie.

Provoz ČOV je ve své podstatě rozdílný, proto i skladba a poměrové zastoupení indikátorů kategorií dopadu je rozdílné než v případě ÚV. Téměř celoroční energetická soběstačnost ČOV se ve vztahu k objemové funkční jednotce (1 m³) odráží v nižších celkových environmentálních dopadech oproti procesu úpravy vody.

Robustní metoda LCA a výstupy z jejích metodik nám daly jasnou odpověď, které části technologie úpravy vody a procesu čištění odpadní vody škodí životnímu prostředí nejvíce, a jak dále oba provozy intenzifikovat s cílem jejich environmentální dopady snižovat.

SEZNAM LITERATURY

Bârjoveanu G., Teodosiu C., Gilca A. – F., Roman I., Fiore S. (2019). Environmental performance evaluationof a drinking water treatment plant: a life cycle assessment perspective. *Environ. Eng. Manag. J.* 18 (2), p. 513-522.

ISO 14040 (2006a). *International Standard (ISO): Environmental management – Life cycle assessment - Principles and Framework*. ISO 14040.

ISO 14044 (2006b). *International Standard (ISO): Environmental management – Life cycle assessment: Requirements and Guidelines*. ISO 14044.

Kočí V. (2009). Posuzování životního cyklu – Life Cycle Assessment – LCA. *Ekomonitor*, Chrudim.

Meneses M., Concención H., Vrecko D., Vilanova R. (20156). Life Cycle Assessment as an environmental avaluation tool for control strategies in wastewater treatment plants. *Journal of Cleaner Production* 107. p. 625-661.

Vince F., Aoustin E., Breant P., Marechal F. (2008). LCA tool for the environmentalevaluation of potable waterproduction. *Desalination* 220, p. 37-56.

Vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů.

S.09 MODROZELENÁ INFRASTRUKTURA

OBSAH

Optimalizace a podpora návrhu hospodaření se srážkovou vodou na rozvojových plochách měst

Kopp J.[1]*, Bureš L.[2], Hejduk T.[3], Roub R.[2], Urban F.[4], Vogt D.[1], Kureková L.[1]
[1]Západočeská univerzita v Plzni, Fakulta ekonomická, Univerzitní 8, 301 00 Plzeň
[2]Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Kamýcká 129, 165 00 Praha-Suchdol
[3]Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5-Zbraslav
[4]Vodohospodářský rozvoj a výstavba a.s., Nábřežní 90/4, 150 00 Praha 5-Smíchov
**autor pro korespondenci, email: kopp@kge.zcu.cz*

ABSTRAKT
Příspěvek představuje výstupy projektu TAČR orientované na podporu veřejné správy, zejména katalog prvků a nástrojů prosazování hospodaření se srážkovou vodou, který je propojený s typologií funkčních ploch, a dále také softwarovou aplikaci na pomoc plánovacího procesu. Pro plánování systému hospodaření se srážkovou vodou na rozvojových plochách poskytuje katalog (a interaktivně též softwarová aplikace) tři základní opory (a) Katalog prvků hospodaření se srážkovou vodou, (b) Katalog funkčních typů rozvojových ploch a (c) Katalog nástrojů prosazování efektivního hospodaření se srážkovou vodou.

KLÍČOVÁ SLOVA
Hospodaření se srážkovou vodou; optimalizace; rozvojové plochy; územní plánování; veřejná správa

1. ÚVOD

Hospodaření se srážkovou vodou na rozvojových plochách sídel vyžaduje systematický přístup, který začíná již ve fázi strategického a územního plánování na úrovni měst a obcí a dále pokračuje zpracováním územní studie s integrací konceptu hospodaření se srážkovou vodou (dále pod zavedenou zkratkou HDV) pro rozvojovou lokalitu. Podle strategického materiálu v oblasti HDV v urbanizovaných územích (CzWA, 2019) a požadavků Národního akčního plánu adaptace na změnu klimatu proto patří mezi priority metodická podpora pro zapojení požadavků HDV do územně plánovacích podkladů a pro implementaci HDV v městech a obcích.

Příspěvek představuje výstupy projektu TAČR orientované na podporu veřejné správy, zejména odborů menších měst, které potřebují v oblasti HDV metodickou pomoc při řízení procesů spojených s rozvojem nové výstavby. Metodickou podporu tvoří zejména katalog prvků a nástrojů prosazování HDV kategorizovaný podle typologie funkčních ploch, který je uživatelsky propojen se softwarovou aplikací na pomoc plánovacího procesu.

Katalog a softwarová aplikace byly vyvíjeny pro potřeby optimalizace hospodaření se srážkovou vodou v urbanizovaných územích v souvislosti s jejich adaptací na změnu klimatu (Schmidt, 2010; Kabelková, 2019). Navrhovaný systém HDV na rozvojových lokalitách by měl optimálně splňovat požadavky technických norem (Vítek a kol., 2015), naplňovat představy budoucích uživatelů a obyvatel města (Morison a Brown, 2011), být ekonomicky efektivní ve fázích realizace i provozu (CzWA, 2019) a měl též přinášet celospolečenské benefity, jako například kvalitní veřejná prostranství nebo ochranu vodních zdrojů (Sýkorová a kol., 2021; Kopp a kol. 2022b).

Využití katalogu souvisí s požadavky a konkrétními fázemi rozvoje území od strategického plánování přes tvorbu nebo změnu územního plánu, stanovení vhodných nástrojů

prosazování, tvorbu územní studie až po projektovou přípravu, vlastní realizaci a udržitelnou správu systému HDV. Katalog je prioritně určen pracovníkům veřejné správy odborů životního prostředí, vodního hospodářství a územního plánování. Ovšem vzhledem k interdisciplinární šíři celé problematiky lze doporučit jeho využití i pro další odborné pozice ve veřejné správě nebo projektové praxi (Kopp a kol., 2022a). Zejména systém nástrojů prosazování lze plně využívat při spolupráci odborníků propojujících otázky technické, přírodovědné, ekonomické, právní a sociální. Z pohledu samosprávy by měl takovou spolupráci nejlépe prosazovat pro město jmenovaný koordinátor hospodaření se srážkovou vodou. Katalog je možné využívat jak samostatně ve formě interaktivního PDF, tak prostřednictvím odkazů v příslušných modulech softwarové aplikace.

2. METODIKA

Zdrojem pro sestavení vlastního katalogu prvků HDV byly domácí metodiky a normy, doplněné zahraničními studiemi. Inspirací pro typologii funkčních ploch a k vytvoření katalogu nástrojů prosazování byly zahraniční metodiky zavádění HDV nebo modro-zelené infrastruktury (Kopp a kol. 2021; Kopp a kol. 2022b). Software je koncipován jako samostatně spustitelný program vyvíjený v prostředí programovacího jazyka C++, přičemž jeho části navazují na externí soubory – katalogové listy a preferenční matice. Praktické uplatnění katalogu a softwarové aplikace bylo ověřováno ve spolupráci s účastníky plánovacího procesu na pilotních lokalitách. Výběr pilotních lokalit byl směřován do Plzeňského, Středočeského a Jihočeského kraje, pro které je řešená problematika aktuální z pohledu výkonu státní správy na krajské úrovni (aplikační garanti projektu). Výběr lokalit se zaměřil na příklady rozvojových ploch rozdílného funkčního využití a odlišných přírodních i socioekonomických podmínek (Kopp a kol. 2021): (a) Tachov (bydlení hromadné, vysoká sklonitost reliéfu, relativně periferní poloha), (b) Beroun (bydlení individuální, vyšší sklonitost reliéfu, exponovaná dopravní poloha v Pražské aglomeraci), (c) Čelákovice (rekreace, nízká sklonitost, rozvojová poloha v Pražské aglomeraci), (d) Drásov (výroba a skladování, nízká sklonitost, exponovaná rozvojová poloha ve vazbě na D4), (e) Milevsko (občanská vybavenost – komerční, nízká sklonitost, specifické hydrogeologické podmínky).

Pro stanovení regulativů na podporu plánování byly odvozeny charakteristiky typů rozvojových ploch určující potenciál pro optimální návrh hospodaření s dešťovou vodou (podrobněji Kopp a kol. 2022b). Inspiraci pro typologické přístupy k řešení rozvoje HDV poskytly zahraniční zdroje, například metodiky adaptace na klimatické změny nebo rozvoje modro-zelené infrastruktury (Woods-Ballard a kol., 2015; Faltermaier a kol., 2016; Simperler a kol., 2018). Při stanovení charakteristických hodnot koeficientů jsme vycházeli z předchozí statistiky modelových území města Plzně, ale také z dostupných tabelárních přehledů (Geletič a Lehnert, 2017).

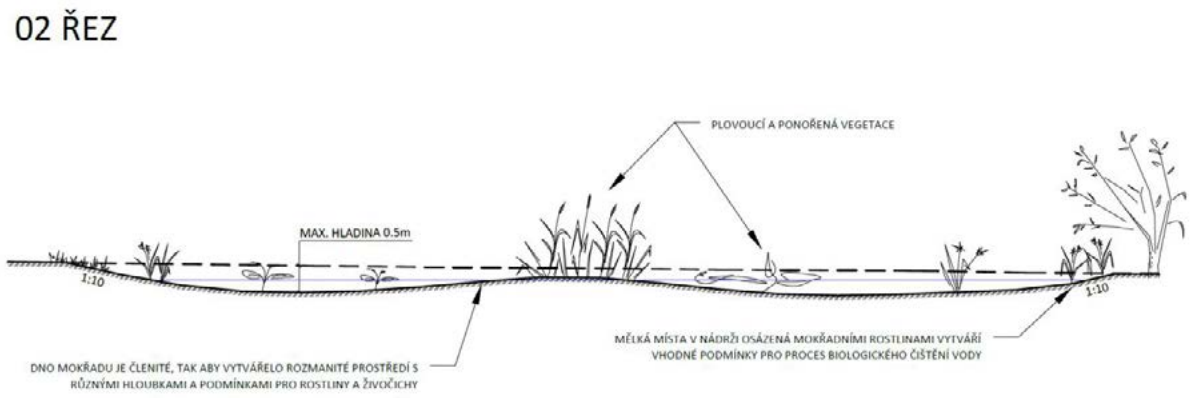
Ve světě používané koeficienty vázané k zelené infrastruktuře (např. Biotope Area Factor, Green Space Factor) (Szulczewska a kol., 2014; Peroni a kol., 2020) byly rozšířeny o parametry zohledňující hospodaření s vodou (Helsinki Green Factor) (City of Helsinki Environment Centre, 2016; Juhola, 2018) a na základě toho navržen koeficient modro-zelené infrastruktury. Environmentální parametry ploch jsou v typologii uvedeny v relativně širokých intervalech s vědomím, že pro praxi bude třeba rozlišovat podle specifických podmínek, například podle

sklonitosti území, místních podmínek zástavby podle územních plánů atd. Na základě uvedených parametrů a dostupných zdrojů (Woods-Ballard a kol., 2015; Sýkorová a kol., 2021; Vítek a kol., 2015; Kopp a kol., 2017; WEF, 2014; Slaney, 2017; Iwaszuk a kol., 2019) byly stanoveny potenciální podmínky ovlivňující návrh systému HDV u jednotlivých typů.

3. VÝSLEDKY

Pro zavádění HDV na rozvojových plochách poskytuje katalog (a interaktivně též softwarová aplikace) tři základní opory (a) Katalog prvků hospodaření se srážkovou vodou, (b) Katalog funkčních typů rozvojových ploch a (c) Katalog nástrojů prosazování efektivního hospodaření se srážkovou vodou. Celkem 17 typů jednotlivých prvků HDV bylo v první části katalogu strukturováno do pěti kategorií podle převažují funkce v systému HDV: (1) zpomalení odtoku/retence, (2) povrchové vsakování, (3) podpovrchové vsakování, (4) akumulace pro využití vody, (5) výpar a pobytová funkce. Součástí prezentace v katalogu jsou kromě textových charakteristik prvků HDV také technické výkresy vzorových řešení a fotodokumentace příkladů realizace z domácí i zahraniční praxe (Obr. 1, Obr. 2).

Obr. 1. *Příklad fotodokumentace prvků HDV v katalogu: povrchová retenční nádrž se zásobním prostorem. Zdroj: Kopp a kol., 2022a.*

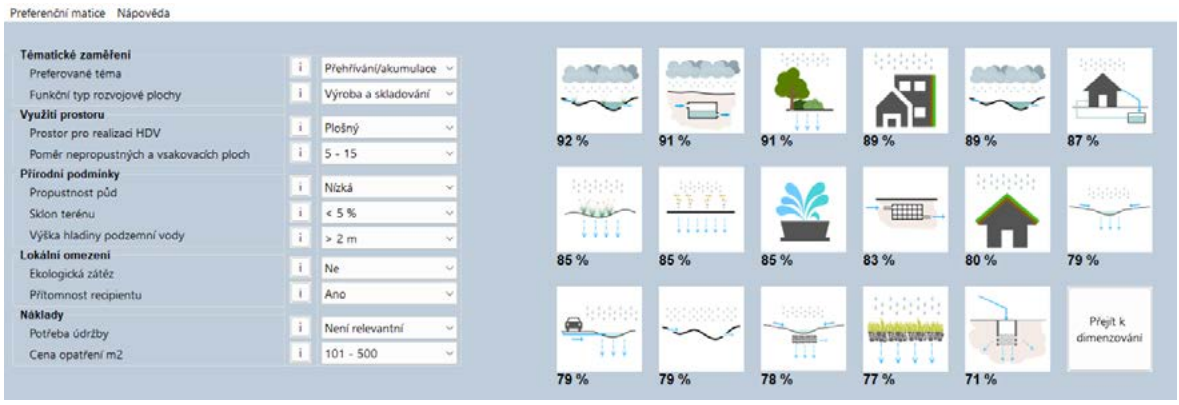


Obr. 2. *Příklad technické dokumentace prvků HDV v katalogu: umělý mokřad – řez. Zdroj: Kopp a kol., 2022a.*

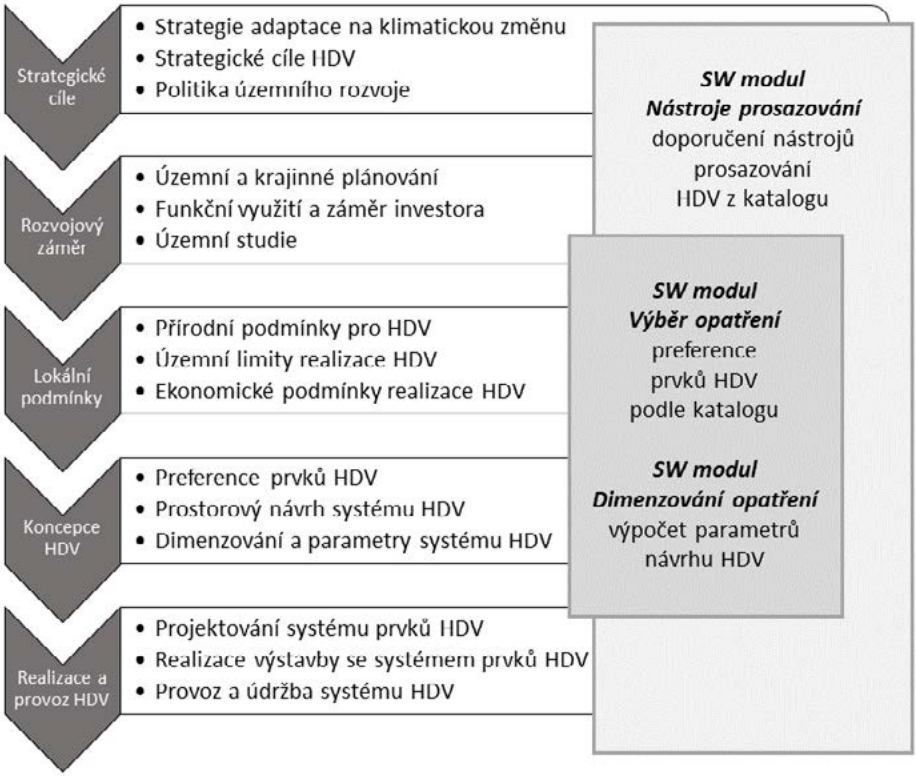
Doporučující výběr prvků HDV umožňuje modul softwarové aplikace na základě zadání vstupních podmínek pilotní lokality. Přesnější zadání vstupních podmínek lokality vede k cílenějšímu výběru. Vstupní podmínky lokality (funkční typ území, prioritní cíle opatření, prostorové podmínky zástavby, přírodní podmínky, lokální omezení, ekonomická nákladnost) uživatel zadává podle požadavků místní veřejné správy, podle podkladů z územní studie, z průzkumu a rozboru území nebo z dostupných analytických map tematických geoportálů. Aplikace následně provádí multikriteriální analýzu na základě preferenční matice prvků HDV (Obr. 3). Pokročilejší uživatel si může upravit nastavení preferenční matice, například na základě upřesňujících podmínek v daném městě. Výstupem tohoto SW modulu je relativní míra vhodnosti.

Druhá část katalogu je organizovaná podle kategorií rozvojových ploch. Každý z pěti typů funkčních ploch uvádí například standardizovanou strukturu ploch a z ní odvozené parametry území. Na tomto základě jsou odvozována specifika HDV daného typu využití území a charakteristické hodnoty parametrů odtoku nebo modro-zelené infrastruktury. To je využíváno jako referenční podklad pro hodnocení variant návrhu HDV na rozvojové ploše daného funkčního typu v druhém modulu, který slouží k dimenzování opatření. Aplikace vypočítá environmentální parametry jako specifický odtok při návrhovém dešti nebo vlastní koeficient modro-zelené infrastruktury. Základem pro koeficient modro-zelené infrastruktury je upravený Helsinki Green Factor (City of Helsinki Environment Centre, 2016; Juhola, 2018). Úprava použití indexu Helsinki Green Factor zohledňuje možnosti zadání struktury ploch ve fázi územní studie, dále oceňuje prvky HDV z našeho katalogu. Referenční stupnice koeficientu modro-zelené infrastruktury byla nastavena na základě geostatistik modelového území (Kopp a kol. 2022b). Pro navrhovaný výběr prvků HDV aplikace dále počítá náklady na realizaci a provoz, což vychází z jednotkových cen uvedených v katalogu.

Třetí modul softwarové aplikace poskytuje preferenční výběr nástrojů pro veřejnou správu (Obr. 4). Soubor je rozdělený na kategorie nástrojů: (1) normativní, (2) koncepční, (3) koordinační a organizační, (4) ekonomické a (5) dobrovolné a etické (Kopp a kol. 2022c). Katalogové listy, zpracované pro 18 typů nástrojů uvádí jejich výhody a omezení, a také specifikaci vybraných příkladů. Výběr vhodných nástrojů provádí aplikace po zadání uživatelské poptávky. Vhodnost uplatnění je posuzována na jednotlivých měřítkových úrovních plánování (nadnárodní, národní, městská/obecní, lokální), podle míry ovlivnění aktérů (veřejný investor, soukromý investor, vlastník nemovitosti, uživatel nemovitosti, správce nemovitosti) a podle příslušnosti k jednotlivým fázím procesu změny území (plánovací, realizační, provozní). Výběr nástrojů prosazování je také ovlivňován příslušným funkčním typem rozvojové plochy.



Obr. 3. *Příklad výstupu ze SW modulu určujícího preferenční pořadí na základě vstupních podmínek lokality. Zdroj: vlastní zpracování.*



Obr. 4. *Schéma zavádění HDV v průběhu plánovacího procesu rozvoje lokality ve vazbě na moduly softwarové aplikace. Zdroj: vlastní zpracování.*

4. ZÁVĚR

Představená podpora plánování HDV umožňuje zlepšit plánovací proces na místní úrovni ve městech a obcích, které nemají dostatek vlastních odborných kapacit k plánování rozvojových ploch, a přesto potřebují provádět základní variantní posuzování například ve fázi územní studie nebo získat orientační podklady pro jednání s investorem. Při řešení projektového úkolu byla tato potřeba opakovaně potvrzena při konzultacích se zástupci odborů menších měst. Obecný význam v podpoře HDV má modul, který pomáhá s výběrem vhodných nástrojů prosazování.

Nástroje obecně nejvíce působí ve fázi plánování záměru (Kopp a kol. 2022c). Na národní úrovni jsou významné ekonomické nástroje, zatímco na městské a obecní úrovni jsou nejvýznamnější koncepční nástroje nebo podpora dobrovolných a etických nástrojů. Sestavené portfolio ukazuje, že existují další možné nástroje prosazování HDV, které jsou zatím v naší praxi používané jen minimálně, např. funkce koordinátora nebo projekty PPP (Public-Private Partnerships). Softwarová aplikace též pomáhá uplatňovat environmentální parametry pro posuzování řešení HDV na rozvojových plochách. Kromě specifického odtoku se jedná o koeficient modro-zelené infrastruktury adaptovaný pro naše potřeby na základě indexu Helsinki Green Factor. Nástroje prosazování přitom může veřejná správa uplatnit nejen při přípravě rozvojového záměru, ale také při realizaci a provozu systému HDV.

PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek vznikl v rámci projektu TAČR SS03010080 „Interdisciplinární přístupy efektivního hospodaření se srážkovou vodou na rozvojových plochách urbanizovaných území v ekonomickém, sociálním a environmentálním kontextu“.

SEZNAM LITERATURY

City of Helsinki (2016). *Developing the city of helsinki green factor method. Report summary. iWater – Integrated Storm Water Management.* Interreg Central Baltic. City of Helsinki Environment Centre, Helsinki. https://www.integratedstormwater.eu

CzWA (2019). *Studie hospodaření se srážkovými vodami v urbanizovaných územích.* Asociace pro vodu ČR, MŽP, Praha.

Faltermaier M., Stock H., Tonndorf T. (eds.) (2016). *Stadtentwicklungsplan Klima KONKRET Klimaanpassung in der Wachsenden Stadt*. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, Berlin.

Geletič J., Lehnert M. (2017). Místní klimatické zóny a jejich význam ve městech České republiky. *Urbanismus a územní rozvoj,* 22(2), s. 9–16.

Iwaszuk E., Rudik G., Duin L., Mederake L., Davis M., Naumann S., Wagner I. (2019). *Addressing Climate Change in Cities – Catalogue of Urban Nature-Based Solutions.* Ecologic Institute & the Sendzimir Foundation, Berlin – Kraków.

Juhola S. (2018). Planning for a green city: The Green Factor tool. *Urban Forestry & Urban Greening*, 34, p. 254–258.

Kabelková, I. (2019). Příklady koncepčního hospodaření se srážkovými vodami na úrovni měst. *ERA21*, 5, s. 49–51.

Kopp J., Hejduková P., Ježek J., Kureková L., Vogt D., Roub R., Bureš L., Burket J., Poláková L., Hejduk T., Marval Š., Novák P., Sítková V., Zajíček A., Urban F., Krupička J., Zrostlík Š., Kesely M. (2022a). *Katalog opatření efektivního hospodaření se srážkovou vodou na rozvojových plochách urbanizovaných území*. Západočeská univerzita v Plzni, Plzeň.

Kopp J., Hejduková P., Kureková L., Ježek. J., Vogt D. (2022c). Kategorizace nástrojů prosazování efektivního hospodaření se srážkovou vodou na rozvojových plochách. *Trendy v podnikání – Business Trends*, 12(1), s. 14-23.

Kopp J., Raška P., Vysoudil M., Ježek J., Dolejš M., Veith T., Frajer J., Novotná M., Hašová E. (2017). *Ekohydrologický management mikrostruktur městské krajiny*. Západočeská univerzita v Plzni, Plzeň.

Kopp J., Vogt D., Hejduk T., Roub R., Urban F. (2022b). Potenciál rozvojových ploch pro efektivní hospodaření se srážkovou vodou v urbanizovaných územích. *Urbanismus a územní rozvoj*, 25(5), s. 30–39.

Kopp J., Vogt D., Ježek J., Marval Š., Hejduk T., Roub R. (2021c) Možnosti efektivního hospodaření se srážkovou vodou na rozvojových plochách urbanizovaných území. *Regionální rozvoj mezi teorií a praxí*, 2021(4), s. 1–15.

Morison P. J., Brown R. R. (2011). Understanding the nature of publics and local policy commitment to Water Sensitive Urban Design. *Landscape and Urban Planning*, 99, p. 83–92.

Peroni F., Pristeri G., Codato D., Pappalardo S.E., De Marchi M. (2020). Biotope Area Factor: An Ecological Urban Index to Geovisualize Soil Sealing in Padua, Italy. *Sustainability*, 12(1), 150.

Schmidt M. (2010). Ecological design for water and climate mitigation in contemporary urban living. *Int. Journal of Water*, 5(4), p. 337-352.

Simperler L., Himmelbauer P., Stöglehner G., Ertl, T. (2018). Siedlungswasserwirtschaftliche Strukturtypen und ihre Potenziale für die dezentrale Bewirtschaftung von Niederschlagswasser. *Österr Wasser- und Abfallw*, 70**,** p. 595-603.

Slaney S. (2017). *Stormwater management for sustainable urban environments.* Images Publishing Group Pty, Mulgrave.

Sýkorová M., Tománek P., Šušlíková L., Staňková N., Habalová M., Čtverák M., Macháč J., Hekrle, M. (2021). *Voda ve městě. Metodika pro hospodaření s dešťovou vodou ve vazbě na zelenou infrastrukturu.* ČVUT, Praha, UJEP, Ústí nad Labem.

Szulczewska B., Giedych R., Borowski J., Kuchcik M., Sikorski P., Mazurkiewicz A., Stańczyk T. (2014). How much green is needed for a vital neighbourhood? In search for empirical evidence. *Land Use Policy,* 38, p. 330–345.

Vítek J., Stránský D., Kabelková I., Bareš V., Vítek R. (2015). *Hospodaření s dešťovou vodou v ČR*. ZO ČSOP Koniklec, Praha.

WEF (2014). Green infrastructure implementation: a special publication. *WEF special publication*. Water Environment Federation, Alexandria, Virginia.

Woods-Ballard, B. a kol. (2015). *The SUDS manual (C753)*. CIRIA, London.

OBSAH

Efektivní kontrola návrhu systémů hospodaření s dešťovou vodou v urbanizovaných územích

Stránský D.[1]*, Kabelková I.[1], Bareš V.[2]
[1]*České vysoké učení technické učení v Praze, Katedra vodního hospodářství obcí, Thákurova 7, 166 29 Praha 6*
[2]*České vysoké učení technické učení v Praze, Katedra hydrauliky a hydrologie, Thákurova 7, 166 29 Praha 6*
**autor pro korespondenci, email: david.stransky@cvut.cz*

ABSTRAKT
Pro uplatňování pravidel udržitelného hospodaření se srážkovou vodou ve stavebních řízeních potřebuje veřejná správa nástroj pro efektivní kontrolu stavebních projektů. Proto je v rámci projektu TAČR vyvíjena plánovací a kontrolní webová aplikace HDVAsist, která se skládá ze tří provázaných modulů: (1) hodnocení dostupnosti příjemců srážkových vod na základě místních podmínek, (2) hodnocení konkrétního stavebního záměru vzhledem k dostupným příjemcům a sestavení systému HDV v grafickém rozhraní, (3) dimenzování systému HDV. Algoritmizace vychází ze současně platné legislativy a technických norem.

KLÍČOVÁ SLOVA
Hospodaření se srážkovou vodou; kontrola projektů; urbanizovaná území; veřejná správa

1. ÚVOD

Udržitelné hospodaření s dešťovou vodou v urbanizovaných územích (HDV) je světovým trendem od konce 70. let 20. století. V ČR se pak významněji prosazuje v posledních 15 letech. Povinnost uplatňovat principy HDV je zakotvena v legislativě od roku 2009 (zákon č. 254/2001 Sb. o vodách a vyhláška č. 501/2006 Sb.), technická pravidla a dimenzování jsou pak specifikovány v normách ČSN 75 9010 a TNV 75 9011.

Ke konvenčnímu odvodnění (stokové sítě), tak přibývá nový prvek, jehož existenci je potřeba zohlednit při plánování rozvoje měst a obcí. Zatímco analytické srážko-odtokové modely (SWMM, Mike Urban) se z velké míry této nové situaci přizpůsobily (umožnily v rámci posouzení funkce systémů odvodnění prvky HDV zohlednit), analyticko-plánovací nástroje jsou zatím k dispozici v omezené míře. K dispozici jsou pouze jednoduché firemní aplikace pro dimenzování objektů HDV (dodavatelé) nebo aplikace podporující rozhodování v dílčích oblastech HDV (projekt Počítáme s vodou, nástroj RainSOFT).

Na základě výše uvedeného je zřejmé, že v ČR chybí nástroj, který by komplexně a bez vazby na konkrétní produkty umožnil technicky správný návrh a dimenzování systémů HDV. Zároveň lze konstatovat, že díky současné právní úpravě musí veřejná správa ověřovat správný návrh HDV u všech relevantních staveb (např. v Praze cca 5000 podání ročně). Návrh systému HDV je poměrně složitý, vyžaduje množství informací o místních podmínkách, objevují se snahy o manipulaci se vstupními daty a výstupy jsou obtížně kontrolovatelné. Je proto nutná rychlá a účinná kontrola těchto projektů, která povede ke snížení administrativní zátěže.

Z uvedených důvodů vznikl projekt TAČR Efektivní kontrola návrhu systémů hospodaření s dešťovou vodou v urbanizovaných územích, jehož cílem je vyvinout webovou aplikaci, která bude sloužit všem účastníkům stavebního řízení (tj. vodoprávním úřadům, správcům kanalizací a správcům vodních toků na jedné straně a developerům a projektantům na straně druhé).

Cílem příspěvku je představit základní funkcionality vyvíjené webové aplikace, jehož pracovní název je HDVAsist.

2. MATERIÁL A METODY

Webová aplikace HDVAsist je vytvářena ve formě webové aplikace založené na rozšířeném PHP frameworku Laravel. Výpočetní aplikace jsou algoritmizovány a následně vytvářeny v JS frameworku VUE. Jedná se o samostatnou aplikaci, kterou je v případně potřeby možné (po exportu základních parametrů) použít i mimo hlavní portál.

Webový portál je koncipován tak, aby umožňoval registraci uživatelů stavebního řízení. V profilu uživatele je možno vytvořit jednotlivé projekty, provádět verzování, sdílet je s dalšími účastníky procesu vč. nastavení různých úrovní práv přístupu. Smyslem je zejména sdílení projektů mezi developerem a veřejnou správou. Předpokládá se, že projektant vytvoří v HDVAsist projekt, jehož výsledkem bude protokol, který veřejné správě pomůže posoudit adekvátnost navrženého řešení. V případě potřeby může být veřejné správě umožněn přístup i k detailům projektu. Způsobů využití HDVAsist je však více.

HDVAsist se skládá ze tří vzájemně provázaných modulů:

- modul 1: na základě místních podmínek hodnotí dostupnost příjemců srážkových vod (půdní a horninové prostředí, povrchové vody, jednotná kanalizace, akumulace a následné využití) bez vazby na konkrétní parametry stavebního záměru,
- modul 2: hodnotí konkrétní stavební záměr vzhledem k dostupným příjemcům identifikovaným v modulu 1, umožňuje sestavit systém HDV v grafickém rozhraní,
- modul 3: dimenzuje systém HDV sestavený v modulu 2.

Jednotlivá hodnocení a dimenzování probíhají v souladu s legislativou, platnými technickými normami (zejména ČSN 75 9010 a TNV 75 9011). V případech, kdy uvedené normy nejdou do dostatečné podrobnosti, jsou využívána kritéria uvedená ve Standardech hospodaření se srážkovou vodou na území hl. m. Prahy (Stránský a kol., 2021). Nicméně i tak byly v průběhu řešení identifikovány situace, které nejsou dostatečně popsány ani v jednom z uvedených dokumentů. V těchto případech řešitelé projektu vycházeli ze svých odborných zkušeností.

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Koncepční model

HDVAsist provází uživatele procesem návrhu systému hospodaření se srážkovou vodou od výběru vhodného příjemce na základě kritérií přípustnosti a proveditelnosti, přes návrh vhodných objektů HDV a příslušného předčištění a čištění (dále označováno jako před/čištění) srážkové vody, až po dimenzování retenčních, příp. akumulačních objemů jednotlivých objektů. Koncepce modelu je znázorněna na Obr. 1.

Modul 1

Účelem modulu 1 je vyhodnotit místní podmínky vzhledem k možným příjemcům srážkových vod. Příjemci se rozumí:

- půdní a horninové prostředí při vsakování srážkové vody,
- povrchové vody (přímo nebo prostřednictvím oddílné dešťové kanalizace),

- jednotná kanalizace,
- akumulace pro další využití.

Ovzduší při výparu srážkové vody není uvažováno jako samostatný příjemce, protože má při prázdnění retenčních prostor pouze minoritní roli.

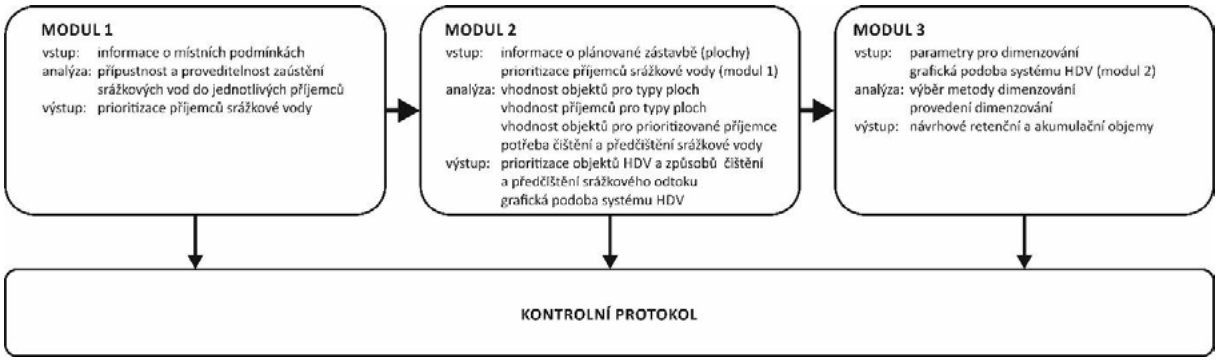
Hodnotí se dle dvou kritérií, a to:

- přípustnosti, tj. zda zaústění srážkového odtoku do daného příjemce neohrozí jeho kvalitu, příp. zda dané řešení neohrozí kvalitu urbánního prostředí,
- proveditelnosti, tj. zda je příslušný příjemce technicky dostupný za přijatelných ekonomických nákladů.

Vstupem do modulu jsou informace o místních podmínkách.

Každé kritérium má přiřazeny binární (ANO/NE) nebo číselné hodnoty, které určují přípustnost a proveditelnost. Uplatněná kritéria jsou shrnuta v Tab. 1.

V případě půdního a horninového prostředí byla oproti zavedeným zvyklostem (TNV 75 9011) převedena úroveň hladiny podzemní vody z kritérií proveditelnosti do kritérií přípustnosti, protože případné vsakování přímo do hladiny podzemních vod je legislativně zakázáno. Na druhou stranu při použití vsakovacích objektů s půdním filtrem není nutné trvat na odstupu základové spáry objektu HDV od hladiny podzemních vod 1 m a více, protože k dostatečnému předčištění srážkové vody dochází právě při průchodu přes půdní filtr. Nicméně do doby, než budou příslušné normy upraveny, autoři zachovali toto kritérium v současně platné podobě.



Obr. 1. *Koncepční uspořádání HDVAsist*

Tab. 1. *Kritéria přípustnosti a proveditelnosti pro různé příjemce srážkových vod*

Příjemce	Kritéria přípustnosti	Kritéria proveditelnosti
Akumulace pro další využití	---	Vhodný účel pro využití srážkové vody
Půdní a horninové prostředí	Přítomnost svahových nestabilit Přítomnost ekologických zátěží a možnost jejich sanace Maximální hladina podzemní vody	Koeficient vsaku
Povrchové vody	---	Vzdálenost od povrchových vod Možnost gravitačního odvedení srážkových vod
Jednotná kanalizace	---	Vzdálenost od povrchových vod Možnost gravitačního odvedení srážkových vod

Tab. 2. *Matice výstupů modul 1 – kombinace přípustnosti a proveditelnosti odvedení srážkových vod do jednotlivých příjemců*

Kombinace výsledků				Priority příjemců		
Kombinace	Půdní a hornin. prostředí	Povrchové vody	Jednotná kanalizace	Priorita	Regulovaný odtok	Bezpečnostní přeliv
1	Př+Pr	Pr	Pr	Vsak	---	PV/JK
2	Př+Pr	Pr	Npr	Vsak	---	PV
3	Př+Pr	Npr	Pr	Vsak	---	JK
4	Př+Pr	Npr	Npr	Vsak	---	PP
5	Př+Npr	Pr	Pr	Vsak + RO	PV	PV/JK
6	Př+Npr	Pr	Npr	Vsak + RO	PV	PV
7	Př+Npr	Npr	Pr	Vsak + RO	JK	JK
8	Př+Npr	Npr	Npr	Nelze odvodnit	---	---
9	Npř	Pr	Pr	RO	PV	PV/JK
10	Npř	Pr	Npr	RO	PV	PV
11	Npř	Npr	Pr	RO	JK	JK
12	Npř	Npr	Npr	Nelze odvodnit	---	---

Př – přípustné; Pr – proveditelné; Npř – nepřípustné; Npr – neproveditelné; RO – regulovaný odtok; PV – povrchové vody; JK – jednotná kanalizace PP – povrch pozemku

Z hlediska koeficientu vsaku je obecná shoda na tom, že pokud je jeho hodnota menší, než 5.10^{-6} m/s, je možné vsakovací objekty doplnit o regulovaný odtok. V současných normách však není zohledněna situace, kdy je hodnota koeficientu vsaku příliš vysoká (tj. > 10^{-3} m/s). V těchto případech nedochází k dostatečnému předčištění srážkové vody v půdním prostředí. Toto kritérium bylo zohledněno tím, že je vyžadováno použití objektů HDV s půdním filtrem.

V případě povrchových vod a jednotné kanalizace nebyla kritéria proveditelnosti definována jako vylučující. Tato kritéria slouží k ochraně stavebníka, tj. aby mu nebyla nařizována řešení, které jsou ekonomicky neefektivní. Na druhou stranu mu poskytují možnost, aby v případě nemožnosti využití jiných příjemců, zamýšlenou stavbu odvodnil i přes zvýšené náklady.

Autoři si uvědomují, že mohou existovat i jiná, než uvedená kritéria přípustnosti a proveditelnosti, proto je uživateli umožněno zadat i jiný důvod vylučující využití konkrétního příjemce. Vždy však musí uvést konkrétní důvod, aby umožnil kontrolu jeho oprávněnosti.

Na základě uvedených kritérií je vyhodnocena vhodnost využití jednotlivých příjemců vzhledem k prázdnění objektů HDV a zaústění jejich bezpečnostních přelivů (Tab. 2).

Modul 2

Účelem modulu 2 je vyhodnotit vhodné objekty a související objekty před/čištění srážkových vod vzhledem k plánované zástavbě a potenciálním příjemcům srážkových vod. Vstupem jsou:

- informace o plochách,
- informace o možných příjemcích srážkových vod (viz výstup modulu 1).

Do webové aplikace lze zadat více typů ploch ve třech základních kategoriích:

- střechy,
- jiné zpevněné plochy,
- nezpevněné plochy.

Jiné zpevněné plochy jsou pak dále děleny dle typu využití, např. chodníky, cyklostezky, různě frekventované komunikace, různě využívaná parkoviště, tramvajové trati ad.

HDVAsist jako první vyhodnotí, zda je na dané ploše (netýká se nezpevněných ploch) možné aplikovat zpevněný propustný povrch a navrhne jeho typ (např. štěrkový trávník, dlažba se spárami, propustný asfalt). V případě střech pak vyhodnotí možnost aplikace retenční střechy.

Stejně jako v případě modulu 1, i zde může uživatel zadat důvod, který aplikaci zpevněného propustného povrchu nebo retenční střechy vylučuje, je však vyžadována jeho specifikace.

Na základě provedené analýzy webová aplikace uživateli následně nabídne výběr typu povrchu pro danou plochu, tak aby bylo možné určit součinitel odtoku (z databáze začleněné v HDVAsist), který je jedním z potřebných údajů pro dimenzování v modulu 3.

Typ povrchu ve spojitosti s informací o využití plochy a o vhodných příjemcích (výstup modulu 1) pak dává představu o znečištění srážkového odtoku a v další fázi umožňuje výběr vhodného objektu HDV a potřebného typu čištění a předčištění srážkové vody.

Výčet objektů HDV, se kterými webová aplikace uvažuje, je v Tab. 3 a terminologicky vychází ze Standardů hospodaření se srážkovou vodou na území hl. m. Prahy (Stránský a kol., 2021).

Vzniká velké množství kombinací možných příjemců (z modulu 1), různých typů ploch a různých typů objektů HDV; příklad pro jeden vybraný typ plochy je uveden v Tab. 4. Např. v případě kombinace č. 9, kdy je vsakování nepřípustné a prioritním příjemcem srážkového odtoku jsou povrchové vody, jsou jako první priorita doporučeny povrchové objekty s půdním filtrem (ideální před/čištění srážkového odtoku), s nižší prioritou pak objekty povrchové bez půdního filtru s výjimkou objektu F1 (nelze před něj umístit řádné předčištění) a v poslední řadě objekty podzemní s regulovaným odtokem.

Tab. 3. *Výčet objektů HDV v HDVAsist, objekty jsou děleny do kategorií dle přítomnosti půdního filtru, umístění (povrchový/podzemní objekt) a dle typu prostoru pro zadržení vody (akumulační/retenční)*

Kategorie AN – Akumulační nádrže	Objekty AN – Akumulační nádrž
A – Vsakovací objekty s půdním filtrem	A1 – Plocha pro vsakování, A2 – Vsakovací průleh, A3 – Vsakovací průleh s podzemní rýhou/tělesem, A4 – Vsakovací nádrž
B – Vsakovací objekty bez půdního filtru	B1 – Vsakovací povrchová rýha/těleso, B2 – Vsakovací podzemní rýha/těleso, B3 – Vsakovací šachta
C – Vsakovací objekty s půdním filtrem a regulovaným odtokem	C1 – Vsakovací průleh s regulovaným odtokem, C2 – Vsakovací průleh s podzemní rýhou/tělesem a regulovaným odtokem, C3 – Vsakovací nádrž s regulovaným odtokem
D – Vsakovací objekty bez půdního filtru a s regulovaným odtokem	D1 – Vsakovací povrchová rýha/těleso s regulovaným odtokem, D2 – Vsakovací podzemní rýha/těleso s regulovaným odtokem
E – Povrchové retenční objekty s půdním filtrem a regulovaným odtokem	E1 – Průleh s regulovaným odtokem, E2 – Průleh s podzemní rýhou/tělesem a regulovaným odtokem
F – Povrchové retenční objekty bez půdního filtru a s regulovaným odtokem	F1 – Povrchová rýha s regulovaným odtokem, F2 – Suchá retenční nádrž s regulovaným odtokem, F3 – Retenční nádrž se stálým nadržením a regulovaným odtokem, F4 – Umělý mokřad s regulovaným odtokem
G – Podzemní retenční objekty s regulovaným odtokem	G1 – Podzemní rýha s regulovaným odtokem, G2 – Podzemní retenční nádrž s regulovaným odtokem

Obdobně je pro konkrétní spojení příjemce, typu plochy a objektu HDV doporučen vhodný typ předčištění a čištění. Příklad je v Tab. 5.

Například podzemní vsakovací rýha (objekt B2) je jako řešení v případě dané plochy zakázána, nicméně pokud je vsak nepřípustný, lze ji použít ve variantě s regulovaným odtokem (objekt G1). Pokud je regulovaný odtok zaústěn do povrchových vod, je nutno srážkový odtok před/čistit v odlučovači lehkých kapalin a zároveň odstranit těžké kovy a PAU na adsorbentu; pokud je zaústěn do jednotné kanalizace, postačí odlučovač lehkých kapalin.

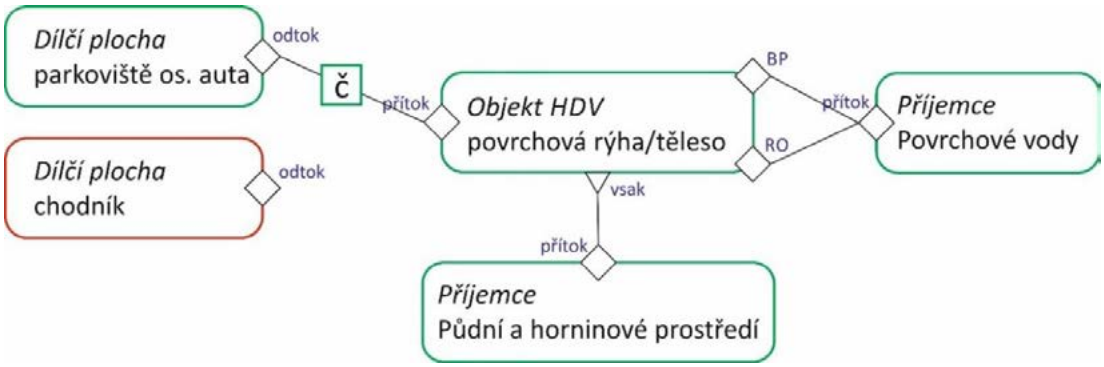
Tab. 4. *Příklad kombinace doporučených objektů HDV pro typ plochy ulice, silnice, příjezdové cesty – vysoce frekventované; označení objektů odpovídá značení v Tab. 3.*

Plocha: Jiná zpevněná	Typ: ulice, silnice, příjezdové cesty		Intenzita dopravy: vysoce frekventované
Kombinace z modulu 1	Doporučené objekty HDV		
	Priorita 1	Priorita 2	Priorita 3
1	A1, A2, A3, A4	---	---
2	A1, A2, A3, A4	---	---
3	A1, A2, A3, A4	---	---
4	A1, A2, A3, A4	---	---
5	C1, C2, C3	---	---
6	C1, C2, C3	---	---
7	C1, C2, C3	---	---
8	C1, C2, C3	---	---
9	E1, E2	F2, F3, F4	G1, G2
10	E1, E2	F2, F3, F4	G1, G2
11	E1, E2	F1, F2, F3, F4	G1, G2
12	---	---	---

Tab. 5. *Příklad doporučeného před/čištění pro typ plochy ulice, silnice, příjezdové cesty – vysoce frekventované; označení objektů odpovídá značení v Tab. 3.*

Plocha: Jiná zpevněná	Typ: ulice, silnice, příjezdové cesty					Intenzita dopravy: vysoce frekventované	
Objekty HDV se vsakovací funkcí							
Objekt	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3
Před/čištění	---	S+F[1]	S+F[1]	S+F[2]/OLK	n/a	n/a	n/a
Objekt	C1	C2	C3	D1	D2		
Před/čištění	S+F[1]	S+F[1]	S+F[2]/OLK	n/a	n/a		
Objekty bez vsakovací funkce při zaústění do povrchových vod							
Objekt	E1	E2	F1	F2	F3	F4	
Před/čištění	OLK	OLK	n/a	OLK	OLK	OLK	
Objekt	G1	G2					
Před/čištění	OLK+A[2]	OLK+A[2]					
Objekty bez vsakovací funkce při zaústění do povrchových vod							
Objekt	E1	E2	F1	F2	F3	F4	
Před/čištění	OLK	OLK	OLK	OLK	OLK	OLK	
Objekt	G1	G2					
Před/čištění	OLK	OLK					

--- před/čištění není potřeba; n/a – objekt není vhodný pro typ plochy a příjemce; S - sedimentace; F[1] – filtrace přes vegetační pás, F[2] – kalová jímka + filtr; OLK – odlučovač lehkých kapalin; A[2] – odstranění těžkých kovů a PAU přes adsorbenty; + - a zároveň; / - nebo



Obr. 2. *Příklad reprezentace systému HDV v grafickém rozhraní modulu 2*

Při použití modelu se uživateli pro každou plochu zobrazí dialog s vhodnými objekty a potřebným před/čištěním. V grafickém rozhraní pak uživatel propojí plochy s vhodnými objekty HDV a příjemci, označí použité před/čištění a sestaví systém HDV. Umožněno je i připojení více dílčích ploch na jeden objekt HDV a řetězení objektů HDV v sérii.

Příklad grafického rozhraní je na Obr. 2. Obsahuje tři typy ikon: dílčí plochy, objekty HDV a příjemce. Ty se zobrazují na základě výsledků modulů 1 a 2. Každá ikona má své atributy (přítok, odtok, bezpečnostní přeliv ad.). Pokud jsou naplněny, ikona je označena zeleně. V případě, že naplněny nejsou (např. dílčí plocha není propojena s objektem HDV), je označena červeně. Speciální ikona před/čištění („č“) je přiřazena spojení mezi dílčí plochou a objektem HDV a v dialogu je potřeba vybrat způsob před/čištění. Barevné označení funguje i v dalších předdefinovaných situacích (např. dílčí plocha je propojena s nevhodným objektem HDV).

Modul 3

Účelem modulu 3 je dimenzovat objekty systému HDV. Vstupními informacemi jsou:

- systém HDV sestavený v grafickém rozhraní modulu 2,
- vstupní informace pro dimenzování,
- závazné požadavky a okrajové podmínky.

Vstupními informacemi pro dimenzování jsou srážková data a součinitele odtoku, které jsou již propojeny s dílčími plochami z modulu 2.

Závazné požadavky a okrajové podmínky jsou:

- povolený specifický odtok z území,
- povolená četnost přetížení objektů HDV,
- povolený minimální regulovaný odtok,
- povolená maximální doba prázdnění retenčních prostor,
- povolený poměr redukované odvodňované plochy a vsakovací plochy objektu HDV,
- povolená maximální hloubka nadržení vody v některých typech objektů HDV.

Srážková data lze doplňovat do databáze srážkových dat tak, aby mohla být místně příslušná. Hodnoty závazných požadavků a okrajových podmínek lze také editovat, např. v případě, že má obec zavedené vlastní požadavky, které jsou odlišné od normových hodnot.

HDVAsist umožňuje použití dvou metod dimenzování:

- bilance s blokovými dešti (IDF křivky),

- jednoduchá simulace (plnění/prázdnění objektů HDV, historická srážková řada).

Modul 3 nejprve vyhodnotí, která se dvou metod dimenzování je vhodná pro systém HDV zadaný v grafickém rozhraní modulu 2, a doporučí její použití uživateli. Zjednodušeně lze říci, že metoda jednoduché simulace je doporučena pro systémy HDV, kde jsou objekty HDV řazeny v sérii. Pro ostatní případy je doporučena metoda bilancí blokových dešťů.

Následuje vlastní dimenzování, které používá následující postupy:

- dimenzování akumulačních nádrží – dle Metodiky výpočtu objemu akumulačních nádrží pro srážkové vody (Stránský a Bareš, 2022),
- dimenzování retenčních prostor metodou bilancí blokových dešťů – dle TNV 75 9011 a ČSN 75 9010,
- dimenzování retenčních prostor metodou jednoduché simulace – dle Standardů hospodaření se srážkovými vodami na území hl. m. Prahy (Stránský a kol., 2021).
- dimenzování ploch pro vsakování – dle TNV 75 9010.

Výsledky dimenzování pak lze kontrolovat v samostatné tabulce či v rámci kontrolního protokolu, kam jsou zapsány spolu s výstupy modulu 1 a 2.

4. ZÁVĚRY

Primární ambicí HDVAsist je zjednodušit výkon veřejné správy při stavebních řízeních, tj. ulehčit a objektivizovat postup hodnocení projektů obsahujících prvky HDV. Výhody však přináší i pro projektanty, které provede návrhem systému HDV. Vedle vlastní algoritmizace postupů je proto stěžejním bodem HDVAsist jeho uživatelská přehlednost a možnost efektivního sdílení projektů mezi projektanty a veřejnou správou.

Je však nutné připustit, že algoritmizace normových postupů je dvojsečná. Na jedné straně zjednodušuje postup návrhu systému HDV, na druhé straně do jisté míry omezuje kreativitu projektantů. Proto byly v rámci HDVAsist umožněny odchylky od normových postupů, ty však musí být vždy zdůvodněny a jejich záznam se objeví v kontrolním protokolu projektu.

Vzhledem k tomu, že znalosti v oblasti HDV se nadále vyvíjejí, probíhá tvorba HDVAsist tak, aby případné změny mohly být do webové aplikace jednoduše implementovány.

PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek byl zpracován s podporou Technologické agentury České republiky (projekt SS05010225 Efektivní kontrola návrhu systémů hospodaření s dešťovou vodou v urbanizovaných územích).

SEZNAM LITERATURY

ČSN 75 9010 Vsakovací zařízení srážkových vod, v platném znění.

Stránský D., Bareš V. (2022). *Metodika výpočtu objemu akumulačních nádrží pro srážkové vody. Závěrečná zpráva*. Státní fond životního prostředí, ČR.

Stránský D., Bareš V., Hora D., Kabelková I., Vacková M., Vítek J. (2021). *Standardy hospodaření se srážkovou vodou na území hl. m. Prahy*, Magistrát hl. m. Prahy, ČR.

TNV 75 9011 Hospodaření se srážkovými vodami, v platném znění.

Vyhláška č. 501/2006 Sb. o obecných požadavcích na využívání území, v platném znění.

Zákon č. 254/2001 o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), v platném znění.

OBSAH

Systémová aplikace modrozelené infrastruktury ve městě Brně – cesta k systémové adaptaci města na změnu klimatu

Vítek J.*, Vacková M., Schenk D.
JV PROJEKT VH s.r.o., Kosmákova 1050/49, 615 00 Brno-Židenice
**autor pro korespondenci, email: vitek@jvprojektvh.cz*

ABSTRAKT
Se systémovou aplikací modrozelené infrastruktury do městského prostředí v Česku zatím moc velké zkušenosti nejsou. Tento příspěvek chce ukázat, v čem byla poučná práce na Studii adaptačních opatření na využití srážkových vod. Změna klimatu postupuje tempem, kterému bychom měli přizpůsobit rychlost zavádění adaptačních opatření do našich měst a každá zkušenost s tím, co vyjde i s tím, co nevyjde podle počátečních představ, je cenná.

KLÍČOVÁ SLOVA
Adaptace na změnu klimatu; adaptační opatření; hospodaření s dešťovou vodou (HDV); míra urbanizace; modrozelená infrastruktura (MZI); systémová aplikace MZI

1. ÚVOD

Adaptace měst na změnu klimatu prostřednictvím MZI

Stále přesvědčivější důsledky pokročilé míry zastavěnosti krajiny a globální změna klimatu vyvolávají i u českých měst záměr přijmout opatření, jimiž by se před negativními dopady těchto dvou fenoménů lépe chránila. V posledních několika desetiletích se ukázalo, že je do měst potřeba zavést koloběh vody tak, jak probíhá ve volné přírodě v jeho původní přirozené podobě. Konvenční systém odvodnění, jehož princip okamžitého odtoku ztratil na využitelnosti, je nahrazován decentrálním odvodněním a v kombinaci s cílevědomým zapojením zeleně, jako aktivní složkou nového systému odvodnění, je v městském prostředí simulován malý vodní cyklus nedotčené krajiny. Pro tento systém odvodnění se zavedl pojem modrozelená infrastruktura (MZI). Za jeho nejvýstižnější popis lze považovat obsah publikace prof. Herberta Dreiseitla STRENGTHENING BLUE-GREEN INFRASTRUCTURE IN OUR CITIES (volně přeloženo Posílení modro-zelené infrastruktury v našich městech). MZI je systém odvodnění, který je schopen poskytovat řadu ekosystémových služeb, kterými je ve městech možné eliminovat negativní dopady změny klimatu a zajistit městům udržitelný rozvoj.

Podmínkou funkční a efektivní MZI je systémová a plošná aplikace

Aplikace MZI do měst je podmíněna přijetím spousty změn ve stavebnictví a územním plánování. Tím, že jsou tyto změny pro tento způsob adaptaci zcela zásadní a tím, že se promítají do všech stavebních oborů, se stalo zavádění účinné MZI složitým procesem. Počáteční úkol, zanést nové zásady do právních a technických předpisů na státní úrovni, byl celkem naplněn a nyní je na městech a obcích, aby toho využily. Pořád sice chybí kvalitní zkoordinované zákony a technické normy, které by proces adaptace měst na změnu klimatu výrazně usnadnily, ale i s těmi, které jsou, se o sebe města mohou postarat. Se stávajícími zákony i technickými normami si města mohou vytvořit na svém katastru podmínky pro systémovou aplikaci MZI a systematicky se adaptovat na změnu klimatu. Inspirací, nechť je tento příspěvek.

Na to, co je systémová aplikace MZI do struktury města, bude zřejmě více názorů. Od těch hodně teoretických, až po ty hodně praktické. Studie adaptačních opatření na využití srážkových vod nepředkládá jediné správné řešení, ale předkládá systémové a koncepčně důsledné řešení, jehož podoba vychází ze zkušeností s tvorbou a projednáváními několika podobných dokumentů, jejichž úkolem bylo vytvořit podmínky pro plošné zavádění systémů hospodaření s dešťovou vodou (HDV), resp. systémů MZI do nové i stávající zástavby.

Koncepce MZI v této studii stojí hlavně na maximální ochraně území před účinky přívalových srážek, na systému, který bude schopný co nejúčinněji srážkovou vodu využít k samovolnému zavlažování přilehlé zeleně a na tom, že tento systém odvodnění bude doplněn o návrhy výsadeb vegetace k podpoře výparu vody do ovzduší.

Výsledkem není jen svým rozsahem ojedinělá aplikace MZI do stávající zástavby, která se v ČR zatím dělala, ale i často překvapivé poznatky z práce na Studii při sběru podkladů, při vyhodnocování ekonomické návratnosti, při výběru motivačních kritérií podle efektivity adaptačních opatření, nebo při překonávání komunikačních bariér. Vyhodnocení některých zkušeností jsme si dovolili popsat v závěru.

2. STUDIE ADAPTAČNÍCH OPATŘENÍ NA VYUŽITÍ SRÁŽKOVÝCH VOD A JEJÍ CÍL

Objednatel studie:

Statutární město Brno
smluvní zástupce: Ing. arch. Pavla Pannová – vedoucí OÚPR MMB
zástupci ve věcech technických: Ing. Eva Kostková, Oddělení městské infrastruktury
Ing. Pavel Dvořák, Oddělení městské infrastruktury, Kancelář architekta města Brna, p.o.

Zhotovitel:

JV PROJEKT VH s.r.o.
vedoucí projektu: Ing. Jiří Vítek – vodohospodář
Ing. arch. Michaela Vacková, Ph.D. – architektka, specialistka na MZI
Bc. David Schenk – specialista na ZTI a MZI
David Hora Dis. – arborista
Ing. Tereza Havránková – autorizovaný krajinářský architektka
Ing. Vlastislav Novák – dopravní stavby
Ing. Michal Vacek – hydrogeolog
Tereza Semrádová – vodohospodářská koncipientka

Preambule:

Statutární město Brno se rozhodlo cílevědomě adaptovat na změnu klimatu. Na svém katastru chce vytvořit takové podmínky, které povedou zavedení odvodnění podle principů hospodaření se srážkovými vodami (HDV) a zásad modrozelené infrastruktury (MZI). Studie proveditelnosti je prvním krokem k systematické aplikaci HDV/MZI do stávající zástavby 7 brněnských městských částí (MČ) o celkové rozloze řešeného území 3,86 km^2. Lokality jsou stávající zástavby v MČ Brno-Bohunice (96ha), Brno-Komín (48ha), Brno-sever (Lesná 103ha), Brno-Nový Lískovec (66ha), Brno-Kohoutovice (41ha), Brno-Černovice (19ha) a Brno-Židenice (13ha) a smyslem Studie je na nich vyhodnotit potenciál k přestavbě konvenčního odvodnění na odvodnění podle principů MZI a navrhnout jeho koncepci.

Úkolem Studie bylo splnění čtyř základních požadavků města Brna a jeho MČ:

1. Zásobník záměrů pro postupnou nebo okamžitou realizaci MZI a podklad pro projektovou přípravu staveb MZI

Požadavek města na to – být připraven na přestavbu odvodnění podle principů MZI – je nejdůležitější informací Studie proveditelnosti. Studie poskytuje potřebné informace a může být podkladem pro projektovou přípravu k postupné nebo okamžité realizaci, a to buď samostatně, nebo v rámci jiných staveb. Území s potenciálem aplikace HDV/MZI má nastaveny koncepční zásady i technické podmínky a uvedené jsou i požadavky na potřebné průzkumy a podklady.

2. Řešení MZI s parametry uznatelných položek ve výzvách OPŽP 2021-2027

Požadavek navrhnout systém adaptační opatření MZI v jednotlivých lokalitách tak, aby město Brno nebo MČ mohly na jejich realizace žádat o dotace byl splněn, i když v době zpracování nebyla žádná aktuální výzva k dispozici. Byla použita kritéria výzvy z předchozího roku ve víře, že se obsah nové výzvy od té původní nebude příliš lišit. To se nakonec bezezbytku naplnilo. Specifikace požadavků na technické provedení staveb a vybavenosti projektových dokumentací ve výzvě č. 19 OPŽP odpovídá řešení ve Studii proveditelnosti.

3. Podklad pro aktualizaci Generelu odvodnění města Brna v řešených povodích

Požadavek vytvářet opatření MZI tak, aby byla formálně i technicky uchopitelná pro aktualizaci GOMB, byl dodržen. Zpracovatel využil zkušenosti z roku 2009, kdy ve Studii odtokových poměrů na území Statutárního města Hradec Králové a přilehlých spádových oblastí do kanalizačního generelu zaváděl decentrální systém odvodnění. Tvorba lokálních systémů decentrálního odvodnění všude tam, kde to je možné, s parametry kompatibilními s modely generelů odvodnění, je velmi důležitá. Snadné zapracování parametrů decentrálních odvodnění do matematického modelu GOMB umožní rychlé vyhodnocování účinnosti jednotlivých opatření HDV/MZI, což může mít vliv na rozhodování o tom, která opatření budou z hlediska potřeb nebo bezpečnosti ve vztahu k protipovodňovým opatřením města pro město důležitější než jiná. Ve Studii jsou dosti podrobně řešeny výkresy hydrotechnických situací území, která jsou pro zadání do modelu zásadní. Mohou být podle nich aktualizovány průtoky stokovou sítí Generelu odvodnění města Brna v řešených povodích.

4. Řešení MZI, které povede ke snížení stočného za odvádění srážkových vod

Základní koncepční zásadou zpracovatelů Studie je požadavek, aby opatření MZI co nejvěrněji napodobovala přirozený koloběhu vody ve volné přírodě. Důvodem jsou provozní spolehlivost a ekonomická výhodnost. Základní funkce MZI je srážkovou vodu zadržovat, rozvádět ji k vegetaci, do podzemí, do ovzduší a teprve zbytek regulovaně odvádět do kanalizace, pokud není v blízkosti povrchový tok. Pokud není záměr srážkovou vodu využívat k provozu nemovitosti např. ke splachování na WC, je ke zvážení, jestli vodu rozvést do zeleně samovolnou gravitací, nebo budovat akumulaci a závlahový systém s čerpadly. Smyslem tohoto přístupu je snížit stočné za odvádění srážkové vody z nemovitostí, na které se nevztahuje výjimka ze zákona o vodovodech a kanalizacích.

3. OBSAH STUDIE

Členění Studie proveditelnosti

Záměrem objednatele bylo, aby byla Studie proveditelnosti k užitku jak městu Brnu (Magistrátu města Brna) tak dotčeným městským částem. Tomuto požadavku byla při zpracování Studie přizpůsobena organizace dokumentace a Studie obsahuje osm složek.

ADAPTAČNÍ OPATŘENÍ NA ÚROVNI MĚSTA

Tato část Studie popisuje adaptační opatření v obecné rovině a v kontextu širších, celoměstských souvislostí. Město Brno nemá žádný koncepční dokument, který by se adaptací na změnu klimatu zabýval systematicky. Strategie adaptace na změnu klimatu[1] se řešením problému nezabývá, nýbrž ho popisuje. Bylo proto nutné pro účinnější využitelnost tohoto dokumentu uvést základní názvosloví, principy, zásady a nástroje, kterými se město v této fázi může prostřednictvím vybraných ekosystémových služeb adaptovat. Kromě tohoto úvodu do praktické problematiky MZI jsou v této části Studie uvedeny závěry, ke kterým jsme při vyhodnocování stávající zástavby a návrhu opatření v jednotlivých MČ dospěli. Protože jsou některé poznatky velmi zajímavé, učinili jsme z nich poučení, která nám mohou při aplikaci MZI ušetřit čas a finanční prostředky.

ADAPTAČNÍ OPATŘENÍ NA ÚROVNI MĚSTSKÝCH ČÁSTÍ

V dalších sedmi složkách ADAPTAČNÍ OPATŘENÍ NA ÚROVNI MĚSTSKÉ ČÁSTI jsou popsány postupy, které povedou k přestavbě stávající zástavby za účelem lepšího využívání srážkové vody a k jejímu bezpečnějšímu odvedení. Aplikace adaptačních opatření MZI je řešena na veřejných prostranstvích a pro areály několika základních a mateřských škol. Stojí na podrobném vyhodnocením funkce stávajícího odvodnění, přírodních podmínek a skrytého potenciálu k přestavbě na odvodnění dle principů MZI.

Struktura Studie proveditelnosti

Organizační struktura Studie byla dotvořena v průběhu prací. Tvůrčí přístup a soustředění se na hledání optimální cesty všech zúčastněných vedl k úpravám, které daleko lépe vyjádřily kompetence a vazby mezi městem Brnem a jeho MČ. Rozdělením Studie na samostatné složky pro městské části a pro město lépe postihne jejich rozdílné úrovně rozhodování.

[1] Zásady pro rozvoj adaptací na změnu klimatu ve městě Brně: s využitím ekosystémově založených přístupů: Východiska pro zpracování Strategie pro Brno 2050 [online]. 2016 [cit. 2023-08-15].

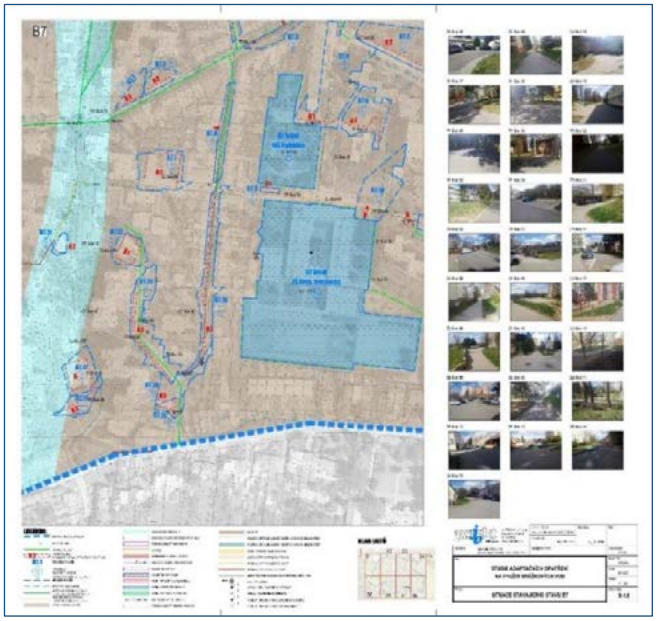
***Obr. 1**. Diagram struktury Studie adaptačních opatření na využití srážkových vod (zdroj: JV PROJEKT VH s.r.o.)*

***Obr. 2.** Diagram struktury Studie adaptačních opatření na využití srážkových vod – Adaptační opatření na úrovni MČ (zdroj: JV PROJEKT VH s.r.o.)*

Struktura studie proveditelnosti

Analytická část – areály a veřejné plochy

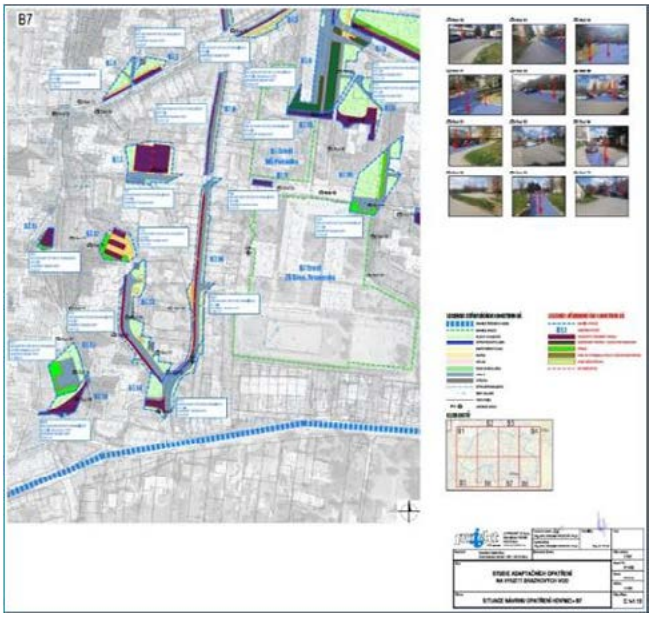
- Podklady
- Terénní průzkum a fotodokumentace
- Popis a schematizace odvodnění zpevněných ploch
- Identifikace kritických míst v systému odvodnění
- Analýza možnosti změny recipientu
- Kategorizace zpevněných ploch dle jejich stavebně technického stavu
- Platby za odvádění srážkových vod do kanalizace
- Určení zpevněných nepropustných ploch napojených na systém odvodnění včetně výpočtu bilancí srážkového odtoku
- Popis stavu stávající zeleně ve vztahu k její využitelnosti v systému MZI
- Podrobná rešerše HG podkladů
- Vyhodnocení potenciálu HDV/MZI
- Výstup z analýzy – vyhodnocení potenciálu HDV/MZI



Obr. 3. *Situace stávajícího stavu B7 – MČ Bohunice (zdroj: JV PROJEKT VH s.r.o.)*

Návrhová část – areály a veřejné plochy

- Popis funkce systému a objektů MZI – návrh opatření včetně jejich umístění
- Fotodokumentace z průzkumu s navrženými opatřeními
- Návrh opatření k odstranění kritických míst v systému odvodnění
- Návrh rekonstrukcí zpevněných povrchů
- Výpočty
- Návrh doplnění sídelní zeleně o zeleň systémů MZI
- Odhad investičních nákladů



Obr. 4. *Situace návrhu opatření HDV/MZI B2 – MČ Bohunice (zdroj: JV PROJEKT VH s.r.o.)*

Přístup zhotovitele a součinnost objednatele přinesly změny
Zadavatel (KAM Brno) vytvořil zadání Studie podle propracovaného scénáře, do něhož promítl své zkušenosti s implementací MZI do českého prostředí. Přesto se potvrdil, že vytvářet koncepci MZI pro konkrétní stávající zástavbu ve městě, které nemá Standardy MZI, je daleko složitější a pracnější než když takové studii vytvoření, a hlavně projednání Standardů MZI předchází. Nejde jen o to, aby zpracovatel věděl, co má dělat. Méně srozumitelný a zainteresovaný je proces tvorby a projednávání takových koncepcí MZI, když chybí dostatečná povědomost většiny těch, kteří do procesu tvorby Studie zasahují.

To se projevilo i u této Studie, a proto zhotovitel na žádost objednatele rozšířil Studii o kapitoly s terminologií, definicemi a obecnými pravidly pro návrh a dimenzování systémů MZI. Toto rozšíření velice pomohlo, ale existenci Standardů MZI nenahradilo.

4. ZÁVĚR

Úkolem Studie bylo vytvořit klasifikační kritéria (měřítka pro zadavatele) pro vyhodnocování a výběr podle náročnosti realizace a podle efektivity adaptačních opatření.

Při **vyhodnocování adaptačních opatření podle jejich jednoduchosti/složitosti** si zpracovatelé uvědomili, že absence geodetického zaměření terénu se zákresem stávajících inženýrských sítí a podrobného hydrogeologického průzkumu neumožňuje jít do potřebného detailu a tento výběr prioritních opatření byl po dohodě s objednatelem zrušen.

Podobně dopadla snaha **vyhodnocovat finanční efektivitu podle návratnost investice do opatření MZI** v porovnání s cenou za poplatky za odvádění srážkové vody. Důvodem toho, že se jedná o neobjektivní hledisko, je fakt, že nelze finančně srovnávat kvalitativně rozdílná opatření. Konvenční odvodnění nechrání nemovitost s takovou mírou bezpečnosti, jako decentrální systém dle principů HDV/MZI. Systémy HDV/MZI přináší ochranu proti záplavám ze srážek, při kterých je konvenční odvodnění již zahlceno, je nekapacitní a vzdouvá průtok.

Nakonec byl pro vyjádření efektivity adaptačních opatření zvolen **poměr mezi investičními náklady (dle odhadu) na zavedení adaptačních opatření a velikostí povodí odvodňované nepropustné zpevněné plochy**. Jedná se o povodí, ze kterého srážková voda odtéká do kanalizace z původních nepropustných ploch, které byly přestavěny na propustné. Velikostí plochy se vyjadřuje velikost zdroje a množství srážkové vody a toho, jaký bude mít aplikace dopad na stávající stokový systém.

Během práce na Studii se ukázalo, že by adaptaci města Brna velice pomohla **Evidence a koordinace připravovaných staveb a záměrů**. Zajistit si větší přehled chystaných staveb podle jejich typu a podle toho, kdo je investorem (stavebníkem) a koordinovat ho s MMB:

1. nemovitosti v areálech – zateplování, vegetační střechy, opravy, rozšíření atd.
2. nemovitosti ve veřejném prostoru – komunikace, inženýrské sítě, protipovodňová opatření atd.

Chybí metodika pro navrhování systémů HDV/MZI
Absence Standardů MZI se neprojevila jen při řešení koncepcí MZI pro tuto Studii. Při průzkumech a sběrech podkladů se ukázala úroveň dokumentací, podle kterých se v daných lokalitách stavělo. Nejde o hledání viníka, ale o lítost nad promarněnými příležitostmi a

finančními prostředky. To se netýká zdaleka jen v Brna. Tam, kde nejsou, nebo je nepoužívají, informace ze Standardů MZI chybí projektantům, úředníkům, provozním i stavebním firmám.

PODĚKOVÁNÍ

Práce na Studii přinesla spoustu poznatků a cenných zkušeností díky aktivnímu a tvůrčímu přístupu zadavatele, zástupcům MMB a MČ ze státní správy i samosprávy a všech dotčených organizací. Děkujeme za tým zpracovatelů všem, kteří přispěli ke vzniku dokumentace, jež snese srovnání s obdobnými ze zemí, od nichž jsme se donedávna jen učili.

SEZNAM LITERATURY

Dreiseitl H. a kol. (2016). Strengthening blue-green in our cities (výzkumná práce vydaná a financovaná Nadací RAMBOLL - 06/2016)

OBSAH

Modrozelená města ve světle ekonomie: Příležitosti nejen k adaptaci měst a HDV

Macháč J.*, Hekrle M.
Univerzita J. E. Purkyně v Ústí nad Labem, Institut pro ekonomickou a ekologickou politiku, Pasteurova 3544/1, 400 96 Ústí nad Labem
**autor pro korespondenci, email: jan.machac@ujep.cz*

ABSTRAKT
Prosaditelnost realizace prvků modrozelené infrastruktury je významnou měrou ovlivněna povědomím celé společnosti o jejich přínosech. S ohledem na komplexnost systému a převážně nefinanční povahu přínosů v podobě ekosystémových služeb je však obtížné zahrnout tyto prvky v dostatečné míře do rozhodování investorů. Jednou z možných cest, jak přínosy uchopit, je provést ekonomické hodnocení poskytovaných ekosystémových služeb. Cílem příspěvku je představit aplikaci hodnocení na čtyřech realizovaných prvcích napříč Českou republikou. Výsledky ukazují široké spektrum přínosů, které daná opatření poskytují nad rámec adaptace na změnu klimatu a hospodaření s dešťovou vodou.

KLÍČOVÁ SLOVA
Cost-benefit analýza; ekosystémové služby; ekonomické hodnocení; modrozelená infrastruktura

1. ÚVOD

Povědomí o prvcích modrozelené infrastruktury se v průběhu let výrazně zvyšuje, přesto jsou přínosy opatření často přehlíženy a nedostatečně zohledňovány při rozhodování investorů. Řadu prvků se tak při plánování nepodaří prosadit a jsou z projektů pro úsporu prostředků vypuštěny. Jedním z důvodů je primárně nefinanční podoba přínosů těchto opatření v podobě ekosystémových služeb, které nelze jednoduše prezentovat a tím tak obhájit například vyšší výdaje na opatření modrozelené infrastruktury oproti prvkům šedé infrastruktury.

Ekosystémovými službami se rozumí přínosy, které získává člověk z existence ekosystémů, respektive jednotlivých přírodních a přírodě-blízkých řešení. V rámci vědecké literatury se lze setkat s celou řadou různých klasifikací ekosystémových služeb. Mezi nejčastěji užívané patří CICES (2023), TEEB (2010) a MEA (2005). Jednotlivé kategorizace se liší především v míře detailnosti a dílčím vymezením jednotlivých služeb. Obvykle se člení do čtyř kategorií. Jedná se o produkční, regulační, kulturní a podpůrné služby. Ve vazbě na přínosy pro člověka je kladena klíčová pozornost především na regulační, kulturní a produkční služby. Podpůrné služby jsou brány jako výchozí podmínky, bez kterých by nebylo možné v dané intenzitě poskytovat ostatní tři skupiny služeb. Příklady jednotlivých ekosystémových služeb a dalších přínosů poskytovaných prvky modrozelené infrastruktury ve městech jsou zachyceny na Obr. 1. Aby bylo možné přínosy komunikovat a opatření tak prosadit, hledají se cesty, jak tyto ekosystémové služby nejen popsat, ale i kvantifikovat.

Postupem času začaly vznikat vedle vyjadřování jednotlivých ekosystémových služeb v biofyzikálních jednotkách (např. objemových jednotkách jako je množství m^3 zachycené vody) různé sdružené indikátory umožňující jednoduše prezentovat celkové dopady opatření. Jedná se například o index modrozelené infrastruktury (Juhola, 2018), model potenciálního využití území (Frélichová a kol., 2016) nebo index nesouladu mezi poptávkou a nabídkou ekosystémových služeb (de Manuel a kol., 2021). Všechny tyto indexy přináší významnou hodnotu v rámci plánování pro odborníky, kteří je využívají. Lze je současně aplikovat i jako

závazné podmínky v rámci požadavků na novou výstavbu. Pro rozhodování pak doporučuje Puppim de Oliveira a kol. (2022) využívat buď vyjádření ekosystémových služeb v biofyzikálních jednotkách, nebo pomocí jejich peněžního ohodnocení. Významnou předností ekonomického hodnocení je vyjádření míry přínosu v jednotce srozumitelné každému jednotlivci.

Ve světě se lze setkat s velkým počtem metodik a doporučení, jak provádět ekonomické hodnocení prvků modrozelené infrastruktury (např. CNT, 2010; Teotónio a kol., 2021). V rámci českého prostředí vznikla na základě zahraničních i domácích zkušeností metodika pro ekonomické hodnocení zelené a modré infrastruktury v lidských sídlech (Macháč a kol., 2019). Ta přináší doporučené postupy, jak ekonomické hodnocení jednotlivých ekosystémových služeb provádět s ohledem na dostupnost nezbytných dat. Součástí je přehled základních biofyzikálních ukazatelů. Pro identifikaci významných ekosystémových služeb lze využít metodiku vytvořenou pro Hlavní město Prahu (Macháč a kol., 2022a).

Obr. 1. *Příklady vybraných ekosystémových služeb, které jsou poskytovány prvky modrozelené infrastruktury*

Cílem příspěvku je představit inovativní přístup k hodnocení přísnosti prvků modrozelené infrastruktury a možnosti využití výsledků pro města. Postup je založen na kombinaci prvotního posouzení významnosti jednotlivých ekosystémových služeb a jejich následného ekonomického hodnocení. Tento přístup je prezentován na příkladech běžných i inovativních opatření realizovaných napříč Českou republikou. Hodnocená opatření ukazují, že investice do opatření modrozelené infrastruktury představují pro města velkou příležitost přinášející široké

spektrum přínosů jak v podobě ekosystémových služeb (přispívají k hospodaření s dešťovou vodou, snižují tepelný ostrov, zvyšují estetickou hodnotu apod.), tak dalších benefitů (v konečném důsledku zvyšují hodnoty okolních nemovitostí). Takto vyjádřené přínosy je pak možné snadněji uchopit v rámci komunikace i rozhodování o realizaci samotných opatření.

2. MATERIÁL A METODY

Příspěvek je založen na ekonomickém hodnocení, které využívá metodu cost-benefit analýzy a koncept ekosystémových služeb (Macháč a kol., 2019 a 2022b). Cost-benefit analýza umožňuje porovnat náklady na realizaci a údržbu opatření s přínosy spojenými s realizací opatření. Na základě vhodných metod ocenění pak umožňuje zahrnout i primárně nefinanční náklady a přínosy, které jsou s realizací opatření spojeny. Výsledkem je pak ekonomické zhodnocení a porovnání nákladů a přínosů opatření v podobě čisté současné hodnoty, celospolečenské doby návratnosti nákladů nebo ukazatele přínosnosti na 1 Kč nákladů. V případě čisté současné hodnoty se jedná o rozdíl celkových peněžně oceněných nákladů a přínosů. Celospolečenská návratnost pak vyjadřuje, za jak dlouho se společnosti investované prostředky do vybudování a údržby vrátí v podobě přínosů, které z prvků modrozelené infrastruktury získává. Oproti investiční návratnosti tak obsahuje i primárně nepeněžité přínosy jako je například snížení hluku, které ale v rámci ekonomického hodnocení byly peněžně vyjádřeny.

Proces hodnocení je rozdělen do řady dílčích kroků (viz Macháč a kol., 2019) počínaje vymezením hodnoceného opatření (prostorově s ohledem na dopad opatření a časově s ohledem na životnost). Dále následuje identifikace, kvantifikace a peněžní ocenění dílčích nákladů a přínosů dle vhodných ekonomických metod, které jsou následovány výpočtem čisté současné hodnoty, provedením citlivostní analýzy, diskusí nezahrnutých přínosů a nákladů a interpretací výsledků.

V rámci identifikace přínosů v podobě ekosystémových služeb a jim odpovídajících přínosů je aplikována Metodika Macháč a kol. (2022a) pro posuzování míry poskytování jednotlivých ekosystémových služeb vzhledem k parametrům opatření a k lokálním podmínkám. Následně se pomocí dostupných dat (např. údaje o úhrnu srážek, podloží apod.) a databází hodnot provádí hodnocení v podobě biofyzikálních jednotek. Peněžní ocenění pak vychází v případě dostupnosti přímo z tržních cen, alternativně pak z nákladů na zamezení, na alternativní opatření, hedonické ceny apod.

Hodnocení bylo provedeno na 15 případových studiích (viz Macháč a kol., 2022b) zahrnujících květnatou louku, dešťový záhon, propustné parkovací plochy, ozelenění tramvajové trati, založení komunitní zahrady a zahrádkářské osady, výsadbu stromů a stromořadí, revitalizaci parku, zakládání zelených střech, fasád spolu s retenčními a akumulačními nádržemi, mokřadní zelenou střechu a nádrž se stálou vodní hladinou. Jedná se o prvky realizované jak ve velkých městech, tak i menších obcích s cílem ukázat, že opatření jsou přínosná v různých podmínkách. Pro účely tohoto článku jsou jako vzorové příklady vybrány: dešťový záhon v Roudnici nad Labem, ozelenění trati v Ostravě, výsadba stromů v centru Prahy a mokřadní zelená střecha realizovaná taktéž v Praze.

Dešťový záhon se nachází na křižovatce ulic Švermova, Kpt. Jaroše a Lidická. Je do něj svedena voda z přilehlých komunikací pomocí vhodně zvoleného sespádování povrchů. Vedle hospodaření s dešťovou vodou má mimo jiné i významnou estetickou funkci.

Ozelenění tramvajové trati v ulici Dr. Martínka je příkladem toho, že místo pro novou zeleň není třeba hledat jen na střechách, ale lze ji umisťovat i na tramvajové pásy. V případě Ostravy bylo využito osázení pomocí rozchodníků, které oproti obdobným realizacím založeným na zatravnění nevyžadují tak vysoké náklady na údržbu a zálivku. Zelené pásy zde nejen snižují tepelný ostrov, ale současně umožňují zachytit dešťovou vodu, snížit hlučnost a prašnost.

Dalším příkladem doplnění prvků modrozelené infrastruktury ve městě je výsadba stromů na Smetanově nábřeží v Praze, která částečně nahradila a rozšířila původní stromořadí. Je zde využit pro výsadbu strukturní substrát, byl vytvořen dostatečný prokořenitelný prostor a byla k stromům svedena dešťová voda z povrchu chodníků. Stromy mají opět ochlazující funkci, pomáhají hospodařit s dešťovou vodou a současně budou mít v budoucnu pozitivní dopad na odhlučnění a snížení prašnosti.

Posledním příkladem je zelená střecha na budově rodinného domu umístěného ve vnitrobloku v Praze Holešovicích, kterou její autor a vlastník nemovitosti v jedné osobě naprojektoval jako kořenovou čistírnu odpadních vod. Současně pak plní i další funkce jako běžné zelené střechy. Oproti konvenčním střechám přináší úspory energií uvnitř domu za vytápění a chlazení. Přečištěná voda je dále využívána částečně jako užitková na splachování WC a v rámci zahrady.

Ekonomické hodnocení bylo v rámci případových studií prováděno v řadě různých scénářů s odlišnou délkou horizontu, diskontní sazby apod. S ohledem na odlišné životnosti opatření jsou výsledky prezentovány pro jednotný časový horizont 25 let a při využití 4% diskontní míry vyjadřující hodnotu peněz v čase.

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

U vybraných opatření bylo nejprve provedeno posouzení míry poskytování jednotlivých ekosystémových služeb. Ve všech případech platí, že prvky modrozelené infrastruktury poskytují široké spektrum přínosů v podobě ekosystémových služeb. Městům tak přináší nejen řešení podporující hospodaření s dešťovou vodou, ale také další přínosy jako je regulace místního klimatu, snižování hluku nebo nárůst estetické hodnoty, která se mimo jiné promítá i do hodnoty okolních nemovitostí. Podrobný přehled přínosů zachycuje Tab. 1.

Výše uvedené prvky modrozelené infrastruktury a jimi poskytované ekosystémové služby byly dále předmětem ekonomického hodnocení. Dle významnosti a dostupnosti dat bylo provedeno peněžní vyjádření dané služby s cílem poskytnout komplexní hodnocení daných opatření. Následně byla vyjádřena současná hodnota těchto služeb (přínosů) a dále i nákladů zahrnujících jak investiční, tak provozní náklady. Výsledky pak bylo možné vyjádřit buď v podobě poměru přínosů na 1 Kč nákladů, v celospolečenské návratnosti nebo v prosté čisté hodnotě po odečtení nákladů od přínosů. Výsledky ekonomické hodnocení zachycuje Tab. 2.

Tab. 1. *Přehled míry poskytování ekosystémových služeb vybranými prvky modrozelené infrastruktury. Míra je hodnocena na škále 0 (není relevantní), 1 (nízká), 2 (střední) a 3 (vysoká míra poskytování).*

Ekosystémová služba/přínos	Míra poskytování ekosystémové služby/přínosu			
	Dešťový záhon (Roudnice nad Labem)	Ozelenění tramvajové trati (Ostrava)	Výsadba stromořadí (Praha)	Mokřadní zelená střecha (Praha)
Regulační				
Zadržení vody	2	1	2	2
Snížení odtoku dešťové vody do kanalizace	2	2	2	2
Ochrana před přívalovými dešti a záplavami	2	1	1	1
Zvyšování kvality vody	2	1	1	2
Regulace vodní a větrné eroze	1	0	0	0
Regulace místního klimatu	2	2	2	1
Regulace kvality ovzduší	1	1	2	1
Ukládání uhlíku	1	1	2	1
Regulace hluku	0	2	2	1
Opylení	1	1	1	1
Zásobovací				
Produkce plodin a potravin	0	0	0	0
Produkce vody	0	0	0	2
Produkce dřeva a ostatní biomasy	1	0	1	1
Kulturní				
Nárůst estetické hodnoty	2	2	3	2
Rekreační funkce	0	0	2	0
Socializační funkce	0	0	2	0
Vzdělávací funkce	1	1	2	2
Biodiverzita				
Tvorba biotopu a podpora biodiverzity	2	1	1	2
Ostatní				
Hodnota okolních nemovitostí	1	1	2	2
Úspora energií na vytápění/chlazení	0	0	0	1
Prodloužení životnosti izolace	0	0	0	2

Tab. 2. *Výsledky ekonomického hodnocení jednotlivých hodnocených prvků*

	Dešťový záhon (Roudnice nad Labem)	Ozelenění tramvajové trati (Ostrava)	Výsadba stromořadí (Praha)	Mokřadní zelená střecha (Praha)
Celková současná hodnota NÁKLADŮ:	365 000 Kč	11 682 000 Kč	7 504 000 Kč	160 000 Kč
Celková současná hodnota PŘÍNOSŮ:	451 000 Kč	16 959 000 Kč	16 534 000 Kč	1 988 000 Kč
Přínosy na 1 Kč nákladů:	1,2 Kč	1,5 Kč	2,2 Kč	12,4 Kč
Celospolečenská NÁVRATNOST opatření:	1 rok	12 let	8 let	3 roky

Z výsledků vyplývá, že řada opatření si na sebe „vydělá“ v podobě celospolečenských přínosů již v prvních letech fungování (např. dešťový záhon nebo mokřadní střecha). Je potřeba si ale uvědomit, že vedle čistě finančních přínosů v podobě například úspory nákladů na čištění odpadních vod se jedná ve větší míře o přínosy, které nemají přímý finanční dopad. U některých opatření jako (např. hodnocená případová studie ozeleňování tramvajových pásů) je třeba počítat s delší celospolečenskou návratností. Současně je ale třeba při prezentaci výsledků zohlednit, že řada ekosystémových služeb v rámci ekonomického hodnocení zohledněna nebyla. V případě dešťového záhonu nebo ozelenění tramvajové trati tak v rámci celkových společenských přínosů není zohledněn například přínos v podobě zvyšování kvality vody. Obecně je pak v rámci zvoleného přístupu obtížné zahrnout do hodnocení pozitivní dopad na tvorbu biotopu a podporu biodiverzity.

Z výsledků dalších případových studií (viz Macháč a kol., 2022a) zaměřených na různé zelené střechy a fasády pak plyne, že přínosnost opatření je ve velké míře ovlivněna řadou dílčích aspektů, mezi které se řadí například provozní náklady dané zdrojem vody k zálivce či umístěním zelené střechy včetně její pohledovosti. Výsledky tak nelze zcela zobecňovat, je vždy nutné zohlednit lokální aspekty a provést hodnocení na míru danému opatření.

Přístupy k hodnocení prvků modrozelené infrastruktury se v rámci různých zemí liší dle dlouhodobých zvyklostí. Postup hodnocení dle metodiky Macháč a kol. (2019) se shoduje například s přístupem využívaným v Americe na hodnocení širokého spektra prvků modrozelení infrastruktury (CNT, 2010) nebo v Portugalsku na hodnocení zelených střech (Cruz a kol., 2018). Naopak je ale možné se zejména v německém prostředí setkávat s naprostým odmítáním ekonomického hodnocení ekosystémových služeb pomocí cost-benefit analýzy pro účely rozhodování (např. Dehnhardt a kol., 2022). Kritika je vedena především s ohledem na morálnost vyjadřování hodnoty přírody v penězích, na náklady na provádění samotného hodnocení a konečně i na samotné metodologické uchopení a nepřesnosti daných hodnocením (např. Ammermüller a kol., 2008; Dehnhardt, 2013; Vejchodská, 2015). Jak plyne z komparativního porovnání Hekrle a kol. (2023) hodnocení zelených střech pomocí obdobných přístupů aplikovaných v Čechách a Portugalsku, výsledky se mohou lišit vlivem drobných metodologických rozdílů. Pro docílení možnosti srovnávat výsledky přeshraničně by bylo nezbytné provést sjednocení postupů.

4. ZÁVĚRY

Realizace prvků modrozelené infrastruktury představuje pro města příležitost, jak vytvářet místa příjemnější k pobytu i lépe hospodařit s dešťovou vodou ve městě. Aby ale celý postup ekonomického hodnocení měl smysl, je třeba, aby nebylo hodnocení prováděno jen jako akademické cvičení, ale jeho výsledky se dostávaly do praxe a přemýšlení těch, kteří opatření projektují, budují, udržují a rozhodují o jejich realizaci. Z představených případových studií pak plyne, že ekonomické hodnocení lze využít jako významný srozumitelný argument v rámci politického rozhodování, při vyjednávání s investory i v rámci komunikace s obyvateli.

Ekonomické hodnocení může při rozhodování pomoci především tehdy, pokud se jedná v daném městě o nové opatření, kde nelze vycházet z dosavadních pozitivních zkušeností. V případě pochybností o přínosnosti opatření, dané nízkým povědomím o jeho vlastnostech a funkčnosti, lze hodnocení použít jako argument a tím obhájit například vyšší finanční

náročnost nebo náročnost projektu jako celku. Stejnou službu pak hodnocení prokáže při realizaci pilotního projektu, na kterém lze snadno demonstrovat široké spektrum přínosů. Tím pak lze snadno v budoucnu obhájit realizaci obdobného opatření v jiné lokalitě. Mezi takové příklady lze zařadit například realizace inovativních parkovacích ploch se zasakovací dlažbou a odvodem zbylé dešťové vody do průlehu nebo vsakovací rýhy.

Prvky modrozelené infrastruktury nachází uplatnění i u soukromého sektoru. Míra jejich začlenění se výrazně liší vzhledem k osvícenosti projektanta, realizátora a investora. Konkrétní realizace opatření v praxi je však stále často omezena na pouhé splnění nejnutnějších regulačních požadavků, případně je zvoleno čistě technické řešení. Města se tak snaží najít nad rámec zákonných povinností další argumenty k tomu, aby soukromí investoři změnili zažité postupy a začleňovali do svých projektů více zeleně a vodních prvků. Jednou z cest je ukazovat investorovi i široké veřejnosti potenciální celospolečenské přínosy, které může úprava projektu po doplnění o vhodné prvky modrozelené infrastruktury přinést. V řadě případů se již ukázalo, že změna projektu se vyplácí ve výsledku nejen městu a jeho obyvatelům, ale že vybrané prvky mohou výrazně snižovat provozní náklady investorovi, jako tomu bylo v rámci studie pro výstavbu supermarketu v jednom z menších měst v Čechách po doplnění zelené střechy do projektu.

Výsledky lze ale použít i k vysvětlení a obhájení realizace opatření vůči obyvatelům. Mezi takové příklady patří třeba výsadba stromů v centrech měst, která vyžaduje oproti výsadbě v extravilánu měst výrazně vyšší náklady spojené například s vybudováním dostatečného prokořenitelného prostoru z buněk, aplikací strukturních substrátů, svedením dešťové vody ke kořenům apod. Přehled a ocenění přínosů pak bude pro část obyvatel akceptovatelným argumentem podporujícím realizaci opatření i přes jeho značné náklady.

PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek byl vytvořen v rámci projektu Obce mluví o vodě: Komunikace implementace opatření na hospodaření s dešťovou vodou ve městech (číslo projektu: TL05000674) se státní podporou Technologické agentury ČR v rámci Programu ÉTA. Prezentovaná data byla sesbírána v rámci projektu Smart City – Smart Region – Smart Community (číslo projektu: CZ.02.1.01/0.0/0.0/17_048/0007435) s finanční podporou Operačního programu Výzkum, vývoj a vzdělávání.

SEZNAM LITERATURY

Ammermüller B., Fälsch M., Holländer R., Klauer B., Sigel K., Mewes M., Bräuer I., Grünig M., Ehlers M.H., Borchardt D. (2008) *Entwicklung einer Methodik zur nicht-monetären Kosten-Nutzen-Abwägung im Umsetzungsprozess der EG-Wasserrahmenrichtlinie*. Ecologic Institut für Internationale und Europäische Umweltpolitik, p. 66.

Center For Neighborhood Technology (CNT) (2010). *The Value of Green Infrastructure. A Guide to Recognizing Its Economic, Environmental and Social Benefits.* [Online]. Dostupné na: http://www.americanrivers.org/wp-content/uploads/2013/09/Value-of-GreenInfrastructure.pdf?0658fa

CICES (2023). *Towards a common classification of ecosystem services*. [Online]. Dostupné na: https://cices.eu/

Cruz C. O., Silva C. M., Teotónio I. (2018). *Infraestruturas Verdes: 718 Análise Custo Benefício*. IST Press—Instituto Superior Técnico.

de Manuel B. F., Méndez-Fernández L., Peña L., Ametzaga-Arregi I. (2021). A new indicator of the effectiveness of urban green infrastructure based on ecosystem services assessment. *Basic and Applied Ecology*, 53, p. 12-25.

Dehnhardt A. (2013). Decision-makers' attitudes towards economic valuation–a case study of German water management authorities. *Journal of Environmental Economics and Policy*, 2(2), p. 201-221.

Dehnhardt A., Grothmann T., Wagner J. (2022). Cost-benefit analysis: What limits its use in policy making and how to make it more usable? A case study on climate change adaptation in Germany. *Environmental Science & Policy*, 137, p. 53-60.

Frélichová J.,Harmáčková Z. V.,Pártl A., Vačkář D. (2016). *Metodika hodnocení ekosystémových služeb v sídlech v České republice*. Praha: Ústav výzkumu globální změny Akademie věd ČR, v.v.i.

Hekrle M., Liberalesso T., Macháč J., Silva C. M. (2023). The economic value of green roofs: A case study using different cost–benefit analysis approaches. *Journal of Cleaner Production*, 413.

Juhola S. (2018). Planning for a green city: The Green Factor tool. *Urban Forestry & Urban Greening*, 34, p. 254-258.

Macháč J., Dubová L., Louda J., Hekrle M., Zaňková L., Brabec J. (2019). *Metodika pro ekonomické hodnocení zelené a modré infrastruktury v lidských sídlech*. Ústí nad Labem: Institut pro ekonomickou a ekologickou politiku (IEEP).

Macháč J., Hekrle M., Louda J., Brabec J. a kol. (2022a). *Metodika pro hodnocení adaptace hl. m. Prahy na změnu klimatu z pohledu ekosystémových služeb*. Praha: IREAS, 159 str. [Online]. Dostupné na: https://ireas.cz/cs/ke-stazeni/

Macháč J., Hekrle M. a kol. (2022b). *Modrozelená města: Příklady adaptačních opatření v ČR a jejich ekonomické hodnocení*. Ústí nad Labem: Institut pro ekonomickou a ekologickou politiku (IEEP).

Millenium Ecosystem Assessment (MEA) (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington DC: Island Press.

Puppim de Oliveira J. A., Bellezoni R. A., Shih W. Y., Bayulken B. (2022). Innovations in Urban Green and Blue Infrastructure: Tackling local and global challenges in cities. *Journal of Cleaner Production*, 362.

TEEB (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundation*. London and Washington: Earthscan.

Teotónio I., Silva C. M., Cruz C. O. (2021). Economics of green roofs and green walls: A literature review. *Sustainable Cities and Society*, 69.

Vejchodská E. (2015). Cost-benefit analysis: too often biased. *Economics and Management*, 18(4).

OBSAH

Využití mokřadů a odpadní vody pro adaptaci na změny klimatu v městském prostředí

Šperling M.
Kořenovky.cz, Milady Horákové 54a, Praha 7
email: michal.sperling@gmail.com

ABSTRAKT
Díky výsadbě rostlin lze lépe čelit problému přehřívání prostoru v městské zástavbě, k němuž dochází vlivem klimatických změn. Efektivním způsobem, jak rozšířit vegetaci ve městech a zároveň využít velké množství odpadní vody produkované v domech, jsou kořenové čistírny odpadních vod umístěné na střeše, fasádě či v mokřadních záhonech. Po odstranění hrubých nečistot ve vícekomorové separační nádobě je voda čerpána na kořenovou čistírnu, kde dochází k jejímu biologickému čištění. Vyčištěnou vodu lze využít na splachování toalet nebo k zavlažování. Stálý přísun odpadní vody současně zajišťuje mokřadním rostlinám neustálé zásobení vodou i živinami a působí tím pozitivně na jejich růst.

KLÍČOVÁ SLOVA
Hospodaření s vodou; kořenová čistírna; městské klima; mokřadní fasáda; mokřadní střecha; odpadní vody

1. ÚVOD

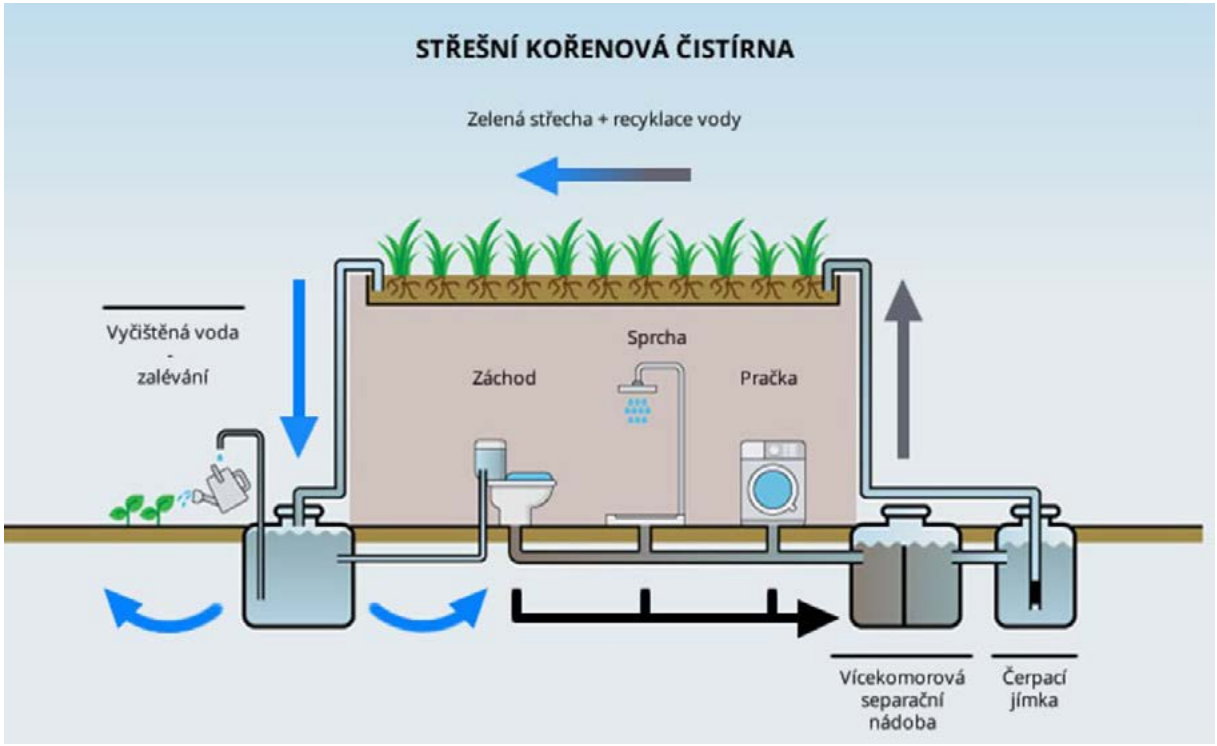
V souvislosti se změnami klimatu dochází ke zvyšování teploty ve městech. Městské prostředí lze ochlazovat prostřednictvím odparu z vegetace, stromů, keřů a trávníků. Rostliny však potřebují vodu a městská zeleň je v současnosti zalévána pitnou vodou, které bude do budoucna čím dál méně a bude zdražovat. Dalším řešením je možnost využívat dešťovou vodu. Vzhledem k nepravidelnosti srážek je ovšem třeba významná investice do velkých retenčních nádrží na dešťovku.

Ve městech ovšem všude a neustále teče voda odpadní, která je k dispozici po celý rok a může najít své využití přímo v místě vzniku. Ve střední Evropě však odpadní vodu nejsme zatím zvyklí využívat, recyklujeme pouze 1 %, na rozdíl od Izraele, kde recyklují okolo 90 % vody.

Recyklovanou vodu je možno vytvářet například pomocí kořenových čistíren upravených pro město. Tyto čistírny lze umístit na střechách, fasádách nebo v zemi. Jedná se o řešení, které přináší více zeleně do měst, navíc s levným provozem.

2. STŘEŠNÍ KOŘENOVÁ ČISTÍRNA

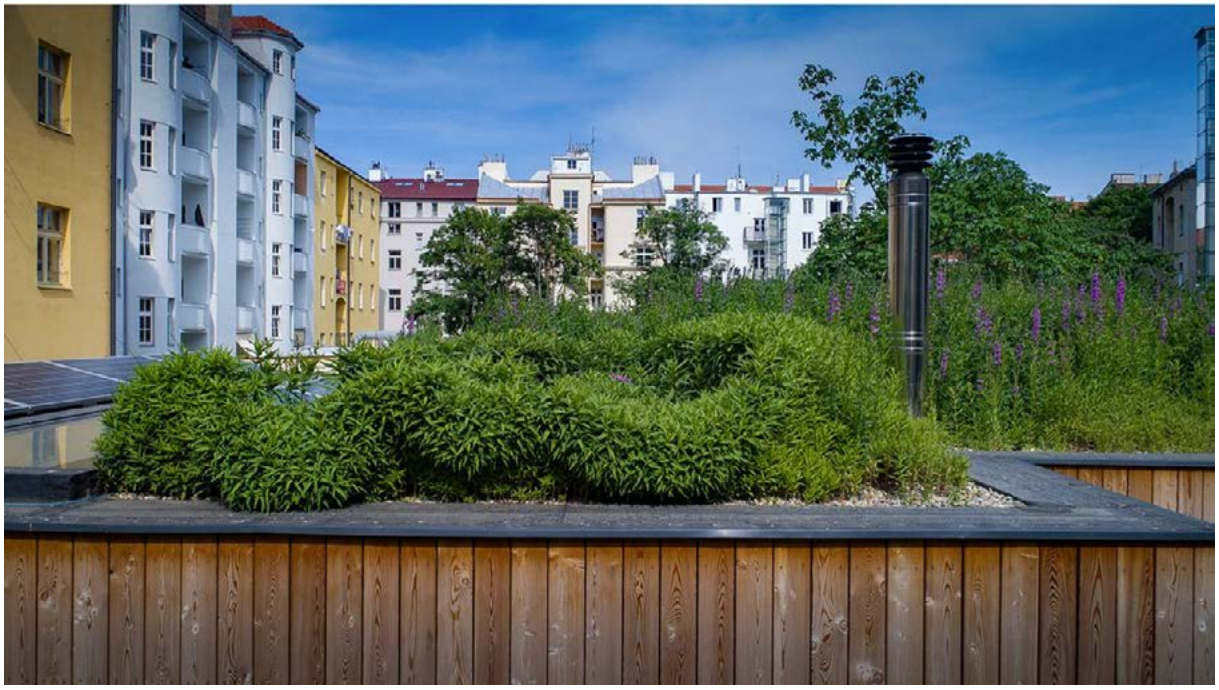
V létě může povrchová teplota střech dosahovat až 90 °C. Teplo následně sálá do městského prostoru, jenž se přehřívá. Pokud je ovšem střecha pokryta kořenovou čistírnou, teplota se sníží až o desítky stupňů, zhruba na 25 °C. Střecha, potažmo celý objekt a jeho okolí, se díky této skutečnosti daleko méně prohřívá. V zimě naopak zelená střecha funguje jako izolační vrstva chránící před chladem.



Obr. 1. *Schéma fungování střešní kořenové čistírny: Do kořenové čistírny na mokřadní střeše se čerpá odpadní voda z toalet, sprchy, pračky a dalších zdrojů, která je zbavená hrubých nečistot ve vícekomorové separační nádobě. Skrze čerpací jímku je tato předčištěná voda čerpána na střechu, kde dochází k biologickému čištění. Vyčištěná voda, která je průzračná a bez zápachu, se shromažďuje v akumulační nádrži. Opětovně může být využívána například na splachování toalet v domě či k zavlažování.*

Voda na střeše má i další výhodu – zásobuje střešní rostliny dostatkem vody a živin, což působí pozitivně na růst mokřadních rostlin a těm se daří i v lehkém a tenkém střešním substrátu. Správný výběr a skladba rostlin na mokřadní střeše má navíc estetickou funkci a větší část vegetační sezóny můžeme na střeše pozorovat také kvetoucí druhy, které zároveň lákají hmyz, včetně včel, čmeláků a motýlů, čímž přispívají ke zvýšení městské biodiverzity. Na mokřadní střeše se díky dostatku vláhy bude dobře dařit například kypreji vrbici, kosatci žlutému, skřípinci jezernímu, ostřicím kalužní, pašáchoru i vyvýšené, bazanovci kytkokvětému, sítině mečolisté, či rozkladité.

Štěrková filtrační vrstva mokřadních záhonů má jen 15 cm na výšku a váží 150 kg/m^2, což hmotnostně odpovídá extenzivní střeše, běžně porostlé jen rozchodníky či malými suchomilnými rostlinami. Kdežto v tomto systému jsou vysázené vlhkomilné rostliny, které se díky dostatku vláhy i živin mohou rozrůst do zapojeného, kvetoucího záhonu, v němž květiny dosahují výšky i dvou metrů. Podobá se tedy intenzivní zelené střeše, která ale běžně váží i 1 t/m^2. Štěrk, v němž jsou rostliny vysázené, je na svém povrchu suchý, technologie tedy nespočívá ve zbudování mokřadní kaluže na střeše. V 15 cm silné vrstvě speciálního substrátu je hydroizolace a 10 cm pěnového skla, pak následuje dělící vrstva a povrch tvoří 5 cm štěrku. Voda je pouze ve vrstvě pěnového skla, rostliny jsou vysázené ve štěrkové vrstvě, přičemž jejich kořínky pomalu prorůstají do vody v pěnoskle. Kdyby byla voda na povrchu, uchycovaly by se v systému nežádoucí řasy a stojatá voda by lákala například komáry. Jelikož je voda pod povrchem, nedochází ke vzniku aerosolů s bakteriemi a viry.



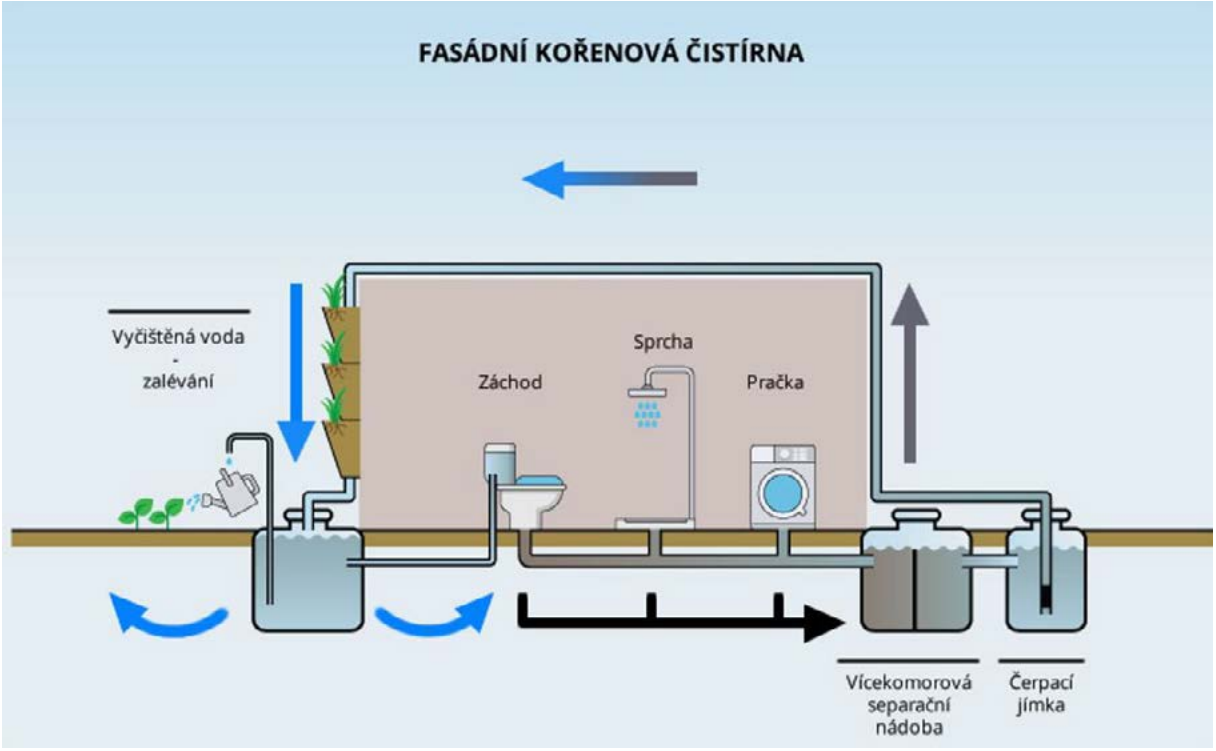
Obr 2. *Mokřadní střecha na rodinném domě ve vnitrobloku v Praze Holešovicích. Údržba spočívá v posekání mokřadních rostlin jednou za rok a vyčerpání pevné usazeniny a kalů ze septiku.*

Samotná instalace technologie včetně vysázení rostlin trvá zhruba týden. Jakmile je střešní záhon hotový, napustí se vodou z řadu. Ta proteče střechou zhruba za 14 dnů, ale zároveň už je od začátku postupně vytlačovaná odpadní vodou, která přichází z domu. Už v prvních dnech substrát osidlují aerobní bakterie, takže čistící efekt je okamžitý. Kýžený klimatizační efekt přichází po roce, kdy se vysázené rostliny rozrostou.

Přínos mokřadní střechy je rovněž ekonomický, což lze deklarovat na příkladu realizovaného projektu na střeše rodinného domu v Praze Holešovicích, která má plochu 80 m^2 a funguje současně jako kořenová čistírna odpadních vod. Pro časový horizont 25 let existence mokřadní střechy tvoří kumulativní současná hodnota nákladů 160 tis. Kč, přínosů poté 2 mil. Kč. Z pohledu ekonomického hodnocení tak přínosy převyšují náklady o 1,8 mil. Kč v uvedeném časovém horizontu. Za 25 let existence mokřadní střechy se každá investovaná koruna vrátí společnosti 12,4krát. Z celospolečenského pohledu činí návratnost vynaložených nákladů vůči přínosům, které mokřadní střecha společnosti přináší, 3 roky. Jinými slovy, zelená střecha si na sebe díky poskytovaným službám a užitkům vydělá za 3 roky své existence.

3. MOKŘADNÍ FASÁDA

Obdobný systém s mokřadními rostlinami napájený předčištěnou odpadní vodou lze instalovat i na fasádu, nazýváme jej mokřadní fasáda. Může být navržen tak, že rostlinám na fasádě stačí voda, kterou produkuje budova, na níž rostou.

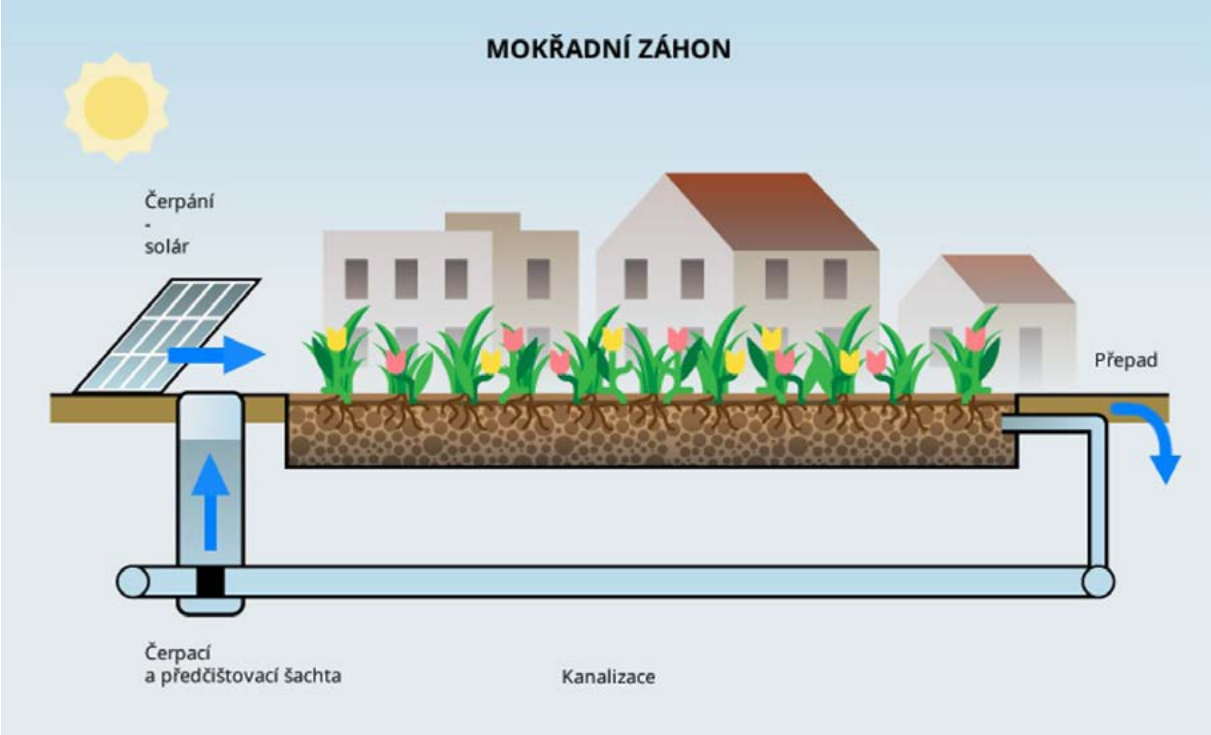


Obr 3. *Schéma fungování fasádní kořenové čistírny se podobá střešní kořenové čistírně. Rostliny zajišťující biologické čištění vody jsou však umístěny na fasádě domu.*

Obr. 4. *Mokřadní střecha a fasáda na hale. Kořenové čistírny lze umístit nejen na obytných domech, ale i průmyslových stavbách.*

4. MOKŘADNÍ ZÁHON

Systém pro zlepšení mikroklimatu v městském prostředí se nazývá mokřadní záhon. Mokřadní záhon využívá vodu z okolních budov nebo kanalizace. Po předčištění se voda čerpá do nepropustné nádrže se substrátem, ve kterém rostou mokřadní rostliny. Mokřadní záhon pomáhá veřejnému prostoru – díky odparu výrazně ochlazuje okolí. Navíc v něm rostou a



Obr 5. *Schéma fungování mokřadního záhonu, který využívá odpadní vodu z okolních budov nebo kanalizace.*

kvetou trvalky a má tedy i estetickou funkci. V případě potřeby záhon čistí vodu, ta může být využita k závlaze okolní zeleně.

5. ZÁVĚR

Výše uvedené systémy byly již projektovány na několika budovách v ČR, kde v praxi dokazují svou funkčnost. V současné době se připravuje výzkumný projekt s Výzkumným ústavem Vodohospodářským v Praze (VÚV), který má za cíl změřit vliv mokřadních střech a záhonů na mikroklima v okolí.

SEZNAM LITERATURY

Blümelová K. K. (2023). Mokřadní záhon na střeše. *Zahrada Park Krajina*, 1/2023.

Macháč J., Hekrle M. a kol. (2022). *Modro-zelená města: Příklady adaptačních opatření v ČR a jejich ekonomické hodnocení.* Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem: Institut pro ekonomickou a ekologickou politiku (IEEP). ISBN 978-80-7561-405-6. 86 stran.

OBSAH

Využití demoličního odpadu a pyrolyzovaného čistírenského kalu v substrátu hybridní zelené střechy

Petreje M.[1,2*], Sněhota M.[1,2], Chorazy T.[3], Rybová B.[2], Hečková P.[1,2], Novotný M.[3]

[1]České vysoké učení technické učení v Praze, Katedra meliorací a krajinného inženýrství, Thákurova 7, Praha 6, 166 29 Praha 6

[2]Univerzitní Centrum Energeticky Efektivních Budov ČVUT v Praze, Laboratoř městské ekohydrologie, Třinecká 1024, 273 43 Buštěhrad

[3]Centrum AdMaS, Fakulta Stavební, Vysoké Učení Technické v Brně, Purkyňova 139, 612 00 Brno

**autor pro korespondenci, email: marek.petreje@fsv.cvut.cz*

ABSTRAKT

V substrátech zelených střech se dnes využívají převážně v přírodě těžené materiály a na výrobu energeticky náročné expandované jíly. Recyklovaná stavební suť s převážným zastoupením drcených cihel a pyrolyzovaný čistírenský kal jsou materiály, které se potenciálně hodí pro jejich náhradu. Z hlediska ochlazování prostředí a zlepšování mikroklimatu fungují zelené střechy nejlépe v případě, že disponují dostatečným množstvím vody, kterou mohou evapotranspirovat. Závlaha pitnou vodou je ovšem neekonomická a dešťová voda nepředstavuje stabilní zdroj. Odpadní šedá voda přečištěná umělým mokřadem se nabízí jako stabilní zdroj. Propojením se zelenou střechou představuje funkční hybridní systém.

KLÍČOVÁ SLOVA

Čistírenský kal; karbochar; stavební recyklát; šedá voda; umělý mokřad; zelená střecha

1. ÚVOD

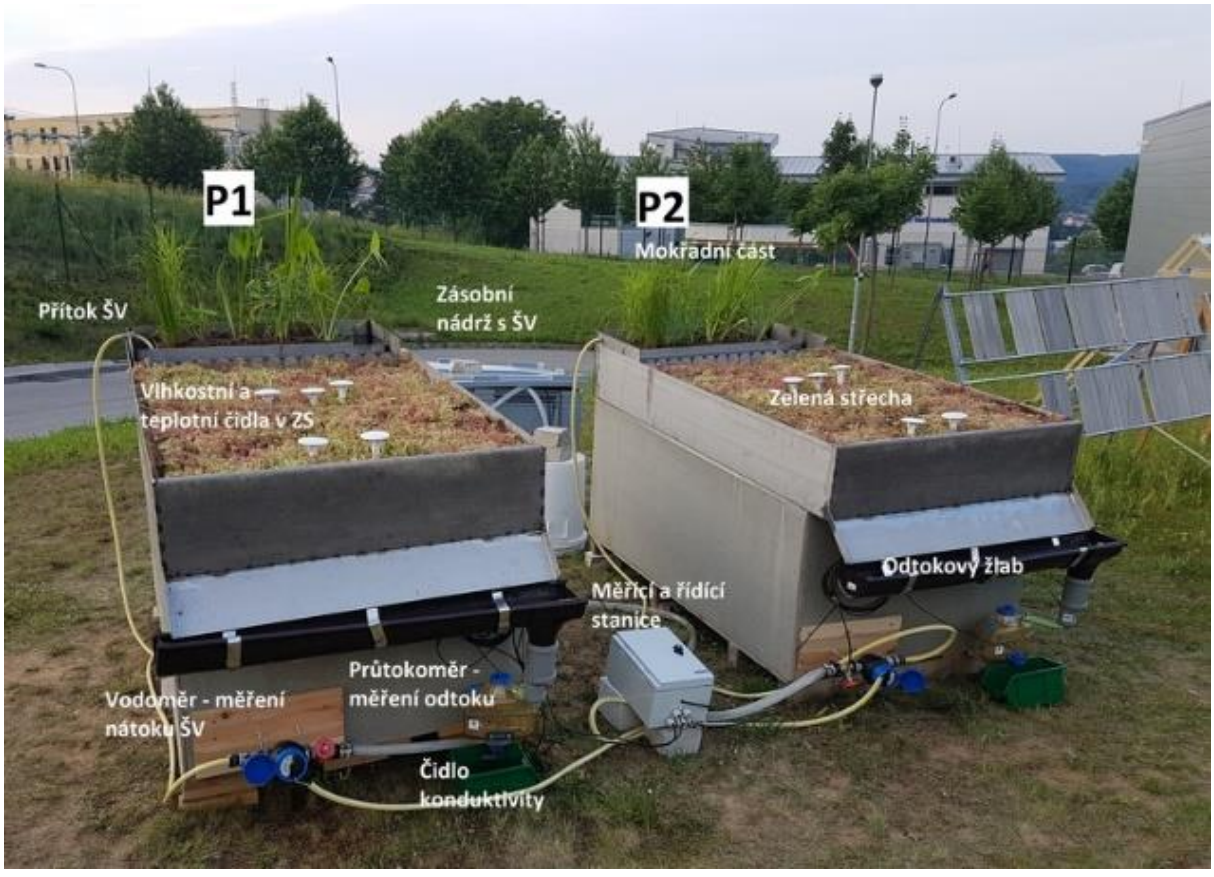
Budování zelených střech může mít negativní dopad na životní prostředí v důsledku použití velkého množství v přírodě těžených hornin a na výrobu energeticky náročných materiálů jako je expandovaný jíl (Cascone, 2019). Z důvodu tlaku na snížení těchto nepříznivých účinků roste v souladu s konceptem cirkulární ekonomiky snaha o používání recyklovaných materiálů při stavbě zelených střech (Ghisellini a kol., 2016). Koncept cirkulárního hospodářství je součástí nové strategie EU v oblasti životního prostředí a reakce na změnu klimatu, známé jako „Green Deal“ (Smol a kol., 2020). V případě zelených střech jsou těmito recyklovanými materiály například drcená cihla, porcelán, pěnové sklo nebo jiný inertní stavební odpad, upravené kaly z čistíren odpadních vod atd. (Cascone, 2019). Potenciálně schůdnou možností tedy může být použití recyklované drcené cihly ze stavebních demolic a karbocharu z kalů čistíren odpadních vod.

V souvislosti s probíhající změnou klimatu lze očekávat nárůst extrémních projevů počasí, zvyšování teploty, změnu rozložení srážek v průběhu roku a zejména jejich vyšší intenzitu. Zelené střechy jsou považovány za jedno z řešení adaptace a zmírnění tohoto klimatického extrému (IPCC, 2014). Pomáhají snižovat negativní projevy městského tepelného ostrova (UHI) díky navyšování evapotranspirace povrchu a zvyšují vlhkost okolního vzduchu. Pokud se vlhkost zelené střechy zvýší zavlažováním, je dosaženo lepšího ochlazovacího účinku (Li a kol., 2014). Na druhou stranu vysušená zelená střecha poskytuje menší chladicí účinek než tzv. reflexní střecha (např. hydroizolace světlé barvy). K dosažení výrazného chladicího účinku je proto nutné zavlažování. Využití pitné vody je neudržitelné a drahé. Zelenou střechu je ovšem možné zavlažovat i šedou vodou (Ghisi a Ferreira ,2007; Pradhan, Al-Ghamdi, a Mackey, 2019).

Cílem projektu bylo zmapovat vliv karbocharu a stavebního recyklátu na kvalitu a objem odtoku ze zelených střech při současném zavlažování šedou vodou, navrhnout a otestovat inovativní substráty zelených střech a ověřit funkčnost konceptuálního propojení zelené střechy a umělého mokřadu ve funkčním celku hybridní střechy.

2. MATERIÁL A METODY

Experimentální sestava hybridní zelené střechy se skládá ze dvou hlavních částí. Z hlediska průtoku vody představuje první část umělý mokřad, do kterého je nárazově v denních intervalech čerpána šedá voda. Z mokřadu voda přetéká na zelenou střechu. Umělý mokřad je tvořen usměrňovacími komorami pro rovnoměrný nátok a odtok vody a zatopeným prostorem filtru naplněným 50 l expandovaného jílu frakce 8-16 mm (keramzitu) osazeným mokřadními rostlinami. Část experimentální sestavy se zelenou střechu je vyrovnaná do podélného sklonu 5 %. Souvrství je odspodu tvořeno geotextílií, minerální vatou tloušťky 5 cm, 10 cm substrátu reCihli s podílem recyklovaných materiálů vlastního návrhu. Na vrstvu substrátu je umístěna vegetační rozchodníková rohož dodaná společností SEDUM TOP SOLUTION s.r.o. Vegetační rohož tvořená kokosovým vláknem protkaným polypropylenovou síťkou obsahuje 5-8 druhů rozchodníků a má mocnost 2,5 až 4 cm. V závislosti na nasycení dosahuje hmotnosti 12-18 kg/m^2. Šedá voda použitá pro závlahu experimentálních sestav pochází z umyvadel (šatny, toalet, kancelářské kuchyňky, vybrané laboratoře), ze sprch u šaten a z kondenzátu vzduchotechniky budovy výzkumného centra AdMaS, VUT v Brně. Voda je před načerpáním do umělého mokřadu a využitím na závlahu předčištěna technologií ASIO AQUALOOP (aerace a membránová filtrace).



Obr. 1. *Experimentální sestavy hybridní zelené střechy s popisem měřící aparatury a hlavních částí systému*

Dvě experimentální sestavy hybridní mokřadně-extenzivní zelené střechy jsou znázorněny na Obr. 1. V průběhu zavlažovacího pulzu je vyčištěná šedá voda vytlačena z mokřadu nově čerpanou šedou vodou na zelenou střechu a začíná nový cyklus čištění vody založený na mikrobiální aktivitě podpořené mokřadními rostlinami. Vytlačovaná vyčištěná voda je rovnoměrně distribuována po šířce střechy díky žlabu s přepadovou hranou. Voda se za přepadovou hranou vsakuje do souvrství zelené střechy a minerální vatou je distribuována rovnoměrně po celé její ploše.

Dvě experimentální sestavy se liší pouze použitým substrátem v části zelené střechy. Dva odlišné substráty byly vybrány na základě předchozího testování většího množství experimentálních směsí se zastoupením stavebního recyklátu na bázi cihelné drti, pyrolyzovaného čistírenského kalu, rašeliny, kompostu, expandovaného jílu a drcené opuky. Pro všechny navržené směsi byly stanoveny hydrofyzikálních charakteristiky. Za účelem zjištění vlivu karbocharu v substrátu v reálných podmínkách byl jeden substrát navržen s jeho příměsí (P1) a druhý bez něho (P2). Složení je chráněno užitným vzorem[1].

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Substrát s podílem recyklovaných materiálů vykazuje obdobné vlastnosti jako substráty dostupné na trhu. Limitem pro použití většího množství recyklované cihelné drti je zvýšený obsah chromu v recyklátu, který čeká legislativa stanovuje vyhláškou č. 474/2000 Sb. na 100 mg/kg. Variabilita kontaminantů, zejména pak těžkých kovů, v recyklátu je hlavní výzvou pro jeho širší uplatnění.

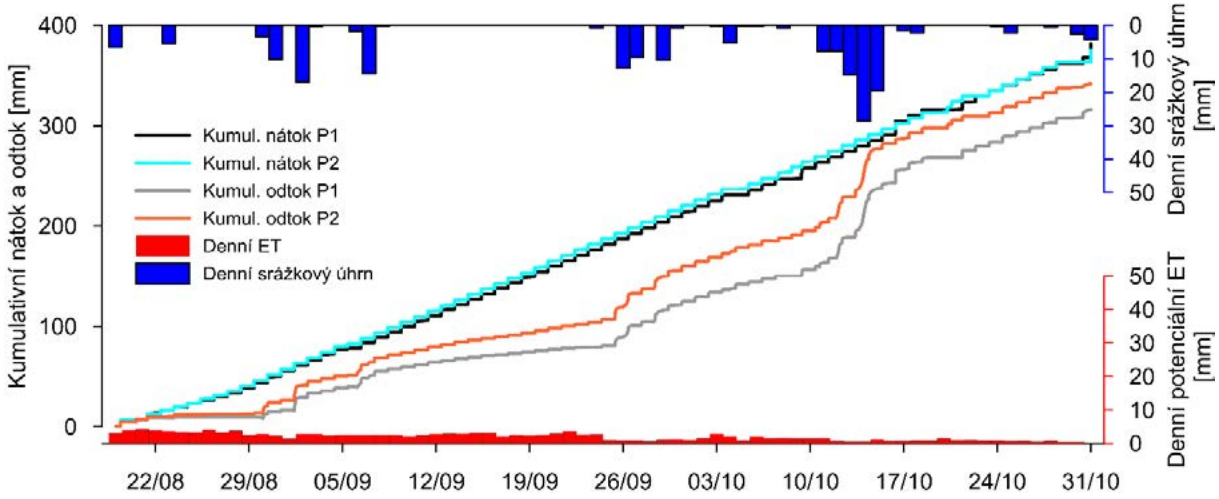
Tab. 1. *Porovnání vybraných vlastností substrátu reCihli s podílem recyklovaného stavebního odpadu na bázi cihelné drti a karbocharu se substráty dostupnými na českém trhu*

	Název substrátu		
	reCihli	Optigreen E light	ACRE extenzivní
MVK	41,6	min 35	35-55
Objemová hm. suchá	25	min 750	480-900
Objemová hm. při MVK	1238	max 1450	900-1400
pH	6,5-7,0	6,0-8,0	6,5-8,5

Z Obr. 2 je vidět, že přítok šedé vody, tedy zálivka, je pro obě plochy velmi podobný. Kumulativní odtok ze dvou ploch je ale rozdílný. Z plochy P2 (bez karbocharu) odtéká více vody než z plochy P1 (s karbocharem). Pravděpodobnou příčinou je nižší evapotranspirace (ET) zapříčiněná vlivem menšího rozvoje vegetace z důvodu nižší dostupnosti nutrientů na ploše P2. Vliv 14 litrů karbocharu aplikovaného na ploše P1 na vázání vody je v tomto případě zanedbatelný. Množství takto vázané vody, které se může v bilanci projevit pouze jednorázově je výrazně menší než zjištěný rozdíl v odtoku. Karbochar na ploše P2 je navíc zastoupen rašelinou, která má přinejmenším srovnatelnou schopnost vázat vodu jako použitý karbochar. Nutrienty ploše P1 dodává karbochar z minerálně bohatého čistírenského kalu. V počátku sledovaného období v druhé polovině srpna při závlahové dávce 6 $l.den^{-1}$ (3,2 mm)

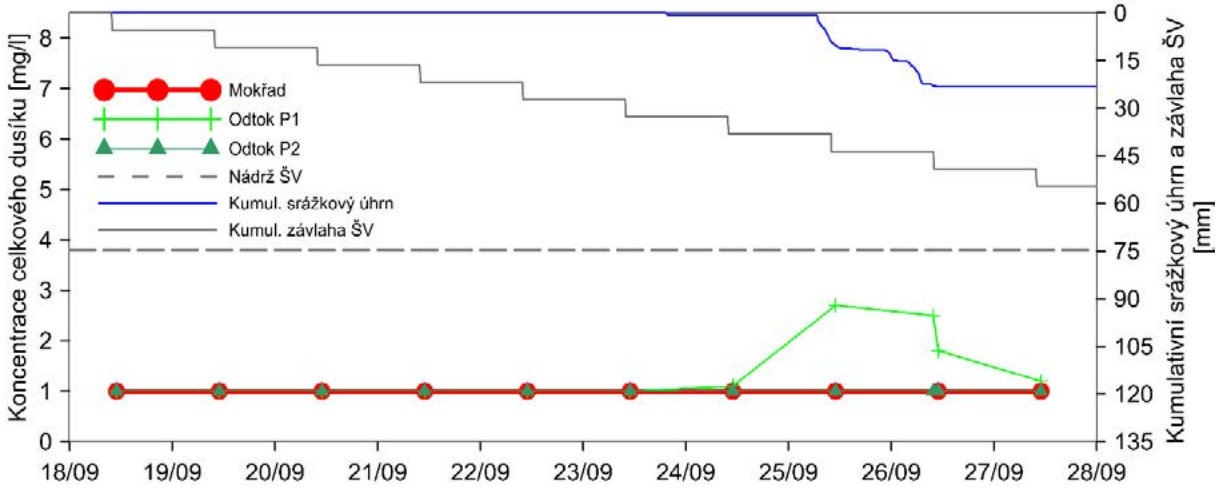
[1] ČESKÉ VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V PRAZE. Substrát pro zelené střechy. Česká republika. Užitný vzor CZ 34637 U1. 8.12.2020.

nedocházelo k žádnému, nebo jen velmi malému odtoku v řádu několika desetin litru. Vypočítaná ET odpovídala tomuto množství zálivky. Po zvýšení zálivky na 10 l.den^{-1} dochází k výraznějšímu odtoku, který je pro experimentální účely nezbytný.



Obr. 2. *Kumulativní nátok a odtok z experimentálních ploch s denním srážkovým úhrnem a evapotranspirací dle kombinovaného výpočtu Penman-Monteith a Penman rovnice vyjádřené taktéž kumulativně*

Během 10-ti denní vzorkovací kampaně byl sledován průběh široké škály látkových koncentrací a mimo jiné i průběh koncentrací nutrientů v různých částech systému. Způsob závlahy, kdy je po přepadu na zelenou střechu voda distribuována minerální vatou nezpůsobuje vyplavování nutrientů z karbocharu. Naopak v reakci na srážku jsou zvýšené koncentrace nutrientů dusíku a fosforu na odtoku z plochy s karbocharem jasně patrné. Na ploše bez karbocharu ke zvýšení nedochází. Koncentrace nutrientů N a P jsou v porovnaní s literaturou (Kuoppamäki a Lehvävirta, 2016) nízké, ale díky zavlažování dochází k většímu celkovému objemu odtoku. Patrné je rovněž snížení koncentrace nutrientů oproti zásobní nádrži s šedou vodou.



Obr. 3. *Průběh koncentrací nutrientů v různých částech experimentálních sestav v průběhu 10-ti denní vzorkovací kampaně. Detekční limit koncentrace dusíku 1 mg/l.*

Na Obr. 4 je zobrazena fotografie experimentální zelené střechy v Třešti, kde je umožněno přímé porovnání substrátu Optigreen (vlevo) se substrátem reCihli s karbocharem (druhý

z leva rovněž použitý na ploše P1 hybridní střechy) a substrátu se stavebním recyklátem bez karbocharu (třetí z leva rovněž použitý na ploše P2 hybridní střechy).

Obr. 4. *Porovnání substrátu Optigreen (vlevo) se substrátem reCihli s karbocharem (druhý z leva) a substrátu se stavebním recyklátem bez karbocharu (třetí z leva)*

4. ZÁVĚR

Vegetace na obou plochách hybridní mokřadně-extenzivní zelené střechy se substrátem s podílem recyklovaných materiálů dobře prosperuje a závlaha šedou vodou se neprojevila negativním způsobem. Vlivem větší zásoby nutrientů dochází na ploše s karbocharem k výraznějšímu rozvoji vegetace a tím pádem k vyšší evapotranspiraci a nižšímu odtoku. V reakci na srážku jsou z plochy s karbocharem uvolňovány nutrienty. Systém prokázal schopnost snižovat koncentrace nutrientů v šedé vodě. Pro širší implementaci řešení hybridní střechy je vhodné provést experiment s umístěním na skutečnou zelenou střechu a napojením na kontinuální zdroj šedé vody či vhodně předčištěné černé vody. Pro komerční uplatnění substrátu je nutné jeho další testování z hlediska obsahu toxických látek, zejména pak těžkých kovů, v recyklátech. Nevětší riziko představuje zvýšené množství chromu. Hlavní výzvou je pak variabilita kontaminantů v recyklátech. Zde nastíněná problematika využití stavebního recyklátu v hybridní zelené střeše je komplexně popsána v článku (Petreje a kol. 2023).

PODĚKOVÁNÍ

Výzkum by realizován v rámci projektu REVOZIM podpořeného prostřednictvím Centra pokročilých materiálů a efektivních budov CAMEB (TN01000056) |Technologickou agenturou České republiky. Práce byla rovněž podpořena v rámci projektu GACR 21-09093S a Grantovou agenturou ČVUT v Praze, grant č. SGS23/154/OHK1/3T/11.

SEZNAM LITERATURY

Cascone, S. (2019). Green roof design: State of the art on technology and materials. *Sustainability*. https://doi.org/10.3390/su11113020

Ghisellini, P., Cialani, C., Ulgiati, S. (2016). A review on circular economy: The expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *J. Clean. Pro*d. 114, 11–32. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.007

Ghisi, E., Ferreira, D.F. (2007). Potential for potable water savings by using rainwater and greywater in a multi-storey residential building in southern Brazil. *Build. E*nviron. 42, 2512–2522. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.07.019

Kuoppamäki, K., Lehvävirta, S. (2016). Mitigating nutrient leaching from green roofs with biochar. *Landsc. Urban Plan.* 152, 39–48. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.04.006

Li, D., Bou-Zeid, E., Oppenheimer, M. (2014). The effectiveness of cool and green roofs as urban heat island mitigation strategies. *Environ. Res. Lett.* 9. https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/5/055002

Pachauri, R.K., Meyer, L., Hallegatte France, S., Bank, W., Hegerl, G., Brinkman, S., van Kesteren, L., Leprince-Ringuet, N., van Boxmeer, F. (2014). IPCC 2014: *Climate Change 2014*: Synthesis Report, Kristin Seyboth (USA). Gian-Kasper Plattner, Geneva.

Petreje, M., Sněhota, M., Chorazy, T., Novotný, M., Rybová, B., Hečková, P. (2023). Performance study of an innovative concept of hybrid constructed wetland-extensive green roof with growing media amended with recycled materials. *J. Environ. Mana*ge. 331, 117151. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.117151

Pradhan, S., Al-Ghamdi, S.G., Mackey, H.R. (2019). Greywater recycling in buildings using living walls and green roofs: A review of the applicability and challenges. *Sci. Total Environ.* 652, 330–344. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.226

Smol, M., Marcinek, P., Duda, J., Szołdrowska, D. (2020). Importance of Sustainable Mineral Resource Management in Implementing the Circular Economy (CE) Model and the European Green Deal Strategy. *Resources* 9, 1–3. https://doi.org/10.3390/resources9060078

S.10 ZPRACOVÁNÍ A VYUŽITÍ KALŮ

OBSAH

Zpracování kalů a obnova zdrojů směrem k uhlíkové a energetické neutralitě čistíren odpadních vod: současný stav a perspektiva

Kos M.
STRABAG WATER s.r.o., Kačírkova 982/4, 158 00 Praha 5 -Jinonice
email: miroslav.kos@strabag.com

ABSTRAKT
Snížení emisí uhlíku a získání zdrojů při zpracování čistírenských kalů jsou zásadní pro dosažení uhlíkové a energetické neutrality ČOV. Příspěvek se zabývá emisemi a energetickou bilancí zpracování kalu jako zdroje energie, fugitivních uhlíkových emisí a uhlíkové kompenzace. Kombinace anaerobní digesce + solární sušení + spalování sušeného kalu byla identifikována jako sestava s nejvyšším potenciálem pro snížení emisí uhlíku a vysokou výtěžností energie. Je využit princip vyloučených emisí (avoided emissions) a substituční metoda (subtraction) při přechodu na energetické využívání kalů (Sludge-to-Energy). Významným krokem metodiky musí být stanovení hranic hodnoceného systému (ČOV).

KLÍČOVÁ SLOVA
uhlíkové emise, analýza energetické bilance, hlavní technologické procesy, čistírenské kaly, energetické využití kalů

1. ÚVOD

Energetická krize a cenový vývoj spolu s filozofií Green Deal vyústily v definování nových strategií, které přímo ovlivňují zpracování kalů do výhledu. Úloha čistíren odpadních vod (ČOV) se v současné době mění z odstraňování dusíku (N), fosforu (P) a organických látek a celé řady polutantů, do integrované obnovy zdrojů a kontroly znečištění. Např. většina fosforu odstraněného z odpadní vody a část odstraněného dusíku je koncentrována do vyprodukovaných kalů, což je důležité při přechodu na integrované čištění odpadních vod a obnovu zdrojů. Bohužel jsou zde koncentrovány i polutanty, proto je cesta k přímému využívání kalů na půdu otevřena pouze pro málo znečištěné čistírenské kaly.

Čistírnám odpadních vod (ČOV) se tak stále více přiřazuje nová funkce – zařízení na obnovu zdrojů. Pohled na odpadní vodu se razantně mění tím, že je především považována do budoucnosti jako zdroj energie, živin (N a P) a vyčištěné vody. Mnoho vlastníků a provozovatelů ČOV) v zahraničí snaží dovybavit stávajících ČOV za účelem implementace nových technologií pro získávání energie, živin a uhlíku a současně za účelem snížení emisí skleníkových plynů a podpoře obnovy zdrojů. Např. hlavní dánské společnosti, které nakládají s odpadními vodami, transformují své ČOV na zařízení na obnovu vodních zdrojů (Water Resource Recovery Facilities, WRRF) (Faragó a kol., 2021).

Velké a střední ČOV, které jsou často současně svozovými pro kal z menších ČOV, produkují vyhnilý kal, který má významně zlepšené odvodňovací vlastnosti, proto je odvodněn a následně sušen jako první krok k jeho energetické nebo materiálové transformaci. Současný legislativní vývoj je formován energetickou situací v EU a snahou po respektování udržitelnosti ve všech průmyslových i osobních aktivitách. ČOV se postupně stává cílovým řešením finálního zpracování kalů systémem Sludge–to–Energy. Sušené kaly jsou nebo budou energeticky využívány a pravděpodobně ve výhledu z nich bude získáván fosfor jako strategická surovina EU (termochemické nebo termické využití sušeného kalu a zhodnocení produktu).

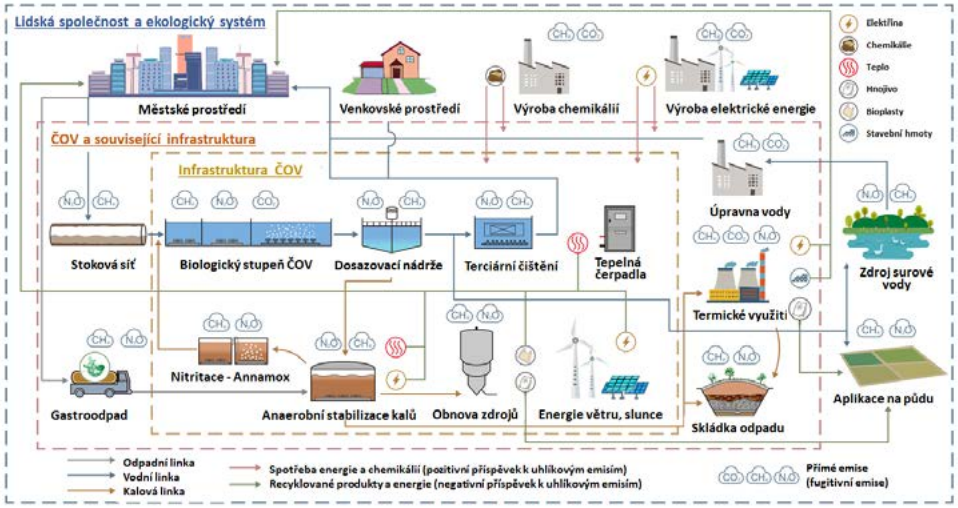
Základem produkce energie je transformace uhlíku obsaženého v sušině kalu, přičemž jsou možné 3 způsoby, považované za zcela rovnocenné – biochemicky (anaerobní stabilizace), termochemicky (pyrolýza, zplyňování) nebo termicky (spalování). Termické procesy mají ještě další efekty – dochází ke snížení objemu odpadu a odstranění zdravotně závadných organických polutantů včetně PFAS a je zabráněno šíření antibiotické rezistence prostřednictvím kalů. Je evidentní, že značné množství obnovitelné energie může být generováno z čistírenského kalu. Obvykle je prvním stupněm zpracování anaerobní vyhnívání, na které navazuje odstranění vody odvodněním a sušením, následovat mohou procesy spalování, spoluspalování, pyrolýza, zplyňování. Každá z těchto cest se vyznačuje výhodami a nevýhodami, a rovněž má svá technologická omezení.

Snaha výhledově maximalizovat výrobu energie na ČOV vede k potřebě využít i výhřevnost vyprodukovaných kalů. Tento impuls je podpořen skutečností, že uhlík v čistírenských kalech je zařazen jako biogenní uhlík (biomasa má emisní faktor nula), tzn. že při jeho energetickém využití se produkce CO_2 nezapočítává do uhlíkové stopy a vyrobená energie je hodnocena jako obnovitelná a započítává se do energetické bilance jako produkce (a současně do uhlíkové stopy jako vyloučené emise).

Návrh revize směrnice 91/271/EEC zavádí povinnost dosáhnout energetické neutrality na vnitrostátní úrovni ve všech čistírnách odpadních vod nad 10 000 EO (ekvivalentní obyvatel). Do 31. prosince 2040 budou členské státy muset zajistit, aby celková roční energie z obnovitelných zdrojů vyrobená na vnitrostátní úrovni v ČOV nad 10 000 EO odpovídala celkové roční spotřebě energie těchto ČOV. Dosažení cíle bude sledováno pravidelnými energetickými audity městských ČOV se zaměřením na určení a využití potenciálu pro výrobu bioplynu při současném snížení emisí metanu. Současně členské státy EU zajistí, aby příslušné orgány nebo jiné pověřené subjekty monitorovaly vyprodukované skleníkové plyny a energii spotřebovanou a vyrobenou v městských ČOV s kapacitou vyšší než 10 000 EO.

2. HRANICE SYSTÉMU A TYPOLOGIE ČOV

Realizace základní funkce ČOV, odstraňování škodlivin z odpadní vody a zajištění dobrého hygienického prostředí, nelze provádět samostatně a vyžaduje spolupráci s dalšími komunálními zařízeními, jako je kanalizace, zpracování kalů, finální využití zbytků zpracování kalů a odpadů vyprodukovaných ČOV. V současné době procházejí ČOV přechodem od tradičních funkcí k těm, které zahrnují rekuperaci energie a rekuperaci zdrojů. Na základě těchto dvou úvah je rozsah uhlíkové stopy a energetického hodnocení ČOV nezbytné rozšířit z oblasti čištění odpadních vod na celou oblast, kde se projevují další dopady a efekty, což je princip podobný metodice LCA. Problematikou se zabývá celá řada studií a je logické, že lze rozeznávat různé hranice systému. Návrh hranic systému pro ČOV souvisí i s posledními změnami protokolu (https://unfccc.int/). Princip opuštění hranic ČOV vymezených „plotem“ je nezbytný k objektivnímu hodnocení ČOV. Na Obr.1 jsou znázorněny různé hranice systému ČOV (Li L. a kol., 2022), kde jsou rozeznávány hranice „Infrastruktura ČOV“, „ČOV a související infrastruktura“ a „Lidská společnost a ekologický systém“. Je evidentní, že provoz většiny zařízení v hranicích 1 a 2 (Obr. 1) vyžaduje energii a chemikálie, jejich vstupy jsou na Obr. 1 zjednodušeny jako toky směřující do hranice systému ČOV. Pro účely hodnocení ČOV z hlediska uhlíkové stopy a energetické náročnosti jsou jednoznačně použitelné a



Obr. 1. *Znázornění druhů systémových hranic pro hodnocení uhlíkové stopy a energetické náročnosti ČOV Infrastruktura ČOV, uvnitř „plotu" (žlutá přerušovaná čára), 2. nezbytně s ČOV související technická infrastruktura (růžová přerušovaná čára), 3. hranice Lidské společnosti a ekologického systémem (modrá přerušovaná čára), zpracováno podle (Li L. a kol. 2022)*

doporučované hranice systému prezentované jako „ČOV a související infrastruktura". Je to i proto, že klasické pojetí ČOV „v rámci plotu" se mění, řada vlastníků ČOV přesunuje technologie, které byly dříve umístěny nebo zajišťovány externě, přímo do technologických linek kalového hospodářství (např. termické zpracování kalů), a tak se obsah původní technologické linky ČOV končící obvykle odvodněným kalem, zcela mění. Důvodem je komplexnost ČOV a přechod směrem k WRRF. Podobnou problematikou je pak umisťování např. solárních zdrojů na ČOV. Produkty regenerované z odpadních vod mohou nahradit podobné produkty na trhu, což znamená omezení jejich výroby a negativní příspěvek k uhlíkovým emisím systému a snížení energetické náročnosti systému.

Pokud jde o vlastní vodní linku, je logické, že různé technologie mají různý efekt a různou spotřebu energie i uhlíkovou stopu. Proto je vhodné zavést příslušnou typologii ČOV, tak jak ji např. zavedli v Itálii (Parravicini V. a kol., 2022). Typologie reaguje na velikost ČOV, druh stabilizace kalu a úroveň čištění vodní linkou. Při detailnějším porovnávání energetické náročnosti různých ČOV by měla být vzata v úvahu skutečnost, že by měly být porovnávány ČOV v rámci stejné typové skupiny.

3. ANALÝZA EMISÍ UHLÍKU PRO HLAVNÍ ZPŮSOBY ZPRACOVÁNÍ KALŮ

Organická hmota čistírenského kalu byla vyprodukována z organických látek odpadních vod, mikrobiálních buněk a extracelulárních polymerních látek. Při zpracování a využití kalu se organická hmota biochemicky (anaerobní stabilizace), termochemicky (pyrolýza, zplyňování) nebo termicky (spalování) rozkládá a přeměňuje finálně na CO_2. Tento CO_2 je součástí přirozeného uhlíkového cyklu a podle Mezivládního panelu pro změnu klimatu (IPCC 2006) nezpůsobuje nárůst CO_2 v atmosféře.

Emise uhlíku, které vznikají při zpracování a využití kalu lze rozdělit do tří typů: uhlíkové emise ze zdrojů energie, fugitivní uhlíkové emise (nelze měřením určit všechny veličiny určené k výpočtu hmotnostního toku) a uhlíkové kompenzace. Emise uhlíku zdroje energie se týkají

uhlíkových emisí způsobených spotřebou primární energie (např. uhlí, zemní plyn), sekundární energie (např. elektřiny, nafty) a chemikálií.

Fugitivní emise uhlíku (plošná produkce) se týkají fugitivních CH_4, N_2O a dalších skleníkových plynů. Uhlíkový offset se týká recyklace energetického obsahu kalu (produkce např. CH_4, H_2, teplo, elektrická energie) nebo zdrojů (N, P a K) v kalu, aby se nahradila „fosilní" energie a chemikálie k jejich výrobě, čímž se snižují emise skleníkových plynů. Do uhlíkových offsetů patří i sekvestrace uhlíku, např. ve formě biocharu nebo ukládání CO_2 např. do podzemí.

V současnosti v ČR se uplatňují tyto kombinace zpracování a využití kalů (Kos, 2023): (1) anaerobní stabilizace + přímá aplikace na půdu, (2) anaerobní nebo aerobní stabilizace + kompostování a následná aplikace na půdu, (3) anaerobní stabilizace + termické zpracování. Tabulka 1 shrnuje analýzu emisí uhlíku pro tři typické procesní cesty se zaměřením na jejich rozdíly.

Studie zabývající se budoucností ČOV jednotně orientují některé technologie do pozice zásadních technologií k dosažení cílů cirkulární ekonomiky a energetické neutrality zpracování odpadních vod. Jednoznačně jako první krok zpracování kalů je doporučována výroba bioplynu anaerobní digescí (případně doplněná hydrolýzou) a následné využití bioplynu pro výrobu tepla a elektřiny v kogenerační stanici. K energetické neutralitě ČOV v případě používání anaerobní stabilizace kalu je doporučována i cesta využití externích odpadních materiálů, jako je potravinový odpad a dalších organických odpadů, které mohou významně přispět k produkci bioplynu. Spoluvyhnívání umožňuje, aby ČOV se přiblížila energetické neutralitě nebo ČOV byla dokonce energeticky pozitivní. ČOV se transformuje na zařízení obnovující z odpadních vod a vyprodukovaných kalů energii, živiny (N a P), využívá další externí zdroje energie může využívat i tepelnou energii obsaženou v odpadní vodě. Získané energetické toky a materiály poskytují možnost kompenzace emisí fosilního uhlíku a přispívají k uhlíkové neutralitě ČOV. Odpadní voda obsahuje značné množství tepelné, chemické a hydraulické energie, která se v souhrnu představuje mnohonásobek energie potřebné k čištění odpadních vod. Proto je naprosto proveditelné učinit WRRF energeticky neutrální nebo dokonce pozitivní.

Tab. 1. *Rozbor uhlíkových emisí tří typických způsobů využívání čistírenských kalů*

Způsob zpracování kalu	**Uhlíkové emise**			
	Energetický zdroj uhlíkové emise	**Zdroj fugitivních uhlíkových emisí**	**Uhlíkové offsety (vyloučené emise)**	**Velikost uhlíkových emisí**
Anaerobní stabilizace + aplikace na půdu	CH_4 N_2O	EC, FC, CC	bioplyn nahrazuje fosilní palivo, organické hnojivo nahrazuje chemická hnojiva	velmi nízká
Anaerobní stabilizace + kompostování + aplikace na půdu	CH_4 N_2O	EC, FC, CC	organické hnojivo nahrazuje chemická hnojiva	nízká
Anaerobní stabilizace + termické využití sušeného kalu + popel např. jako stavební komponenta	CH_4 N_2O	AFC, EC, FC	Obnovitelná energie nahrazuje fosilní palivo – tepelnou energii	nízká

Vysvětlivky: EC – spotřeba elektrické energie, FC – spotřeba paliva, CC – spotřeba chemikálií, AFC – doplňková spotřeba palivo

4. TECHNOLOGICKÉ SESTAVY ZPRACOVÁNÍ KALŮ Z HLEDSKA UHLÍKOVÉ STOPY A SPOTŘEBY ENERGIE

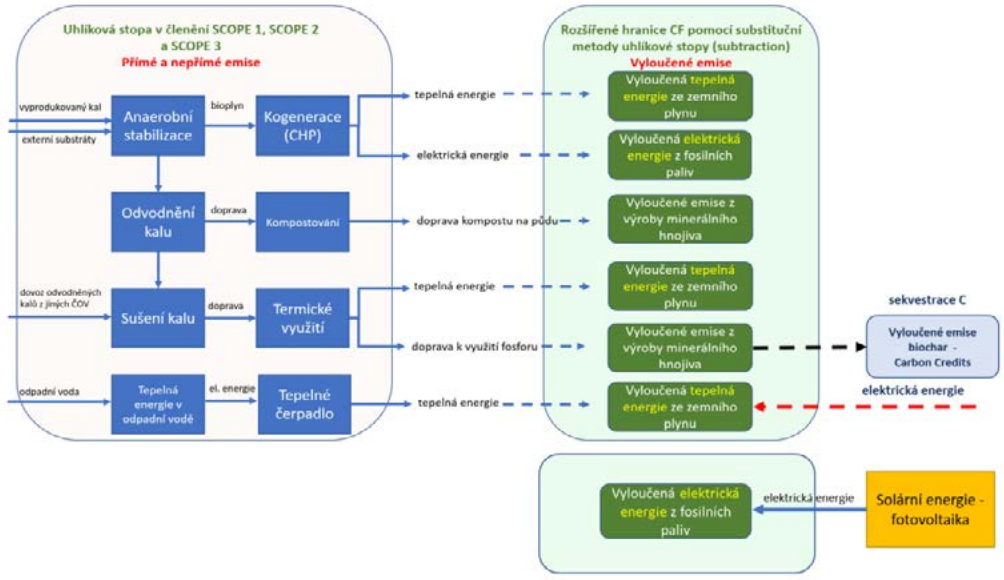
V rámci WRRF se integrují především procesy, které vedou k energetické neutralitě ČOV (WRRF) a minimalizaci uhlíkové stopy prostřednictvím vyloučených emisí. V oblasti kalového hospodářství jsou možnosti znázorněny na Obr. 2.

Anaerobní stabilizace kalu a aplikace na půdu

Jde již o světově standardní technologie stabilizace kalu – může stabilizovat organickou hmotu podléhající rozkladu, redukovat patogenní organismy, minimalizovat objem kalu a získávat bioplyn. Kal je bohatým zdrojem živin, jako je uhlík, dusík, fosfor a draslík. Pokud má kal nízké obsahy těžkých kovů a mikropolutantů, lze ho použít ke zlepšení vlastností půdy a přímé recyklaci živin. Spotřeba energie na vytápění vyhnívacích nádrží, energie míchání, odvodňovací chemikálie a energie vynaložená při aplikaci na půdu vytvářejí uhlíkové emise, jak je uvedeno v tabulce 1. Je skutečností, že produkce bioplynu je spojena s úniky CH_4 a N_2O ve formě fugitivních emisí skleníkových plynů. Bioplyn vyprodukovaný anaerobní stabilizací může nahradit fosilní paliva, kompenzovat emise uhlíku a snížit emise skleníkových plynů ČOV. Odvodněný kal lze použít k nahrazení dusíkatých a fosforečných hnojiv a dále kompenzovat emise uhlíku. Avšak i při aplikaci na půdu vznikají emise CH_4 a N_2O. Podle metody započítávání emisí uhlíku specifikované IPCC (2006) je využívání sestavy „Anaerobní stabilizace kalu a aplikace na půdu“ cestou k negativním emisím uhlíku, což bylo potvrzeno řadou studií (Cossel et al. 2021). Problémem je vliv kovů a organických polutantů na kvalitu půdy a podzemní vody.

Anaerobní stabilizace + kompostování + aplikace na půdu

Kompostování odpadní organické hmoty spolu s digestátem, zahuštěným nebo odvodněným vyhnilým kalem je velmi častou praxí v celé řadě států EU. Studie (Dietrich M. a kol., 2021) uvádí výsledky zkoumání emisí skleníkových plynů z kompostování surového potravinového odpadu ve srovnání s kompostováním potravinového odpadu, který prošel vyhníváním. Bylo zjištěno, že kumulativní emise CH_4 (jako C) po dobu 3 týdnů jsou téměř 12krát vyšší



Obr. 2. *Znázornění procesních cest směrem uhlíkové neutralitě ČOV, dosažení cílů taxonomie, naplnění požadavků návrhu revize směrnice 91/271/EEC s externími zdroji obnovitelné energie na ČOV (WRRF)*

z kompostování vyhnilého organického odpadu než z kompostování surového organického odpadu. Toto zjištění naznačuje, že mikrobiální kultura přivedená z anaerobní digesce do kompostovacího procesu tyto emise prudce zvýšila. Kompostováním vyhnilého kalu se také prudce zvýšily kumulativní emise oxidu dusného (N_2O, vyjádřeno jako N), které byly téměř 7krát vyšší ve srovnání s kompostováním pouze surového potravinového odpadu.

Aerobně i anaerobně stabilizovaný odvodněný kal je v ČR nejčastěji kompostován. Při aerobním kompostování je organická hmota rozložena a stabilizována. Pokud složení vyprodukovaného kompostu nesplňuje kvalitativní standardy pro využití na půdě, je s kompostem nakládáno jako s biologicky rozložitelným odpadem.

Spotřeba chemikálií a energie při odvodňování kalu, přeprava pomocných materiálů ke kompostování, dodávání kyslíku a případné čištění odpadních plynů během kompostovacího procesu, stejně jako spotřeba energie při využívání půdy (doprava kompostu) zvyšují emise uhlíku ze zdrojů energie. Navíc, jak již bylo uvedeno, CH_4 a N_2O uvolňované cestou aerobního kompostování a aplikací kompostu na půdu způsobují fugitivní emise skleníkových plynů. Obecně je zpracování kalů cestou aerobního kompostování proces s nízkými emisemi uhlíku, musí však být zajištěna dostatečná intenzita provzdušnění kompostu. Další snížení emisí uhlíku v tomto procesním řetězci by se mělo zaměřit na zlepšení řízení aerobního kompostovacího procesu (dosažení aerobního stavu a teploty), snížení spotřeby energie a činidel při likvidaci zápachu, snížení používání pomocných materiálů a vývoj účinných technologií pro omezení fugitivních emisí.

Anaerobní stabilizace + sušení + termické využití (spalování)

Jedná se o prudce nastupující způsob zpracování, který je především vyvolán potřebou odstranit organické polutanty, získat obnovitelnou energii a koncentrovat fosfor, který je pak znovu využit na půdu jako hnojivo. V technologické lince se postupně významně redukuje hmotnost zpracovávaného množství kalu, v prvním kroku sušením, v druhém kroku mineralizací. Jak je uvedeno v tabulce 1, uhlíkové emise v tomto případě jsou způsobeny především spotřebou tepelné energie na vytápění vyhnívacích nádrží, energií míchání, spotřebou chemikálií a energie při odvodňování, sušení a spalování kalu. Anaerobní zpracování a využití bioplynu, uvolňuje malá množství CH_4 a N_2O je formě fugitivních emisí skleníkových plynů. Energie získaná z termického zpracování (pyrolýza, spalovací proces) může zcela kompenzovat emise uhlíku (tepelnou energii) pro proces sušení. Je-li použito solární sušení kalu, což je stále častější, stává se tato sestava významně uhlíkově minimalizovaná a energeticky přebytková. V této procesní cestě by se další rozvoj měl zaměřit na vývoj účinných technologií hlubokého odvodnění, snížení spotřeby energie při sušení kalu (zde již nastoupilo solární sušení), zlepšení racionality procesu (minimalizace tepelných ztrát) a zvýšení celkové úrovně integrace procesů. Navazujícím procesem je pak např. získávání fosforu; používané technologie již existují jako provozní velkokapacitní aplikace. Pro menší kapacity je vhodné využití pyrolýzy a využívání biocharu jako pomocného půdního přípravku.

5. ENERGETICKÉ BILANCE SESTAV ZPRACOVÁNÍ KALŮ Z HLEDISKA PRODUKCE A SPOTŘEBY ENERGIE

Pro modelový případ vstupu sušiny směsného zahuštěného kalu v množství 1000 kg sušiny za den do mezofilního vyhnívání, o koncentraci sušiny 5 %, byly zpracovány energetické bilance, přičemž anaerobní stabilizace a odvodnění kalu byly vždy součástí sestavy. Propočty bylo provedeny pro následující sestavy technologií zpracování čistírenských kalů:

- nízkoteplotní sušení vyhnilého kalu a pyrolýza
- solární sušení vyhnilého kalu a pyrolýza
- solární sušení vyhnilého kalu a spalování
- spalování vyhnilého nízkoteplotně sušeného kalu
- termická hydrolýza a spalování nízkoteplotně sušeného kalu

Propočty byly provedeny pro 3 různé obsahy organického podílu v zahuštěném kalu (60, 70 a 80 %), pro 3 různé stupně snížení organického podílu vyhníváním (40, 45 a 50 %), pro typické hodnoty spotřeby tepelné energie na ohřev kalu, elektrické energie na odvodnění, spotřeby tepelné a elektrické energie na sušení kalu, produkce využitelné energie z tepelného zpracování sušených kalů. Energetické bilance sestav zpracování kalu v Tab. 2 jednoznačně prokazují značnou závislost na složení vstupního kalu. Vynecháme-li termickou hydrolýzu jako proces zatím v ČR neaplikovaný, pak se projevuje dominantní vliv solárního sušení ve snížení spotřeby tepla na sušení. Výsledná energetická bilance je pozitivní, a to jak v případě pyrolýzy i spalování. U spalování sušeného kalu je vyprodukované teplo využíváno k sušení odvodněných kalů. V případě solárního sušení vyhnilého kalu a spalování představuje výtěžek energie z kalového hospodářství pro obsah 70 % org. sušiny ve vstupním kalu produkci energie cca 55 kWh/EO.rok, což plně pokrývá specifickou energetickou spotřebu vodní linky ČOV.

Tab. 2. *Modelové energetické bilance zpracování kalů pro kapacitu 1000 kg/d sušiny zahuštěného kalu a uvedené technologie zpracování*

vstup sušiny zahuštěného kalu do vyhnívání		kg/d	
	1000	1000	1000
obsah organického podílu v surovém kalu	60 %	70 %	80 %
energetický vstup do vyhnívání		kWh/d	
	4 667	5 444	6 222
energetický výstup z technologie		kWh/d	
nízkoteplotní sušení vyhnilého kalu a pyrolýza	-208	124	526
solární sušení vyhnilého kalu a pyrolýza	1 116	1 545	2 007
solární sušení vyhnilého kalu a spalování	2 036	2 529	3 029
spalování vyhnilého sušeného kalu	778	1 187	1 637
termická hydrolýza a spalování sušeného kalu	1 607	2 414	3 180

6. ZÁVĚRY

Čistírenský kal je vícesložkový komplexní systém, který je jednak bohatý na surovinové látky a jednak obsahuje určitá množství znečišťujících látek, což má za následek jeho dvojí vnímání – jako „znečištění“ (odpad) a jako „zdroj“. Zpracování čistírenských kalů může nejen způsobit emise uhlíku ze zdroje energie (např. využití bioplynu nebo sušiny kalu) a fugitivní emise uhlíku (např. úniky CH_4 nebo N_2O), ale také realizovat uhlíkovou kompenzaci (vyloučené emise). Soubor procesů anaerobní stabilizace + solární sušení + spalování sušeného kalu byl modelovými propočty identifikován jako technologická sestava kalového hospodářství s nejvyšším potenciálem pro snížení emisí uhlíku a vysokou výtěžností energie v budoucnosti. Příkladem aplikace je např. realizovaný systém na ČOV Bottrop, což je jedna z největších ČOV v Německu. Jde o sestavu vhodnou pro velké ČOV, pro střední ČOV je pak spalování možné nahradit pyrolýzou.

Anaerobní stabilizace kalů je rozeznávána jako základní technologie ke snížení emisí skleníkových plynů, jakož i využití tepelné energie z termických procesů zpracování sušených kalů. Strategie rekuperace energie, jako je zlepšení účinnosti produkce bioplynu, vysoká účinnost zpětného získávání elektřiny a využití tepla, solární sušení a využití sušeného kalu jako paliva, významně snižují emise skleníkových plynů kalového hospodářství ČOV. Efektivní integrace uvedených procesů vede k transformaci ČOV na energeticky neutrální nebo dokonce pozitivní WRRF v rámci hranic systému „ČOV a související infrastruktura“.

SEZNAM LITERATURY

Cossel, M. V., Lebendig, F., Müller, M., Hieber, C., Iqbal, Y., Cohnen, J., Jablonowski, N. D. (2021). Comparison of thermochemical conversion and anaerobic digestion of perennial flower-rich herbaceous wild plant species for bioenergy production, *Bioresource Technology* 340, 125724.

Dietrich M., Fongen M., Foereid B. (2021). Anaerobic digestion affecting nitrous oxide and methane emissions from the composting process, *Bioresource Technology Reports* 15, https://doi.10.1016/j.biteb.2021.100752

Faragó M., Damgaard A., Madsen J. A., Andersen J.K., Thornberg D., Andersen M.H., Rygaard M. (2021). From wastewater treatment to water resource recovery: Environmental and economic impacts of full-scale implementation, *Water Research* 204 117554, https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117554

Intergovernmental Panel on Climate Change (2006). *Principles Governing IPCC Work*, 2006-04-28. https://archive.ipcc.ch/pdf/ipcc-principles/ipcc-principles.pdf

Kos M. (2021). Hospodaření s čistírenskými kaly jako příspěvek k dosažení cílů uhlíkové neutrality, *Sborník 14. bienální konference VODA 2021*, s.26-33, ISBN 978-80-11-00385-2

Kos M. (2023). Energetický pohled na provoz ČOV, *Sborník XXVII. ročníku Nové metody a postupy při provozování ČOV*, 25. – 26. 4. 2023 Hotel Jezerka, Seč, ISBN 978-80-86020-95-2

Li L., Wang X., Miao J., Abulimiti A., Jing X., Ren N. (2022). Carbon neutrality of wastewater treatment - A systematic concept beyond the plant boundary, *Environmental Science and Ecotechnology*, Volume 11, July 2022, https://doi.org/10.1016/j.ese.2022.100180

Parravicini V., Nielsen P.H., Thornberg D., Pistocchi A. (2022). Evaluation of greenhouse gas emissions from the European urban wastewater sector, and options for their reduction, *Science of the Total Environment* 838 156322, http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156322

OBSAH

Intenzifikace termofilní anaerobní stabilizace kalů jejich termickou hydrolýzou

Jeníček P.[1], Rosický J.[2], Mágrová A.[1], Havlík J.[1,3], Paclík L.[3], Srb M.[3], Sýkora P.[3]
[1]Vysoká škola chemicko-technologická, Ústav technologie vody a prostředí, Technická 5, 166 28 Praha 6
[2]Pražská vodohospodářská společnost a.s., Praha 6
[3]Pražské vodovody a kanalizace a.s.
**autor pro korespondenci, email: jenicekp@vscht.cz*

ABSTRAKT
Termická hydrolýza kalu (THP) je ověřenou technologií pro intenzifikaci anaerobní stabilizace. Zcela však chybí data o provozních výsledcích kombinace THP s termofilní anaerobní stabilizací (TAD). Proto byly na ÚČOV Praha v poloprovozním měřítku testovány různé technologické alternativy THP a TAD. Výsledky ukázaly, že kombinace THP a TAD má svá rizika, která se mohou projevit jak nestabilitou provozu, tak nižší mírou zlepšení produkce bioplynu než u mezofilního procesu. Přestože bylo dosaženo zlepšení odvodnitelnosti kalů a navýšení specifické produkce bioplynu nebyla po zahrnutí spotřeby energie na proces THP tato varianta vyhodnocena pro ÚČOV Praha jako energeticky výhodná.

KLÍČOVÁ SLOVA
Hygienizace; kalová voda; odvodnitelnost; specifická produkce bioplynu; termická hydrolýza kalů; termofilní anaerobní stabilizace.

1. ÚVOD

Energetická účinnost se stává důležitým parametrem hodnocení čistíren odpadních vod. Nejvýznamnějším technologickým procesem, který dokáže produkovat energii a je tedy energeticky pozitivní je anaerobní stabilizace kalů produkující bioplyn. Nedávný prudký růst cen energetických surovin zvýšil zájem o možnosti zvýšení účinnosti anaerobní stabilizace a produkce bioplynu.

Jednou z technologií, která prokázala schopnost zvyšovat anaerobní rozložitelnost organických látek v čistírenských kalech je předúprava těchto kalů termickou hydrolýzou, označovanou jako „thermal hydrolysis process" (THP) Barber (2020). THP je založen na vystavení kalu vysokým teplotám a tlakům díky těmto podmínkám a následnému prudkému uvolnění vysokého tlaku dochází k vysoce účinné dezintegraci a solubilizaci kalu. Klíčovými parametry určujícími efekt THP jsou provozní teplota a doba zdržení kalové směsi. Téměř všichni dodavatelé tuto technologii navrhují pro teploty 160-170 ^{o}C a doby zdržení 15 – 30 minut. Vyšší teploty a doby zdržení by sice byly schopny přinést vyšší účinnost hydrolýzy a lepší odvodnitelnost kalu, ale za cenu vyšší energetické náročnosti a s rizikem vyšší tvorby špatně rozložitelných látek v důsledku kondenzačních reakcí mezi uvolněnými aminokyselinami a redukujícími cukry (zpravidla červeno-hnědé barvy) Mágrová a Jeníček (2021).

Aktuálně se THP stává vyhledávanou intenzifikační technologií tam kde má provozovatel zájem o zvýšení produkce bioplynu, zlepšení odvodnitelnosti kalu, minimalizaci výsledného množství kalu, zvýšení kapacity stabilizace nebo účinnější hygienizace kalu.

Na druhé straně je však potřeba zmínit, že na ohřev kalu se většinou spotřebuje okolo 10 % vyprodukovaného bioplynu a při anaerobní stabilizaci hrozí riziko inhibice volným amoniakem, jehož koncentrace v důsledku účinnějšího rozkladu kalu rostou a riziko tvorby již zmíněných špatně rozložitelných organických látek Pavez-Jara a kol. (2023).

Při úvahách o účelnosti použití THP je proto vždy nutné vyhodnotit specifické podmínky v dané lokalitě zejména pokud jde o kvalitu surového kalu, aktuální stav a výkonnost anaerobní technologie a způsob finálního využití stabilizovaného kalu.

Tomu je pak třeba přizpůsobit také volbu technologické varianty THP. Mezi dnes nejčastější patří varianta, při níž je hydrolyzován pouze přebytečný aktivovaný kal, ale v některých případech může být výhodnější hydrolyzovat veškerý surový kal (tedy směs primárního a přebytečného aktivovaného kalu), nebo dokonce anaerobně stabilizovaný kal buď na výstupu ze stabilizace nebo mezi jejím 1. a 2. stupněm Mágrová a Jeníček (2021).

V odborné literatuře lze najít velké množství dat o efektu THP na produkci bioplynu další parametry anaerobní stabilizaci, která mohou k takovému vyhodnocení být užitečná. Všechny literární odkazy zmiňující THP a termofilní stabilizaci kalů se zatím odkazují na výsledky z laboratorních experimentů a jsou relativně nejednoznačné. Zcela však chybí data o provozních výsledcích kombinace THP s termofilní stabilizací a také data o efektu THP na vysoce optimalizovanou stabilizaci s velmi vysokou základní úrovní produkce bioplynu.

Proto byly naplánovány a realizovány kontinuální experimenty v poloprovozním měřítku s cílem ověřit dlouhodobý efekt THP na anaerobní stabilizaci na ÚČOV Praha provozovanou v termofilních podmínkách (55 ^{o}C) a za situace, kdy stabilizace i bez THP dosahuje vysoké specifické produkce bioplynu (až 0,6 m^3/kg přivedené organické sušiny). Prezentovaný příspěvek přináší vyhodnocení těchto experimentů.

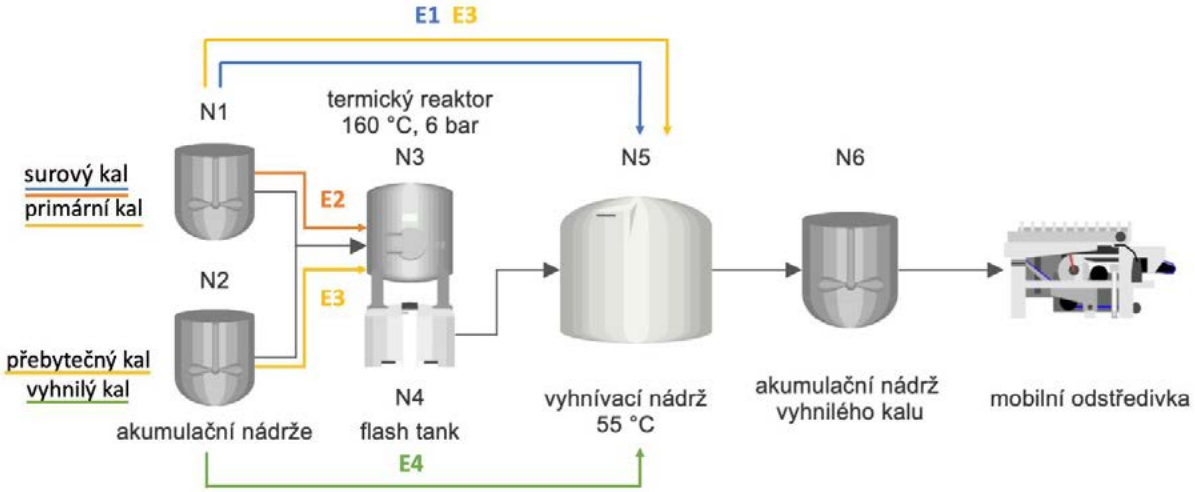
2. MATERIÁL A METODY

Poloprovozní jednotka

Schéma poloprovozní jednotky ukazuje Obr. 1. Poloprovozní jednotka se skládala ze dvou vstupních akumulačních nádrží N1 a N2, termického reaktoru pro hydrolýzu směsného surového kalu N3, nádrže hydrolyzovaného kalu N4 (tzv. flash tank), vyhnívací nádrže N5 a výstupní akumulační nádrže vyhnilého kalu N6. Celou sestavu doplňoval parní vyvíječ, elektrokotel na vyhřívání vyhnívací nádrže a mobilní odstředivka.

Součástí poloprovozního zařízení bylo i měření průtoku kalu na vstupu do termického reaktoru a do vyhnívací nádrže, měření teploty ve vybraných nádržích, měření pH ve vyhnívací nádrži a měření průtoku bioplynu z nádrže N5.

Přebytečný aktivovaný kal a primární kal byly přivedeny do vstupních akumulačních nádrží. Homogenizaci kalu zajišťovalo pomaloběžné míchadlo. Z akumulačních nádrží byl kal čerpán podle testované konfigurace buď do reaktoru termické hydrolýzy, nebo přímo do vyhnívací nádrže. V reaktoru pro termickou hydrolýzu byl kal po dobu 30 minut vystaven vysoké teplotě a tlaku 600 kPa. Procesní teplota byla nastavená na 160 °C. Požadovaná teplota je monitorována teplotním čidlem a regulována množstvím páry přiváděným z vyvíječe páry. Nádrž byla osazena pomaloběžným míchadlem na stírání stěn nádrže.



Obr. 1. *Schéma poloprovozní jednotky pro testování kombinace THP a termofilní anaerobní stabilizace*

Po skončení každého cyklu hydrolýzy byl kal gravitačně přepuštěn z reaktoru termické hydrolýzy do nádrže hydrolyzovaného kalu (flash tank). Zde došlo k náhlému poklesu tlaku a ochlazení kalu, což vedlo k dalšímu narušení struktury buněk kalu. Nádrž hydrolyzovaného kalu byla dvouplášťová uzavřená nádrž s možností chlazení kalu provozní vodou. Promíchání nádrže zajišťovalo pomaloběžné míchadlo. Kal ochlazený minimálně na 65 °C byl následně jednou denně přečerpáván do vyhnívací nádrže.

Ve vyhnívací nádrži byly udržovány termofilní podmínky. Jednostupňová stabilizace probíhala při 55 °C a při době zdržení 20 dní. Vyprodukované množství bioplynu bylo měřeno pomocí oscilačního průtokoměru. Vyhnilý kal byl jednou denně přečerpáván do výstupní akumulační nádrže. Promíchání vyhnívací nádrže zajišťovalo pomaloběžné vrtulové míchadlo. Ohřev kalu byl zajištěn topným tělesem napojeným na elektrický kotel.

Jednou týdně je prováděno odvodnění stabilizovaného vyhnilého kalu na mobilní odstředivce.

Obr. 2. *Pohled na poloprovozní jednotku - vlevo nádrže N3 a N4, uprostřed N5 a vpravo N6*

Etapy provozu

Experimenty byly rozděleny do 4 etap, jejichž délku určovalo dosažení ustáleného stavu v reaktoru pro anaerobní termofilní stabilizaci. Jednotlivé etapy se lišily různým zařazením THP do technologické linky zpracování kalu, v etapě 2 a 3 byly testovány i různé doby zdržení kalu.
Etapa 1 – kontrolní etapa bez THP (20 dní)
Etapa 2 – THP směsného surového kalu (15 a 20 dní)
Etapa 3 – THP přebytečného aktivovaného kalu (20 a 25 dní)
Etapa 4 – THP vyhnilého kalu a recyklace fugátu do anaerobní stabilizace*
*V etapě 4 probíhala hydrolýza stejným způsobem jako v etapách 2 a 3, anaerobní rozklad fugátu hydrolyzovaného vyhnilého kalu však byl testován pouze pomocí laboratorních jednorázových testů.

Analytické metody a výpočty

Analýzy byly prováděny podle standardních metod APHA (2005).
Účinnost termické hydrolýzy byla vypočítána dle rovnice (1) jako stupeň dezintegrace takto:

$$SD = \frac{CHSK - CHSK_f}{CHSK_{f-THP} - CHSK_f} . 100 \quad (1)$$

SD je stupeň dezintegrace v procentech
CHSK je celková koncentrace CHSK (organické látky vyjádřené jako chemická spotřeba kyslíku) veškerých látek před termickou hydrolýzou
$CHSK_f$ je koncentrace CHSK rozpuštěných látek před termickou hydrolýzou
$CHSK_{f\text{-}THP}$ je koncentrace CHSK rozpuštěných látek po termické hydrolýze

3. VÝSLEDKY A DISKUSE

Účinnost hydrolýzy

Pozitivní efekt hydrolýzy se projevuje převedením části kalu z pevné do kapalné fáze, která je pro anaerobní mikroorganismy výrazně lépe přístupná. Účinnost hydrolýzy se proto hodnotí podle nárůstu rozpuštěných organických látek vyjádřených jako CHSK. Účinnost termické hydrolýzy byla vypočítána jako stupeň dezintegrace (SD) kalu při THP, jinak řečeno účinnost převedení nerozpuštěných organických látek na rozpuštěné.

Průměrná účinnost dezintegrace kalu termickou hydrolýzou v jednotlivých etapách je uvedena v Tab. 1. Výsledky pro surový i přebytečný kal odpovídají obvyklým hodnotám dosahovaným v jiných studiích Higgins a kol. (2017), Han a kol. (2017), Toutian a kol. (2020). Výsledek při THP vyhnilého kalu je nižší, což odpovídá hypotéze, že v průběhu anaerobní stabilizace se v kalu snižuje nejen podíl biologicky rozložitelných organických látek, ale také podíl látek hydrolyzovatelných procesem THP. I účinnost hydrolýzy 14 % však dává předpoklad k významnému navýšení produkce bioplynu.

Tab. 1. *Průměrná účinnost hydrolýzy vyjádřená pomocí stupně dezintegrace v průběhu jednotlivých etap*

	Účinnost hydrolýzy (%)	Koncentrace CHSK rozpuštěných látek v hydrolyzovaném kalu ($g.L^{-1}$)
Bez THP	-	2,36 ± 0,56
THP surového kalu	28	14,22 ± 0,97
THP přebytečného aktiv. kalu	30	20,00 ± 0,71
THP stabilizovaného kalu	14	7,99 ± 4,24

Produkce bioplynu

Literatura uvádí, že THP obvykle přináší navýšení produkce bioplynu v rozmezí 10-30 % Ngo a kol. (2021). Během popisovaných experimentů bylo dosaženo specifických produkcí bioplynu uvedených v Tab. 2.

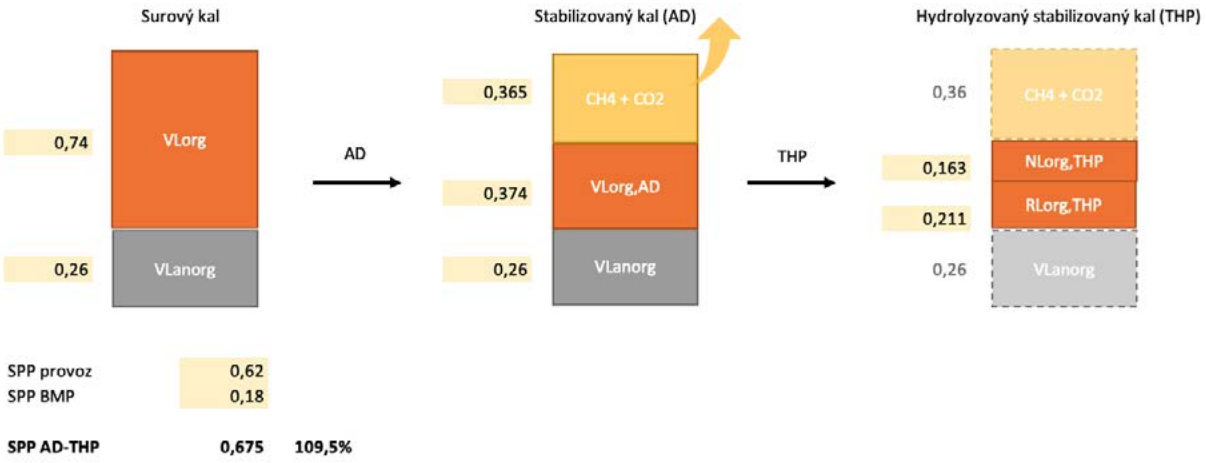
Tab. 2. *Porovnání průměrných specifických produkcí bioplynu a methanu po zapracování anaerobní stabilizace v průběhu jednotlivých etap*

Typ úpravy kalu	Specifická produkce bioplynu (m^3.kg $VLorg^{-1}$)	Specifická produkce methanu (m^3.kg $VLorg^{-1}$)	Podíl methanu v bioplynu
Bez THP	0,46	0,26	57,5
THP surového kalu	0,51	0,30	60,8
THP přebytečného aktivovaného kalu	0,35	0,21	60,0
Fugát po THP stabilizovaného kalu	0,18	0,12	76,9

Výsledky experimentu s THP přebytečného aktivovaného kalu byly ovlivněny nestabilitou anaerobního procesu a hodnota specifické produkce bioplynu zde tedy neindikuje horší rozložitelnost tohoto kalu, ale spíše potenciální inhibici.

U surového kalu hydrolýza zvýšila specifickou produkci bioplynu na 0,51 m^3.kg $VLorg^{-1}$, což je zvýšení téměř o 11 % oproti kontrolnímu provozu v etapě 2. To je výsledek na spodní hranici intervalu, který literatura pro navýšení produkce bioplynu uvádí. Je třeba uvést i to, že mezi provozem s THP (etapa 1) a srovnávacím měřením (etapa 2) uběhlo 6 měsíců, tedy kontrolní provoz probíhal s mírně odlišným složením kalu. Současně se předpokládá, že na výrobu tepla pro THP se zpravidla spotřebuje okolo 10 % produkovaného bioplynu. Zásadní je pak porovnání se specifickou produkcí bioplynu dosahovanou v reálném provozu dvoustupňové termofilní stabilizace, která byla v době experimentů 0,62–0,67 m^3.kg $VLorg^{-1}$.

V poslední etapě, kdy se testovala termická hydrolýza stabilizovaného kalu, byla testována rozložitelnost fugátu po odvodnění, který by se vracel zpět do anaerobní stabilizace pomocí jednorázových testů. Tyto testy ukázaly specifickou produkci bioplynu 0,18 m^3.kg $VLorg^{-1}$. Tuto hodnotu však nelze prostě přičíst, k srovnávací produkci bioplynu bez THP, protože tento bioplyn vzniká jen z malé části organických látek. Bilančním výpočtem (Obr. 3) založeným na specifické produkci bioplynu (SPP) bylo zjištěno, že ve v tomto případě by mohlo dojít k navýšení produkce bioplynu o 9,5 %.



Obr. 3. *Bilanční výpočet teoretické specifické produkce bioplynu (SPP) z THP stabilizovaného kalu*

Kvalita kalové vody

Vzhledem k recirkulaci kalové vody do hlavní čistírenské linky jsou velmi důležité změny v jejím složení. Zvýšení účinnosti rozkladu a solubilizace kalu přináší riziko zvýšení koncentrace organických látek a zejména amoniakálního dusíku. Proto byla kvalita kalové vody sledována a výsledky shrnuje Tab. 3.

Tab. 3. *Průměrné koncentrace CHSK rozpuštěných látek ($CHSK_f$), amoniakálního (N_{amon}) a celkového dusíku (N_{celk}) v průběhu jednotlivých etap*

	$CHSK_f$ ($mg.L^{-1}$)	N_{amon} ($mg.L^{-1}$)	N_{celk} ($mg.L^{-1}$)
Bez THP	3586 ± 279	1496 ± 147	2673 ± 277
THP surového kalu	3280 ± 326	1144 ± 76	2169 ± 88
THP přebytečného aktivovaného kalu	7025 ± 2003	1441 ± 174	2304 ± 295
THP stabilizovaného kalu	7998 ± 4244	1182 ± 62	NA

Naměřené koncentrace s kaly po hydrolýze uvedené v Tab. 3 jsou však ovlivněny naředěním zkondenzovanou parou dodávanou při THP. Pro korektní porovnání koncentrací je proto nutné je korigovat, což je provedeno v Tab. 4. Na základě takto získaných výsledků je možné konstatovat, že po stabilizaci hydrolyzovaných kalů dochází k navýšení koncentrací $CHSK_f$, N_{amon} a N_{celk}. K největšímu navýšení koncentrace došlo u $CHSK_f$ při THP aktivovaného kalu, toto navýšení však bylo způsobeno především nestabilním procesem anaerobní fermentace a vyššími koncentracemi nižších mastných kyselin a nikoli tvorbou organických látek rezistentních vůči anaerobnímu rozkladu.

Tab. 4. *Korigované koncentracea navýšení CHSK rozpuštěných látek, amoniakálního a celkového dusíku*

	$CHSK_f$ ($mg.L^{-1}$)	Zvýšení $CHSK_f$ (%)	N_{amon} ($mg.L^{-1}$)	Zvýšení N_{amon} (%)	N_{celk} ($mg.L^{-1}$)	Zvýšení N_{celk} (%)
THP surového kalu	4592	1,28	1602	1,07	3037	1,14
THP aktiv. kalu	8219	2,29	1686	1,13	2696	1,01

Odvodnitelnost

Odvodnění stabilizovaného kalu bylo prováděno na mobilní odstředivce. Tab. 5 uvádí nejvyšší dosaženou sušinu odvodněného kalu po optimalizaci typu a dávky flokulantu.

Z výsledků je zřejmé, že THP má pozitivní vliv na odvodnitelnost kalů, přičemž zlepšení při hydrolýze surového kalu a přebytečného kalu nelze považovat za technologicky významné, ale zlepšení odvodnitelnosti při THP stabilizovaného kalu o 4,5 procentního bodu lze hodnotit jako slibné, byť dosažené hodnoty sušiny jsou nižší než hodnoty publikované v literatuře 43-47,5 % Svensson a kol. (2018), Svennevik a kol.(2019)

Tab. 5. *Sušiny kalu dosažené po odvodnění na mobilní odstředivce v jednotlivých etapách*

	Sušina kalového koláče (%)
Bez THP	23,8
THP surového kalu	25,0
THP přebytečného aktivovaného kalu	24,8
THP stabilizovaného kalu	28,3

Hygienické zabezpečení

Jako jeden z významných pozitivních efektů THP je rovněž uváděn vysoký stupeň hygienizace, výsledky sledování míry hygienizace v průběhu experimentů uvádí Tab. 6.

Tab. 6. *Zastoupení indikátorových organismů v kalech (vyjádřeno jako počet kolonie tvořících jednotek na 1 gram sušiny kalu)*

	Termotolerantní koliformní bakterie	*Escherichia coli*	Enterokoky	*Salmonella sp*.
Surový kal	1,50E+06- - 6,00E+06	9,80E+05 - 1,03E+06	3,50E+04 - 2,81E+05	ANO
Bez THP	0	0	0	NE
THP surového kalu	0	0	0	NE
THP přebytečného aktivovaného kalu	0	0	0 - 6,33E+02	NE

Stanovení indikátorových organismů ve stabilizovaných kalech v různých etapách potvrdilo, že samotná termofilní anaerobní stabilizace má vysokou hygienizační účinnost a předřazení THP před termofilní stabilizaci již nemá ve sledovaných parametrech prostor pro zlepšování. Jediným případem, kdy se v několika vzorcích objevila přítomnost enterokoků, byla etapa 3, kdy byl hydrolyzován pouze přebytečný aktivovaný kal a nikoli primární a jak již bylo uvedeno v této etapě byl proces anaerobní stabilizace nestabilní. I přesto nejvyšší naměřené hodnoty vyhovují těm nejpřísnějším hygienizačním požadavkům.

Pro etapu 4 (THP stabilizovaného kalu) nebyla kontrola účinnosti hygienizace prováděna, protože je zřejmé, že je-li THP s teplotou 160 ^{o}C zařazena na konci kalové linky po stabilizaci, jsou všechny hodnoty pod mezí detekce.

4. ZÁVĚR

Termická hydrolýza byla testována ve třech technologických variantách pro surový kal, přebytečný aktivovaný kal a pro anaerobně stabilizovaný kal. Ve všech případech byla snížena přítomnost indikátorových patogenních mikroorganismů pod hodnoty požadované pro hygienizaci kalů, v případě surového kalu dokonce pod mez detekce. Ve všech případech došlo k mírnému zlepšení odvodnitelnosti kalů. Nejlepší odvodnitelnosti bylo dosaženo při aplikaci THP na stabilizovaný kal. Při THP surového a přebytečného aktivovaného kalu došlo ke zhoršení kalové vody v parametrech CHSK a N_{amon}. K navýšení specifické produkce bioplynu cca o 10 % došlo při kombinaci THP surového kalu s termofilní anaerobní stabilizací a při

kombinaci THP stabilizovaného kalu s termofilní anaerobní stabilizací. Zde je ovšem třeba počítat také se spotřebou energie na proces THP, která by pokryla nadprodukci bioplynu. Zároveň dosažená specifická produkce bioplynu v poloprovozních podmínkách ani při využití THP surového kalu nedosahovala specifické produkce v provozní dvoustupňové anaerobní termofilní stabilizaci na ÚČOV Praha.

Efekt termické hydrolýzy je nutné vyhodnocovat komplexně pomocí souboru kritérií, které mohou mít ve specifických lokálních případech různou váhu. Na základě provedených poloprovozních experimentů lze konstatovat, že kombinace THP a termofilní anaerobní stabilizace vykazuje rizika, která se mohou projevit jak nestabilitou provozu, tak nižší mírou zlepšení produkce bioplynu než je očekávána u kombinace THP s mezofilním procesem.

PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek mohl vzniknout jen díky finanční podpoře hlavního města Prahy prostřednictvím Pražské vodohospodářské společnosti a.s., které financovalo popisované poloprovozní experimenty. Poděkování za vytvoření prostoru pro experimenty patří také společnosti Pražské vodovody a kanalizace a.s. a společnosti K&K TECHNOLOGY a.s., Klatovy za výrobu poloprovozního zařízení.

SEZNAM LITERATURY

APHA (2005). *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater*, Amer Public Health Assn, Washington, D.C.

Barber, B. (2020). *Sludge Thermal Hydrolysis: Application and Potential*. IWA Publishing.

Han, D., Lee, C. Y., Chang, S. W., & Kim, D. J. (2017). Enhanced methane production and wastewater sludge stabilization of a continuous full scale thermal pretreatment and thermophilic anaerobic digestion. *Bioresource technology*, 245, 1162-1167.

Higgins, M. J., Beightol, S., Mandahar, U., Suzuki, R., Xiao, S., Lu, H. W., ... & Murthy, S. N. (2017). Pretreatment of a primary and secondary sludge blend at different thermal hydrolysis temperatures: Impacts on anaerobic digestion, dewatering and filtrate characteristics. *Water Research*, 122, 557-569.

Mágrová, A., & Jeníček, P. (2021). Thermal hydrolysis to enhance energetic potential of sewage sludge: A review. Paliva, 59–68. doi:10.35933/paliva.2021.02.05Ngo, P. L., Udugama, I. A., Gernaey, K. V., Young, B. R., & Baroutian, S. (2021). Mechanisms, status, and challenges of thermal hydrolysis and advanced thermal hydrolysis processes in sewage sludge treatment. *Chemosphere*, 281, 130890.

Pavez-Jara, J. A., van Lier, J. B., & de Kreuk, M. K. (2023). Accumulating ammoniacal nitrogen instead of melanoidins determines the anaerobic digestibility of thermally hydrolyzed waste activated sludge. *Chemosphere*, 332, 138896.

Svensson, K., Kjørlaug, O., Higgins, M. J., Linjordet, R., and Horn, S. J. (2018). Post-anaerobic digestion thermal hydrolysis of sewage sludge and food waste: Effect on methane yields, dewaterability and solids reduction. *Water Research*, 158–166. [online] https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.008.

Svennevik, O. K., Solheim, O. E., Beck, G., Sørland, G. H., Jonassen, K. R., Rus, E., Westereng, B., Horn, S. J., Higgins, M. J., and Nilsen, P. J. (2019). Effects of post anaerobic digestion thermal hydrolysis on dewaterability and moisture distribution in digestates. *Water Science and Technology*, 1338–1346(7). [online] https://doi.org/10.2166/wst.2019.379.

Toutian, V., Barjenbruch, M., Unger, T., Loderer, C., & Remy, C. (2020). Effect of temperature on biogas yield increase and formation of refractory COD during thermal hydrolysis of waste activated sludge. *Water Research*, 171, 115383.

OBSAH

Možnosti odstraňování genů antibiotické rezistence z čistírenských kalů: Zhodnocení technologií v provozním měřítku

Bartáček J.[1*], Bartáčková J.[1], Beneš O.[2], Demnerová K.[3], Kouba V.[1], Lopez M.[1], Purkrtová S.[3], Říhová Ambrožová J.[1], Sýkorová Z.[2], Škodáková K.[1], Todt V.[2]

[1]Vysoká škola chemicko-technologická, Ústav technologie vody a prostředí, Technická 5, 166 28 Praha 6
[2]Pražské vodovody a kanalizace, a.s., Ke Kablu 971, 102 00 Praha 10, Hostivař
[3]Vysoká škola chemicko-technologická, Ústav biochemie a mikrobiologie, Technická 5, 166 28 Praha 6
[*]autor pro korespondenci, email: jan.bartacek@vscht.cz

ABSTRAKT

Antibiotická rezistence (AR) je mimořádně naléhavým problémem, kterému již v současné době čelí zdravotnictví po celém větě. Ročně je jen v Evropské unii registrováno více než 35 tisíc úmrtí souvisejících s AR a Světová zdravotnická organizace (WHO) předpovídá, že v roce 2050 budou infekce spojené s bakteriemi rezistentními na antibiotika (ARB) celosvětově nejčastější příčinou úmrtí. V tomto příspěvku prezentujeme dosavadní výsledky monitoringu přítomnosti ARG v kalech produkovaných 10 čistírnami odpadních vod v Česku i v zahraničí a hodnotíme data o účinnosti odstranění ARG vlivem různých hygienizačních technologií.

KLÍČOVÁ SLOVA

Anaerobní fermentace; čistírenské kaly; geny antibiotické rezistence; hygienizace; termická lyzace

1. ÚVOD

Antibiotická rezistence (AR) je mimořádně naléhavým problémem, kterému již v současné době čelí zdravotnictví po celém větě. Ročně je jen v Evropské unii registrováno více než 35 tisíc úmrtí souvisejících s AR (ECDC, 2022) a Světová zdravotnická organizace (WHO) předpovídá, že v roce 2050 budou infekce spojené s bakteriemi rezistentními na antibiotika (ARB) celosvětově nejčastější příčinou úmrtí (O'Neill, 2016).

Nadměrné či nesprávné používání antibiotik zvyšuje pravděpodobnost, že se bakteriální kmeny stanou odolnými vůči antibiotikům. DNA rezistentních bakterií obsahuje geny kódující různé mechanismy rezistence a může být přenášena jednak z rodičovských buněk na potomky, jednak prostřednictvím mechanismů horizontálního přenosu genů (HGT). Proto je fenomén šíření antibiotické rezistence (AR) prostřednictvím genů antibiotické rezistence (ARG) i bakterií rezistentních vůči antibiotikům (ARB) považován za jednu z největších zdravotnických hrozeb současnosti.

ARB a ARG se do životního prostředí šíří mj. prostřednictvím vylučováním lidí a zvířat a s tím spojených odpadních vod. Čistírny odpadních vod (ČOV) nejsou navrhovány pro odstraňování ARG a ty se většinou pouze koncentrují v odpadních kalech. Hlavní cestou šíření ARG do prostředí se tak stává aplikace čistírenských kalů v zemědělství, která je v Česku a na Slovensku poměrně běžnou praxí.

Anaerobní fermentace (AD), kompostování a aerobní stabilizace jsou hlavní metody zpracovávání čistírenských kalů, nicméně ne všechny tyto technologie byly studovány z hlediska účinnosti odstranění ARG a ARB. Vzhledem k současnému legislativnímu tlaku na zavádění hygienizačních technologií je užitečné studovat vliv těchto technologií na množství ARG a ARB v kalech aplikovaných na půdu.

V tomto příspěvku prezentujeme dosavadní výsledky monitoringu přítomnosti ARG v kalech produkovaných 10 čistírnami odpadních vod v Česku i v zahraničí a hodnotíme data o účinnosti odstranění ARG vlivem různých hygienizačních technologií. Jednotlivé ČOV byly zvoleny tak, aby pokrývaly širokou škálu metod zpracování kalů včetně různých metod předúpravy vstupního a hygienizace vystupujícího kalu.

2. MATERIÁL A METODY

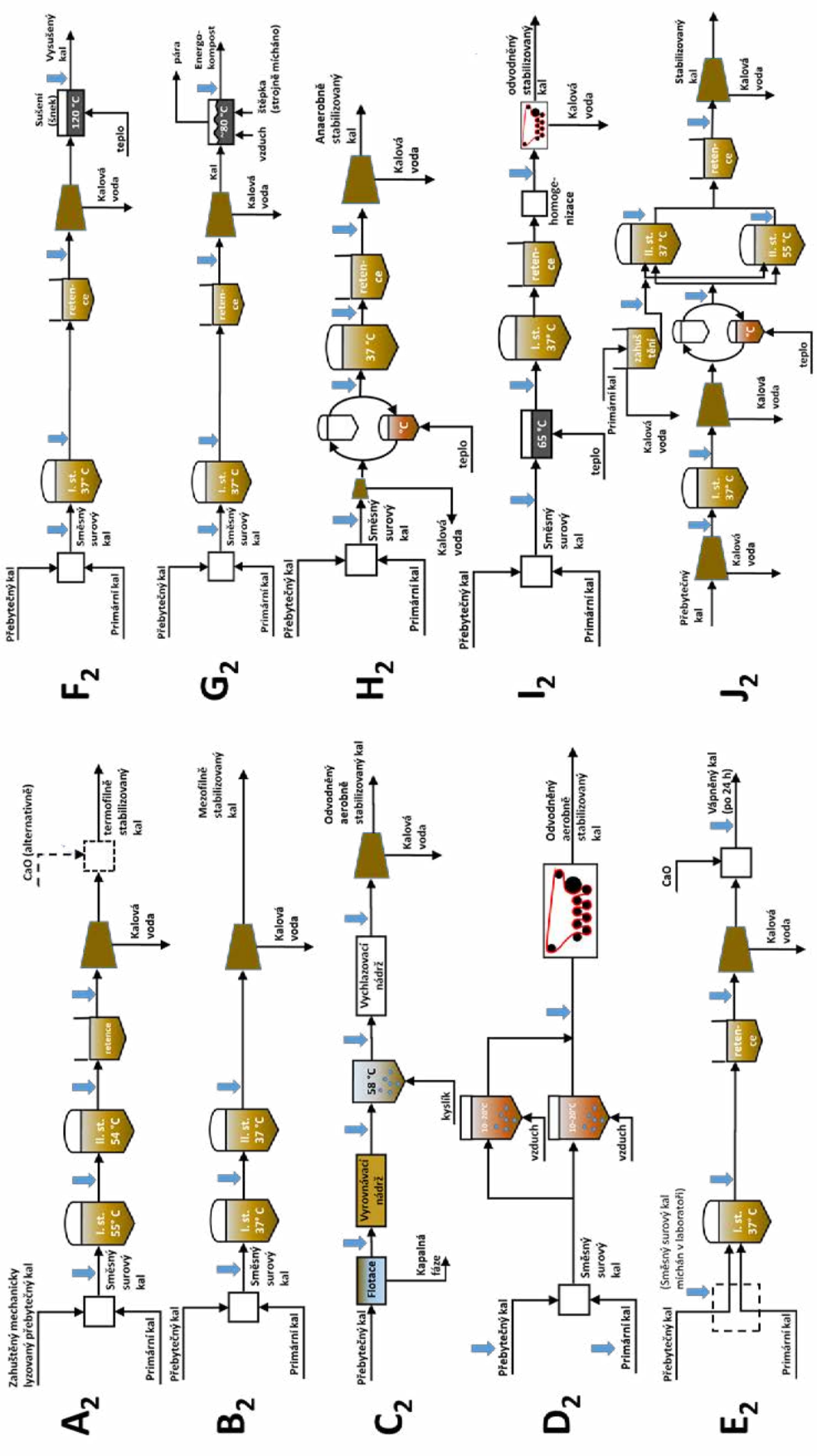
Sledované ČOV

Bylo sledováno 10 městských ČOV ve 4 evropských zemích. Jednotlivé ČOV byly zvoleny tak, aby pokrývaly širokou škálu metod zpracování kalů včetně různé technologie předúpravy vstupního a hygienizace vystupujícího kalu (Obr. 1). Hlavními sledovanými faktory byly: Vliv teploty anaerobní fermentace (2x termofilní, 7x mezofilní), vliv uspořádání anaerobní fermentace (2x dvoustupňová, 6x jednostupňová), vliv redox potenciálu (8x anaerobní fermentace, 2x aerobní stabilizace), vliv hygienizačních technologií (pasterizace, vápnění, sušení) a vliv termické hydrolýzy vstupního kalu (2 uspořádání).

Výběr a stanovení ARG

Z původního výběru 124 ARG byl vybrán užší seznam 10 epidemiologicky významných ARG (*aadA, strB, blaVIM, blaOXA/blaOXA30, ermB, mefB, sul1, tetM, cmlA a mexE*), gen *intl1* (indikátor míry horizontálního přenosu ARG) a gen 16S rRNA jako aproximativní vyjádření množství bakterií ve vzorku. Jednotlivé sledované geny byly vybrány tak, aby byly zahrnuty různé mechanismy antibiotické rezistence účinné proti nejdůležitějším skupinám antibiotik. Zároveň jsme na základě rozboru vzorků z různých ČOV vybrali některé masivně zastoupené (běžné) geny (např. *sul1, ermB* nebo *strB*) a některé geny vyskytující se vzácněji nebo v nízkých koncentracích (např. *mexE*, *mefB* nebo *cmlA*).

Stanovení jednotlivých genů probíhalo na platformě SmartChip Real-Time PCR System (qPCR) od firmy TaKaRa Bio Inc. (Japonsko) a prováděla jej společnost Resistomap (Finsko). Stanovení byla kvantitativní s použitím standardů na bázi technologie gBlocks^{TM} (Integrated DNA Technologies, Inc., UK) a analýza dat byla prováděna na VŠCHT Praha s použitím software R Project. Výsledky byly vyjadřovány v logaritmickém měřítku jako počty kopií daného genu vztažené na gram vzorku (CN/g vzorku) nebo na gram nerozpuštěných látek (CN/g NL_{105}).



Obr. 1. *Přehled technologií nakládání s kaly ve sledovaných ČOV (A_2 – J_2). Modré šipky označují vzorkovací místa.*

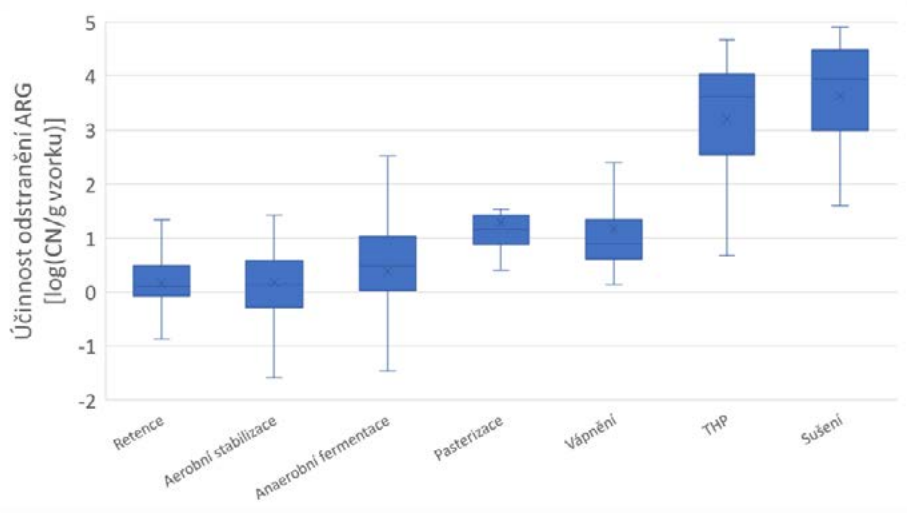
3. VÝSLEDKY A DISKUSE

Účinnost jednotlivých technologických stupňů

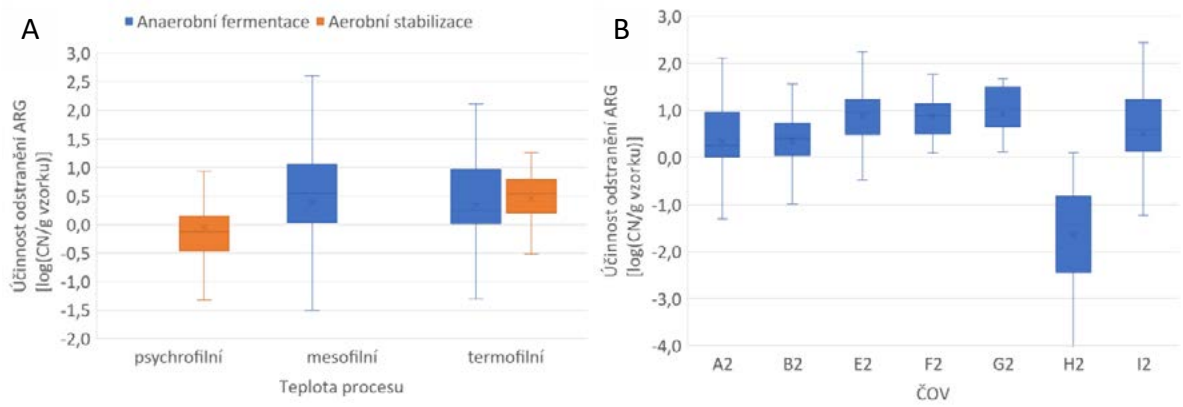
Účinnost odstranění ARG v celé kalové lince se na jednotlivých ČOV pohybovala v rozsahu od 0,5 (tj. 68 %) do 5 log jednotek (tj. 99,999 %). Jednoznačně nejvyšší účinnost odstranění ARG (3,5 – 4,0 log jednotek) dosahovaly technologie s použitím teplot výrazně nad 100 ˚C, tj. sušení a termická hydrolýza (THP) (Obr. 2). Nižší účinnosti, cca 1 log jednotka (tj. 90 %) dosahovala pasterizace a vápnění a anaerobní fermentace i aerobní stabilizace dosahovaly účinností maximálně v rozsahu 0,5 – 1 log jednotky.

Teplota procesu hrála roli u aerobní stabilizace, kdy psychrofilní proces (teplota odpadní vody) nevykazoval prakticky žádné odstranění ARG, zatímco tzv. autotermní aerobní stabilizace (cca 58 ˚C) dosahovala účinnosti cca 0,5 log jednotky. Naproti tomu u anaerobní fermentace nebyl pozorován statisticky významný vliv použitých teplot (Obr. 3A).

Mezi jednotlivými ČOV byly zaznamenány statisticky významné rozdíly v účinnosti anaerobní fermentace, která se pohybovala (střední hodnota) od 0,5 do 1,0 log jednotky (Obr. 3B). Výrazně negativní účinek anaerobní fermentace u ČOV H_2 byl dán tím, že do fermentoru vstupuje kal z THP s extrémně nízkou koncentrací ARG. Následující anaerobní stupeň tak pozitivní efekt THP do značné míry snižuje, pravděpodobně vlivem kontaminace fermentoru a obnovené replikace ARG. U ostatních sledovaných ČOV koncentrace ARG v kalu podél kalové linky vždy monotónně klesala.



Obr. 2. *Účinnost jednotlivých technologických stupňů při odstraňování ARG z kalů.*



Obr. 3. *Porovnání účinnosti odstranění ARG (A) v anaerobní a aerobní stabilizaci za různých teplot a (B) v anaerobní fermentaci na různých ČOV.*

4. ZÁVĚR

Naše výsledky ukazují, že běžné metody stabilizace kalů mohou zajistit maximálně 90 % (0,5 - 1,0 log) odstranění jednotlivých ARG z kalu. Lepších výsledků nedosahují ani jinak velmi účinné hygienizační postupy jako je pasterizace, termofilní anaerobní fermentace nebo vápnění. Větší účinnost (4 log a více) dosahují destruktivní procesy (THP a sušení), které však musí být zařazeny na samém konci technologické linky, jinak dochází ke zpětné kontaminaci kalu.

V současnosti neexistuje legislativa stanovující limity obsahu ARG ve výstupním kalu. Není ani stanovena míra rizika, kterou pro veřejné zdraví představuje šíření ARG do prostředí. Je však jasné, že šíření ARG přes ČOV je zásadním problémem a v budoucnu bude nutné se mu dále věnovat.

PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek vznikl z finančních prostředků projektu TA ČR SS01020112 „Technologie pro odstranění antibiotické resistence z čistírenských kalů aplikovaných v zemědělství“.

SEZNAM LITERATURY

European Centre for Disease Prevention and Control. (2022). Antimicrobial resistance in the EU/EEA (EARS-Net) - Annual Epidemiological Report 2021, *ECDC*, Stockholm.

O'Neill, J. (2016). *The review on antimicrobial resistance. Tackling Drug-Resistant Infections Globally: Final Report and Recommendations.* Dostupné online: https://amr-review.org/sites/default/files/160518_Final%20paper_with%20cover.pdf.

OBSAH

Odstraňování genů antibiotické rezistence z čistírenských kalů v podmínkách pasterizace

Havlík J.[1,2]*, Budatala J.M.[2], Bartáčková J.[2], Mágrová A.[2], Jeníček P.[2], Srb M.[1], Sýkorová Z.[1], Sýkora P.[1], Beneš O.[3], Todt V.[1], Kouba V.[2], Bartáček J.[2]

[1]Pražské vodovody a kanalizace, a.s., Ke Kablu 971, 102 00 Praha 10

[2]Vysoká škola chemicko-technologická, Ústav technologie vody a prostředí, Technická 5, 166 28 Praha 6

[3]Veolia Česká republika, a.s., Na Florenci 2116/15, Nové Město, 110 00 Praha 1

**autor pro korespondenci, email: jan.havlik@pvk.cz*

ABSTRAKT

Výskyt genů antibiotické rezistence (ARG) v životním prostředí se stává čím dál více alarmujícím faktorem. Podle organizace WHO je antibiotická rezistence definována jako rezistence mikroorganismu na lék, který již byl na daný mikroorganismus použit, a je také jedním z vedlejších účinků nesprávného (nad)užívání antibiotik a dezinfekce. V této práci odprezentujeme výsledky 1) získané z provozování poloprovozní pasterizační jednotky, kde jsme sledovali vliv různých teplot a časů pasterizace právě na odstranění genů antibiotické rezistence z různých druhů kalů a 2) z laboratorních testů s účelem ověření opětovného nárůstu ARG.

KLÍČOVÁ SLOVA

Bakterie rezistentní k antibiotikům; čistírenské kaly; geny antibiotické rezistence; pasterizace; poloprovozní jednotka

1. ÚVOD

Geny antibiotické rezistence

Geny antibiotické rezistence (ARG) jsou genetické prvky nalezené v bakteriích a dalších mikroorganismech. Tyto geny poskytují bakteriím schopnost odolávat účinkům antibiotik. ARG mohou být přirozeně přítomny v bakteriích nebo mohou být získány mechanismy přenosu genů, jako je například horizontální přenos genů. Když bakterie získají geny rezistence vůči antibiotikům, mohou se stát rezistentními vůči konkrétním antibiotikům, takže antibiotika jsou vůči nim méně účinná nebo zcela neúčinná.

Existuje několik druhů ARG dokazující rezistenci na velké množství antibiotik, jakými jsou například tetracyklin, aminoglykosid, sulfonamidy či β-laktam. Místy kde je lze nalézt, jsou například různá místa kalového hospodářství na čistírnách odpadních vod (ČOV), na odtocích z ČOV či nemocničních zařízení, ze zařízení zabývajících se chovem dobytka, ale již také v přírodně se vyskytujících vodách.

Pasterizace

Jednou z možných metod odstranění ARG z kalu je metoda pasterizace. Je to proces, při kterém je kal zahřát na určitou teplotu po určitou dobu, přičemž minimální podmínky parametrů jsou 70 °C po dobu alespoň 30 minut. Burch a kol. (2017) zjistili, že pasterizace již při 70 °C po dobu 30 minut byla schopna odstranit všechny patogeny z kalu, ale přinesla nepřívětivé výsledky, co se odstraňování ARG týče. Vyšší teplota pasterizace zajišťuje devitalizaci většiny mikroorganismů přítomných v kalu a v laboratorních podmínkách (teplota 60-95 °C, doba zdržení 120 min) se osvědčila jako vhodná pro testování ve větším měřítku.

Cíle práce

Hlavním účelem této práce byl provoz pasterizační jednotky v poloprovozních podmínkách. Sestává se z několika nádrží, přičemž hlavní část procesu tvoří nádrže předehřívací a pasterizační. Pilotní jednotka byla provozována se třemi různými druhy kalů (vyhnilý, směsný surový a přebytečný) za různých časů a teplot pasterizace. Zvolenými časy pasterizace byly 0,5; 1 a 2 hodiny. Teploty pasterizace byly na počátku 70, 90, 110 a 130 °C a v pozdější době došlo ke zúžení teplot na 90, 95 a 100 °C. Zaměřili jsme se na 10 genů rezistence (*aadA_1*, *strB*, *blaVIM*, *blaOXA*/*blaOXA30*, *mexE*, *ermB_2*, *mefB*, *sul1_2*, *tetM*, *cmlA_2*) a integron *Intl1* a 16S rRNA. Geny byly detekovány metodou high-throughput real-time PCR (Resistomap, Finsko).

Ve studii Burch a kol. (2017) bylo také zjištěno, že všechny ARG (*ermB*, *sul1*, *tetA*, *tetW*, *tetX*), MGE (*intl1*) a 16S rRNA zaznamenaly nárůst v rozmezí 1-2 log jako výsledek procesu pasterizace, kdy existovalo pravděpodobné vysvětlení, že ačkoli byly mikroorganismy zničeny, DNA zůstala nedotčená. Dalším cílem práce tedy bylo ověřit opětovný nárůst ARG v anaerobní stabilizaci do níž vstupuje pouze hydrolyzovaný kal. ARG totiž následně opět narůstají ve stabilizačních nádržích, a tak vzešla otázka, zda bude k nárůstu docházet i v kombinaci s inokulovaným/granulovaným kalem, který by ARG obsahovat neměl. Byly tedy zkoumány 3 různé kaly (hydrolyzovaný primární, hydrolyzovaný směsný surový a hydrolyzovaný vyhnilý) v kombinaci s granulovaným kalem z UASB reaktoru a porovnávány s kombinací stejných kalů, tentokrát již s kalem z mezofilního vyhnívání. V průběhu byla měřena produkce bioplynu, jak objem, tak složení, a měřena přítomnost genů antibiotické rezistence. Závěrem se očekává, že v hydrolyzovaném kalu v kombinaci s inokulovaným/granulovaným kalem bez genů rezistence nedochází ke znovunarůstání genů antibiotické rezistence.

2. MATERIÁL A METODY

Pilotní pasterizační jednotka

Jednotka se skládá z několika jednotlivých nádrží:

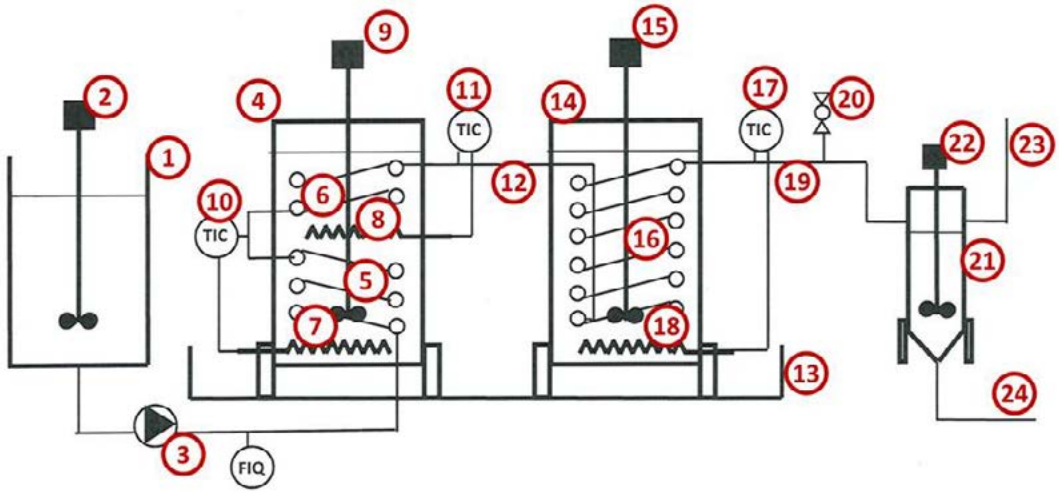
Akumulační nádrž pro kal N2 sloužící k akumulaci kalů před provozem zařízení.

Předehřívací nádrž NP1 pro předehřev vstupního kalu pomocí topných těles pro přímý ohřev teplosměnného oleje.

Operační/pasterizační nádrž NP2 je srdcem celé jednotky, jelikož se stará o dosažení sledované pasterizační teploty.

Uskladňovací nádrže NP3 a NP4 poté slouží k akumulaci pasterovaného kalu po jeho vypuštění z nádrží NP1 a NP2.

Jednotlivé nádrže včetně dalších provozních zařízení vyskytujících se na jednotce lze vidět na přiloženém schématu níže (Obr. 1) a jsou popsány v Tab. 1.



Obr. 1. *Schéma poloprovozní pasterizační jednotky*

Tab. 1. *Seznam vztahových značek poloprovozní pasterizační jednotky*

1	akumulační nádrž na kal	9	vrtulové míchadlo teplosměnného média	17	teploměr pro měření teploty kalu v potrubní spirále
2	vrtulové míchadlo akumulační nádrže na kal	10	teploměr pro měření teploty kalu v dolní potrubní spirále	18	topné těleso pasterizačního reaktoru
3	vřetenové čerpadlo	11	teploměr pro měření teploty kalu v horní potrubní spirále	19	potrubí odvodu pasterizovaného kalu
4	nádrž na předehřev kalu	12	tepelně izolované odběrné potrubí	20	tlakový regulační ventil
5	dolní potrubní spirála nádrže předehřevu kalu	13	ocelová záchytná vana	21	akumulační nádrž pasterizovaného kalu
6	horní potrubní spirála nádrže předehřevu kalu	14	pasterizační reaktor	22	vrtulové míchadlo akumulační nádrže na pasterizovaný kal
7	dolní topné těleso nádrže předehřevu kalu	15	vrtulové míchadlo teplosměnného média	23	odplyňování
8	horní topné těleso nádrže předehřevu kalu	16	potrubní spirála pasterizačního reaktoru	24	potrubí pro odběr kalu

Monitorování ARG během pasterizace

Důvodem pro volbu sledování konkrétních genů byl jejich výskyt v kalech a jejich potenciální dopad na životní prostředí.

Všechny geny byly detekovány metodou high-throughput real-time PCR s pomocí společnosti Resistomap sídlící ve Finsku.

Pro analýzu qPCR se používá speciální čipový systém SmartChip Real-Time PCR System (Takara, Japonsko). Všechny protokoly PCR jsou optimalizovány pro stejný teplotní profil (60 °C).

Kaly používané při laboratorních podmínkách
Granulovaný kal použitý pro naše testy byl poskytnut z čistírny odpadních vod pivovaru o kapacitě 60 000 EO, kde je využito technologie UASB reaktoru.

Mezofilní kal použitý pro naše testy byl poskytnut z městské čistírny odpadních vod o kapacitě 60 000 EO.

Izolace genů antibiotické rezistence
Izolace genů je základní proces v molekulární biologii, který zahrnuje extrakci specifických genů nebo fragmentů DNA z genomu organismu.

Vzorky pro naše izolaci jsme získali z námi sledovaných kalů po každé části experimentu (0, 10, 20 a 30 dní). Než jsme mohli začít s procesem izolace, byly naše vzorky uloženy v mrazáku po dobu nejméně 24 hodin.

V laboratorních podmínkách jsme se zaměřili na měření genů izolační metodou pomocí Dneasy® PowerSiol® Pro Kit. Přesný proces izolace je popsán v protokolu této sady.

qPCR
V laboratorních podmínkách jsme se zaměřili na měření 16S rRNA, *Intl 1*, *sul 1* a *tetO*.

qPCR amplifikace byly prováděny v systému QuantStudio™ 5 Real-Time PCR System (Applied Biosystems™, USA) s použitím reakčního objemu 20 ul s následujícími podmínkami: 95 °C počáteční aktivační krok po dobu 15 minut, poté následovalo 40 amplifikačních cyklů při teplotě 55 °C po dobu 30 s pro 16S rRNA a 60 °C po dobu 30 s pro zbylé 3 geny. Další kroky jsou: denaturace (95 °C po dobu 15 s), žíhání (popsáno výše podmínkami cyklování), polymerace (72 °C po dobu 30 s) a konečná polymerace (72 °C po dobu 8 minut).

Pro ARG byly v qPCR použity pouze triplikáty – izolace byla provedena pouze jednou na každý vzorek.

Reagencie použité pro přípravu mastermixu (vyjádřeno pro jednu reakci):

NFW (Nuclease Free Water) – 13,2 µl

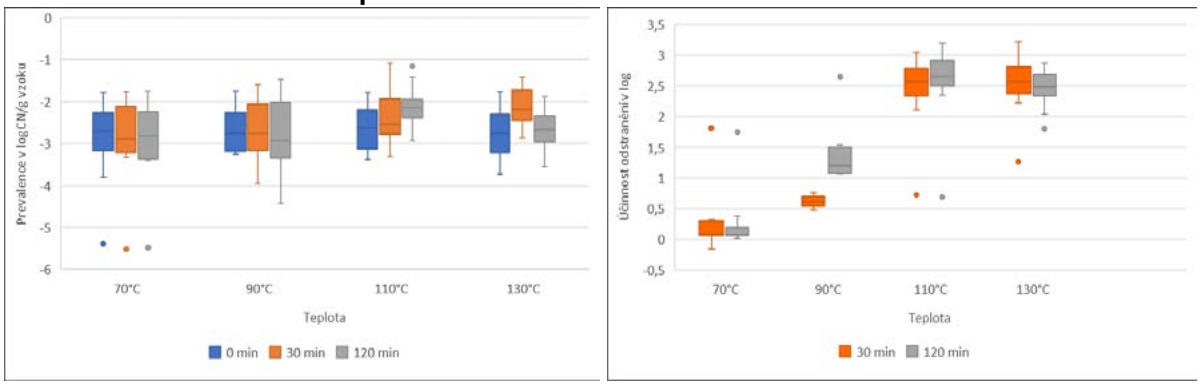
HOT FIREPol® EvaGreen® qPCR Supermix – 4 µl

Primer A (forward) – 0,4 µl

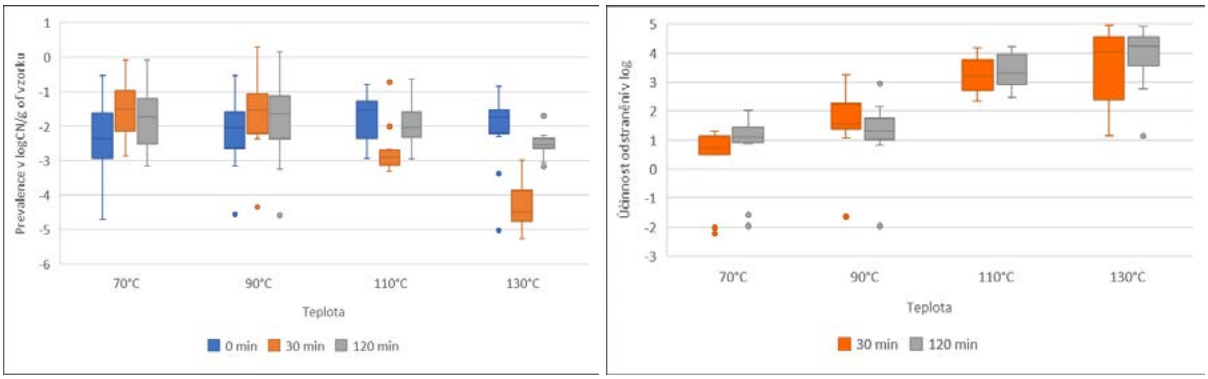
Primer B (reverzní) – 0,4 µl

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

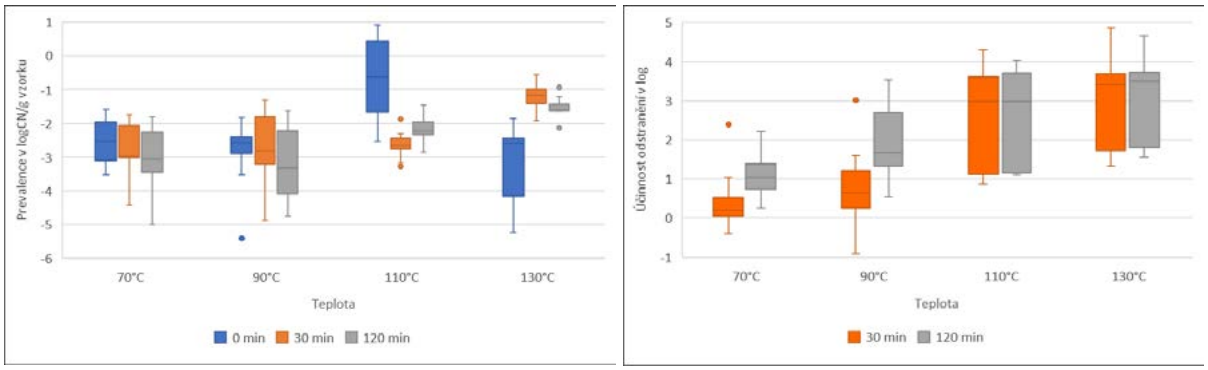
Monitorování ARG během pasterizace



Obr. 2. *Prevalence ARG (vlevo) a účinnost odstranění ARG (vpravo) ve vyhnilém kalu při různých dobách a teplotách pasterizace*



Obr. 3. *Prevalence ARG (vlevo) a účinnost odstranění ARG (vpravo) ve směsném surovém kalu při různých dobách a teplotách pasterizace*



Obr. 4. *Prevalence ARG (vlevo) a účinnost odstranění ARG (vpravo) v přebytečném aktivovaném kalu při různých dobách a teplotách pasterizace*

Nejvyšší účinnost odstranění ARG byla pozorována u pasterizace při teplotách 110 a 130 °C, k menšímu odstranění však již docházelo při nižší teplotě 90 °C. Tato skutečnost byla nejvýznamnější pro experimenty s vyhnilým kalem. Vzhledem k tomu, že existuje takový rozdíl v účinnosti pasterizace mezi teplotami 90 °C a 110 °C, bylo by zajímavé dále studovat tento interval pro určení nejnižší teploty účinně odstraní ARG.

Doba zahřívání 30 minut byla dostatečná pro odstranění více než 3 log jednotek odstranění ARG při 110 a 130 °C, s mírným dalším zlepšením pro 120minutovou pasterizaci. Tyto výsledky

jsou dobře srovnatelné s několika dalšími studiemi. Haffiez a kol., 2022 dokázal dosáhnout nejvyššího odstranění ARG až do teploty 140 °C a Cai a kol., 2021 dokonce při teplotě 160 °C. Ve výzkumu Cai a kol., 2022 bylo tentokrát možné odstranit ARG za pouhých 30 minut, ale opět při vyšší teplotě (140 °C) a s mnohem menší účinností.

Pokles abundance ARG vzhledem k 16S rRNA ukazuje, že jednotlivé geny jsou z kalu odstraňovány neselektivně. Jediným případem, kdy byla prevalence ARG odlišná, byl směsný surový kal při teplotách 110 a 130 °C a době trvání 30 minut.

qPCR

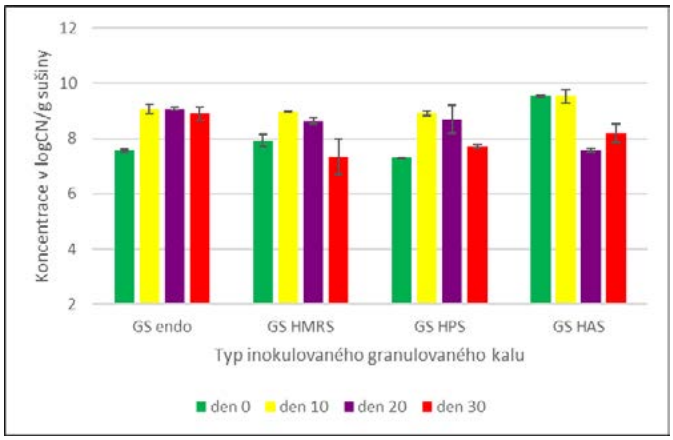
Neočekávalo se, že by průmyslový granulovaný kal odebraný z bioreaktoru pro úpravu odpadních vod pivovaru obsahoval velké množství genů rezistentních vůči antibiotikům. Je tedy zajímavé, že naše experimentální data ukázala, že obsah většiny ARG v granulovaném kalu byl podobný hodnotám zjištěným ve vyhnilém kalu z městské čistírny odpadních vod. Obecně vzato, kal z městské ČOV obsahoval méně 16S rRNA na gram vyhnilého kalu než granulovaný kal.

V laboratorních experimentech byl gen *tetO* odstraněn neselektivně spolu s veškerou DNA v jak v mezofilním tak i granulovaném kalu.

Pro *Intl1* se ukázalo, že kombinace vyhnilého kalu s hydrolyzovaným odstraňuje samotné ARG přítomné v daném vyhnilém kalu. Mezi 20. a 30. dnem se však abundance ARG opět zvýšila. Konečná hodnota však ukazovala stále nižší obsah ARG ve vyhnilém kalu než na začátku experimentu.

Sul1 byl v průběhu experimentu odstraněn neselektivně spolu s celkovou 16S rRNA v mezofilním i granulovaném kalu. Jediným odlišným případem je kombinace granulovaného kalu s hydrolyzovaným aktivovaným kalem.

Přes všechny tyto rozdíly se koncentrace ARG po ukončení našeho experimentu ve většině případů snížila, nebo se alespoň nezměnila. A celkově se pro alespoň částečnou separaci ARG a jejich odstranění osvědčil granulovaný kal.



Obr. 5. *Koncentrace Intl1 během doby laboratorního experimentu pro granulovaný kal*

4. ZÁVĚRY

Z provozu poloprovozní pasterizační jednotky lze usoudit, že teploty 70 a 90 °C nejsou pro odstranění ARG dostatečně účinné, proto je nutné volit teploty vyšší (110 a 130 °C). Při těchto teplotách lze za adekvátní dobu pasterizace považovat 30 nebo 120 minut.

Vytvořili jsme tak teplotní rozmezí (90-110 °C), které je vhodné pro další pozorování, neboť právě v této části nastávají podmínky vhodné pro odstranění genů rezistence na antibiotika. Byly tedy naplánovány další procesy s testováním pilotu za specifičtějších teplot (90, 95 a 100 °C) a doby pasterizace (0,5 h; 1 h a 2 h) se stejnými testovanými kaly.

Pokud se však na ARG podíváme z pohledu jejich odstranění z celkové genové informace, vidíme, že bohužel nejsou odstraňovány selektivně. Jedinou výjimkou, kdy je prevalence ARG rozdílná, je směsný surový kal při teplotách 110 a 130 °C a době trvání 30 minut.

Při našem testu provedeném na VŠCHT Praha jsme pozorovali, že jednotlivé sledované AGR (*tetO*, *Intl1* a *sul1*) se během experimentu chovaly mírně odlišně. Přes všechny tyto rozdíly lze usoudit, že i když se množství genů rezistence na antibiotika během experimentu (10. nebo 20. den) zvýšilo, byly po 30 dnech experimentu odstraněny a po skončení našeho experimentu koncentrace genů ARG ve většině případů klesly pod počáteční hodnotu nebo se od této hodnoty při nejmenším nezměnily. ARG však byly selektivně odstraněny pouze ve vzácných případech. Obvykle byly odstraněny spolu s celkovou 16S rRNA. Pro alespoň částečnou separaci ARG a jejich odstranění se osvědčil granulovaný kal.

PODĚKOVÁNÍ

Publikace byla vytvořena v rámci projektu ARG Tech, který byl financován agenturou TAČR.

SEZNAM LITERATURY

Barber W. P. F. (2016). Thermal hydrolysis for sewage treatment: A critical review, *Water Research*, 53-71.

Burch T. R., Sadowsky M. J., LaPara T. M. (2013). Aerobic digestion reduces the quantity of antibiotic resistance genes in residual municipal wastewater solids. *Frontiers in Microbiology*, 4, 1–9.

Cai Ch., Hui X., Yang W., Hua Y., Liu H., Dai X. (2022). Implications for mitigation of antibiotic resistance: Differential response of intracellular and extracellular antibiotic resistance genes to sludge fermentation coupled with thermal hydrolysis. *Water Res*, 209.

Cai Ch., Hu Ch., Yang W., Hua Y., Li L., Yang D., Dai X. (2021). Sustainable disposal of excess sludge: Post-thermal hydrolysis for anaerobically digested sludge. *Journal of Cleaner Production*, 321.

Haffiez N., Aziz S. M. M., Zakaria B. S., Dhar B. R. (2022). Propagation of antibiotic resistance genes during anaerobic digestion of thermally hydrolyzed sludge and their correlation with extracellular polymeric substances. *Scientific Reports*, 12.

Uisk Ch. (2021) Effect of temperature on the removal of antibiotic resistance genes in sewage sludge via anaerobic digestion and pasteurisation. University of Chemistry and Technology Prague.

OBSAH

Dostupné a nově vyvíjené metody pro odstraňování dusíku z kapalného zbytku po anaerobní fermentaci

Kouba V.*, Karmann Ch., Mágrová A., Jeníček P., Bartáček J.
Vysoká škola chemicko-technologická, Ústav technologie vody a prostředí, Technická 5, 166 28 Praha 6
**autor pro korespondenci, email: vojtech.kouba@vscht.cz*

ABSTRAKT
Postupně zpřísňující se požadavky na kvalitu odtoku z ČOV, tlak na energetickou soběstačnost a potřeba snižovat náklady stimulují vývoj efektivnějších technologií odstraňování nutrientů z odpadních vod, a to včetně dusíku. V této práci shrnujeme zavedené i nové metody odstraňování a recyklace dusíku z koncentrovaných odpadních vod, konkrétně fugátu z anaerobní fermentace. Zaměřujeme se na jejich aplikační potenciál co do nákladů a udržitelnosti. Dnes je zavedenou a cenově nejefektivnější technologií pro odstraňování dusíku z fugátu částečná nitritace-anammox. Důvodem je úsporná metabolická dráha, oxidující pouze polovinu amoniaku na dusitany, a dále anaerobní oxidace zbylého amoniaku na N_2.

KLÍČOVÁ SLOVA
Anaerobní oxidace amoniaku; částečná nitritace-anammox; fugát; nitritace-denitritace; oxid dusný; spotřeba energie

1. ÚVOD

Fugát typicky obsahuje 10-20 % dusíkatého zatížení ČOV, a vzhledem ke zpřísňujícím se požadavkům na kvalitu odtoku z ČOV, energetickou soběstačnost a snižování náklady je proto na řadě ČOV v zahraničí dusík ve fugátu odstraňován separátně. V této práci mezi sebou srovnáváme technologie pro odstranění či recyklaci dusíku z koncentrovaných vod jako např. fugáty z anaerobní fermentace, diskutujeme jejich aplikovatelnost, účinnost odstranění dusíku, spotřebu elektrické energie a environmentální aspekty.

2. CHARAKTERISTIKA FUGÁTU

Jako fugát nebo-li kalová voda označujeme kapalný zbytek digestátu. Tato práce se zabývá fugátem z anaerobní fermentace, který obsahuje koncentrace Namon 0,5-1,5 g/l a relativně nízký poměr CHSK:N (<1). Obsah nerozpuštěných látek závisí na metodě a míře optimalizace odvodnění. Odvodnění fugátu může též snížit jeho teplotu, nicméně kalové vody mývají teplotu mezi 30-37 °C. Další klíčové aspekty fugátu bývají obsah biologicky rozložitelných organických látek, neutralizační kapacita, koncentrace solí, fosforečnanů, vápníku a hořčíku a mikronutrientů. Kvalita kalové vody je zásadně ovlivněna složením odpadní vody, konfigurací linky ČOV, provozními parametry anaerobní fermentace (př. ko-fermentace kalů spolu s dalšími odpady) či různými technologiemi pro před- nebo doúpravu kalů (př. termická hydrolýza).

3. BIOLOGICKÉ PROCESY ODSTRAŇOVÁNÍ DUSÍKU

Biologické procesy jsou známé nízkými investičními i provozními náklady, přičemž u metabolismu dusíku došlo v posledních dekádách k zásadnímu posunu od kompletní nitrifikace-denitrifikace směrem ke zkráceným metabolismům jako je částečná nitritace-anammox nebo-li deamonifikace, či nitritace-denitritace. Důvodem přechodu na zkrácené procesy, především na deamonifikaci, byly především nižší provozní i investiční náklady díky úspornému metabolismu.

Nitrifikace-denitrifikace

Nitrifikace spočívá v oxidaci amoniaku na dusitany nitritačními bakteriemi a následné oxidaci dusitanů na dusičnany nitratačními bakteriemi. Pro zajímavost, tzv. comammox bakterie *Nitrospira* též obsahují kompletní nitrifikační dráhu (Van Kessel a kol., 2015). Denitrifikace redukuje oxidované formy dusíku z dusičnanů na dusitany, oxid dusnatý a dusný až na N_2. Tato denitrifikace soupeří s disimilativní redukcí dusičnanů na amoniak (DNRA), nicméně DNRA se zásadně projevuje hlavně při limitaci dusičnanů. Provozně zajímavými aspekty nitrifikace-denitrifikace je spotřeba kyslíku pro nitrifikaci a organického substrátu pro denitrifikaci. Tyto faktory nejen že zásadně ovlivňují ekonomiku těchto procesů, ale též emise zmíněného oxidu dusného, silného skleníkového plynu. Např. poměr CHSK:N nižší než 4 může u denitrifikace způsobit emise N_2O vyšší než 5% (poměr 3) či dokonce 26% (poměr 1) (Stenström a kol., 2014; Wu a kol., 2014).

Částečná nitritace/anammox nebo-i deamonifikace

V dnešní době je zavedenou a cenově nejefektivnější technologií pro odstraňování dusíku z fugátu částečná nitritace-anammox (Tab. 1). Důvodem je výjimečně úsporná metabolická dráha, ve které je pouze polovina amoniaku oxidována do stupně dusitanů, a tyto dusitany jsou následně využity jako donor elektronů pro anaerobní oxidaci zbylého amoniaku (anammox = anaerobic ammonium oxidation). Oproti dalším biologickým procesům odstraňování dusíku může jednostupňová deamonifikace produkovat relativně nízká množství skleníkových plynů (Tab. 2).

Dle našich informací se tyto technologie aplikují na více než 150 ČOV celé Evropě např. včetně Nizozemí, Rakouska, Německa, Polska, především kvůli úsporám elektrické energie (cca 50% úspora) i investičních nákladů na aeraci a dále kvůli zásadním úsporám organického substrátu pro denitrifikaci (cca 80%) (Lackner a kol., 2014). Autotrofní charakter anammox bakterií umožňuje nejen odstraňování dusíku bez organického substrátu, ale též znamená relativně nízkou produkci kalu. Proto je kal z anammox technologií brán za cennou surovinu. Nitritační bakterie typicky kultivujeme spolu s anammox bakteriemi v jedné nádrži. Anammox jsou typicky agregovány do granulí, nebo kultivovány ve formě biofilmů na plastových nosičích biomasy. Některé z technologických variant separují biomasu anammox od vloček obsahující nitritační a též potenciálně nežádoucí nitratační bakterie pomocí hydrocyklonů nebo sít. Více než dvě dekády zkušeností je s technologiemi ANAMMOX® od společnosti Paques (NL), AnitaMOX™ od AnoxKaldnes (SWE) a DEMON® od ARAconsult (A).

Nitritace-denitritace

Nitritace-denitritace spočívá s oxidaci Namon do stupně dusitanů a následné redukci dusitanů na N_2, a má několik provozních aplikací (Kroiss and Klager, 2018; Schaubroeck a kol., 2015). Tento proces vyžaduje dávkování externího substrátu (př. methanol), fermentovaného primárního kalu či případně odsazené odpadní vody. Oproti nitrifikaci-denitrifikaci redukuje spotřebu kyslíku o 25 % (Tab. 1) a organického substrátu o 40 % a při vhodném provozu (rozfázování aerace a dávkování externího substrátu, vhodná koncentrace kyslíku) může produkovat méně emise oxidu dusného nižší než 2 % z dusíkatého zatížení reaktoru (Tab. 2).

Autotrofní denitrifikace využívající jako donor elektronů síru či methan

Biochemickou redukci dusíku lze realizovat i pomocí autotrofních procesů využívajících jako donory elektronů síru (př. H_2S) či methan z bioplynu generovaného na ČOV. Tyto alternativní donory elektronů nahrazují organický substrát pro heterotrofní denitrifikaci a jsou biochemicky oxidovány za současné redukce dusíkatých látek. Dle našich informací se tyto procesy pro odstraňování dusíku z fugátu zatím nepoužívají. Principálně mohou napomoci v kombinaci s procesem deamonifikace, který přeměňuje max 11 % vstupního N na dusičnany, a synergie deamonifikace s autotrofní denitrifikací by mohlo napomoci zredukovat toto malé množství dusičnanů na dusitany, a tak dodatečně zvýšit účinnost odstranění dusíku.

4. ELEKTROCHEMICKÉ A BIOELEKTROCHEMICKÉ METODY

Elektrochemické metody spočívají v přeměně disociovaného Namon na volný amoniak na alkalizující katodě. Volný Namon je následně odstraněn řadou různých metod a ideálně recyklován. Tento koncept byl otestován na jiných koncentrovaných vodách (př. žluté vody). Podobně elektrodialýza využívá řadu katexových membrán a koncentruje ionty aplikací proudu mezi anodu a katodu. Elektrodialýza byla úspěšně otestována na fugát v pilotním měřítku (Ward a kol., 2018). Bioelektrochemické metody kombinují elektrochemické metody s biologickými procesy, byly úspěšně otestovány na fugátu v pilotním měřítku, viz Tab. 1, podobně jako všechny biochemické procesy jsou zdrojem emisí oxidu dusného viz Tab. 2.

Tab. 1. *Spotřeba energie technologií odstraňující dusík vztažená na odstraněné zatížení dusíku (N).*

Technologie	Spec.	Spotřeba energie (kWh/kg)	Zdroj
Nitrifikace/denitrifikace	Plný provoz	6,5	(Wett, 2007)
	Plný provoz	4,0	(Lackner a kol., 2014)
	Plný provoz	6,2	(Schaubroeck a kol., 2015)
Nitritace/denitritace	Plný provoz	2,2	(Wett, 2006)
	Plný provoz	2,6	(Wilson a kol., 2014)
	Plný provoz	2,7	(Schaubroeck a kol., 2015)
Částečná nitritace/anammox	Plný provoz	1,2	(Jardin a kol., 2006)
	Plný provoz	0,8	(Wett, 2006)
	Plný provoz	0,8–2,0	(Lackner a kol., 2014)
	Plný provoz	1,5	(Schaubroeck a kol., 2015)
	Plný provoz	1,0	(Driessen and Hendrickx, 2021)
Bioelektrochemické procesy	Laboratoř	3,8–20,5	(Wu and Modin, 2013)
	Laboratoř	6,0	(Gildemyn a kol., 2015)
	Laboratoř	5,0	(Rodrigues a kol., 2020)
	Laboratoř	3,6–3,7	(Carucci a kol., 2022)
Elektrochemické procesy	Laboratoř	5,0–13	(Desloover a kol., 2012)
	Laboratoř	16,8	(Gildemyn a kol., 2015)
	Pilot	4,9	(Ward a kol., 2018)
Stripování amoniaku	Laboratoř	18,8–28,2	(Antonini a kol., 2011)
	Plný provoz	6,0	(Boehler a kol., 2015)
	Plný provoz	6,1	(van Zelm a kol., 2020)
	Laboratoř	44,0	(Davey a kol., 2022)

Tab. 2. *Emisní faktory pro různé biotechnologie vyjádřená jako % zatížení celkového dusíku.*

Technologie	Spec.	Emisní faktor N_2O (%)	Zdroj
Nitrifikace/denitrifikace	Plný provoz	3,5–34,3	(Stenström a kol., 2013)
	Plný provoz	5,1–108	(Stenström a kol., 2014)
	Laboratoř	0,2–26,1	(Wu a kol., 2014)
	Laboratoř	16,1	(Ge a kol., 2018)
Nitritace/denitritace	Plný provoz	1,7	(Kampschreur a kol., 2008)
	Pilot	0,2–1,5	(Frison a kol., 2015)
	Laboratoř	11,3	(Peng a kol., 2017)
	Laboratoř	1,5–8,4	(Zou a kol., 2022)
Částečná nitritace/anammox	Plný provoz	2,3	(Kampschreur a kol., 2008)
	Plný provoz	0,4–0,7	(Joss a kol., 2009)
	Plný provoz	1,3	(Schaubroeck a kol., 2015)
	Plný provoz	2,0	(Castro-Barros a kol., 2015)
	Laboratoř	4,6	(Connan a kol., 2018)
Bioelektrochemická simultánní nitrifikace/denitrifikace	Laboratoř	29,2	(Virdis a kol., 2010)

5. FYZIKÁLNĚ-CHEMICKÉ PROCESY ODSTRAŇOVÁNÍ A RECYKLACE DUSÍKU

Dusík lze též z fugátu recyklovat fyzikálně-chemickými procesy s potenciálně nižšími dopady na životní prostředí, nicméně jen zřídkakdy jsou tyto procesy finančně konkurenceschopné. V provozu již najdeme aplikace stripování amoniakálního dusíku za vysokého pH a teploty a ve výzkumu je tendence toto stripování zefektivnit např. membránovou destilací (Tab. 1). Recyklovaný amoniak např. ve formě síranu amonného lze využít jako hnojivo. Zajímavá je zde možnost offsetu emisí skleníkových plynů na Haber Boschovu syntézu (van Zelm a kol., 2020).

4 ZÁVĚR

Naše práce ukazuje, že dusík z fugátu nejúsporněji odstraňují technologie založené na procesu anammox nebo-li deamonifikace, a to jak z pohledu nákladů tak environmentálních dopadů, byť je jako u všech biologických procesů třeba dbát na vhodné provozní strategie minimalizující produkci oxidu dusného. Z fyzikálně-chemických procesů se jako perspektivní jeví stripování amoniaku především díky offsetu environmentálních dopadů na Haber-Boschův proces.

PODĚKOVÁNÍ

Tento příspěvek byl financován z projektu GAČR 20-13766S.

SEZNAM LITERATURY

Antonini, S., Paris, S., Eichert, T., Clemens, J. (2011). Nitrogen and phosphorus recovery from human urine by struvite precipitation and air stripping in Vietnam. CLEAN–Soil, Air, *Water,* 39(12), 1099-1104.

Boehler, M.A., Heisele, A., Seyfried, A., Grömping, M., Siegrist, H. (2015). (NH^ sub 4^)^ sub 2^ SO^ sub 4^ recovery from liquid side streams. Environmental. *Science and Pollution Research International* 22(10), 7295.

Carucci, A., Erby, G., Puggioni, G., Spiga, D., Frugoni, F., Milia, S. (2022). Ammonium recovery from agro-industrial digestate using bioelectrochemical systems. *Water Science and Technology,* 85(8), 2432-2441.

Castro-Barros, C.M., Daelman, M., Mampaey, K., Van Loosdrecht, M., Volcke, E. (2015). Effect of aeration regime on N2O emission from partial nitritation-anammox in a full-scale granular sludge reactor. *Water Research,* 68, 793-803.

Connan, R., Dabert, P., Moya-Espinosa, M., Bridoux, G., Béline, F., Magrí, A. (2018). Coupling of partial nitritation and anammox in two-and one-stage systems: process operation, N2O emission and microbial community. *Journal of Cleaner Production* 203, 559-573.

Davey, C., Luqmani, B., Thomas, N., McAdam, E.J. (2022). Transforming wastewater ammonia to carbon free energy: Integrating fuel cell technology with ammonia stripping for direct power production. *Separation and Purification Technology,* 289, 120755.

Desloover, J., Abate Woldeyohannis, A., Verstraete, W., Boon, N., Rabaey, K. (2012). Electrochemical resource recovery from digestate to prevent ammonia toxicity during anaerobic digestion. *Environmental science & technology,* 46(21), 12209-12216.

Driessen, W. and Hendrickx, T. (2021). Two decades of experience with the granular sludge-based anammox® process treating municipal and industrial effluents. *Process*. 9(7), 1207.

Frison, N., Chiumenti, A., Katsou, E., Malamis, S., Bolzonella, D., Fatone, F. (2015). Mitigating off-gas emissions in the biological nitrogen removal via nitrite process treating anaerobic effluents. *Journal of Cleaner Production,* 93, 126-133.

Ge, G., Zhao, J., Chen, A., Hu, B., Chen, Y., Gao, K., Li, X., Ding, X. (2018). Nitrogen removal and nitrous oxide emission in an anaerobic/oxic/anoxic sequencing biofilm batch reactor. *Environmental Engineering Science,* 35(1), 19-26.

Gildemyn, S., Luther, A.K., Andersen, S.J., Desloover, J., Rabaey, K. (2015). Electrochemically and bioelectrochemically induced ammonium recovery. *JoVE (Journal of Visualized Experiments),* (95), e52405.

Jardin, N., Thöle, D., Wett, B. (2006). Treatment of sludge return liquors: experiences from the operation of full-scale plants, pp. 5237-5255, *Water Environment Federation*.

Joss, A., Salzgeber, D., Eugster, J., König, R., Rottermann, K., Burger, S., Fabijan, P., Leumann, S., Mohn, J., Siegrist, H. (2009). Full-scale nitrogen removal from digester liquid with partial nitritation and anammox in one SBR. *Environmental science & technology,* 43(14), 5301-5306.

Kampschreur, M.J., van der Star, W.R., Wielders, H.A., Mulder, J.W., Jetten, M.S., van Loosdrecht, M.C. (2008). Dynamics of nitric oxide and nitrous oxide emission during full-scale reject water treatment. *Water research,* 42(3), 812-826.

Kroiss, H. and Klager, F. (2018). How to make a large nutrient removal plant energy self-sufficient. Latest upgrade of the Vienna Main Wastewater Treatment Plant (VMWWTP). *Water Science and Technology,* 77(10), 2369-2376.

Lackner, S., Gilbert, E.M., Vlaeminck, S.E., Joss, A., Horn, H., van Loosdrecht, M.C.M. (2014). Full-scale partial nitritation/anammox experiences – An application survey. *Water Res.*, 55, 292-303.

Peng, L., Carvajal-Arroyo, J.M., Seuntjens, D., Prat, D., Colica, G., Pintucci, C., Vlaeminck, S.E. (2017). Smart operation of nitritation/denitritation virtually abolishes nitrous oxide emission during treatment of co-digested pig slurry centrate. *Water research,* 127, 1-10.

Rodrigues, M., De Mattos, T.T., Sleutels, T., Ter Heijne, A., Hamelers, H.V., Buisman, C.J., Kuntke, P. (2020). Minimal bipolar membrane cell configuration for scaling up ammonium recovery. *ACS sustainable chemistry & engineering,* 8(47), 17359-17367.

Schaubroeck, T., De Clippeleir, H., Weissenbacher, N., Dewulf, J., Boeckx, P., Vlaeminck, S.E., Wett, B. (2015). Environmental sustainability of an energy self-sufficient sewage treatment plant: Improvements through DEMON and co-digestion. *Water research*, 74, 166-179.

Stenström, F., Baresel, C., Jansen, J.l.C. (2013). Nitrous oxide production under varied C/N-ratio and DO in an SBR treating digester supernatant. *NordIWA 2013*. Presented at the NordIWA.

Stenström, F., Tjus, K., la Cour Jansen, J. (2014). Oxygen-induced dynamics of nitrous oxide in water and off-gas during the treatment of digester supernatant. *Water science and technology*, 69(1), 84-91.

Van Kessel, M.A.H.J., Speth, D.R., Albertsen, M., Nielsen, P.H., Op Den Camp, H.J.M., Kartal, B., Jetten, M.S.M., Lücker, S. (2015). Complete nitrification by a single microorganism. *Nature*, 528(7583), 555-559.

van Zelm, R., Seroa da Motta, R.d.P., Lam, W.Y., Menkveld, W., Broeders, E. (2020). Life cycle assessment of side stream removal and recovery of nitrogen from wastewater treatment plants. *Journal of Industrial Ecology*, 24(4), 913-922.

Virdis, B., Rabaey, K., Rozendal, R.A., Yuan, Z., Keller, J. (2010). Simultaneous nitrification, denitrification and carbon removal in microbial fuel cells. *Water research*, 44(9), 2970-2980.

Ward, A.J., Arola, K., Brewster, E.T., Mehta, C.M., Batstone, D.J. (2018). Nutrient recovery from wastewater through pilot scale electrodialysis. *Water Research,* 135, 57-65.

Wett, B. (2006). Solved upscaling problems for implementing deammonification of rejection water. *Water science and technology,* 53(12), 121-128.

Wett, B. (2007). Development and implementation of a robust deammonification process. *Water science and technology,* 56(7), 81-88.

Wilson, C., Watson, C., Edmundson, E., Natrajan, R., Zuravnsky, L., Cronin, E. (2014). Articulating the Case for Sidestream Nutrient Removal To Enhance WRRF Capacity: One Year of Full-Scale Operating Experience, *Water Environment Federation*.

Wu, G., Zheng, D., Xing, L. (2014). Nitritation and N2O emission in a denitrification and nitrification two-sludge system treating high ammonium containing wastewater. *Water,* 6(10), 2978-2992.

Wu, X. and Modin, O. (2013). Ammonium recovery from reject water combined with hydrogen production in a bioelectrochemical reactor. *Bioresource technology,* 146, 530-536.

Zou, X., Zhou, Y., Gao, M., Yang, S., Mohammed, A., Liu, Y. (2022). Effective N2O emission control during the nitritation/denitritation treatment of ammonia rich wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(2), 107234.

OBSAH

Trubní reometr pro inline měření reologických vlastností kalů

Krupička J.*, Picek T., Matoušek V.
České vysoké učení technické učení v Praze, Katedra hydrauliky a hydrologie, Thákurova 7, 166 29 Praha 6
**autor pro korespondenci, email: jan.krupicka@fsv.cvut.cz*

ABSTRAKT
Reologické vlastnosti souvisí s chováním čistírenských kalů při jejich dopravě a zpracování, jejich znalost je tedy podstatná z hlediska návrhu nových provozů i optimalizace stávajících. V příspěvku je prezentován nový inline trubní reometr vyvinutý s cílem umožnit kontinuální měření reologických parametrů v rámci technologické linky s potenciálem uplatnění, mimo jiné, při operativním řízení procesních proměnných. Uveden je technický popis reometru a výsledky jeho laboratorního testování. Na příkladu prvních výsledků použití reometru v provozních podmínkách je demonstrována časová variabilita reologie vyhnilého a zahuštěného přebytečného kalu a možnosti reometru při jejím měření.

KLÍČOVÁ SLOVA
Čistírenské kaly; inline měření; nenewtonská reologie; reologické parametry; trubní reometr

1. ÚVOD

Při čištění odpadní vody vzniká několik druhů kalů, se kterými je potřeba v rámci čistírny odpadních dále pracovat. Tyto kaly mohou vykazovat v závislosti na druhu kalu a obsahu sušiny výrazně nenewtonskou reologii, která ovlivňuje chování kalů v navazujících technologických procesech, konkrétně například čerpatelnost a tlakové ztráty při dopravě kalů potrubím (Svitavská a kol., 2019). Reologické parametry obecně s obsahem sušiny korelují, jejich rozptyl při konstantní sušině však může být značný (Haldenwang a kol., 2017). Znalost reologických vlastností kalů je přitom důležitým podkladem pro návrh nové technologické linky, potenciál uplatnění však má i při optimalizaci procesů nebo při návrhu operativního řízení procesních proměnných na již existující technologii. Možnost operativního řízení proměnných, jako jsou otáčky čerpadel nebo dávkování činidel, nabývá na významu se zvyšující se časovou variabilitou vlastností kalu, která však současně vede k vysokým nárokům na frekvenci, rychlost a v důsledku i bezobslužnost měření. Zároveň je potřeba uvážit charakter pevné složky kalu, která může být vláknitá, může vytvářit agregáty a může mít tendenci sedimentovat, což dále zvyšuje nároky na robustnost měřící metody. V neposlední řadě je třeba zohlednit hygienická rizika spojená s manipulací s čistírenskými kaly.

Jedním z našich úkolů v rámci projektu „Řízení a optimalizace vybraných čistírenských zařízení na základě inline měření reologických vlastností vsádky se zaměřením na vývoj inovovaného zahušťovacího a odvodňovacího zařízení“ bylo navrhnout zařízení pro měření reologických vlastností kalů, které by výše uvedené nároky splňovalo. V první fázi bylo cílem sestavit univerzální zařízení, které sice nebude bezobslužné, ale bude mobilní, možnosti jeho použití budou co nejširší a umožní získat potřebná data a zkušenosti pro fázi druhou. Ta spočívala v následném návrhu zjednodušeného bezobslužného zařízení, které by sloužilo k řízení technologické jednotky (šnekolisu, lamelového usazováku) v daných provozních podmínkách. Cílem tohoto příspěvku je představení univerzálního trubního reometru a výsledků jeho testování na modelových směsích i čistírenských kalech v reálném provozu.

2. TRUBNÍ REOMETR

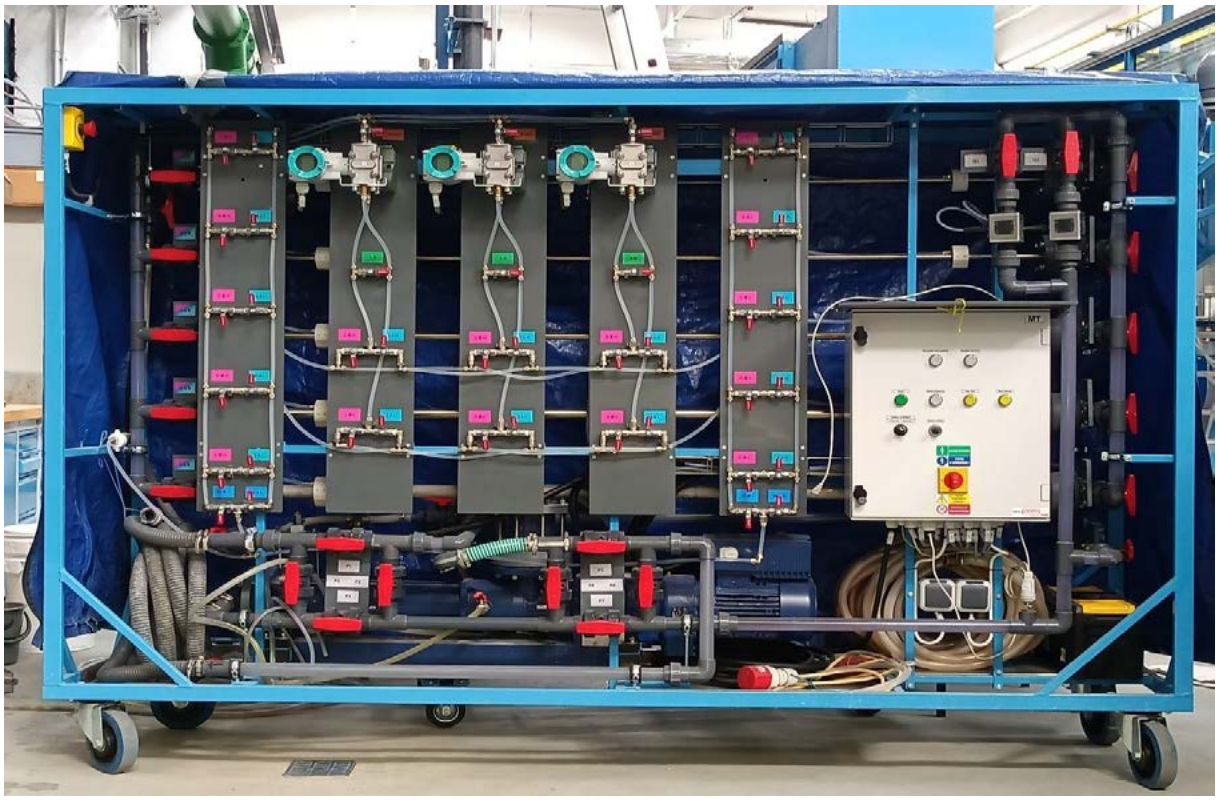
Princip měření

Trubní reometr umožňuje vyhodnotit reogram testované kapaliny na základě měření závislosti tlakového spádu na průtoku při laminárním proudění vzorku trubicí o známém průměru. Zvolený princip nejlépe vyhovuje hlavním požadavkům zmíněným v úvodu: testovaný vzorek po odběru z technologické linky putuje uzavřeným trubním systémem a po testování je do technologické linky vracen (hygienické hledisko), v zařízení se nevyskytují žádné tenké kapiláry, štěrbiny nebo sondy zasahující do proudu (nízké riziko ucpávání vlákny nebo agregáty) a jeho provoz lze automatizovat.

Konstrukce reometru

Komerčně vyráběný inline reometr pro měření vlastností kalů není dostupný, v různých variacích však byly vyvinuty prototypy pro měření vlastností kalů hlavně v těžebním průmyslu (Slatter a kol., 1998; Chryss a kol., 2019; Haldenwang a kol., 2010), ale použity byly i pro testování kalů čistírenských (Haldenwang a kol., 2017). Jednotlivé verze se od sebe liší zejména způsobem odebírání kalu, jeho protlačováním měrnými trubicemi a způsobem měření jeho průtoku.

V námi zvolené koncepci se reometr připojuje flexibilními hadicemi paralelně k úseku technologické linky. Změna průtoku reometrem tedy neovlivňuje průtok kalu za místem návratu vzorku do linky. Reometr je vestavěn do ocelového rámu s pojezdovými kolečky (Obr. 1). K dopravě kalu je použito vřetenové čerpadlo Seepex BN 5-12 poháněné elektromotorem s frekvenčním měničem. V základním uspořádání je čerpadlo osazeno před měrné trubice reometru. Systém ventilů však umožňuje jeho přepojení za měrné trubice a tím eliminaci případného vlivu degradace vzorku v komorách čerpadla. Podmínkou je pak ovšem dostatečný tlak v odběrném místě na protlačení vzorku trubicemi. Čerpadlo je vysazeno na silentbloky a na vstupní i výstupní straně čerpadla jsou připojeny malé expanzní nádoby se stlačeným vzduchem pro eliminaci tlakových a objemových pulzů generovaných čerpadlem při otevírání jednotlivých komor labyrintu vřetena. Propojovací potrubí je provedeno z PVC DN32. Osazeno je pět měrných trubic z nerezové oceli, jejichž průměry D tvoří přibližně geometrickou řadu v rozmezí cca 8 až 32 mm. Délka trubic je 2,5 m, přičemž 1,5 m z toho tvoří měrný úsek mezi tlakovými odběry. Systém ventilů umožňuje zapojit vždy dvě trubice do série. Pro měření tlaků jsou osazeny tři diferenční tlakoměry SIEMENS SITRANS P420 s rozsahy do 0,6, do 2,5 a do 6 m v. sl. Systém ventilů umožňuje připojit kterýkoliv tlakoměr ke kterékoliv trubici přímo při provozu a operativně tak reagovat na předem neznámou reologii testovaného kalu. Systém tlakových odběrů je vyplněn a dle potřeby proplachován čistou vodou. Vzhledem k dobrým zkušenostem s měřením průtoku čistírenských kalů indukčními průtokoměry byly tyto použity i v trubním reometru – paralelně osazeny jsou dva průtokoměry KOBOLD MIM s rozsahem do 160 a do 830 ml/s. Analogové výstupy měřidel jsou svedeny do A/D převodníku NI USB-6002 a v reálném čase zpracovávány v připojeném notebooku. Pro regulaci průtoku pod dolní mezí rozsahu nastavitelných otáček čerpadla jsou měrné sekce včetně průtokoměrů opatřeny bypassem, který umožňuje část čerpaného průtoku přepouštět rovnou na odtok z reometru.



Obr. 1. *Trubní reometr při testování ve vodohospodářské laboratoři Fakulty stavební ČVUT v Praze. V popředí panely rozvodů tlakových odběrů, horizontální měrné trubice prochází za panely*

Popsané uspořádání umožňuje pokrýt smykové rychlosti *dv/dy* = 100-500 1/s u kalů s mezí toku τ_y = 17 Pa, součinitelem konzistence *K* až 22 a indexem toku *n* = 0,36 až 1 při použití modelu Herschel – Bulkley:

$$\tau = \tau_y + K(dv/dy)^n \quad (1)$$

Přesnost měřidel a kalibrace

Vnitřní průměr měrných trubic byl vypočten z objemu vody napuštěné do na jednom konci zaslepené trubice laboratorním odměrným válcem. Při porovnání s průměrem změřeným na několika místech posuvným měřítkem byla zjištěna maximální odchylka menší než 0,1 mm. Kalibrace měření a přenosu signálu diferenčních tlaků byla provedena s použitím kapalinového diferenčního manometru s přesností čtení 1 mm vodního sloupce. Před každým měřením se provádí kontrola stability měření pro nulovou diferenci a případná korekce. Přesnost měření průtoku byla ověřena objemovou metodou na vodě, a to s relativní chybou menší než 10^{-3}.

Způsob měření a vyhodnocení dat

Pro zpracování a vizualizaci dat v reálném čase byl vytvořen specializovaný vyhodnocovací software. Při měření se cyklicky probíhá řada průtoků a měří se k nim tlakové diference v trubici známého průměru a délky. Pro každou dvojici průtok – tlaková diference lze přímo vypočítat střední průřezovou rychlost *V* a tečné napětí působící na stěně τ_0. Další vyhodnocení spočívá v převedení pseudoreogramu (tj. závislosti τ_0 na poměru $8V/D$) na výsledný standardní reogram (tj. závislosti τ na smykové rychlosti *dv/dy*) pomocí Rabinowitch-Mooneyho trasformace (viz například Visintainer a kol., 2023), která vyžaduje vynesení pseudoreogramu v logaritmických souřadnicích a jeho následnou derivaci. V našem softwaru je logaritmovaný

pseudoreogram prokládán kubickým splinem, kterým je vyhlazen rozptyl dat způsobený náhodnými chybami. Derivace je pak z tohoto prokladu vypočtena analyticky. Posledním krokem je proklad reogramu zvoleným reologickým modelem s použitím metody nejmenších čtverců. Implementován je model Herschel–Bulkley (rovnice 1) s možností zjednodušení na model Oswald de Waele (τ_y = 0) nebo Binghamův (n = 1). Při současném měření na dvou trubicích různého průměru lze jednak postihnout širší oblast reogramu v kratším čase, jednak odhalit chybná měření či komplikující jevy (např. skluz na stěně) – data z jednotlivých trubic se pak neřadí do jedné křivky. Dále probíhá kontrola laminarity proudění na základě Reynoldsova čísla modifikovaného pro nenewtonskou kapalinu dle Slattera (2000).

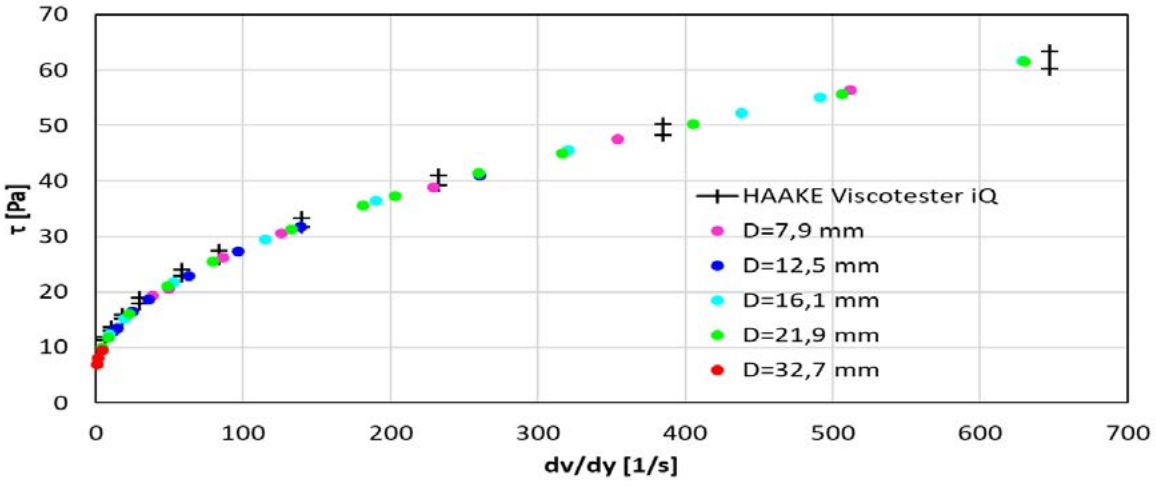
3. VÝSLEDKY MĚŘENÍ

Testování reometru v laboratorních podmínkách

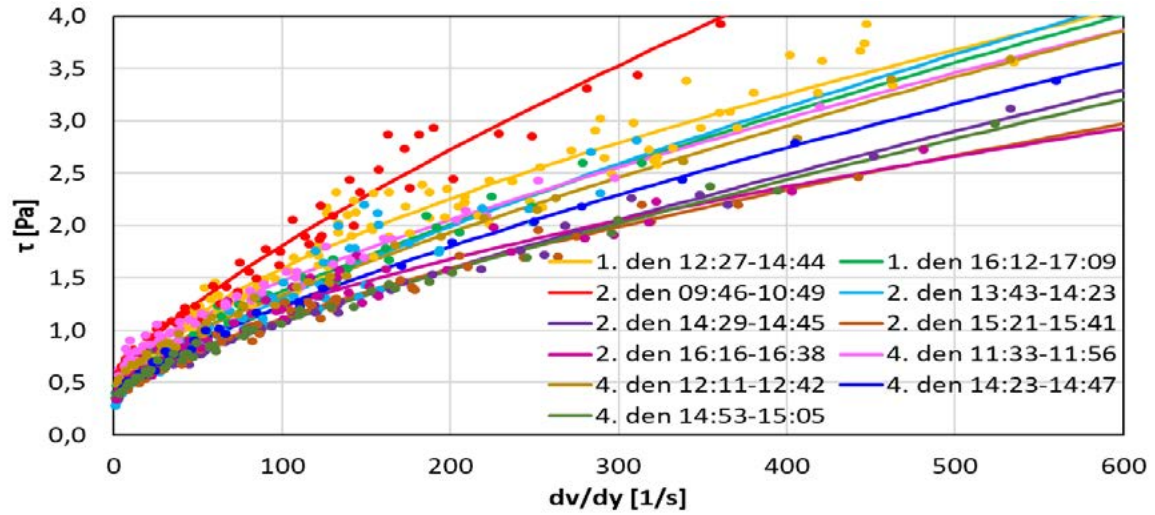
Základní testování proběhlo s čistou vodou. Viskozita vody byla vyhodnocena s chybou 7 %, což je skvělý výsledek vzhledem k tomu, že na měření takto málo viskózních kapalin nebyl reometr navrhován. Dalším krokem bylo testování reometru na modelové směsi vody a polymeru CARBOPOL™. Vzhledem k absenci makroskopických pevných částic lze tuto směs snadno testovat i v konvenčním rotačním viskozimetru. Shoda obou metod měření je patrná z Obr. 2 a dokládá spolehlivost použití trubního reometru i v oblasti nenewtonských kapalin.

Variabilita parametrů vyhnilého kalu

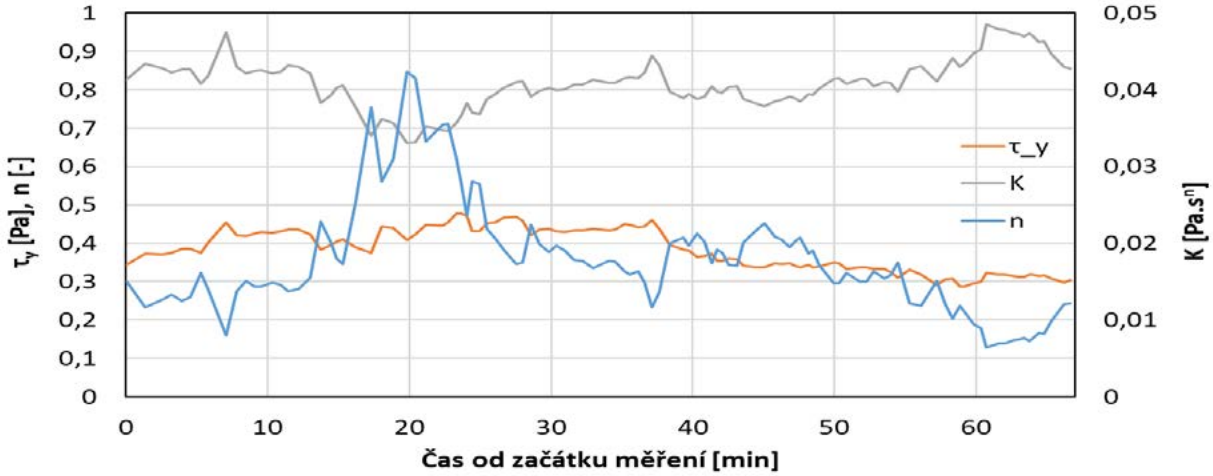
První testování v reálných provozních podmínkách proběhlo na kalové koncovce čistírny pro cca 70 tis. EO. Kal byl odebírán za macerátorem na trubní lince mezi vyhnívací nádrží a odstředivkou. Cílem měření bylo jednak ověření funkce reometru, jednak stanovení časové variability vlastností kalu a tedy i potenciálu uplatnění operativního řízení provozních proměnných při jeho odvodňování. Jak dokládá Obr. 3, reologii vyhnilého kalu je možné popsat modelem Herschel – Bulkley a v daném případě se její časová variabilita jasně prokázala. Časové měřítko a velikost změn reologických parametrů jsou patrné z Obr. 4. Pokud se odhlédne od krátkodobých fluktuací, které mohou souviset s chybami měření a způsobem vyhodnocení dat, činí rychlost změn řádově jednotky až desítky procent za minutu.



Obr. 2. *Reogram dle měření na trubním reometru s barevným rozlišením měrných trubic a dle měření na rotačním viskozimetru HAAKE*



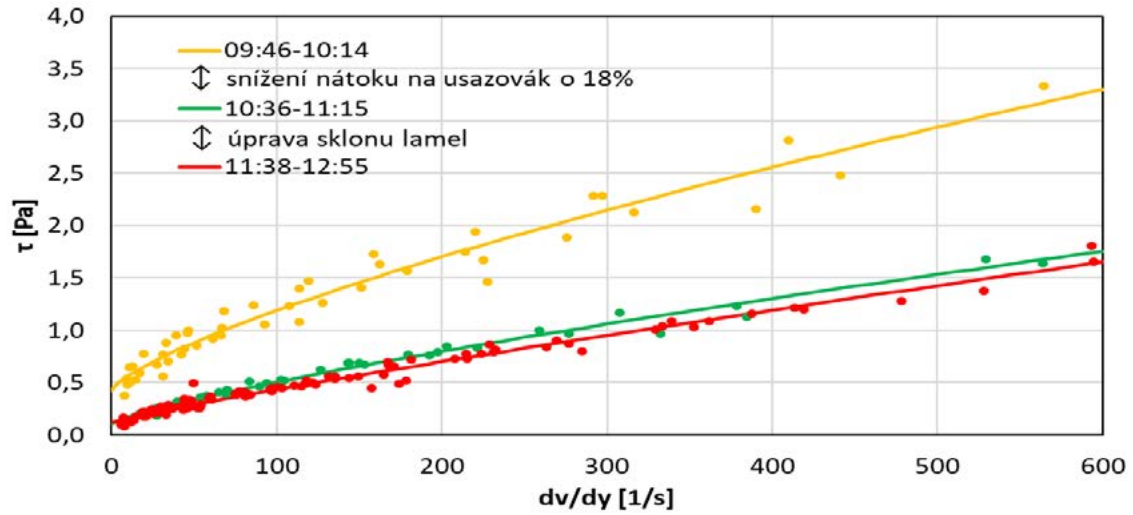
Obr. 3. *Reogramy vyhnilého kalu a jejich proklad modelem Herschel – Bulkley. Délka doby sběru dat pro jednotlivé reogramy byla řádově desítky minut (viz legendu)*



Obr. 4. *Vývoj reologických parametrů vyhnilého kalu v čase při použití modelu Herschel – Bulkley. Délka doby sběru dat použitých pro vyhodnocení jednotlivých datových bodů vynesených v grafu byla cca 5 minut*

Variabilita parametrů zahuštěného přebytečného kalu

Měření probíhalo na ČOV pro cca 150 tis. EO, a to na v rámci testování funkce lamelového usazováku s proměnným sklonem lamel. Zatímco měření vlastností nezahuštěného kalu na přítoku do usazováku ukázalo stabilitu jeho reologických parametrů (Binghamův model, v porovnání s vyhnilým kalem malé počáteční napětí okolo 0,08 Pa), měření zahuštěného kalu na odtahu z usazováku vykazovalo značnou variabilitu reologie v souvislosti se zabíháním usazováku a změnami jeho nastavení (Obr. 5).



Obr. 5. *Reogramy zahuštěného přebytečného kalu a jejich proklad modelem Herschel – Bulkley.*

4. ZÁVĚR

Vyvinutý trubní reometr prokázal svou použitelnost pro měření reologických vlastností čistírenských kalů, u kterých obsah makroskopických pevných částic a agregátů činí měření jinými metodami komplikované. Umožňuje tak získat data důležitá pro správné dimenzování čerpadel a dalších prvků technologie ČOV. Měření v reálném provozu ukázalo, že časová variabilita reologie kalů může být značná. To skýtá potenciál pro použití inline reometru pro operativní řízení procesních parametrů (otáčky, dávkování) a v důsledku i snižování nákladů.

PODĚKOVÁNÍ

Publikace byla vytvořena na základě výstupů projektu MPO TRIO ev. č. FV40210 řešeného ve spolupráci firem KUNST, spol. s r.o., Sweco Hydroprojekt a.s., Fakulty stavební ČVUT v Praze a Fakulty strojní ČVUT v Praze. Poděkování patří MPO i kolegům z ostatních řešitelských týmů.

SEZNAM LITERATURY

Chryss, A.G., Mönch, A., Constanti-Carey, K. (2019). Online rheology monitoring of a thickener underflow. *Proceedings of the 22nd International Conference on Paste, Thickened and Filtered Tailings*, p. 495-504, May 8-10, Cape Town, South Africa.

Haldenwang, R., Fester, V., Kotzé, R. (2017). Waste water sludge pipeline predictions using conventional viscometry and ultrasound based rheometry. *Proceedings of the 18th International conference on Transport and Sedimentation of Solid Particles,* p. 89-96, September 11-15, Prague, Czech Republic.

Haldenwang, R., Fester, V., Sutherland, A. P. N., Holm, R., Du Toit, R. (2010). Design construction, commissioning and testing of a portable tube viscometer and pump rig. *Proceedings of the 18th International conference on Hydrotransport,* p. 287-298, September 22-24, Rio De Janeiro, Brazil.

Slatter, P. (2000). The Role of Rheology in the Pipelining of Mineral Slurries. *Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review*, 20(1), p. 281-300.

Slatter, P. T., Petersen, F.W., Moodie, L. (1998). Rheological characterisation of mineral slurries using balanced beam tube viscometry. *The Journal of The South African Institute of Mining and Metallurgy*, 098(4), p. 165-169.

Svitavská, K., Havlík, V., Hodáň, V., Matoušek, V. (2019). Vliv nejistoty určení reologických vlastností zahuštěných čistírenských kalů na výpočet ztráty třením při jejich proudění potrubím. *Sborník přednášek 13. bienální konference VODA 2019,* p. 370-377, 18.-20. září, Poděbrady, Česká Republika.

Visintainer, R., Matoušek, V., Pullum, L., Sellgren, A. (2023). *Slurry Transport Using Centrifugal Pumps*. Springer, Cham.

III. BLESKOVÉ TEMATICKÉ SEKCE

B.01 ČIŠTĚNÍ A OPĚTOVNÉ UŽÍVÁNÍ ODPADNÍCH VOD

OBSAH

Aeróbna granulovaná biomasa – prvé výsledky z poloprevádzkového testovania

Majčinová M.[1]*, Matysíková J.[1], Unčovská M.[1], Matýsek D.[2], Holba M.[1]
[1]*ASIO TECH, spol. s r.o., Kšírova 552/45, 619 00 Brno*
[2]*Vysoká škola chemicko-technologická, Ústav technologie vody a prostředí, Technická 5, 166 28 Praha 6*
**autor pre korešpondenciu, email: majcinova@asio.cz*

ABSTRAKT
Technológia aeróbnej granulovanej biomasy (AGS) predstavuje inovatívny proces biologického čistenia odpadových vôd, ktorý so sebou prináša významné úspory v spotrebe elektrickej energie a chemikálií. Napriek značnému úspechu v zahraničí je táto technológia v našich končinách stále pomerne veľkou neznámou. Cieľom tohto príspevku je prezentovať prvé výsledky z testovania AGS technológie v poloprevádzkovom merítku na území Českej republiky. Odtokové parametre spĺňajúce aj tie najprísnejšie limity, vysoký potenciál biologického odstraňovania fosforu a vynikajúce sedimentačné vlastnosti už nie sú len utópiou, ale realitou dosiahnuteľnou pomocou AGS technológie!

KĽÚČOVÉ SLOVÁ
Aeróbna granulovaná biomasa; ČOV; FISH; fosfor; odpadová voda; simultánna nitrifikácia a denitrifikácia

1. ÚVOD
Technológia aeróbnej granulovanej biomasy (AGS) stále predstavuje relatívne novú technológiu čistenia komunálnych a priemyselných odpadových vôd. Hoci bola technológia vyvinutá už v 90tych rokoch minulého storočia, svojej prvej „full-scale" aplikácie sa dočkala až v roku 2011 v holandskom mestečku Epe (Giesen a Thompson, 2013). Od tej doby sa začala rýchlo šíriť do sveta pod komerčným názvom Nereda® a v tomto roku dokonca oslávila už svoju 100. aplikáciu na Floride. Napriek značnému úspechu v zahraničí je AGS technológia na území Česka a Slovenska stále pomerne málo známa. Do povedomia českých a slovenských čistiarnikov sa ju už dlhodobo snaží pretláčať firma ASIO-SK, s.r.o., ktorá v minulosti realizovala vlastný výskum v oblasti AGS technológie. Výsledkom je dnes už patentovaná technológia AS-GranBio®, ktorá bola prvýkrát s úspechom aplikovaná v roku 2019 na intenzifikáciu komunálnej ČOV v obci Veľké Kostoľany (Kratochvíl, 2019). Prvá AGS ČOV projektovaná takpovediac na zelenej lúke vyrástla o 3 roky neskôr v neďalekej obci Ratkovce. Výsledky z dlhodobého monitoringu týchto čistiarní budú súčasťou pripravovaného príspevku na konferencii Městské vody 2023 vo Velkých Bílovicích.

Aj napriek sľubným výsledkom prvých realizácií, nebola technológia AGS doposiaľ preverená v poloprevádzkovom merítku. Firma ASIO TECH, spol. s r.o. sa to rozhodla napraviť a v roku 2022 realizovala projekt s názvom „Aplikace granulované biomasy v čistírenství" č. TP04020045. V rámci projektu bola zostavená poloprevádzková testovacia jednotka technológie AGS s cieľom preštudovať jej limity a získať hlbšie poznatky o procesoch v nej prebiehajúcich. Testovanie na poloprevádzkovej jednotke aj po skončení projektu stále pokračuje, pričom vybrané výsledky budú predstavené v rámci tohto príspevku.

2. MATERIÁL A METÓDY

Popis testovacej jednotky
Poloprevádzková jednotka AGS technológie veľkosti 5 m^3 bola umiestnená na bližšie nešpecifikovanej komunálnej čistiarni odpadových vôd. Odpadová voda bola na jednotku

privádzaná z prítokového kanála čistiarne za mechanickým predčistením (jemné hrablice, 6 mm). Denný prietok odpadovej vody bol variabilný v rozmedzí 5,4 – 10, 8 m^3/d s cieľom posúdiť hydraulické a látkové limity technológie. Jednotka bola prevádzkovaná v semikontinuálnom režime, ktorý pozostával z fáz simultánneho plnenia a odtoku vyčistenej vody, reakčnej fázy a fázy sedimentácie a odťahu prebytočného kalu. Eliminácia dusíka bola zabezpečovaná procesom simultánnej nitrifikácie a denitrifikácie (oxická fáza), alternatívne aj s podporou postdenitrifikácie (anoxická fáza) a stripovania plynného dusíka. Odstraňovanie fosforu prebiehalo čisto biologickou cestou („luxury uptake“). Selekčným tlakom pre rozvoj granulovanej biomasy bola kombinácia anaeróbneho plnenia a selektívneho odťahu zle sedimentujúceho kalu. Ako inokulum bol pri prvom nábehu reaktora použitý kal z ČOV Ratkovce (september – december 2022). Druhý nábeh (apríl 2023 – súčasnosť) bol realizovaný s kalom z komunálnej ČOV, na ktorú bola napojená testovacia jednotka.

Metódy

Vybrané charakteristiky odpadovej vody boli stanovené v jednoduchých bodových vzorkách podľa štandardizovaných metodík ČSN. Fluorescenčná *in-situ* hybridizácia (FISH analýza), stanovenie kalových indexov KI_5 a KI_{30} a sedimentačných rýchlostí kalu boli vykonané podľa van Loosdrecht a kol. (2016).

3. VÝSLEDKY A DISKUSIA

Odtokové parametre a účinnosť čistenia

Z porovnania nameraných priemerných hodnôt odtokových parametrov, uvedených v Tab. 1, s emisnými limitmi podľa Nařízení vlády č.j. 401/2015 vyplýva, že poloprevádzková jednotka technológie AGS spĺňala počas 1. nábehu požiadavky pre ČOV do 10 000 EO ($CHSK_{Cr}$= 120 mg/l; BSK_5= 25 mg/l; NL= 30 mg/l; P_{celk}= 3 mg/l). Len mierne bol presiahnutý limit pre NH_4-N (15 mg/l), čo pripisujeme kombinácií vplyvu nižších teplôt a vzniknutých technických problémov na testovacej jednotke. Použitím kalu adaptovaného na pritekajúcu odpadovú vodu počas 2. nábehu sa podarilo dosiahnuť až najprísnejšie limity pre ČOV nad 100 000 EO, ako z pohľadu koncentrácií sledovaných ukazovateľov ($CHSK_{Cr}$= 75 mg/l; BSK_5= 15 mg/l; NL= 20 mg/l; P_{celk} = 1 mg/l), tak i z pohľadu minimálnych účinností čistenia. Výnimkou je len koncentračný limit pre N_{celk} (10 mg/l). V tomto prípade bude ešte potrebné zapracovať na procese denitrifikácie.

Tab. 1. *Prítokové a odtokové parametre a účinnosti čistenia namerané na poloprevádzkovej jednotke technológie AGS*

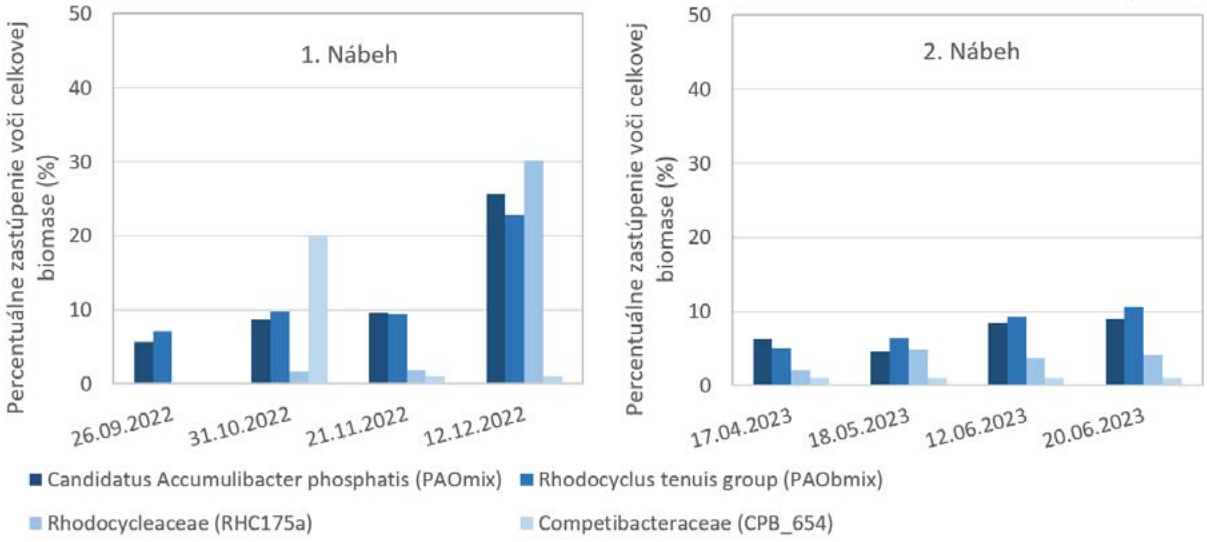
	Prítok			Odtok		Účinnosť čistenia	
Parameter	Min (mg/l)	Max (mg/l)	Priemer* (mg/l)	Okt – Dec 2022 priemer (mg/l)	Máj – Júl 2023 priemer (mg/l)	Okt – Dec 2022 priemer (%)	Máj – Júl 2023 priemer (%)
$CHSK_{Cr}$	334	1000	594,8	71,0	50,9	88,1	91,4
BSK_5	116	553	258,0	21,4	12,3	91,7	95,2
NL_{105}	96	576	306,1	19,6	11,4	93,6	96,3
N_{celk}	51,5	121	78,1	33,6	17,5	57,0	77,6
NH_4-N	35,4	89,6	55,4	16,6	0,6	70,0	98,9
NO_3-N	-	-	-	8,7	8,6	-	-
P_{celk}	4,25	11,5	7,0	2,1	0,7	70,0	90,0
PO_4-P	0,04	6,64	4,0	1,8	0,2	55,0	95,0

*Okt 2022 – Júl 2023

FISH analýza

FISH analýzou boli sledované vybrané skupiny mikroorganizmov, u ktorých je predpoklad, že sa podieľajú na tvorbe aeróbnych granúl. Z nich majú významné postavenie predovšetkým mikroorganizmy patriace do rodu *Candidatus* Accumulibacter phosphatis (PAOmix), ktoré sú zároveň aj hlavnými aktérmi biologického odstraňovania fosforu.

Zastúpenie týchto mikroorganizmov v biomase poloprevádzkovej jednotky AGS technológie (Obr. 1) dosahovalo na konci 1. nábehu viac než 25%. Pre porovnanie, ČOV so zaradeným zvýšeným biologickým odstraňovaní fosforu (EBPR systém) na území Českej republiky disponovala len 8% zastúpením (Matýsek a kol., 2022). Rozvoj PAO počas druhého nábehu bol o niečo pomalší (max 9%), vzhľadom na početné zastúpenie vláknitých mikroorganizmov v inokulovanom kale. Predpokladáme, že počas 1. nábehu boli zároveň vytvorené teplotne priaznivejšie podmienky pre rozvoj PAO.



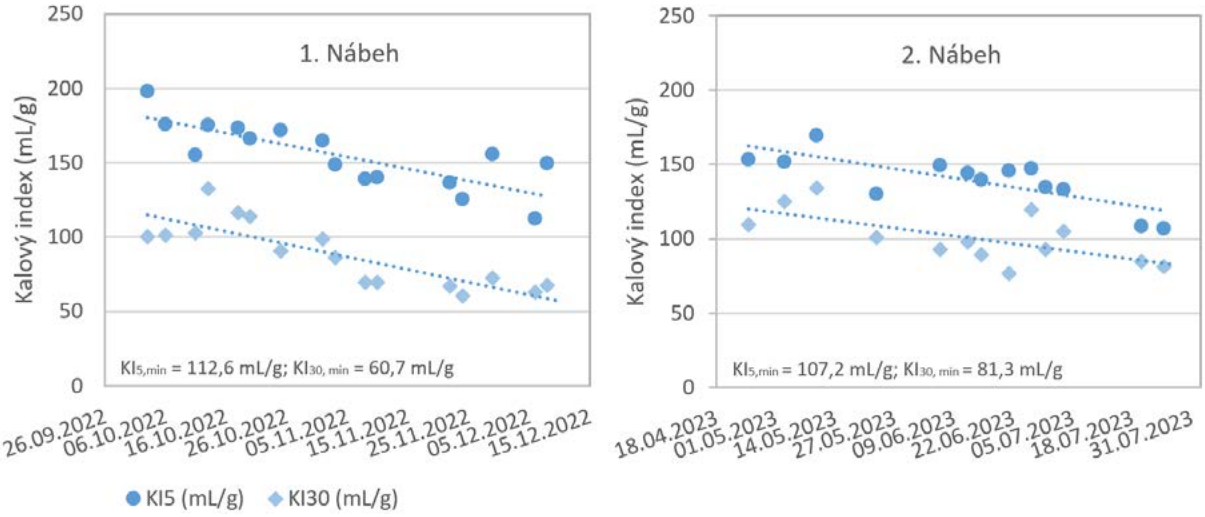
Obr. 1. *Percentuálne zastúpenie sledovaných mikroorganizmov voči celkovej biomase vo vzorkách z poloprevádzovej jednotky technológie AGS stanovené metódou FISH*

Sedimentačné vlastnosti kalu a granulácia

Sedimentačné vlastnosti kalu boli charakterizované pomocou kalových indexov KI_5 a KI_{30} a rýchlostí usadzovania kalu. Tieto parametre zároveň slúžia ako nepriame indikátory prítomnosti granulovaného kalu. Dobre zagranulované systémy sa vyznačujú KI_{30} v rozmedzí 35-70 ml/g, pričom k plnej granulácií systému dochádza pri $KI_{30}/KI_5 > 0,9$ (van Dijk, 2018).

Výsledky z testovacej jednotky (Obr. 2) naznačujú, že počas oboch nábehov došlo pravdepodobne len k čiastočnej granulácii kalu. Aj napriek viditeľnému zlepšeniu sedimentačných vlastností z pohľadu kalových indexov, pomer KI_{30}/KI_5 sa oproti počiatočnému stavu výraznejšie nezvýšil (trendové spojnice KI_5 a KI_{30} sú prakticky paralelné). Systém tak bude zrejme vyžadovať dlhšiu dobu na úplné zagranulovanie.

Maximálne namerané rýchlosti usadzovania kalu koncentrácie 3,5 g/l boli 2,9 m/h (1. nábeh) a 4,7 m/h (2. nábeh). V porovnaní s bežnou komunálnou ČOV, ktorej kal sa vyznačoval priemernou usadzovacou rýchlosťou 1,6 m/h, sú to nepopierateľne vyššie hodnoty. Pri druhom nábehu je rozdiel takmer trojnásobný, čo si vysvetľujeme radikálnou elimináciou vláknitej biomasy vstupného inokula, ku ktorej došlo po optimalizácií reakčného cyklu.



Obr. 2. *Kalové indexy namerané vo vzorkách z poloprevádzovej jednotky technológie AGS*

4. ZÁVERY

Prvé výsledky z poloprevádzkového testovania technológie aeróbnej granulovanej biomasy preukázali veľký potenciál jej uplatnenia v sfére komunálneho čistenia odpadových vôd. Aj napriek pomalšiemu rozvoju granulovanej biomasy boli dosiahnuté stabilné odtokové parametre spĺňajúce väčšinu aj tých najprísnejších požiadaviek, ktoré sú kladené na ČOV nad 100 000 EO, a to bez použitia chemického zrážania fosforu. Veľmi dobrú schopnosť aeróbnej granulovanej biomasy odstraňovať fosfor biologickou cestou naznačovali aj výsledky FISH analýzy. Z nich vyplynulo, že zastúpenie fosfor akumulujúcich organizmov vo vzorkách z poloprevádzkovej jednotky je porovnateľné resp. môže dokonca až prevyšovať zastúpenie týchto organizmov u klasických EBPR systémov. Výborné sedimentačné vlastnosti kalu, ktoré preukázala technológia AGS, možno premietnuť do skrátenia doby usadzovania, čím sa zároveň skráti čistiaci proces ako celok a technológia je tak schopná spracovať väčšie množstvo odpadových vôd za rovnaký čas.

POĎAKOVANIE

Časť tejto práce bola riešená v rámci projektu „Aplikace granulované biomasy v čistírenství“ č. TP04020045. Projekt bol finančne podporený Technologickou agentúrou Českej republiky v rámci dotačného programu Program aplikovaného výzkumu, experimentálního vývoje a inovací GAMA 2.

ZOZNAM LITERATÚRY

Giesen, A., Thompson, A. (2013). Aerobic Granular Biomass for Cost-Effective, Energy Efficient and Sustainable Wastewater Treatment. 7th *European Waste Water Management Conference*. 14th -15th October, Manchester, UK.

Kratochvíl, K. (2019). Rekonštrukcia obecnej ČOV Veľké Kostoľany pomocou AGS. *Rekonštrukcie stokových sietí a čistiarní odpadových vôd. 11. bienálna konferencia*. 15.-17. Október 2019, Podbanské, Slovensko.

Matýsek, D., Česká, M., Růžičková, I. (2022). Výskyt denitrifikačních polyfosfátakumulujících bakterií v čistírnách odpadních vod na území ČR. *ENTECHO* 5(1), s. 13-17.

van Dijk, E.J.H., Pronk, M., van Loosdrecht, M.C.M. (2018). Controlling effluent suspended solids in the aerobic granular sludge. *Water Research* 147(2018), p. 50-59.

van Loosdrecht, M.C.M., Nielsen, P.H., Lopez-Vazquez, C.M., Brdjanovic, D. (2016). *Experimental Methods in Wastewater Treatment.* IWA Publishing, London.

OBSAH

Přehled tradičních a moderních metod pro analýzu čistírenského biofilmu a jejich porovnání

Havlíček K.*, Lederer T., Nechanická M.
Technická univerzita v Liberci, Ústav pro nanomateriály, pokročilé technologie a inovace, Studentská 2, 461 17 Liberec
**autor pro korespondenci, email: karel.havlicek@tul.cz*

ABSTRAKT
Analýza biofilmů na čistírnách odpadních vod má význam pro optimalizaci provozu a zajištění kvality vypouštěné vody. Tato práce poskytuje přehled tradičních (respirometrie, FISH, mikroskopie) a moderních (NGS, qPCR) metod pro analýzu biofilmů na čistírnách odpadních vod. Tradiční metody zkoumají biologickou aktivitu mikroorganismů a morfologii biofilmu. Moderní molekulárně genetické metody umožňují identifikaci a kvantifikaci mikroorganismů na základě izolovaného genetického materiálu. V rámci této práce proběhlo porovnání metod analýz biofilmu na základě dosažených výsledků laboratorního experimentu, při kterém byly testovány nosiče biomasy v bioreaktoru post-nitrifikace.

KLÍČOVÁ SLOVA
Analýza biofilmu; čištění odpadních vod; mikroskopie; molekulární genetika; nosič biomasy; respirometrie

1. ÚVOD

Biofilm složený z mikroorganismů a extracelulární matrix hraje klíčovou roli na čistírnách odpadních vod (ČOV). Mikroorganismy (MO) v biofilmu mají několik výhod oproti stejným MO v suspendovanému kalu, jako je zadržování pomalu rostoucích např. nitrifikačních mikroorganismů, vyšší odolnost vůči stresu, vynikající stabilita a větší kontaktní plocha se znečišťujícími látkami (Shao a kol., 2017). Výzkum biofilmů má zásadní význam pro zlepšení čistírenských systémů a kvality vody. V současné době existuje několik laboratorních a pilotních studií s nosiči biomasy, které se používají k zefektivnění odstraňování celkového dusíku a fosforu (TC a TP) a NH_4-N z odpadních vod (Forrest a kol., 2016; Leyva-Díaz a kol., 2017; Shao a kol., 2017).

Pochopení mikrobiologických procesů v čištění odpadních vod je rozhodující jak pro zavádění nových technologií, tak i v případě krátkodobého monitoringu zavedených systémů ČOV. Molekulárně genetické metody (FISH, fluorescenční in-situ hybridizace; qPCR, kvantitativní polymerázová řetězová reakce; NGS, next-generation sequencing) jsou nezbytné pro hodnocení aplikací nosičů biomasy v biologických procesech (kvantifikace a identifikace mikroorganismů) spolu s respirometrickou metodou, která je rovněž nezbytná pro celkové posouzení jejich účinnosti (Felföldi a kol., 2015).

V rámci této studie byly provedeny laboratorní experimenty s novými typy nosičů biomasy, zaměřené na efektivní odstraňování dusíkatých sloučenin z odpadních vod. Byly testovány různé metody analýzy biofilmu na nosičích a jejich porovnáním byl zhodnocen přínos těchto analýz pro oblast čištění odpadních vod. Cílem této publikace je přispět k lepšímu pochopení analýzy biofilmů na čistírnách odpadních vod a poskytnout ucelený pohled na využití různých analytických metod.

2. MATERIÁL A METODY

V této práci byl studován biofilm na třech typech nosičů biomasy:

A. Nanovlákenný nosič připravený elektrostatickým zvlákňováním (technologie Nanospider^{TM}) z 10% roztoku polyvinylbutyralu.
B. 3D mikrovlákenný nosič připravený pletařskou technologií s kombinací multifilamentu a monofilamentu z polyesterových vláken.
C. Nosič AnoxKaldnes^{TM} K3, který je komerčně dostupný.

Parametry laboratorních reaktorů

Nosiče byly součástí provozovaných MBBR reaktorů post-nitrifikace. Před spuštěním provozu byly bioreaktory inokulovány aktivovaným kalem z čistírny odpadních vod (ČOV) Liberec z nitrifikační nádrže. Jako nátok do reaktorů byla použita syntetická odpadní voda obsahující NH_4Cl jako zdroj dusíku a fosfátový pufr pro stabilizaci pH. Modely fungovaly jako chemostat a doba zdržení byla po celou dobu experimentu 1 den. Teplota vody byla stálá mezi 20 a 22 °C a pH bylo udržováno okolo neutrální hodnoty.

Chemická analýza

Koncentrace dusíkatých sloučenin a chemická spotřeba kyslíku ($CHSK_{Cr}$) byly měřeny pomocí kyvetových testů od HACH na spektrofotometru HACH DR 6000 UV-VIS. Kontrolní měření pH a rozpuštěného kyslíku byla prováděna každý týden pomocí multimetru WTW Multi 9430. Tato analýza poskytla informace o účinnosti a úplnosti nitrifikace a o přítomnosti suspendovaného kalu v bioreaktorech (rozdíl filtrované a nefiltrované $CHSK_{Cr}$).

Respirometrie

Respirometrická měření byla prováděna v duplikátech s týdenní periodicitou pomocí respirometru Micro-Oxymax od společnosti Columbus Instruments. Nosiče byly umístěny v lahvích s médiem a přidaným amoniakálním dusíkem (10 mg/L). Měření bylo prováděno až do ukončení činnosti MO a data z respirometrie byla normalizována na účinnou plochu nosičů. Na základě této metody byl sledován vývoj aktivity nitrifikačních MO v biofilmu v čase.

Metoda FISH

Metoda FISH byla použita ke zobrazení přítomnosti amoniak oxidujících (AOB) a dusitan oxidujících (NOB) bakterií v biofilmu. Získaná (vytřepaná) suspenze s biofilmem z každého nosiče byla centrifugována a získané pelety byly dále zpracovány dle FISH protokolu (Nielsen a kol., 2015). K identifikaci byly použity speciální sondy a snímky byly pořízeny na fluorescenčním mikroskopu ZEISS Axio Imager.M2 s AxioCamICc1 kamerou.

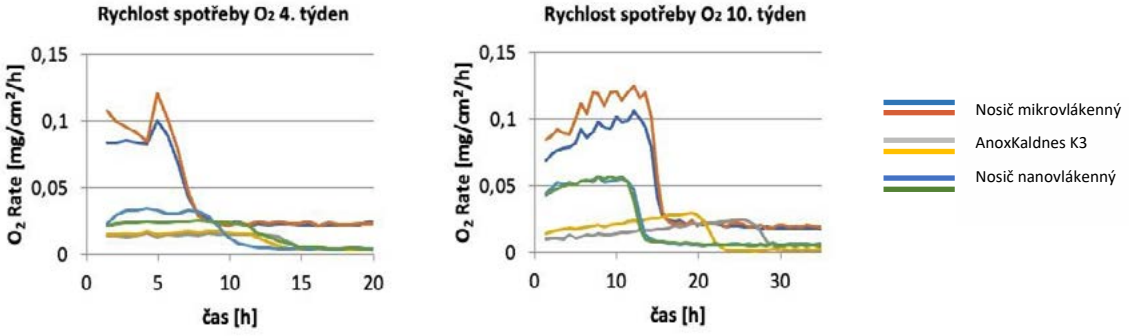
Metody qPCR a NGS

DNA byla extrahována z mikrobiální biomasy pomocí kitu NucleoSpin Soil. qPCR metoda byla použita k určení přítomnosti nitrifikačních bakterií a porovnání zastoupení nitrifikačních bakterií mezi jednotlivými vzorky. Podrobné mikrobiální složení vzorků biofilmu pak bylo určeno pomocí NGS analýzy V4 regionu 16S rRNA genu. Sekvenace byla provedena prostřednictvím Ion Torrent platformy a získaná sekvenční data byla klasifikována na základě nejlepších BLAST shod proti databázi SILVA SSU 138.

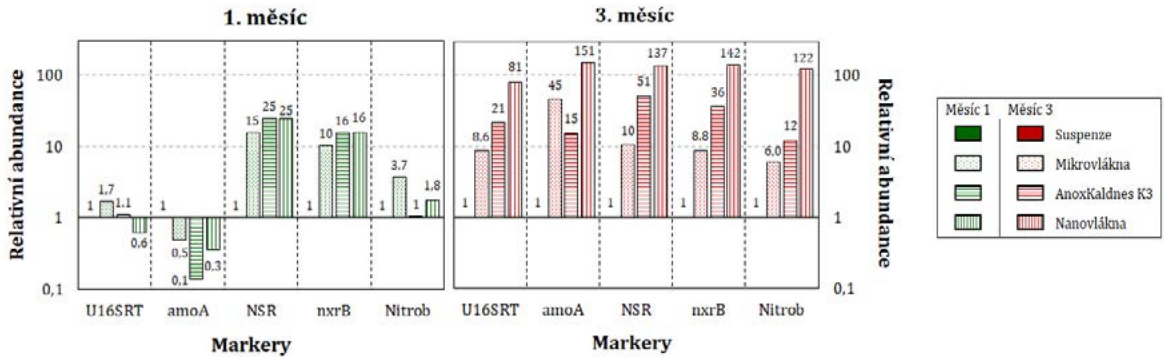
3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Jelikož je tento příspěvek zaměřen především na porovnání jednotlivých metod a vytvoření návodu pro jejich vhodnou volbu při stanovení biofilmu, budou následně uvedeny pouze některé příklady výsledků (Obr. 1; Obr. 2) stěžejních analýz a poté, na základě zde neuvedených rozsáhlých výsledků a dat, budou diskutovány zásadní poznatky v této oblasti.

Metody FISH, qPCR v reálném čase a NGS se mohou vzájemně doplňovat, přestože jsou založeny na odlišných principech. V NGS analýze lze ve vzorcích sledovat poměr jednotlivých bakteriálních rodů. Naproti tomu při qPCR lze mezi vzorky porovnávat abundanci sledovaných bakterií nebo jejich funkčních genů. Metoda FISH poskytuje kvantitativní výsledky pro běžné bakterie, jejichž geny jsou specificky obarveny. Samotné hodnocení však neumožňuje nahlédnout do vnitřních vrstev analyzovaného biofilmu. Analýza qPCR probíhá na úrovni DNA, na rozdíl od FISH, kde jsou vzorky hodnoceny na buněčné úrovni. Metoda qPCR je tedy výrazně citlivější a umožňuje detekci bakterií při nízkých koncentracích. Výsledky qPCR nám tedy ukazují rozdíl v počtu specifických cílových genů mezi vzorky. Naproti tomu NGS analýza ukazuje podíl konkrétních taxonů v jednotlivých vzorcích. Například, pokud existují tři vzorky se známým množstvím *Nitrospira* (NSR): vzorek A (20 NSR ve 40 bakterií), vzorek B (40 NSR v 80 bakterií) a vzorek C (20 NSR ve 30 bakterií). Výsledky NGS by identifikovaly stejné podíly NSR ve vzorcích A, B a vyšší podíl NSR ve vzorku C. Výsledky analýzy qPCR by detekovaly nejvyšší množství NSR ve vzorku B a stejné množství NSR ve vzorcích A, C.



Obr. 1. *Přehled vybraných respirometrických dat ukazujících vývoj aktivit biofilmu na jednotlivých nosičích biomasy v čase*



Obr. 2. *Relativní kvantifikace celkové a specifické bakteriální biomasy na nosičích vzhledem k médiu reaktoru v prvním (1. měsíc) a druhém (3. měsíc) odběru*

Metoda respirometrie je velmi vhodná pro hodnocení biofilmu z „makro“ perspektivy. Respirometrie podává přehled o aktuální i dlouhodobé metabolické aktivitě mikroorganismů a jejich schopnosti a rychlosti metabolizovat polutanty ve sledovaném médiu. Porovnání aktivit biofilmu z výše uvedených respirometrických dat a počtu jednotlivých nitrifikačních bakterií ve vzorcích ukazuje, že pro abundanci bakterií jsou důležité parametry nosiče, jako je povrchová morfologie a další specifické vlastnosti materiálu (nejen velikost prostoru pro růst biofilmu). Srovnáním dat z respirometrie a molekulárně genetických metod také lze jasně stanovit bod stabilizace biologického systému. Doplňující a ověřovací metodou k respirometrii mohou být klasické kinetické testy, kde navíc v průběhu testu lze analyzovat jednotlivé chemické ukazatele daného procesu.

Další metody jako jsou mikroskopie, barvení biofilmu a další poskytují rychlé informace o přítomnosti biofilmu na zkoumaném povrchu anebo přímo o přítomnosti určité skupiny mikroorganismů. Jedná se však o metody, pomocí nichž nestanovíme detailní informace o biofilmu a neprovedeme dlouhodobou analýzu biofilmového systému v čase (vývoj aktivity mikroorganismů a jejich přesná kvantifikace).

4. ZÁVĚRY

Na základě provedených analýz a dosažených výsledků lze tvrdit, že molekulárně genetické metody, NGS a qPCR, poskytují důležité informace o mikrobiálním složení biofilmu s tím, že qPCR je zásadní především pro porovnání jednotlivých vzorků. Tyto moderní metody umožňují identifikaci a kvantifikaci mikroorganismů s vysokou citlivostí a přesností. Na druhou stranu, tradiční metody, respirometrie a kinetické testy, nabízejí informace o metabolické aktivitě, což je užitečné pro celkové posouzení biologického systému. Metody, už nich se využívá zobrazování, FISH a mikroskopie, jsou zase důležité doplňující a ověřovací metody k metodám moderním. Závěrečný výběr konkrétních metod (kombinací metod) analýzy biofilmu by měl být vždy přizpůsoben specifickým potřebám a informacím, které chceme o biofilmu získat a s ohledem na proces, jež biofilmový systém využívá (typ a složitost procesu řízeného mikrobiologickými pochody).

PODĚKOVÁNÍ

Tento projekt je financován se státní podporou Technologické agentury ČR a Ministerstva průmyslu a obchodu ČR v rámci Programu TREND.

SEZNAM LITERATURY

Felföldi T., Jurecska L., Vajna B., Barkács K., Makk J., Cebe G., Szabó A., Záray G., Márialigeti K. (2015). Texture and type of polymer fiber carrier determine bacterial colonization and biofilm properties in wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal,* 264, p. 824–834.

Forrest D., Delatolla R., Kennedy K. (2016). Carrier effects on tertiary nitrifying moving bed biofilm reactor: An examination of performance, biofilm and biologically produced solids. *Environmental Tech.,* 37, p. 662-671.

Leyva-Díaz J.C., Martín-Pascual J., Poyatos J.M. (2017). Moving bed biofilm reactor to treat wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology,* 14, p. 881-910.

Nielsen P.H., Daims H., Lemmer H. (2009). *FISH Handbook for Biological Wastewater Treatment : Identification and Quantification of Microorganisms in Activated Sludge and Biofilms by FISH*. IWA Publishing,USA.

Shao Y., Shi Y., Mohammed A., Liu Y. (2017). Wastewater ammonia removal using an integrated fixed-film activated sludge-sequencing batch biofilm reactor (IFAS-SBR): Comparison of suspended flocs and attached biofilm. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 116, p. 38-47.

OBSAH

Terciární stupeň ČOV a lamelové usazovací nádrže

Ježek S.*, Brabec M.
ENVITES, spol. s r.o., Vídeňská 264/120b, 619 00 Brno
**autor pro korespondenci, email: Jezek@envites.cz*

ABSTRAKT
Znečištění vod sloučeninami dusíku a fosforu je známé jako jedna z hlavních příčin snižování kvality vody ve vodních útvarech po celém světě. Mnoho regionů označilo eutrofizaci a další nepříznivé účinky za rostoucí problém, a to jak v řekách, tak i pobřežních oblastech. Se záměrem chránit recipienty se zpřísňují i jednotlivé legislativy. Tato práce je zaměřena na studii současného stavu a zároveň přináší výsledky z reálné aplikace odděleného chemického srážení fosforu v kombinaci s lamelovým usazovákem na terciárním stupni na čistírně odpadních vod Sloup (2100 EO). Terciární stupeň je na ČOV Sloup v provozu již přes 8 let.

KLÍČOVÁ SLOVA
Eutrofizace vod; lamelové usazováky; odstranění fosforu; terciární stupeň ČOV

1. ÚVOD

Eutrofizace je proces obohacování povrchových vod dusíkem a hlavně fosforem. Tyto prvky jsou využívány organismy jako zdroj energie, potřebné pro svůj růst.

Eutrofizace se dělí na dva typy:

1. Přirozená eutrofizace
   Je způsobena vyluhováním dusíku a fosforu z půdy a rozkladem odumřelých organismů, tato forma eutrofizace je součástí přirozeného výskytu těchto prvků obsažených ve vodách
2. Antropogenní eutrofizace
   Antropogenní eutrofizace je způsobena například splachem dusíkatých a fosforečných hnojiv z polí. Významným zdrojem je pak i vypouštění nečištěných splaškových vod.

Důsledkem eutrofizace, neboli nadměrný přísun fosforu a dusíku, způsobuje rychlý nárůst sinic a bakterií. Nárůstem dochází ke zhoršující se kvalitě povrchových vod, které jsou využívány jako zdroj pitné vody nebo k rekreaci.

Při rozkladu sinic se uvolňují toxiny, které způsobují alergické reakce, poškození jater a ledvin, nebo mohou způsobovat karcinogenezi. Dochází také k přemnožení řas s následným úbytkem kyslíku. To vede k úhynu ryb a tím dalšímu znehodnocování vod.

***Tab. 1**. Charakteristika vod podle koncentrace fosforečnanů P-PO_4*

Typ vod	P-PO_4 (µg.l^{-1})
Ultraoligotrofní	< 0,4
Oligotrofní	< 10
Mesotrofní	10 – 35
Eutrofní	35 - 100
Hypertrofní	> 100

Oligotrofní vody jsou vody s nízkým obsahem živin s malou primární a sekundární produkcí. Voda je průhledná a obsahuje dostatek kyslíku. Příkladem těchto vod jsou vysokohorská jezera.

Eutrofní vody jsou vody bohaté na živiny s velkou primární a sekundární produkcí. Někdy dochází k vyčerpání kyslíku v důsledku vyšší koncentrace organických látek.

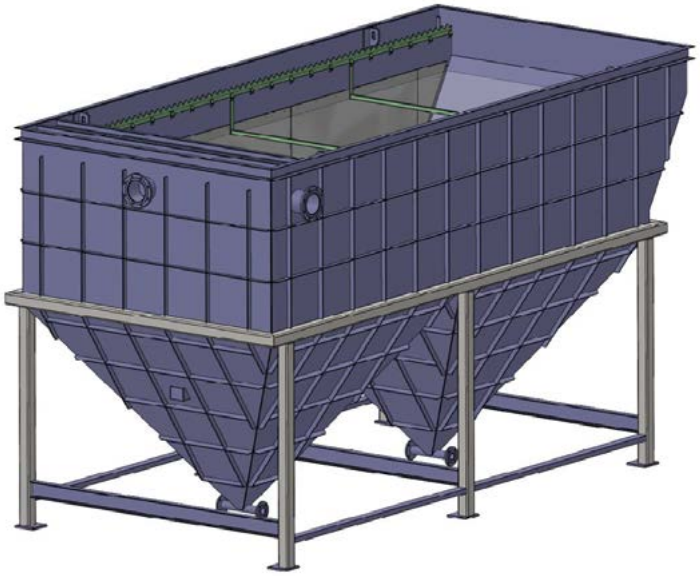
Primární produkce, je produkce nové biomasy fotosyntetickou činností producentů. Závisí na abiotických vlastnostech, nejvíce na množství světla na hladinu dopadajícího a procházejícího vodním sloupcem a zejména na dostupnosti biogenních prvků. Jako hrubou primární produkci označujeme veškerou organickou hmotu vytvořenou za časové období. Tato produkce zmenšená o metabolickou spotřebu organismů se nazývá čistá primární produkce. Produkce biomasy z těl konzumentů, které slouží nepřímo nebo přímo jako potrava pro producenty, se nazývá sekundární produkce. Dochází ke znečištění vody organickými látkami, které vznikají činností fytoplanktonu a tím ke zhoršení organoleptických vlastností, a i k tvorbě toxických organických látek.

Návrh usazovacích nádrží

Čištění odpadních vod by bez vločkování nebylo možné. Bylo zjištěno, že vločkování nastává i u čistě minerálních látek, jako je hlína, křemík a kovy. Sedimentace částic, jejichž velikost je asi 10µ, je ovlivněna Brownovým translačním pohybem. Jejich sedimentační rychlost je asi 4cm/h (spec. hmotnost 1,2). Částice o velikosti 1 µ mají sedimentační rychlost asi 0,5mm/h. Z tohoto lze usoudit, že koloidní částice (1mµ - 1µ) a jemné suspenzní částice by praktickou sedimentací bez koagulace nebylo možné odstranit. Čistící účinek usazovacích nádrží závisí na hloubce nádrže a na usazovací rychlosti. Průměrná usazovací rychlost částic se uvažuje v rozmezí 0,2 až 1,2mm/s. Tato rychlost odpovídá zatížení 0,72 až 4,3 m3/m2 za hodinu.
Přesnější navrhování usazovacích nádrží je nepřesnější provádět za pomoci sestavené křivky usazovacích rychlostí.

Lamelové usazováky

Jsou tvořeny nádrží a vlastní lamelovou vestavbou trubkového typu. Nádrže jsou zhotovovány svařováním z oceli nebo z plastů. Kompaktní tvar nádrže je přizpůsoben tvaru vestavby lamelových bloků. Při pohledu zepředu je patrný nátokový prostor, spodní část charakterizuje jehlanovitý tvar kalového prostoru. Pod lamelovou vestavbou (u typů se vzestupným proudem) jsou umístěny rozváděcí elementy, v horní části nad lamelami přepadá vyčištěná voda přes žlaby s přelivovými hranami. Tvar nádrží lamelových usazováků je účelně přizpůsoben tvaru lamelových bloků a hydraulickým podmínkám, čímž umožňuje vysokou účinnost odloučení znečišťujících látek při současném zvýšení koncentrace zahuštěného kalu. Účelným rozdělením natékajících vod do soustavy paralelních šikmých trubic je dosaženo rovnoměrného zatížení usazovacích nádrží v rozmezí 0,6 až 3 mm/s/m2. Pro správné navržení lamelového usazováku je zapotřebí znám maximální průtok na zařízení. A sedimentační rychlost. Ideální variantou je provedení sedimentačních zkoušek v laboratoři.

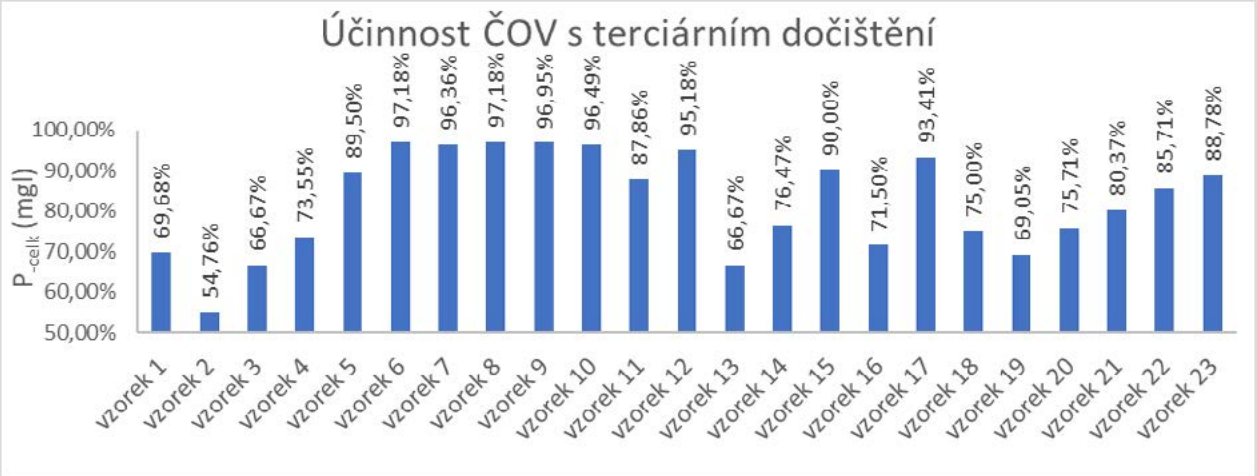


***Obr. 1**: Model lamelového usazováku typu LB16*

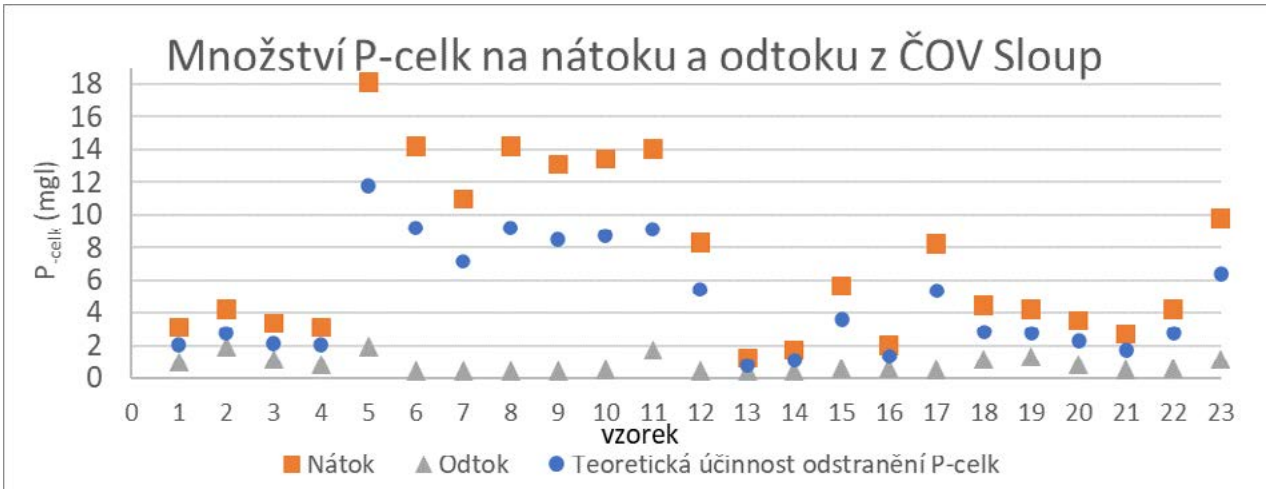
2. REÁLNÁ APLIKACE NA ČOV SLOUP

Lamelový usazovák typu LB10 byl instalován na komunální čistírně odpadních vod v roce 2011 a plně provozován od roku 2012. V kombinaci s odděleným chemickým srážením tvoří terciární stupeň, který je v této oblasti nezbytný. Důvodem je vypouštění vyčištěných odpadních vod do recipientu v krasové oblasti, kde jsou přísnější požadavky na odtoku (Arnaldos and Pagilla, 2010).

Proces instalace vypadá následovně. Po druhém stupni je umístěn srážecí reaktor o pracovním objemu 5 m^3 do kterého se dávkuje $FeCl_3$. Reaktor je vybaven míchadlem pro efektivní vytvoření vloček. Směs je vedena do uklidňovací části lamelového usazováku směrem ke spodní části. Následně jsou vztlakovou silou částice vytlačovány směrem vzhůru k lamelové vestavbě. Na lamelové vestavbě, která je pod úhlem 60° se agregují sraženiny do větších celků, až gravitační síla převýší vztlakovou a částice sedimentují do kalové části lamelového usazováku. Odtud je kal následně odtahován.



***Obr. 2.** Účinnost terciárního dočištění na ČOV Sloup*



***Obr. 3**. Bilance P-celk na nátoku/odtoku ČOV Sloup*

Obr. 2 zobrazuje reálnou účinnost odstranění P_{celk}. Nejmenší účinnost je 54,76 %. Nicméně u této hodnoty je nutné podotknout, že na vstupu bylo 4,2mg/l a na odtoku 1,9mg/l P_{celk}. Z uvedených dat je průměrná účinnost odstranění fosforu 82,35 %.

3. ZÁVĚR

Terciární dočištění v kombinaci lamelové sedimentace a odděleného chemického srážení se jeví jako vhodná varianta pro zařazení zařízení do linek ČOV. Zařízení nevyžaduje velké stavební úpravy. Díky lamelové vestavbě nahrazuje až 15krát větší prosté usazovací nádrže. Energetická náročnost technologie spočívá pouze v dávkování trojmocného železa.

Z Obr. 3 v předchozím odstavci je vidět ekologická výhodnost zařazení terciárního stupně do linky komunální ČOV. Kdy místo vypouštění téměř 12 mg/l Pcelk, se vypouští < 2 mg/l Pcelk. Jaký pozitivní důsledek to bude mít na ekologii? Snížení problematické eutrofizace vod.

Pokud pomineme ekologický náhled na tuto problematiku a zaměříme se na ekonomickou stránku, tak v případě, že projde návrh na zpoplatnění překročených limitů na odtoku z ČOV, pak návratnost technologie lamelového usazováku v kombinaci s odděleným chemických srážení je v rozmezí 5ti let. Vše závisí na dané komunální čistírně odpadních vod.

SEZNAM LITERATURY

Arnaldos, M. and Pagilla, K. Effluent dissolved organic nitrogen and dissolved phosphorus removal by enhanced coagulation and microfiltration. *Water Research* [online]. 2010, 44(18), 5306-5315 [cit. 2022-05-03]. ISSN 00431354. Dostupné z: doi:10.1016/j.watres.2010.06.066

Čech D. *Určení zdrojů fosforu a stanovení nápravných opatření eutrofizované Hornoveské nádrže*. Diplomová práce. Brno, 2012. 93 s., 8 s. příloh. Vysoké učení technické v Brně. Fakulta stavební. Ústav vodního hospodářství obcí.

Lefnerová, M. *Fosfor a jeho sloučeniny v životním prostředí*. Bakalářská práce. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, 2014. 33 s.

OBSAH

Terciární koagulace s mikrosítovou filtrací: Od laboratorní simulace po automatizovaný provoz

Souček R.
IN-EKO TEAM s.r.o., Trnec 1734, 666 03 Tišnov, Česká republika
** autor pro korespondenci, email: radek.soucek@in-eko.cz*

ABSTRAKT
Na základě provedených laboratorních experimentů, a s využitím teoretických podkladů, byl vypočítán a naprojektován pilotní modul komplexní kontejnerové technologie terciární koagulace/flokulace pro účinné srážení fosforu a separaci kalu na mikrosítovém bubnovém filtru. Z dosavadního průběhu pilotáže vyplývají základní KPI technologické linky při optimálních i stresových podmínkách provozu, a také limitní přípustné hodnoty zatížení aktivní filtrační plochy mikrosíta chemickým kalem a limitní dávky sráželdel pro projekčně-technologický návrh terciárního odstraňování fosforu se separací na mikrosítech.

KLÍČOVÁ SLOVA
Flokulace; koagulace; mikrosítové filtry; návrh a dimenzování technologie; terciární srážení fosforu

1. ÚVOD

Mikrosítové filtry (bubnové či diskové) bývají do sektoru odtoků z ČOV osazovány primárně pro snížení koncentrace nerozpuštěných látek (NL) a doprovodně pro mírnou až střední redukci partikulovaného fosforu či CHSK. Na tkanině zachycené suspendované pevné látky jsou během fáze praní vyplavovány do vnitřního sběrného žlabu v hřídeli či bubnu filtru a odváděny separátně od filtrované vody do oddělené kalové jímky. Proces filtrace je i během praní filtru kontinuální. Při dimenzování mikrosítových filtrů pro konkrétní instalaci je vhodné nepřekračovat mezní rychlosti zatížení filtru pevnými látkami(SLR) v peakových režimech ČOV s přihlédnutím k chemické povaze pevných částic k separaci, fyzikálně-chemickým vlastnostem filtrované vody a průtočnému odporu konkrétní filtrační tkaniny uvažované k použití.Pro polyesterovou filtrační tkaninu s velikostí pórů 10 µm je stanovena, pro bezpečnou filtraci, obecně platná mezní hodnota SLR = 200 (±25) g NL/(m^2*h), která je vztažena na aktivní filtrační plochu síta. Objemové množství zpětného proplachu (BW) se pohybuje v čase mezi 0,5-5 % z celkového množství zfiltrované vody v závislosti na aktuálním přiváděném SLR, nad 5,5-6,5%BW se už často jedná o kontinuální praní filtru způsobené většinou přetížením aktivní/efektivní filtrační plochy. Při 9-10%BW je již filtr v režimu havarijního bypassu.

Mikrosítová filtrace chemického kalu z procesů terciární post flokulace nebo srážení fosforu je výzva, protože pokud nejsou dodrženy alespoň okrajové podmínky tvorby stabilních vloček nebo je zvolena nevhodná poměrová dávka koagulant/flokulant (+špatný typ flokulantu) síto může trpět zalepováním pórů, v důsledku čehož se zmenší aktivní filtrační plocha, a tedy i SLR kapacita síta a je nutné přistoupit k častějšímu CIP. Při dodržení zásad, kázně a při vhodném návrhu je možné chemický kal separovat na mikrosítech, avšak nutně dávkovanými reagenciemi pro vznik stabilních vloček separovatelných na mikrosítech jsou vždy anorganický koagulant (standardně Fe/Al soli), polymerní flokulant a často louh sodný pro suplementaci spotřebované neutralizační kapacity vody.

2. CÍLE A VÝSTUPY LABORATORNÍ PŘÍPRAVY

Návrh pilotní technologie terciární koagulace/flokulace/mikrosítové filtrace pro redukování fosforu v odtoku z ČOV byl proveden na základě dat vycházejících z realizované fáze

laboratorního testování srážecích a flokulačních experimentů s využitím teoretických znalostí a výpočtů. Požadovanými a sledovanými datovými výstupy pro návrh technologie při srážecích a flokulačních reakcích prováděných v laboratoři technologie vody na VŠB-TU Ostrava byly:

- kvalitativní vlastnosti vody z odtoku ČOV do recipientu před a po provedených srážecích experimentech (pH,teplota, $KNK_{4,5}$, PO_4^{3-}, P_{celk}, $CHSK_{Cr}$, NL_{105}, Fe_{celk} / Al_{celk})
- vlivy změn středních rychlostních gradientů míchání suspenze a reakční časy při dodržení jednotného celkového Campova čísla
- molární dávky kovů Fe/Al solí (PIX,PAX,$Al_2(SO_4)_3$) a jejich vliv na výslednou kvalitu produktu při rozdílné době zdržení a gradientu míchání ve 3 míchacích režimech (simulace rychlomísič/flokulace1/flokulace2)
- vliv reakčního pH na kvalitu flokulace a dosahované účinnosti srážení a rovněž ověření obecně udávaných hodnot spotřebované neutralizační kapacity vody přidáním množství kovu (2,7 mg $CaCO_3$/mg Fe^{3+}; 5,56 mg $CaCO_3$/mg Al^{3+}) pro určení základní dávky louhu při nízké KNK vstupní vody
- Orientační určení průměrné produkce chemického kalu generovaného přidáním srážedla a porovnání s normovanými hodnotami německého standardu ATV-DVWK-A 202E v jednotkách (mg/mgFe), (mg/mgAl)
- vliv typu a dávky aktivní složky polymerního flokulantu na stabilitu a velikost vloček při změnách molárních dávek kovů a v rozdílných režimech míchání suspenze.

Orientační kvalitativní charakteristika odebírané vody odtoku z komunální ČOV (ČOV se simultánním srážením P s PIX113) pro experimentyje uvedena v Tab.1. S molárními poměry Me/P v rozmezí 2,6-3,2 byly, s dávkami flokulantu 0,7-1,5 mg/l, při suplementaci spotřebované uhličitanové alkality stanovenou základní dávkou louhu (používán 20% roztok NaOH), v laboratorních podmínkách dosahovány výsledky uvedené v Tab.2.

K provedení procedury JAR testů byl používán standard americké vodárenské asociace *„Velocity Gradient Calibrationof Jar-Test Equipment“.* Uspořádání sestavy včetně podkladů pro kalkulaci procesu vycházelo ze zmíněného standardu. Uspokojivých výsledků bylo dosaženo při dodržení zde uvedených reakčních podmínek (Tab. 3).

Tab. 1. *Kvalitativní ukazatele vstupní vody z odtoku dosazováku při laboratorních srážecích/flokulačních experimentech*

pH (-)	Teplota vody (°C)	KNK 4,5 (mmol/l)	SRP (mg/l)	Pcelk (mg/l)	NL (mg/l)	CHSKcr (mg/l)
6,6 - 6,9	12 - 17	0,91 - 1,32	1,56 - 2,58	1,7 - 3,2	5 - 12	39 - 115

Tab. 2. *Kvalitativní ukazatele výstupní vody při laboratorních srážecích/flokulačních experimentech*

odsazená voda 5 minut po reakci					celkové po reakci	odsazená voda
pH (-)	Teplota vody (°C)	KNK 4,5 (mmol/l)	SRP (mg/l)	Pcelk (mg/l)	NL (mg/l)	CHSKcr (mg/l)
6,5 - 7,1	12 - 17	0,87 - 1,36	0,05 - 0,11	0,1 - 0,18	31 - 38	35 - 85

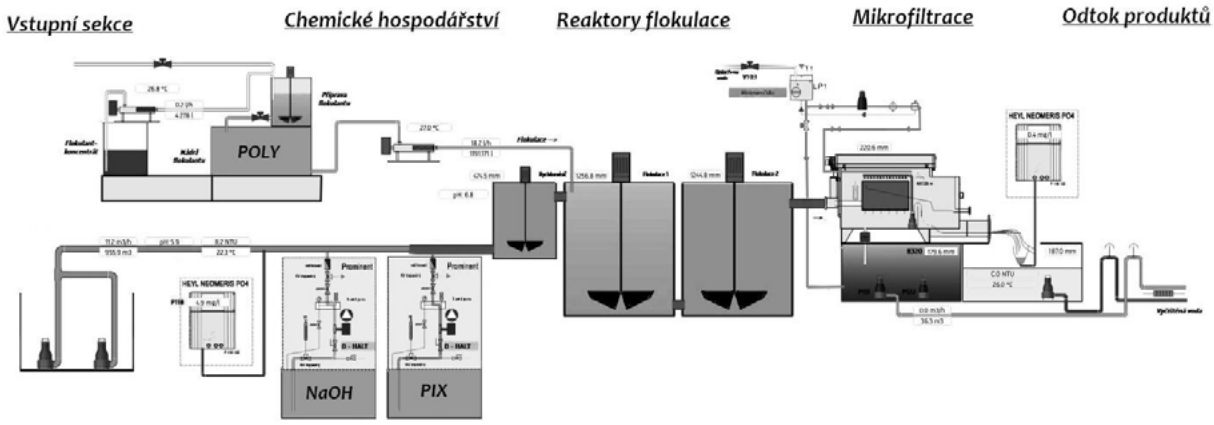
Tab. 3. *Vhodné reakční podmínky pro tvorbu stabilních (dobře separovatelných) vloček*

Celkové Campovočíslo (Gt)	115 000 - 152 000		
	rychlomísič	flokulace1	flokulace2
Hodnoty středních rychlostní gradientů (G)	500 - 1000	150 - 270	20 - 80
Celková hydraulická doba zdržení při homogenizaci vsádky			
bezpečná	13,5 minut		
nízká	6,75 minut		
minimální	6 minut		

Tab. 4. *Zadávací parametry pro pilotní technologii*

	parametr	hodnota	jednotka
hydraulická kapacita technologie	Qmax.	10	m3/h
rozpuštěný reaktivní fosfor v odtoku technologie průměr	SRP*out ave	0,2	mg/l

*SRP = rozpuštěný reaktivní P



Obr.1. *Orientační PID diagram pilotní technologie*

3. NÁVRH TECHNOLOGIE

Z těchto výstupů bylo provedeno vyhodnocení a návrhový výpočet všech komponent technologie (pohony/měřící prvky), zkresleno technologické schéma, layout, PID a doprovodné materiály a vytvořena logika automatizovaného řízení technologie s využitím algoritmů na bázi chemických a fyzikálních rovnic (Tab. 4, Obr. 1). Tím je umožněna například adaptivní změna rychlosti míchání v závislosti na průtoku a teplotě vstupní vody.

4. DOSAHOVANÉ VÝSLEDKY Z PILOTNÍHO PROVOZU

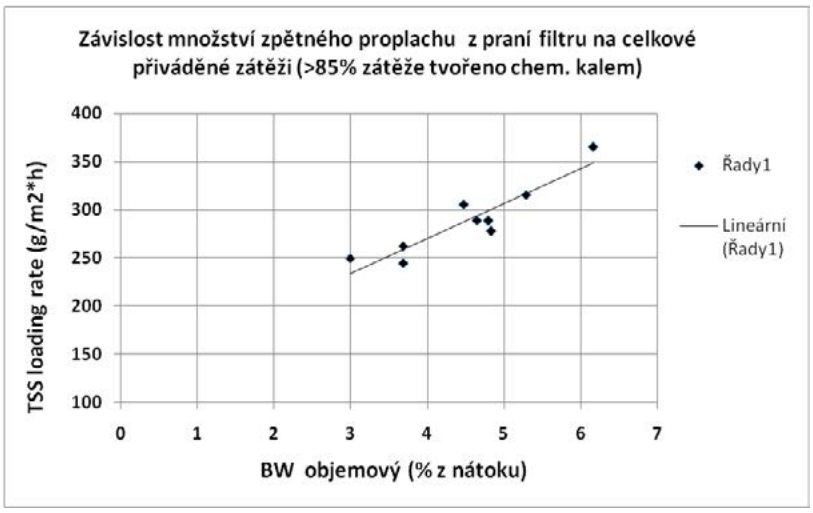
Nyní je technologie v pilotním provozu napojena na odtok z komunální ČOV. V technologii jsou online v real-time přenosu měřeny a logovány průtoky vstupů/produktů, pH vstupní/reakční, teplota+zákal vody vstup/výstup, fosforečnany vstup/výstup; dávky reagencí a další provozní hodnoty. Vybrané stanovované kvalitativní parametry nátoku/odtoku/ kalu jsou uvedeny

v Tab. 5. a dále základní charakteristika filtru – tedy závislosti objemu produkovaného chemického kalu na SLR (Tab 6.) i v grafické podobě.

Chemický kal z praní filtru dosahuje průměrných koncentrací Pcelk30 – 70 mg/l, NL 500 – 1300 mg/l a KI <50ml/g a je čerpán do kalojemu ČOV, vyčištěná voda je čerpána do akumulační jímky odtoku z ČOV. Koncentrace SRP na výstupu z technologie se pohybují kolem 0,2 mg/l v průměru,a dokonce i méně, ale to i díky vhodně vytipované lokalitě ČOV (simultánní srážení, P limity v odtok z ČOV 2 a 3 mg/l a rovněž celkově poměrně kvalitního odtoku do recipientu ve smyslu NL/TOC/Ncelk/BSK5/CHSKcr).

Tab. 5. *Hodnotící kvalitativní parametry vody na vstupu a výstupu z technologie*

(5 cm kyveta)						mg/l					účinnost odstranění %		
A254 nátok	A254 odtok	Fecelk nátok	Fecelk odtok	Pcelk nátok	Pcelk odtok	Pcelk kal	SRP nátok	SRP odtok	NL filtr nátok	NL filtr odtok	***NL***	***Pcelk***	***SRP***
0,15	0,16	0,3	1,2	2,05	0,39	31,30	1,92	0,19	35,80	11,20	69	81	90
0,17	0,17	0,2	1,2	1,83	0,60	71,00	1,49	0,12	50,00	14,00	72	67	92
0,04	0,08	0,15	0,2	1,41	0,28	26,08	1,36	0,10	37,20	5,40	85	80	93
0,21	0,12	0,5	1,3	2,40	0,61	48,25	2,17	0,30	30,80	5,20	83	75	86
0,27	0,25	1,3	1	2,61	0,42	37,16	2,43	0,34	31,20	2,50	92	83	87
0,1	0,08	1,5	1	1,77	0,17	44,34	1,43	0,09	41,30	1,80	96	90	94
0,19	0,19	1,5	1	1,28	0,14	32,60	0,84	0,06	36,70	3,50	90	89	93



Obr. 2. *Provozní charakteristika filtru*

5. HODNOCENÍ A ZÁVĚR

Rozšířené kvalitativní parametry jakosti vody ukazují, že technologie dosahuje uspokojivých výsledků v rámci účinnosti separace NL a forem P. Provozní charakteristiky filtru však také naznačují, že limity hydraulického a látkového zatížení jsou sice při zajištění dobré flokulace obdobné jako při filtraci vloček biologického původu, ale ukazuje se, že je nutné počítat v návrhu s průměrně 2,8 - 3 násobkem nových NL (vztaženo na dávku Fe v mg/l) a k tomu

připočíst vstupní nerozpuštěné látky ve vodě z odtoku ČOV. Je tedy jasné, že těchto výsledků by nebylo dosaženo, kdyby vstupní voda do technologie obsahovala příkladem 40 mgNL/l a 3 mgSRP/l a více. Filtr je poměrně přetížen, a pokud by byla zvýšena dávka srážedla nad nyní 14 mgFe/l (byť jen o 2 mg/l) pak by již při požadovaném průtoku 10 m3/h došlo ke kontinuálnímu praní filtru a posléze i havarijnímu obtokování filtru. Zde uvedené poznatky poslouží k bezpečnějším návrhům mikrosít za terciární srážení a rovněž přispívají v oblasti chemického odstraňování fosforu.

PODĚKOVÁNÍ

Projekt FW03010226 řešený firmou IN-EKO TEAM s.r.o. a spoluřešitelským kolektivem je podporován Technologickou agenturou ČR v letech 2020–2023.

SEZNAM LITERATURY

Guidepourl'étude des technologies conventionnelles de traitement des eauxuséesd'origine domestique: 8A. Microtamisage (filtrationsurtoile), Québec:Ministère de l'Environnement et de la Luttecontre les changements climatiques,2021. ISBN 9782550892069

Lai, R.J., Hudson, H.E., &Singley, J.E. (1975). Velocity Gradient Calibration of Jar-Test Equipment. *Journal American Water Works Association*, 67, 553-557.

Standard ATV-DVWK-A 202E *Chemical-Physical Methods for the Removal of Phosphorus from Wastewater* April 2004 ISBN 3-937758-55-0

ČSN EN ISO 6878.(2005) Jakost vod – Stanovení fosforu – Spektrofotometrická metoda s molybdenanem amonným

ČSNEN ISO9963-1 (757371)Jakost vod. Stanovení kyselinové neutralizační kapacity(KNK).

ČSN ISO 15705(757521) Jakost vod – Stanovení chemické spotřeby kyslíku(CHSKcr)–Metoda ve zkumavkách

ČSNEN872 (757349) Jakost vod – Stanovení nerozpuštěných látek – Metoda filtrace filtrem ze skleněných vláken

ČSN ISO 10523 (757365) Jakost vod – Stanovení pH

ČSN ISO 6332 (757433) Jakost vod. Stanovení železa. Fotometrická metoda s 1,10-fenantrolinem

ČSN 757360 - Kvalita vod – Stanovení absorbance– Přímé měření absorpce ultrafialového záření vlnové délky 254 nm

OBSAH

Náběhová fáze autotrofních denitrifikačních bioreaktorů s náplní síra-vápenec

Hrich K.*, Malá J., Marková J.
Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav chemie, Veveří 95, 602 00 Brno
**autor pro korespondenci, email: hrich.k@fce.vutbr.cz*

ABSTRAKT
Výzkum se zabýval optimalizací náběhové fáze autotrofních denitrifikačních reaktorů s ohledem na rychlost náběhu a tvorbu dusitanů v jeho průběhu. Laboratorním kolonovým testem byl zkoumán vliv různého poměru síra-vápenec v náplni (1:1, 1:2, 1:4 a 1:8) a hydraulické doby zdržení (6,5 až 15,5 h). K laboratorním kolonovým pokusům byla použita říční voda obohacená o dusičnany ve formě KNO_3 a o fosforečnany ve formě KH_2PO_4. Nejlepší výsledky vykázala kolona s náplní síra-vápenec = 1:2 a hydraulickou dobou zdržení 15,5 h, která dosáhla více než 90 % účinnosti odstranění dusičnanů za 16 dní a tvorba dusitanů byla minimální.

KLÍČOVÁ SLOVA
Autotrofní bakterie; čištění odpadních vod; dusičnany; dusitany; filtrační kolony; sírany

1. ÚVOD

Běžně využívaným procesem pro odstraňování dusičnanů a dusitanů z vod je denitrifikace zaměřená na odstraňování pomocí heterotrofních bakterií, které vyžadují přítomnost organických látek ve vodě jako zdroj uhlíku (Kostrysia a kol., 2018). Pro vody s nízkým obsahem organických látek se jeví jako vhodná alternativa procesy založené na autotrofní denitrifikaci (Ghorbel a kol., 2017). Jednou z variant je autotrofní denitrifikace za přítomnosti sloučenin síry, nejčastěji granulované síry, která slouží jako donor elektronů pro redukci dusičnanů (Wang a kol., 2020). Během denitrifikace v přítomnosti granulované síry vznikají vodíkové ionty, které okyselují vodu, což může vést ke zhoršení účinnosti procesu (Pokorná a kol., 2015). Tomu je možné zabránit přidáním drceného vápence, který slouží jako pufrační činidlo a zároveň je zdrojem uhlíku pro autotrofní bakterie (Zhang a kol., 2021). Kritická bývá náběhová fáze provozu bioreaktorů, kdy se začíná tvořit biomasa denitrifikačních bakterií a dochází k postupnému zvyšování účinnosti odstranění dusičnanů, protože během ní obvykle dochází k přechodnému zvýšenému výskytu dusitanů v odtoku (Wang a kol. 2019). Hlavním cílem tohoto výzkumu bylo porovnat různé poměry granulované síry a vápence v náplni a zjistit optimální provozní podmínky s ohledem na rychlost náběhu procesu a akumulaci dusitanů.

2. MATERIÁL A METODY

Zkoušky probíhaly v laboratorních podmínkách. Bylo použito 7 vertikálních válcových filtračních kolon naplněných směsí granulované síry a drceného vápence v hmotnostních poměrech 1:1, 1:2, 1:4 a 1:8. Pod i nad ložem byl umístěn filtr. Voda byla dávkována peristaltickými čerpadly a průtok kolonami byl nastaven na hydraulickou dobu zdržení (HRT) od 6,5 do 15 hodin. U kolon 1 a 2 byl průtok shora dolů a v kolonách 3 až 7 zdola nahoru. Oběma způsoby je možné dosáhnout vysoké účinnosti odstranění dusičnanů, avšak kvůli zachování zatopení celé náplně protékající vodou a eliminaci vzniku preferenčních toků je výhodnější průtok zdola nahoru. Jako modelová voda byla použita říční voda obohacená KNO_3 tak, aby výsledná koncentrace $N\text{-}NO_3$ byla cca 50 mg/l, a u některých kolon i KH_2PO_4 na výslednou koncentraci $P\text{-}PO_4$ cca 1 mg/l.

Tab. 1. *Provozní parametry denitrifikačních kolon a složení dávkované vody*

Kolona	1	2	3	4	5	6	7
Provozní parametry							
S : $CaCO_3$	1 : 2	1 : 8	1 : 2	1 : 4	1 : 2	1 : 2	1 : 1
HRT, h	12,8	12,3	7,9	6,5	10,5	15,5	10,1
HRT(póry), h	5,1	4,7	3,2	2,5	4,3	6,4	6,1
Teplota, °C	18,7-20,4	18,7-20,4	20,5-26,2	21,0-26,2	18,5-21,9	18,5-21,9	18,5-21,9
Průtok	↓	↓	↑	↑	↑	↑	↑
B_N, mg/g.d *	0,21	0,82	0,35	0,63	0,25	0,18	0,19
Účinnost, %	99	61	99	97	52	99	99
Složení dávkované vody							
pH	7,63	7,65	7,89	7,87	7,66	7,66	7,66
N-NO_x, mg/l	50,6	50,5	50,9	50,8	50,8	50,8	50,8
P-PO_4, mg/l	0,06	0,06	1,20	1,21	1,30	1,30	1,30

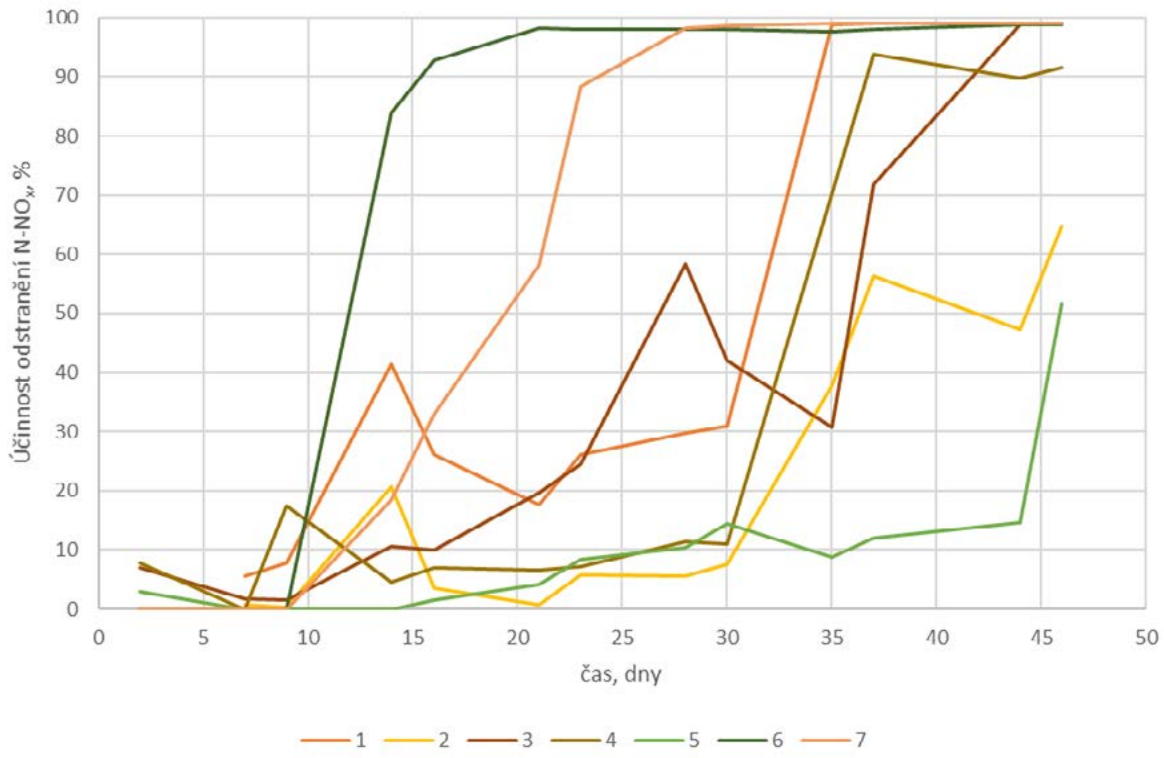
*Zatížení dusičnanovým dusíkem B_N je hmotnost N-NO_3 přivedeného na jednotku hmotnosti síry v náplni za jednotku času.

Vzorky vody na přítoku a odtoku kolon se odebíraly v intervalu 2 až 3 dnů. Ve vodě na přítoku se měřilo pH, N-NO_x (N-NO_2 + N-NO_3), která vzhledem k nepřítomnosti N-NO_2 odpovídala koncentraci N-NO_3, a P-PO_4. V odtékající vodě bylo stanovováno pH, N-NO_x, N-NO_2, $KNK_{4,5}$ a teplota, nepravidelně také sírany. Za konec náběhové fáze byl považován okamžik, kdy účinnost odstranění N-NO_x dosáhla trvale více než 90 % a zároveň koncentrace N-NO_2 na odtoku z kolony byla menší než 1 mg/l. Údaje o provozu kolon jsou přehledně uvedeny v Tab. 1.

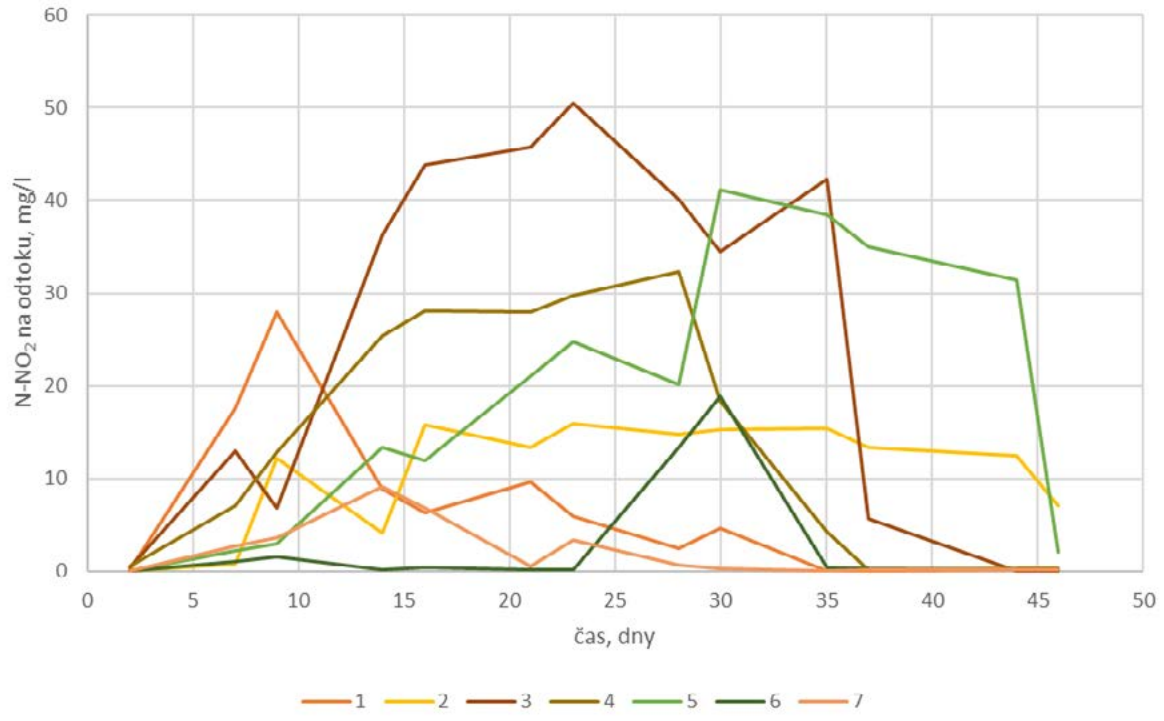
3. VÝSLEDKY A DISKUSE

Nejrychleji, a to po 16 dnech od spuštění, dosáhla požadované účinnosti odstranění N-NO_x, a zároveň koncentrace N-NO_2 < 1 mg/l kolona s náplní 1:2 a HRT 15,5 h, kde jsme se přiblížili výsledkům Wanga a kol. (2021), kteří dosáhli odstranění po 14 dnech a Hao a kol. (2022), kteří ale urychlení náběhové fáze podporovali inokulací anaerobním kalem z čistírny odpadních vod. Po 28 dnech toho dosáhla kolona 1:1 a HRT 10 h, 35. den následovala kolona s náplní 1:2 a HRT 12,8 h. Kolony s poměrem S:$CaCO_3$ 1:2 a 1:4 provozované při HRT 7,9 h, respektive 6,5 h také dosáhly požadovaných hodnot, avšak až kolem 44. dne provozu. Ve dvou kolonách (náplň 1:2 a HRT 10 h; náplň 1:8 a HRT 12,3 h) nebylo požadovaných parametrů dosaženo (Obr. 1).

V průběhu náběhové fáze lze vysledovat, že u kolon 6 a 7, které velmi rychle dosáhly vysoké účinnosti, nedocházelo k přílišnému hromadění N-NO_2 (většinou jednotky, výjimečně <20 mg/l) (Marková, 2023). Naopak, u kolon s pomalejším náběhem (1, 3 a 4) a těch, které vůbec nedosáhly požadované účinnosti (2 a 5), docházelo k hromadění N-NO_2 v koncentracích, rovnajících se až N-NO_3 na přítoku do kolony (Obr. 2).



Obr. 1. *Účinnost odstranění N-NOx*



Obr. 2. *Koncentrace N-NO₂ na odtoku*

Rozdíly v rychlosti náběhu a akumulaci N-NO_2 jsou zřejmě podmíněny rozdíly ve složení náplně, HRT a zatížení B_N, které s těmito parametry přímo souvisí. Pro rychlé dosažení požadované účinnosti je příznivější nižší zatížení B_N, kterého lze dosáhnout vyšším podílem S v náplni a delší HRT (Sahinkaya a kol., 2011; Sahinkaya a kol., 2015). Hromadění N-NO_2

v systému je důsledkem pomalejšího náběhu redukce dusitanů na N_2O a N_2 než redukce dusičnanů na dusitany (Knowles, 1982). Tomuto jevu se nelze zcela vyhnout, lze jej však minimalizovat delší HRT, kdy je na kolonu přiváděno menší množství N-NO_3, což nevytváří předpoklad pro vznik vysokých koncentrací dusitanů jako meziproduktu redukce. Popsané závislosti byly ověřeny na všech kolonách s výjimkou kolony č. 5, kterou se ani přes optimální provozní podmínky nepodařilo najet a po celou dobu provozu vykazovala rozkolísané výsledky.

4. ZÁVĚRY

Z pohledu rychlosti dosažení požadované účinnosti odstranění N-NO_x (> 90 %) a zároveň co nejmenší akumulace dusitanů se nejperspektivněji jeví autotrofní denitrifikační kolony s náplní S:$CaCO_3$ 1:2 nebo 1:1 provozované při HRT vyšší než 10 hodin, tedy při nižším zatížení. Další výzkum se tedy bude zaměřovat na kolony s touto náplní a zároveň delší HRT.

PODĚKOVÁNÍ

Publikace byla vytvořena na základě výsledků projektu MPO 321282/21/61200/417.

SEZNAM LITERATURY

Ghorbel L., Coudert L., Gilbert Y., Mercier G., Blais J.F. (2017). Determination of critical operational conditions favoring sulfide production from domestic wastewater treated by a sulfur-utilizing denitrification process. *Journal of Environmental Management*, 198, p. 16-23.

Hao W., Li Q., Liu P., Han J., Duan R., Liang P. (2022). A new inoculation method of sulfur autotrophic denitrification reactor for accelerated start-up and better low-temperature adaption. *Science of the Total Environment*, 823, Article 153657.

Kostrytsia A., Papirio S., Frunzo L., Mattei M.R., Porca E., Collins G., Lens P.N.L., Esposito G. (2018). Elemental sulfur-based autotrophic denitrification and denitritation: microbially catalyzed sulfur hydrolysis and nitrogen conversions. *Journal of Environmental Management,* 211, p. 313-322.

Knowles R. (1982). Denitrification. *Microbial Reviews*, 46(1), p. 46-70.

Marková J. (2023). Náběhová fáze denitrifikačního sírového reaktoru. Brno. Diplomová práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav chemie. Vedoucí doc. Ing. Jitka Malá, Ph.D.

Pokorná D., Zábranská, J. (2015). Sulfur-oxidizing bacteria in environmental technology. *Biotechnology Advances*, 33, p. 1246-1259.

Sahinkaya E., Dursun N., Kilic A., Demirel S., Uyanik S., Cinar O. (2011). Simultaneous heterotrophic and sulfur-oxidizing autotrophic denitrification process for drinking water treatment: Control of sulfate production. *Water research*, 45, 6661-6667.

Sahinkaya E., Yurtsever A., Aktas O., Ucar D., Wang Z. (2015). Sulfur-based autotrophic denitrification of drinking water using a membrane bioreactor. *Chemical Engineering Journal*, 268, p. 180-186.

Wang J.J., Huang B.C., Li J., Jin R.C. (2020). Advances and challenges of sulfur-driven autotrophic denitrification (SDAD) for nitrogen removal. *Chinese Chemical Letters*, 31, p. 2567-2574.

Wang W., Wei D., Li F., Zhang Y., Li R. (2019). Sulfur-siderite autotrophic denitrification system for simultaneous nitrate and phosphate removal: From feasibility to pilot experiments. *Water Research*, 160, p. 52-59.

Wang S.S., Cheng H.Y., Zhang H., Su S.G., Sun Y.L., Wang H.C., Han J.L., Wang A.J., Guadie A. (2021). Sulfur autotrophic denitrification filter and heterotrophic denitrification filter: Comparison on denitrification performance, hydrodynamic characteristics and operating cost. *Environmental Research*, 197, Article 111029.

Zhang L., Qiu Y.Y., Zhou Y., Chen G.H., van Loosdrecht M.C.M., Jiang F. (2021). Elemental sulfur as electron donor and/or acceptor: Mechanisms, applications and perspectives for biological water and wastewater treatment. *Water Research*, 202, Article 117373.

OBSAH

Genetické sekvenovanie – významný posun v monitorovaní odpadových vôd

Tulipánová A.*, Tamáš M., Imreová Z., Strečanský T., Petrovičová N., Mackuľak T.
Slovenská technická univerzita, Oddelenie environmentálneho inžinierstva, Radlinského 9, 812 37 Bratislava
**autor pro korespondenci, email: alexandra.tulipanova@stuba.sk*

ABSTRAKT

Svetová zdravotnícka organizácia poukazuje na potrebu zaviesť systémy predikcie a prevencie voči výskytu nákazlivých chorôb. Očakáva sa, že nárast populácie, zmena podnebia, globalizácia a odpadové hospodárstvo prehĺbia tento závažný problém. Pôvodcami týchto chorôb môžu byť aj vírusy. Výskyt lokálnych ohnísk spôsobených vírusmi môže spôsobiť nekontrolovateľné problémy. Veľkou nevýhodou je časovo nedostatočná detekcia a nemožnosť predpovedať výskyt budúcich ohnísk nákazy. Klasická epidemiológia zaznamenáva prepuknutie ochorení na základe klinických symptómov u infikovaných jedincov. Nedokáže teda včas rozpoznať časový úsek začiatku ochorenia. Riešenie nám poskytuje monitoring odpadových vôd.

KLÍČOVÁ SLOVA

Epidemiológia založená na odpadových vodách; genetické sekvenovanie; RT-qPCR; SARS-CoV-2

1. ÚVOD

V roku 2020 sa začali objavovať prvé výskumy, ktoré naznačovali, že vírusové častice SARS-CoV- 2 prechádzajú cez exkrementy infikovanej osoby do kanalizačného systému (Chen a kol., 2020). Neskôr bolo publikovaných niekoľko článkov, v ktorých sa zistila prítomnosť vírusovej RNA v odpadových vodách rôznych štátov na celom svete a navrhlo sa, že monitorovanie odpadových vôd možno využiť na predvídanie šírenia COVID-19 v populácii konkrétneho regiónu (Weidhaas a kol., 2021; Daughton, 2020). To je možné vďaka polymerázovej reťazovej reakcii, ktorá rozmnoží molekuly RNA vírusu, tak že ich je možné neskôr identifikovať. Pomocou techniky genetického sekvenovania RNA vírusu SARS-CoV-2 v odpadových vodách začali nedávno ďalšie výskumné tímy vyvíjať ďalšie spôsoby, ako získať úplnejší epidemiologický obraz. Vďaka genetickému sekvenovaniu sa môžeme dozvedieť o prítomných mutáciách a frekvencii variantov, ktoré cirkulujú v populácii (Fontenele a kol., 2021; Chan a kol., 2019; Gregory a kol., 2021). Tieto poznatky spolu s klinickými epidemiologickými údajmi umožňujú lepšie prispôsobiť verejné protiepidemické opatrenia s cieľom obmedziť alebo zastaviť prenos vírusu v konkrétnej oblasti a vytvoriť dôkladnejší obraz o jeho trajektórii. V tejto práci navrhujeme metódu separácie RNA z odpadových vôd pochádzajúcich z čistiarne odpadových vôd vo Vrakuni, detekciu prítomnosti génov N1 a N3 vírusu SARS-CoV-2 a následné genetické sekvenovanie pomocou platformy Oxford Nanopore Technologies.

2. MATERIÁL A METÓDY

Odber vzoriek

Vzorky odpadových vôd z prítoku do komunálnej čistiarne odpadových vôd (ČOV) vo Vrakuni boli odoberané pomocou časovo proporcionálneho automatického vzorkovacieho zariadenia po dobu 24 hodín. Vzorky odpadových vôd sa pred ďalšou analýzou uchovávali pri teplote -20 °C.

Predúprava vzoriek a izolácia RNA
Na extrakciu RNA SARS-CoV-2 z odpadovej vody bol využitý zjednodušený protokol extrakcie prostredníctvom zrážania s polyetylénglykolom. Nasledovala izolácia RNA pomocou Trizolu (Tamáš a kol., 2022).

RT-qPCR
Prítomnosť RNA SARS-CoV-2 bola overená pomocou QuantiTect SYBR Green RT-PCR kit (Qiagen, Nemecko). Na 10 µl reakciu bolo skombinované: 5 µl master mixu, 500 nM reverse a forward primeru pre N1 a N3 gény, 0,1 µl mixu reverznej transkriptázy, 1 µl templátu a 2,9 µl destilovanej vody. Jednokroková RT-qPCR bola vykonaná na prístroji Eppendorf realplex4 Mastercycler epgradient S (Eppendorf, Nemecko) s nasledujúcimi podmienkami cyklenia: 50 °C počas 30 min pre reverznú transkripciu, 95 °C počas 15 min na úvodnú denaturáciu, 45 cyklov amplifikácie: 95 °C počas 15 s, 55 °C počas 30 s a 65 °C počas 30 s, následne prebehla analýza krivky topenia. Všetky experimenty boli vykonávané v triplikátoch.

Genetické sekvenovanie RNA SARS-CoV-2
Vzorky s prahovou hodnotou cyklu „CT“ pod 35 boli určené na sekvenovanie. Knižnica cDNA bola pripravená podľa ARTIC protokolu pomocou NEBNext ARTIC SARS-CoV-2 Companion Kit (NEB, USA). Koncentrácia cDNA bola zmeraná pomocou Qubit 3 Flurometer (Thermofisher Scientific, USA) a dĺžka amplikónov (400 bp) bola potvrdená na prístroji Bioanalyzer (Agilent, USA). K jednotlivým vzorkám bolo následne pridaných 12 barkódov. Po tomto kroku bolo možné vzorky spojiť a opätovne prečistiť pomocou magnetických guličiek. Prečistená a pripravená cDNA knižnica bola sekvenovaná pomocou amplikonóveho sekvenovania vďaka Oxford Nanopore SQK-LSK109 (Oxford Nanopore Technologies, UK) kitu na MinION chipe počas 24 hodín.

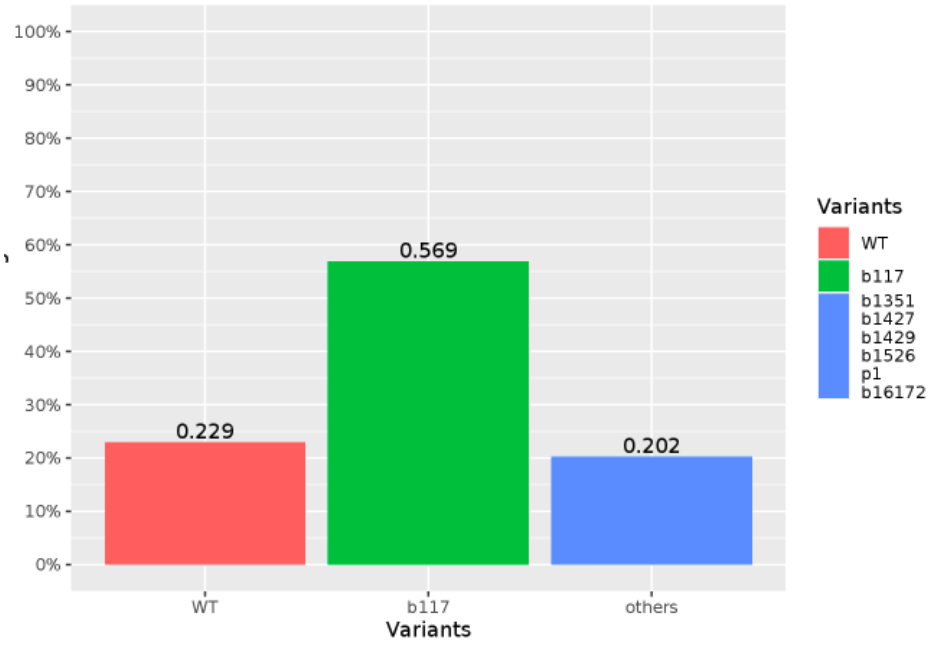
Bioinformatická analýza
Bioinformatická analýza bola vykonaná na Ústave molekulárnej biológie SAV.

3. VÝSLEDKY A DISKUSIA

Virálna nálož vo vzorkách odpadovej vody meranej pomocou RT-qPCR
RNA vírusu SARS-CoV-2 bola zachytená vo všetkých prípadoch (Tab. 1). Maximum kópii bolo na ČOV Vrakuňa zachytených v druhej polovici apríla.

Tab. 1. *Základne údaje o ČOV Vrakuňa, CT hodnoty pre N1 a N3 gén a počet kópii RNA SARS-CoV-2 nameraných pomocou RT-qPCR v období 12.01.2021-27.09.2021*

ČOV Vrakuňa	Počet obyvateľov	BSK_5 (mg/l)	Prietok (m^3/deň)	N1	N3	Počet kópií/ml
12.01.2021	279223	181	92560	38,55	37,55	409,81
02.02.2021	330650	204	97250	34,44	34,14	5262,89
09.03.2021	422352	288	87990	35	34,24	4309,59
21.04.2021	**461950**	**300**	**92390**	**31,81**	**33,51**	**19095,99**
05.05.2021	1400454	396	212190	37,45	37,21	638,63
26.07.2021	383943	282	81690	35,4	34,99	2823,70
02.08.2021	271432	222	73360	36,6	ND	1055,61
27.09.2021	1453177	310	281260	36,64	ND	1026,74



Obr. 1 *Identifikácia a zastúpenie variantov vo vzorke odpadovej vody z ČOV Vrakuňa (21.04.2021) získané pomocou genetického sekvenovania*

Gén N1 bol častejšie detegovaný vo vzorkách v porovnaní s génom N3 (Tab. 1). N1 a N3 gény boli podobne použité v štúdii od Medema a kol. (2020), autori však doplnili analýzu ešte o gén N2 a obalový E gén. V tomto prípade, ako prví naznačujú, že odpadové vody sa dajú použiť na záchyt ochorenia ešte pred určením klinicky pozitívnych vzoriek.

Výsledky genetického sekvenovania

Na bioinformatickú analýzu bol v našom prípade použitý pipeline PIGx wastewater sequencing, ktorý kvantifikuje a reportuje určujúce mutácie a tzv. znepokojujúce varianty, ktoré sú sledované z hľadiska zmeny správania alebo replikovania vírusu. Zastúpenie variantu je vyvodené z matematickej dekonvolúcie, ktorá predpovedá pomer variantov vo vzorke odpadovej vody na základe pozorovaných frekvencií jednotlivých mutácií (BIMSBbioinfo, n.d.). Genetické sekvenovanie bolo vykonané vo vzorke odpadovej vody s najvyšším nameraným počtom kópií SARS-CoV-2 na mililiter. Z bioinfomatickej analýzy vyplýva, že z identifikovaných variantov 56,9 % predstavuje variant B.1.1.7 (Obr. 1), známy aj ako variant alfa, ktorý bol v danom čase najčastejšie prítomný aj v klinických vzorkách. Zvyšok pripadá na pôvodný vírus z Wuhanu a ostatné varianty.

4. ZÁVER

V prezentovanej práci sme navrhli spôsob úpravy vzorky odpadovej vody, metódu predúpravy a izolácie RNA SARS-CoV-2, RT-qPCR analýzu a sekvenovania pomocou Oxford Nanopore Technologies. Ďalej sme potvrdili zistenia predchádzajúcich štúdií, sekvenovali sme klinické vzorky z regiónu s cieľom identifikovať varianty koronavírusu SARS-CoV-2, ktoré možno spoľahlivo detegovať v odpadových vodách. Cenová dostupnosť tejto platformy, rýchlosť, relatívne jednoduchá príprava knižnice a analýza v reálnom čase sú výhodami amplikónového sekvenovania. Sekvenovanie nám umožňuje vidieť genóm vírusu a všetky potenciálne zmeny podrobnejšie ako RT-qPCR, ktorá je závislá od primerov amplifikujúcich len určitú oblasť génu.

Tento prístup má potenciál odhaliť distribúciu variantov v populácii, priblížiť spôsob prenosu ochorenia a, čo je najdôležitejšie, odhaliť nedávno vzniknuté mutácie a varianty SARS-CoV-2 v populácii. Všetky tieto nové údaje tak môžu pomôcť epidemiológom pri tvorbe politík v oblasti verejného zdravia, ktoré poslúžia na zastavenie šírenia choroby v spoločnosti.

POĎAKOVANIE

Tento výskum bol financovaný Agentúrou na podporu výskumu a vývoja SR, grant č. APVV-19-0250, APVV-21-0076 a 1/0343/19 VEGA. Tento výskum bol financovaný z Operačného programu Integrovaná infraštruktúra pre projekt: "Strategický výskum v oblasti SMART monitorovania, liečby a preventívnej ochrany proti koronavírusu (SARS-CoV-2)", číslo grantu 313011ASS8, spolufinancovaný z Európskeho fondu regionálneho rozvoja. Výskum bol financovaný Nórskom prostredníctvom projektu Nórske fondy: "Inovatívne sorbenty na báze uhlíka ako účinná metóda čistenia odpadových vôd", číslo grantu 3213200008.

ZOZNAM LITERATÚRY

BIMSBbioinfo. (n.d.). GitHub - BIMSBbioinfo/pigx_sars-cov-2: PiGx SARS-CoV-2 wastewater sequencing pipeline. GitHub. https://github.com/BIMSBbioinfo/pigx_sars-cov-2.

Daughton, C. (2020). The international imperative to rapidly and inexpensively monitor community-wide Covid-19 infection status and trends. *The Science of the total environment*, *726*, 138149.

Fontenele, R. S., Kraberger, S., Hadfield, J., Driver, E. M., Bowes, D., Holland, L. A., ... & Varsani, A. (2021). High-throughput sequencing of SARS-CoV-2 in wastewater provides insights into circulating variants. *Water Research*, *205*, 117710.

Gregory, D. A., Wieberg, C. G., Wenzel, J., Lin, C. H., & Johnson, M. C. (2021). Monitoring SARS-CoV-2 populations in wastewater by amplicon sequencing and using the novel program SAM Refiner. *Viruses*, *13*(8), 1647.

Chan, A. W., Naphtali, J., & Schellhorn, H. E. (2019). High-throughput DNA sequencing technologies for water and wastewater analysis. *Science progress*, *102*(4), 351-376.

Chen, Y., Chen, L., Deng, Q., Zhang, G., Wu, K., Ni, L., ... & Cheng, Z. (2020). The presence of SARS-CoV-2 RNA in the feces of COVID-19 patients. *Journal of medical virology*, *92*(7), 833-840.

Medema, G., Heijnen, L., Elsinga, G., Italiaander, R., & Brouwer, A. (2020). Presence of SARS-Coronavirus-2 RNA in sewage and correlation with reported COVID-19 prevalence in the early stage of the epidemic in the Netherlands. *Environmental Science & Technology Letters*, *7*(7), 511-516.

Tamáš, M., Potocarova, A., Konecna, B., Klucar, Ľ., & Mackulak, T. (2022). Wastewater Sequencing—An Innovative Method for Variant Monitoring of SARS-CoV-2 in Populations. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(15), 9749.

Weidhaas, J., Aanderud, Z. T., Roper, D. K., VanDerslice, J., Gaddis, E. B., Ostermiller, J., ... & LaCross, N. (2021). Correlation of SARS-CoV-2 RNA in wastewater with COVID-19 disease burden in sewersheds. *Science of The Total Environment*, *775*, 145790.

OBSAH

Uhlíková stopa ČOV – od odhadů k měření

Salová N.[1]*, Charvátová L.[1], Srb. M.[1], Kouba V.[2], Jeníček P.[2], Bartáček J.[2], Kočí V.[2], Sýkora P.[1], Beneš O.[3]

[1]Pražské vodovody a kanalizace, a.s., Ke Kablu 971/1, 102 00 Praha 10 - Hostivař
[2]Vysoká škola chemicko-technologická, Ústav technologie vody a prostředí, Technická 5, 166 28 Praha 6
[3]Veolia Česká Republika, a.s., Na Florenci 2116/15, 110 00 Praha 1 - Nové Město
**autor pro korespondenci, email: nikola.salova@pvk.cz*

ABSTRAKT

Tento příspěvek se zabývá výpočtem uhlíkové stopy ČOV podle Protokolu o skleníkových plynech a je založen na jednoduché rovnici, kde se uhlíková stopa rovná spotřebě zdrojů nebo produkci plynu vynásobená emisním faktorem. Pro stanovení uhlíkové stopy ČOV za rok 2022 byla využita vstupní data ze SCOPE 1, 2 a 3, matematické modelování emisních faktorů a rešerše naměřených výsledků na srovnatelných ČOV. Nejvýznamnějším skleníkovým plynem z aktivačního procesu je N_2O, ten je od roku 2023 sledován na Ústřední čistírně odpadních vod v Praze přímým měřením v aktivační směsi.

KLÍČOVÁ SLOVA

Čištění odpadních vod; emise skleníkových plynů; měření N_2O; uhlíková stopa

1. ÚVOD

Uhlíková stopa je parametr, který nám umožňuje kvantifikovat množství skleníkových plynů, které jsou produkované při různých činnostech (výroba produktu, užití služby atd.). Tento parametr umožňuje zhodnotit, jakým způsobem naše aktivity přispívají ke globálnímu oteplování a klimatickým změnám. [1]

Uhlíkovou stopu lze vypočítat podle Protokolu o skleníkových plynech (GHG Protocol), jenž je mezinárodně uznávaný rámec pro měření, správu a hlášení emisí skleníkových plynů a který poskytuje jednotný a transparentní postup. Pro výpočet podle GHG protocolu se používá metodika, která rozděluje emise do tzv. Scope 1, Scope 2 a Scope 3.[1]

SCOPE 1: Přímé emise Scope 1 jsou emise pocházející z činností a aktivit, které produkují emise v daném okamžiku přímo. Společnost je za tyto aktivity a činnosti přímo zodpovědná, má nad nimi kontrolu.

SCOPE 2: Nepřímé emise Scope 2 jsou emise pocházející z nakoupené energie spotřebované vykazující společnosti.

SCOPE 3: Nepřímé emise Scope 3 jsou emise pocházející z činností organizace (celkem 15 kategorií). Lze je také popsat z hlediska hodnotového řetězce jako činnosti před a po směru toku (Ranganathan a kol., 2004).

Metodika stanovení emisních faktorů

Výpočet uhlíkové stopy vychází z poměrně jednoduché rovnice, kdy uhlíková stopa je rovna spotřebě daného zdroje, popř. produkce daného plynu (tzv. údaje o činnosti – activity data) vynásobená jeho emisním faktorem. Metodika Mezivládního panelu pro změnu klimatu (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) pro vodní hospodářství definuje tzv. TIER, tj. úroveň metodické složitosti. Obvykle se uvádějí tři úrovně, které jsou uvedeny v Tab. 1 (de Haas a kol., 2022).

Tab. 1. *Úrovně metodické složitosti (Buendia a kol., 2019)*

TIER	Emisní faktor	Čištění OV
1	národní nebo mezinárodní faktory	globální faktory IPCC
2	místně specifické faktory	faktory na základě publikovaných dat pro danou kategorii a procesní uspořádání ČOV
3	nejvíce specifické faktory	faktory z přímého měření emisí na dané ČOV

2. MATERIÁL A METODY

Popis Ústřední čistírny odpadních vod Praha

Ústřední čistírna odpadních vod v Praze (ÚČOV) skládá ze Stávající vodní linky (SVL), Nové vodní linky (NVL) a společného kalového hospodářství a je provozována společností Pražské vodovody a kanalizace, a.s. (dále jen PVK). SVL je mechanicko-biologická ČOV s chemickým srážením fosforu. NVL je mechanicko-biologická ČOV s terciárním čištěním. V kalovém hospodářství jsou kaly z obou vodních linek stabilizovány ve dvoustupňových vyhnívacích nádržích za termofilních podmínek, zároveň dochází k jejich hygienizaci a vzniku bioplynu, který je následně využíván v kogeneračních jednotkách.

SCOPE 1 – emise z čištění OV, úniků bioplynu a hořáků zbytkového plynu

Pro výpočet emisí z čištění OV, úniků bioplynu a hořáků zbytkového plynu byla použita metoda kombinace známých a výchozích faktorů.

Z látkového zatížení CHSK a Ncelk na přítoku ÚČOV je vypočteno množství vzniklých emisí CO_2, N_2O a CH_4 při procesu čistění OV. Pro výpočet množství emisí N_2O vypouštěných do atmosféry byl použit emisní faktor 44 g N_2O/kg Nc na vstupu (Daelman a kol., 2013). Pro emise CH_4 byl použit emisní faktor 1,11 g CH_4/kg CHSK na vstupu. Pro emise čistého CO_2 byl uvažovaný emisní faktor 267,6 g CO_2/kg vstupní CHSK s průměrným podílem abiogenního organického uhlíku 14 % (Law a kol., 2013). Z množství emisí CO_2 je do výpočtu uhlíkové stopy zahrnuto 14 %, které mají dle IPCC fosilní původ. Pro výpočet emisí z čištění OV byly použily emisní faktory založené na dostupné literatuře z ČOV, které mají provozní zkušenosti s monitorováním emisí skleníkových plynů.

Pro výpočet emisí z úniků bioplynu jsou použita data z provozní evidence ÚČOV, která obsahuje množství uniklého bioplynu a koncentrace CO_2 a CH_4 v bioplynu na základě vzorků odebíraných 1x týdně. Následně bylo vypočteno množství uniklého CO_2 a CH_4, pro emise CH_4 byl použit emisní faktor 1 g CH_4 je roven 84 g CO_2-eq.

Pro výpočet emisí ze spáleného bioplynu na hořácích zbytkového bioplynu jsou použita data z provozní evidence ÚČOV, která obsahují množství spáleného bioplynu na hořácích zbytkového bioplynu a koncentrace CO_2 a CH_4 v bioplynu na základě vzorků odebíraných 1x týdně. Následně bylo vypočteno množství vzniklého CO_2 ze spalování bioplynu a pro výpočet bylo použito, že z 1 m^3 CH_4 vznikne 0,994 m^3 CO_2 a objem CO_2 byl přepočten na množství CO_2.

SCOPE 2 – emise ze spotřebované energie

Pro výpočet nepřímých emisí ze spotřebované energie byla použita tržní metoda. Pro výpočet byla použita data z monitorované spotřeby elektřiny ÚČOV a emisní faktor stanovený v softwaru GaBi na základě LCA modelu životního cyklu.

SCOPE 3 – emise z nákupu materiálu a služeb, spotřeby chemikálií a vznikajících odpadů
Pro výpočet emisí z nákupu materiálu a služeb byla zvolena metoda průměrných údajů, která odhaduje emise pro zboží a služby celé společnosti PVK. Pro účely výpočtu byly z celkového množství emisí z nakoupeného materiálu PVK odečteny emise z provozních chemikálií, emise z nakoupeného materiálu ÚČOV byly následně stanoveny poměrově dle spotřebované energie PVK a spotřebované energie ÚČOV. Emise ze služeb byly pro ÚČOV stanoveny analogicky.

Pro výpočet emisí ze spotřeby chemikálií byla zvolena metoda kombinace známých a výchozích faktorů. Emise byly vypočteny z množství použitých chemikálií na obou linkách a v kalovém hospodářství uvedených v provozní evidenci ÚČOV a emisních faktorů dodaných buď přímo dodavatelem chemikálií nebo stanovených v softwaru GaBi na základě LCA modelu životního cyklu.

Pro výpočet uhlíkové stopy spojené s produkcí technologických odpadů byla zvolena metoda specifická pro odpady. Emise byly vypočteny z množství technologických odpadů uvedených v provozní evidenci PVK a emisních faktorů stanovených v softwaru GaBi na základě LCA modelu životního cyklu.

Zařízení přímého měření N_2O Wastewater System
Emise N_2O lze měřit v aktivační směsi pomocí zařízení N_2O Waterwater System dánské společnosti Unisense Environment. Zařízení má 2 senzory, které měří rozpuštěný N_2O a teplotu aktivační směsi. Zjištěné hodnoty jsou použity pro výpočet teplotní kompenzace a s použitím hodnoty průtoku vzduchu nádrží je v řídícím systému proveden přepočet na přímou emisi N_2O do ovzduší. Měření N_2O je umístěno v kaskádové aktivaci na NVL, přičemž oba senzory jsou vybavené 100 m dlouhým napájecím kabelem umožňujícím měřit N_2O v různých místech aktivace. Pro první otestování byly proměřeny 3 pozice v prostředním oběhu aktivace: nitrifikace bezprostředně nad aeračním roštem, nitrifikace v nejvzdálenějším místě od aeračního roštu a denitrifikace.

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Celková uhlíková stopa provozu ÚČOV za rok 2022 činila 130 085 t CO_2-eq. Uhlíková stopa jednotlivých Scope je uvedena v Tab. 2.

Největší podíl emisí ze Scope 1 tvořily emise z čištění odpadních vod (70,9 %). Největší dopad přepočtený na CO_2-eq představovaly emise N_2O (86,9 %). Vypočtené množství jednotlivých skleníkových plynů a jejich přepočet na CO_2-eq je uveden v Tab. 3.

Tab. 2. *Celková uhlíková stopa provozu ÚČOV za rok 2022*

Uhlíková stopa ÚČOV		t CO2-eq		%		TIER
SCOPE 1	Čištění OV	92 549	92 269	71,1	70,9	1-2
	Úniky bioplynu		41		0,03	3
	HZP		239		0,18	3
SCOPE 2	Energetika	13 227	13 227	10,2	10,2	2
SCOPE 3	Chemikálie	24 309	2 253	18,7	1,7	2
	Odpady		2 501		1,9	2
	Materiál a služby		19 555		15,0	2
SUMA			130 085		100,0	

Tab. 3. *Uhlíková stopa přímých emisí Scope 1 – čištění OV*

Čištění OV	t	t CO2-eq	%
Emise CO_2	3 473	3 473	3,8
Emise CH_4	103	8 643	9,4
Emise N_2O	299	80 153	86,9
SUMA	-	92 269	100,0

Senzor přímého měření N_2O Wastewater

Dostupnost kyslíku je považována za jeden z hlavních faktorů regulujících nitrifikaci a denitrifikaci, a tedy uvolňování N_2O (Kampschreur a kol., 2009). Z prvních výsledků naměřených na NVL je jasně patrné, že k nejvyšší emisi N_2O na NVL dochází při přerušení aerace v nitrifikačních sekcích. Až 140x nižší produkce N_2O byla zjištěna v denitrifikaci, zatímco v nitrifikaci nebyl zjištěn výraznější rozdíl v celkové produkci N_2O mezi dvěma různými pozicemi sondy.

4. ZÁVĚRY

Celková uhlíková stopa provozu ÚČOV za rok 2022 činila 130 085 t CO_2-eq, z čehož emise N_2O tvořily 80 153 t CO_2-eq (61,6 %).

Pilotní měření N_2O přináší nové možnosti a perspektivy pro sledování a řízení koncentrace N_2O v kaskádové aktivaci. Je důležité pokračovat v dalším výzkumu a testování tohoto systému měření, abychom mohli lépe porozumět jeho potenciálu a přínosu pro praktické aplikace a ochranu životního prostředí.

SEZNAM LITERATURY

Buendia E. C., Guendehou S., Limmeechokchai B., Pipatti R., Rojas Y., Sturgiss R., Tanabe K., Wirth T. (2019). *Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.* Retrieved July 25, 2023, from https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/12/19R_V0_01_Overview.pdf

Daelman M. R. J., van Voorthuizen E. M., van Dongen L. G. J. M., Volcke E. I. P., van Loosdrecht M. C. M. (2013). Methane and nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment – results from a long-term study. *Water Science and Technology* (Vol. 67, Issue 10, pp. 2350–2355). IWA Publishing. https://doi.org/10.2166/wst.2013.109

de Haas D., Andrews J. (2022). *Nitrous Oxide Emissions from Wastewater Treatment-Revisiting the Ipcc 2019 Refinement Guidelines.* Environmental Challenges, p. 100557.

Kampschreur, M. J., Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M. S. M., and Van Loosdrecht, M. C. M. (2009). Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research*, 4093–4103(17). https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.001.

Law, Y., Jacobsen, G. E., Smith, A. M., Yuan, Z., & Lant, P. (2013). Fossil organic carbon in wastewater and its fate in treatment plants. *Water Research* (Vol. 47, Issue 14, pp. 5270–5281). Elsevier BV. https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.002

Ranganathan J., Corbier L., Schmitz S., Oren K., Dawson B., Spannagle M., McMahon M., Boileau P., Frederick R., Vanderborght B., Thomson F., Kitamura K., Woo Ch., Pankhida N., Miner R. (2004). WBCSD/WRI, 2004. *Greenhouse Gas Protocol: a Corporate Accounting and Reporting Standard*. 10.13140/RG.2.2.34895.33443.

Srb M., Grešíková M., Salová N., Sýkora P., Štrupl J., Xia R., Huml O., Prokop P., Hájková M., Harasymchuk I., Kočí V., Beneš O. (2023). Prague Water Net Zero Strategy 2025: methodology and roadmap. *Water Supply*, 23 (5): 1859–1873. doi: https://doi.org/10.2166/ws.2023.098

[1]Vytvořeno pomocí Chat GPT

OBSAH

Revitalizace starších nejen obecních kořenových čistíren

Šperling M.*, Heiduk R.
Kořenovky.cz, Milady Horákové 54a, Praha 7
**autor pro korespondenci, e-mail: michal.sperling@gmail.com*

ABSTRAKT
První kořenové čistírny odpadních vod se v České republice začaly stavět již v 90. letech a po 20–30 letech provozu si v současné době mnohé z nich vyžadují revitalizaci. Při tomto procesu dochází obvykle k přestavbě starších KČOV s horizontálními filtry na vertikální pulzně skrápěné filtry splňující parametry nejlepších dostupných technologií (BAT – Best Available Techniques). Přebudováním čistírny lze zároveň zvýšit kapacitu na současném půdorysu. Součástí revitalizací bývají také opravy jednotlivých objektů, vylepšení odlehčení dešťových vod, úpravy kanalizací (snížení množství balastních vod) či úpravy nebo doplnění sedimentačních nádrží.

KLÍČOVÁ SLOVA
Kořenové čistírny odpadních vod; obecní čistírny; odpadní vody; revitalizace KČOV

1. ÚVOD

Výhodou kořenové čistírny odpadních vod oproti mechanické čistírně odpadních vod je podstatně menší spotřeba energií, není zapotřebí denní obsluha a údržba, velmi dobře zapadají do krajiny a jsou velice vhodné jak pro samostatné domy či rekreační objekty, tak i pro menší obce, které mají vlastní vodovod a kanalizaci s ČOV.

Od devadesátých let byly proto v České republice postaveny stovky kořenových čistíren. Původně se u nás budovaly horizontální filtry, od kterých se postupně přešlo k používání účinnějších vertikálních pulzně zkrápěných filtrů. Většina starších KČOV plní předepsané limity, a to i přes často zanedbanou údržbu. Obvykle jsou tyto čistírny připojeny na jednotnou kanalizaci. Některé z provozovaných čistíren ovšem vyžadují po cca 25 letech provozu již revitalizaci.

2. DŮVODY PRO PROVEDENÍ REVITALIZACE

Potřeba revitalizace starších kořenových čistíren vychází z několika příčin:

- Špatně navržené odlehčení dešťových vod, při kterém dochází k vymývání sedimentačních nádrží.
- Zanedbávání vyvážení sedimentačních nádrží.
- Nesklízení vegetace na kořenových filtrech, které má za následek ucpávání kořenových polí tlející vegetací.
- Nedostatečné nesprávně dimenzované sedimentační nádrže.

Ve chvíli, kdy se obec rozhodne situaci s kořenovou čistírnou řešit, skýtá se možnost její revitalizace. Ze zkušenosti sdružení Kořenovky vyplývá, že při revitalizaci lze využít většinu původních konstrukcí. Oproti stavbě nové mechanicko-biologické čistírny je revitalizace stávající kořenovky ekonomicky výhodnější.

Samotná revitalizace spočívá většinou v částečné výměně náplně kořenovky. U obecní čističky se převážně jedná pouze asi o 1–2 m z celkové délky 20–25 m, čili pod 10 % objemu náplně. V rámci revitalizace pak dále doporučujeme vylepšení mechanického předčištění a zařazení prvků pro odbourávání dusíkatých látek a fosforu.

V současné době obvykle navrhujeme přeměnu stávajícího horizontálního filtru na filtr vertikální, čímž dojde k vylepšení čisticí funkce a zvýšení odstraňování dusíkatých látek.

Náklady na revitalizaci tvoří běžně pouze 10–30 % ceny nové čističky.

3. VÝHODY PŘESTAVBY NA KOŘENOVÉ ČISTÍRNY S VERTIKÁLNÍMI FILTRY

Hlavní výhodou přestavby jsou podstatně lepší parametry čistění pod úroveň limitů daných NDT (nejlepší dostupné technologie) – BAT (Best Available Techniques). Ministerstvo průmyslu a obchodu ČR definuje nejlepší dostupné techniky (BAT) takto:

„Nejlepšími dostupnými technikami se rozumí nejúčinnější a nejpokročilejší stadium vývoje činností a jejich provozních metod dokládající praktickou vhodnost určité techniky jako základu pro stanovení mezních hodnot emisí a zabránit tak nepříznivým dopadům na životní prostředí jako celek.“

Zároveň lze přebudováním čistírny zvýšit její kapacitu na současném půdorysu. To je velkým benefitem pro obce, u nichž došlo k rozšíření a nárůstu počtu obyvatel.

4. JAK PROBÍHÁ REVITALIZACE OBECNÍ KOŘENOVÉ ČISTÍRNY ODPADNÍCH VOD

Součástí revitalizace kořenové obecní čistírny odpadních vod jsou:

- Opravy jednotlivých objektů.
- Vylepšení odlehčení dešťových vod.
- Úpravy kanalizací – snížení množství balastních vod.
- Úpravy nebo doplnění sedimentačních nádrží.

Přestavba kořenových polí na vertikální filtr obsahuje:

- Výměnu či vyčištění štěrku v kořenových polích.
- Doplnění materiálu a systému skrápění vertikálních filtrů.

Obr. 1. *Postup revitalizace starší kořenové čistírny odpadních vod v obci Sklené s počtem obyvatel 150 EO a celkovým průtokem odpadních vod přes KČOV 5400 m^3/rok.*

Obr. 2. *Při revitalizaci KČOV ve Skleném došlo vedle revitalizace části kořenových polí také k doplnění vertikálního filtru včetně cirkulačních šachet s čerpadly a pulzních šachet s vypouštěcími ventily.*

Tab. 1. *Hodnoty rozborů odpadních vod před a po revitalizaci KČOV Skelné poukazují na výrazné zlepšení funkce kořenové čistírny odpadních vod.*

Rozbory odpadní vody před revitalizací KČOV

Hodnoty na výstupu					
Datum	Nerozpuštěné látky - mg/l	CHSK Cr - mg/l	BSK5 - mg/l	N-NH4 - mg/l	Fosfor - mg/l
3/2017	5	12,3	3	3,61	0,425
6/2017	6	31,9	6,6	10,9	1,99
8/2017	8	28,4	4	23,8	3,21
11/2017	15	63,6	17	4,24	0,592
1/2018	14	21,9	3,6	2,52	0,3
4/2018	15	30,1	9	1,64	5,54
8/2018	7	51,4	11,5	53,6	6,48
1/2019	12	38,4	7,5	31,2	4,42
5/2019	7	9,3	0,6	6,03	0,704
7/2019	6	49,2	10	6,06	1,2
9/2019	18,5	19,7	4,8	14,1	2,1
11/2019	5	29,8	6,7	11,7	1,08
2/2020	5	12	2,3	0,832	0,191
4/2020	6	23,3	4,1	8,21	3
8/2020	5	15,3	2,1	5,8	1,19
11/2020	5	12,1	2,4	4,13	0,261
1/2021	5	17,9	4,9	5,43	0,664
4/2021	20	43,8	17,6	3,6	0,541
7/2021	5	12,8	2,2	13,6	0,724
Součet	169,5	523,2	119,9	211,002	34,612
Průměr	8,92	27,54	6,31	11,11	1,82
Povolení k vyp. odpad. Vod - min	30	100	30	30	
Hodnoty po revitalizaci	1,6	17,1	3,4	0,6	1,6

5. ZÁVĚR

Revitalizace kořenových čistíren výše uvedeným způsobem byla navržena například ve Velké Jesenici, Skleném, v Dolním městě, Svatém Janu, Skuhrově, Jiřicích, Kváskovicích, Slavětíně a Jílovišti.

Samozřejmě dochází k revitalizaci nejen obecních kořenových čistíren odpadních vod, ale rovněž malých kořenových čistíren u domů či rekreačních objektů.

Takto zrevitalizované kořenové čistírny můžou nadále fungovat dlouhá léta (cca dalších 30 let) a spolehlivě čistit vodu na parametry, které s velkou rezervou splňují předepsané normy na kvalitu vyčištěných odpadních vod.

OBSAH

Vývoj a certifikace vertikálního pulzně skrápěného kořenového filtru Filipendula01 – ASIO vertical veget ve VÚV

Klímová Z., Šperling M.*
Kořenovky.cz, Milady Horákové 54a, Praha 7
**autor pro korespondenci, e-mail: michal.sperling@gmail.com*

ABSTRAKT
Kořenové čistírny odpadních vod představují dlouhodobě spolehlivý způsob, jak čistit odpadní vodu produkovanou domácnostmi, rekreačními objekty, firmami i obcemi. Mezi jejich výhody patří minimální údržba, nízké provozní náklady, životnost 30 – 40 let a zvládání nárazového provozu. Česká republika jako jediná v Evropě disponuje certifikovanou kořenovou čistírnou, která splňuje parametry odpovídajícími dvěma nejvyšším kategoriím: kategorii PZV pro podzemní vody a kategorii III pro povrchové vody. Účinnost vertikálního pulzně skrápěného kořenového filtru Filipendula01 – ASIO vertical veget potvrdila certifikace Výzkumného ústavu vodohospodářského v Praze.

KLÍČOVÁ SLOVA
Certifikovaná kořenová čistírna; hospodaření s vodou; kořenové čistírny odpadních vod; odpadní vody

1. ÚVOD

Kořenové čistírny s pulzně skrápěnými vertikálními filtry patří ke standardu používanému v celé Evropě i dalších zemích. Lze je použít pro vyčištění veškeré odpadní vody z domácnosti, obcí či průmyslu. Výhodou je vedle estetické stránky také minimální údržba, dlouhá životnost, spolehlivost i při výpadku elektřiny, nízké provozní náklady a schopnost zvládat nárazový provoz. Vysokou účinnost potvrdila certifikace Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka v Praze ve dvou nejvyšších kategoriích – III a PZV.

Systém čištění tvoří mechanické předčištění a za ním samotné kořenové filtry. Princip spočívá v první fázi v sedimentaci nerozpuštěných látek, v druhé fázi v biologickém čištění. U domovních čistíren probíhá mechanické předčištění ve vícekomorovém septiku, u obecních čistíren se používá kombinace česlí, velkoobjemových septiků a štěrbinových nádrží.

Dříve byly v ČR využívány kořenové čistírny s horizontálním průtokem, ty byly zatopeny vodou a převažovaly v nich anaerobní procesy. Nyní se využívají především kořenové čistírny s vertikálními filtry, které nejsou zatopené. Voda protéká filtrem vertikálně a v aerobním prostředí. Tento druh kořenové čistírny odpadních vod přináší až 100× vyšší účinnost oproti původním horizontálním filtrům.

Systém se vyznačuje spolehlivostí a schopností odolávat nárazovému provozu. Proto je v zahraničí využíván pro domácnosti, menší obce, penziony a hotely. Například v Rakousku se v obcích do 50 ekvivalentních obyvatel (EO) využívají kořenové čistírny již z 50 %.

2. PRINCIP FUNGOVÁNÍ CERTIFIKOVANÉ KOŘENOVÉ ČISTÍRNY ODPADNÍCH VOD

Certifikovaný vertikální pulzně skrápěný filtr Filipendula01 – ASIO vertical veget se dimenzuje na cca 1,5 m^2/EO. Filtr je složen převážně z různých vrstev praného kameniva o různých frakcích a umístěn na hydroizolačním souvrství. Pulzně skrápěný vertikální filtr (certifikovaný) je rozdělen přepážkou (např. OSB deska) na dvě samostatné vodotěsné části, a to na zatopenou část (1/5 plochy) a nezatopenou část (4/5 plochy) vertikálního filtru. Odpadní voda

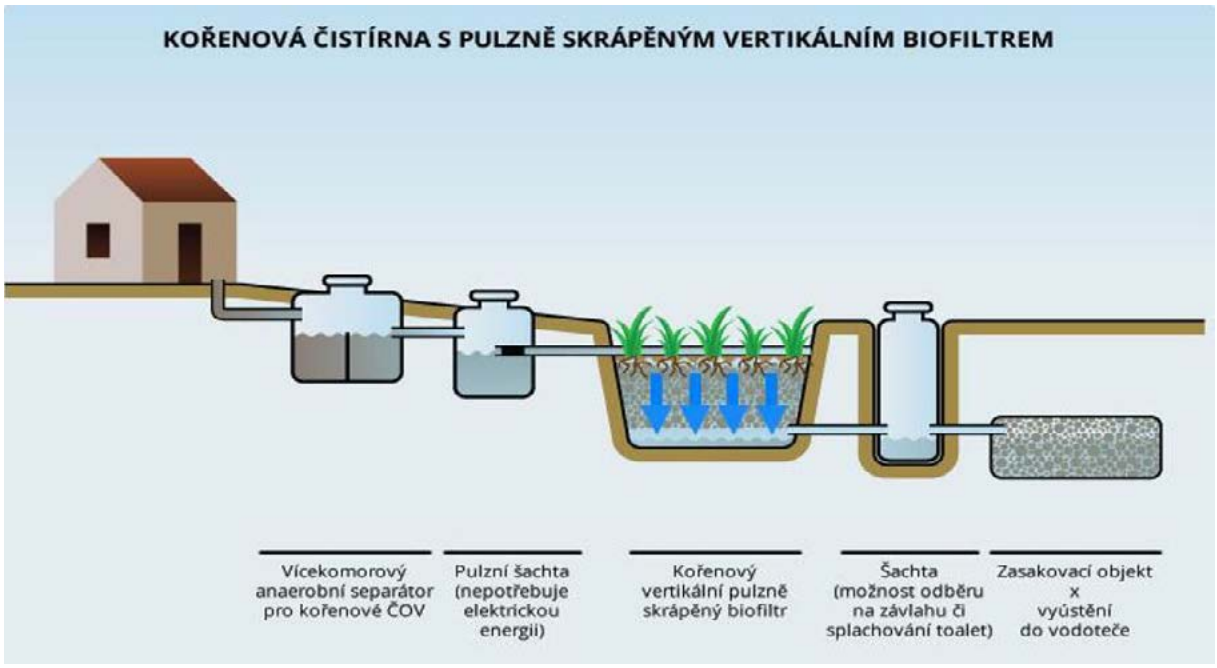
je na obě části rozváděna současně stejným rozvodným potrubím. V zatopené části je pro odtok odpadní vody na dně umístěno sběrné perforované potrubí HT PP 75, vyústěné do rozlivné zóny nezatopeného filtru. Pro odtok odpadní vody z nezatopené části filtru je na dně umístěno perforované potrubí PVC KG 110. Hladina čištěné vody v obou částech filtru přitom stále zůstává pod jeho povrchem.

Schéma certifikovaného vertikálního kořenového filtru – přítokové potrubí rozložené nad povrchem a řádkovaně obsypáno kamenivem. Voda protéká převážně ve vertikálním směru. V zatopeném vertikálním filtru je hladina vody ode dna filtru ve výšce 800 mm a v nezatopeném vertikálním filtru je udržována hladina vody ve výšce 200 mm ode dna. Pulzní šachta před filtrem zajistí intenzívní odtok odpadní vody na rozdělovací potrubí a tím pulzní napouštění filtru v několika denních dávkách.

Kořenová pole jsou osázena mokřadními rostlinami. Ve filtru dojde k vlastnímu čištění odpadní vody. Hlavním způsobem likvidace nerozpustných látek je filtrace. Látky rozpustné i nerozpustné jsou rozkládány působením mikroorganismů jak aerobním, tak anaerobním způsobem. Podmínky ve filtru vznikají působením kořenových procesů rostlin.

V nezatopeném filtru je provedeno tzv. provzdušňovací potrubí z PVC 110 a je uloženo na spodní štěrkové vrstvě. Ležatá část provzdušňovacího potrubí je perforovaná. Na obou koncích každé ležaté větve provzdušňovacího potrubí je vyvedeno svislé potrubí PVC 110 nad horní líc vertikálního filtru.

V okolí filtru se provádí sekundární ochrana před povrchovým odtokem spadlých dešťových vod provedením povrchového odvodňovacího rigolu, který odvede DV mimo pole.



Obr. 1. *Schéma fungování kořenové čistírny: Předčištěná voda z anaerobního separátoru míří do pulzní šachty, kde se shromažďuje. Po naplnění je prostřednictvím mechanického plováku celý obsah naráz vypuštěn na kořenové pole. Díky pulzu se voda za pomoci soustavy perforovaných potrubí rovnoměrně rozdristribuuje po celém povrchu biofiltru, jímž pomalu protéká. Kořenové pole osázené rostlinami představuje stěžejní část čistící soustavy. Kořenové pole čistí pomocí přisedlé biomasy na štěrkové náplni. Jde tedy o obdobu tzv. biofiltru*

3. PROCES CERTIFIKACE

Sdružení Kořenovky se zabývá od roku 2008 stavbou a projekcí kořenových čistíren odpadních vod pro jednotlivé domy, firmy i obce. Od roku 2010 projektuje vertikální kořenové čistírny. Vzhledem k převažující nedůvěře českých úřadů ke kořenovým čistírnám odpadních vod jsme se rozhodli podrobit domovní kořenovou čistírnu odpadních vod certifikační zkoušce. Pro prokázání schopností se Kořenovky ve spolupráci se spol. ASIO v roce 2017 rozhodly ověřit čisticí schopnosti ve Výzkumném ústavu vodohospodářském v Praze.

V první fází trvající 1,5 roku probíhal vývoj a testování jednotlivých komponent včetně zařízení pro sorpci fosforu PHOSPHOREDUC. Po testovací fázi proběhla samotná fáze zkoušky ČSN EN 12 566 – 3.

Stejně jako při praktickém využití fungovala při testování ve VÚV vertikální testovaná kořenová čistírna stabilně bez potřeby servisních zásahů či jakéhokoliv řízení.

4. ÚČINNOST ČIŠTĚNÍ NA ODTOKU Z KČOV

Výsledky ze závěrečného protokolu o zkoušce číslo 2/241/1/2019

BSK5 1,23 mg/l účinnost 100 %
CHSK 10,5 mg/l účinnost 98 %
NL 2 mg/l účinnost 99 %
N (amon.) 0,045 mg/l účinnost 100 %
N (celk.) 31,3 mg/l účinnost 50 %
P 0,709 mg/l účinnost 94 %

Obr. 2. *Takto může vypadat kořenová čistírna v praxi. Kořenové pole je osázeno mokřadními rostlinami s čisticí funkcí. Oblíbené mokřadní rostliny, kterým se na kořenových čistírnách daří, jsou například trávy ostřice, sítina rozkladitá, skřípinec jezerní, prostor ozdobí kvetoucí kyprej vrbice, kosatec žlutý, tužebník jilmový a mnohé další. Kromě praktické a estetické funkce přispívá kořenová čistírna také k biodiverzitě, jelikož vegetace láká hmyz, včetně včel a motýlů*

Výsledky certifikace opravňují zařazení Vertikálně horizontální pulzně skrápěný biofiltr FILIPENDULA 01 – ASIO VERTIKALVEGET do dvou nejvyšších kategorií: kategorii PZV pro podzemní vody a kategorii III pro povrchové vody.

Po skončení certifikační zkoušky probíhalo testování filtru s denitrifikační náplní. Byla prokázána 68% účinnost na odstranění celkového dusíku.

V další fázi testování bylo zkoušeno zvýšené zatížení filtru. Filtr pro 2 ekvivalentní obyvatele (EO) byl zatížen průtokem až pro 9 ekvivalentních obyvatel (EO). Testem přetížení bylo prokázáno pouze mírné snížení účinnosti s výsledky hluboko pod limity, které předepisuje legislativa.

5. ZÁVĚR

Certifikace vertikálního pulzně skrápěného kořenového filtru Filipendula01 – ASIO vertical veget umožňuje zařazení do žádosti o dotaci v rámci dotačního programu SFŽP pro decentralizované systémy. Výhodou použíti certifikovaných KČOV je dlouhá životnost bez nutnosti stálého dozoru a jen s minimem péče. Stačí jednou za rok v předjaří pokosit nadzemní části rostlin, vyvézt kal usazený v anaerobním separátoru a zkontrolovat pulzní zařízení. Při dobré údržbě vydrží náplň čistírny 30 – 40 let. Navíc mají kořenové čistírny pětkrát až desetkrát nižší provozní náklady oproti mechanicko-biologickým čističkám.

Zatímco standardní kořenová čistírna se povoluje na stavební povolení v rámci vodoprávního řízení, pro povolení výstavby certifikované KČOV stačí ohlášení. Dále u certifikované čistírny není nutné provádět pravidelné rozbory vody, ale je zapotřebí jednou za dva roky uskutečnit revizi. Cena kořenových čistíren se odvíjí od jejich velikosti a možností instalace, které závisejí na místních podmínkách, přičemž náklady na certifikovanou KČOV jsou přibližně o 20 % vyšší než u varianty bez certifikace.

OBSAH

Využití mikrobublinné flotace v potravinářském průmyslu

Maršík M.*, Vilím D., Vojtěchovský R.
ENVI-PUR s.r.o., Na Vlčovce 13/4, 160 00 Praha 6 Dejvice
**autor pro korespondenci, email: marsik@envi-pur.cz*

ABSTRAKT
Široce používanou technologií pro čištění průmyslových odpadních vod je flotace rozpuštěným vzduchem (DAF), která nachází uplatnění v mnoha odvětvích potravinářského a nápojového průmyslu nebo při separaci ropy z petrochemického a kovodělného průmyslu. Inovativní alternativou k DAF je mikrobublinková flotace, kdy jsou bubliny plynu generovány vstřikováním plynu do vody přes keramické membránové difuzory.

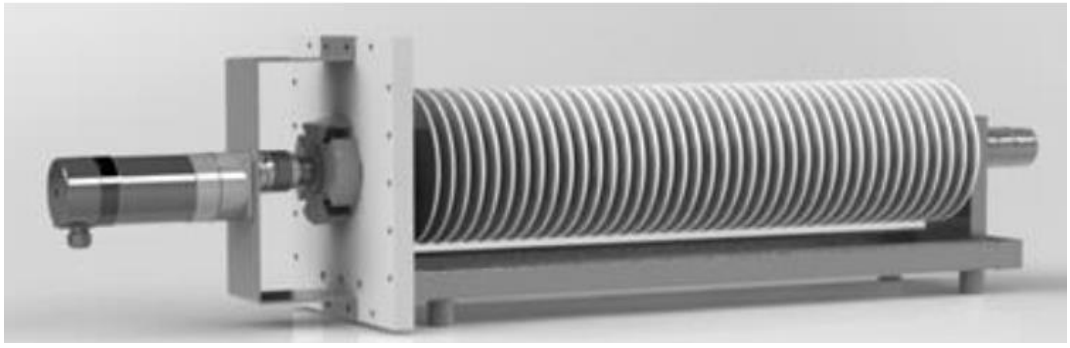
KLÍČOVÁ SLOVA
Keramický disk; koagulace; mikrobublinná flotace; průmyslová odpadní voda

1. ÚVOD

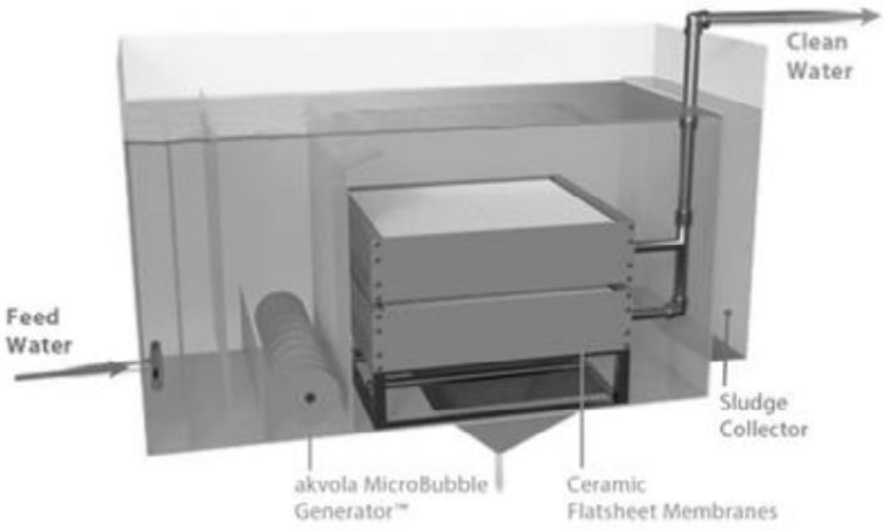
Se zpřísňujícími se požadavky na kvalitu vypouštěné odpadní vody buď ze strany úřadů nebo provozovatelů vodohospodářské infrastruktury, se řada průmyslových podniků potýká s nedostatečnou účinností svých procesů čištění odpadních vod, případně i úplnou absencí čištění. Motivací pro intenzifikaci čistících procesů může být také snaha o recyklaci vod v rámci závodu kvůli zhoršující se situaci s odběrem vod, rostoucím poplatkům či jen společenské odpovědnosti daného podniku. Často užívanou technologií v čištění průmyslových odpadních vod je flotace rozpuštěným vzduchem (DAF), která nachází uplatnění například v mnoha odvětvích potravinářského průmyslu, separace zaolejovaných vod z petrochemického či metalurgického průmyslu. Novou alternativu k DAF přináší mikrobublinná flotace. Bublinky plynu jsou vytvářeny přímou dodávkou tlakového vzduchu do keramických elementů, místo tlakového sycení recirkulované vody v technologii DAF.

2. POPIS TECHNOLOGIE MICROGAS™

Inovativní technologie je založena na keramických diskových difuzérech instalovaných na rotující hřídeli. Stlačený vzduch/jiný plyn je vháněn pod tlakem 1-2 bary do hřídele a prochází keramickými disky do vody, kde tvoří mrak jemných bublin v rozmezí 50-70 mikronů (tzv. bílá voda). Proces má mimořádně nízkou spotřebu energie. Nejsou nutné vysoké tlaky pro nasycení plynu do kapaliny, protože bubliny vznikají přímo, tím také není energetická náročnost procesu ovlivňována solností nebo teplotou média. MicroGas™ dále nevyžaduje saturátor, recirkulační čerpadlo ani speciální sytící trysky (Obr. 1).



Obr. 1. *Zařízení MicroGas™ 480 – aktuálně největší z typové řady*



Obr. 2. *Průtokové schéma jednotky akvoFloatTM*

3. PŘÍKLAD Z POTRAVINÁŘSKÉHO PRŮMYSLU Č.1

Technologie mikrobublinné flotace je využívána na předčištění odpadních vod v potravinářském průmyslu. Surová odpadní voda je přiváděna do vstupní čerpací stanice na vertikální šroubové česle (průlina 10 mm). Odpadní voda je po hrubém předčištění čerpána z čerpací stanice do železobetonové egalizační nádrže míchané ponorným vrtulovým míchadlem. Z egalizační nádrže je voda podávána ponornými kalovými čerpadly na vřetenové čerpadlo, kterým je čerpána na rotační bubnové síto (průměr bubnu 300 mm, délka 800 mm, průměr štěrbin 1,0 mm) ostřikované horkou tlakovou vodou. Shrabky z rotačního síta padají skluzem do plastové nádoby. Takto předčištěná odpadní voda natéká gravitačně do trubkového flokulátoru, kde je dávkován koagulant, flokulant a hydroxid sodný pro úpravu pH. Koagulovaná voda natéká na mikrobublinnou flotaci MiFlo3 (Q_{nom} = 1 m^3/hod, Q_{max} = 3 m^3/hod). Flotace je vybavena flotátorem MG 10S a skimmerem pro stahování flotačního kalu z hladiny. Předčištěná odpadní voda natéká do kanalizace přivedené na centrální obecní ČOV. Flotační pěna a kal jsou svedeny do železobetonové uskladňovací nádrže vyvážené fekálním vozem. Nedílnou součástí pro správný chod mikrobublinné flotace je kompresor (9 m^3/h; 1MPa; 1,5 kW; 50 Hz; vzdušník: 100 l).

Pro správnou funkci flotace je potřeba určit optimální dávku koagulantu, popř. flokulantu pomocí koagulačních testů. Koagulační testy v průběhu chodu technologie probíhaly od 7.1.-28.2.2022. Byl použit koagulant Brenntafloc Al 1000, flokulant Praestol A 3040L a hydroxid sodný pro ustálení pH. Pro vyhodnocení účinnosti procesu separace byly odebírány bodové vzorky surové vody SV (tj. odpadní voda přiváděná na mikrobublinnou flotaci) a bodové vzorky vyčištěné vody z flotace. U odebraných vzorků byla stanovována CHSKCr a zbytkový koagulant Al a pH. Současně byly odebírány vzorky do akreditované laboratoře. Průměrné parametry vstupní SV vody jsou uvedeny v Tab 1.

Tab. 1. *Průměrné hodnoty zatížení SV*

Parametr	Jednotka	$CHSK_{Cr}$	BSK_5	NL	$N\text{-}NH_4^+$	N_{celk}	RAS	EL
Koncentrace	mg/l	2 560	1 300	1 300	37	79	470	43,2
Látkový tok	kg/d	76,8	39	39	1,11	2,37	14,1	1,30
Počet	EO	640	650	710	139	216	--	--
Průměrný denní průtok	**30 m^3/den**							

4. VÝSLEDKY A DISKUZE

Složení surové vody, která je upravována mikrobublinnou flotací, je proměnlivé v závislosti na výrobním plánu v potravinářském provoze. Charakter vod byl bohatý lipidy, sacharidy a bílkoviny. V závislosti na poměru těchto látek se odvíjela $CHSK_{Cr}$ vstupní surové vody, která byla nejvyšší u vod obsahující vyšší množství tuků. Před spuštěním a následně v průběhu chodu jednotky byly prováděny koagulační testy a byla hledána optimální dávka koagulantu a hodnota pH, což je jeden z nejdůležitějších kroků při stanovování fyzikálně-chemického procesu.

Hodnoty $CHSK_{Cr}$ surové vody měly široké rozmezí od 1 675 mg/l až po hodnoty 10 890 mg/l, hodnoty pH 5–8. Při bližší analýze odebraných vzorků a změřených CHSKCr bylo zjištěno, že hodnoty vyšší než 3 500 mg/l CHSKcr jsou pravděpodobně negativně ovlivněny množstvím lipidů v surové vodě. Přefiltrování vzorku s obsahem tuků mělo významný vliv na snížení $CHSK_{Cr}$ (např. z homogenizovaného vzorku, které mělo $CHSK_{Cr}$ 6 455 mg/l se filtrací snížila $CHSK_{Cr}$ na 1 046 mg/l). Průměrná hodnota průtoku SV na mikrobublinnou flotaci byla 1,5 m^3/h.

Během koagulačních testů byl jako nejúčinnější koagulant vybrán Brentafloc Al 1000. Dále je používán flokulant Praestol A 3040L a hydroxid sodný NaOH na úpravu pH. Dávka koagulantu Brentafloc Al 1000 byla testována v rozmezí 20–120 mg /l Al při hodnotách pH 4,2–10,0. Následně bylo testováno množství flokulantu Praestol A 3040L v rozmezí 1,5-10 mg/l.

Základní složkou koagulantu Brenntafloc Al 1000 je polyaluminiumhydroxidchlorid. Proto byl ve vzorcích odtoku flotace sledován nejen parametr $CHSK_{Cr}$, ale také zbytkový hliník (Al). Hodnota koncentrace zbytkového hliníku se ve vzorcích mikrobublinné flotace pohybovala v rozmezí 0,1-15 mg/l Al v závislosti na dávce koagulantu.

Na začátku se účinnost odstranění CHSKCr v SV pohybovala v rozmezí 13–60 %. Takto nízká účinnost byla dána nevyrovnaným počátečním chemismem. Při prováděných koagulačních testech se hledala optimální dávka jak koagulantu, tak pH a následně i flokulantu. V případě nízké dávky koagulantu (20 mg/l Al) bylo ve vzorku sice nízké zastoupení hliníku, do 1 mg/l Al, avšak docházelo k nedostatečné eliminaci $CHSK_{Cr}$ a to v rozmezí 30-60 %. Oproti tomu vysoké dávky koagulantu (120 mg/l Al) měly lepší účinnost při odstraňování $CHSK_{Cr}$ (60-80 %), avšak zde byly vyšší koncentrace zbytkového hliníku (3 mg/l Al).

Při nejčastější CHSKCr surové vody 2 000–8 000 mg/l bylo dosaženo nejlepšího snížení $CHSK_{Cr}$ s aplikací dávky koagulantu 40–100 mg/l Al, při koagulačním pH 5-7 na hodnotu 608–651 mg/l a množství zbytkového hliníku bylo pouze 0,7 mg/l.

Následně při hodnotě koagulantu 80 mg/l a pH 7 byl zkoušen ještě flokulant Praestol A 3040L v rozmezí 1,5-10 mg/l. Optimální dávka byla stanovena na 5 mg/l. Bylo zkoušeno i optimální koagulační pH s flokulantem. Při spojení dávkování jak koagulantu, tak flokulantu bylo zjištěno, že optimální pH je 5. Při této kombinaci se $CHSK_{Cr}$ (3 600 mg/l) snížila na hodnotu 682 mg/l a množství hliníku bylo 0,5mg/l, což odpovídá účinnosti odstranění $CHSK_{Cr}$ 81 %.

Účinnost odstranění $CHSK_{Cr}$ v odpadní vodě se pohybovala v závislosti na složení SV v rozmezí 50–95 % (Tab. 2). Jak už bylo zmíněno výše, vliv na odstraňování $CHSK_{Cr}$ má hlavně množství lipidů v surové vodě.

Tab. 2. *Shrnutí analýzy vzorků prováděných v laboratoři*

Vzorek	Datum	$CHSK_{Cr}$ (mg/l)	Al (mg/l)	Účinnost odstranění CHSK (%)
SV	7.1.	4 738	8	34
F	7.1.	3 143	30	
SV	18.1.	2 975	2,5	64
F	18.1.	1 067	6	
SV	15.2.	4 915		90
F	15.2.	509	0,8	
SV	25.2.	4 295		85
F	25.2.	641	0,6	

5. PŘÍKLAD Z POTRAVINÁŘSKÉHO PRŮMYSLU Č.2

V současné době naše společnost instaluje technologii mikrobublinné flotace v dalším významném potravinářském podniku. Jedná se o novou výstavbu objektu předčištění (flotace) a rekonstrukci stávající biologické linky. Projektu předcházelo poloprovozní testování, které probíhalo v minulém roce. Výsledky poloprovozního testování posloužili projektantovi technologie jako vstupní data pro návrh rekonstrukce ČOV. Hydraulická kapacita ČOV po rekonstrukci bude 60-80 m^3/d. Součástí této technologie bude flotátor MG 15S.

6. ZÁVĚR

Odpadní vody z potravinářského průmyslu mají velice proměnlivé složení, v závislosti na výrobním postupu se mění poměrové zastoupení lipidů, bílkovin a sacharidů. Laboratorními testy a poloprovozním testováním se podařilo nastavit optimální dávku koagulantu a flokulantu pro dosažení účinnosti odstranění organických látek vyjádřených jako $CHSK_{Cr}$ v rozmezí 50-95 % v závislosti na složení surové odpadní vody. Bylo potvrzeno, že mikrobublinnou flotaci lze využít pro předčištění odpadních vod z potravinářského průmyslu, základem správné funkce flotace je však optimální nastavení koagulačních podmínek (pH, dávka koagulantu).

OBSAH

Snížení organického zatížení kapalných radioaktivních odpadů pomocí ozonizace

Nguyenová Q. T.[1]*, Sears A.[1], Kůs P.[1], Kukučková A.[2], Lev J.[2]
[1]*Centrum výzkumu Řež s.r.o, Hlavní 130, Řež, 250 68 Husinec*
[2]*ASIO TECH spol. s.r.o., Kšírova 552/45, 619 00 Brno*
**autor pro korespondenci, email: quynh.nguyenova@cvrez.cz*

ABSTRAKT
Předkládaný příspěvek má za cíl ukázat výsledky z prvního roku projektu, který je zaměřen na úpravu kapalného radioaktivního odpadu (RAO) pomocí membránových procesů. V prvním roce byl zacílen na snížení organického zatížení odpadu, které může narušovat následné kroky (sorpce, membránové procesy) jeho zpracování. Cílem příspěvku bude ukázat možnosti využití ozonizace v jaderném průmyslu při degradaci komplexačních činidel – kyseliny šťavelové, kyseliny citronové a EDTA za různých experimentálních podmínek. Na základě výsledků lze konstatovat, že se ozonizace jeví jako potenciální metoda pro snižování organického zatížení v kapalných RAO.

KLÍČOVÁ SLOVA
Komplexační činidla; odpadní vody; oxidace organických sloučenin, ozonizace

1. ÚVOD

I přes speciální technologie a materiály, které jsou používány na jaderných elektrárnách (JE), dochází k poškození zařízení či ke vzniku koroze na jejich površích. Korozní vrstva je kontaminovaná radioaktivními izotopy (^{58}Co, ^{60}Co, ^{59}Ni, ^{59}Fe, ^{51}Cr, ^{54}Mn atd.) a z důvodu zabránění šíření kontaminace do okolí a snížení radiační zátěže obsluhy je nutné tuto vrstvu odstranit např. pomocí chemické dekontaminace. Jako dekontaminační činidla jsou používány organické komplexotvorné kyseliny (komplexační činidla), např. kyselina citronová, kyselina šťavelová nebo EDTA, které s kovy vytváří rozpustné komplexy. Při následném zpracování RAO však komplexy těchto činidel brání účinné sorpci či separaci jednotlivých radioizotopů, a proto je nutné je odstranit, respektive komplexy rozložit a tím uvolnit dané kationty kovů. Následně je pak možné použití membránových technik za účelem zpracování kapalných RAO.

Testovanou metodou pro snížení organického zatížení byla zvolena ozonizace, která se řadí mezi pokročilé oxidační procesy (AOP). K oxidaci organických sloučenin využívají AOP neselektivní a vysoce reaktivní hydroxylový radikál HO•, který reaguje s širokou škálou organických sloučenin za vzniku kratších a jednodušších sloučenin nebo jejich přeměny na neškodné produkty. V případě plné mineralizace vzniká CO_2, H_2O a anorganické soli (Munter, 2001). Ozon reaguje v závislosti na pH roztoku buď prostřednictvím přímých reakcí nebo prostřednictvím HO• (Sillanpää, 2011).

2. MATERIÁL A METODY

V experimentálních pracích byla testována účinnost degradace kyseliny citronové, kyseliny šťavelové a EDTA v roztocích kyseliny borité (příměs chladící vody primárního okruhu, která se vyskytuje v odpadech z JE) pomocí ozonizace za různých experimentálních podmínek.

Aparatura

Všechny experimenty byly prováděny na průtočné aparatuře, která se skládala z retenční nádrže o objemu 10 l, čerpadla o průtoku 250 l·h^{-1} a Venturiho trubice, kterou byl přiváděn proud plynného ozonu vyrobeného z generátoru ozonu. Produkce ozonu byla až 7 g·hod^{-1}

při napájení kyslíkovým koncentrátorem (90 % O_2). Produkce ozonu byla stanovena standardní jodometrickou metodou.

Testované roztoky

Všechny roztoky byly připravovány z demineralizované vody a obsahovaly kyselinu boritou v koncentraci 1 g·l^{-1}. Jako komplexační činidla byly použity EDTA, kyselina šťavelová a kyselina citronová. Koncentrace těchto kyselin v roztoku měla hodnotu 1 nebo 5 g·l^{-1} a v testovaných roztocích byly přítomné buď každá samostatně nebo jako mix všech tří kyselin. Každý experimentální roztok byl testován ve dvou oblastech pH, konkrétně 4,5–5 a 8–9. K úpravě pH byl použit hydroxid draselný. Všechny použité chemikálie byly analytické čistoty.

Na tyto roztoky se v aparatuře působilo vyrobeným ozonem. Vsádky měly objem 2,5 l a doba experimentu byla 6 hodin. Během a po skončení experimentu byly odebírány vzorky roztoku na nichž byly provedeny analýzy.

Analýza

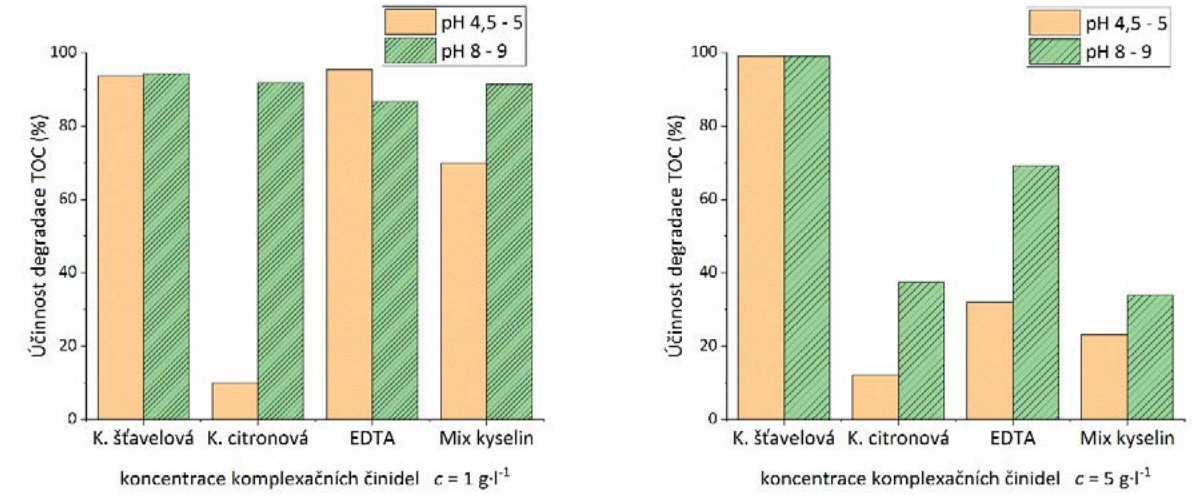
Účinnost ozonizace byla stanovena na základě poklesu hodnot TOC (resp. NPOC) a $CHSK_{Cr}$ ve vzorcích odebraných po skončení experimentu vůči hodnotám naměřeným v roztoku vstupním. TOC byl stanovován pomocí Shimadzu TOC-V Analyzer (Shimadzu Corporation, Japonsko). Hodnoty $CHSK_{Cr}$ byly stanoveny pomocí standardní metody DIN ISO 15705. Účinnost degradace byla vypočtena podle rovnice (1):

$$\text{Účinnost degradace (\%)} = \left(1 - \frac{C_1}{C_0}\right) \cdot 100 \qquad (1)$$

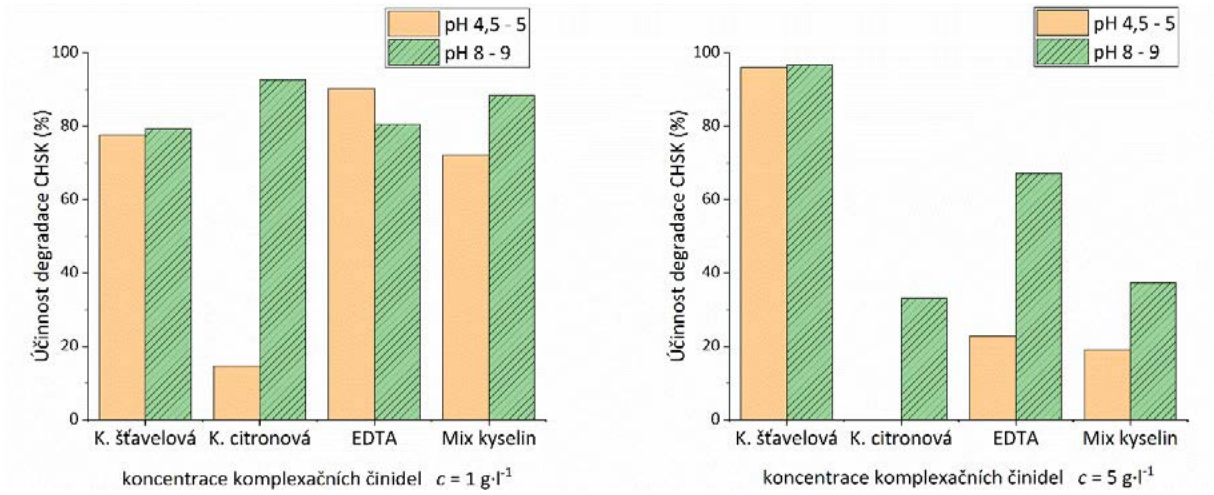
kde C_0 je hodnota TOC (nebo $CHSK_{Cr}$) ve vstupním vzorku před ozonizací a C_1 je hodnota TOC (nebo $CHSK_{Cr}$) ve vzorku odebraném po ozonizaci. Hodnoty měrné vodivosti a pH ve všech roztocích byly měřeny pomocí WTW pH/Cond 3320 (Xylem Analytics, Německo).

3. VÝSLEDKY A DISKUSE

Jak ukazují výsledky (Obr. 1, Obr. 2), nejvíce citlivá na ozon je kyselina šťavelová, u níž účinnost degradace byla >90 % z hlediska parametru TOC při obou hodnotách pH vstupního roztoku. Takto vysoký stupeň degradace byl pozorován, jak v roztoku s nižší koncentrací kyseliny šťavelové (1 g·l^{-1}), tak i v roztoku obsahujícího 5 g·l^{-1} tohoto komplexačního činidla.



Obr. 1. *Porovnání účinnosti degradace komplexačních činidel jako funkce odstraňování TOC*



Obr. 2. *Porovnání účinnosti degradace komplexačních činidel jako funkce odstraňování $CHSK_{Cr}$*

Výrazně nižších hodnot účinností degradace bylo dosaženo při ozonizaci roztoků kyseliny citronové. Při experimentech v kyselé oblasti pH došlo k rozkladu pouze 10 % hodnoty TOC a 14 % $CHSK_{Cr}$ při vstupní koncentraci 1 $g \cdot l^{-1}$. V alkalickém prostředí se účinnost degradace zvýšila na 92 % dle parametru TOC i $CHSK_{Cr}$. Příznivý vliv vyššího pH se projevil i při vstupní koncentraci 5 $g \cdot l^{-1}$ kyseliny citronové, kde došlo k rozkladu 12 % hodnoty TOC při kyselém pH a 37 % při alkalickém pH.

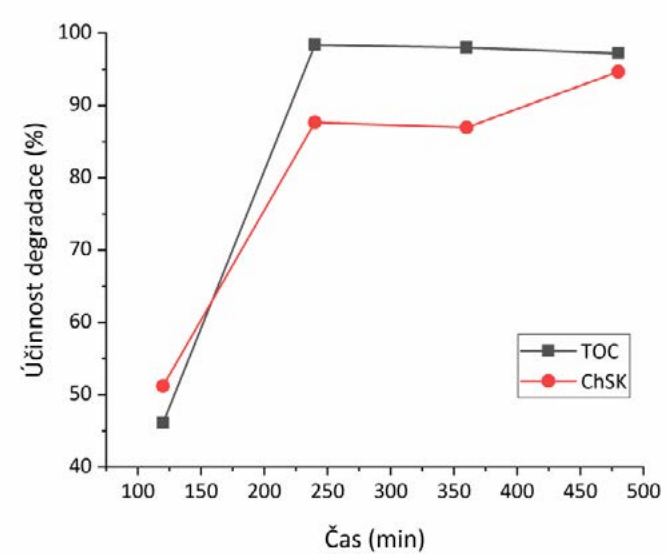
Rozklad EDTA pomocí ozonizace probíhal účinněji než v případě kyseliny citronové, ale nedosahoval takových hodnot, jako v případě kyseliny šťavelové. Degradační účinnost ozonizace na roztok EDTA o nižší koncentraci (parametr TOC) byla 95 % pro kyselé pH a 86 % pro alkalické pH. Tyto hodnoty přibližně odpovídají i poklesu hodnot $CHSK_{Cr}$. Při vyšší koncentraci EDTA v roztoku dosahovaly hodnoty účinnosti degradace v kyselém prostředí pouze 32 % dle parametru TOC a 22 % dle parametru $CHSK_{Cr}$, avšak s nárůstem pH vzrostl rozklad na více než 65 % z hlediska obou parametrů.

Po ozonizaci roztoku obsahujícího směs všech tří kyselin, každá o koncentraci 1 $g \cdot l^{-1}$, byl naměřen 70% pokles TOC při kyselém pH a 91% pokles TOC při alkalickém pH. Vyšší pH zvýšilo účinnost degradace komplexotvorných kyselin i v roztoku o koncentraci 5 $g \cdot l^{-1}$. Konkrétně byl při pH 8,5 pozorován 34% úbytek TOC. Pokles hodnot TOC korespondoval s hodnotami $CHSK_{Cr}$.

Pro zjištění průběhu degradace kyseliny šťavelové v roztoku o koncentraci 1 $g \cdot l^{-1}$ ve větší vsádce o objemu 10 l byl také proveden experiment v délce osmi hodin. Všechny experimentální hodnoty naměřené v odebíraných vzorcích jsou zaznamenány v Tab. 1.

Tab. 1. *Experimentální hodnoty naměřené v rámci 8 hodinové ozonizace kyseliny šťavelové*

Doba ozonizace	TOC	Účinnost odstranění TOC	$CHSK_{Cr}$	Účinnost odstranění $CHSK_{Cr}$	pH	Vodivost	Teplota
(hod.)	($mg \cdot l^{-1}$)	(%)	($mg \cdot l^{-1}$)	(%)	(–)	($\mu S \cdot cm^{-1}$)	(°C)
0	161		140		9,45	60,1	20,8
2	87	46,1	68	51,2	9,36	57,8	25,4
4	3	98,4	17	87,6	9,33	56,1	28,0
6	3	98,0	18	86,9	9,36	55,6	30,6
8	5	97,2	8	94,6	9,37	55,6	32,1



Obr. 3. *Účinnost degradace kyseliny šťavelové v závislosti na čase*

Účinnost degradace v závislosti na čase je zobrazena na Obr. 3. Účinnost byla velmi podobná jako u experimentu s menší vsádkou, tj. >90 % z hlediska parametru TOC i $CHSK_{Cr}$. Na grafu lze pozorovat, že k výraznému poklesu hodnot TOC a $CHSK_{Cr}$ došlo už během prvních 4 hodin experimentu.

4. ZÁVĚRY

Byly provedeny experimenty, kde byla testována účinnost odstranění tří zvolených komplexačních činidel pomocí ozonu.

Významný pokles TOC a $CHSK_{Cr}$, tj. >90 % (v závislosti na vstupní koncentraci) nastal v experimentech s kyselinou šťavelovou a hodnoty se při různém pH lišily jen mírně.

Zvyšující se účinnost degradace se zvyšujícími se hodnotami pH byla pozorována jak u EDTA, tak i u kyseliny citronové a směsi všech tří kyselin, což je příznivé z hlediska přenositelnosti do praxe, kdy většina roztoků radioaktivních odpadů je spíše alkalického charakteru.

Nejnižší hodnoty účinnosti byly naměřeny u experimentů s kyselinou citronovou v kyselém prostředí.

Ozonizace se jeví jako potenciální metoda pro snižování organického zatížení v předúpravě kapalných RAO.

5. PODĚKOVÁNÍ

Tento příspěvek byl vytvořen v rámci projektu TAČR – TK04020087 – Využití ultrafiltrace a nanofiltrace při zpracování kapalného radioaktivního odpadu.

SEZNAM LITERATURY

Munter, R. (2001). Advanced oxidation process – current status and prospects. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Chemistry*, 50(2), p. 60-61.

Sillanpää, M.E.T., Kurniawan, T.A., Lo, W. (2011). Degradation of chelating agents in aqueous solution using advanced oxidation process (AOP). *Chemosphere*, 83(11), 1443-1460, p. 1448.

OBSAH

Dočisťovanie odpadových vôd pre ich opätovné využitie v poľnohospodárstve

Varjúová D.[1]*, Takács F.[1], Krahulcová M. [2], Pénzes L.[3], Bodík I.[1]

[1]Slovenská technická univerzita v Bratislave, Oddelenie environmentálneho inžinierstva, Radlinského 9, 812 37 Bratislava, Slovenská republika

[2]Slovenská technická univerzita v Bratislave, Oddelenie výživy a hodnotenia kvality potravín, Radlinského 9, 812 37 Bratislava, Slovenská republika

[3]Aquatec VFL s.r.o., Továrenská 4054/49, 018 41 Dubnica nad Váhom, Slovenská republika

**autor pre korešpondenciu, email: dora.varjuova@stuba.sk*

ABSTRAKT

Sucho na planéte trápi väčšinu obyvateľstva na Zemi. Riešením môže byť opätovné využívanie už raz použitej vody. Avšak recyklovaná voda musí byť prispôsobená účelu využitia a musí spĺňať požiadavky na kvalitu. V laboratórnych podmienkach bola preskúmaná metóda dezinfekcie UV žiarením v kombinácii s koaguláciou. Cieľom experimentov bolo overiť, či odtoková voda z ČOV po dezinfekcii je vhodná na zalievanie plodín, preto boli výsledky porovnané s minimálnymi požiadavkami v Nariadení Európskeho parlamentu a rady (EÚ) 2020/741 na opätovné využívanie vody.

KLÚČOVÉ SLOVÁ

Dezinfekcia; *E.coli*; kvalita vody; UV žiarenie; znovuvyužitie

1. ÚVOD

Rastúci dopyt po vode v kombinácii s klimatickými zmenami vedie v mnohých oblastiach (napr. v poľnohospodárstve, priemysle atď.) k jej nedostatku. Riešením môže byť jej recyklácia. V súčasnosti sa opätovne používa približne 1 miliarda m^3 vyčistených komunálnych odpadových vôd (OV) ročne, čo predstavuje cca. 2,4 % vyčistených komunálnych OV v Európe. Potenciál Európskej únie (EÚ) je však oveľa vyšší, odhaduje sa rádovo na 6 miliárd m^3 – šesťnásobok súčasného objemu. Južné členské štáty ako Španielsko, Taliansko, Grécko, Malta a Cyprus a severné členské štáty ako Belgicko a Nemecko už zaviedli množstvo iniciatív týkajúcich sa opätovného využitia vody na zavlažovanie, priemyselné využitie. Cyprus už opätovne využíva viac ako 90 % a Malta 60 % svojich OV, zatiaľ čo Grécko, Taliansko a Španielsko opätovne využívajú 5 až 12 % svojich OV, čo jasne poukazuje na obrovský potenciál ďalšieho využívania. Na rastúci dopyt po recyklácii OV reagovala v roku 2020 aj EÚ, ktorá v Nariadení 2020/741 (ďalej len „nariadenie EÚ“) stanovila minimálne požiadavky na recyklovanú vodu s tým, že jednotlivé európske štáty môžu prijať prísnejšie kritériá (Bonetta a kol., 2022; Európska komisia, 2020; Helmecke a kol., 2020; Hristov a kol., 2021; Puškáčová a kol., 2021). Táto práca skúma možnosť dočistenia OV koaguláciou (KOAG) a následnou dezinfekciou (DEZ) pomocou UV žiarenia. Výsledky testov boli porovnané s vyššie uvedeným nariadením EÚ.

2. MATERIÁL A METÓDY

Na opísanie a pochopenie procesu DEZ boli realizované laboratórne experimenty. Ako zdroj vyčistenej OV na skúmanie slúžil odtok z čistiarne odpadových vôd (ČOV) Devínska Nová Ves.

Analýzy fyzikálnych a chemických ukazovateľov

Stanovené boli nasledovné parametre vody: *chemická spotreba kyslíka (CHSK)*, ktorej hodnota bola stanovená pomocou kyvetového testu Hach LCK 1414 (rozsah 5 až 60 $mg.l^{-1}$);

nerozpustené látky (NL), ktorých stanovenie sa realizovalo gravimetricky podľa Horáková a kol. (2012); hodnota *pH*, ktorej meranie bolo uskutočnené pH sondou Hach PHC101 pripojenou k multimetru Hach HQ40D; a *zákal,* ktorého meranie bolo uskutočnené turbidimetricky podľa Horáková a kol. (2012).

Stanovenie mikrobiologických parametrov

Mikrobiálny profil OV pred a po DEZ UV lampou pri rôznych trvaniach DEZ boli stanovené kultivačnou metódou. Baktérie boli kultivované pomocou selektívnych a neselektívnych živných médií. Stanovenie koliformných baktérií sa uskutočnilo pomocou selektívneho agaru Chromocult Coliform (CCA), ktorý zabezpečil farebné odlíšenie kolónií *Escherichia coli* (modrofialové sfarbenie) od ostatných koliformných baktérií (ružové sfarbenie). Koliformné baktérie a *E. coli* sa kultivovali v termostate pri teplote 37 °C počas 24 h, za aeróbnych podmienok. Na detekciu Enterococcus spp. sa použil Slanetz-Bartleyho (SBA) selektívny agar a podmienky kultivácie boli 40 °C, 48 hodín za aeróbnych podmienok. Celkový počet aeróbnych baktérií sa stanovil na neselektívnom agare PCA (Plate Count). Celkový počet aeróbnych baktérií sa kultivoval v termostate pri teplote 30 °C počas 72 hodín, za aeróbnych podmienok.

Predčistenie koaguláciou

Koagulačné experimenty boli uskutočnené použitím ~42 % roztoku síranu železitého ako koagulačného činidla (KČ). Dávka KČ predstavovala 0,1 ml na 300 ml vzorky vody. KOAG prebiehala v dvoch fázach. V prvej fáze bola vzorka vody (900 ml) v kadičke miešaná počas jednej minúty pri rýchlych otáčkach 200 rpm. Počas tejto fázy bolo KČ nadávkované do kadičky. Následne boli otáčky znížené na 15 rpm. Pomalé miešanie trvalo 15 minút. Nasledovala sedimentácia a oddeľovanie vyčírenej vody a kalu.

Dezinfekcia vody UV žiarením

DEZ skoagulovanej vody prebiehala v laboratórnom reaktore o rozmeroch 55x28 cm. UV lampa (OSRAM s výkonom 18 W) bola situovaná nad hladinou bez kontaktu s vodou. Vsádzkové testy boli uskutočnené pri dvoch hladinách vody (1 a 5 cm) pričom sa menila aj doba expozície (10; 60 a 120 sec). DEZ vody bola uskutočnená aj v prietokovom systéme pri výške hladiny vody 3 cm a troch rôznych zdržných dobách (1,5; 2,5 a 4,3 min).

3. VÝSLEDKY A DISKUSIA

Vsádzkové DEZ testy boli vykonané pri hladinách vody 1 a 5 cm a pri časoch 10; 60 a 120 sec. Základné ukazovatele vody pre merania sú uvedené v Tab.1**.** Všeobecne je možné v Tab.1 pozorovať pokles hodnoty pH po KOAG a DEZ, čo môže byť spôsobený prídavkom koagulačného činidla (zníženie neutralizačnej kapacity vody). Pre závlahy sú vhodné vody s hodnotou pH od 5 do 8,5 (Pitter, 2015), preto v niektorých prípadoch by bolo potrebné vodu po DEZ ešte upraviť, aj keď v nariadení EÚ hodnota pH nie je zaradená medzi sledované parametre. Nariadenie EÚ ustanovuje limitnú hodnotu zákalu pre triedu kvality A 5 NTU. Už po KOAG bola hodnota nižšia, to znamená, že vodu by bolo možné použiť v súlade s nariadením. Po DEZ bol pozorovaný nárast koncentrácie NL. Príčinou bolo pravdepodobne znečistenie v reaktore UV DEZ z vonkajšieho prostredia. Limitná hodnota koncentrácie NL je pre vodu kategórie A podľa nariadenia EÚ 10 $mg \cdot l^{-1}$. Pre hodnotu CHSK môžeme vidieť viac ako 50 % odstránenie po KOAG, po DEZ sa však jej hodnota veľmi nemenila. Pokles CHSK bol

pravdepodobne spôsobený integráciou časti organického znečistenia do odsedimentovaných vločiek kalu z KOAG. Ak by sme predpokladali pomer BSK_5:CHSK rovný 0,5, tak priemerná BSK_5 dezinfikovanej vody bola cca. 7 $mg \cdot l^{-1}$. Takáto voda spĺňa limity na klasifikáciu ako voda triedy A podľa vyššie uvedeného nariadenia.

Testy DEZ v prietokovom systéme boli uskutočnené pomocou UV lampy s výkonom 18 W. Parametre vody pre tieto merania sú uvedené v Tab. 2**.** Porovnaním Tab. 2. s minimálnymi požiadavkami na opätovné využívanie vody na závlahy je zrejmé, že voda po KOAG a DEZ so zdržnou dobou 1,5 a 4,3 min. by spĺňala všetky kritériá pre zaradenie do kategórie A. Po DEZ so zdržnou dobou 2,5 min. boli vo vode analyzované NL o koncentrácii 17 $mg.l^{-1}$, preto by sa voda s takou kvalitou zaradila do inej skupiny.

Tab. 1. *Základné parametre odtokovej vody, vody po KOAG a DEZ pre vsádzkové testy.*

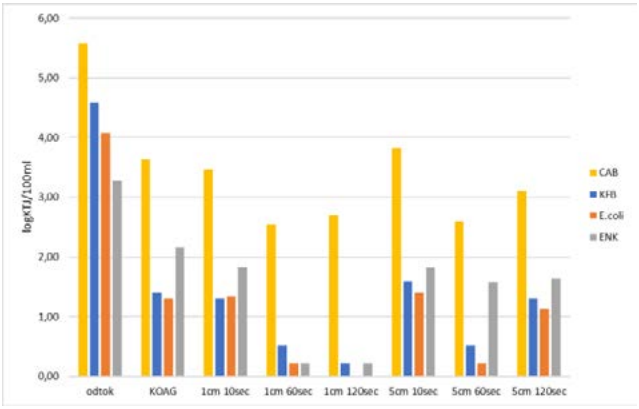
	CHSK/($mg.l^{-1}$)	pH/(-)	NL/($mg.l^{-1}$)	Zákal/(NTU)
Odtok	37,6	7,05	6,67	6,4
Po koagulácii	15,9	5,85	3,13	<2
DEZ 1cm 120sec	14,9	4,18	10,7	<2
DEZ 5cm 120sec	14,3	4,07	14,3	<2

Tab. 2. *Základné parametre odtokovej vody, vody po KOAG a DEZ pre prietokový test.*

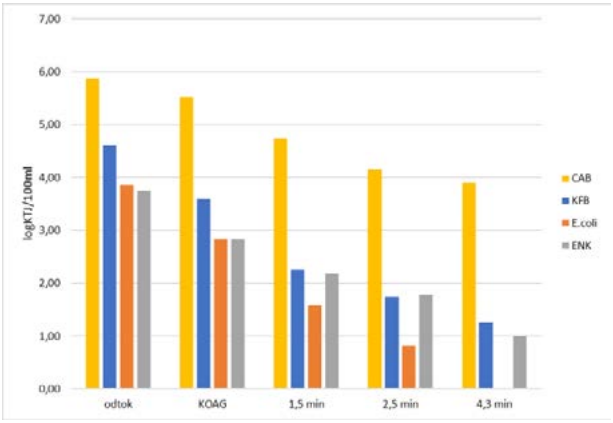
	CHSK/($mg.l^{-1}$)	pH/(-)	NL/($mg.l^{-1}$)	Zákal/(NTU)
Odtok	24,8	7,23	28,0	7,4
Po koagulácii	11,7	5,76	17,0	5,2
DEZ 1,5 min	12,4	5,71	4,3	3,6
DEZ 2,5 min	11,9	5,79	17,0	4,3
DEZ 4,3 min	12,6	5,83	4,3	3,6

Výsledky stanovenia mikrobiologických parametrov pre obidva spôsoby merania sú znázornené na Obr. 1. Na Obr. 1 je možné pozorovať klesajúci trend sledovaných mikrobiologických parametrov. Z pohľadu nariadenia EÚ je však dôležitý hlavne parameter *E.coli*. Už po KOAG bol počet *E.coli* znížený o cca. 70 %. Po DEZ pri hladine 1 cm a 120 sec. bol počet *E.coli* nedetekovateľný. Po DEZ pri nižšej hladine a časoch (60 a 120 sec.) by bolo možné vodu zaradiť do kategórie A. Po KOAG a DEZ (1 cm a 10 sec) by bola táto voda zaradená do kategórie B podľa príslušného nariadenia. Po DEZ pri hladine 5 cm iba voda po 60 sec DEZ spĺňala kritéria pre vodu kategórie A. Ostatné časy DEZ by postačili na dočistenie vody na kategóriu B.

Rovnako ako aj pre vsádzkový experiment, aj pre prietokové testy boli vyhodnotené mikrobiologické parametre vody (Obr. 2.). Z Obr. 2. vyplýva, že všetky sledované parametre so zvyšujúcim sa časom DEZ klesali. Po KOAG bol počet *E.coli* znížený o cca. 27 %. Ako to už bolo spomenuté, so zvyšujúcou sa dobou zdržania vody v reaktore sa znižoval počet *E.coli*, a to v nasledovnom poradí: o 44; 71 a 100 %. Po 1,5 min. DEZ by bola takáto voda zaradená do triedy B. Po dlhších dobách DEZ je voda kvalitou zaradená do kategórie A.



Obr. 1. *Hodnoty mikrobiologických ukazovateľov v jednotkách logKTJ/100ml pre vsádzkové testy.*



Obr. 2. *Hodnoty mikrobiologických ukazovateľov v jednotkách logKTJ/100ml pre prietokové testy.*

4. ZÁVER

V práci bol preskúmaný vplyv UV žiarenia na fyzikálno-chemické a mikrobiologické parametre odtokovej vody z ČOV Devínska Nová Ves. Následne boli výsledky porovnané s nariadením EÚ 2020/741. Po porovnaní s minimálnymi požiadavkami na opätovné využívanie vody na závlahy môžeme konštatovať, že odtokovú vodu z ČOV je možné touto metódou dočistiť aj na triedu kvality vody A. Pri každom experimente najvyšší čas DEZ postačil na zníženie počtu *E.coli*, CHSK a zákalu na požadovanú hodnotu.

5. POĎAKOVANIE

Tento príspevok vznikol s podporou projektu APVV-22-0292.

ZOZNAM LITERATÚRY

Bonetta, S., Pignata, C., Gasparro, E., Richiardi, L., Bonetta, S., Carraro, E. (2022). Impact of wastewater treatment plants on microbiological contamination for evaluating the risks of wastewater reuse. *Environmental Sciences Europe*, 34(1), 20.

European Commission (2020). Regulation (EU) 2020/741 of the European Parliament and of the Council of 25/05/2020 on minimum requirements for water reuse.

Helmecke, M., Fries, E., Schulte, C. (2020). Regulating water reuse for agricultural irrigation: risks related to organic micro-contaminants. *Environmental Sciences Europe*, 32, 1-10.

Horáková, M. a kol. (2012). *Analytika vody*. VŠCHT Praha, Praha.

Hristov, J., Barreiro-Hurle, J., Salputra, G., Blanco, M., Witzke, P. (2021). Reuse of treated water in European agriculture: Potential to address water scarcity under climate change. *Agricultural Water Management*, 251, 106872.

Pitter, P. (2015). *Hydrochemie.* VŠCHT Praha, Praha.

Puškáčová A., Spěváková, J., Říhová Ambrožová, J., Wanner, J. (2021). Dezinfekce odtoků z městských čistíren odpadních vod pro jejich znovuvyužití. *Vodní hospodářství*, 9, pp. 2-6.

OBSAH

OBSAH

Komplexné technológie ako spôsob úpravy odpadových vôd pri ich využití v poľnohospodárstve

Roupcová P.[1], Imreová Z.[2]*, Šípoš R.[3], Kučera J.[2], Vojs Staňová A.[4], Krahulcová M.[5], Tulipánová A.[2], Suchánková J.[1], Lepík P.[1], Slaný J.[1], Mackuľak T.[2]

[1]Vysoká škola báňská – Technická univerzita, Fakulta bezpečnostního inženýrství, Lumínova 13, 700 30 Ostrava
[2]Slovenská technická univerzita, Oddelenie environmentálneho inžinierstva, Radlinského 9, 812 37 Bratislava
[3]Slovenská technická univerzita, Oddelenie anorganickej chémie, Radlinského 9, 812 37 Bratislava
[4]Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany
[5]Slovenská technická univerzita, Oddelenie výživy a hodnotenia kvality potravín, Radlinského 9, 812 37 Bratislava
**autor pro korespondenci, email: imreova.z@gmail.com*

ABSTRAKT

Dominantným zdrojom už popísaných mikropolutantov, ktoré je možné často detegovať v povrchových vodách, sú odtoky z komunálnych čistiarní odpadových vôd. Do kanalizácie sa mikropolutanty a patogény dostávajú najmä z domácnosti a rôznych zdravotníckych zariadení. V našom príspevku sa preto venujeme inovatívnej komplexnej technológii schopnej účinne odstraňovať chemické (mikropolutanty) a biologické znečistenie (gény rezistencie či patogény) v účinnostiach nad 90 percent. Popísaná technológia pozostáva z membránovej ultrafiltrácie, sorpcie na biochár a železanov. Dôvodom využívania tejto inovatívnej technológie je následná aplikácia takto upravenej odpadovej vody vo forme závlahy.

KLÍČOVÁ SLOVA

Dezinfekcia, komplexná technológia, mikropolutanty, odpadová voda, patogény.

1. ÚVOD

V súčasnosti je vo viacerých oblastiach chémie, environmentalistiky a environmentálneho inžinierstva možné pozorovať značný záujem o výsledky získavané monitoringom rôznych skupín mikropolutantov vyskytujúcich sa v zložkách životného prostredia. Zdrojom rôznych skupín mikropolutantov akým sú drogy, liečivá, hormóny či umelé sladidlá, ktoré je možné následne identifikovať v povrchových a podzemných vodách, sú prevažne odtoky z komunálnych čistiarní odpadových vôd. Čistiarne odpadových vôd sú teda schopné len obmedzene odstraňovať z odpadových vôd rôzne liečivá, drogy a ich metabolity, baktérie rezistentné voči antibiotikám (ARB), či samotné gény rezistencie (ARG). Samostatným zdrojom liečiv a ich metabolitov pre životné prostredie je veterinárna sféra (dominantne produkcia exkrétov). Opätovným využívaním vyčistenej odpadovej vody napríklad pri aplikácii ako závlahy u na pôdy, sa môžu liečivá, ale aj ARB a ARG postupne dostávať cez pôdny systém späť do povrchových a podzemných vôd. Jedným z najnovšie skúmaných zdrojov ARB a ARG pre životné prostredie môžu byť aj kompostárne, a to hlavne v dôsledku vzniku tzv. bioaerosólov pri spracovaní čistiarenských kalov a ich následným zapracovávaním do kompostu. Výskyt mikropolutantov vo vodnom prostredí je v súčasnosti spájaný s radom negatívnych sekundárnych vplyvov, vrátane krátkodobej a dlhodobej toxicity a taktiež so vznikom rezistencie mikroorganizmov (Mackuľak a kol., 2020; Grenčíková a kol.,2019; Mackuľak a kol., 2019).

V našej štúdii popisujeme schopnosť laboratórneho modelu komplexnej čistiacej jednotky (prietok odpadovej vody na úrovni 1/100 v porovnaní s vyvíjanou komplexnou čistiacou jednotkou) odstraňovať z odpadových vôd z odtoku ČOV Ostrava chemické a biologické znečistenie.

2. EXPERIMENTÁLNA ČASŤ

Odber vzorky
Na komplexné testy čistenia vôd od biologického a chemického znečistenia bola použitá odpadová voda z odtoku čistiarne Ostrava. Jednalo sa o 24 hodinovú zlievanú vzorku realizovanú automatickým odberovým zariadením, o objeme 2 litre z dňa 12.4.2023.

Analýza základných parametrov
Analýza základných parametrov (chemická spotreba kyslíka, celkový fosfor, amoniakálny dusík) bola realizovaná na OEI FCHPT STU v Bratislave. Na stanovenie základných parametrov boli využité kyvetové sety (HachLange, Slovensko).

Analýza mikropolutantov
Analýza mikropolutantov bola realizovaná pomocou LC-MS/MS analýzy na pracovisku doc. Grabica na Juhočeskej Univerzite v Českých Budějoviciach. Podrobný opis fungovania tejto metódy je uvedený v štúdii Fedorova et al. (Fedorova et al., 2013).

Analýza patogénov vo forme celkovej DNA a RNA
Analýza prítomnej celkovej DNA a RNA bola realizovaná na OEI FCHPT STU v Bratislave. Na extrakciu RNA z odpadovej vody bol využitý zjednodušený protokol extrakcie prostredníctvom zrážania s polyetylénglykolom. Nasledovala izolácia RNA pomocou Trizolu (Tamáš a kol., 2022). Na extrakciu celkovej DNA bol využitý DNeasy Power Water Kit (Qiagen, USA). Koncentrácia celkovej DNA a RNA vo vzorkách bola zmeraná pomocou Qubit 3 Flurometer (Thermofisher Scientific, USA).

Analýza mikroplastov
Analýza mikroplastov bola realizovaná na OEI FCHPT STU v Bratislave. Vzorka vody bola prefiltrovaná cez polykarbonátový filter (Whatman, 47 mm, 0,2 µm) pomocou sklenenej filtračnej aparatúry (Millipore, USA) s vákuovou pumpou (Millipore, USA). Organická hmota bola degradovaná 35% peroxidom vodíka počas 12 hodín pri 60 °C. Vzorka sa opäť prefiltrovala cez polykarbonátový filter. Nasledovala sonikácia filtra počas 20 min pri teplote do 35 °C, aby sa častice resuspendovali vo fáze etanolu. Alikvotný objem suspenzie sa následne preniesol na podložné sklíčko (MirrIR, Kevley Technologies, USA) s reflexnou povrchovou úpravou. Vzorky sa analyzovali na prístroji Agilent LDIR 8700.

Komplexná čistiaca jednotka
Laboratórny model komplexnej čistiacej jednotky (Obr. 2a) pozostáva z membránovej ultrafiltrácie (20 nm) a dočistenia pomocou sorbentu biochár. Postup výroby biocháru a jeho zadefinovanie je popísané v štúdii Bímová a kol. (2021). Táto voda je následne využívaná na závlahu v hydroponickom systéme kde sa skúma vplyv takto čistenej vody na rast vybraných rastlín (šalát, rajčiny, zeler, paprika, kapusta) (Obr. 2b).

a

b

Obr. 2. a) *Laboratórny model komplexnej čistiacej jednotky;* ***b)*** *Hydroponický systém využívajúci nevyčistenú a vyčistenú vodu z jednotky pre pozorovanie prestupu mikropolutantov a biologického znečistenia do vybraných druhov rastlín*

3. VÝSLEDKY A DISKUSIA

Výskyt mikropolutantov na odtoku z ČOV je ovplyvnený najmä ich schopnosťou odolávať biologickým a chemickým degradačným postupom a tiež aj schopnosťou obmedzenej sorpcie do kalu. Príkladom sú liečivá karbamazepín, venlafaxín, oxazepan, tramadol, ale aj drogy ako metamfetamín, kokaín či metabolit marihuany. Schopnosť laboratórneho modelu jednotky čistiť vodu z odtoku ČOV je skúmaná už vyše pol roka. Samotný biochár vykazuje zaujímavé schopnosti pri odstraňovaní mikropolutantov ale tiež aj celkovej DNA a RNA. Teda majú schopnosť odstraňovať aj gény rezistencie. Dosiahnuté výsledky naznačujú, že vybrané typy mikropolutantov popísané v tab. 1 sú odstraňované s účinnosťou nad 90 %. Celková DNA a RNA je odstraňovaná s účinnosťou nad 70%. Mikro a nanoplasty charakteristické veľkosťou v rozsahu 5 mm až 0,0001 mm sú odstraňované s účinnosťou nad 90 percent a to najmä v dôsledku membránovej filtrácie.

Tab. 1. *Účinnosti odstraňovania dosahované s využitím laboratórneho modelu komplexnej čistiacej jednotky*

		Účinnosť odstraňovania [%]
VYBRANÉ LIEČIVÁ	Tramadol	>90
	Karbamazepín	>90
	Venlafaxín	>90
	Oxazepam	>90
	Citalopram	>90
VYBRANÉ DROGY ALEBO ICH METABOLITY	Metamfetamín	>90
	Kokaín	>90
	THC-COOH	>90
PATOGÉNY	Celková DNA	>73
	RNA	>76
	Kultivačné testy	>99
ZÁKLADNÉ PARAMETRE	Chemická spotreby kyslíka	>43
	Celkový fosfor	>73
	Amoniakálny dusík	0
OSTATNÉ	Mikroplasty	>90

Takto vyčistená voda sa v ďalšej časti projektu bude testovať ako voda využiteľná na závlahu poľnohospodárskych plodín. Je treba zdôrazniť, že takto upravená voda môže postrádať zložky ktoré môžu vplývať na kvalitu pestovaných plodín. Preto sa budeme tiež venovať aj vplyvu takto čistenej vody na nutrienty v pestovaných rastlinách.

Koncentrát, ktorý vzniká čistením vody je dočistený a dezinfikovaný pomocou železanov, ktoré predstavujú účinné oxidačné činidlo.

4. ZÁVER

V štúdií sme sa zamerali na odstraňovanie biologických a chemických polutantov z odpadovej vody na odtoku ČOV s využitím komplexnej čistiacej jednotky. ČOV prestavujú významný zdroj mikropolutantov v životnom prostredí a tieto látky sú v ČOV len obmedzene odstraňované. Skúmaná komplexná jednotka ktorá je popisovaná v našej štúdii pozostáva z membránovej ultrafiltrácie a sorpcie, kde je ako sorbent využívaný biochár. Samotný biochár vykazuje zaujímavé schopnosti pri odstraňovaní mikropolutantov ale tiež aj celkovej DNA a RNA. Takto postavená jednotka má schopnosť odstraňovať mikropolutanty s účinnosťou viac ako 90 % a celkovú DNA a RNA s účinnosťou viac ako 70 %.Taktiež vykazuje vysoké účinnosti pri odstraňovaní mikro a nanoplastov, ktoré predstavujú potenciálne nosiče patogénov, génov rezistencie či kovov a mikropolutantov.

POĎAKOVANIE

Táto publikácia bola vytvorená v rámci projektu APVV-19-0250 a projektu Nórske fondy: "Inovatívne sorbenty na báze uhlíka ako účinná metóda čistenia odpadových vôd", s číslom grantu 3213200008.

ZOZNAM LITERATÚRY

Bimová, P., Roupcová, P., Klouda, K., Matějová, L., Staňová, A. V., Grabicová, K., ... & Mackuľak, T. (2021). Biochar–An efficient sorption material for the removal of pharmaceutically active compounds, DNA and RNA fragments from wastewater. *Journal of environmental chemical engineering*, 9(4), 105746.

Fedorova, G., Randak, T., Lindberg, R. H., & Grabic, R. (2013). Comparison of the quantitative performance of a Q-Exactive high-resolution mass spectrometer with that of a triple quadrupole tandem mass spectrometer for the analysis of illicit drugs in wastewater. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 27(15), 1751-1762

Grenčíková, A. Brandeburová, P., Ryba, J. Vlčková, S.., & Mackuľak, T. (2019). Mikroplasty ako environmentálne riziko. Chemické listy, 113(1), 16-22.

Mackuľak, T., Bírošová, L., Škulcová, A., Horáková, I., Žabka, D., & Kučera, J. (2020). Progresívne degradačné postupy vs liečivá, vírusy a patogénne mikroorganizmy v odpadových vodách. *Chemické listy*, 114(9), 602-608.

Mackuľak, T., Škulcová, A., Belišová, N., Horáková, I., Žabka, D., Semerád, M.., ... & Brandeburová, P. (2019). Liečivá a drogy–environmentálny problém?. *Chemické listy*, 113(11), 654-661.

Tamáš, M., Potocarova, A., Konecna, B., Klucar, Ľ., & Mackulak, T. (2022). Wastewater Sequencing—An Innovative Method for Variant Monitoring of SARS-CoV-2 in Populations. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(15), 9749.

OBSAH

Membránová destilace: porovnání výkonu a účinnosti direct-contact a air-gap modulů

Mrkva L.*, Dufek T., Dvořák L.
Technická univerzita v Liberci, Ústav pro nanomateriály, pokročilé technologie a inovace, Studentská 1402/2, 461 17 Liberec 1
**autor pro korespondenci, email: lubos.mrkva@tul.cz*

ABSTRAKT
Membránová destilace je tepelně řízený separační proces, kde díky tepelnému gradientu dochází k odpařování vody ze vstupního proudu, transportu páry skrz membránu a ke kondenzaci prošlé páry na chladné straně membrány. Membránová destilace dosahuje retence solí přes 99 % a výhodou je provoz při nízkých tlacích. Omezením je nízký hydraulický výkon. V rámci studie byly porovnány dva typy modulů: direct-contact (DCMD) a air-gap (AGMD) s nanovlákenou membránou. Oba moduly dosahují podobné krátkodobé retence přes 99 % pro 0,5 $mol \cdot l^{-1}$ NaCl. DCMD obvykle vykazuje vyšší průtok než AGMD. Modul AGMD měl při testech nižší tepelné ztráty a déle trvající stabilní retenční schopnost (95 % po 30 dnech).

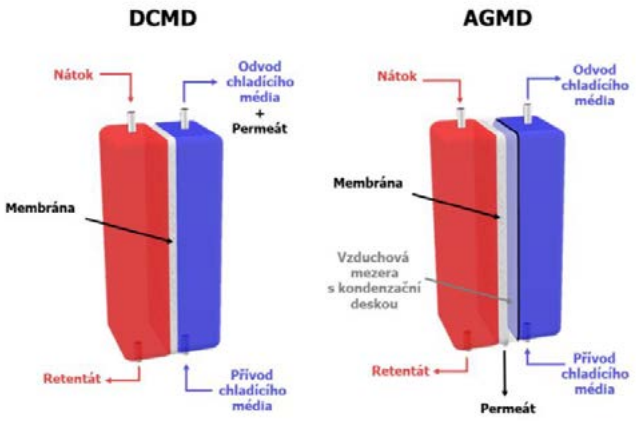
KLÍČOVÁ SLOVA
Air-gap modul; direct-contact modul; flux; membránová destilace; retence solí

1. ÚVOD

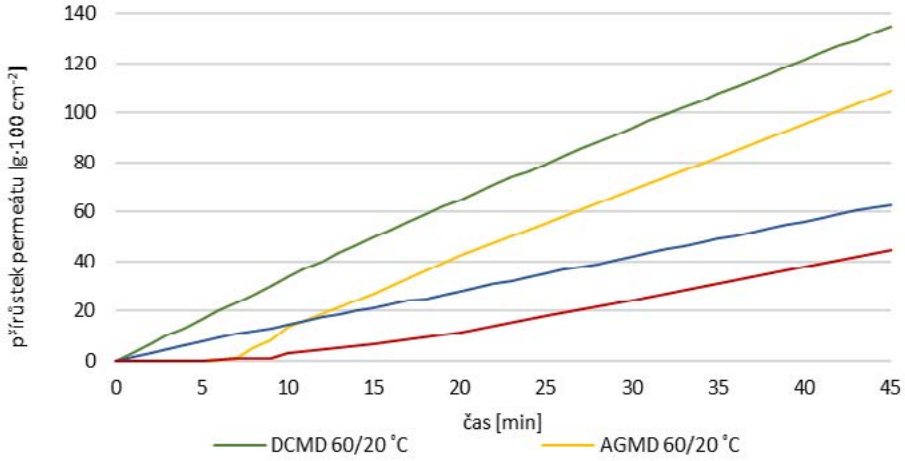
Membránová destilace (MD) je separační proces, který je na rozdíl od běžných tlakových membránových procesů řízený teplotním gradientem. Skrz membránu prostupují pouze molekuly páry. MD se jeví jako slibná technologie v procesu odsolování vysoce koncentrovaných roztoků a čištění odpadních vod (Alkhudhiri a kol., 2012). Výhodou procesu MD je především provoz systému při nízkých tlacích. Naopak hlavní omezení spočívá v nízkém hydraulickém výkonu a životnosti používaných membrán, jelikož membrány musí splňovat několik protichůdných požadavků, jako je např. dostatečná tloušťka membrány a s tím související dostatečná izolační vlastnost, propustnost, vhodná distribuce a velikost pórů a vysoká a dlouhodobě stabilní hydrofobnost membránového povrchu. Dalším faktorem ovlivňující výkon procesu MD je vlastní membránový modul, respektive jeho design (Khalifaa kol., 2015).

2. MATERIÁL A METODY

V rámci této studie byly porovnány dva nejběžnější membránové moduly používané v procesu MD, a to tzv. *direct-contact* (DCMD) a *air-gap* modul (AGMD). V prvém případě se jedná o modul, kde je permeát, který vzniká kondenzací prošlé páry na membráně v chladnějším okruhu, v přímém kontaktu s touto membránou. Ve druhém případě se jedná o systém, kdy je za membránou na permeátové straně vzduchová mezera a ke kondenzaci páry dochází na chlazené kondenzační desce – vznikající permeát tedy není v přímém kontaktu s vodou v chladícím okruhu (Obr. 1). Oba dva moduly byly testovány za totožných laboratorních podmínek s nanovlákennou membránou připravenou bezjehlovým elektrostatickým zvlákňováním na přístroji Nanospider™ z roztoku polymeru polyvinylidenfluoridu.



Obr. 1. *Schéma modulu a) v kontaktním režimu (DCMD), b) se vzduchovou mezerou (AGMD).*



Obr. 2. *Přírůstek permeátu v čase pro testované membránové moduly a rozdílné vstupní teploty (nátok roztok NaCl 0,5 mol·l^{-1}).*

Separační testy byly provedeny se solnými roztoky (chlorid sodný – NaCl) o koncentraci 0,5 mol·l^{-1} v případě krátkodobých testů (45 min) a 0,25 mol·l^{-1} v případě testů střednědobých (5 dnů). Všechny testy byly provedeny s teplotou chladícího okruhu 20 °C při stejném průtoku nátoku 0,75 l·min^{-1}. Teplota separovaného roztoku (nátoku) byla udržována na 60, resp. 40 °C. Z testů byly určeny hodnoty středního logaritmického rozdílu teplot (LMTD), fluxu (průtoku skrz membránu) a retence soli.

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

V krátkodobých laboratorních testech s roztokem NaCl o koncentraci 0,5 mol·l^{-1} bylo dosaženo retence přes 99 % s modulem DCMD, u modulu AGMD byla zaznamenána mírně nižší retence u testu s vyšší teplotou (97,7 %). Na Obr. 2 je znázorněn přírůstek permeátu během separačních testů, který je přepočítaný na 100 cm^2 aktivní plochy separační membrány (membrány v testovaných modulech měly rozdílnou velikost). Při testech s modulem DCMD bylo dosaženo vyššího fluxu při obou testovaných teplotách v porovnání s modulem AGMD (Tab. 1). Z Obr. 2 je také patrný pomalejší nárůst váhy permeátu na začátku testu s modulem AGMD. To je způsobeno vlastní konstrukcí AGMD modulu, tedy určitou dobu trvá, než dojde ke kompletnímu „pokrytí“ kondenzační desky zkondenzovanou párou a následnému odtoku z membránového modulu.

Tab. 1. *Porovnání LMTD, fluxu a retence solí pro modul DCMD a AGMD během krátkodobých a střednědobých separačních testů.*

modul	teplota nátoku (˚C)	LMTD (˚C)	flux ($kg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$)	retence soli (%)
AGMD	60	28,4	16,2	97,7
	40	16,1	8,1	99,7
DCMD	60	13,2	18,1	99,8
	40	8,5	9,3	99,9
střednědobé separační testy				
AGMD	60	28,4	11,6	99,8
DCMD	60	18,2	14,9	98,5

Přestože flux během střednědobých separačních testů v případě DCMD modulu dosahoval průměrné hodnoty 14,9 $kg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ oproti 11,6 $kg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ pro modul AGMD, (při nastavení teploty vstupního roztoku na 60 °C a chladicího obvodu na 20 °C) AGMD vykazoval nižší tepelné ztráty. LMTD přesahovala v případě AGMD 28 °C oproti 18 °C v případě DCMD (Tab. 1). Z toho vyplývá, že v případě modulu AGMD dochází k nižším tepelným ztrátám, tudíž AGMD modul je i přes nižší flux energeticky výhodnější. Navíc v případě AGMD modulu byla při vícedenních laboratorních testech potvrzena také déle trvající konstantní retenční schopnost membrány, kdy i po 30 dnech nepřetržitého provozu přesahovala retence roztoku NaCl o původní koncentraci 0,25 $mol \cdot l^{-1}$ 95 %.

4. ZÁVĚR

Oba dva testované membránové moduly vykázaly s totožnou membránou podobné vlastnosti, a to jak v případě krátkodobých testů, tak v případě střednědobých testů. Výběr vhodného modulu je tedy nutné provést především s ohledem na požadovanou kvalitu permeátu a hydraulickou výkonnost systému v závislosti na životnosti membrány. Vzhledem k významnému smáčení je životnost membrány v modulech DCMD výrazně kratší než v modulech AGMD.

PODĚKOVÁNÍ

Publikace byla vytvořena v rámci projektu Nové možnosti zvýšení efektivity provozu membránových systémů: recyklace retentátu z reverzně-osmotických jednotek a inovativní způsoby zpětného proplachu membrán, reg. č. CZ.01.1.02/0.0/0.0/20_321/0024423, za finanční podpory OP PIK MPO České republiky.

SEZNAM LITERATURY

Alkhudhri, A., Darwish, N., Hilal, N. (2012). Membrane distillation: A comprehensive review. *Desalination* [online]. 287, Special Issue in honour of Professor Takeshi Matsuura on his 75th Birthday, 2–18. ISSN 0011-9164. Dostupné z: doi:10.1016/j.desal.2011.08.027.

Khalifa, A. E., LAWAL, D. U. (2015). Performance and Optimization of Air Gap Membrane Distillation System for Water Desalination. *Arabian Journal for Science and Engineering* [online]. 40(12), 3627–3639. ISSN 2191-4281. Dostupné z: doi:10.1007/s13369-015-1772-0.

B.02 SPECIFICKÉ POLUTANTY / KALY

OBSAH

Sledování perfluorovaných látek (PFAS) ve vodách povodí Vltavy

Kule L.*, Sikorová L., Koželuh M.
Povodí Vltavy, státní podnik, Vodohospodářská laboratoř Plzeň, Denisovo nábřeží 14, 301 00 Plzeň
**autor pro korespondenci, email: lumir.kule@pvl.cz*

ABSTRAKT
Perfluorované látky (PFAS) jsou obsaženy v mnoha průmyslových přípravcích a produktech denní potřeby. V laboratoři Povodí Vltavy byl zahájen v roce 2023 monitoring těchto látek v povrchových a odpadních vodách. Pro 20 PFAS byla vytvořena a validována metoda přímého nástřiku na přístrojové sestavě LC-MS/MS Agilent s mezemi stanovitelnosti od 0,5 do 6 ng/l. Během předúpravy a analýzy vzorků bylo nezbytné zachovat poměr objemu vzorku vody a metanolu 1:1. V případě nižšího obsahu metanolu docházelo u některých analytů k výrazným ztrátám. Látky s dlouhým řetězcem byly citlivější k obsahu metanolu než látky s krátkým řetězcem. V článku jsou prezentovány nálezy PFAS v první polovině roku 2023.

KLÍČOVÁ SLOVA
LC/MS-MS; kvalita vody; perfluorované látky; PFAS; přímý nástřik

1. ÚVOD

Perfluorované látky (PFAS, per– and polyfluoroalkyl substances) byly objeveny již v roce 1938 chemikem R. Plunkettem. Jedná se o početnou skupinu uměle vyrobených chemických látek (více než 10 000 sloučenin) s odlišnými fyzikálně chemickými vlastnostmi. Většina PFAS se vyznačuje významnou perzistencí, neboť chemická vazba mezi uhlíkem a fluorem je velmi odolná proti rozkladu. Vzhledem ke struktuře molekuly vykazují hydrofobní i lipofobní vlastnosti. To je předurčuje k použití v mnoha výrobcích každodenní potřeby (např. obaly potravin a nápojů, oblečení, nádobí nebo kosmetika). PFAS jsou také mj. obsažené v kobercích, nábytku, nátěrových materiálech, mazivech nebo hasicích pěnách.

Díky hojnému používání v průmyslových a spotřebitelských produktech jsou PFAS kontinuálně uvolňovány do životního prostředí a bioakumulovány v živých organismech. Člověk přijímá PFAS zejména z potravy a vody. Epidemiologické studie odhalily souvislosti mezi expozicí specifických PFAS a různými negativními zdravotními účinky (např. změny v imunitní odpovědi, onemocnění jater a ledvin, regulace hladiny cholesterolu a inzulinu, obezita, nepříznivé účinky na reprodukci a vývoj, rakovina; Fenton a kol. 2021). Schopnost moderní analytické techniky stanovit PFAS ve stopových koncentracích zvýšila význam sledování těchto rizikových organických chemikálií ve všech oblastech životního prostředí.

Na základě prováděných toxikologických studií došlo v posledních letech k prudkému snížení přípustných limitů tolerovatelného denního příjmu vybraných PFAS v lidské spotřebě. Evropský úřad pro bezpečnost potravin (EFSA) stanovuje bezpečnostní limit pro obsah čtyř vybraných PFAS, které se akumulují v lidském těle (PFOA, PFOS, PFNA, PFHxS). Akceptovatelný týdenní příjem (TWI) sumy těchto látek byl stanoven na 4,4 ng/kg tělesné hmotnosti (červenec 2022). Ještě v roce 2008 byl však akceptovatelný denní příjem (TDI) pro PFOA 1500 ng/kg a pro PFOS 150 ng/kg tělesné hmotnosti. **Během posledních 14 let došlo ke snížení limitů pro PFOA cca 10 000x a pro PFOS cca 1000x.** V souvislosti s tím se snižují i příslušné normy environmentální kvality pro sledování PFAS v ekosystému, které se postupně promítají do evropské i české legislativy.

Tab. 1. *Přehled vybraných PFAS (mez stanovitelnosti v ng/l, nejistota v %, *kvalifikovaný odhad).*

Název	Mez stanov.	Nejistota	CAS#	Název	Mez stanov.	Nejistota	CAS#
PFBA	6	35*	375-22-4	**PFBS**	1	35*	375-73-5
PFPeA	2	35*	2706-90-3	**PFPeS**	1	35*	2706-91-4
PFHxA	2	35*	307-24-4	**PFHxS**	0,5	35*	355-46-4
PFHpA	2	35*	375-85-9	**PFHpS**	1	35*	375-92-8
PFOA	2	35*	335-67-1	**PFOS**	0,5	35*	1763-23-1
PFNA	1	35*	375-95-1	**PFNS**	1	35*	68259-12-1
PFDA	1	35*	335-76-2	**PFDS**	1	35*	335-77-3
PFUnDA	1	35*	2058-94-8	**PFUnDS**	1	35*	749786-16-1
PFDoDA	1	35*	307-55-1	**PFDoDS**	1	35*	79780-39-5
PFTrDA	1	35*	72629-94-8	**PFTrDS**	2	35*	791563-89-8

Ve směrnici Evropského parlamentu a rady 2020/2184 ze dne 16. 12. 2020 je uvedena suma 100 ng/l pro vybraných 20 PFAS považovaných za znepokojivé, pokud jde o vodu určenou k lidské spotřebě. Suma zahrnuje deset perfluoroalkylovaných kyselin C4-C13 (PFBA – PFTrDA) a deset perfluoroalkylsulfonových kyselin C4-C13 (PFBS – PFTrDS; Tab. 1).

V české legislativě je v návrhu novelizace vyhlášky č. 252/2004 Sb. (hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu) stanoven limit 100 ng/l pro sumu 20 PFAS (Tab. 1) a uveden ukazatel se stanovenou směrnou hodnotou 10 ng/l pro sumu PFOA, PFNA, PFHxS a PFOS. Návrh novelizace nařízení vlády č. 145/2008 Sb. nově uvádí PFAS mezi ohlašovanými znečišťujícími látkami a prahová hodnota pro úniky do vody je navržena na 0,05 kg/rok (suma 20 PFAS).

2. MATERIÁL A METODY

Ve VHL Povodí Vltavy v Plzni byla na konci roku 2022 vytvořena a validována metoda pro stanovení vybraných PFAS (Tab. 1) přímým nástřikem upraveného vzorku vody na přístrojové sestavě kapalinového chromatografu LC 1290 a hmotnostního detektoru na bázi trojitého kvadrupólu Agilent 6495B. Kapalinový chromatograf bylo nutné upravit instalací speciální sady „PFAS free“ součástek, díky níž se významně snížilo množství PFAS uvolňovaných z jednotlivých komponent systému během měření (těsnění, kapiláry, frity, filtry atd.). Sada zahrnovala i speciální zpožďovací předkolonu, pomocí které je možné časově oddělit sledovaný analyt od pozadí pocházejícího z měřicího systému.

Standardní operační postup vychází z normy ISO 21675 (Water quality - Determination of PFAS in water). V případě přímého nástřiku vodného vzorku bylo však nezbytné postup modifikovat. U některých PFAS může docházet k významným ztrátám způsobeným sorpcí na stěnách vzorkovnice. Součástí postupu uvedeného v normě ISO 21675 je zpracování celého objemu vzorku a výplach prázdné vzorkovnice metanolem. Nejvhodnější vzorkovnicí na stanovení PFAS byla zvolena plastová stříkačka o objemu 5 ml. Celý odebraný objem vzorku (5ml) je převeden do plastové zkumavky. Stříkačka je propláchnuta 5 ml metanolu, který je přidán ke vzorku ve zkumavce (poměr vodného vzorku a metanolu 1:1) a pomocí kyseliny mravenčí je upraveno pH na hodnotu cca 3. Ke vzorku je následně přidána směs izotopově značených standardů Mass-Labelled PFAS (Wellington Lab.) a vzorek je po homogenizaci protřepáním odstředěn v centrifuze. Alikvotní podíl vzorku z horní části zkumavky je převeden do plastové 2 ml vialky, která se umístí do autosampleru. Pro kapalinovou chromatografii je používána kolona Waters Xbridge C18, 3 mm x 100 mm, s velikostí částic 2,5 µm (mobilní fáze: A: voda+ 20 mM octan amonný; B: metanol). Objem přímého nástřiku na LC byl optimalizován na 90 µl.

voda:metanol (%)	PFBA	PFBS	PFPeA	PFPeS	PFHxA	PFHxS	PFHpA	PFHpS	PFOA	PFOS	PFNA	PFNS	PFDA	PFDS	PFUnDA	PFUnDS	PFDoDA	PFDoDS	PFTrDA	PFTrDS
50:50	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
60:40	100	100	101	101	99	99	94	103	98	96	96	85	106	75	73	66	65	33	33	13
70:30	93	94	95	102	96	99	97	101	94	75	77	54	70	40	41	13	20	1,8	5,2	5
80:20	97	100	98	99	102	97	93	88	77	51	66	21	45	13	11	1,1	3,3	1,4	3,4	2
90:10	94	100	98	91	100	91	92	80	77	38	61	8,3	24	2	3,7	1,5	3,3	0,8	2,4	5
100:0	93	101	97	91	93	84	85	74	68	29	46	11	22	2,8	5,7	0,8	2	3,7	2,8	16

***Obr. 1**. Výtěžnosti PFAS (%) při různých poměrech vodného vzorku a metanolu. Hodnoty <80 % a PFAS s krátkým řetězcem (podle Jurikova et al. 2022) jsou zvýrazněny.*

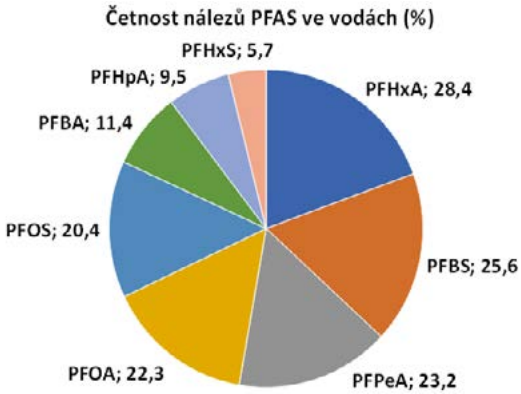
Hmotnostní detekce PFAS probíhá v režimu negativně nabitého iontového zdroje (ESI-). Analyty se stanovují v dynamickém MRM. Jsou sledovány dva iontové přechody pro každou látku s výjimkou PFBA a PFPeA, kde je jen jeden intenzivní přechod. Postup stanovení je založen na metodě standardního přídavku, kdy se pro korekci výsledných naměřených koncentrací používají vypočítané dílčí výtěžnosti postupu. Celý postup je kontrolován pravidelným měřením slepých stanovení. Pro vícebodovou kalibraci a pro kontrolu postupu jsou používány dvě nezávislé směsi všech stanovovaných látek, jejichž koncentrace se pravidelně kontroluje při každé analýze.

V rámci validace metody byl testován minimální poměr vody a metanolu v upraveném vzorku, který je nutný k dosažení dostatečné výtěžnosti všech analytů. Norma ISO 21675 uvádí potřebný poměr vzorku vody a metanolu 1:1. Na Obr. 1 jsou uvedené vybrané výtěžnosti jednotlivých PFAS při různých poměrech vody a metanolu ve vzorku. Z výsledných hodnot je patrné odlišné chování PFAS s krátkým řetězcem (PFCA C<8, PFSA C<6) a PFAS s dlouhým řetězcem (PFCA C≥8, PFSA C≥6). PFAS s krátkým řetězcem jsou na poměru vody a metanolu téměř nezávislé. Při stanovení PFAS s dlouhým řetězcem došlo v případě nedostatečného podílu metanolu k výrazným poklesům výtěžností, které jsou zřejmě způsobeny zvýšenou sorpcí těchto látek na pevné povrchy vzorkovnic i všech dalších nádob použitých při předúpravě. Z výsledků vyplývá nutnost zachovat ve všech krocích analýzy poměr vody a metanolu 1:1 podle doporučení normy ISO 21675. Při vyšším podílu metanolu ve vzorku však docházelo v případě přímého nástřiku ke zhoršování tvaru chromatografických píků u polárních PFAS, především u PFBA a PFPeA (zhoršení záchytu na koloně).

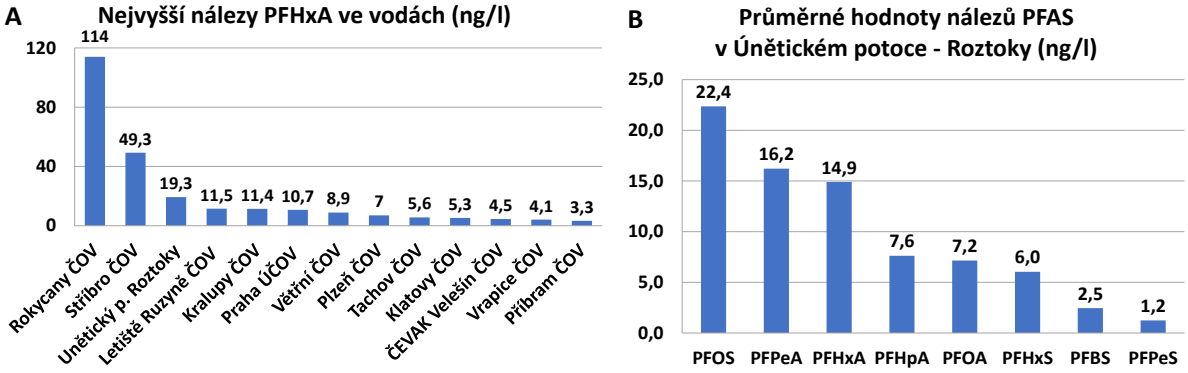
3. VÝSLEDKY A DISKUSE

Na počátku roku 2023 byla metoda stanovení PFAS ve vodách akreditována u ČIA a bylo zahájeno sledování vybraných PFAS v povrchových a odpadních vodách v počtu přibližně 35 vzorků měsíčně. PFAS s četností pozitivních nálezů vyšší než 5 % jsou uvedené v grafu na Obr. 2. V rámci prvních výsledků byly nejčastěji zjištěné PFHxA, PFBS, PFPeA, PFOA, PFOS, PFBA, PFHpA a PFHxS. Nejvyšší četnost pozitivních nálezů měla PFHxA, která byla nalezena ve více než 28 % vzorků. Některé PFAS zatím neměly pozitivní nálezy. Jedná se především o látky s dlouhým řetězcem (PFNS, PFHpS, PFDoDA, PFDoDS, PFTrDA, PFTrDS, PFUnDA a PFUnDS).

V grafu na Obr. 3. A jsou znázorněné nejvyšší nálezy PFHxA ve vodách v povodí Vltavy v první polovině roku 2023. Jedná se o vzorky odpadních vod z odtoků ČOV. Nejvyšší naměřená hodnota PFHxA (114 ng/l) byla zjištěna v odtoku z ČOV Rokycany v únoru 2023. V grafu na Obr. 3. B jsou zobrazené průměrné hodnoty vybraných PFAS naměřených v povrchové vodě v Únětickém potoce – Roztoky v první polovině roku 2023. V této lokalitě se nálezy PFAS



Obr. 2. *Četnost nálezů PFAS ve vodách v období leden – červen 2023 (%).*



Obr. 3. A *Nejvyšší nálezy PFHxA ve vodách v období leden – červen 2023 (ng/l);* ***3. B*** *Průměrné hodnoty nálezů PFAS (ng/l) v Únětickém potoce – Roztoky v první polovině roku 2023.*

opakují pravidelně každý měsíc v jednotkách až desítkách ng/l. Pro zjištění zdroje kontaminace PFAS v oblasti Únětického potoka je potřeba provést podrobnější průzkum. Možnou příčinou vysokých nálezů PFAS v této lokalitě by mohl být například vliv nedalekého letiště Praha.

4. ZÁVĚRY

PFAS jsou velmi významnou skupinou kontaminantů životního prostředí. Vzhledem k jejich negativním účinkům na lidské zdraví má sledování jejich přítomnosti v různých oblastech životního prostředí nezpochybnitelný význam. Hlavními zdroji PFAS byly identifikovány odtoky z ČOV. V první polovině roku 2023 měly nejvyšší četnosti nálezy PFHxA, PFBS, PFPeA, PFOA, PFOS, PFBA, PFHpA a PFHxS. V následujícím období se zaměříme na zavádění dalších látek ze skupiny PFAS do monitoringu povrchových a odpadních vod a na snižování mezí stanovitelnosti již stanovovaných analytů. K tomu je potřeba převedení předúpravy stanovení PFAS na techniku Off-line SPE, která umožňuje zpracování velkého objemu vzorku.

SEZNAM LITERATURY

Fenton S.E., Ducatman A., Boobis A., DeWitt J.C., Lau Ch., Ng C., Smith J.S., Roberts S.M. (2021). Per- and Polyfluoroalkyl Substance Toxicity and Human Health Review: Current State of Knowledge and Strategies for Informing Future Research. *Env Tox Chem*, *40(3), p. 606-630.*

ISO 21675 Water quality – Determination of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in water – Method using solid phase extraction and liquid chlomatography-tandem mass spectrometry (LC-MS/MS).

Jurikova M., Dvorakova D., Pulkrabova J. (2022). The occurence of perfluoroalkyl substances (PFAS) in drinking water in the Czech Republic: a pilot study. *Env Sci Pol Res, 29(40), p. 60341-60353*.

Směrnice Evropského parlamentu a rady (EU) 2020/2184 ze dne 16. 12. 2020 o jakosti vody určené k lidské spotřebě, Úřední věstník Evropské unie 23.12.2020 CS.

OBSAH

Těžké kovy v sedimentu vodotečí ovlivněných městským odvodněním Peček

Nábělková J. *, Langhammerová L., Novák L., Kabelková I., Stránský D.
České vysoké učení technické v Praze, Stavební fakulta, Katedra vodního hospodářství obcí, Thákurova 7, Praha 6, 166 29 Praha 6
**autor pro korespondenci, email: jana.nabelkova@cvut.cz*

ABSTRAKT
Vliv jednotné kanalizace se dvěma odlehčovacími komorami (OK) a ČOV na koncentrace Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb a Zn v sedimentu dvou vodotečí byl sledován v Pečkách. Kromě koncentrace kovů (v celkovém vzorku i třech zrnitostních frakcích) byl stanovován i podíl organické hmoty (OM) a zrnitostní složení. Nejvíce problémovými kovy byly Cu, Zn, Hg a Pb, a to někdy už nad zaústěním OK. V odběrných profilech obou toků je vyšší podíl jemnozrnné frakce i OM než v sedimentu obou OK. Nejvyšší koncentrace kovů byly zjištěny v profilu pod ČOV, kde byl i nejvyšší podíl jemnozrnné frakce a OM. Zdá se, že charakter sedimentu (především podíl OM) je pro vazbu kovů významnější než bezprostřední zaústění OK.

KLÍČOVÁ SLOVA
Odlehčovací komory; organická hmota; recipient; sediment; těžké kovy; zrnitostní složení

1. ÚVOD

Těžké kovy (TK) jako specifické škodliviny přítomné a rizikové ve vodním prostředí jsou v posledních letech vytlačovány z popředí zájmu novodobými mikropolutanty, jako jsou farmaka či pesticidy. Přesto zdroje TK v urbanizovaném prostředí zůstávají a jejich koncentrace mohou i nadále v povrchových vodách znamenat akutní ohrožení i chronickou zátěž. Významným zdrojem je městské odvodnění: jednotná kanalizace s odlehčovacími komorami i oddílná dešťová kanalizace. Vzhledem k tendenci TK vázat se do pevné matrice a zejména do organické hmoty lze vliv těchto bodových zdrojů monitoringem koncentrací v sedimentu sledovat, i když vazbu kovů do sedimentu významně ovlivňují i vlastnosti sedimentu samotného: podíl organické hmoty a zrnitostní složení.

2. MATERIÁL A METODY

Popis studijní lokality

Studie byla realizována v oblasti města Pečky. Ve městě je jednotná kanalizační síť se dvěma odlehčovacími komorami a ČOV. Recipientem jsou Výrovka, kam je zaústěna první odlehčovací komora (OK1 Tahiti), a její přítok Mlýnský náhon, kam ústí druhá odlehčovací komora (OK2 Garáže) a ČOV. Bylo sledováno 5 odběrových profilů na tocích: ve Výrovce V1 – nad OK1, V2 – pod OK1, v Mlýnském náhonu MN1 – nad OK2, MN2 – pod OK2, MN3 – pod ČOV, a byl odebírán i sediment z obou odlehčovacích komor (OK1 i OK2). Celkem bylo uskutečněno 6 odběrových kampaní v období červenec až listopad 2022 a bylo snahou zachytit různé meteorologické podmínky i rozdílnou dobu po přepadech OK.

Metodika analýzy vzorků sedimentu

V sedimentu byly sledována kovy Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb a Zn. Odebrané vzorky sedimentu byly mraženy, sušeny lyofilizací a sítovány pro analýzu tří zrnitostních frakcí: hrubozrnná (200-600 μm), střednězrnná (63-200 μm) a jemnozrnná (<63 μm). Analyzován byl i celkový vzorek (<600 μm).

Vzorky byly podrobeny tlakovému kyselinovému rozkladu (kyselina dusičná + peroxid vodíku v poměru 10:1 ml) dle metody EPA 3051 (US EPA, 2007). Analýza kovů ve výluhu byla prováděna atomovou absorpční spektrometrií s plamennou atomizací (kovy Cr, Cu, Ni, Pb a Zn) a s elektrotermickou atomizací (Cd) na Thermo iCE3500Z. Hg byla analyzována přímo v pevné matrici analyzátorem AMA 254.

Ve vzorcích byl rovněž analyzován podíl organické hmoty jako ztráta žíháním (ČSN EN 15935, 2022) a byla provedena analýza zrnitostního složení laserovým analyzátorem velikostní distribuce částic MALVERN Mastersizer 3000. Analyzované koncentrace Cd, Cr, Cu, Ni, Pb a Zn byly srovnávány s EPA kritérii (PEC – Probable effect concentration a TEC – Threshold effect concentration) (ES/ER/TM-95/R4, 1997), koncentrace Hg s kanadskými limity PEL (Probable effect level) a TEL (threshold effect level) (CEQG, 2001).

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

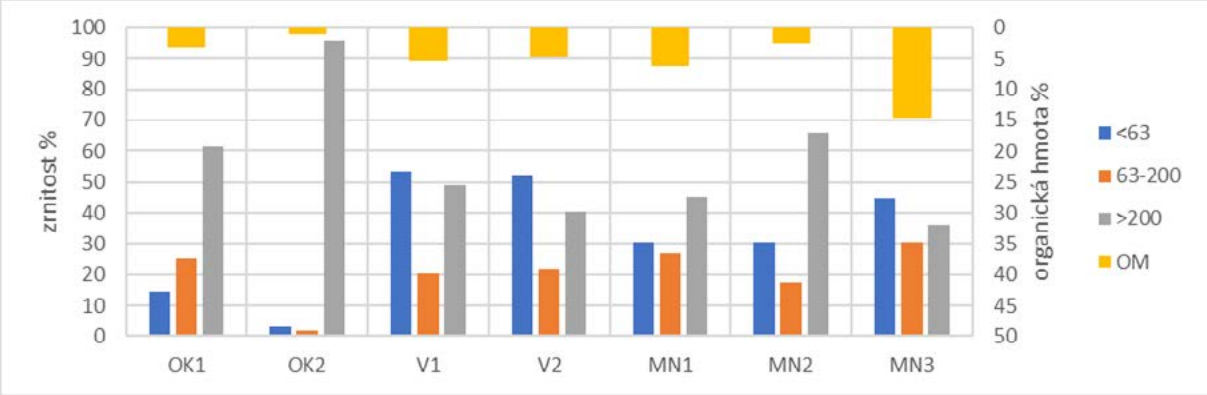
V Tab. 1 jsou shrnuty průměrné, minimální a maximální koncentrace kovů v sedimentu obou sledovaných toků a odlehčovacích komor, které jsou do toků zaústěny. Zvýrazněny jsou hodnoty překračující srovnávací kritéria (modře kurzívou jsou hodnoty překračující přísnější kritérium TEC, červeně tučně překračující i méně přísné kritérium PEC). Nejvíce problémovými kovy jsou Cu a Hg, na významných úrovních jsou i Zn a Pb. Tyto kovy se ukazovaly jako nejvýznamnější i při monitoringu pražských drobných toků (Langhammerová, 2021).

Tab. 1. *Průměrné, minimální a maximální koncentrace kovů v sedimentu Výrovky (V1 a V2), Mlýnského náhonu (MN1, MN2, MN3) a obou odlehčovacích komor (OK1 zaústěna do Výrovky nad V2, OK2 zaústěna do Mlýnského náhonu nad MN2).*

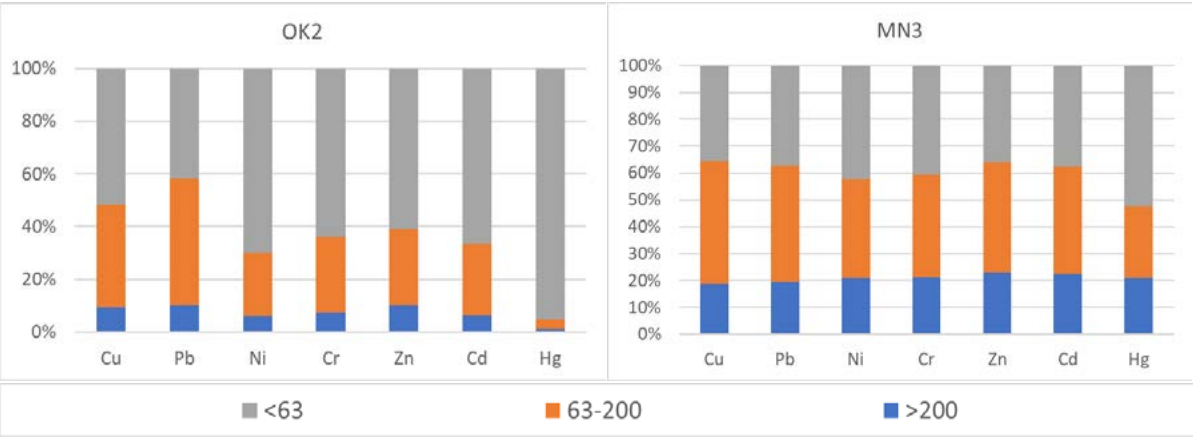
		Cu mg/kg	Pb mg/kg	Ni mg/kg	Cr mg/kg	Zn mg/kg	Cd µg/kg	Hg µg/kg
OK1	průměr	*64,7*	14,2	18,3	19,0	*263,0*	14,63	78,6
	min	*38,6*	6,2	14,8	11,0	*200,3*	6,42	47,2
	max	**90,1**	15,1	25,3	24,9	*295,8*	16,09	*206,0*
OK2	průměr	*31,0*	10,6	7,6	6,1	82,4	2,05	60,6
	min	13,1	3,3	5,4	4,2	62,3	1,39	18,0
	max	*58,6*	16,8	16,4	6,6	113,4	2,55	60,8
V1	průměr	18,5	18,0	21,1	16,6	71,4	3,72	38,7
	min	3,4	17,3	8,8	6,5	25,9	1,23	10,4
	max	*26,5*	20,8	39,6	33,6	146,3	8,73	80,4
V2	průměr	*35,6*	17,6	23,8	19,6	85,2	4,09	74,6
	min	*17,9*	4,2	12,5	8,3	16,1	1,25	13,8
	max	*42,6*	35,6	**41,3**	37,3	*159,9*	7,83	*164,0*
MN1	průměr	*53,1*	*67,0*	18,9	16,1	*195,0*	8,28	*278,0*
	min	*37,0*	37,4	14,6	13,0	*163,3*	5,63	*158,0*
	max	*67,8*	*75,7*	25,8	25,9	*267,5*	12,52	*501,0*
MN2	průměr	*36,0*	24,7	13,1	9,6	137,4	3,38	*163,7*
	min	12,8	14,5	10,2	6,4	107,2	1,43	66,4
	max	*55,5*	30,1	13,5	10,9	165,6	4,24	*372,9*
MN3	průměr	*69,9*	*134,4*	36,0	37,1	*422,0*	30,28	*886,5*
	min	*47,2*	*56,0*	24,2	19,5	*229,6*	15,92	*401,0*
	max	**94,3**	*208,5*	**47,0**	**56,4**	*563,6*	44,82	1664,0
PEC/PEL		77,7	396,0	38,5	159,0	1532,0	11700	700,0
TEC/TEL		28,0	39,2	39,6	56,0	159,0	592	130,0

Odlehčovací komory se koncentracemi kovů liší. V sedimentu OK1 jsou koncentrace všech kovů vyšší. U recipientů je situace opačná, většina kovů je na vyšších úrovních v sedimentu Mlýnského náhonu než ve Výrovce. V sedimentu Mlýnského náhonu jsou koncentrace kovů vyšší než v sedimentu odlehčovací komory OK2, která je zaústěna nad profilem MN2. V profilu nad zaústěním OK2 (profil MN1) jsou dokonce koncentrace ještě vyšší. Nejvyšší koncentrace všech kovů se vyskytují v profilu MN3, který je ovlivněn vyústěním ČOV včetně odlehčení během srážek obtokem ČOV. Jak ukazuje Obr. 1, příčinou může být charakter sedimentu. V obou recipientech je vyšší podíl jemnozrnné frakce a obvykle i organické hmoty než v odlehčovacích komorách, přičemž v OK2 je obojího méně než v OK1. Bungala a kol. (2021) potvrzuje, že kovy preferují vazbu do jemnozrnných frakcí a do organické hmoty. Zde je korelace koncentrací s podílem organické hmoty nejvyšší pro Ni (r=0,88) a Cr (r=0,84), významně také s OM korelují koncentrace Hg (r=0,67), Cd, Zn (oba r=0,64) a Pb (r=0,63). Naopak Cu s organickou hmotou nekoreluje (r=0,37), což potvrzuje i Qu (2001).

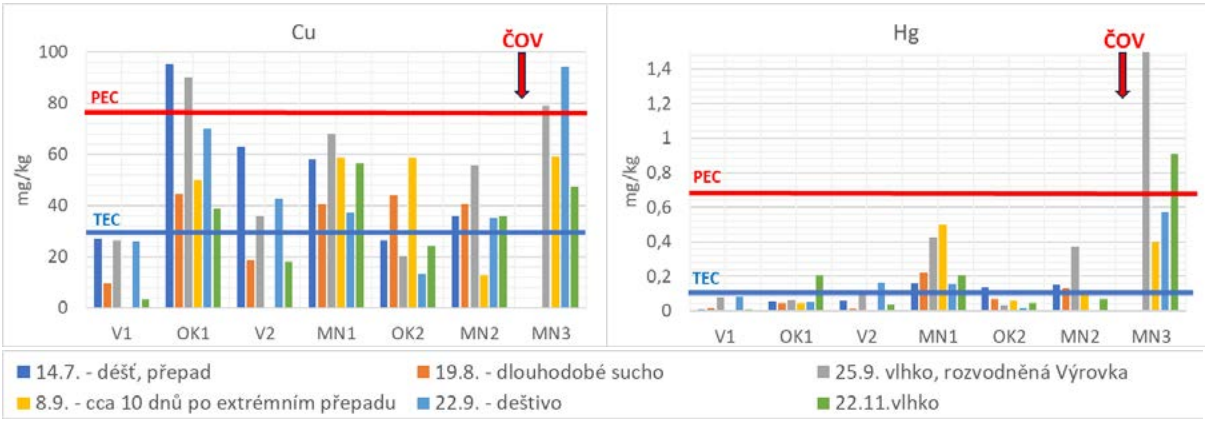
Na Obr.2 je prezentováno rozložení kovů do jednotlivých zrnitostních frakcí na příkladu dvou profilů zcela odlišných charakterem sedimentu. Zatímco v OK2 je podíl frakcí 3 % : 2 % : 95 % (<63 µm : 63-200 µm : >200 µm), v MN3 je to 35 % : 32 % : 33 %. OM vyjádřená jako ztráta žíháním je v OK2 zastoupena 1,5 % a v MN3 10,2 %.



Obr. 1. *Průměrné zrnitostní složení a podíl organické hmoty jako ztráta žíháním v sedimentu recipientů a odlehčovacích komor.*



Obr. 2. *Rozložení koncentrací kovů do jednotlivých zrnitostních frakcí sedimentu profilu s nejnižším (OK2) a nejvyšším (MN3) podílem jemnozrnné frakce a organické hmoty*



Obr. 3. *Koncentrace Cu a Hg v sedimentu sledovaných profilů za různých meteorologických podmínek*

Vazebné rozložení v sedimentu OK2 potvrzuje očekávání (Huang a kol., 2020). Kovy jsou nejvíce vázány v jemnozrnné frakci (<63 µm) a nejméně ve frakci hrubozrnné (>200 µm). V sedimentu MN3 preference jemnozrnné frakce již tak evidentní není. Kovy jsou často nejvíce vázány do frakce střednězrnné (63-200 µm) a vyšším podílem i do frakce hrubozrnné. Je možné, že je to dáno vyšším podílem organické hmoty ve všech třech zrnitostních frakcích.

Obr. 3 ukazuje na příkladu dvou kovů vývoj koncentrací ve všech sledovaných profilech za různých meteorologických podmínek. Přepady OK se na koncentracích kovů v sedimentu recipientu významněji projevily jen u OK1 (v sedimentu Výrovky – V2).

4. ZÁVĚR

Prezentované výsledky ukazují, že charakter sedimentu, především podíl organické hmoty, hraje pro vazbu kovů významnější roli než bezprostřední vliv zaústění odlehčovacích komor jednotné kanalizace. Čistírna odpadních vod, ale i odlehčovací komory, však mohou v recipientech vytvářet vhodné podmínky pro vazbu kovů vnosem organických látek.

PODĚKOVÁNÍ

Publikace byla vytvořena v rámci projektu SS02030027 Vodní systémy a vodní hospodářství v ČR v podmínkách změny klimatu.

SEZNAM LITERATURY

Bungala, S. O., Machiwa, J., Shilla, D. (2021). Distribution and Speciation of Heavy Metals in Water and Sediments of the Coastal Marine Areas of Tanzania. *Journal of Environmental Protection* 12, p. 734–754.

CEQG (2001). *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life.* Canadian Council of Ministers of the Environment. Winnipeg, Canada.

ČSN EN 15935 (838126) (2022). *Půdy, odpady, upravený bioodpad a kaly - Stanovení ztráty žíháním.* ÚNMZ Praha.

ES/ER/TM-95/R4 (1997). *Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Sediment-Associated Biota.* National Technical Information Service, U.S. Springfield, USA.

Huang, Z., Liu, C., Zhao, X., Dong, J., Zheng, B. (2020). *Risk assessment of heavy metals in the surface sediment at the drinking water source of the Xiangjiang River in South China.* Environmental Sciences Europe 32:23.

Langhammerová, L. (2021). *Těžké kovy v Botiči: porovnání současného stavu s minulostí.* Diplomová práce. České vysoké učení technické, Praha.

Method 3051A (SW-846) (2007). *Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Oils.* Revision 1. US EPA, Washington, DC, USA.

Qu, W., Kelderman, P. (2001). Heavy metal contents in the Delft canal sediments and suspended solids of the River Rhine: multivariate analysis for source tracing. *Chemosphere 45 (6-7),* p. 919–925.

OBSAH

Výsledky sledování cizorodých látek ve vodních organismech

Roztočilová H.*, Barešová L., Ackermanová M., Kodeš V.
Český hydrometeorologický ústav, Odbor jakosti vody, Na Šabatce 2050/17, 143 06 Praha 4 – Komořany
**autor pro korespondenci, email: hedvika.roztocilova@chmi.cz*

ABSTRAKT
Monitoring látek jako jsou halogenované a další nebezpečné organické polutanty nebo těžké kovy přináší důležité informace o znečištění životního prostředí. Jedná se o látky perzistentní, akumulující se v biotických i abiotických složkách a potravních řetězcích a z velké části také o lidské karcinogeny a endokrinní disruptory. Výsledky každoročního monitoringu, prováděného ČHMÚ, ukazují dlouhodobé zatížení povrchových vod v ČR těmito látkami. Všudypřítomné ve vysokých koncentracích jsou PBDE a rtuť, zatímco koncentrace DDT a PCB v některých případech postupně klesají. Pro vybrané kontaminanty byl zhodnocen vývoj koncentrací v bentických organismech a rybách za období 2006 – 2022.

KLÍČOVÁ SLOVA
Bentické organismy; bioakumulace; POPs; povrchové vody; rtuť; ryby

1. ÚVOD

Perzistentní látky vznikají v důsledku řady průmyslových a jiných antropogenních činností, a to buď cíleně (pesticidy, bromované zpomalovače hoření, PCB) nebo jako nechtěné vedlejší produkty (polyaromatické uhlovodíky). Od místa vzniku se mohou přenášet například v ovzduší, ze kterého jsou poté globálně distribuovány. Vzhledem k jejich vysoké stabilitě a lipofilitě se ukládají v organismech, pro které mohou být toxické.

V rámci pravidelného monitoringu ČHMÚ sleduje obsah téměř 90 látek, které mají potenciál akumulovat se v živých organismech. Pro komplexní hodnocení znečištění vodního prostředí je důležité posoudit obsah nebezpečných látek ve více biotických matricích, jelikož distribuce polutantů mezi zástupci vodních organismů se liší.

2. MATERIÁL A METODY

Monitoring biotických matric probíhá na významných řekách na území ČR jedenkrát ročně. Na chemickou analýzu jsou odebírány vzorky dospělých ryb (jelec tloušť), rybího plůdku a bentických organizmů (převážně larvy chrostíků, pijavice a blešivci). V tomto příspěvku jsou hodnoceny polychlorované bifenyly (PCB), organochlorované pesticidy (DDT), perfluorované sloučeniny (PFOS), polybromované difenylethery (PBDE), polyaromatické uhlovodíky a rtuť. Všechny hodnoty jsou přepočteny na mokrou váhu (ww). Ve sledovaném období 2006 – 2022 jsou roky různě zastoupeny v závislosti na matrici a sadě profilů, která se pravidelně střídá. Počet profilů se pohybuje od 15 do 22 a konkrétní lokality použité v tomto příspěvku jsou uvedeny v hydrologické ročence (ČHMÚ, 2019).

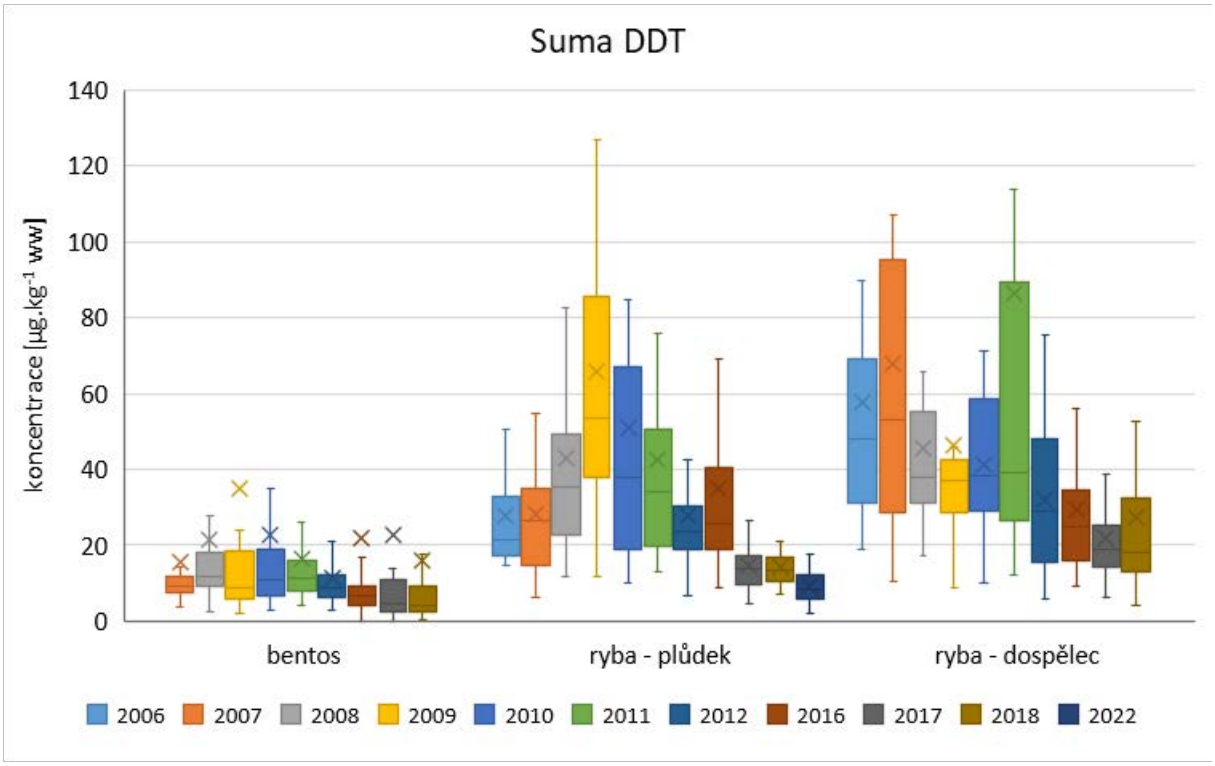
3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Z chlorovaných pesticidů bylo hodnoceno DDT vyjádřené jako suma šesti metabolitů (p,p’-DDT; o,p'-DDT; p,p'-DDE, o,p'-DDE; p,p'-DDD; o,p'-DDD). Z naměřených dat vyplývá, že bentické organismy dlouhodobě akumulují DDT v nižších koncentracích v porovnání s rybami (Obr. 1). V posledních pěti sledovaných letech lze u všech tří matric vypozorovat snižující se vývoj sumárních koncentrací. Zároveň, téměř vždy převažuje metabolit p,p'-DDE. Výjimkou jsou profily Bílina – Ústí nad Labem a Labe – Děčín, kde v případě bentických

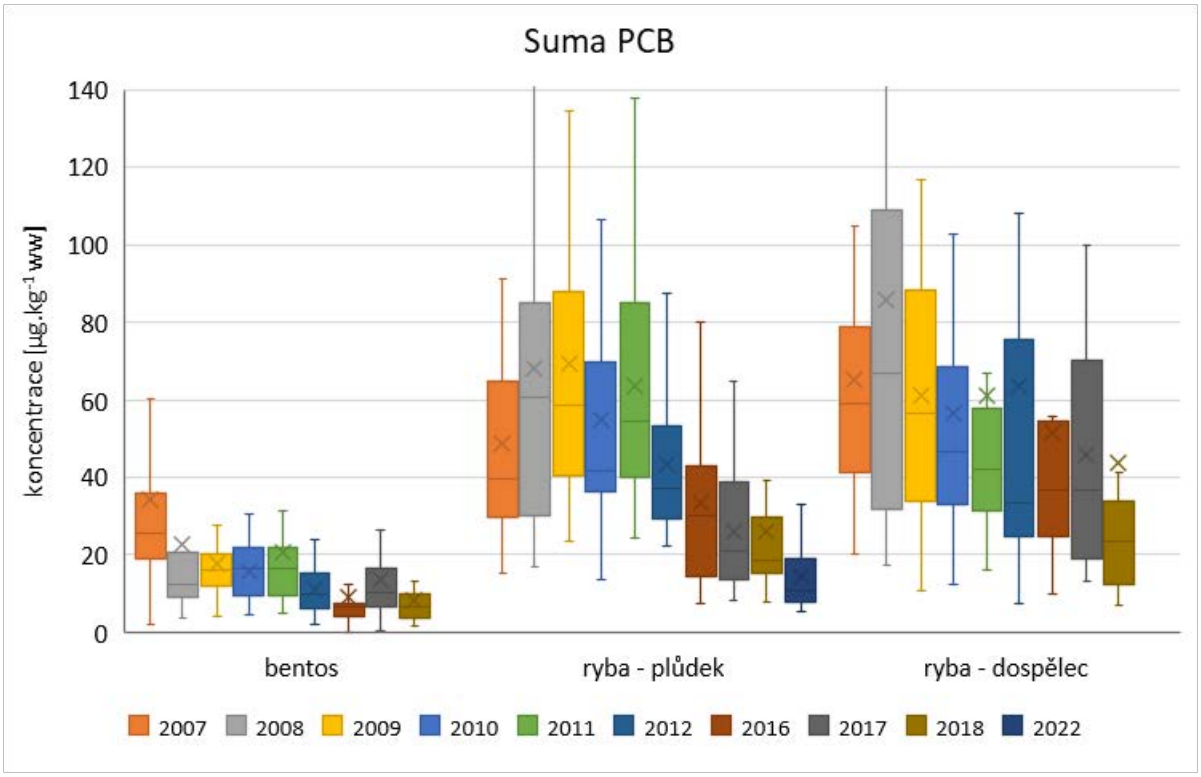
organismů převažují naopak ostatní metabolity. Na těchto profilech se také v bentosu suma DDT dlouhodobě vyskytuje v řádově vyšších koncentracích než na ostatních lokalitách. Převahu metabolitu p,p'-DDE ve vodních organismech potvrzují i další studie. Autoři se domnívají, že dominance tohoto metabolitu je způsobena jeho nejvyšší rozpustností v tucích a také přítomností oxidáz, které podporují přeměnu p,p'-DDT na p,p'-DDE (Deribe a kol., 2013; Govaerts a kol., 2018). Distribuce DDT napříč kontinenty se výrazně liší a to od jednotkových koncentrací nalezených v norských rybách až po tisíce $\mu g \cdot kg^{-1}$ ww nalezených v rybách z Jihoafrické republiky (Govaerts a kol., 2018).

PCB (suma sedmi kongenerů: 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) se stejně jako DDT akumulují více v rybách než v bentických organismech (Obr. 2). V případě rybího plůdku se koncentrace od roku 2011 snižují, a to o více než polovinu ve srovnání s rokem 2022. Maximální naměřená koncentrace ve sledovaném období byla 320 $\mu g \cdot kg^{-1}$ ww v dospělcích ryb na profilu Vltava – Zelčín v roce 2012. Až na výjimky jsou obecně nejvíce zastoupeny kongenery 138 a 153. Podobné procentuální zastoupení kongenerů bylo nalezeno také v rybách a dalších živočišných matricích (dobytek, vejce) na Taiwanu (Lee a kol., 2021).

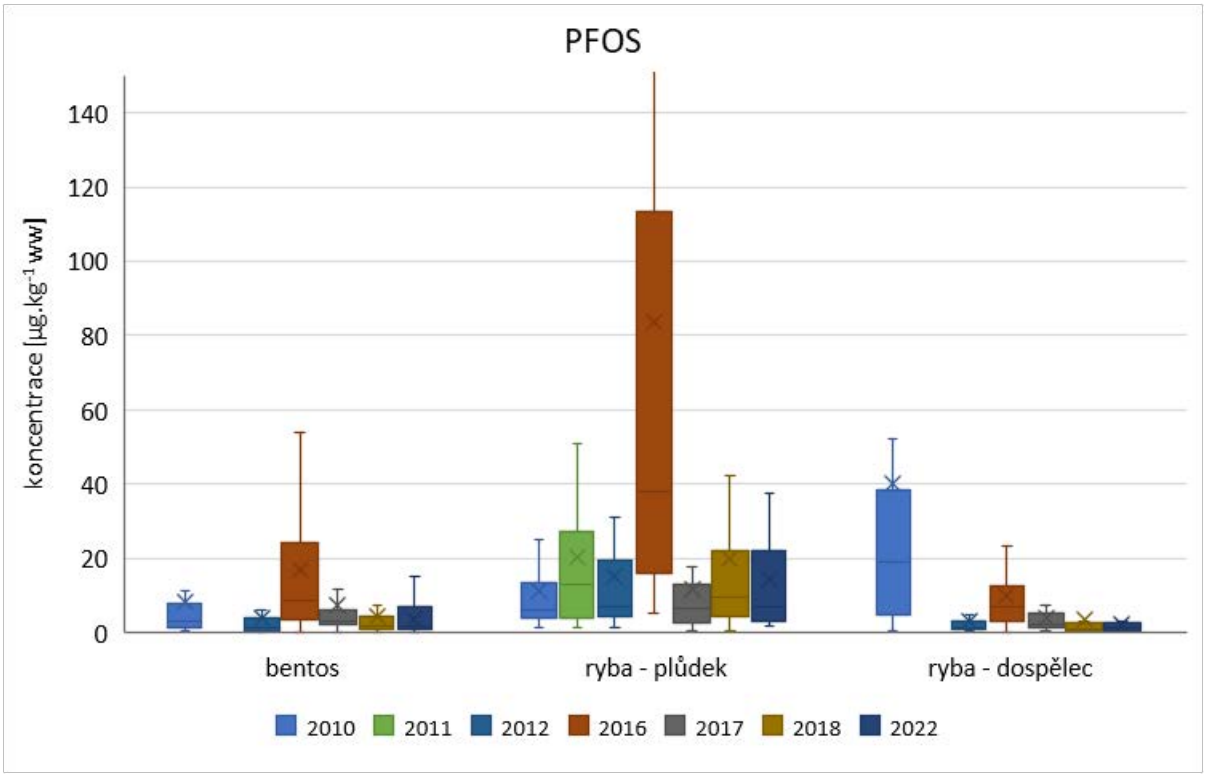
Pro vybrané látky, které mají stanoveny normy environmentální kvality (NEK) v nařízení vlády č. 401/2015 Sb., bylo provedeno vyhodnocení jejich plnění (Tab. 1). Jedná se o PFOS, který je nejvíce akumulován rybím plůdkem a hodnota NEK u této matrice byla překročena na více než polovině lokalit za celé sledované období (Obr. 3). Významný je rok 2016, kdy jsou naměřené koncentrace výrazně vyšší než v ostatních letech s maximem na profilu Bílina – Ústí nad Labem v každé matrici.



Obr. 1. *Vývoj koncentrací DDT. Jednotlivé boxy zahrnují data ze všech sledovaných profilů za vybrané roky. Vyznačeny jsou mediány (—), průměry (×), kvartily (hranice boxů) a maxima/minima (koncové body čar)*



Obr. 2. *Vývoj koncentrací PCB. Jednotlivé boxy zahrnují data ze všech sledovaných profilů za vybrané roky. Vyznačeny jsou mediány (—), průměry (×), kvartily (hranice boxů) a maxima/minima (koncové body čar)*



Obr. 3. *Vývoj koncentrací PFOS. Jednotlivé boxy zahrnují data ze všech sledovaných profilů za vybrané roky. Vyznačeny jsou mediány (—), průměry (×), kvartily (hranice boxů) a maxima/minima (koncové body čar)*

Tab. 1. *Procentuální podíl počtu měření s překročenými NEK za celé sledované období v jednotlivých matricích*

	NEK	Překročení NEK [%]		
	[µg·kg^{-1} ww]	bentos	ryba – plůdek	ryba – dospělec
PFOS	9,1	19	58	21
Fluoranthen	30	30	<1	neměřeno
Benzo(a)pyren	5	50	<1	neměřeno
PBDE	0,0085	100	100	100
Hg	20	57	100	100

Z polyaromatických uhlovodíků (PAU) byl hodnocen fluoranthen a benzo(a)pyren. PAU se neměří v rybách, jelikož dochází k jejich metabolizaci. Naměřené hodnoty obou látek se v rybím plůdku dlouhodobě pohybují pod NEK. U bentosu, v případě fluoranthenu, se počty profilů, kde dochází k překročení hodnot NEK, dlouhodobě snižují – v roce 2012 naměřené hodnoty překročily NEK na 10 profilech a v roce 2022 pouze na třech s maximem 60 µg·kg^{-1} ww na profilu Odra – Bohumín. PBDE se akumulují ve všech matricích v podobném rozsahu. Přesto, že v dlouhodobém měřítku obsah PBDE ve sledovaných organismech klesá, hodnota NEK je překračována vždy a to o několik řádů (Tab. 1).

Z kovů byla analyzována rtuť, která se nejvíce akumuluje v dospělých rybách s dlouhodobě podobným rozsahem hodnot. V bentosu jsou koncentrace řádově nižší. Mezi nejvíce zatížené profily patří Vltava – Zelčín, Labe – Obříství a Sázava – Nespeky s maximem 532 µg·kg^{-1} ww v rybách naměřeném v Nespekách v roce 2016. V porovnání s jinými zeměmi se ČR z hlediska obsahu rtuti v rybách řadí k průměru (Buck a kol., 2019).

4. ZÁVĚR

V rámci příspěvku byl zhodnocen vývoj obsahu látek, které se akumulují v biotě řek na území ČR. Přesto, že výsledky ukazují snižující se koncentrace v průběhu sledovaných let u DDT, PCB a PBDE, je potřeba přistupovat k interpretaci dat s jistou opatrností. Pro získání spolehlivějších závěrů je nutné nashromáždit data za delší časové období, a proto je potřeba v monitoringu biotických matric i nadále pokračovat.

PODĚKOVÁNÍ

Publikace byla vytvořena za podpory projektů NAZV QK21020080 a TAČR SS02030027.

SEZNAM LITERATURY

Buck D., Evers D. C., Adams E., DiGangi J., Beeler B., Samánek J. (2019). A global-scale assessment of fish mercury concentrations and the identification of biological hotspots. *Science of The Total Environment*, 687(15), p. 956-966.

ČHMÚ. (2019). Hydrologická ročenka České republiky 2018. III. (5), p. 187. Dostupné z: https://www.chmi.cz/informace-a-sluzby/rocni-vyhodnoceni/hydrologicke-rocenky.

Deribe E., Rosseland O. B., Borgstrøm R., Salbu B., Gebremariam Z. (2013). Biomagnification of DDT and its metabolites in four fish species of a tropical lake. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 95, p. 10-18.

Govaerts A., Verhaert V., Covaci A., Jaspers V., Berg O. K., Addo-Bediako A., Jooste A., Bervoets L. (2018). Distribution and bioaccumulation of POPs and mercury in the Ga-Selati River (South Africa) and the rivers Gudbrandsdalslågen and Rena (Norway). *Environment International*, 121 (2), p. 1319-1330.

Lee C., Chang W., Hung C., Chen H. (2021). Fish consumption is an indicator of exposure to non-dioxin like polychlorinated biphenyls in cumulative risk assessments based on a probabilistic and sensitive approach. *Environmental Pollution*, 268 (B).

OBSAH

Monitoring léčiv v odpadních vodách

Tomešová D.*, Bílková Z., Václavíková M., Halešová T.
ALS Czech Republic, s.r.o., Na Harfě 336/9, 190 00 Praha 9
**autor pro korespondenci, email: tatana.halesova@alsglobal.com*

ABSTRAKT
Ačkoliv v ČR zatím neplatí žádná legislativní povinnost pro monitoring a odstraňování léčiv v odpadních vodách (ČR 2015/401), je sledování výskytu těchto látek velmi důležitou součástí zlepšování kvality životního prostředí. Léčiva se do odpadních vod dostávají z bodových zdrojů, jako jsou nemocnice, zdravotní střediska, domovy důchodců nebo areály farmaceutických firem. Sledování výskytu těchto specifických polutantů je žádoucí zejména z důvodu jejich možné následné cirkulace a kumulace v životním prostředí. Neméně důležité je nalézt efektivní způsob odstraňování léčiv z odpadních vod.

KLÍČOVÁ SLOVA
Léčiva; metabolity; odpadní vody; odstraňování; specifické polutanty; znovuvyužití

1. ÚVOD

Léčiva jsou hojně využívána nejen v humánní a veterinární medicíně, vyskytují se i v krmivech hospodářských zvířat. Protože léčiva jsou syntetizována tak, aby už při nízkých koncentracích byla účinná, jsou i ve velmi nízkých koncentracích tyto specifické polutanty nežádoucí. Podobně jako tomu je u pesticidů, dochází i u těchto kontaminantů k hromadění v různých složkách životního prostředí. Vzhledem k jejich nedostatečnému odstraňování na běžných čistírnách odpadních vod dochází k jejich vstupu do životního prostředí, do povrchových a podzemních vod a tím i do zdrojů pitných vod. Z těchto důvodů je důležité provádět monitoring léčiv v odpadních vodách a nalézt vhodný způsob jejich odstraňování, a to i pro případné znovuvyužití přečištěných odpadních vod a stabilizovaných kalů. V laboratořích ALS Czech Republic v současnosti analyzujeme kolem 150 účinných látek a jejich metabolitů, metoda však prochází dynamickým vývojem a spektrum látek, které jsme schopni ve vodách detekovat se bude nadále rozšiřovat.

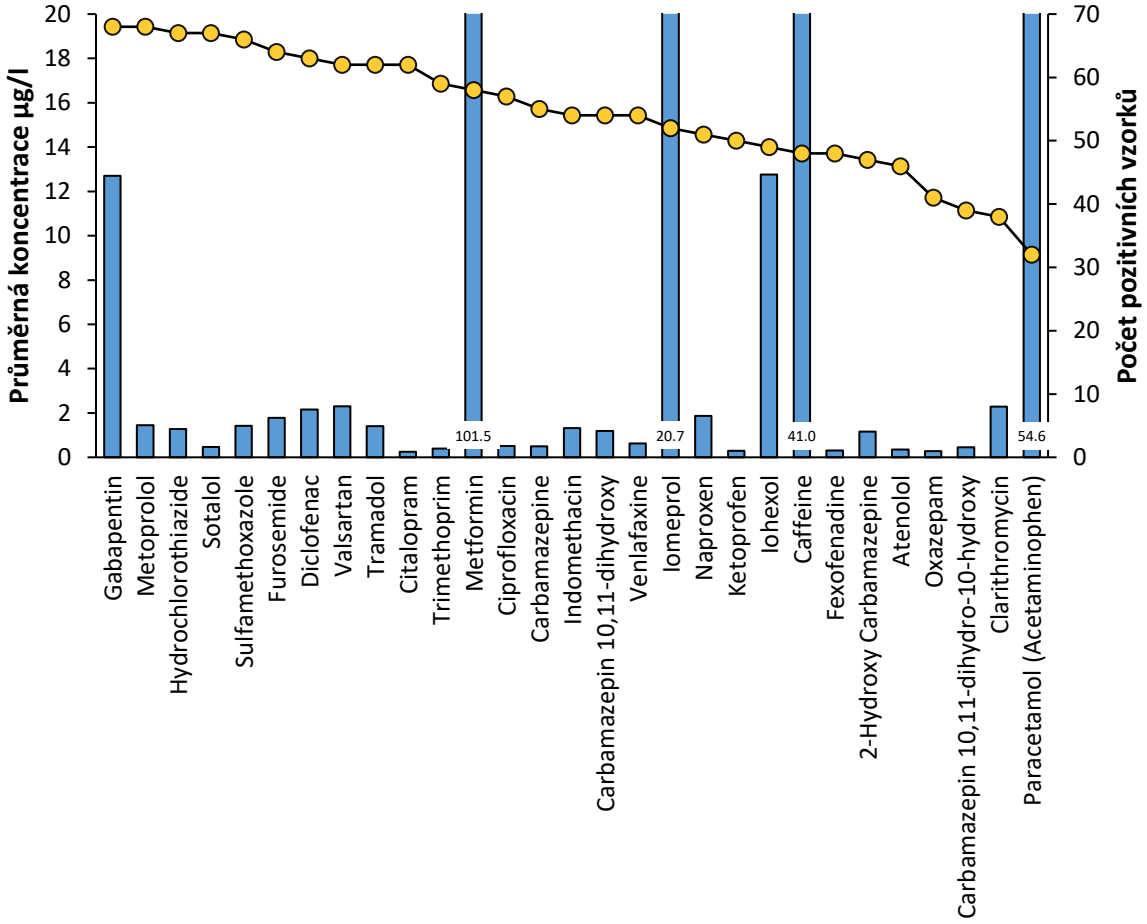
2. MATERIÁL A METODY

Analýzu léčiv v odpadních vodách provádíme v ALS Czech Republic multireziduální metodou kapalinové chromatografie s detekcí tandemovou hmotnostní spektrometrií (LC-MS/MS). Detekce probíhá v pozitivním (ESI+) nebo negativním (ESI-) módu v závislosti na chemické struktuře detekované látky. Analýza je provedena přímým nástřikem, příprava vzorku před měřením je tedy méně náročná. V souvislosti s plánovanými změnami v legislativě (EU 2022/540, EU 2022/541) však bude třeba stanovit léčiva v ještě nižších koncentracích, bude tedy třeba vzorky vhodným způsobem zakoncentrovat tak, abychom byli schopni požadovaných limitů dosáhnout.

3. VÝSLEDKY A DISKUSE

V rámci monitoringu léčiv v odpadních vodách, realizovaného společností ALS Czech Republic, bylo analyzováno celkem 68 vzorků z různých míst v ČR – viz Obr. 1. Vzorky byly odebírány na přítoku i na odtoku z čistíren odpadních vod, z nichž některé leží na území chráněné krajinné oblasti. Bylo stanovováno celkem 144 účinných látek nebo jejich metabolitů z následujících skupin: analgetika, antiastmatika, antibiotika, antidiaroika, antiepileptika, antihistaminika, antimykotika, antitrombotika, beta-blokátory, blokátory kalciových kanálů, cytostatika, léčiva

k terapii diabetu, diuretika, léčiva k terapii dny, léčiva ovlivňující hladinu lipidů, hormonální léčiva v onkologii, imunosupresiva, kardiaka, kontrastní látky, myorelaxancia, léčiva k terapii poruch acidity, protizánětlivá a protirevmatická léčiva, psychoanaleptika, psycholeptika, léčiva ovlivňující renin-angiotenzinový systém, urologika a léčiva určená k terapii závislostí. Z toho u 102 látek se objevily pozitivní nálezy. Hladiny pozitivních nálezů se pohybovaly od 1 ng/l až do 423 µg/l. V nejvyšších koncentracích se objevoval caffeine, metformin, paracetamol, iodové kontrastní látky (iomeprol, iohexol, iopamidol), gabapentin. Průměrná koncentrace vyšší než 0,05 µg/l se však objevila u dalších 59 účinných látek nebo jejich metabolitů. Mezi nejvíce zastoupené skupiny co do počtu účinných látek s pozitivním nálezem patřila protizánětlivá a protirevmatická léčiva (9 účinných látek) společně s psychoanaleptiky (9 účinných látek), dále analgetika (7 účinných látek) a beta-blokátory (7 účinných látek) a antibiotika (6 účinných látek) společně s léčivy ovlivňujícími renin-angiotenzinový systém (6 účinných látek). Celková koncentrace všech stanovovaných účinných látek v testovaných vzorcích se pohybovala v rozmezí 3,48 µg/l – 757,17 µg/l. Co se týče metabolitů léčiv, zatím jsme se zaměřili především na metabolity antiepileptika carbamazepinu (2-Hydroxy carbamazepine, 3-Hydroxy carbamazepine, carbamazepin 10,11-dihydro-10-hydroxy, carbamazepin 10,11-dihydroxy, carbamazepine 10,11-epoxide a oxcarbazepine), které se rovněž vyskytovaly v analyzovaných vzorcích odpadních vod.



Obr. 1. *Graf průměrných koncentrací sledovaných léčiv v odpadních vodách v ČR a počet pozitivních nálezů. Sloupcový graf znázorňuje koncentrace, bodový graf počty vzorků s pozitivním nálezem.*

4. ZÁVĚR

Léčiva jsou v organismu většinou metabolizována na sloučeniny hydrofilní povahy. Tyto metabolické produkty mohou být méně, stejně ale i více biologicky aktivní než původní účinná látka. Proto je třeba sledovat ve vodách koncentrace nejen účinných látek, ale i jejich metabolitů. Zároveň je třeba zamýšlet se nad likvidací léčiv v domácnostech. Také nutnost jejich „užívání ve velkém“ by bylo vhodné zvážit (zejména u antibiotik s ohledem na vznikající rezistentní kmeny – což začíná být v současné době také velmi diskutované téma).

PODĚKOVÁNÍ

Vývoj analytických metod a publikace byly vytvořeny v rámci projektu 3213200012, který podpořil Státní fond životního prostředí České republiky (SFŽP ČR) v rámci výzvy 3B Trondheim z Norských fondů (Validační testování pokročilých oxidačních procesů za účelem odstranění léčiv z odtoku ČOV).

SEZNAM LITERATURY

ČR 2015/401: Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. ze dne 14. prosince 2015 o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.

EU 1991/271: Směrnice Rady 91/271/EHS ze dne 21. května 1991 o čištění městských odpadních vod.

EU 2022/540: Návrh směrnice Evropského parlamentu a Rady COM(2022) 540 final ze dne 26.10.2022, kterou se mění směrnice 2000/60/ES, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky, směrnice 2006/118/ES o ochraně podzemních vod před znečištěním a zhoršováním stavu a směrnice 2008/105/ES o normách environmentální kvality v oblasti vodní politiky.

EU 2022/541: Návrh na směrnici Evropského parlamentu a Rady COM(2022) 541 final ze dne 26. 10. 2022 o čištění městských odpadních vod (přepracované znění).

OBSAH

Sledování viru opičích neštovic v pražské odpadní vodě

Bartáčková J.[1]*, Zdeňková K. [2], Kouba V. [1], Dostálková A.[3], Čermáková E.[2], Lopez M. [1], Sýkora P. [4], Bartáček J.[1]

[1]Vysoká škola chemicko-technologická, Ústav technologie vody a prostředí, Technická 5, 166 28 Praha 6
[2]Vysoká škola chemicko-technologická, Ústav biochemie a mikrobiologie, Technická 5, 166 28 Praha 6
[3]Vysoká škola chemicko-technologická, Ústav biotechnologie, Technická 5, 166 28 Praha 6
[4]Pražské vodovody a kanalizace, Ke Kablu 971, Praha 10
**autor pro korespondenci, email: jana.bartackova@vscht.cz*

ABSTRAKT

Opičí neštovice jsou známé již z šedesátých let z oblastí afrického kontinentu. Díky intenzivnímu cestování v roce 2022 proběhla vlna onemocnění opičích neštovic po celém světě i v ČR. V červenci roku 2022 jsme byli osloveni Hygienickou stanicí hl. m. Praha ke spolupráci při sledování viru v odpadní vodě. Monitoring začal v srpnu a pozitivní nálezy byly detekovány v období od 14. 8. do 9. 10. Ověření metodiky bylo provedeno na kontaminované odpadní vodě z Nizozemí. Vzhledem k nízké virové zátěži v odpadní vodě se nepodařilo získat kvalitní sekvenační data. Výsledky sledování přítomnosti virů v odpadní vodě ukazují velký potenciál sledování odpadních vod pro epidemiologické účely.

KLÍČOVÁ SLOVA

Odpadní voda; opičí neštovice; WBE (wastewater based epidemiology)

1. ÚVOD

Onemocnění opičími neštovicemi způsobuje virus opičích neštovic (Mpxv- Monkeypox virus). Jde o poměrně velký (ds-DNA ~ 200kb) obalený virus patřící do čeledi Poxvirů a rodu *Orthopoxvirus*. Poprvé byl detekován roku 1958, kdy se našel v opici importované ze Singapuru do Dánska a způsobil lokální nákazu laboratorních opic (Magnus a kol., 1959). Přenos Mpxv na člověka byl zjištěn až roku 1970 ve střední Africe (Kongo) (Marennikova a kol., 1972). Přestože je virus pojmenován po opicích, mezi prvními přenašeči na člověka byli hlavně drobní hlodavci a savci (Ježek, 1987). V současné době se virus přenáší převážně z člověka na člověka, a to prostřednictvím kůže (dotykem), lézemi na sliznicích (sexuální styk) nebo vzdušnou cestou, při dlouhodobějším kontaktu s nakaženou osobou.

Příznaky onemocnění se začnou projevovat během 2-4 týdnů od kontaktu a většinou jsou doprovázeny horečkou, nevolností a vyrážkou. V zemích jako je Kongo byla na toto onemocnění zaznamenána až 10% úmrtnost. V evropských zemích vč. České republiky, kde je většina populace naočkována proti neštovicím, nemá onemocnění významnější vliv na člověka kromě již zmíněných příznaků. Většina pacientů nepotřebuje nemocniční péči.

V roce 2022 se onemocnění rozšířilo i do Evropy a následně do Severní Ameriky a Austrálie. Nejvíce zaznamenaných případů měla Velká Británie 3654, Nizozemí 1247, ale i Portugalsko a Španělsko. Česká republika do dnes zaznamenala oficiálně 53 případů (hygpraha.cz). První případ byl zaznamenán v dubnu 2022 v Praze (Chmel a kol., 2022).

V případě viru opičích neštovic se v porovnání s virem SARS-CoV-2 jedná o méně nakažlivé onemocnění, ale jeho nebezpečí tkví v mutacích. Tento virus má mnohem větší sklon mutovat, a tak může lehko dojít k jeho přeměně na letálnější formu. Pokud se virus dostane do stokové sítě a nakazí hlodavce, je možné, že dojde ke snadné mutaci a do prostředí se dostane

nebezpečnější kmen. Proto je tak důležité sledovat virus v odpadních vodách (Zeggagh a kol., 2023).

Pandemie covid19 ukázala, že detekce virů v odpadních vodách je zásadním doplňkem klinického testování populace a může poskytnout přehled o reálné epidemiologické situaci v konkrétní lokalitě. Důkazem jsou naše výsledky z monitorování přítomnosti viru SARS-CoV-2 (Zdenkova a kol., 2022) v odpadní vodě a jeho porovnání s klinickými daty. V případě viru SARS-CoV-2 bylo úspěšně otestováno i lokální sledování odpadních vod ze škol (Lopez a kol., 2023), domovů pro seniory a studentských kolejí.

Právě díky tomu jsme byli v červenci roku 2022 osloveni Hygienickou stanicí hlavního města Prahy (HSHMP) ke spolupráci při sledování viru opičích neštovic v pražské odpadní vodě. Během krátké doby bylo potřeba vyvinout metodiku stanovení viru a sledovat v časovém období potenciální nárůst infekce v pražské populaci. Tento příspěvek dokumentuje výsledky monitoringu Mpxv v pražských odpadních vodách.

2. MATERIÁL A METODY

Vzorkování odpadní vody

Pražská čistírna odpadních vod má v současnosti dva hlavní přítoky, ze kterých byl odebírán 24 h slévaný vzorek odpadní vody (z každého jednotlivě) do 500-1000 ml sterilní PTE lahve. Po celou dobu transportu a skladování byly vzorky uchovávány v chladu a do dvou hodin přepraveny do laboratoře. Tak jsme získali vzorky celé populace města. Vzorkování probíhalo 1-3 x týdně od začátku srpna 2022 do 1. listopadu 2022. Vždy byly odebrány vzorky z obou přítoků na ÚČOV. Tyto dva vzorky byly 1:1 slity do jednoho vzorku, který byl do 24 hodin analyzován. Analýzy byly prováděny minimálně v duplikátech.

Krom vzorků odpadní vody z pražské čistírny jsme analyzovali vzorky odpadní vody z Národního institutu pro lidské zdraví v Nizozemsku, který nám poskytl 5 vzorků odpadních vod z Amsterdamu z období 29.7.-16. 8. 2022.

Izolace nukleových kyselin ze vzorku odpadní vody

Na izolaci nukleových kyselin ze vzorků odpadních vod byl použit izolační kit Promega (Wizard Enviro Total Nucleic Acid Kid), přesně podle instrukcí výrobce. Konečný objem vyizolované DNA byl 40 µl. V každé sadě byl jeden vzorek spikovaný virem opičích neštovic nebo kontrolou DNA izolace dodané výrobcem kitu.

qPCR DNA viru opičích neštovic

Na qPCR byl použit EliGene Monkeypox RT Kit přesně podle návodu a qPCR amplifikace byla provedena na přístroji QuantStudio™ 5. Izolovaná DNA byl zpracována po ředění (4x) a neředěná. Ředění bylo prováděno za účelem zjištění možné inhibice PCR látkami z odpadní vody. Vzorky vykazující pozitivitu byly následně přečištěny podle de Jonge a kol. (2022) na kolonách (Zymo OneStep TM PCR inhibitor Removal Kit) a opět analyzovány pomocí qPCR. Kalibrační křivka byla vytvořena ze vzorků odpadní vody uměle kontaminovaných inaktivovaným virem a zpracovaných stejným postupem jako ostatní vzorky.

Sekvenace semi-nested PCR amplikonů

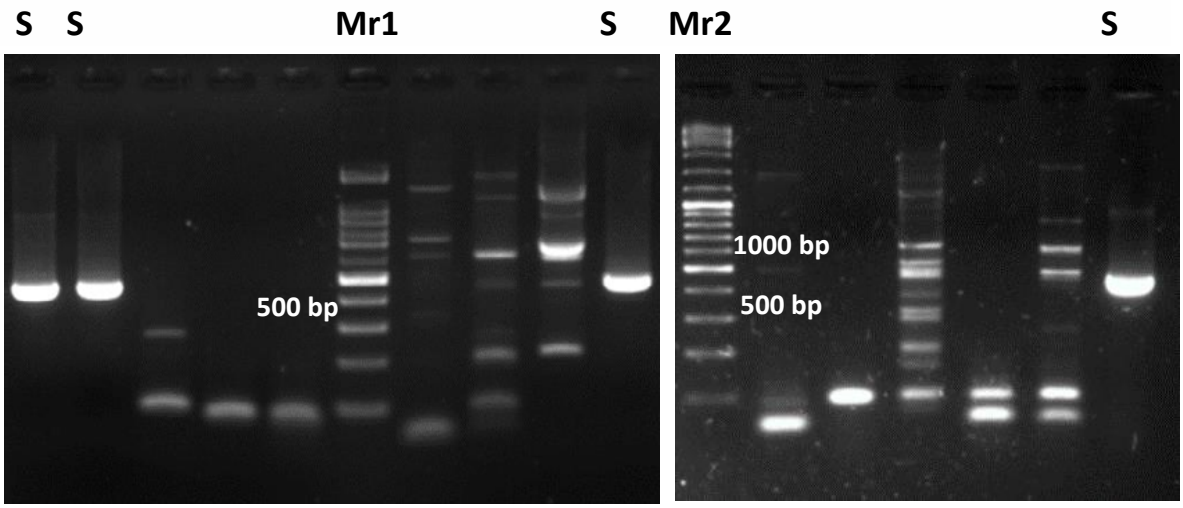
Izolovaná DNA byla amplifikována pomocí primerů G2R_G forward a G2R_WA reverse (De Jong a kol., 2022). 3 µl izolované DNA byly přidány do 22µl mastermixu (1x reakční pufr, 1 µmol/l každého primeru, 0,2 mmol/l dNTPs a 1,25µl U Platinum™ Taq DNA Polymerasa). Teplotní program cyklu: 94 °C po 2 min, 35-40 cyklů; 94 °C po 30 s, 58 °C po 30 s a 72 °C po 60 s, následované finálním rozšířením 72 °C po dobu 5 min. PCR produkty byly následně použity jako second-round PCR (2 µl + 23 µ mastermix) s mastermixem 1x reakční pufr, 0,1 µmol/l každého primeru, 0,3 mmol/l dNTPs a 1,25µl U Platinum™ Taq DNA Polymerasa. Následné PCR bylo v režimu: 95 °C po 2 min, 40 cyklů za 94 °C po 30 s, 58 °C za 30 s a 72 °C za 60 s. Konečná teplota byla 72 °C po dobu 5 min. Sekvenování bylo selektivně prováděno se vzorky z poloviny září až do konce monitoringu, plus kontroly z Nizozemí i vzorky se standartním přídavkem (spike).

Produkty PCR byly separovány na 2 % agarozním gelu a vizualizovány UV iluminátorem po přídavku Midori Green Advance DNA Stain (Obr. 1). DNA fragmenty byly vyříznuty a následně přečištěny kitem QIAquick PCR & Gel Cleanup Kit (Qiagen, Hilden, Německo). Všechny přečištěné produkty byly zaslány na sekvenaci do firmy SeqMe za použití Sangerovy sekvenační metody. Výsledky sekvenace byly porovnány s databází Basic Local Alignment Search Tool.

3. VÝSLEDKY A DISKUSE

Monitorování pražské odpadní vody probíhalo od 2. srpna a první pozitivní vzorek byl ze 14. srpna a poslední z 9. října. Během těchto týdnů zaznamenala také pražská hygienická stanice případy výskytu opičích neštovic u lidí. Odpadní voda zůstala pozitivní i v týdnu, kdy už nebyl zaznamenán žádný nový případ, ale od 16. října do listopadu už nebyla v testovaných odpadních vodách použitým protokolem prokázána přítomnost DNA viru opičích neštovic.

Hodnoty Ct odpadní vody z Prahy byly vždy relativně vysoké, což ukazuje na relativně malou virovou zátěž. Pozitivní vzorky měly Ct v rozmezí 36.8 až 44 v maximálně 50 % technických replikátů, kromě vzorku z 6. října, kde byla stanovena hodnota Ct 35.8 v obou duplikátech.



Obr 1. *Příklad elektroforegramu: Každý sloupec reprezentuje dvojnásobně amplifikovaný vzorek DNA. S jsou spikované vzorky a Mr1 a Mr2 představují reálné vzorky odpadní vody z Nizozemí.*

Z důvodu nízké pozitivity vzorků jsme oslovili nizozemský RIVM, kde též sledovali virus opičích neštovic v odpadní vodě a poprosili je o vzorky odpadní vody z období kdy u nich pobíhala nákaza. V pěti těchto vzorcích se Ct pohybovalo v rozmezí mezi 35.6 a 40.2.

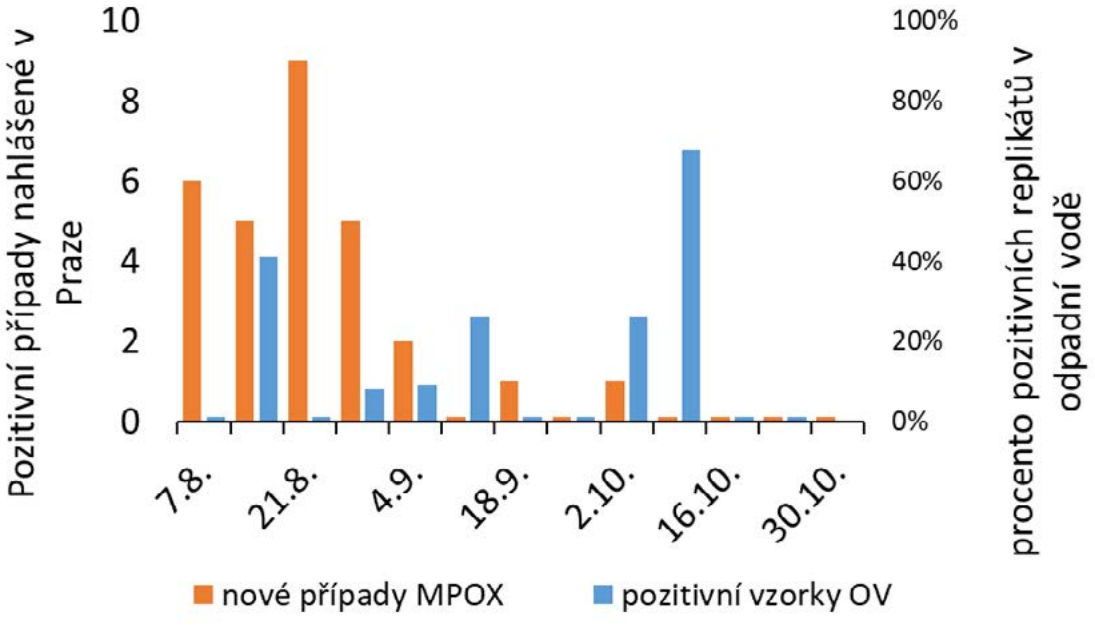
Specifitu metody jsme ověřovali následným sekvenováním vzorků. Sekvenace amplikonů PCR potvrdila přítomnost viru opičích neštovic ve spikovaných vzorcích, pozitivních kontrolách a vzorcích z Nizozemí. Virová nálož v pražské odpadní vodě byla tak nízká, že se nám nepodařila sekvenací ověřit přítomnost DNA viru.

Z Obr. 2 je patrné, že pozitivních případů nakažených obyvatel bylo oproti dalším Evropským aglomeracím (např. Amsterdam, Paříž) relativně málo. Celkově bylo pražskou hygienickou stanicí zaznamenáno 53 případů a z toho v období našeho monitoringu 29. Praha má přibližně 1.4 mil. obyvatel, a přesto jsme byli schopni zaznamenat pozitivní výsledky metodou, kterou jsme ověřili jak pomocí analýzy vzorků spikovaných lidskou virovou DNA, tak na kontaminovaných vzorcích odpadní vody ze země, kde byla nákaza mnohem intenzivnější. Vzorky OV pocházely z Amsterdamu a okolí (2.9 mil obyvatel), kde bylo zaznamenáno v období, ze kterého jsme měli vzorky, 727 nakažených pacientů (de Jonge a kol., 2022).

Dá se očekávat, že vzhledem k mírnému průběhu nemoci byl počet nakažených uváděných ve statistikách hygienických stanic velmi podhodnocen. Reálný počet nakažených, respektive zátěž konkrétní populace nám s větší přesností mohou poskytnout data z odpadních vod.

4. ZÁVĚR

Námi realizovaný monitoring viru opičích neštovic v pražské odpadní vodě byl jeden z prvních prováděných na světě. Během několika týdnů jsme byli schopni vyvinout a ověřit metodu na sledování viru opičích neštovic v odpadní vodě. V období od srpna do listopadu 2023 jsme monitorovali přítomnost DNA viru. Vzorky od srpna do října byly slabě pozitivní, v listopadu již nebyl prokázán žádný pozitivní vzorek. Na případu onemocnění opičích neštovic bylo doloženo, že je velmi vhodné sledovat odpadní vody s ohledem na epidemiologickou hrozbu.



Obr. 2. *Porovnání zaznamenaných případů nakažení virem opičích neštovic se vzorky odpadní vody v Praze.*

PODĚKOVÁNÍ

Chtěli bychom poděkovat Pavle Kubíčkové a Ivě Novotné ze Státního vojenského ústavu za dodání lidské virové DNA. Děkujeme Willemijn Lodder a Eline de Jonge z RIVM z Nizozemska za zaslání pozitivních vzorků odpadní vody.

Děkujeme MUDr. Martině Marešové z Hygienické stanice hl. m. Prahy za sdílení epidemiologických dat.

SEZNAM LITERATURY

de Jonge, E.F., Peterse, C.M., Koelewijn, J.M., van der Drift, A.-M.R., van der Beek, R.F.H.J., Nagelkerke, E., Lodder, W.J. (2022). The detection of monkeypox virus DNA in wastewater samples in the Netherlands. *Science of The Total Environment*, 852, 158265.

ECDC. (2022). *Rapid Risk Assessment: Monkeypox multi-country outbreak–second update*. https://www.ecdc.europa.eu/sites/default/files/documents/Monkeypox-multi-country-outbreak-second-update.pdf.

Chmel, M., Bartoš, O., Kabíčková, H., Pajer, P., Kubíčková, P., Novotná, I., Bartovská, Z., Zlámal, M., Burantová, A., Holub, M., Jiřincová, H., Nagy, A., Černíková, L., Zákoucká, H., Dresler, J. (2022). Retrospective Analysis Revealed an April Occurrence of Monkeypox in the Czech Republic. *Viruses* 14(8), 1773.

Ježek, Z., Szczeniowski, M., Paluku, K., Mutombo, M. (1987). Human monkeypox: clinical features of 282 patients. *Journal of infectious diseases,* 156(2), 293-298.

Lopez.M., Zdenkova K., Bartackova J., Cermakova E., Dostalkova A., Demnerova K., Vavruskova L., Novakova Z., Sykora P., Rumlova M., Bartacek J. (2023). Monitoring COVID-19 spread in selected Prague's schools based on the presence of SARS-CoV-2 RNA in wastewater. *Science of the Total Environment*, 871.

Magnus, P.v., Andersen, E.K., Petersen, K.B., Birch-Andersen, A. (1959). A pox-like disease in cynomolgus monkeys. *Acta Pathologica Microbiologica Scandinavica* 46(2), 156-176.

Marennikova, S., Šeluhina, E.M., Mal'Ceva, N., Čimiškjan, K., Macevič, G. (1972). Isolation and properties of the causal agent of a new variola-like disease (monkeypox) in man. *Bulletin of the World Health Organization* 46(5), 599.

Peiró-Mestres, A., Fuertes, I., Camprubí-Ferrer, D., Marcos, M.Á., Vilella, A., Navarro, M., Rodriguez-Elena, L., Riera, J., Català, A., Martínez, M.J. (2022). Frequent detection of monkeypox virus DNA in saliva, semen, and other clinical samples from 12 patients, Barcelona, Spain, May to June 2022. *Eurosurveillance* 27(28), 2200503.

RIVM (National Institute for Public Health and the Environment). (2023). Available from RIVM. *Bilthoven*. https://www.rivm.nl/en/mpox. (Accessed 9. June 2023).

Wurtzer, S., Levert, M., Dhenain, E., Boni, M., Tournier, J.N., Londinsky, N., Lefranc, A., Ferraris, O., Moulin, L. (2022). First Detection of Monkeypox Virus Genome in Sewersheds in France: The Potential of Wastewater-Based Epidemiology for Monitoring Emerging Disease. *Environmental Science & Technology Letters* 9(11), 991-996.

Zdenkova, K., Bartackova, J., Cermakova, E., Demnerova, K., Dostalkova, A., Janda, V., Jarkovsky, J., Marin, M.A.L., Novakova, Z., Rumlova, M. (2022). Monitoring COVID-19 spread in Prague local neighborhoods based on the presence of SARS-CoV-2 RNA in wastewater collected throughout the sewer network. *Water Research* 216, 118343.

Zeggagh, J., Ferraris, O., Salmona, M., Tarantola, A., Molina, J.-M., Delaugerre, C. (2023). Second clinical episode of hMPX virus in a man having sex with men. *The Lancet* 401(10388).

OBSAH

Festival pod poklopom

Tulipánová A.[1]*, Vojs Staňová A.[2], Bímová P.[3], Imreová Z.[1], Mackuľak T.[1]

[1]Slovenská technická univerzita v Bratislave, Oddelenie environmentálneho inžinierstva, Radlinského 9, 812 37 Bratislava

[2]Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích , Fakulta rybářství a ochrany vod, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany

[3]Slovenská technická univerzita v Bratislave, Ústav anorganickej chémie a technológie materiálov, Radlinského 9, 812 37 Bratislava

**autor pro korespondenci, email: alexandra.tulipanova@stuba.sk*

ABSTRAKT

Epidemiologické štúdie poukazujú, že ľudia, ktorí navštevujú hudobné festivaly a tanečné podujatia, majú viac skúseností s užívaním ilegálnych látok než ostatná skupina ľudí. Veľká časť informácií zdôrazňujúca výskyt a spotrebu rôznych druhov ilegálnych, legálnych drog či nových psychoaktívnych substituentov v mestách, regiónoch či na festivaloch je získavaná pomocou dotazníkov, lekárskych správ a pod. Tieto postupy monitoringu drogovej scény môžu však vykazovať v niektorých prípadoch odklon od reálneho stavu. Po užití ilegálnej látky sú tieto látky respektíve ich metabolity vylučované exkrementami a potom. Odpadová voda sa tak stáva jedným z dôležitých zdrojov informácií o ich užívaní.

KLÍČOVÁ SLOVA

Epidemiológia založená na odpadových vodách; hudobné festivaly; ilegálne drogy; odpadová voda; psychoaktívne látky

1. ÚVOD

Užívanie psychoaktívnych látok, akými sú ilegálne drogy, alkohol a cigarety je zložité, skryté a často veľmi stigmatizované správanie, ktoré predstavuje značné zdravotné riziko a môže viesť k rôznym problémom v oblasti verejného zdravia, trestného práva a sociálnych služieb (Senta a kol., 2023). Bežnými spôsobmi monitorovania užívania ilegálnych drog sú prieskumy obyvateľstva formou dotazníkov, lekárske údaje pacientov, policajné záznamy či colné záchyty. Informácie o užívaní ilegálnych drog získané týmito metódami sú každý rok sumarizované a reportované Európskym monitorovacím centrom pre drogy a drogovú závislosť. Tieto metódy prinášajú kvalitatívne údaje a poskytujú užitočné informácie, ako je vek, pohlavie a spôsob užívania. Vzhľadom na niekoľko obmedzení, ako je napríklad skreslenie vlastného hlásenia a obmedzené pokrytie populácie, výsledky prieskumov neodrážajú priestorové a časové rozdiely v užívaní ilegálnych drog. Okrem toho trvá istý čas, kým sa techniky prieskumu prispôsobia užívaniu nových typov drog a psychofarmák. Preto sa začal využívať doplnkový prístup nazývaný epidemiológia založená na odpadových vodách (WBE), ktorá zahŕňa chemickú analýzu špecifických ľudských biomarkerov v odpadových vodách. Detekcia špecifických látok v odpadových vodách výrazne zvyšuje presnosť údajov o užívaní legálnych aj ilegálnych drog, ako aj psychofarmák (Mackuľak a kol., 2014; Mackuľak a kol., 2019). WBE tiež umožňuje porovnávať užívanie drog v rôznych mestách, regiónoch a štátoch, ako aj sledovať časové zmeny v užívaní drog na úrovni týždňov, mesiacov, rokov (Ort a kol., 2014). Spolu s prieskumami tak môže WBE komplexnejšie hodnotiť zneužívanie drog a potenciálne podporovať vlády pri vypracúvaní politík na obmedzenie užívania drog (Lai a kol., 2016).

Niektoré typy drog môžu byť spojené s konkrétnymi skupinami spotrebiteľov a ich správaním. Štúdie o užívaní drog mladými ľuďmi odhalili, že táto sociálna skupina, ktorá sa venuje rôznym

rekreačným aktivitám v nočnom živote, je významným prediktorom užívania ilegálnych látok a psychofarmák (Calafat a kol., 2008). Pokiaľ ide o rozšírenosť užívania drog v spoločnosti, niektoré výskumy s využitím dotazníkových prieskumov odhalili súvislosť medzi hudobným vkusom a užívaním legálnych alebo ilegálnych látok (Almeida a Silva, 2005; Pedersen a Skrondal, 1999; Martin a kol., 1993). Tento príspevok sa preto zaoberá monitoringom výskytu vybraných typov ilegálnych drog a ich metabolitov v odpadových vodách z hudobného festivalu na Slovensku s cieľom potvrdiť alebo vyvrátiť predchádzajúce zistenia založené na dotazníkových prieskumoch. Jedná sa o slovenský multižánrový hudobný festival, ktorý sa koná sa každoročne od roku 2010 v mesiaci august na piešťanskom letisku. Odhaduje sa, že festival navštívi denne približne 20 000 ľudí. Odpadové vody z festivalu sú kompletne spracovávané na mestskej komunálnej čistiarni odpadových vôd v Piešťanoch.

2. MATERIÁL A METÓDY

Materiály

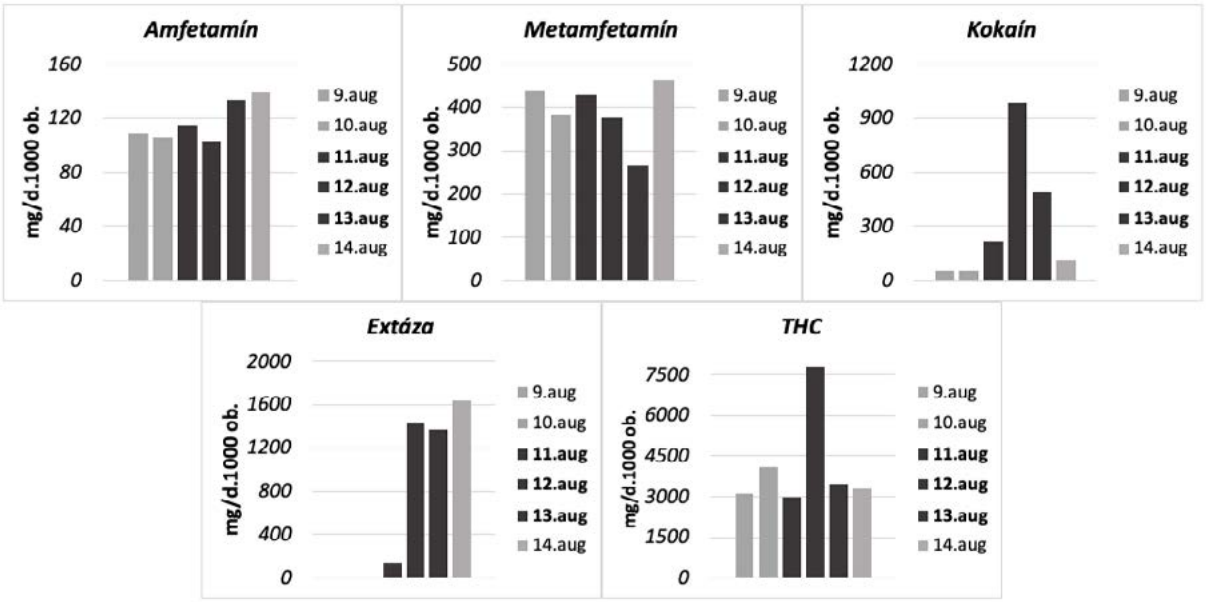
Metanol a acetonitril (LiChrosolv, Hypergrade) boli zakúpené od spoločnosti Merck (Darmstadt, Nemecko). Kyselina mravčia použitá na okyslenie mobilných fáz bola zakúpená od spoločnosti Labicom (Olomouc, Česká republika). Ultračistá voda na HPLC analýzu bola získaná z Aqua-MAX-Ultrasystem (Younglin, Kyounggi-do, Kórea). Amfetamín, benzoylekgonín, kokaín, MDA, MDEA, MDMA, metamfetamín, metylfenidát, THC-COOH, amfetamín-D5, benzoylekgonín-D8, kokaín-D3, MDAD5, MDMA-D5, metamfetamín-D5 a THC-COOH-D9 boli zakúpené od spoločnosti Cerilliant (Round Rock, Texas, USA) ako 0,1 alebo 1 mg/l vnútorných štandardov v metanole alebo acetonitrile. Všetky drogy boli zakúpené ako pevné látky od spoločností Sigma-Aldrich (St. Louis, MO, USA) a AK Scientific (Union City, USA). Všetky látky boli klasifikované ako analytické štandardy alebo boli > 98 % čisté.

Odber a analýza vzoriek

Pomocou časovo proporcionálneho automatického vzorkovacieho zariadenia sa z prítoku na čistiareň odpadových vôd odoberali vzorky odpadových vôd po dobu 24 hodín. Na zistenie pozaďových koncentrácií sledovaných látok sa vzorky odpadových vôd odoberali počas festivalu, ako aj pár dní pred ním a po ňom. Vzorky odpadových vôd sa uchovávali pri teplote -20 °C. Tento postup je kompatibilný s protokolom odberu vzoriek, ktorý je využívaný v rozsiahlych celosvetových výskumoch (Ort et al., 2014; Thomas et al., 2012). Extrakcia a analýza sa vykonali v jednom kroku pomocou in-line kvapalinovej chromatografie s extrakciou na tuhej fáze (SPE) v spojení s Q-Exactive, hybridným kvadrupólovým hmotnostným spektrometrom Orbitrap s vysokým rozlíšením (Thermo Scientific). Podrobný opis fungovania tejto metódy je uvedený v štúdii Fedorova et al. (Fedorova et al., 2013). Vo vzorkách odpadových vôd sa zisťovala prítomnosť 10 zlúčenín (MDMA, 3,4-metyléndioxy-N-etylamfetamín,3,4-metyléndioxy-N-metyl-α-etylfenyletylamín, metamfetamín, amfetamín, 11–nor–9-karboxy-delta9-tetrahydrocannabinol, benzoylekgonín, heroín, LSD, 2-Oxy-3-hydroxy-LSD), avšak iba päť z nich sa nachádzalo nad kvantifikačným limitom (metamfetamín, amfetamín, kokaín ako benzoylekgonín, MDMA a voľný THC-COOH ako jeden z hlavných produktov metabolizmu THC).

3. VÝSLEDKY A DISKUSIA

Na základe stanovených koncentrácií rezíduí nezmenených drog alebo ich metabolitov v odpadových vodách a príslušných denných prietokov odpadových vôd na ČOV bolo vypočítané denné zaťaženie týmito špecifickými látkami, ktoré priteká na danú čistiareň odpadových vôd. Tieto hodnoty boli upravené korekčným faktorom s cieľom odhadnúť spotrebované množstvá drog za deň. Korekčné faktory zohľadňujú metabolizmus a vylučovanie danej drogy a molárny hmotnostný pomer medzi požitou drogou a vylúčeným rezíduom (Castiglioni a kol., 2011). Spotrebované množstvá jednotlivých drog sa následne normalizovali na 1000 osôb. V prípade dní kedy sa na čistiarni odpadových vôd spracovávala odpadová voda z festivalu, bol vo výpočte spotrebovaného množstva jednotlivých drog normalizovaného na 1000 osôb zohľadnený počet účastníkov festivalu.



Obr. 1 *Zmeny v spotrebovaných množstvách amfetamínu, metamfetamínu, kokaínu, extázy a THC vyjadrené v miligramoch za deň, normalizované na 1000 osôb. Čierne stĺpce označujú festivalové dni, zatiaľ čo sivé stĺpce zodpovedajú bežným dňom.*

4. ZÁVER

Analyzovali sme 10 psychoaktívnych látok alebo ich metabolitov v odpadových vodách s príspevkami z multižánrového hudobného festivalu s prevládajúcim tanečným štýlom. Spotreba metamfetamínu sa počas festivalu v porovnaní s pozaďovými dňami nepreukázala ako významná a to najmä kvôli vysokej prevalencii metamfetamínu na Slovensku. Prítomnosť amfetamínu v odpadových vodách je pravdepodobne spôsobená jeho metabolickou transformáciou z metamfetamínu. Výraznejší vplyv festivalu na spotrebované množstvá drog sa prejavil v prípade kokaínu, extázy a THC. Tento príspevok potvrdzuje rovnaké trendy, aké sa zistili vo výsledkoch predchádzajúcich prierezových prieskumov (De Almeida and Silva, 2005; Pedersen and Skrondal, 1999).Podľa našich výsledkov sa extáza, kokaín a THC užívajú najmä počas tanečných a multižánrových festivalov .

POĎAKOVANIE

Táto publikácia bola vytvorená v rámci projektu APVV-19-0250 a projektu Nórske fondy: "Inovatívne sorbenty na báze uhlíka ako účinná metóda čistenia odpadových vôd", s číslom grantu 3213200008.

ZOZNAM LITERATÚRY

Almeida de, S. P., & Araujo Silva, M. T. (2005). Characteristics of ecstasy users in São Paulo, Brazil. *Substance Use & Misuse*, 40(3), 395-404.

Calafat, A., Fernandez, C., Juan, M., & Becona, E. (2008). Recreational nightlife: Risk and protective factors for drug misuse among young Europeans in recreational environments. *Drugs: education, prevention and policy*, 15(2), 189-200.

Castiglioni, S., Zuccato, E., & Fanelli, R. (Eds.). (2011). *Illicit drugs in the environment: occurrence, analysis, and fate using mass spectrometry*. John Wiley & Sons.

Fedorova, G., Randak, T., Lindberg, R. H., & Grabic, R. (2013). Comparison of the quantitative performance of a Q-Exactive high-resolution mass spectrometer with that of a triple quadrupole tandem mass spectrometer for the analysis of illicit drugs in wastewater. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 27(15), 1751-

Lai, F. Y., O'Brien, J., Bruno, R., Hall, W., Prichard, J., Kirkbride, P., ... & Mueller, J. (2016). Spatial variations in the consumption of illicit stimulant drugs across Australia: a nationwide application of wastewater-based epidemiology. *Science of the Total Environment*, 568, 810-818.

Mackuľak, T., Škubák, J., Grabic, R., Ryba, J., Birošová, L., Fedorova, G., ... & Bodík, I. (2014). National study of illicit drug use in Slovakia based on wastewater analysis. *Science of the Total Environment*, 494, 158-165.

Mackuľak, T., Brandeburová, P., Grenčíková, A., Bodík, I., Staňová, A. V., Golovko, O., ... & Grabic, R. (2019). Music festivals and drugs: wastewater analysis. *Science of the Total Environment*, 659, 326-334.

Martin, G., Clarke, M., & Pearce, C. (1993). Adolescent suicide: Music preference as an indicator of vulnerability. *Journal of the American Academy of Child & Adolescent Psychiatry*, 32(3), 530-535.

Ort, C., Van Nuijs, A. L., Berset, J. D., Bijlsma, L., Castiglioni, S., Covaci, A., ... & Thomas, K. V. (2014). Spatial differences and temporal changes in illicit drug use in Europe quantified by wastewater analysis. *Addiction*, 109(8), 1338-1352.

Pedersen, W., & Skrondal, A. (1999). Ecstasy and new patterns of drug use: a normal population study. *Addiction*, 94(11), 1695-1706.

Senta, I., Krizman-Matasic, I., Kostanjevecki, P., Gonzalez-Mariño, I., Rodil, R., Quintana, J. B., ... & Ahel, M. (2023). Assessing the impact of a major electronic music festival on the consumption patterns of illicit and licit psychoactive substances in a Mediterranean city using wastewater analysis. *Science of the Total Environment*, 164547.

Thomas, K. V., Bijlsma, L., Castiglioni, S., Covaci, A., Emke, E., Grabic, R., ... & de Voogt, P. (2012). Comparing illicit drug use in 19 European cities through sewage analysis. *Science of the Total Environment*, 432, 432-439.

OBSAH

Mikroplasty-od vzorky k analýze

Imreová Z.[1]*, Tulipánová A.[1], Ryba J.[2], Horná A.[1], Mackuľak T. [1]
[1]Slovenská technická univerzita, Oddelenie environmentálneho inžinierstva, Radlinského 9, 812 37 Bratislava
[2]Slovenská technická univerzita, Ústav prírodných a syntetických polymérov, Radlinského 9, 812 37 Bratislava
**autor pro korespondenci, email: imreova.z@gmail.com*

ABSTRAKT
Mikroplasty sú intenzívne monitorované vo všetkých zložkách životného prostredia. Ich primárnym zdrojom sú rôzne odvetvia priemyslu, ale i nové aplikácie implementované v oblasti modernej medicíny. Mikroplasty sa však do životného prostredia nedostávajú len priamo, ale taktiež narušením pôvodnej integrity makroštruktúr plastov účinkom rôznych degradačných postupov. V našom príspevku sme sa zamerali na výskyt mikroplastov v povrchových vodách. Za týmto účelom bola využitá inovatívna technológia LDIR. Výsledky popísané v tomto príspevku poukazujú na prítomnosť mikroplastov v povrchových vodách Slovenska, ktorých množstvo je závislé od blízkosti zdroja ich pôvodu, prípadne od prenosu ovzduším.

KLÍČOVÁ SLOVA
Depozícia; LDIR; mikroplasty; monitoring; povrchová voda

1. ÚVOD

Podľa množstva vedeckých prác (Mendoza a kol., 2018; Gasperi a kol., 2018) je vplyv mikroplastov na životné prostredie v súčasnosti pomerne novou a rýchlo rastúcou oblasťou environmentálneho záujmu. S objavom nových potenciálnych zdrojov mikroplastov až nanoplastov vyvoláva ich prítomnosť v mnohých zložkách životného prostredia v celosvetovom meradle vážne obavy (Li a kol., 2018).

Existujú dva hlavné spôsoby, ako tieto častice vznikajú a dostávajú sa do životného prostredia. Primárne zdroje mikroplastov predstavujú najmä automobilový priemysel, kozmetický priemysel či nové aplikácie v oblasti modernej medicíny (Fendall a Sewell, 2009; Lechner a Ramler, 2015). V kozmetických aplikáciách sa mikroplasty používajú vo forme polyetylénových alebo polypropylénových granúl alebo polystyrénových sférických častíc implementovaných do kozmetických prípravkov s funkciou vyhladzovacieho, emulzifikačného či spojovacieho materiálu (Gregory, 1996). Medzi primárne mikroplasty sa zaraďujú aj častice na báze polyakrylu či polyesteru používané pri úprave povrchov tlakovými abrazívnymi čistiacimi technológiami akou je napr. technológia pieskovania (Derraik, 2002; Gregory, 1996). Rovnako sa zaraďujú medzi primárne mikroplasty aj odpady vznikajúce pri technológii 3D tlače (Cole a kol., 2011). Mikroplasty sa však do životného prostredia nedostávajú len priamo, ale taktiež narúšaním pôvodnej integrity makroštruktúr plastov účinkom rôznych degradačných postupov. K fragmentovaniu na sekundárne mikroplasty dochádza napríklad účinkom žiarenia, oxidujúcich prvkov, ale i hydrodynamických pomerov vo vodných tokoch (Browne a kol., 2007). K sekundárnym mikroplastom sú zaraďované aj tie, ktoré vznikajú opotrebovaním textilných materiálov (Crawford a Quinn, 2016).

Doteraz sa väčšina štúdií monitorovania týchto častíc zamerala na ich stanovenie v morskom a suchozemskom prostredí. Pokiaľ však ide o ovzdušie, počet publikácií je pomerne malý. Viaceré z takýchto prác zdôraznili úlohu atmosféry ako transportéra a zásobníka mikroplastov (Allen a kol., 2019; Brahney a kol., 2020). Uvádza sa, že mikroplasty, najmä mikrovlákna, sa

môžu prenášať ovzduším na veľké vzdialenosti v krátkom čase, pričom sa dostávajú aj do vzdialených a nedotknutých oblastí.

Bežné metódy charakterizácie mikroplastov často zahŕňajú mikroskopiu, pričom najčastejšie používanými technikami sú Ramanova mikroskopia a infračervená mikroskopia s Fourierovou transformáciou (FTIR). Cieľom tohto príspevku bolo preskúmať možnosť použitia priamej laserovej infračervenej metódy (LDIR) na charakterizáciu mikroplastových častíc vo vzorkách povrchových vôd z troch lokalít nachádzajúcich sa v Nízkych Tatrách. LDIR predstavuje novú metódu chemického zobrazovania, infračervenej mikroskopie a infračervenej spektrálnej analýzy, ktorá sa zameriava a sústreďuje na častice, pričom ignoruje prázdne priestory a ako zdroj infračerveného žiarenia používa nastaviteľný kvantový kaskádový laser (QCL) (Cheng a kol., 2022).

2. MATERIÁL A METÓDY

Chemikálie

Absolútny etanol (s čistotou ≥99.9%) bol zakúpený od spoločnosti Merck. Pre ošetrenie laboratórneho skla bol použitý roztok dodecylsulfátu sodného (SDS s čistotou ≥98, 5 %) od spoločnosti Sigma-Aldrich. Na oxidačnú úpravu bol použitý H_2O_2 (35%) od spoločnosti Centralchem.

Odber a analýza vzoriek

Vzorky boli odoberané pomocou nerezového odberného zariadenia do 300 ml vzorkovníc z borosilikátového skla. Všetko použité laboratórne sklo bolo po ošetrení v ultrazvukovom kúpeli opláchnuté ultračistou vodou. Ultračistá voda typu MilliQ (odpor 18 MΩ/cm) pochádzala zo zariadenia Direct-Q 3-V Millipore. Vzorka vody bola prefiltrovaná cez polykarbonátový filter (Whatman, 47 mm, 0,2 µm) pomocou sklenenej filtračnej aparatúry (Millipore, Massachusetts, USA) s vákuovou pumpou (Millipore, Massachusetts, USA). Organická hmota bola degradovaná 35% peroxidom vodíka počas 12 hodín pri 60 °C. Vzorka sa opäť prefiltrovala cez polykarbonátový filter. Nasledovala sonikácia filtra počas 20 min pri teplote do 35 °C, aby sa častice resuspendovali vo fáze etanolu. Alikvotný objem suspenzie sa následne preniesol na podložné sklíčko (MirrIR, Kevley Technologies, Ohio, USA) s reflexnou povrchovou úpravou vhodnou pre merania v infračervenej oblasti spektra. Aby sa minimalizovala kontaminácia vzduchom, všetky kroky úpravy sa uskutočňovali v gloveboxe s laminárnym prúdením vzduchu. Pripravené podložné sklíčka sa pred analýzou skladovali v uzavretých sklenených Petriho miskách (Hildebrant a kol., 2020; López-Rosales akol., 2022). Vzorky sa analyzovali na prístroji Agilent LDIR 8700. Merali a počítali sa častice s veľkosťou do 500 µm. Pre každú zistenú časticu bola poskytnutá kvalita zhody spektier (Tian a kol., 2022).

3. VÝSLEDKY A DISKUSIA

Analýza mikroplastov sa vykonala vo vzorkách povrchových vôd odobraných z parkoviska v horskej rekreačno-turistickej lokalite, situovanej na južnom úpätí Nízkych Tatier, zjazdovky situovanej v najväčšom lyžiarskom stredisku Nízkych Tatier a zo sedla nachádzajúceho sa na hrebeni medzi Chopkom a Ďumbierom. Z hľadiska analýzy mikroplastov sme sa zamerali na detekciu polytetrafluóroetylénu (PTFE), polyuretánu (PU), polyvinylchloridu (PVC),

Tab. 1. *Počet detegovaných častíc v reprezentatívnom objeme vzoriek pochádzajúcich z troch lokalít v Nízkych Tatrách.*

	Zjazdovka	Parkovisko	Sedlo
celkový počet detegovaných častíc	374	282	46
počet detegovaných častíc (kvalita zhody spektier≧0,7)	**238**	**43**	**19**

Obr. 1. *Percentuálne zastúpenie detegovaných častíc vo vzorkách z troch lokalít Nízkych Tatier s percentuálnou zhodou chemických identít mikroplastov vyššou ako 70 %.*

syntetických polyamidov (PA), polyetylénu (PE), polyetyléntereftalátu (PET), polypropylénu (PP), polystyrénu (PS) a gumy. Celkový počet častíc mikroplastov prítomných vo vzorkách spolu s uvedením počtu častíc s kvalitou zhody spektier vyššou ako 70% je uvedená v Tab.1.

Prítomnosť PVC, PP, PS, PE sa ani v jednom reprezentatívnom objeme vzorky povrchovej vody nezistila. Percentuálne zastúpenie detegovaných častíc v jednotlivých vzorkách je uvedené na Obr. 1.

Z nameraných výsledkov vyplýva, že najvyššia početnosť častíc je prítomná vo vzorke pochádzajúcej zo zjazdovky. Najväčšie zastúpenie predstavujú častice polytetrafluóroetylénu, ktorý je používaný ako zložka Gore-Tex membrán. V prípade parkoviska bolo zistené širšie zastúpenie častíc, pričom s najvyššou početnosťou sa vyskytoval syntetický polyamid. Pôvodcom týchto častíc sú prevažne automobily, kde sú polyamidy súčasťou rôznych konštrukčných dielov. Vyššiu početnosť častíc vykazovala aj guma, ktorá sa dostáva do prostredia napríklad oderom pneumatík. V prípade vzorky odobranej zo sedla sme nepredpokladali vysokú počestnosť častíc, čo sa aj potvrdilo. Predpokladáme, že ich výskyt v takmer nedoktnutej oblasti je spôsobený depozíciou z atmosféry.

4. ZÁVER

Monitoring mikroplastov v zložkách životného prostredia je veľmi aktuálna téma a je predmetom vývoja nových presnejších detekčných metód. LDIR sa javí ako rýchla a perspektívna možnosť, ktorá si však vyžaduje vhodnú predúpravu vzoriek. Zo získaných výsledkov vyplýva, že je potrebné zamerať pozornosť na transport mikroplastov v atmosfére a ich depozíciu do zložiek životného prostredia, čo bude predmetom ďalšieho výskumu.

POĎAKOVANIE

Táto publikácia bola vytvorená v rámci projektu APVV-19-0250 a projektu Nórske fondy: "Inovatívne sorbenty na báze uhlíka ako účinná metóda čistenia odpadových vôd", s číslom grantu 3213200008.

ZOZNAM LITERATÚRY

Allen, S., Allen, D., Phoenix, V. R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., ... & Galop, D. (2019). Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience*, 12(5), 339-344.

Brahney, J., Hallerud, M., Heim, E., Hahnenberger, M., & Sukumaran, S. (2020). Plastic rain in protected areas of the United States. *Science*, 368(6496), 1257-1260.

Browne, M. A., Galloway, T., & Thompson, R. (2007). Microplastic--an emerging contaminant of potential concern? *Integrated environmental assessment and Management*, 3(4), 559-561.

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine pollution bulletin*, 62(12), 2588-2597.

Crawford, C. B., & Quinn, B. (2016). Microplastic pollutants. *Elsevier*.

Derraik, J. G. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine pollution bulletin*, 44(9), 842-852.

Fendall, L. S., & Sewell, M. A. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: microplastics in facial cleansers. *Marine pollution bulletin*, 58(8), 1225-1228.

Gasperi, J., Wright, S. L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., ... & Tassin, B. (2018). Microplastics in air: are we breathing it in?. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, 1-5.

Gregory, M. R. (1996). Plastic 'scrubbers' in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. *Marine pollution bulletin*, 32(12), 867-871.

Hildebrandt, L., El Gareb, F., Zimmermann, T., Klein, O., Emeis, K., Proefrock, D., & Kerstan, A. (2020). Fast, automated microplastics analysis using laser direct chemical imaging: Characterizing and quantifying microplastics in water samples from marine environments.

Cheng, Y. L., Zhang, R., Tisinger, L., Cali, S., Yu, Z., Chen, H. Y., & Li, A. (2022). Characterization of microplastics in sediment using stereomicroscopy and laser direct infrared (LDIR) spectroscopy. *Gondwana Research*, 108, 22-30.

Lechner, A., & Ramler, D. (2015). The discharge of certain amounts of industrial microplastic from a production plant into the River Danube is permitted by the Austrian legislation. *Environmental Pollution*, 200, 159-160.

Li, J., Liu, H., & Chen, J. P. (2018). Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water research*, 137, 362-374.

López-Rosales, A., Andrade, J., Fernández-González, V., López-Mahía, P., & Muniategui-Lorenzo, S. (2022). A reliable method for the isolation and characterization of microplastics in fish gastrointestinal tracts using an infrared tunable quantum cascade laser system. *Marine Pollution Bulletin*, 178, 113591.

Mendoza, L. M. R., Karapanagioti, H., & Álvarez, N. R. (2018). Micro (nanoplastics) in the marine environment: current knowledge and gaps. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, 47-51.

Tian, X., Beén, F., & Bäuerlein, P. S. (2022). Quantum cascade laser imaging (LDIR) and machine learning for the identification of environmentally exposed microplastics and polymers. *Environmental Research*, 212, 113569.

OBSAH

Biologická eliminace acetochloru: vývoj a aktivita mikrobiálního konsorcia

Nechanická M.[1]*, Johnová M.[1], Cihelková L.[2], Havlíček K.[1]

[1]*Technická univerzita v Liberci, Ústav pro nanomateriály, pokročilé technologie a inovace, Bendlova 7, 460 01 Liberec 1*

[2]*EPS biotechnology, s.r.o., V Pastouškách 205, 686 04 Kunovice*

**autor pro korespondenci, email: magda.nechanicka@tul.cz*

ABSTRAKT

Cílem této studie bylo sledovat vývoj a aktivitu mikrobiálního konsorcia během zátěžových testů s acetochlorem v diskontinuálním biofilmovém reaktoru. Bioreaktor obsahoval nanovlákenné nosiče biomasy, které byly inokulovány směsí 4 čistých mikrobiálních kultur. Po inokulaci proběhly zátěžové testy s modelovou a reálnou vodou s acetochlorem o koncentraci max 5 mg · l^{-1}. Mikrobiální aktivita v biofilmu na nosičích během degradace acetochloru byla sledována pomocí respirometrického měření. V rámci provozu bioreaktoru s modelovou a reálnou vodou byly dosaženy koncentrace acetochloru nižší než 0,1 mg · l^{-1}. Dominantním bakteriálním rodem se v rámci konsorcia postupně stal rod *Rhodanobacter*.

KLÍČOVÁ SLOVA

Acetochlor; bioreaktor; molekulárně-genetické analýzy; nanovlákna; nosiče biomasy; respirometrie

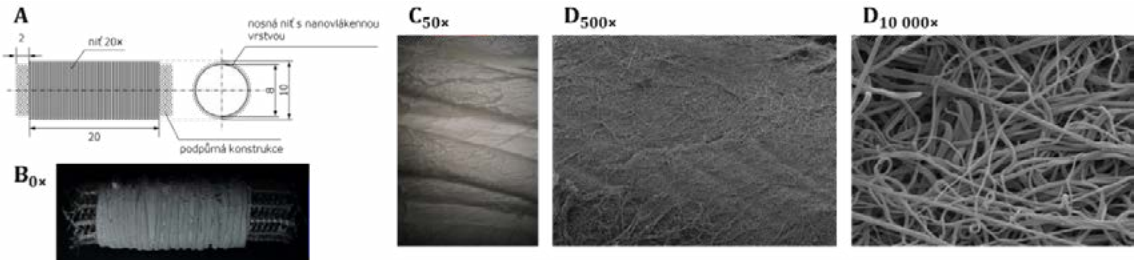
1. ÚVOD

Problematika přítomnosti pesticidních látek v povrchových vodách je stále aktuálnější a naléhavější téma vzhledem ke zvyšující se zemědělské aktivitě následkem růstu populace. Pesticidy mohou negativně ovlivnit životní prostředí a představovat vážné zdravotní riziko pro lidi, dokonce i když byla jejich aplikace již zakázána, jako byla například v případě herbicidů acetochloru a alachloru. Odstraňování pesticidních látek stejně jako jiných environmentálních kontaminantů pomocí mikroorganismů je v porovnání s ostatními účinnými dekontaminačními metodami méně invazivní pro životní prostředí, ekonomicky výhodnější a technologicky jednodušší. Cílem této studie bylo sledovat vývoj a aktivitu mikrobiálního konsorcia během zátěžových testů s acetochlorem v diskontinuálním biofilmovém reaktoru.

2. MATERIÁLY A METODY

Jako nosiče mikrobiální biomasy byly do bioreaktoru použity cylindrické nosiče složené z PESh příze s nanovlákennou vrstvou na bázi polyamidu 46 (StanylTW200F6) zafixované na polypropylenové podpůrné konstrukci (Obr. 1). Na začátku experimentu byly nosiče umístěny do bioreaktoru a inokulovány směsí čtyř čistých mikrobiálních kultur s potvrzeným vysokým biodegradačním potenciálem vůči chloracetanilidovým pesticidům ze sbírky EPS biotechnology, s.r.o., konkrétně směsí bakteriálních kmenů *Brevundimonas diminuta* a *Microbacterium* a kvasinek *Barnettozyma californica* a *Cyberlindnera suaveolens* (EPS biotechnology, 2020). Po inokulaci proběhly zátěžové testy s modelovou a reálnou vodou s acetochlorem o koncentraci maximálně 5 mg · l^{-1} zvolené na základě nízké koncentrace chloracetanilidových pesticidů stanovené v povrchových vodách. Surová voda byla odebrána na lokalitě Chroustov. Koncentrace acetochloru a jeho metabolitů byla v bioreaktoru stanovena pokročilými chemickými analýzami s využitím chromatografického systému Dionex Ultimate 3000 (Thermo Scientific) a hmotnostním spektrometru ABSciex 3200 QTRAP (SCIEX). Vývoj mikrobiálního konsorcia v průběhu zátěžových testů byl pozorován prostřednictvím

molekulárně-genetických analýz, konkrétně real-time kvantitativní PCR (qPCR) na zařízení LightCycler® 480 (Roche) a sekvenováním nové generace (NGS) amplikonů V4 regionu 16S rRNA genu a ITS2 regionu na platformě Ion Torrent (Life Technologie) (Nechanická et al. 2021). Mikrobiální aktivita v biofilmu na nosičích během degradace acetochloru byla sledována pomocí respirometrického měření na zařízení Micro-Oxymax (Columbus Instruments) (Havlíček et al. 2020).

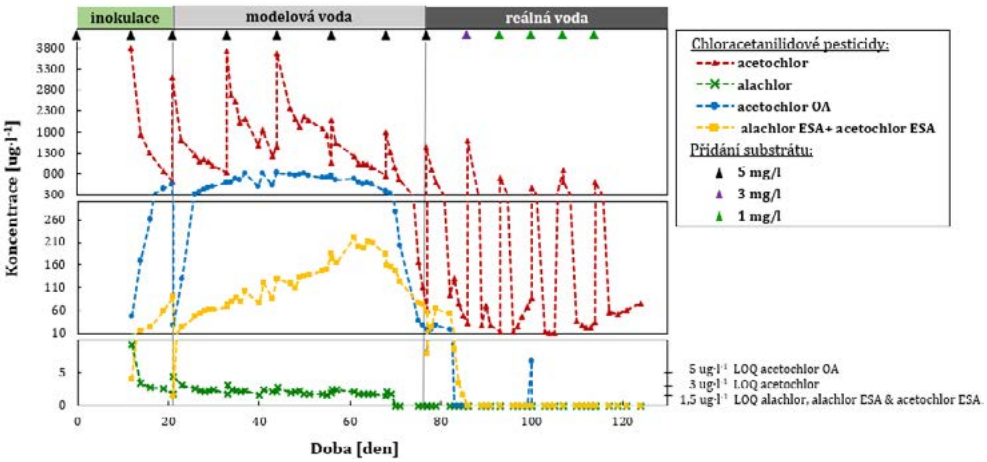


Obr. 1. *Nanovlákenný cylindrický nosič biomasy: A. technický výkres nosiče; B. fotografie nosiče; C. snímek nosiče z optické mikroskopu Olympus BX51M; D. snímky nanovlákenné vrstvy z elektronového rastrovacího mikroskopu Tescan Vega 3 SB při různém zvětšení*

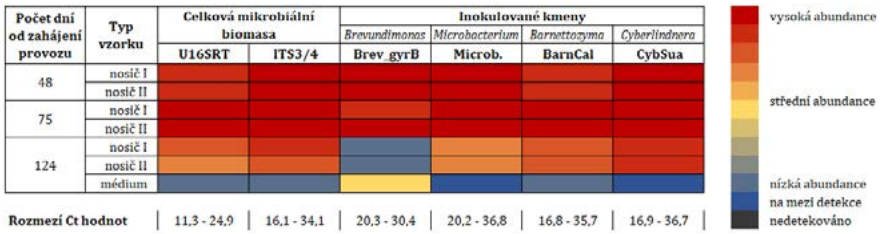
3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Vývoj koncentrace acetochloru, alachloru a jejich metabolitů během provozu biologického reaktoru je zobrazen na Obr. 2. Během provozu reaktoru s modelovou vodou se koncentrace acetochloru v reaktoru pohybovala v rozmezí 1,46-0,062 mg·l^{-1} po 9-12 dnech od přidání substrátu o koncentraci 5 mg · l^{-1}, zatímco během provozu s reálnou vodou byla v rozmezí 12,5-89,4 µg·l^{-1} po 5-10 dnech od přidání substrátu o koncentraci 1-5 mg · l^{-1}. Účinnost odstraňování acetochloru byla ke konci experimentu vyšší než 90 %.

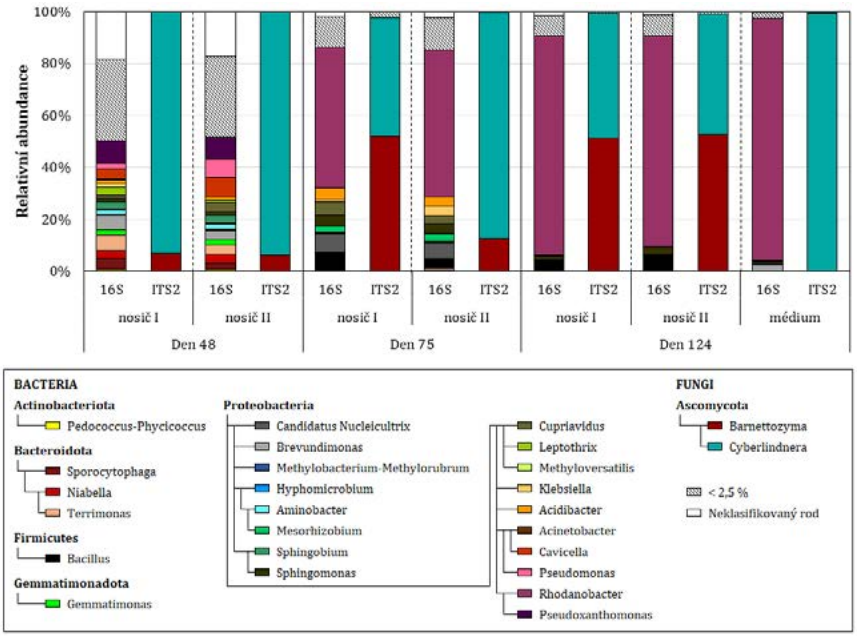
Celkové mikrobiální oživení nanovlákenných nosičů bylo vysoké během provozu bioreaktoru a všechny mikrobiální kmeny použité pro inokulaci systému byly ve všech odběrech detekovány na nosičích prostřednictvím qPCR analýzy (Obr. 3). Na konci experimentu (den 124) byl zaznamenán pokles specifické mikrobiální biomasy, zejména bakterie *Brevundimonas*, jejíž abundance byla vyšší v suspenzi než v biofilmu na nosičích. Množství ostatních sledovaných kmenů bylo v suspenzi velmi nízké až na mezi detekce, což společně s nízkým mikrobiálním oživením suspenze indikuje, že podmínky prostředí na nanovlákenných nosičích byly optimálnější pro mikrobiální konsorcium než v suspenzi.



Obr. 2*: Vývoj koncentrace acetochloru, alachloru a jejich metabolitů v bioreaktoru*



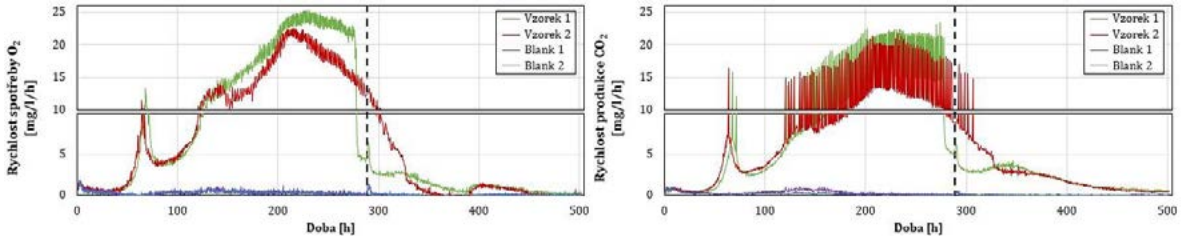
***Obr. 3**: Heat mapa Ct hodnot detekovaných prostřednictvím qPCR v průběhu monitoringu bioreaktoru*



***Obr. 4**: Vývoj mikrobiální populace v bioreaktoru (znázorněny mikroorganismy na úrovni rodu s abundancí > 2,5 %); 16S – bakteriální taxony, ITS2 – taxony z domény eukaryot*

Vývoj majoritně zastoupených mikrobiálních rodů identifikovaných pomocí NGS analýzy ve vzorcích z bioreaktoru je uveden na Obr. 4. Zatímco kvasinky použité pro inokulaci jednotky, *Barnettozyma californica* a *Cyberlindnera suaveolens*, dominovaly u eukaryot (ITS2), v bakteriálním konsorciu (16S) byla pozorována vyšší rozmanitost bakteriálních rodů a pouze v prvním odběru (den 48) byl detekován jeden z bakteriálních kmenů použitý pro inokulaci, *Brevundimonas*, s podílem vyšším než 2,5 %. Z bakteriálních rodů identifikovaných v bioreaktoru byla schopnost degradace acetochloru potvrzena u zástupců bakteriálních rodů *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Sphingobium* a *Sphingomonas* (Huang, et al. 2017). V druhé polovině experimentu byl na nosičích zaznamenán bakteriální rod *Rhodanobacter*, jehož podíl v bakteriálním konsorciu byl vyšší než 50 %. Přestože u bakteriálního rodu *Rhodanobacter* nebyla prokázána schopnost degrace acetochloru, byla u jeho zástupců potvrzena schopnost degradace heterocyklických či chlorovaných pesticidů (azoxystrobin, lindany) (Howell et al. 2014; Chang et al. 2021). Vzhledem k jeho vysoké relativní abundanci na konci experimentu (den 124) a vysoké účinnosti odstraňování acetochloru (Obr. 2) zaznamenané v bioreaktoru je pravděpodobné, že se *Rhodanobacter* podílí na degradaci acetochloru.

Během respirometrického měření byl ve vzorcích (4 nosiče na 1 vzorek) zaznamenán nárůst mikrobiální aktivity (Obr. 5), tj. zvýšená rychlost spotřeby O_2 a zvýšená rychlost produkce CO_2, v porovnání se vzorky kontroly (Blank; 4 nosiče + médium bez acetochloru) po 52 h od zahájení testu. V tomto období pravděpodobně probíhala adaptace mikrobiálního konsorcia



***Obr. 5**: Přehled respirometrických dat; provzdušnění vzorků značeno černou přerušovanou čarou*

na podmínky prostředí. Měření bylo ukončeno po poklesu parametrů mikrobiální aktivity na úroveň kontroly. Na základě produkce CO_2, která kopírovala spotřebu O_2, probíhala pravděpodobně během měření kompletní degradace acetochloru na CO_2. Po 21 dnech měření klesla koncentrace acetochloru z 6,27 ± 0,05 mg · l^{-1} na 0,134 ± 0,003 mg · l^{-1}, ale před provzdušněním vzorků po 12 dnech měření byla koncentrace acetochloru 4,14 ± 0,05 mg · l^{-1}. Na konci měření byla koncentrace metabolitu acetochloru OA 32,6 ± 0,4 µg·l^{-1}, zatímco další měřené metabolity a alachlor nebyly v žádném ze vzorků detekovány. Nízký pokles koncentrace O_2 v médiu společně s výsledky z předešlého respirometrického měření bez provzdušnění (pokles koncentrace acetochloru pouze o 50 % po 21 dnech) indikuje přítomnost těkavého (mezi)produktu (např. chlóru), který inhibuje mikrobiální aktivitu.

4. ZÁVĚRY

V rámci provozu bioreaktoru s modelovou a reálnou vodou byly dosaženy koncentrace acetochloru nižší než 0,1 mg l^{-1}. Během respirometrických měření byla zjištěna inhibice mikrobiální degradace acetochloru v uzavřené nádobě pravděpodobně způsobená jeho vlastním metabolitem, například chlórem. V biofilmu na nosičích bylo potvrzeno dominantní zastoupení obou kvasinek použitých pro inokulaci během provozu bioreaktoru, zatímco bakteriální konsorcium biofilmu se v průběhu provozu bioreaktoru výrazně změnilo. Dominantním bakteriálním rodem se v rámci konsorcia postupně stal rod *Rhodanobacter*, jehož úloha při degradaci acetochloru nebyla předtím studována.

PODĚKOVÁNÍ

Autoři děkují za poskytnutí servisu v rámci VVI NanoEnviCz finančně podpořeného MŠMT s číslem projektu LM2023066.

SEZNAM LITERATURY

EPS biotechnology, s.r.o. (2020). *Funkční vzorek mikrobiálních izolátů účinně degradujících chloracetanilidové pesticidy* [funkční vzorek]. Kunovice, 2020. Identifikační číslo: RIV/26295059:_____/20:N0000030.

Havlíček, K., Nechanická, M. a Svobodová, L. (2020). Příprava a hodnocení nanovlákenných materiálů pro aplikace v oblasti čištění odpadních vod. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. **62**(4), 16–24. ISSN 0322–8916, 1805-6555.

Huang, X., He, J., Yan, X., Hong, Q., CHen, K., He, Q., Zhang, L., Liu, X., Chuan, S., Li, S. and Jiang, J. (2017). Microbial catabolism of chemical herbicides: Microbial resources, metabolic pathways and catabolic genes. *Pesticide Biochemistry and Physiology* [online]. **143**, 272–297. ISSN 0048-3575. Dostupné z: doi:10.1016/j.pestbp.2016.11.010

Nechanická, M., Dolinová I., Špánek R., Tomešová, D. a Dvořák, L. (2021). Application of nanofiber carriers for sampling of microbial biomass from contaminated groundwater. *Science of The Total Environment* [online]. **780**, 146518. ISSN 0048-9697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2021.146518

OBSAH

Odstraňování farmaceutických látek z vyčištěných odpadních vod

Šubrtová P.[1]*, Lederer T.[1], Novák L.[2], Novotný V.[1]
[1]Technická univerzita v Liberci, Ústav pro nanomateriály, pokročilé technologie a inovace, Bendlova 7,461 17 Liberec
[2]PRO-AQUACZ s.r.o. Petrovická 214, 403 40 Ústí nad Labem - Božtěšice
**autor pro korespondenci, email: petra.subrtova@tul.cz*

ABSTRAKT
Cílem této studie byla eliminace znečištění způsobeného farmaceutickými látkami v odpadních vodách, které způsobují znečišťování životního prostředí nepřirozeně se vyskytujícími látkami. Odpadní voda z ČOV byla testována na přítomnost často se vyskytujících farmak, jejichž odbourávání zajišťovaly AOP kolony s heterogenními katalyzátory, na něž navázalo odbourání adsorpčními materiály. Analytické metody MRM HR a SPE prokázaly, že vhodnou kombinací materiálů lze odbourat až 100 % obsažených farmak.

KLÍČOVÁ SLOVA
Adsorbce; ČOV; farmaka; heterogenní katalyzátory; mikropolutanty

1. ÚVOD

V současné době čistírny odpadních vod nedisponují technologiemi, které by byly schopné farmaceutické látky z odpadní vody kompletně eliminovat, a jsou tedy dále unášeny do životního prostředí (především do vod povrchových). Je proto ve všeobecném zájmu vnos tohoto znečištění snižovat, a tím chránit sebe i životní prostředí. Vzhledem k jednoznačné dominanci vnosu farmaceutických látek do životního prostředí z bodových zdrojů sídel (odpadních vod od obyvatelstva) (Santos *et al.,* 2013) byl záměr studie zaměřen právě na eliminaci či maximální omezení vnosu těchto látek z odtoků biologických čistíren městských odpadních vod.

2. MATERIÁLY A METODY

V laboratoři byly provedeny koagulační testy s cílem snížení zbytkového organického znečištění (CHSK) pomocí železa ($FeCl_3$) a hliníku (PAX-XL19 a PAX-18) (Zábranská, 1997). Dále byly provedeny koagulace s úpravou pH při použití stejných koagulantů za účelem zjištění účinků pH.

Dalším krokem byly kolonové testy AOP (Advanced Oxidation Process) s heterogenními katalyzátory. K tomuto testování byly vždy použity skleněné kolony o délce 250 mm, vnitřním průměru 21,5 mm, výšce katalyzátoru 235 mm a objemu kolony bez náplně 85 ml H_2O (Obr. 1). Pro čerpání přes kolonu bylo použito čerpadlo Watson Marlow s hadičkou Marprene o vnitřním průměru 0,88 mm a tloušťkou stěny 0,8 mm. Byly testovány dva předem vybrané katalyzátory: nanoželezitý Spinel a drcený Magnetit (1-4 mm). Před použitím byly oba tyto materiály 10x proprány v destilované vodě, dokud nezůstala voda úplně čistá. Objem kolony naplněné katalyzátorem Spinel byl 63 ml H_2O, Magnetitem 27 ml H_2O. Kolony byly provozovány při dobách zdržení 1,5 a 3 hodiny.

K testování byl používán odtok z ČOV Liberec doplňovaný v prvních fázích o 20 mg/l peroxidu, později pak byly testovány koncentrace 500, 1000, 1500 a 2000 mg/l. Množství dávkovaného peroxidu bylo vždy ověřeno pomocí přístroje Quantofix Relay a testovacích papírků dle rozsahů: Quantofix Peroxid 25 (rozsah do 25 mg/l peroxidu), Quantofix Peroxid 100 (rozsah

do 100 mg/l peroxidu), Quantofix Peroxid 1000 (rozsah do 1000 mg/l peroxidu). Pro ověření byla výše uvedená metoda porovnána se sadou pro stanovení peroxidu vodíku, model HYP-1 od firmy Hach. Tato metoda má rozsahy 0-10 mg/l peroxidu a 0-4 mg/l peroxidu.

Po kolonových AOP testech byly provedeny jednorázové adsorbční testy s granulovaným aktivním uhlím S835 (GAU, Brenntag) v koncentracích 1 g/l a 2 g/l a sorbentem Biochar > 4 mm v koncentraci 1g/l. Kontaktní čas byl u obou materiálů 5 minut a 10 minut. Celkový objem vzorků byl 100 ml v uzavřených skleněných fisherkách. Vzorky byly třepány na třepačce Heidolph Unimax 1010 při 300 RPM (aby byly všechny částice ve vznosu). Po třepání byly vzorky přefiltrovány ve skleněné filtrační aparatuře s filtry se skleněnými vlákny MN GF 3,50 mm.

Na základě výsledků z výše zmíněných testů byla na ČOV Liberec v provozní budově filtrace užitkové vody, která je filtrovanou odpadní vodou odtoku z ČOV, umístěna poloprovozní jednotka. Jednotka je vybavena vlastním řídícím systémem s dálkovým dohledem a řízením s on-line měřením základních veličin. Dále se zde odebírají vzorky na zjištění zbytkových farmak jako u laboratorních testů.

Farmaka v testovaných odpadních vodách byla stanovena na hmotnostním spektrometru Sciex X500R s kapalinovým chromatografem Exion LC AC. Byla použita kolona YMC Triart C18 s 0,1 % kyselinou mravenčí a methanolem jako složkami mobilní fáze. Pro kvantifikaci byla použita MRM HR metoda v pozitivním módu. Kvůli nutnosti stanovení nižších koncentrací sledovaných analytů bylo přistoupeno k použití extrakce na tuhou fázi (SPE) pro jejich prekoncentraci a přečištění. Byly použity kolonky Oasis HLB od firmy Waters. Zvoleny byly kolony o objemu 1 ml s 30 mg sorbentu. Extrahováno bylo 25 ml vzorku. Kolonky byly promyty 30 % methanolem a eluovány roztokem 50% methanolu a 50% dichloromethanu. Extrakty byly poté odpařeny proudem dusíku a rekonstituovány na 0,5 ml v mobilní fázi.

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Z koagulací s chloridem železitým došlo k nejefektivnějšímu snížení CHSK při dávce 50 mg/l železa (snížení z 30 mg/l na 10 mg/l CHSK), kdy současně došlo k efektivnímu vyčiření odpadní vody, ovšem při poklesu pH na 3,5. Při použití PAX-XL19 došlo ke srovnatelnému snížení v rozsahu dávek 25–200 mg/l PAX, ovšem nejnižší hodnoty byly pouze 18 mg/l z původních 30 mg/l CHSK. Použití koagulantu PAX-18 bylo téměř bez efektu. Výsledky testů s kyselejším hlinitým koagulantem taktéž nevedly ke snižování hodnoty CHSK. Dále výsledky testů ukázaly, že efektivně (50 %) je možno snižovat CHSK při koagulaci železitými solemi při nižším pH. Následná úprava pH zajistí snížení železa při zachování snížené hodnoty CHSK.

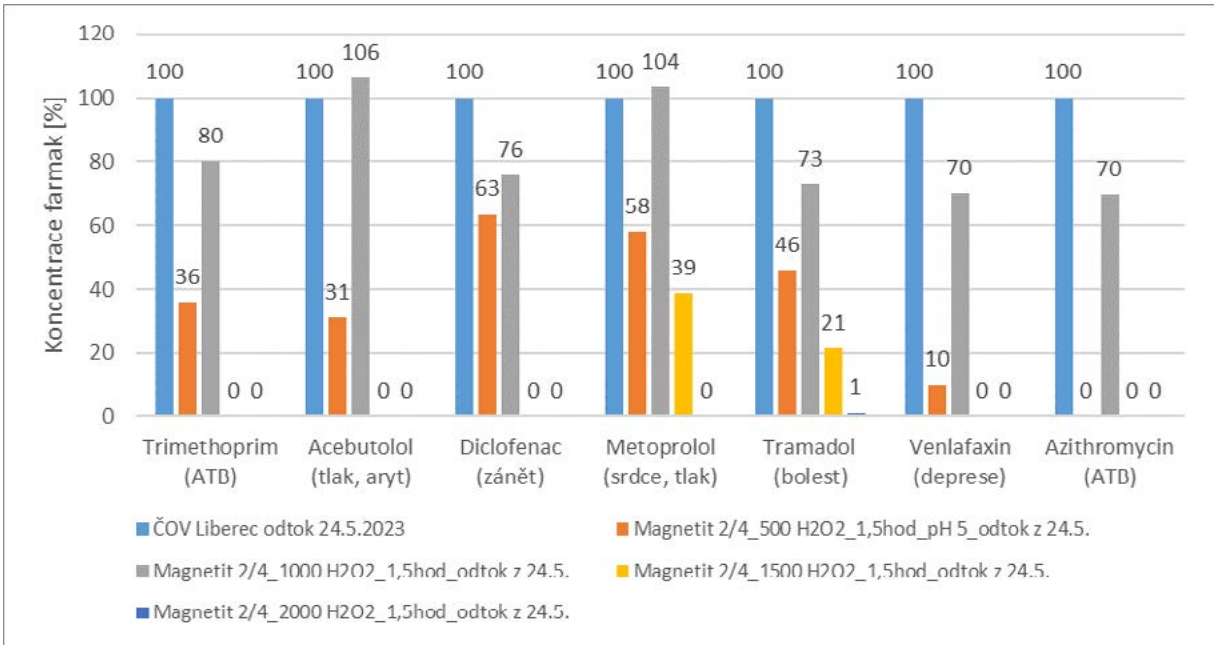
Při testování AOP kolon bylo zjištěno, že katalyzátor Spinel měl zcela minimální vliv na odbourávání farmak z odpadních vod, proto byl další výzkum soustředěn na katalyzátor Magnetit (1-4 mm). Při testování dávkovaného množství peroxidu bylo zjištěno, že si výsledky z přístroje Quantofix Relay a sadou HYP-1 od firmy Hach odpovídají.

Po zařazení adsorbčních testů byl znatelný klesající trend, který byl významnější při použití GAU, kde nejlepšího výsledku bylo dosáhnuto pro Diclofenac (Tab.1). Avšak množství farmak bylo stále vysoké, proto bylo nutné zvýšit dávky peroxidu v kolonových AOP testech. Toto zvýšení bylo přínosné, neb podle metody MRM HR při dávce 1500 mg/l peroxidu došlo

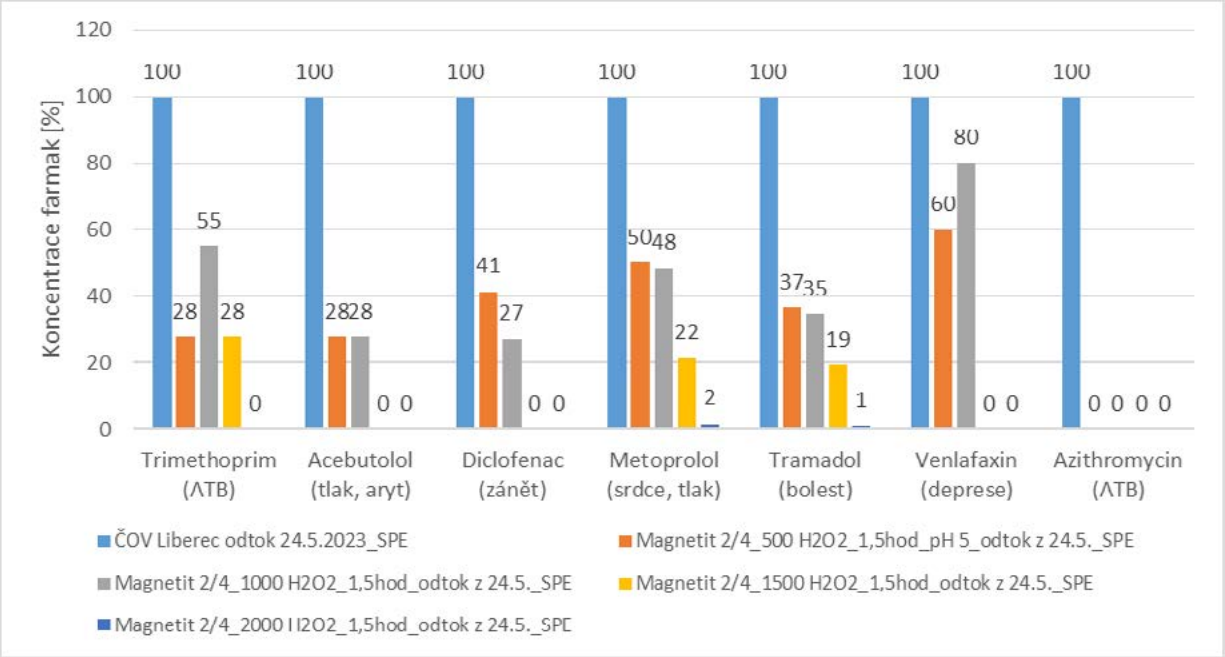
k eliminaci většiny farmak, u Tramadolu bylo dosaženo účinnosti téměř 80% a u Metoprololu 60%. Při dávce 2000 mg/l peroxidu došlo k téměř naprosté eliminaci sledovaných farmak (Obr.1). Metoda SPE potvrzuje, že dávka 2000 mg/l peroxidu má téměř 100% účinnost a dávka 1500 mg/l má účinnost 70 % a více.

Tab. 1. *Přehled odbourávání farmak pomocí GAU a Biocharu z odtoku ČOV Liberec z 13.4.2023 za kolonou AOP s Magnetitem (1-4 mm).*

Vzorek	Trimethoprim (ATB)	Acebutolol (tlak, aryt)	Diclofenac (zánět)	Metoprolol (srdce, tlak)	Tramadol (bolest)	Venlafaxin (deprese)	Azithromycin (ATB)
ČOV Liberec odtok 13.4.2023	320	70	1070	2210	1200	100	190
ČOV Liberec odtok 13.4.2023_SPE	*230*	*120*	*5870*	*2370*	*1060*	*90*	*270*
1,5hod_odtok LBC_ 13.4.	260	60	830	550	940	100	0
1,5hod_odtok LBC_ 13.4._SPE	*190*	*100*	*2010*	*460*	*710*	70	*10*
1,5hod_GAU 1g/l_5min_odtok z 13.4	280	70	0	430	930	90	30
1,5hod_GAU 1g/l_5min_odtok z 13.4_SPE	190	80	0	480	860	70	910
1,5hod_GAU 1g/l_10min_odtok z 13.4	270	50	0	450	960	90	40
1,5hod_GAU 1g/l_10min_odtok z 13.4_SPE	180	70	0	430	800	60	690
1,5hod_GAU 2g/l_5min_odtok z 13.4	290	80	0	470	890	90	30
1,5hod_GAU 2g/l_5min_odtok z 13.4_SPE	170	60	0	430	720	60	660
1,5hod_GAU 2g/l_10min_odtok z 13.4	200	50	0	450	880	70	30
1,5hod_GAU 2g/l_10min_odtok z 13.4_SPE	160	50	0	370	770	60	610
3hod_Biochar 1g/l_5min_odtok z 13.4	190	170	330	420	540	60	0
3hod_Biochar 1g/l_5min_odtok z 13.4_SPE	160	150	560	420	580	110	40
3hod_Biochar 1g/l_10min_odtok z 13.4	200	140	350	340	490	60	110
3hod_Biochar 1g/l_10min_odtok z 13.4_SPE	150	150	300	360	540	90	40



Obr.1. *Pokles koncentrace farmak vyjádřený v %, metoda MRM HR*



Obr.2. *Pokles koncentrace farmak vyjádřený v %, metoda SPE*

4. ZÁVĚRY

Laboratorní výsledky ukazují, že jsme dosáhli velmi dobrých účinností eliminace sledovaných farmak. Zatím nejúčinnější se ukázala konfigurace s 2000 mg/l peroxidu pro metodu MRM i SPE, která dokázala odstranit >99 % sledovaných farmak. V současné době probíhá poloprovozní testování, které by mělo tyto výsledky potvrdit i na funkční ČOV. Dále bude poloprovoz instalován také na další čistírny odpadních vod a jednotku bude třeba technologicky posunout směrem k menší spotřebě H_2O_2 při podobné celkové účinnosti, s předpokladem využití dalších adsorpčních materiálů.

PODĚKOVÁNÍ

Práce byly realizovány v rámci projektu číslo 3213200013 – Snížení znečištění povrchových vod farmaceutickými látkami v biologicky vyčištěných odpadních vodách v programu „Životní prostředí, ekosystémy a změna klimatu“ podporovaného z Norských fondů 2014-2021.

SEZNAM LITERATURY

Santos, L.H.M.L.M., Gros, M., Rodriguez-Mozaz, S., Delerue-Matos, C., Pena, A., Barceló, D., Conceição, M., Montenegro, B.S.M. (2013). Contribution of hospital effluents to the load of pharmaceuticals in urban wastewaters: Identification of ecologically relevant pharmaceuticals, *Science of The Total Environment*, Volumes 461–462, Pages 302-316, ISSN 0048-9697, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.077.

Zábranská, J. (1997). *Laboratorní metody v technologii vody*. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická. ISBN 80-7080-272-3.

OBSAH

Biodegradace chloracetanilidových pesticidů v biofilmovém reaktoru s dutými vlákny

Johnová M.[1]*, Siglová M.[2], Varga Z.[2], Vittek M.[1], Cihelková L.[2]

[1]Technická univerzita v Liberci, Ústav pro nanomateriály, pokročilé technologie a inovace, Bendlova 7, 460 01 Liberec

[2]EPS biotechnology s.r.o., K Bytovkám 307, 251 63 Kunice

**autor pro korespondenci, email: milena.johnova@tul.cz*

ABSTRAKT

Cílem práce bylo navrhnut, zkonstruovat a dlouhodobě otestovat biofilmový reaktor vhodný pro biologické čištění vod od specifických polutantů. Biofilmový reaktor využívá membrán ve formě dutých vláken, na jejichž povrchu byly imobilizovány mikroorganismy se zvýšenou schopností biodegradace chloracetanilidových pesticidů. Reaktor byl testován v různých provozních režimech s modelovou i reálnou podzemní vodou obohacenou acetochlorem za detailního monitoringu výstupních koncentrací mateřské látky i jejích metabolitů. V první fázi byla degradace acetochloru sledována během provozu v uzavřených cyklech, druhá fáze zahrnovala kontinuální provoz s dobou zdržení 24-30 hodin.

KLÍČOVÁ SLOVA

Biodegradace; biofilmový reaktor; dutá vlákna; chloracetanilidové pesticidy; mikropolutanty; pitná voda

1. ÚVOD

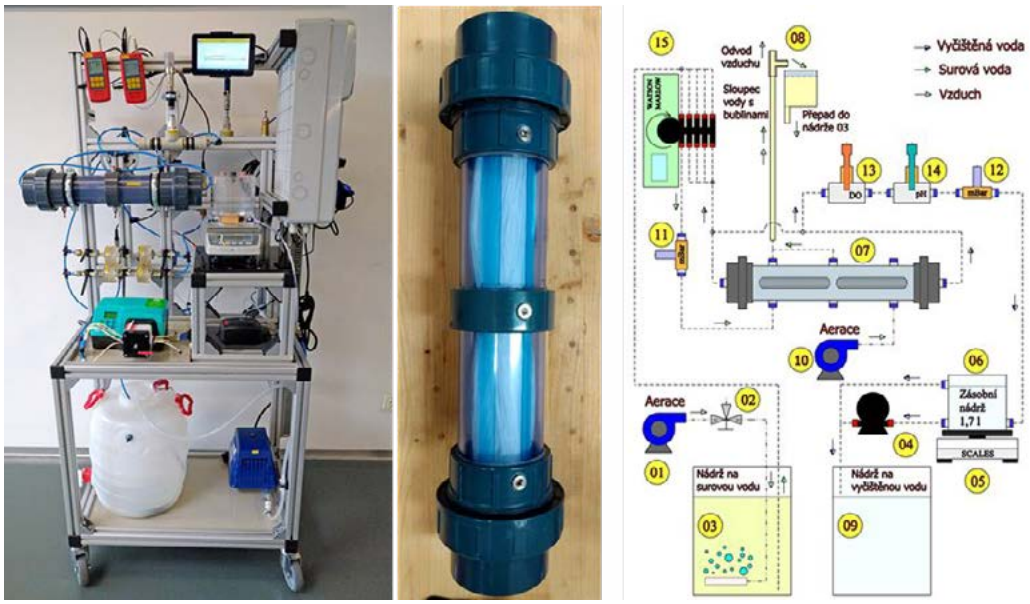
Problematika mikropolutantů ve vodách se během posledního desetiletí stala jedním z nejvíce diskutovaných témat. Biologické procesy eliminace tohoto typu polutantů jsou ve srovnání s ostatními metodami, fyzikálními či chemickými, méně provozně a ekonomicky náročné, nevýhodou je však potřeba dlouhé doby zdržení vody v daném systému. Technické řešení reaktoru pro biologickou eliminaci pesticidních látek z vod musí reflektovat požadavek na zajištění dostatečného kontaktu molekuly kontaminantu a biomasy v daném systému. Za tímto účelem byla zkonstruována a dlouhodobě otestována jednotka biofilmového reaktoru (biokontaktoru), který využívá membrán ve formě dutých vláken jako nosiče pro imobilizaci mikroorganismů se specifickou biodegradační schopností.

2. MATERIÁL A METODY

Popis biokontaktoru

Hlavní součástí biokontaktoru je membránový modul s dutými vlákny, který se skládá z vnějšího otevíratelného housingu a vnitřní vyměnitelné patrony s vlepenými dutými vlákny. Výhodou tohoto řešení je možnost vyjmutí patrony za účelem odběru vzorků a monitoringu biologického činitele. Jako materiál dutých vláken byl na základě výsledků laboratorních kolonizačních testů vybrán polyethersulfon (PES). Dutá vlákna mají vnitřní průměr 0,8 mm, vnější průměr 1,2 mm a celková vnější plocha kolonizovatelná mikroorganismy je 1,2 m^2. Voda znečištěná mikropolutanty (chloracetanilidovými pesticidy) je čerpána přes membrány, na jejichž vnějším povrchu jsou imobilizovány mikroorganismy.

Jednotka je dále osazena tlakovými čidly a sondou pro kontinuální měření pH a rozpuštěného kyslíku. Průtok je dopočítáván na základě měření hmotnostního přírůstku. Nátok surové vody je možný ve směru OUTSIDE/IN (kapalina natéká do vnějšího prostoru dutých vláken a protéká přes stěnu membrány s biofilmem do vnitřního prostoru vláken) i ve směru INSIDE/OUT



Obr. 1. *Celkový pohled na testovací jednotku biokontaktoru (vlevo); detail modulu s vyjímatelnou patronou s dutými vlákny (uprostřed); schema provozu biokontaktoru ve směru OUTSIDE/IN (vpravo; 1 - dmychadlo; 2 - trojcestný ventil; 3 - nádrž na surovou vodu; 4 - přídatné membránové čerpadlo; 5 - váhy; 6 - přídatná nádrž pro měření průtoku na základě hmotnostního přírůstku; 7 - membránový modul s dutými vlákny; 8 - hadice s přepadem pro odvod vzduchu; 9 - nádrž na vyčištěnou vodu; 10 - dmychadlo; 11 - tlakové čidlo 1; 12 - tlakové čidlo 2; 13 - měřící cela se sondou na měření rozpuštěného kyslíku; 14 - měřící cela se sondou na měření pH; 15 - peristaltické čerpadlo s vícekanálovou hlavou.*

(kapalina natéká do vnitřního prostoru dutých vláken a protéká přes stěnu membrány s biofilmem do vnějšího prostoru vláken). Za účelem zvýšení doby zdržení v modulu je možné zapojit na 1-4 kanálech vícekanálového peristaltického čerpadla vnitřní recirkulační okruh. Okysličení surové vody je zajištěno aeračním elementem v nádrži surové vody a může být rozšířeno o přívod vzduchu přímo do prostoru modulu s dutými vlákny. Celkový vzhled testovací jednotky a schéma provozu je uvedeno na Obr. 1.

Testování a provoz biokontaktoru

Provozu jednotky předcházela fáze inokulace v délce 3 týdnů, během které bylo do systému vneseno inokulum vybraných mikrobiálních kmenů se zvýšenou biodegradační schopností chloracetanilidových pesticidů (*Brevundimonas diminuta, Microbacterium* sp., *Barnettozyma californica, Cyberlindnera suaveolens*). Inokulum bylo membránovým modulem čerpáno ve směru OUTSIDE/IN, což umožnilo zachycení mikroorganismů na povrchu vláken, jejich stabilní kolonizaci a postupný nárůst biofilmu.

Testování probíhalo nejprve na modelové a posléze i reálné podzemní vodě s výskytem acetochloru ESA, zakoncentrované na jednotce reverzní osmózy a obohacené o mateřskou látku acetochlor. Biokontaktor byl postupně testován za následujících provozních podmínek:

- Provoz v uzavřeném cyklu s modelovou vodou, směr OUTSIDE/IN, vstupní koncentrace acetochloru 2 $mg \cdot l^{-1}$, průtok vody systémem 550 $ml \cdot h^{-1}$, trvání 2x1 týden.
- Kontinuální provoz s modelovou vodou, směr OUTSIDE/IN, průtok systémem 79 $ml \cdot h^{-1}$, dávkování acetochloru 2 $mg \cdot l^{-1}$, později 1 $mg \cdot l^{-1}$, trvání 2 týdny.
- Kontinuální provoz s reálnou vodou, směr OUTSIDE/IN, průtok systémem 67 $ml \cdot h^{-1}$, dávkování acetochloru 4 $mg \cdot l^{-1}$, později 2 $mg \cdot l^{-1}$, trvání 11 týdnů.

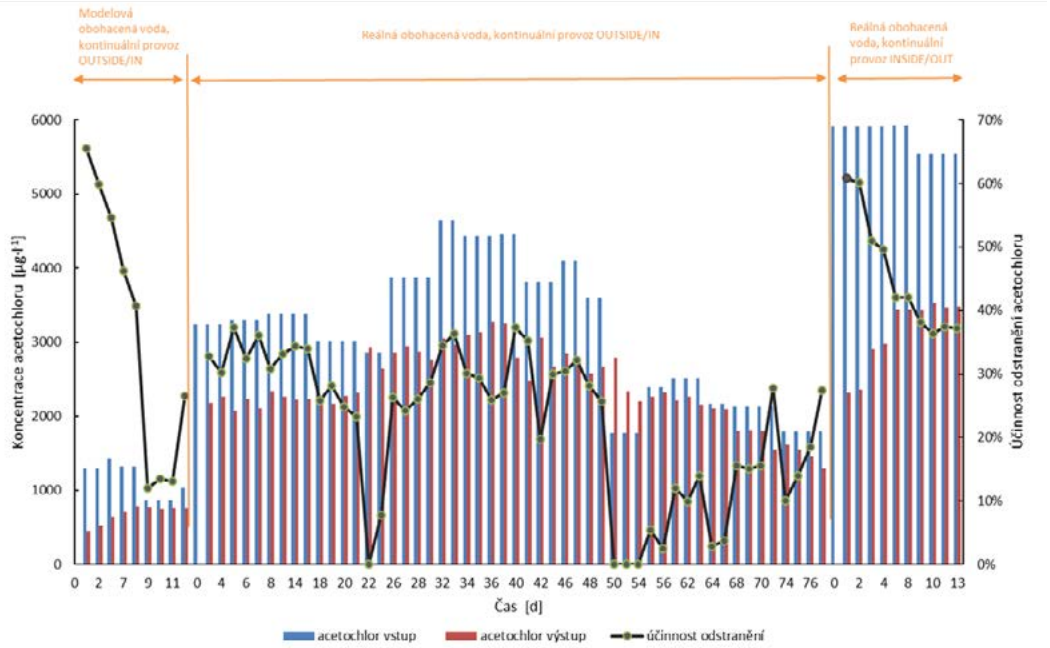
- Kontinuální provoz s reálnou vodou, směr INSIDE/OUT, vstupní koncentrace acetochloru 5,5 $mg \cdot l^{-1}$, průtok vody systémem 67 $ml \cdot h^{-1}$, trvání 2 týdny.
- Provoz v uzavřeném cyklu s reálnou vodou, vstupní koncentrace acetochloru 5 $mg \cdot l^{-1}$, průtok vody systémem 158 $ml \cdot h^{-1}$, trvání 1 týden.
- Provoz v uzavřeném cyklu s reálnou vodou, vstupní koncentrace acetochloru 5 $mg \cdot l^{-1}$, průtok vody systémem 1580 $ml \cdot h^{-1}$, trvání 1 týden.
- Provoz v uzavřeném cyklu s reálnou vodou a dávkováním fosforečnanového pufru, vstupní koncentrace acetochloru 4 $mg \cdot l^{-1}$, průtok vody systémem 475 $ml \cdot h^{-1}$, trvání 2 týdny.

V průběhu testování byly odebírány bodové vzorky na nátoku a odtoku z modulu za účelem stanovení koncentrace acetochloru a jeho metabolitů acetochloru ESA a acetochloru OA. Analýza pesticidů probíhala metodou LC/MS/MS. Příprava vzorků pro analýzu zahrnovala centrifugaci a případné ředění. Vodné vzorky byly měřeny s využitím chromatografického systému Dionex Ultimate 3000. Detekce byla provedena na hmotnostním spektrometru ABSciex 3200 QTRAP.

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

V první fázi testování s modelovou vodou v uzavřených cyklech došlo za 168 hodin k poklesu acetochloru o 96 % (1. cyklus), resp. 79 % (2. cyklus). Největší množství acetochloru bylo odstraněno v průběhu prvních 24 hodin (79 % v 1. cyklu, 65 % v 2. cyklu). Koncentrace acetochloru poklesla po 24 hodinách na hodnoty 390, resp. 700 $\mu g \cdot l^{-1}$ a degradace acetochloru se výrazně zpomalila. Koncentrace acetochloru ESA byla po celou dobu pod limitem detekce, koncentrace acetochloru OA postupně narůstala až na hodnoty 74 resp. 60 $\mu g \cdot l^{-1}$.

Během provozu v kontinuálním režimu s modelovou vodou při teoretické době zdržení 30 hodin dosahovala účinnost odbourávání acetochloru nejprve hodnot vyšších než 60 % a postupně se snižovala. Výrazný pokles účinnosti na hodnoty pod 15 % byl pozorován při skokovém snížení vstupní koncentrace acetochloru na 0,9 $mg \cdot l^{-1}$. V průběhu provozu s reálnou vodou při teoretické době zdržení 24 hodin kolísala účinnost odstranění acetochloru mezi 30-40 % při koncentraci acetochloru na nátoku nad 3 $mg \cdot l^{-1}$. Výrazné snížení účinnosti nastalo vždy při skokovém snížení koncentrace acetochloru na nátoku. Při vstupní koncentraci 2 $mg \cdot l^{-1}$ se účinnost odstranění pohybovala po ustálení pouze kolem 15 %. Výstupní koncentrace acetochloru neklesla v průběhu této fáze testování pod 1,5 $mg \cdot l^{-1}$, výstupní koncentrace acetochloru OA se pohybovala v jednotkách $\mu g \cdot l^{-1}$ (průměrná hodnota 8 $\mu g \cdot l^{-1}$), výstupní koncentrace acetochloru ESA byla průměrně ještě nižší (2,8 $\mu g \cdot l^{-1}$). Chování systému bylo z hlediska výstupních koncentrací velmi podobné i při zapojení INSIDE/OUT. Účinnost odstranění acetochloru byla zpočátku 60 %, ale postupně se během dvou týdnů snižovala na 37 % (vstupní koncentrace po celou dobu na 5,5 $mg \cdot l^{-1}$). Koncentrace acetochloru OA dosahovala po celou dobu hodnot 8-15 $\mu g \cdot l^{-1}$, nejvyšší zaznamenaná koncentrace acetochloru ESA byla 3,4 $\mu g \cdot l^{-1}$. Podrobněji je zachyceno v grafu na Obr. 2.



Obr. 2. *Účinnost odstranění acetochloru v průběhu kontinuálního provozu biokontaktoru s modelovou a reálnou vodou naspikovanou na různé vstupní koncentrace acetochloru.*

V dalších experimentech byla pozornost věnována cirkulaci vody systémem při různých rychlostech. Výsledky při týdenních testech s průtokem 158 ml·h^{-1}, resp. 1580 ml·h^{-1} byly velmi podobné ve smyslu celkové účinnosti odbourávání acetochloru. V prvním případě bylo po týdnu odbouráno 44 % acetochloru, v druhém případě 41 %. Největší množství acetochloru bylo v obou případech odbouráno během prvních 24 hodin testu. Velikost podílu odbouraného acetochloru byla však u jednotlivých průtoků rozdílná – při pomalejším průtoku bylo během prvních 24 hodin odbouráno celkem 70 % z celkového množství odstraněného acetochloru, při 10x rychlejším průtoku byl tento podíl ještě vyšší, konkrétně 93 %.

Zajímavých výsledků bylo dosaženo i v cyklu s udržováním konstantní hodnoty pH v rozmezí 7,4-7,6, kdy výstupní koncentrace acetochloru klesaly až na hodnoty pod 500 µg·l^{-1}. Koncentrace metabolitů ESA byly pod 2 µg·l^{-1} a koncentrace acetochloru OA opět s délkou testu narůstaly na maximální hodnoty 18 µg·l^{-1}.

4. ZÁVĚR

Během testování biofilmového reaktoru v uzavřených 7denních cyklech bylo zjištěno, že biodegradace acetochloru je nejrychlejší během prvních 24 hodin a následně se výrazně snižuje. Degradační rychlost byla ovlivněna i rychlostí průtoku vody systémem, resp. počtem průchodů vody přes stěnu membrán. Při testování v kontinuálním provozu při teoretické době zdržení 24 hodin kolísala účinnost degradace acetochloru v širokém rozmezí od 0 do 60 % v závislosti na vstupní koncentraci acetochloru. Velmi nízké účinnosti byly zaznamenány při vstupní koncentraci 2 mg·l^{-1} a nižší.

PODĚKOVÁNÍ

Práce byla realizována v rámci projektu Výzkum pokročilých nanostruktur pro aplikace v oblasti potravinářství a čištění vod (CZ.01.1.02/0.0/0.0/20_336/0023623) ve spolupráci s klastrem Nanoprogress, z.s.

OBSAH

Stanovení a sledování bilance léčiv v odpadních vodách a kalech

Boháčková Z.*, Jelínek J., Špačková A., Zukalová L., Vyskočilová R., Vorálek J.
VODÁRENSKÁ AKCIOVÁ SPOLEČNOST, a.s. Soběšická 820/156, 638 00 Brno
**autor pro korespondenci, email: bohackova@vasgr.cz*

ABSTRAKT
V životním prostředí je přítomno mnoho znečisťujících látek. Významnou skupinu tvoří specifické polutanty, které jsou zahrnuty pod pojem PPCP (Pharmaceuticals and Personal Care Products). Jsou to látky, které se do životního prostředí dostávají především až po použití populací. Významnou skupinu tvoří léčivé látky. Jedná se o látky s různou chemickou strukturou a fyzikálně chemickými vlastnostmi, které významně ovlivňují jejich chování, výskyt ve vodním prostředí. Projekt byl zaměřen na monitoring vybraných léčivých látek na provozovaných ČOV.

KLÍČOVÁ SLOVA
Čistírny odpadních vod; odpadní vody; léčiva; metabolity; specifické polutanty

1. ÚVOD

Celosvětová spotřeba léčivých látek stále stoupá, metabolity i léčiva ve stále aktivní formě jsou vylučovány převážně močí, popřípadě stolicí. V roce 2003 byla založena nezisková evropská koalice nemocnic, zdravotnických organizací, pracovníků místních úřadů, výzkumných / akademických environmentálních institucí. Cílem této organizace je zajistit realizaci udržitelných postupů používání léků na celoevropské úrovni - Health Care without Harm (HCWH) Europe „Zdravotní péče bez poškození“.

Sledování léčiv ve vodním prostředí je dlouhodobě realizováno v rámci Projektu KNAPPE – (Knowledge and Need Assessment on Pharmaceutical Products in Environmental Waters). Přehled výskytu léčiv byl zdokumentován v mnoha původních publikacích, soubor zahrnuje výsledky z 24 zemí.

2. PROJEKT VODARENSKÉ AKCIOVÉ SPOLEČNOSTI

Realizace projektu vyžadovala od počátku úzkou spolupráci pracovníků laboratoře a specialistů technického úseku generálního ředitelství.

Výběr léčiv byl zúžen na skupinu, která svým zastoupením pokrývá významnou škálu farmakoterapeutických vlastností. Byly vybrány nesteroidní antiflogistika Diklofenak a Ibuprofen, antibiotika Ciprofloxacin a Azithromycin, statiny na snížení hladiny cholesterolu Rosuvastatin a Atorvastatin. Z léků na vysoký tlak, onemocnění srdce byl vybrán Bisoprolol hemifumarate. Ve výběru nechyběla také jedna z nejpoužívanějších účinných látek, Paracetamol.

Na základě předem definovaných kritérií byly vybrány lokality sledování. Pozornost byla zaměřena zejména na ČOV, kde byly očekávané vyšší koncentrace léčivých látek v odpadní vodě s vazbou na specifické producenty, nemocnice, polikliniky apod.

Vzorky byly odebírány na ČOV: Blansko, Boskovice, Letovice, Ivančice, Tišnov, Tetčice, Třebíč, Jaroměřice nad Rokytnou, Znojmo, Nové Město na Moravě, Velké Meziříčí a Žďár nad Sázavou.

Vlastní realizace projektu byla rozdělena do čtyř etap tak, aby bylo možno postihnout variabilitu výskytu vybraných léčiv v jednotlivých obdobích roku. První etapa začala v říjnu 2021, čtvrtá etapa byla ukončena v letních měsících 2022.

Výsledky ze čtyř etap byly doplněny „krátkodobým“ intenzivním sledováním (14dnů) na čistírnách odpadních vod Třebíč, Blansko a Tišnov v říjnu 2022.

V tomto období bylo odebráno a zpracováno více než 230 vzorků odpadních vod a 35 vzorků kalů.

Analytické stanovení

Připravené vzorky byly analyzovány s využitím analytické sestavy - kapalinový chromatograf Agilent 1290 Infinity II a MS detektor, trojitý kvadrupól – 6495 Triple Quad.
Analytická metoda byla optimalizována s využitím normy
„ČSN ISO 21676 - Kvalita vod – Stanovení rozpuštěné frakce vybraných léčivých přípravků, jejich metabolitů a dalších organických látek ve vodách a v čištěných odpadních vodách Metoda vysokoúčinné kapalinové chromatografie s hmotnostně spektrometrickou detekcí (HPLC-MS/MS nebo –HRMS) po přímém nástřiku“.

Část vzorků odpadních vod a kalů byla analyzována v laboratoři firmy ALS Czech Republic. Výsledky z ALS tak významně rozšířily, doplnily informace o zatížení našich ČOV léčivými látkami.

3. VÝSLEDKY PROJEKTU

Z naměřených a vyhodnocených výsledků jednoznačně vyplývá, že chování léčivých látek v přírodě je ovlivněno mnoha faktory. Vedle primární účinné látky se nachází metabolity, které vznikají biotransformací i další produkty degradace. Odbourání některých léčivých látek na ČOV např. Paracetamolu je velmi vysoké téměř stoprocentní. Naopak u některých farmak např. Diklofenak, nebyl proces odbourání vůbec patrný.

Koncentrace léčiv přítomných v odpadních vodách byly naměřeny na úrovni ng až µg v litru odpadní vody. Nejvyšší koncentrace léčiv v kalech byly naměřeny na úrovni desítek µg/kg.

Rozbory odpadních vod na přítoku ČOV potvrdily vyšší obsah léčiv u největších ČOV a lokalit s prokazatelným zatížením kanalizace odpadními vodami z velkých nemocnic. Jsou to ČOV Znojmo, Třebíč, Blansko a Nové Město na Moravě. Stejné závěry byly získány přepočtem na objem průměrně zpracovávaného denního množství odpadních vod u jednotlivých ČOV.

Ve výjimečných případech, především na ČOV Letovice a ČOV Jaroměřice nad Rokytnou, dosahovala koncentrace léčiv (*Paracetamol, Ibuprofen, Ciprofloxacin, Atorvastatin a Bisoprolol)* úrovně výrazně větších lokalit s nemocnicemi, pensiony důchodců, v některých případech ji dokonce překračovala.

4. ZÁVĚRY PROJEKTU

Porovnání technologií

Srovnáním získaných statistických výsledků nebyly zjištěny významnější rozdíly mezi jednotlivými technologiemi ČOV. Z obdržených výsledků je zřejmé, že nejzásadnějším faktorem při odstraňování léčiv na ČOV je především samotný biologický proces.

Nicméně mezi jednotlivými čistírnami, případně technologickými koncepcemi biologického stupně, nelze v rámci rozptylu výsledků nalézt zásadnější rozdíly.

Prokazatelné rozdíly byly zjištěny porovnáním nejvíce odlišných objektů – z pohledu expozice oxickým prostředím v podmínkách rozmanitého bakteriálního oživení, tzn. čistíren s nejnižší dobou zdržení oproti objektům s nejvyšším stářím kalu v biologickém procesu, tedy nejdelší střední dobou zdržení.

U skupiny čistíren s delší dobou zdržení a vyšším stářím kalu je patrný lepší výsledek účinnosti odbourání zejména u Atorvastatinu, Bisoprololu i Azitromycinu.

Prakticky u všech sledovaných léčiv byly průměrné koncentrace na odtoku u čistíren s robustněji dimenzovaným biologickým stupněm nižší – přibližně poloviční.

Přestože nálezy sledovaných léčivých látek byly na odtoku z ČOV v relativně nízkých koncentracích lze u těchto látek předpokládat synergický negativní vliv na všechny složky životního prostředí a jejich vstup do odpadních vod je v současnosti téměř kontinuální. Proto je nutné zaměřit se cíleně především na prevenci a dle možnosti tak eliminovat rizika negativních dopadů.

PODĚKOVÁNÍ

Projekt byl realizován za všestranné podpory vedení VODÁRENSKÉ AKCIOVÉ SPOLEČNOSTI, a.s..

OBSAH

Využití kalů jako složky substrátů a hodnocení jejich kvality z hlediska obsahu mikropolutantů

Vráblová M.[1]*, Smutná K.[1], Ocelková A.[1], Koutník I.[1], Vrábl D.[2], Chamrádová K.[1], Rusín J.[1], Bouchalová M.[1]

[1]Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, Centrum energetických a environmentálních technologií, Institut environmentálních technologií, 17. listopadu 2172/15, 708 00 Ostrava-Poruba
[2]Ostravská univerzita, Přírodovědecká fakulta, Chittussiho 10, 710 00 Slezská Ostrava
**autor pro korespondenci, email: martina.vrablova@vsb.cz*

ABSTRAKT

Čistírenské kaly představují cenný zdroj prvků, jako jsou fosfor a dusík. Současně se v kalech vyskytují ale i mikropolutanty (léčiva, pesticidy, PCPs, mikroplasty). Kaly mohou být upraveny kompostováním s dalším materiálem a vzniklý substrát lze využít v zemědělství a lesnictví. Příspěvek je zaměřen na analytiku léčiv (nesteroidních antiflogistik, sartanů, antiepileptik, kofeinu) v jednotlivých fázích spolukompostování kalů. Analytickou výzvou je extrakce léčiv ze vzorků substrátů s kompostovaným kalem, jež představuje velmi složitou matrici; zvolena byla metoda třístupňové extrakce za pomoci ultrazvuku. Bylo ověřeno, že během spolukompostování dochází ke snížení obsahu léčiv v substrátech.

KLÍČOVÁ SLOVA

Čistírenský kal; léčiva; mikropolutanty; spolukompostování; substrát

1. ÚVOD

Čistírenské kaly představují v současné době jak nežádoucí odpad při zpracování odpadní vody, tak cenný zdroj prvků, jako jsou fosfor a dusík. Zavádění kalů na zemědělskou půdu se řídí platnou legislativou (vyhláška č. 273/2021 Sb.), která limituje obsah těžkých kovů a některých organických sloučenin. Neméně závažnou složku kalů představují rovněž takzvané mikropolutanty. Jsou to látky dosud legislativně neregulované, přítomné v nízké koncentraci, ale vzhledem ke své povaze rizikové. Jedná se zejména o léčiva, pesticidy, přípravky osobní péče (PCPs) a různé typy mikroplastů.

Příspěvek je zaměřen na analytiku léčiv v jednotlivých fázích procesu aerobní fermentace (spolukompostování) kalů. Sledovanými analyty byla léčiva ze skupiny nesteroidních antiflogistik (používaná proti horečce, bolesti a zánětům), sartany (léčiva na vysoký krevní tlak) a antiepileptika. Monitorován byl také obsah kofeinu (včetně metabolitů theofylinu a theobrominu), který je považován za indikátor znečištění lidskou přítomností (zdrojem kofeinu v životním prostředí jsou lidská moč nebo výkaly).

2. MATERIÁL A METODY

Analytickému stanovení léčiv předcházel extrakční proces, kdy k 1 g vysušeného a homogenizovaného vzorku kalu/substrátu byla přidána směs vnitřních standardů a následně byly sledované analyty ze vzorku postupně extrahovány pomocí ultrazvukové extrakce pomocí 4 ml methanolu s 0,1% kyselinou mravenčí (1:1, v:v), 4 ml methanolu s ultračistou vodou (1:1, v:v) a 4 ml čistého methanolu. Po každé extrakci byl vzorek centrifugován a supernatant byl filtrován pomocí 0,45 µm RC filtru do sběrné zkumavky. Z 12 ml extraktu byl odebrán 1 ml na analýzu pomocí HPLC-MS/MS.

Seznam stanovovaných analytů je uveden v Tab. 1.

Tab. 1. *Analyty stanovované ve vzorcích kalů, kompostovacích zakládek a finálních substrátů.*

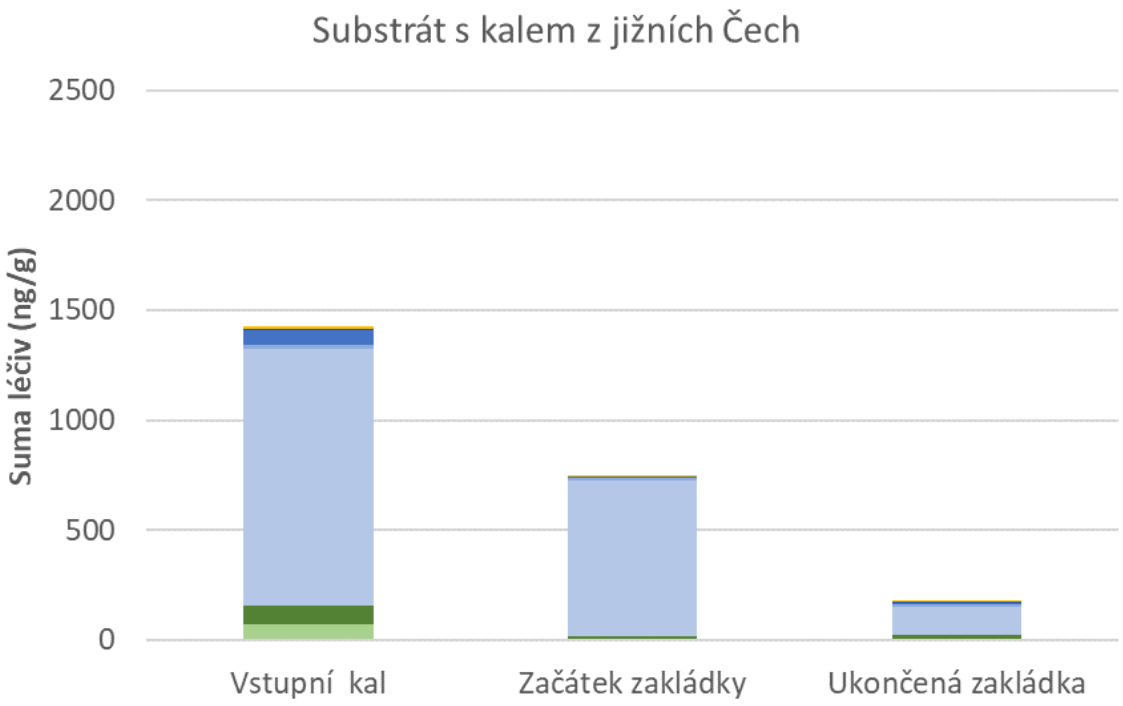
Skupina léčiv	Analyt
Nesteroidní antiflogistika	Paracetamol
	Diklofenak
Sartany	Telmisartan
	Losartan
	Valsartan
	Irbesartan
Antiepileptika	Lamotrigin
Methylxantiny	Kofein
	Theofylin
	Theobromin

Chromatografická separace probíhala v módu reverzních fází na koloně Phenyl-Hexyl (Phenomenex), která byla chráněna předkolonkou naplněnou stejným sorbentem. Mobilní fázi tvořil 5mM mravenčan amonný v methanolu a ve vodě. Délka analýzy byla 10 minut a zahrnovala i tandemovou hmotnostně-spektrometrickou detekci; ionizace probíhala v ESI+ módu, přičemž na analyzátoru typu trojitého kvadrupólu byly sledovány dva MRM přechody pro každý analyt, z čehož intenzivnější přechod sloužil pro kvantitativní analýzu. Koncentrace byly stanoveny pomocí kalibrační přímky s korekcí na vnitřní standard, kalibrace byla u většiny analytů lineární v rozmezí 6 – 2400 ng/g. Metoda byla validovaná v následujících parametrech: mez kvantifikace (LOQ), linearita, matricové efekty, výtěžnost metody (recovery), preciznost.

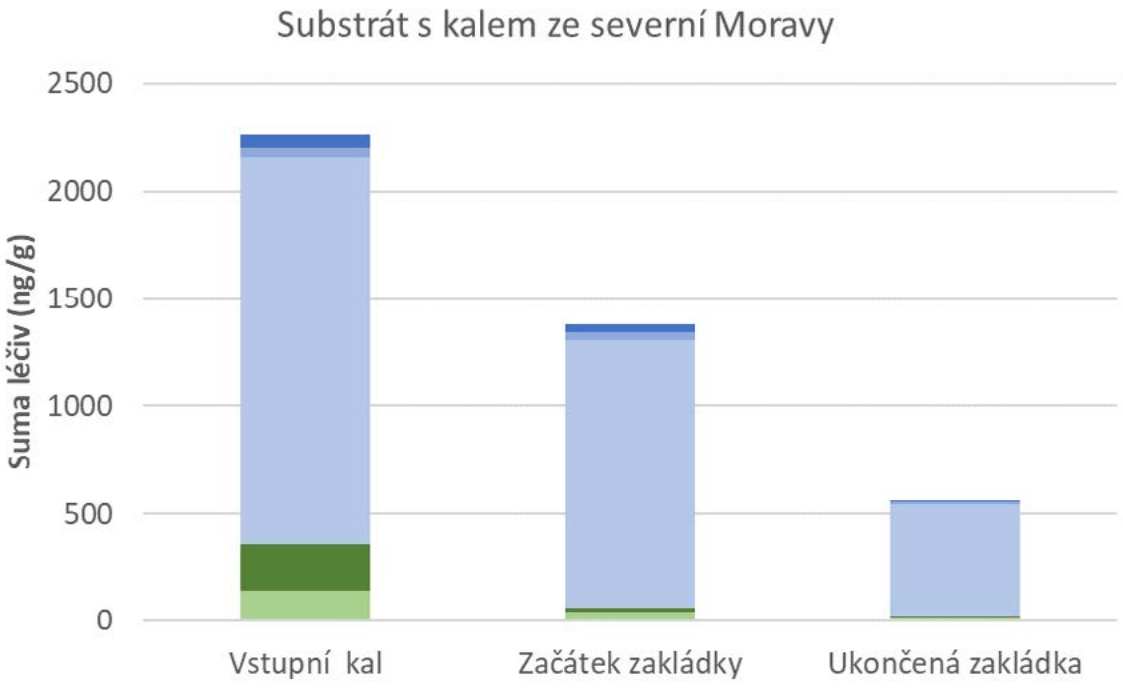
3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Na začátku procesu spolukompostování stojí samotný čistírenský kal, ve kterém je koncentrace mikropolutantů nejvyšší. Podle vyhlášky č. 273/2021 Sb. nesmí čistírenský kal tvořit více než 40 % z celkové hmotnosti zakládky. Proto musí být do kompostovací zakládky přidáván další vstupní materiál, který vzhledem ke svému složení obsahuje mikropolutanty v menším množství. Je zřejmé, že při smíchání zakládky dochází k poklesu mikropolutantů vlivem „naředění“ vstupního kalu těmito přísadami. Během spolukompostování pak dochází k dalšímu snížení obsahu léčiv (Obr. 1, 2). Koncovým produktem je pěstební substrát, který je možné bez zdravotních rizik využít v zemědělské a lesnické produkci.

Celkový pokles léčiv v procesu spolukompostování může být kromě vlivu ředění zapříčeněn také činností mikroorganismů, které se vyskytují jak v aktivovaném kalu, tak v menším množství i ve spolukompostovacích příměsích. Tyto mikroorganismy využívají léčiva a organické molekuly jako zdroj energie v závislosti na své enzymatické výbavě a podmínkách prostředí, ve kterém žijí. Některá perzistentní léčiva vyskytující se v kalech a z nich vzniklých substrátech (v řádech stovek až tisíců ng/g, např. telmisartan) mohou být přítomna v takovém množství právě z důvodů naplnění kapacity bakterií odbourávat organické mikropolutanty jinými léčivy či substráty, popř. v neschopnosti mikroorganismů takové molekuly metabolizovat. Dalším významným činitelem odbourání léčiv je zvýšená teplota dosahovaná při spolukompostování kalů.



Obr. 1. *Suma obsahu léčiv ve vstupním kalu, na začátku kompostovací zakládky a na konci spolukompostování. Zeleně jsou označena nesteroidní antiflogistika, modře sartany, žlutě antiepileptika.*



Obr. 2. *Suma obsahu léčiv ve vstupním kalu, na začátku kompostovací zakládky a na konci spolukompostování. Zeleně jsou označena nesteroidní antiflogistika, modře sartany, antiepileptika jsou pod limitem detekce.*

4. ZÁVĚRY

Spolukompostováním čistírenského kalu lze využít jeho bohatý nutriční potenciál a současně eliminovat negativní jevy, jako jsou přítomnost léčiv, patogenů a charakteristický zápach. V procesu spolukompostování dochází ke snížení obsahu léčiv vlivem zvýšené teploty

a mikrobiální degradace. Výsledný produkt má vlastnosti pěstebního substrátu s nižším obsahem mikropolutantů (v porovnání s nekompostovanou směsí). Pěstováním rostlin se obsah léčiv v substrátu ještě dále snižuje, čehož se dá využít při fytoremediaci.

PODĚKOVÁNÍ

Publikace byla vytvořena v rámci projektu „Optimalizace technologie úpravy kalů z komunálních čistíren odpadních vod s ohledem na jejich chemické a mikrobiální složení a schopnost zadržovat vodu s cílem jejich bezpečného využití na zemědělském a lesním půdním fondu“ (QK21010300) Programu aplikovaného výzkumu Ministerstva zemědělství. Experimentální výsledky byly získány s využitím velké výzkumné infrastruktury ENREGAT podporované MŠMT (LM2018098 a LM2023056).

SEZNAM LITERATURY

Vyhláška č. 273/2021 Sb. Vyhláška o podrobnostech nakládání s odpady. In: *Zákony pro lidi* [online]. AION CS, 2010-2023 [cit. 2023-07-26]. Dostupné z: https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2021-273.

OBSAH

Využitie kalovej vody na predúpravu lignocelulózovej biomasy pre zvýšenie produkcie bioplynu

Jankovičová B.*, Hutňan M., Sammarah M.

Slovenská technická univerzita v Bratislave, Fakulta chemickej a potravinárskej technológie, Ústav chemického a environmentálneho inžinierstva, Oddelenie environmentálneho inžinierstva, Radlinského 9, 812 37 Bratislava

**autor pre korešpondenciu, email: barbora.jankovicova@stuba.sk*

ABSTRAKT

Pre efektívne využitie lignocelulózovej biomasy ako substrátu pre produkciu bioplynu je potrebné túto biomasu predupraviť. Pre posúdenie vplyvu namáčania lignocelulózovej biomasy v kalovej vode resp. v kvapalnej časti fermentačného zvyšku z bioplynových staníc ako metódy predúpravy pre zvýšenie produkcie bioplynu, bol uskutočnený test bioplynového potenciálu. V rámci testu bol porovnávaný vplyv namáčania kukuričného odpadu v kalovej vode s namáčaním kukuričného odpadu v čistej vode a to pri troch rôznych dobách namáčania. Bol posúdený tiež vplyv veľkosti častíc substrátu pri namáčaní v kalovej vode a to použitím strihanej a mletej frakcie kukuričného odpadu.

KĽÚČOVÉ SLOVÁ

Anaeróbna digescia; kukuričný odpad; metán; predúprava

1. ÚVOD

Lignocelulózová biomasa, vzhľadom na jej celosvetovú vysokú produkciu, predstavuje materiál s veľkým potenciálom pre využitie ako substrátu pre produkciu bioplynu v procese anaeróbnej digescie. Táto biomasa je však charakteristická zložitou, pevnou a anaeróbnymi mikroorganizmami ťažko rozložiteľnou štruktúrou, ktorá je tvorená zložkami ako celulóza, hemicelulóza a lignín (Lee et al., 2014). Pre efektívne využitie lignocelulózovej biomasy ako substrátu pre produkciu bioplynu je potrebné tento materiál predupraviť. Mnohé z doposiaľ skúmaných metód predúpravy zahŕňajú využívanie energeticky náročných procesov ako predúprava pri vysokých teplotách alebo mechanická predúprava (Menardo et al., 2012). Ďalej využívanie rôznych chemikálií (Song et al., 2012; Ostrovareh et al.,2015), čo je spojené s nebezpečnými vlastnosťami chemických činidiel alebo s produkciou vedľajších chemických odpadov po predúprave. Podstatnou nevýhodou viacerých metód sú aj vyššie ekonomické náklady pri ich použití v praxi.

Skúmanou metódou predúpravy v tejto práci bolo namáčanie lignocelulózovej biomasy v kvapalnej časti fermentačného zvyšku z bioplynových staníc – kalovej vode pri izbovej teplote. Takáto metóda predúpravy by mohla predstavovať jednoduchú a ekonomicky výhodnú metódu aplikovateľnú v praxi, nakoľko by šlo o využívanie vedľajšieho produktu z bioplynovej stanice a predúprava by prebiehala bez nárokov na ohrev.

2. MATERIÁLY A METÓDY

Charakteristika použitých materiálov

Použitým lignocelulózovým materiálom na posúdenie efektívnosti vybranej metódy predúpravy bol kukuričný odpad (X_c=0.941 g/g, SŽ=0.871 g/g), ktorý je tvorený z častí rastliny ako sú stonky, listy resp. všetky pozberové zvyšky rastliny okrem zrna. Použitý kukuričný odpad bol mechanicky predupravený na 2 rozdielne frakcie - strihaná frakcia (s veľkosťou častíc 1 až 3cm) a mletá frakcia (s veľkosťou častíc 2mm). Ako inokulum pri teste bioplynového potenciálu bol použitý anaeróbny kal z ČOV Devínska Nová Ves (X_c=5.91 g/L, SŽ=4.32 g/L).

Na predúpravu kukuričného odpadu bola použitá kalová voda resp. kvapalná časť fermentačného zvyšku z bioplynovej stanice v Hurbanove, ktorej charakteristika je uvedená v Tab. 1.

Tab. 1. *Charakteristika použitej kalovej vody na predúpravu*

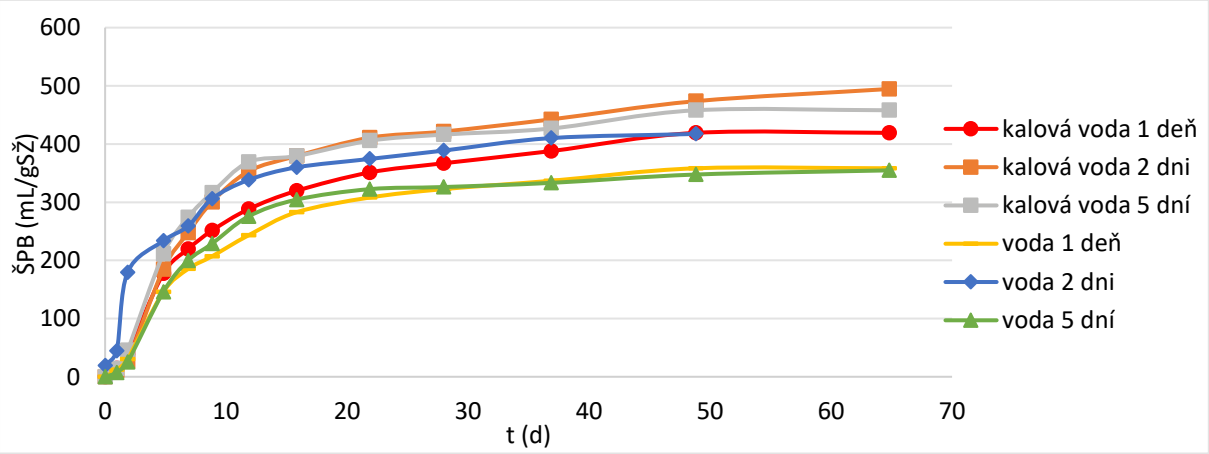
pH	Xc (g/L)	SŽ (g/L)	CHSK (mg/L)	N-NH_4^+ (mg/L)	P-PO_4^{3-} (mg/L)
7.9	62.39	47.45	6300	1372	22

Test bioplynového potenciálu

Test bioplynového potenciálu bol realizovaný podľa Angelidaki a kol. (2009), vo fľašiach s objemom 310 ml. Kukuričný odpad bol pred spustením testu predupravený namočením vo vode (20mL) po dobu 1 dňa/ 2dni/ 5 dní alebo namočením v kalovej vode (2mL kalovej vody +18mL vody) po dobu 1 dňa/ 2dni/ 5 dní. Pomer inokulum:substrát bol 2:1 (vztiahnuté na SŽ), pričom ako substrát ku inokulu boli použité substráty aj spolu s médiami, v ktorých boli namáčané. Produkcia bioplynu bola meraná v určitých intervaloch po dobu 65 dní. Sledovala sa tiež produkcia bioplynu slepých pokusov, čo predstavuje inokulum spolu s použitým množstvom vody a kalovej vody na namáčanie. Produkcia bioplynu všetkých variantov namáčaných substrátov bola sledovaná v triplikátoch, pričom vo výsledkoch sú uvádzané priemerné hodnoty výsledných hodnôt vyprodukovaného bioplynu z daných triplikátov.

3. VÝSLEDKY A DISKUSIA

Výsledky testu bioplynového potenciálu, kedy sa porovnával vplyv namáčania strihanej frakcie KO (kukuričného odpadu) v kalovej vode a vo vode pri troch rôznych dobách namáčania, sú zobrazené na priebehu kumulatívnej ŠPB (špecifickej produkcie bioplynu) na Obr. 1. Z výsledkov je zrejmé, že namáčanie kukuričného odpadu v kalovej vode malo pozitívny vplyv na zvýšenie produkcie bioplynu v porovnaní s namáčaním v čistej vode, nakoľko pri každej dobe namáčania boli dosiahnuté vyššie hodnoty ŠPB pri namáčaní v kalovej vode.



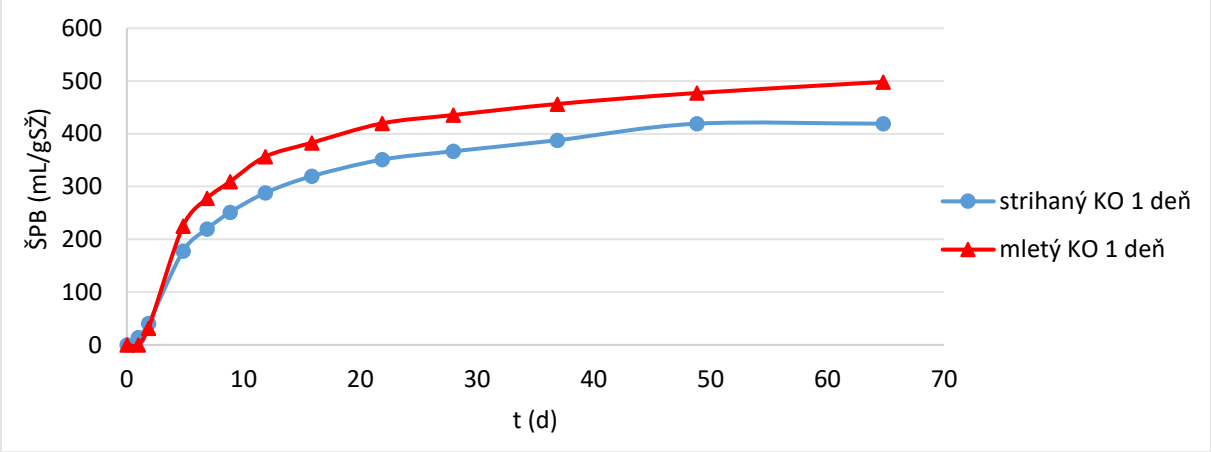
Obr. 1. *Priebeh kumulatívnej špecifickej produkcie bioplynu – strihaný KO namáčaný v kalovej vode a vo vode pri rôznej dobe namáčania*

Pri dobe namáčania 1 deň, namočenie KO v kalovej vode prinieslo 17% nárast v ŠPB v porovnaní s namáčaním v čistej vode, nakoľko dosiahnutá ŠPB pri namáčaní v kalovej vode bola na úrovni 419 mL/gSŽ a pri namáčaní vo vode 358 mL/gSŽ. Pri namáčaní KO po dobu 2 dní, boli celkové dosiahnuté ŠPB 494 mL/gSŽ pre namáčanie v kalovej vode a 417 mL/gSŽ pre

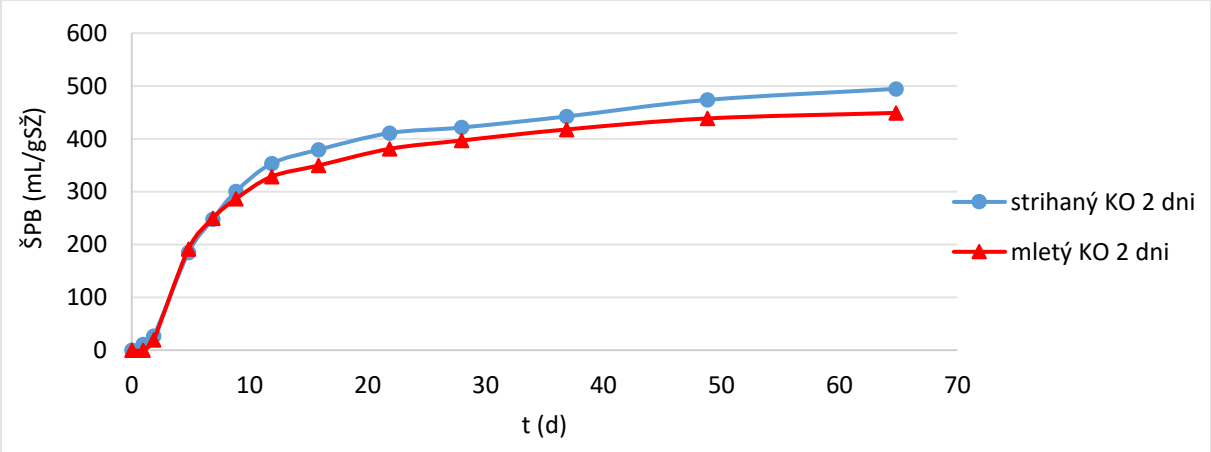
namáčanie vo vode, čo predstavuje nárast o 18%. Pre dobu namáčania 5 dní, bol nárast ŠPB pre namáčanie v kalovej vode (458 mL/gSŽ) v porovnaní s namáčaním vo vode (355 mL/gSŽ) až o 29%.

V prípade použitia strihanej frakcie KO sa preukázal pozitívny vplyv dlhšej doby namáčania v kalovej vode, kedy v porovnaní s dobou namáčania 1 deň došlo pri dobe namáčania 2 dni k nárastu v produkcii bioplynu o 18% a pri dobe namáčania 5 dní o 9%.

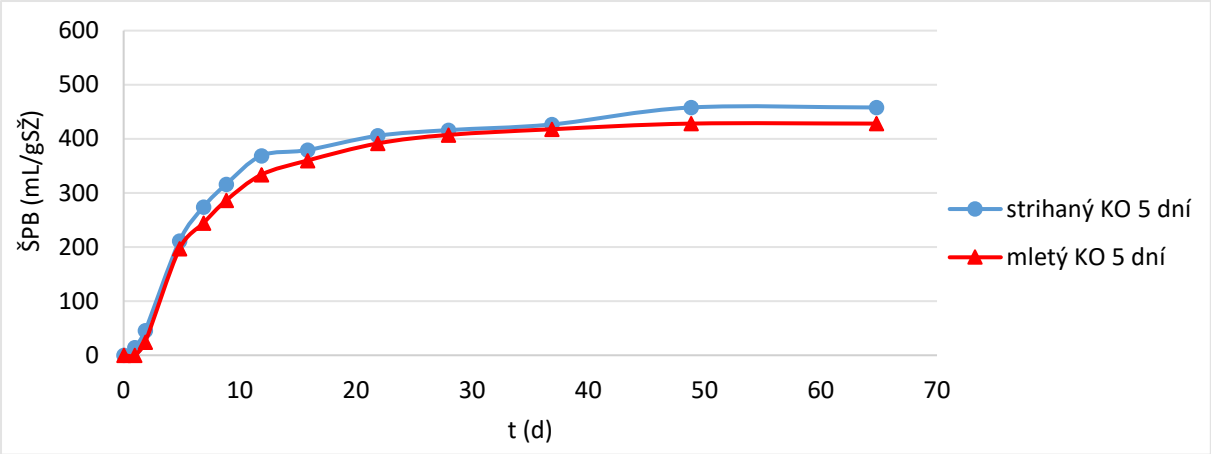
Priebehy kumulatívnych ŠPB zo strihaného KO a mletého KO predupravených namáčaním v kalovej vode pri každej sledovanej dobe namáčania sú zobrazené na Obr.2 až Obr.4. Pri dobe namáčania 1 deň, celková ŠPB pri mletom KO (498 mL/gSŽ) bola o 19% vyššia v porovnaní so strihaným (419 mL/gSŽ), čo potvrdilo pozitívny efekt zmenšovania veľkosti častíc na produkciu bioplynu. Pri dobe namáčania 2 dni a 5 dní sa však zmenšovanie častíc substrátu neprejavilo ako výhodné, nakoľko boli sledované nižšie produkcie bioplynu pri použití mletého KO. Pri dobe namáčania 2 dni celková ŠPB pri mletom substráte bola 449 ml/gSŽ a pri strihanom 495 ml/gSŽ. Pri dobe namáčania 5 dní, pri použití strihaného KO dosiahla celková ŠPB 458 ml/gSŽ a pri mletom KO 428 ml/gSŽ.



Obr. 2. *Priebeh kumulatívnej špecifickej produkcie bioplynu – strihaný a mletý KO namáčaný v kalovej vode 1 deň*



Obr. 3. *Priebeh kumulatívnej špecifickej produkcie bioplynu – strihaný a mletý KO namáčaný v kalovej vode 2 dni*



Obr. 4. *Priebeh kumulatívnej špecifickej produkcie bioplynu – strihaný a mletý KO namáčaný v kalovej vode 5 dní*

Predlžovanie doby namáčania sa pri mletej frakcii nepreukázalo efektívne, čo mohlo byť spôsobené tým, že mletá frakcia bola hneď prístupná anaeróbnym mikroorganizmom prítomným v kalovej vode a mohlo dôjsť k vyprodukovaniu množstva bioplynu ešte pred spustením testu.

4. ZÁVER

Výsledky testu bioplynového potenciálu preukázali pozitívny vplyv namáčania biomasy v kalovej vode v porovnaní s namáčaním v čistej vode, nakoľko pri všetkých sledovaných dobách namáčania boli dosiahnuté vyššie hodnoty špecifickej produkcie bioplynu. Pri porovnaní využitia strihanej a mletej frakcie kukuričného odpadu pri predúprave namáčaním v kalovej vode, sa pozitívny vplyv využitia menšej frakcie materiálu v porovnaní s väčšou frakciou prejavilo len pri dobe namáčania 1 deň. Pri dobe namáčania 2 dni a 5 dní boli sledované nižšie produkcie bioplynu pri použití mletej frakcie substrátu v porovnaní so strihanou frakciou.

POĎAKOVANIE

Príspevok bol napísaný s podporou Operačného programu Integrovaná infraštruktúra: „Podpora výskumných činností excelentných laboratórií STU v Bratislave“, Projekt č. 313021BXZ1, spolufinancovaný Európskym fondom regionálneho rozvoja.

ZOZNAM LITERATÚRY

Angelidaki I., Alves M., Bolzonella D., Borzacconi L., Campos J. L., Guwy A. J., Kalyuzhnyi S., Jenicek P., van Lier J. B. (2009). Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology*, 59(5), p. 927-934.

Lee H.V., Hamid S. B. A., Zain S. K. (2014). Conversion of Lignocellulosic Biomass to Nanocellulose: Structure and Chemical Process. *The Scientific World Journal* 2014, p. 1-21.

Menardo S., Airoldi G., Balsari P. (2012). The effect of particle size and thermal pre-treatment on the methane yield of four agricultural by-products. *Bioresource Technology* 104, p. 708–714.

Ostrovareh S., Karimi K., Zamani A. (2015). Efficient conversion of sweet sorghum stalks to biogas and ethanol using organosolv pretreatment. *Industrial Crops and Products* 66, p. 170-177.

Song Z., Yang G., Guo Y., Zhang T. (2012). Comparison of two chemical pretreatments of rice straw for biogas production by anaerobic digestion. *Bioresources* 7(3), p. 3223-3236.

Vliv termické hydrolýzy na strukturu kalu

Mágrová A.[1], Jeníček P.[1], Appels L.[2]
[1]Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Ústav technologie vody a prostředí, Technická 5, 166 28 Praha 6
[2]KU Leuven, Chemical and Biochemical Reactor Engineering and Safety (CREaS), De Nayer (Sint-Katelijne-Waver), Campus Jan Pieter de Nayerlaan 5, 2860 Sint-Katelijne-Waver, Belgie
**autor pro korespondenci, email: magrovaa@vscht.cz*

ABSTRAKT
Struktura kalu významně souvisí s jeho biologickou rozložitelností a odvodnitelností. Jednou z možností, jak zlepšit tyto parametry, je termická hydrolýza (THP), která kal dezintegruje a solublizuje. Tato studie simuluje THP v laboratorních podmínkách a zaměřuje se na vliv ohřevu (160 °C) a míchání (41 ot.min^{-1}) na směsný surový kal. Výsledky ukázaly, že při současném ohřevu a míchání je dosaženo vyššího stupně dezintegrace (17,30 %) a lepší solubilzace, která se nejvíce projevila na zvýšené koncentraci polysacharidů a bílkovin uvolněných z extracelulární polymerů do roztoku.

KLÍČOVÁ SLOVA
Dezintegrace; EPS; solubilizace; struktura kalu; termická hydrolýza

1. ÚVOD

Struktura kalu významně determinuje vlastnosti kalu a procesy jeho zpracování. Má zásadní vliv na rozložitelnost kalu, protože určuje přístupnost kalu jako substrátu pro mikroorganismy a také na odvodnitelnost kalu. Struktura kalu je významně ovlivněna vodou, která je v kalu obsažena. Obecně se tato voda, rozděluje na tři typy: na volnou, intersticiální a vázanou vodu. Volná voda tvoří největší podíl (65-85 %) celkové vody v čistírenském kalu, neváže se přímo na pevné látky a část může být separována pomocí gravitace Lee (1996). Intersticiální voda se nachází mezi jednotlivými vločkami kalu, nemůže volně téct a díky silným vazebným silám je zapotřebí vysoce intenzivní mechanické síly (vakuová filtrace, centrifugace) k jejímu odstranění Tsang a Vasilind (1990). Vázaná voda tvoří 10 % a je odstranitelná pouze termickými procesy. Pro částečné převedení intersticiální a vázané vody na vodu volnou je důležité narušení extracelulárních polymerů (EPS) anebo narušení buněčné stěny Smith a Vesilind (1995). EPS jsou z velké části (70-80 %) tvořeny komplexními polysacharidy a bílkovinami a jsou zodpovědné za gelovitou strukturu kalu a jeho stupeň odvodnitelnosti Cao a kol. (2021). Jedním z procesů, který výrazně mění strukturu kalů a uvolňuje EPS je termická hydrolýza.

Termická hydrolýza (THP) při které je kal vystaven vysokým teplotám (160-170 °C) a tlaku dochází k narušení EPS a buněčné struktury a tím pádem narušení celé struktury kalu. V provozním měřítku existuje mnoho různých typů reaktorů, jako CAMBI a BIO THELYS® (Veolia Water Solutions & Technologies), které jsou vsádkové a nejsou mechanicky míchány Mágrová a Jeníček (2021) Kontinuálně míchaný reaktor EXELYS^{TM} (Veolia Water Technologies) naopak kombinuje ohřev kalu pomocí páry s kontinuálním míchání pro dosažení homogenní distribuce tepla v celém reaktoru Gurieff a kol. (2012).

2. MATERIÁL A METODY

Vzorek gravitačně zahuštěného kalu pochází z komunální ČOV Mechel Noord (Belgie). Laboratorní THP reaktor byl konstruován jako uzavřená nádoba s elektrickým topným tělesem na plášti reaktoru s pomaloběžným míchadlem umístěným ve víku reaktoru. Vzorky byly

vystaveny ohřevu (160 °C), míchání (41 ot.min^{-1}) a jejich kombinacím, které jsou podrobněji rozepsány v Tab. 1.

Tab. 1. *Rozpis experimentálního designu ohřevu a míchání vzorků*

Vzorek	Ohřev (°C)	Míchání (ot.min^{-1})
THP0m0	NE	NE
THP0m1	NE (23,2)	41
THP1m0	161,0 (± 1,2)	NE
THP1m1	162,0 (± 3,4)	41

Pro porovnání účinnosti ohřevu a míchání na solubilizaci kalu, byla měřena jejich celková a organická sušina (VL) a koncentrace rozpuštěných látek (RL), dle standardních metod APHA (2005). Dále byla stanovena celková a rozpuštěná $ChSK_{Cr}$ (chemická spotřeba kyslíku) pomocí testovacích sad HACH Lange LCK514, ze kterých byl následně vypočten stupeň dezintegrace.

Změny způsobené na struktuře kalu byly sledovány na koncentraci EPS a distribuci průměrné velikosti částic. Vzorek kalu byl naředěn a následně odstředěn na centrifuze (5 000 xG,10 min, 4 °C). Fugát vzorku byl poté filtrován přes promytý filtr (Whatman Grade 1) pomocí vakuové filtrace. zachycený filtrát obsahoval rozpuštěné látky vzniklé v důsledku činnosti mikroorganismů kalu – soluble microbial products (SMP). Kalový koláč z odstředěných vzorků byly nejprve pufrován fosfátovým pufrem (Phosphate Buffer Saline - Thermo Scientific™) a poté použit pro extrakci EPS. Z poloviny vzorků byly EPS extrahovány pomocí Ionex (eEPS-CER) na druhou polovinu bylo použito tepelné zpracováním při 80 °C po dobu 10 minut (eEPS-H). Po extrakci byly vzorky odstředěny a filtrovány přes promyté Whatman Grade 1 filtry. Extrakty a SMP byl poté analyzovány pomocí Duboisovy analýzy na obsah polysacharidů a Lowryho analýzou na obsah bílkovin D'Abzac a kol. (2010). Distribuce průměrných velikostí částic ve vzorcích byla měřena dle ISO 13320:2020 na analyzátoru velikosti částic PSA 1190 (Anton Paar).

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Analýza kalu prokázala účinný termický rozklad substrátu, který se v největší míře projevil na vyšší koncentraci rozpuštěných látek a rozpuštěné $ChSK_{Cr}$ při ohřevu kalu na 160 °C. Míchání a současný ohřev dále ještě umocnilo tento efekt a navýšilo podíl (viz Tab. 2) rozpuštěných látek ve vzorku.

Výpočet stupně dezintegrace dále potvrzuje, že pokud je kal v laboratorním reaktoru ohříván na 160 °C a současně míchán, pak je možné dosáhnout až 17,3 %. V porovnání s reaktorem,

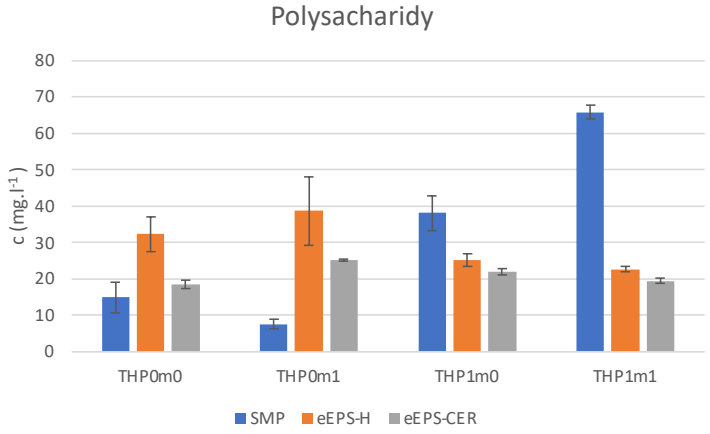
Tab. 2. *Výsledky analýzy vzorků a výpočtu stupně dezintegrace*

Vzorek	VL (g.l^{-1})	RL (g.l^{-1})	RL/VL (%)	$ChSK_{Cr}$ VL (g.l^{-1})	$ChSK_{Cr}$ RL (g.l^{-1})	Stupeň dezintegrace (%)
THP0m0	32,2 (± 0,84)	1,3 (± 0,06)	3,9	33,1 (± 1,13)	0,2 (± 0,01)	–
THP0m1	27,4 (± 0,27)	1,3 (± 0,01)	4,7	40,8 (± 1,06)	0,3 (±0,02)	0,25
THP1m0	29,7 (± 1,87)	4,7 (± 0,02)	15,9	31,7 (± 3,74)	4,3 (±0,37)	12,91
THP1m1	32,8 (± 0,81)	6,7 (± 0,05)	20,6	38,4 (± 2,19)	6,8 (±0,42)	17,30

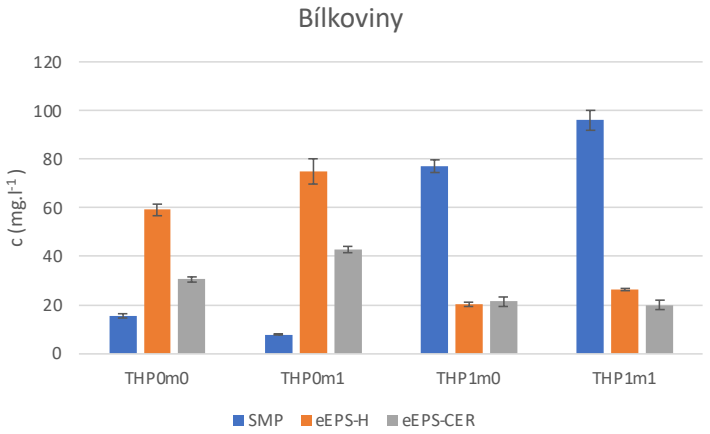
kde míchání nebylo zapnuto, jde o zlepšení o 34,04 %. V případě že reaktor je pouze míchán, tak nedochází k solubilizaci ani k významné dezintegraci kalu.

Výsledky rozboru se dále potvrzují i analýzou EPS, kde je jasné převedení rozpuštěné organické hmoty, zde vyjádřené jako SMP. Stanovení koncentrace polysacharidů pomocí eEPS-H dále ukazuje, že polysacharidy, které byly u termicky neupravených vzorků součástí EPS se během termické úpravy uvolňují do vodné fáze a my je tak detekujeme v SMP. Tento trend se nepotvrdil při použití metody eEPS-CER. Z pohledu využitelnosti substrátu pro anaerobní stabilizaci je jasné, že nejvýhodnější je kombinace ohřevu a míchání.

Koncentrace bílkovin se mění podobně jako je tomu u polysacharidů. Termická úprava je uvolňuje do roztoku (SMP) a pokud není přítomna tak zůstávají součástí EPS. Míchání a současný ohřev tento trend opět dále podporují (nárůst o 24,39 %). Vysoká solubilizace bílkovin je spojena s vyšší koncentrací dusíku v anaerobní stabilizaci a následně i v kalové vodě. Naopak, díky solubilizaci je substrát dostupnější pro anaerobní mikroorganismy, zrychluje a prohlubuje anaerobní stabilizaci kalu.



Obr. 1. *Koncentrace polysacharidů v SMP a v extraktech EPS provedených pomocí metody ohřevu (eEPS-H) a Ionex (eEPS-CER)*



Obr. 2. *Koncentrace polysacharidů v SMP a v extraktech EPS provedených pomocí metody ohřevu (eEPS-H) a Ionex (eEPS-CER)*

Největší rozdíly mezi vzorky byly pozorovány na částicích o velikosti 25–250 µm, kde vysoká teplota a míchání přispěli k navýšení podílů částic s menším průměrem v porovnání s ostatními vzorky. Tím pádem došlo ke zjemnění struktury kalu, která má následně vliv na povrch, pórovitost a filtrační odolnost koláče, vše významné pro odvodnitelnost kalového koláče.

4. ZÁVĚRY

Cílem naší práce bylo zjistit, zda současný ohřev a míchání termického reaktoru může mít významný vliv na termickou hydrolýzu kalu. Účinná dezintegrace kalu se potvrdila u obou zahřívaných vzorků (12,91 % a 17,30 %), přičemž vlivem míchání došlo ke zlepšení účinnosti o 34,04 %. Vlivem ohřevu také došlo k významné solubilizaci kalu, která se projevila na výsledcích analýzy rozpuštěných organických látek, EPS a velikosti částic. Polysacharidy a bílkoviny z EPS byly uvolněny do roztoku (SMP) při ohřevu vzorku na 160 °C a míchání tento efekt ještě umocnilo. V neposlední řadě se pozitivní vliv ohřevu a míchání projevil i na zmenšení velikosti částic kalu v porovnání s ostatními vzorky.

PODĚKOVÁNÍ

Tento výstup vznik v rámci Specifického vysokoškolského výzkumu – projekt č. A1_FTOP_2023_006.

SEZNAM LITERATURY

APHA (2005). *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater*, Amer Public Health Assn, Washington, D.C.

Cao, B., Zhang, T., Zhang, W., & Wang, D. (2021). Enhanced technology based for sewage sludge deep dewatering: A critical review. *Water Research*, 189, 116650.

D'Abzac, P., Bordas, F., Van Hullebusch, E., Lens, P. N., & Guibaud, G. (2010). Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) from anaerobic granular sludges: comparison of chemical and physical extraction protocols. *Applied microbiology and biotechnology*, 85, 1589-1599.

Gurieff, N., Hoejsgaard, S., Nielsen, B., & Kline, M. (2012). Successful application of the first EXELYS™ continuous thermal hydrolysis system in an operational WWTP in Denmark. In *Residuals and Biosolids Conference 2012*. Water Environment Federation.

Lee, D. J. (1996). Interpretation of bound water data measured via dilatometric technique. *Water Research*, 30(9), 2230-2232.

Mágrová, A., & Jeníček, P. (2021). Thermal hydrolysis to enhance energetic potential of sewage sludge: A review. *Paliva*, 59–68. doi:10.35933/paliva.2021.02.05

Ochs, P., Martin, B. D., Germain, E., Wu, Z., Lee, P. H., Stephenson, T., ... & Soares, A. (2021). Evaluation of a full-scale suspended sludge deammonification technology coupled with an hydrocyclone to treat thermal hydrolysis dewatering liquors. *Processes*, 9(2), 278.

Smith, J. K., & Vesilind, P. A. (1995). Dilatometric measurement of bound water in wastewater sludge. *Water Research*, 29(12), 2621-2626.

Tsang, K. R., & Vesilind, P. A. (1990). Moisture distribution in sludges. *Water Science and Technology*, 22(12), 135-142.

OBSAH

Porovnání vlivu různých druhů biocharu na průběh anaerobní fermentace

Andreides D.*, Pokorná D., Zábranská J.
Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Ústav technologie vody a prostředí, Technická 5, 166 28 Praha 6
**autor pro korespondenci, email: dominik.andreides@vscht.cz*

ABSTRAKT
Příspěvek se zabývá porovnáním vlivu různých druhů biocharu na průběh anaerobní fermentace pomocí jednorázových anaerobních testů při kultivační teplotě 37 °C a rozdílném organickém zatížení substrátem 0,4 g/g – 1,0 g/g ($NL_{zž}$/ChSK). Výsledky prokázaly pozitivní vliv biocharu produkovaného pyrolýzou anaerobně stabilizovaného kalu, kdy jeho přítomnost v anaerobní směsi zvýšila specifickou produkci CH_4 až 17 % ve srovnání se sadou bez biocharu. V anaerobních jednorázových testech, kde byly aplikovány biochary produkované pyrolýzou digestátu, byl naopak pozorován inhibiční efekt na průběh anaerobní fermentace a snížená produkce bioplynu ve srovnání se sadou bez biocharu.

KLÍČOVÁ SLOVA
Anaerobní stabilizace; anaerobní testy; biochar; bioplyn; intenzifikace

1. ÚVOD

Rostoucí poptávka po energiích spolu s globálním oteplováním vede ke zvyšování podpory podílu obnovitelných zdrojů energie, mezi které se řadí jak anaerobní fermentace, tak i termochemické procesy pro zpracování odpadní biomasy. Právě jedním z produktů termochemických procesů je biochar. Tento materiál vyniká svými specifickými vlastnostmi jako je jeho porézní struktura, vysoký specifický povrch, neutralizační kapacita či schopnost podpořit přímý mezidruhový přenos elektronů (DIET) (Cheng et al., 2020; Wang et al., 2018). Jednou z možností, jak biochar implementovat do stávající čistírenské infrastruktury, je propojení anaerobní fermentace s pyrolýzou či zplyňováním pro zpracování anaerobně stabilizovaného kalu, popř. digestátu, který nevyhovuje legislativním podmínkám pro aplikaci na zemědělskou půdu. Dávkování biocharu do anaerobní fermentace umožňuje navýšení produkce CH_4, zmírnění inhibičních vlivů přetížení anaerobní fermentace či zvýšení aktivity směsné anaerobní kultury (Pan et al., 2019).

Cílem této práce je představit účinky různých druhů biocharu na anaerobní fermentaci s ohledem na účinnost odstranění organických látek a sledování průběhu anaerobní fermentace za přítomnosti biocharu v případě jejího organického přetížení.

2. MATERIÁLY A METODY

Experimentální aparatura

Jednorázové anaerobní testy produkce bioplynu byly nasazeny v triplikátech v uzavřených plynotěsných lahvích se septem o celkovém objemu 100 ml při kultivační teplotě 37 °C. Zdrojem inokula byl mezofilní anaerobní stabilizovaný kal a jako substrát byl aplikován směsný surový kal. Biochar byl v jednom případě produktem poloprovozní pyrolýzní jednotky zpracovávající anaerobně stabilizovaný kal, další druhy byly získány z laboratorní pyrolýzní jednotky zpracováním digestátů z bioplynových stanic – digestát 1 a 2.

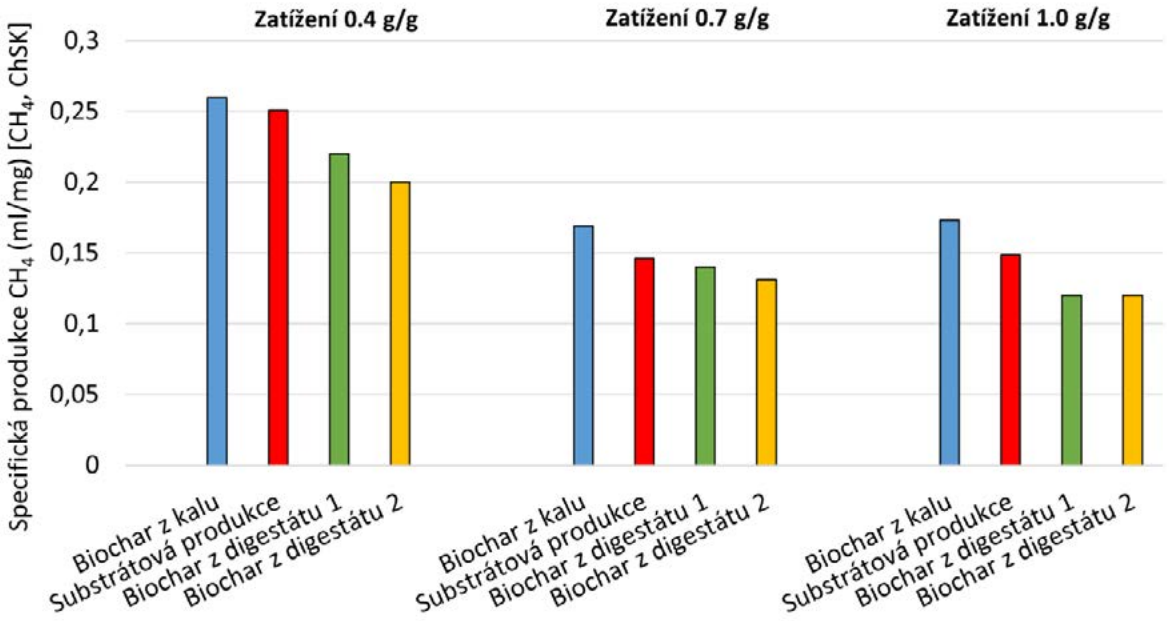
Jednorázové anaerobní testy byly provedeny v následujících sadách: i) inokulum (endogenní produkce); ii) inokulum se substrátem; ii) inokulum se substrátem a přídavkem biocharu.

Veškeré sady byly testovány při rozdílných organických zatíženích inokula 0,4 g/g – 1,0 g/g ($NL_{zž}$/ChSK). Během anaerobních testů byla měřena objemová produkce bioplynu, včetně stanovení jeho kvality (H_2, CH_4, CO_2, vzduch) pomocí plynového chromatografu vybaveného tepelně vodivostním detektorem. Zároveň byly pravidelně stanovovány stěžejní parametry v kapalné fázi, které reflektují průběh anaerobního rozkladu: pH, koncentrace nižších mastných kyselin (C2 – C6) a rozpuštěná ChSK.

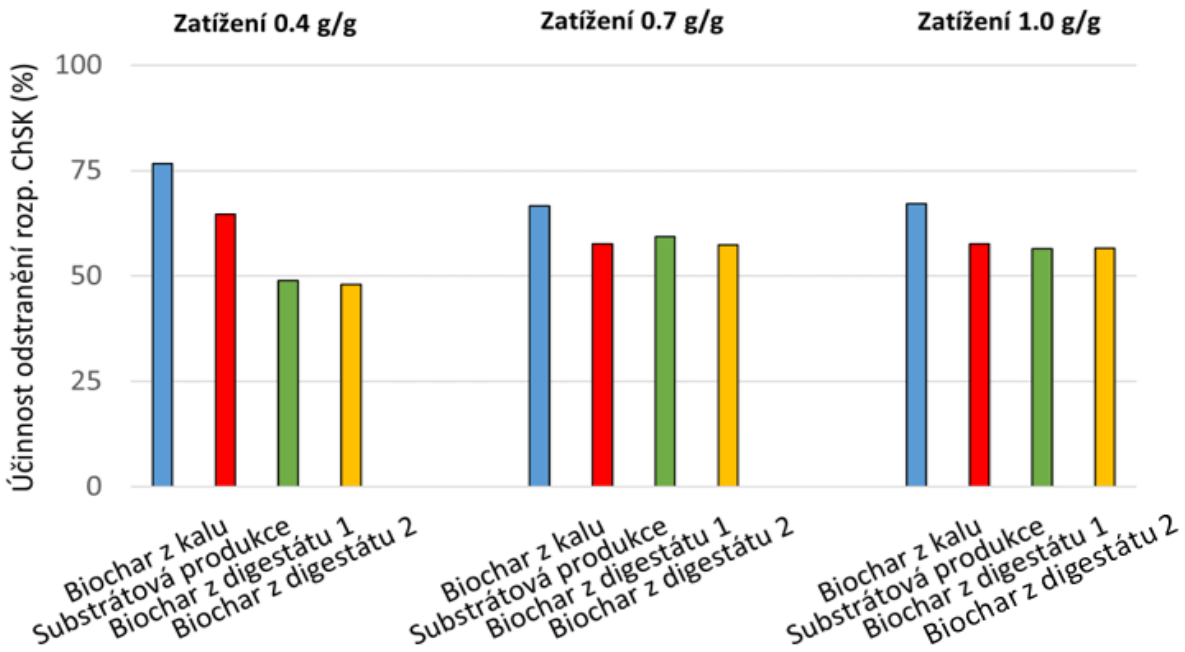
3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Vliv biocharu na specifickou produkci CH_4

Jednorázové anaerobní testy prokázaly pozitivní vliv biocharu produkovaného pyrolýzou anaerobně stabilizovaného kalu na průběh anaerobní stabilizace kalů. Při zatížení 0,4 g/g ($NL_{zž}$/ChSK) byla za přítomnosti biocharu navýšena specifická produkce CH_4 o 10 % ve srovnání se stejným zatížením bez přítomnosti biocharu (substrátová produkce). Naopak přítomnost biocharu z digestátu 1 a 2 snížila specifickou produkci CH_4 ve srovnání se substrátovou produkcí. Při zatížení 0,7 g/g ($NL_{zž}$/ChSK) a 1,0 g/g ($NL_{zž}$/ChSK) za přítomnosti biocharu z anaerobně stabilizovaného kalu byl pozorován obdobný trend, kdy specifická produkce CH_4 vzrostla téměř o 17 % ve srovnání se substrátovou produkcí (Obr. 1). Tento trend je v souladu i s pozorovanou akumulací nižších mastných kyselin během anaerobních testů s biocharem z pyrolýzy anaerobně stabilizovaného kalu, jejichž maximální koncentrace v sadách s biocharem byly o 21 % nižší než v sadách bez biocharu. Při aplikaci biocharu z digestátu 1 a 2 byla pozorována mírná inhibice methanogenní kultury, která má za následek sníženou produkci bioplynu, resp. CH_4, a akumulaci nižších mastných kyselin. Pravděpodobnou příčinou bylo uvolnění inhibičních látek (např. fenoly) z biocharu do kapalné anaerobní směsi, neboť tyto digestáty pocházejí z odpadářských bioplynových stanic, které zpracovávají odpady se zbytky plastů.



Obr. 1. *Specifická produkce CH_4 v různých sadách anaerobních testů při zatížení od 0,4 g/g do 1,0 g/g ($NL_{zž}$/ChSK).*



Obr. 2. *Účinnost odstranění rozpuštěné ChSK v různých sadách anaerobních testů při zatížení od 0,4 g/g do 1,0 g/g ($NL_{zž}$/ChSK).*

Vliv biocharu na účinnost odstraněné ChSK

Na Obr. 2 je graficky znázorněn procentuální podíl odstraněné rozpuštěné ChSK během anaerobních testů při zatížení 0,4 g/g ($NL_{zž}$/ChSK). V sadě s biocharem z pyrolýzy anaerobně stabilizovaného kalu došlo k výraznému zvýšení účinnosti odstranění rozpuštěné ChSK ve srovnání se substrátovou sadou. Naopak přítomnost biocharu z pyrolýzy digestátu 1 a 2 snížila účinnost odstranění rozpuštěné ChSK, což je v souladu s hypotézou o uvolnění inhibičních látek z biocharu a zapříčinění negativního vlivu na průběh anaerobní fermentace. Tento trend byl částečně pozorován i při vyšších organických zatíženích. Vliv biocharu produkovaného pyrolýzou digestátu 1 a 2 byl při vyšších zatíženích srovnatelný se substrátovou sadou, což značí, že jeho přítomnost v anaerobní směsi neměla intenzifikující vliv na průběh anaerobní fermentace.

4. ZÁVĚRY

Výsledky prokázaly pozitivní vliv biocharu z pyrolýzy anaerobně stabilizovaného kalu na anaerobní fermentaci. Ve srovnání se substrátovou produkcí bylo v sadě s biocharem pozorováno navýšení specifické produkce CH_4 téměř o 10 % až 17 % vzhledem k aplikovanému organickému zatížení. Tento nárůst se částečně projevil i ve zvýšené specifické rychlosti produkce bioplynu, která byla téměř o 11 % vyšší ve srovnání se substrátovou sadou. V sadách s biochary z pyrolýzy digestátů, bylo naopak pozorováno zhoršení průběhu anaerobní fermentace, včetně snížení produkce bioplynu. Tento fakt může být zapříčiněn jak vyvázáním funkčních skupin z biocharu, tak i až 10krát menším specifickým povrchem, a tedy zhoršené neutralizační kapacitě anaerobního systému v případě jeho organického přetížení.

PODĚKOVÁNÍ

Tento výstup vznikl v rámci projektu Specifického vysokoškolského výzkumu – projekt č. A2_FTOP_2023_006 a projekt č. A1_FTOP_2023_006.

SEZNAM LITERATURY

Cheng, Q., Xu, C., Huang, W., Jiang, M., Yan, J., Fan, G., Zhang, J., Chen, K., Xiao, B., Song, G. (2020). Improving anaerobic digestion of piggery wastewater by alleviating stress of ammonia using biochar derived from rice straw. *Environmental Technology & Innovation*, **19**, 100948.

Wang, G., Li, Q., Gao, X., Wang, X.C. (2018). Synergetic promotion of syntrophic methane production from anaerobic digestion of complex organic wastes by biochar: Performance and associated mechanisms. *Bioresource Technology*, **250**, 812-820.

Zpracování odpadních kalů v těžebním průmyslu

Volejník T.*
ENVITES, spol. s r.o., Vídeňská 264/120b, 619 00 Brno
**autor pro korespondenci, email: volejnik@envites.cz*

ABSTRAKT
Při čištění jakýchkoli vod – odpadní vody v těžebním průmyslu nevyjímaje – vzniká procesem dělení pevné a kapalné fáze kal, který je potřeba dále zpracovávat a odvodňovat. Jedním z možných zařízení na odvodňování kalu je filtrační lis – kalolis. První část práce shrnuje zkušenosti s technickým řešením a provozem „Bezodpadového kalového hospodářství na Úpravně uhlí Komořany". Důraz byl kladen zejména na zpětné využití jak vyčištěné vody, tak kalového koláče. Druhá část práce se zabývá technologií odvodnění kalu ze zpracování matečných louhů a z neutralizace po těžbě uranu v DIAMO, Stráž pod Ralskem, kam bylo dodáno v průběhu let 2008 – 2017 celkem 18 komorových kalolisů.

KLÍČOVÁ SLOVA
Bezodpadové hospodářství; kalolis; odvodnění kalu; staré ekologické zátěže; zpracování kalu

1. ÚVOD

Cílem této práce je seznámit odbornou veřejnost čítající jak provozovatele průmyslových čistíren odpadních vod, zejména těch z těžebního průmyslu, tak i projektanty a projekční firmy pohybující se v těchto oblastech s možnostmi uspořádání technologie a volby jednotlivých aparátů. Hlavním tématem je důraz na maximální zefektivnění technologie, využití odpadu jako produktu, na minimalizaci množství vypouštěných vod, jejich možností recirkulace a v neposlední řadě také na snížení provozních nákladů.

2. ODVODNĚNÍ KALU NA TLAKOVÝCH LISECH (KALOLISECH)

Princip funkce kalolisu

Odvodňování kalu na tlakových lisech – kalolisech (Obr. 1.) funguje na principu tkaninové filtrace. V první fázi jsou filtrační elementy – filtrační desky pokryté filtrační tkaninou (tzv. plachetkami) stlačeny hydraulickým systémem kalolisu tak, aby vytvořily uzavřený filtrační prostor (komory kalolisu). Poté se pomocí tlakového podávacího čerpadla začíná čerpat do kalolisu kal. Pevné částice jsou zachyceny na filtračních plachetkách a z kalolisu začíná vytékat vyčištěná voda – filtrát. V průběhu filtračního cyklu se s postupným narůstáním vrstev pevných částic (tj. tvorbou filtračního koláče) zvyšuje filtrační odpor. V kalolise tak narůstá tlak a snižuje se průtok kalu a filtrátu. Po zaplnění všech filtračních komor kalem dojde k ukončení plnící fáze a kalolis je připraven k vyprázdnění. To probíhá postupným posuvem filtračních desek, z nichž padá filtrační koláč do prostoru pod kalolisem.

Typy filtračních desek

Filtrační tlak je tedy vytvářen pomocí plnícího čerpadla a nikoli mechanicky hydraulickým systémem kalolisu, jak se s tímto dogmatem ještě i dnes docela často setkáváme. Jediná výjimka, kdy opravdu dochází k mechanickému lisování koláče, je při použití membránových desek. Tyto desky jsou navíc opatřeny nepropustnou membránou, která po dokončení plnění kalolisu již hotový filtrační koláč ještě mechanicky stlačí k vyždímání zbytkové vlhkosti např. po promývání filtračního koláče. Jako ovládací médium se v tomto případě používá tlaková voda nebo stlačený vzduch. Tento proces se však využívá zejména v chemickém průmyslu, kde

Obr. 1. *Komorové kalolisy Envites K1500, DIAMO Stráž pod Ralskem, NDS10*

se jedná spíše o procesní filtrace než o prosté odvodnění kalu, a proto se mu dále nebudu věnovat.

3. BEZOPDADOVÉ KALOVÉ HOSPODÁŘSTVÍ NA ÚPRAVNĚ UHLÍ KOMOŘANY

Záměr investora

V roce 2012 instalovala společnost Envites technologii bezodpadového kalového hospodářství na Úpravnu uhlí Komořany v Mostecké uhelné pánvi. V té době byla úpravna uhlí vlastněna a provozována Litvínovskou uhelnou, a.s., nyní Severní energetickou a.s. (Sev.en). Jedná se o zpracování mourových vod z těžby a zpracování hnědého uhlí, konkrétně ze zkrápění dopravních pásů, z praní a třídění uhlí a z odprášení. Jedním ze základních pilířů pro návrh technologie byl požadavek investora na zpětné využití jak vyčištěné vody, tak odvodněného kalu. Oba požadavky byly splněny. Vyčištěná voda se používá zpět do procesu úpravy uhlí a odvodněný kal – filtrační koláč je smícháván s uhlím a spaluje se v nedaleké tepelné elektrárně.

Skladba technologie

Instalovaná technologie zahrnuje 2 samostatné linky, každou se stupněm flokulace, sedimentace, zahuštění a odvodnění kalu. Před flokulační komory je dávkován polymerní flokulant. Z flokulačních komor natéká kalová voda do lamelových usazováků. Na každé lince je instalován 1 lamelový usazovák Envites LB16 se sedimentační plochou 15,6 m^2. Z těchto usazováků odtéká vyčeřená voda k dalšímu použití. Kal je čerpadly odtahován do zahušťováků kalu a pak se plnícími čerpadly čerpá na komorové kalolisy. Každá linka zahrnuje 1 zahušťovák ZK30/30 o objemu 19,4 m^3 a komorový kalolis Envites K800/60 o filtračním objemu 706 dm^3.

Provozní údaje

Technologie zvládne zpracovat až 5300 m^3/den mourových vod, přičemž kalolisy vyprodukují přes 25 t/den kalového koláče a ve špičkách se blíží v součtu až 60 operacím denně. Zatížení vstupních mourových vod se pohybuje od 2000 do 5000 mg/l, sušina kalu po zahuštění

Tab. 1. *Množství zpracovaných mourových vod a množství vyprodukovaného kalového koláče v 2. pol. října 2012 na ÚU Komořany*

Datum	Den	Nátok vod m^3/den	Počet cyklů na kalolisech A-B / den	Filtrační koláč kg/den
15.10.2012	pondělí	4 916	42	27 300
16.10.2012	úterý	5 004	37	24 050
17.10.2012	středa	5 226	38	24 700
18.10.2012	čtvrtek	3 441	30	19 500
19.10.2012	pátek	4 826	52	33 800
20.10.2012	sobota	1 220	22	14 300
21.10.2012	neděle	1 427	27	17 550
22.10.2012	pondělí	5 211	57	37 050
23.10.2012	úterý	5 129	55	35 750
24.10.2012	středa	5 178	51	33 150
25.10.2012	čtvrtek	5 049	45	29 250
26.10.2012	pátek	5 468	54	35 100
27.10.2012	sobota	4 535	36	23 400
28.10.2012	neděle	898	2	1 300
Celkem		57 528	548	356 200

v rozmezí 10 – 12 % a sušina filtračního koláče bývá 48 – 52 %. Provozní údaje v 2. polovině října 2012 shrnuje Tab. 1. Z tabulky jsou zřejmé nižší nátoky o víkendech.

4. DIAMO STRÁŽ POD RALSKEM, ZPRACOVANÍ MATEČNÝCH LOUHŮ, NEUTRALIZAČNÍ STANICE

Pozadí chemické těžby uranu

V ložisku Stráž pod Ralskem byla v letech 1966 až 1996 prováděna tzv. chemická těžba uranu. Během této doby bylo do podloží injektováno celkem 4 100 000 tun H_2SO_4, 320 000 tun HNO_3, 111 000 tun NH_4^+ a 16 000 tun HF. Kontaminované podzemní vody o objemu přes 370 000 000 m^3 se nacházejí na území o rozloze cca 27 km^2.

Zpracování matečných louhů (ZML)

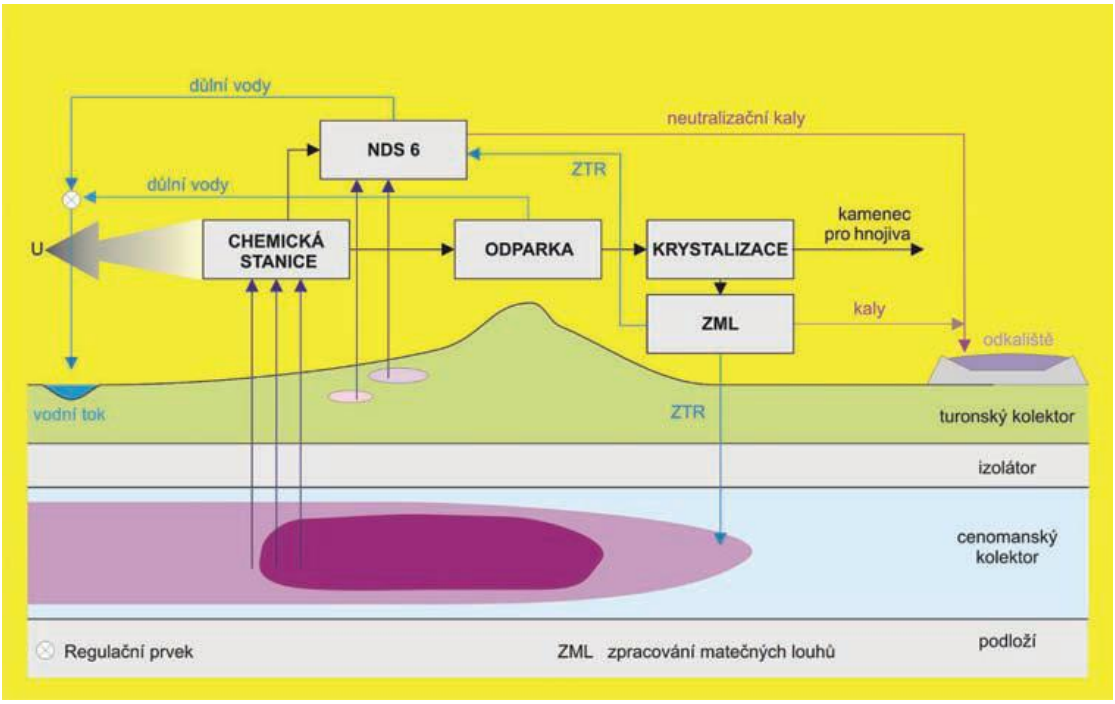
Likvidace starých ekologických zátěží z chemické těžby uranu spočívá v čerpání podzemních kontaminovaných vod – zbytkových technologických roztoků (ZTR) z podloží a jejich následném zpracování. V roce 2009 byla zprovozněna nová technologie ZML, která funguje na principu neutralizace ZTR vápenným mlékem po krystalizaci kamence a filtrace neutralizačních kalů na komorových kalolisech Envites K1500. Vyprodukovaný filtrační koláč je systémem redlerů a posléze nákladními auty transportován do prostoru odkaliště. Z kapalné fáze je oddělován rozpuštěný amoniak a jako produkt vzniká čpavková voda. Bilance ZML uvádí Tab. 2.

Neutralizační a dekontaminační stanice (NDS10 a NDS6)

V roce 2011 byla technologie ZML rozšířena o provoz neutralizační stanice NDS10 (Obr. 1.), kde se zpracovávají méně koncentrované ZTR. A konečně v roce 2018 byla provedena rekonstrukce původní neutralizační stanice NDS6, která kromě stupně neutralizace a filtrace na kalolisech (opět typ Envites K1500) zahrnovala také rekonstrukci venkovních usazovacích

Tab. 2. *Bilance ZML*

Bilanční proud	Průtok
Vstupní ZTR	132 m^3/h
Spotřeba vápna	6,6 t/h
Spotřeba destilátu	64 m^3/h
Spotřeba páry	13,3 t/h
Produkce kalů	46 t/h
Produkce čpavkové vody	1 t/h
Sliv	142 m^3/h
Vyváděné látky	12 t/h



Obr. 2. *Procesy likvidace kontaminovaných podzemních vod v ložisku Stráž pod Ralskem*

nádrží s odsavači kalu. Přehled jednotlivých technologických procesů čištění kontaminovaných podzemních vod v ložisku Stráž pod Ralskem je znázorněn na Obr. 2. (s výjimkou NDS10).

5. ZÁVĚR

Oba popisované případy přináší kromě environmentálního benefitu také benefit ekonomický. V případě technologie instalované na ÚU Komořany nedochází vypouštění kalových vod a kalu na laguny, vyčištěná voda se vrací zpět do procesu a filtrační koláč je spotřebováván jako produkt. U likvidace kontaminovaných podzemních vod v provozu DIAMO ve Stráži pod Ralskem můžeme jako ekonomický benefit považovat výtěžnost kamence jako produktu pro výrobu hnojiv a také produkci čpavkové vody ve stupni ZML. Environmentální benefit je v tomto případě naprosto zřejmý.

SEZNAM LITERATURY

Charvát, J., Kolář, P. (2011). Nové směry a perspektivy sanace horninového prostředí po chemické těžbě uranu na ložisku Stráž. *Hornická Příbram ve vědě a technice*, https://slon.diamo.cz/hpvt/2011/_Zahlaz/Z%2013.pdf.

OBSAH

Metodika hodnocení účinnosti mísení v potrubních mixérech na základě rozkolísanosti vodivosti

Strogonov V.*
České vysoké učení technické učení v Praze, Katedra vodního hospodářství obcí, Thákurova 7, 166 29 Praha 6
**autor pro korespondenci, email: vadim.strogonov@fsv.cvut.cz*

ABSTRAKT
V tomto článku je představena nová polo-empirická metodika testování potrubních mixéru v laboratoři. Cílem tohoto postupu je zjednodušit akademický přístup k testování a umožnit menším podnikům rychle hodnotit své prototypy a řídit tak proces výzkumu a vývoje v kontextu ekologické výzvy, kterou odvodňování kalů představuje. Metoda je založena na vyhodnocování kolísání vodivosti v čase za účelem posouzení rovnoměrnosti konečného produktu míchání. Výsledky provedeného experimentu popsaného v článku mohou naznačit její užitečnost jako alternativy k mnohem nákladnějším metodám PLIF (planární laserem indukovaná fluorescence) a MRI (magnetická rezonance).

KLÍČOVÁ SLOVA
Kalové hospodářství; odvodnění kalu; potrubní mísič; mísení chemikálií; validace CFD

1. ÚVOD

Potrubní mísiče jsou hojně využívány na čistírnách odpadních vod pro směšování koagulantů/flokulantů s kalem např. před jeho odvodňováním. Jsou tak součástí kalového hospodářství, které převádí problém znečištěné vody na problém nakládání s pevným odpadem (Scholz, 2016). Jejich optimalizací a zdokonalováním jsme tudíž schopni přispět k dlouhodobé ochraně životního prostředí tím, že zlepšíme odvodnitelnost kalů a výrazně snížíme spotřebu flokulantů i vynaložené energie.

Díky pokroku v oblasti výpočetní dynamiky tekutin (CFD) můžeme hledat cesty, jak tyto potrubní mixéry zlepšit, aniž bychom museli vyrábět velké množství prototypů pro laboratorní zkoušky. Nicméně, každý matematický model je třeba validovat nejenom numericky (též verifikace), ale zároveň i fyzicky (též validace) (Maliska, 2023). Ve světle těchto skutečností, zatímco CFD simulace nám poskytuje klíčový vhled do možných způsobů zlepšení potrubních mixérů, je třeba také brát v úvahu současné metody laboratorního ověřování účinnosti těchto zařízení, které se týkají aspektů jak hydraulických, tak chemických.

Současné možnosti ověření účinnosti mísičů

Potrubní mísič lze hodnotit ze dvou pohledů, a to hydraulika a chemického inženýra. Chemického inženýra zajímá nejvíc tzv. rozložení doby zdržení nebo RTD (z angl. *Residence Time Distribution*), což je metodika založena na dávkování traceru do systému a spočítání času potřebného k jeho průchodu tímto systémem (Rodrigues, 2021). RTD křivky popisují dynamiku proudění v zařízení: odhalují zpětné přimíchávání, mrtvé zóny, zkratové proudy apod. Jako tracer se často používají roztoky solí, které jsou následně sledovány pomocí vodivostních čidel (Dolshanskiy a kol., 2023). Tato analýza ale neposkytuje konkrétní informaci o uniformitě výsledného produktu mísení nebo celkové tlakové ztrátě, což jsou dva nejdůležitější parametry z hlediska hydraulického.

Dobrý výkon mixéru totiž závisí na nižších tlakových ztrátách a vyšší rovnoměrnosti míchání. Obě tyto vlastnosti mohou být a často jsou kvantifikovány jako Z-index a variační koeficient (z

angl. *Coefficient of Variation, CoV*). CoV (rovnice č. 1) je poměr směrodatné odchylky rozložení koncentrace v míchacím poli σ_c ke koncentraci, která by se očekávala při ideálním rozmíchání, což je průměr v celém průřezu C_{av} (Alberini a kol., 2014; Aanjaneya a Agrawal, 2023).

$$CoV = \frac{\sigma_c}{C_{av}} \quad (1)$$

Zatímco CoV je snadno odvoditelný v Ansys Fluentu (Ansys, 2013), v reálných experimentech se měří mnohem obtížněji.

Nejpřesnější a nejlepší metody hodnocení kvality mísení v potrubí používají buďto MRI (magnetická rezonance) nebo PLIF (planární laserem indukovaná fluorescence) pro skenování příčného průřezu. Výsledné snímky se následně zpracovávají pro výpočet CoV. Tyto modely vyžadují velké náklady na skenovací přístroje a zpracování výsledků. Navíc v případě MRI je potřeba vyrobit zvláštní nemagnetický kus mísiče pouze na testování (Alberini a kol., 2014). V některých případech se PLIF nebo MRI skeny nahrazují digitálními fotkami proudění skrz průhledný úsek potrubí, přičemž se používají barevné tracery. Spolehlivost této metody je ale diskutabilní, přitom snímky jsou někdy ještě náročnější na zpracování (Kukukova a kol., 2011).

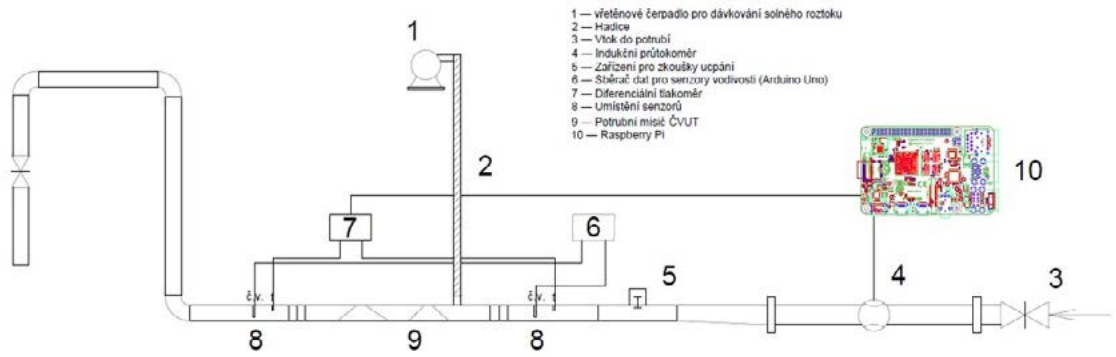
Cíle nové metodiky

Naneštěstí ne každé pracoviště, které se zabývá vývojem obdobných zařízení, je schopno si zajistit zázemí potřebné pro ověření prototypů. Avšak zjednodušením akademických postupů jsme schopni poskytnout soukromým pracovištím nenáročnou a snadno vylepšitelnou metodu, která by měla zjednodušit proces vývoje potrubních míchacích zařízení a tím pádem přispět k řešení naléhavého ekologického problému nakládání s čistírenskými kaly.

Z tohoto důvodu v rámci projektu s AMCON Europe s.r.o. jsme vyvinuli vlastní polo-empirickou metodiku ověření účinností potrubních mísičů na jednoduché testovací lince, která používá dostupná čidla internetu věcí na vyhodnocení rovnoměrnosti mísení a tlakové ztráty.

2. MATERIÁL A METODY

Podstata navržené přímé metodiky spojuje v sobě postupy chemického inženýra a hydraulika: využívá vyhodnocení RTD křivky s tak trošku jinak pojatým CoV. Testovací linka postavena podle této metodiky se skládá z polyethylenového potrubí o průměru 40 mm, senzorů vodivosti Grove EC před a po mísiči, které měří s četností 10krát za sekundu, a diferenciálního tlakoměru Foxboro IDP10-T22C05E 0-600 (Obr. 1). Veškerá data se automaticky ukládá a zpracovává na jednodeskovém počítači Raspberry PI.



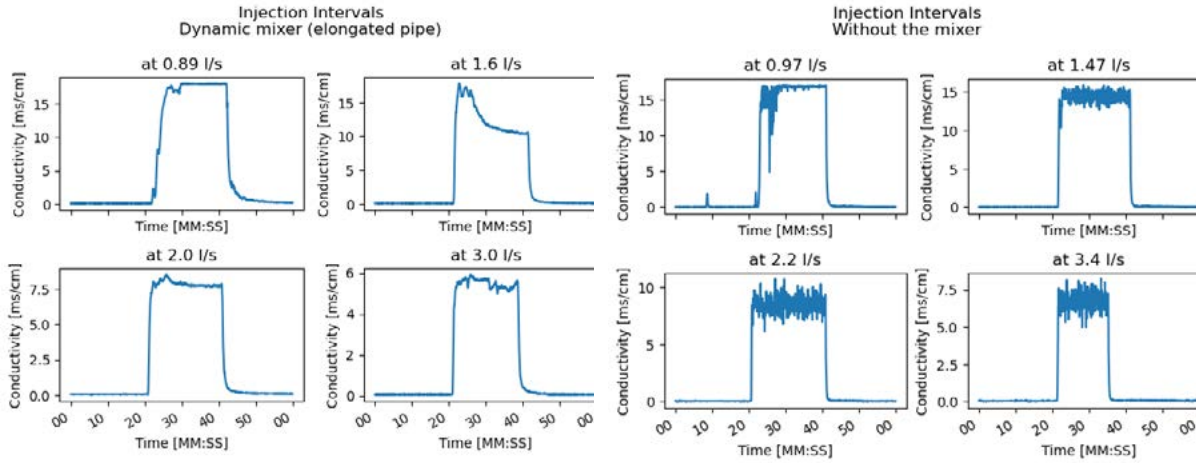
Obr. 1. *Schéma testovací linky postavené ve vodohospodářské hale ČVUT v Praze*

Během experimentů se do mísiče za proudu dávkoval silný roztok solí, což způsobovalo náhlý skok hodnoty vodivosti po mísiči. Vysoká frekvence snímaní vodivostního čidla umožňovala zachytit rozkolísanost hodnoty vodivosti v čase, která byla při zpracování charakterizována směrodatnou odchylkou. Předpokladem metodiky je, že větší inkonzistence v hodnotách vodivosti znamená menší uniformitu výsledného produktu, a tudíž nižší rovnoměrnost mísení. Tato rovnoměrnost se vyjadřuje podobně jako CoV, ale místo rozložení koncentrace traceru (tj. roztoku solí) v příčném průřezu je rozdělení bodové hodnoty vodivostí uprostřed proudu v čase:

$$CoV_n = \sqrt{\frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}(\kappa_i - \bar{\kappa})^2} \qquad (2)$$

kde N je počet naměřených hodnot vodivosti během dávkování roztoku, κ_i je bodová vodivost v daný okamžik, κ_{bar} je průměrná hodnota vodivosti během dávkování.

Získaná surová data se porovnávala se stavem bez mísiče. Tato komparativní analýza umožňuje hodnotit účinnost mísení, aniž bychom potřebovali přesné hodnoty vodivostí v několika bodech po příčném řezu. Každý mísič (i stav bez mísiče) se testoval při různých průtocích (Obr. 2). Zároveň oba mísiče byly testovány ve dvou různých vzdálenostech (30 cm a 60 cm po mísiči), což poskytovalo přehled o míře dodatečného mísení dál po proudu.

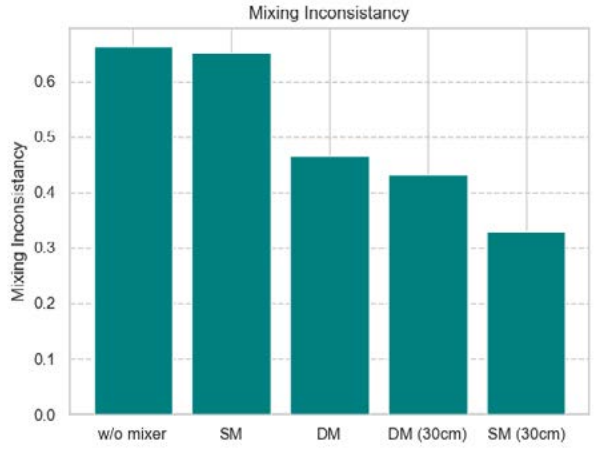


Obr. 2. *Hodnoty vodivosti po mísiči pro různé průtoky při 20s dávkování*

Zploštění fluktuací se vyhodnocovalo pomocí aritmetického průměru během dávkovacího cyklu. Tlaková ztráta byla měřena pomocí diferenciálního tlakoměru.

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Výsledky experimentů naznačují, že statický mísič je sice nejhorší z obou okamžitě po výtoku, ale díky zbytkovému mísení v potrubí vykazuje nejlepší výsledky směrem po proudu. Dynamický mixér naopak vykazuje dobré a stabilní výsledky bez ohledu na bod měření (Obr. 3).



Obr. 3. *Porovnání účinnosti mísení se statickým mísičem (SM), bez mísiče (w/o mixer), s dynamickým mísičem (DM), a data s posunutého o 30 cm senzoru vodivosti (DM (30 cm) a SM (30 cm)).*

Nejdůležitější však je, že na výsledcích je snadné vidět, že se experimentem podařilo prokázat účinnost mísičů v laboratorních podmínkách, a tím verifikovat CFD model obou mixérů.

4. ZÁVĚR

Cílem tohoto článku bylo předložit k diskusi možnosti zjednodušení některých akademických zkušebních postupů, aby menší soukromé společnosti, které nemají dostatek prostředků na řádný experiment, mohly předběžně otestovat své mísiče ve fázi optimalizace. Vzhledem k tomu, že experiment je polo-empirický, je na další studii, aby se přiblížil vědeckým standardům akademické sféry.

PODĚKOVÁNÍ

Tento příspěvek byl zpracován s podporou projektu „Vývoj pokročilé metody optimalizace mísení a chemické dávky pro procesy odvodňování kalů a flotace“ CZ.01.1.02/0.0/0.0/19_262/0020152

SEZNAM LITERATURY

Aanjaneya, K., & Agrawal, S. (2023). Optimization of twisted-tape element static mixers for industrially relevant setups. *Chemical Engineering Research and Design*, Vol. 191, pp. 426–438. Elsevier BV.

Alberini, F., Simmons, M. J. H., Ingram, A., & Stitt, E. H. (2014). Assessment of different methods of analysis to characterise the mixing of shear-thinning fluids in a Kenics KM static mixer using PLIF. *Chemical Engineering Science*, Vol. 112, pp. 152–169. Elsevier BV.

Ansys Fluent Theory Guide, Canonsburg, PA, 2013

Dolshanskiy, W., Stepanyuk, A., Arian, E., & Pauer, W. (2023). Residence time distribution and micromixing efficiency of a dynamic inline rotor–stator mixer. *Chemical Engineering Journal,* Vol. 451, p. 138555. Elsevier BV.

Kukukova, A., Aubin, J. and Kresta, S.M. (2011), Measuring the scale of segregation in mixing data. *Can. J. Chem. Eng.*, 89: 1122-1138.

Maliska, C. R. (2023). Fundamentals of Computational Fluid Dynamics. *Fluid Mechanics and Its Applications*. Springer International Publishing.

Rodrigues, A. E. (2021). Residence time distribution (RTD) revisited. *Chemical Engineering Science*, Vol. 230, p. 116188. Elsevier BV.

Scholz, M. (2016). Sludge Treatment and Disposal. *Wetlands for Water Pollution Control,* pp. 157–168. Elsevier.

B.03 VODÁRENSTVÍ / DEŠŤOVÉ VODY VE MĚSTECH, MODROZELENÁ INFRASTRUKTURA, OCHRANA VOD

OBSAH

Zkušenosti s provozem jednotky nanofiltrace na ÚV Zaječov

Kolesíková L.[1]*, Láska T.[2]
[1]*VODASERVIS s.r.o., Jamská 2362/53, 591 01 Žďár nad Sázavou*
[2]*Hydranautics - A Nitto Group Company*
**autor pro korespondenci, email: lkolesikova@vodaservis.cz*

ABSTRAKT
Příspěvek pojednává o zkušenostech s provozem membránové technologie na úpravu vody v obci Zaječov, která byla spuštěna začátkem roku 2021. Zdrojem surové vody pro výrobu pitné pro obec Zaječov jsou zářezy a blízký Mourový potok. Kvalita surové vody bývá nárazově zhoršena zejména v parametrech zákal a barva, a to v době intenzivních srážek nebo např. v době tání sněhu. Instalovaná technologie na úpravu vody zahrnuje jednotku nanofiltrace (NF), která je určena zejména na odstranění barvy ze surové vody a organického zatížení, které dříve způsobovalo v pitné vodě občasný vznik vedlejších nežádoucích produktů dezinfekce – trihalomethanů.

KLÍČOVÁ SLOVA
Membránová technologie; nanofiltrace; pitná voda; úprava pitné vody; vedlejší produkty dezinfekce

1. ÚVOD, TECHNOLOGIE ÚPRAVY VODY

V obci Zaječov nebyla do roku 2020 instalována žádná technologie na úpravu pitné vody. Občasná nedostatečná kvalita pitné vody – v parametru barvy, zákalu, celkového organického uhlíku (TOC) – byla několikrát důvodem stavu, kdy obec byla nucena zvolit náhradní způsob dodávky pitné vody cisternami. Vzhledem k vysokému organickému zatížení surové vody docházelo také ke vzniku trihalomethanů, jakožto vedlejších nežádoucích produktů dezinfekce chlornanem sodným. Tyto skutečnosti vedly k rozhodnutí pro instalaci technologie na úpravu vody na pitnou.

Zdroje surové vody pro obec Zaječov jsou dva zářezy a blízký Mourový potok. Voda z Mourového potoka je odebírána tehdy, kdy je výrazně zhoršena kvalita surové vody ze zářezů. Ta je ovlivněna tím, že zářezy jsou v blízkosti rašeliniště a v době dešťových srážek, které jsou buď hodně intenzivní, nebo dlouhodobé a také v době jarního tání sněhu dochází k průniku vody z rašeliniště do zářezů. Voda je pak zatížena vysokým organickým znečištěním, což se projevuje zvýšeným obsahem TOC a vysokou barvou, která je způsobena zejména huminovými látkami.

Začátkem roku 2021 byla spuštěna nová technologická linka na úpravu vody na pitnou pro obec Zaječov.

Technologická linka se skládá z následujících částí:

- přívod vody ze zdrojů do tzv. malého vodojemu, kde je voda akumulována před samotnou úpravou,
- mechanická filtrace na pískovém automatickém nerezovém tlakovém filtru TVK,
- membránová technologie – jednotka nanofiltrace (NF) je v provozu v případě, že za pískovým filtrem je překročena povolená hodnota barvy upravované vody,
- dvojice odkyselovacích automatických tlakových nerezových filtrů TVK s vápenato-hořečnatou náplní, z ní se do vody zvolna uvolňuje vápník a hořčík a dochází ke zvyšování pH,

- hygienické zabezpečení vody pomocí dávkování chlornanu sodného.

Řízení chodu úpravny vody je automatické, ovládané nadřazeným řídicím systémem, s manuálně obsluhovaným chemickým hospodářstvím (doplňování chemikálií, případné úpravy dávek) a poloautomaticky prováděným chemickým čištěním membrán NF.

Čerpání vody na úpravnu vody je řízeno dle hladiny vody ve vodojemu pitné vody. Na vstupu surové vody z obou zdrojů do malého vodojemu je na přítoku vody z obou zdrojů měřen zákal vody. V případě překročení nastavené hodnoty zákalu v surové vodě ze zářezů, je tento zdroj automaticky odstaven a odkalen a zároveň je otevřen přívod vody z Mourového potoka.

Za filtrací na pískovém nerezovém filtru TVK je také měřen zákal a barva upravované vody. V případě, že je překročena nastavená hodnota barvy a zároveň dodržen nastavený maximální obsah zákalu, je voda dále upravována na jednotce NF a následně natéká na odkyselovací tlakové nerezové filtry TVK. V případě, že voda v obou parametrech splňuje limity nastavené v nadřazeném řídicím systému, voda jednotku NF obtéká, a natéká přímo na odkyselovací filtry TVK. Posledním krokem úpravy pitné vody je hygienické zabezpečení pomocí proporcionálního dávkování chlornanu sodného. Na odtoku upravené pitné vody do vodojemu je kontinuálně měřen obsah volného chloru.

Všechny měřené hodnoty zákalu, barvy, pH a volného chloru a další měřené veličiny na úpravně vody (průtoky vody, tlaky a hladiny) jsou přenášeny do řídicího systému, který na základě těchto údajů vyhodnocuje případné potřebné provozní úkony.
Z nadřazeného řídicího systému je také spouštěno automatické praní všech tlakových nerezových filtrů TVK a pravidelný proplach jednotky NF.

2. MEMBRÁNOVÁ TECHNOLOGIE – JEDNOTKA NANOFILTRACE

Jednotka NF na ÚV Zaječov je postavena na odstranění barvy, TOC, který ve většině případů v surové vodě na ÚV Zaječov doprovází zvýšené hodnoty barvy a mikrobiálního znečištění.

Součástí jednotky NF je:

- vstupní nerezový rukávový filtr RF s jemnou filtrační vložkou, pro ochranu membrán NF před mechanickým znečištěním,
- vysokotlaké čerpadlo s integrovaným frekvenčním měničem, které tlakuje vodu na vstupu na membrány,
- čerpadlo recirkulace s integrovaným frekvenčním měničem – čerpá vracenou upravovanou vodu (recyklát) na NF,
- regulační klapka s elektropohonem na odtoku koncentrátu (znečištěné vody) do odpadu,
- membrány NF HydraCore, které jsou uspořádány ve třech stupních,
- čerpadlo pro čerpání roztoku na chemické čištění (CIP),
- nerezový rukávový filtr RF s velmi jemnou filtrační vložkou na vstupu roztoku CIP na NF,
- nádrž na roztok pro chemické čištění s ohřevem vody osazená pH metrem,

- dávkovací stanice chlornanu sodného – pro pravidelný automatický proplach NF v době její nečinnosti.

Jednotka NF je osazena průtokoměry a vodoměry pro měření průtoků jednotlivými částmi NF, dále jsou osazeny tlakoměry pro měření tlaku mezi jednotlivými stupni. Na základě tlakové ztráty, kterou vyhodnocuje nadřazený řídicí systém je v případě dosažené nastavené hodnoty tlakové ztráty zaslán požadavek na provedení chemického čištění (CIP), které je v poloautomatickém režimu prováděno technickým pracovníkem.

Nanofiltrační membrány

Membránové elementy Hydranautics HYDRACoRe50-LD instalované na úpravně vody v Zaječově patří do řady membrán HYDRACoRe. Jedná se o nanofiltrační membrány speciálně vyvinuté pro aplikace, kde je potřeba dosáhnout maximální efektivity při odstranění barvy. Používají se nejen v úpravě pitné vody, ale i v potravinářství či průmyslu. K dispozici jsou tři typy membrán, které se odlišují schopností zachytávat různě velké organické molekuly. Konkrétně membrána použitá v elementech HYDRACoRe50-LD má nominální záchyt nastavený na 1000 Daltonů. To znamená, že efektivně separuje organické látky o molekulové hmotnosti větší než 1000 g/mol. Membrána tvoří fyzickou bariéru, která dokonale odstraňuje organické látky způsobující barvu vody, bakterie a viry bez kontinuálního dávkování chemie. Odpadní voda produkovaná v běžném provozu, tzv. koncentrát, neobsahuje žádné přidané chemikálie. Použití chemikálií např. louhu je potřeba pouze pro pravidelné chemické čištění membrán (CIP).

Membrány HYDRACoRe jsou kompozitní polymerní membrány a jsou konstruovány jako tzv. "spirálně vinuté". Jeden element o délce 1 metru a průměru 20 cm obsahuje více než 37 m^2 aktivní membránové plochy, což umožňuje minimalizovat zastavěnou plochu a cenu membránového systému. Aktivní materiál membrán HYDRACoRe je vyroben ze sulfonovaného polyethersulfonu, který je na rozdíl od běžných RO a NF membrán odolný vůči oxidačním činidlům a je možné jej dezinfikovat například aktivním chlórem, a to jak jednorázově, tak i kontinuálně. Robustnost použitých materiálů také umožňuje aplikovat agresivní čisticí prostředky, pokud to konkrétní aplikace vyžaduje. Rozsah pH pro běžný provoz je 2-11 zatímco čištění je možné provádět roztoky s pH v rozsahu 1-12. Další zásadní vlastností membrány je její silný negativní náboj, který pomáhá odpuzovat negativně nabité organické molekuly z povrchu membrány. Snižuje se tím rychlost zanášení membrány a prodlužuje interval mezi chemickými čištěními.

Tab. 1. *Navržená kapacita jednotky nanofiltrace pro ÚV Zaječov*

Produkce pitné vody – permeát (m^3/hod)	Vstup vody na NF (m^3/hod)	Recirkulace vody – recyklát (m^3/hod)	Voda do odpadu – koncentrát (m^3/hod)
8	10	11	2
12	15	10	3
16	20	9	4

3. PROVOZ NANOFILTRACE NA ÚV ZAJEČOV

Jednotka NF je na ÚV Zaječov v provozu v době, kdy barva vody za tlakovým nerezovým pískovým filtrem TVK překročí hodnotu 10 mg Pt/l. Rychlost nátoku upravované vody na jednotku NF je nastavena na hodnotu 15 m^3/hod, produkce upravené vody (permeátu) je cca 12 m^3/hod. Množství koncentrátu, který odtéká do odpadu je regulováno na cca 3 m^3/hod. Recirkulací protéká cca 8 m^3/hod. Jak dochází k postupnému zanášení membrán, průtok recyklátu se postupně snižuje. Během 2,5 let provozu proteklo přes NF cca 59 900 m^3 vody. Celkově bylo na úpravně vody vyrobeno cca 64 600 m^3 vody. Což znamená, že cca 92 % pitné vody bylo vyrobeno s využitím jednotky NF. Oproti původnímu předpokladu, že jednotka NF bude v provozu cca 2-3 měsíce v roce, je od dubna 2021 v provozu téměř denně. Na jaře v r. 2021 došlo při silném větru k vyvrácení stromů v blízkosti zářezů, a to vedlo ke zhoršení kvality surové vody v zářezech.

Tab. 2. *Hodnoty kvality upravované vody na ÚV Zaječov v období od dubna 2021 do května 2023*

Parametr	Zákal surové vody ze zářezů	Zákal surové vody z Mourového potoka	Barva vody za pískovým filtrem TVK
Jednotky	(NTU)	(NTU)	(mg Pt/l)
průměrná hodnota	1,4	0,9	18,8
maximální hodnota	48	37,9	70
minimální hodnota	0,05	0,04	0,03

Jednotka NF je tedy v podstatě v kontinuálním provozu, kvůli čemuž je třeba provádět chemické čištění membrán pravidelně každý týden. Vzhledem ke složení upravované vody je pro chemické čistění membrán zvolený roztok hydroxidu sodného. V rámci zkušebního provozu bylo také vyzkoušeno kyselé chemické čištění roztokem kyseliny sírové a také byl vyzkoušen průmyslově vyráběný surfaktant pro zásadité čištění. Kyselý CIP se ukázal jako zcela nadbytečný. Zásaditý CIP pomocí průmyslového surfaktantu byl méně účinný než zásaditý CIP prováděný pomocí hydroxidu sodného. Odpadní voda z provedeného CIP je akumulována v neutralizační nádrži, kde je pH odpadní vody neutralizováno pomocí automatického dávkování kyseliny sírové na hodnotu pH 6,5-7,5, takto zneutralizovaná voda je pak likvidována.

V rámci provozu úpravny vody v době, kdy ještě docházelo ke střídání chodu úpravny bez a s NF, bylo vypozorováno, že při úpravě vody na jednotce NF je pro hygienické zabezpečení vody třeba podstatně nižší dávka chlornanu sodného než v případě, kdy byla voda upravována pouze na pískovém a na odkyselovacích filtrech. Na membránách NF dochází také k odstranění mikrobiálního znečištění, z toho důvodu je pak následná spotřeba dezinfekčního prostředku významně nižší.

4. ZÁVĚR

Provoz jednotky NF na ÚV Zaječov se osvědčil. Kvalita pitné vody je nyní stabilní, za dobu provozu cca 2,5 let nově instalované technologie na úpravu vody nedošlo ani jednou k překročení hodnot barvy, TOC nebo zákalu v pitné vodě na síti. Také ve sledovaném období nedošlo k výskytu nežádoucích trihalomethanů v pitné vodě.

Zhoršení kvality surové vody ze zářezů by bez instalace technologie na úpravu vody vč. membránové technologie s největší pravděpodobností vedlo k nutnosti odstavení těchto zdrojů pitné vody.

Provoz jednotky NF je de facto každodenní, s tím souvisí potřeba pravidelného provádění chemického čištění membrán. Pro posílení stupně předčištění byla technologie na úpravu vody v r. 2023 doplněna o dávkování koagulantu v objektu malého vodojemu. Dávkování koagulantu je řízeno aktuální hodnotou zákalu surové vody ze zářezů. Dále bude na vstupu na jednotku NF doplněn svíčkový filtr s jemností filtrace 1-5 μm. Také je již plánována částečná výměna membrán na nejvíce zatíženém 1. stupni NF, jelikož tlaková ztráta na NF již dosahuje hraničních hodnot. Použité membrány budou následně zaslány k výrobci do USA na analýzu jejich stavu a rozbor zachyceného znečištění.

OBSAH

Intenzifikácia procesu rekarbonizácie v reaktore s fluidizovanou vrstvou

Šoltýsová N.[1]*, Kurák T.[2], Dudáš J.[2], Derco J. [1]

[1]Slovenská technická univerzita v Bratislave, Fakulta chemickej a potravinárskej technológie, Oddelenie environmentálneho inžinierstva, Radlinského 9, 812 37 Bratislava

[2]Slovenská technická univerzita v Bratislave, Fakulta chemickej a potravinárskej technológie, Oddelenie chemického a biochemického inžinierstva, Radlinského 9, 812 37 Bratislava

**autor pro korespondenci, email: nikola.soltysova@stuba.sk*

ABSTRAKT

V predkladanom príspevku sa venujeme možnosti intenzifikácie procesu rekarbonizácie v kontinuálnom reaktore s fluidizovanou vrstvou a poloprevádzkovej skúšky navrhnutého rekarbonizačného reaktora v laboratórnych podmienkach pred jeho uvedením do prevádzky v praxi. V testovanom zariadení sa realizovala priama rekarbonizácia pitnej vody pomocou PVD a CO_2. Reaktor bol navrhnutý na úpravu pitnej vody s ročným objemovým prietokom vody 11 000 m3 a je požadované aby v upravovanej pitnej vode sa dosiahol nárast horečnatých iónov aspoň o 10 mg/L. Návrh reaktora vychádzal z rozsiahlych experimentálnych skúmaní vplyvu parametrov na proces rekarbonizácie v laboratórnom rekarbonizačnom zariadení.

KLÍČOVÁ SLOVA

Horčík; pitná voda; polovypálený dolomit; rekarbonizácia; vápnik

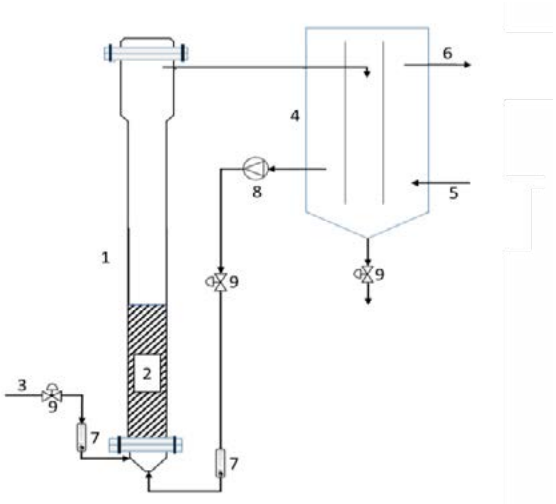
1. ÚVOD

Pre zdravie človeka má kvalita vody priamy význam. Medzi dôležité minerálne prvky v ukazovateli kvality pitnej vode patrí aj vápnik a horčík. Pitná voda nie je hlavným zdrojom týchto látok v tele ale priaznivo ovplyvňuje zdravotný stav človeka. Existuje viacero štúdií, v ktorých je preukázateľný vzťah medzi tvrdosťou vody a zdravím ľudí. Štúdie naznačujú, že v oblastiach, kde je v pitnej vode obsah vápnika (Ca^{2+}) a horčíka (Mg^{2+}) nižší, je horší zdravotný stav obyvateľov a zvýšená úmrtnosť najmä na kardiovaskulárne choroby. Preto ak voda obsahuje veľmi nízke koncentrácie Ca^{2+} a Mg^{2+}, technologicky by sa mala zvýšiť ich koncentrácia. Proces, pri ktorom sa voda obohacuje o vápnik a horčík sa nazýva rekarbonizácia. Z technologického hľadiska majú vápnik a horčík aj protikorózny účinok (WHO, 2011).

Z rozsiahlych experimentálnych výsledkov v práci Luptáková, Derco (2015) vyplýva, že v procese rekarbonizácie je veľmi výhodná kombinácia polovypáleného dolomitu (PVD) a oxidu uhličitého (CO_2) ako zdroj Ca^{2+}a Mg^{2+}. Výhodné je aj použitie reaktora s fluidizovanou vrstvou, v ktorom je pomerne veľká kontaktná plocha medzi tuhými časticami a tekutinou, čím sa minimalizuje zdržná doba kvapalnej fázy v reaktore a tým je možné upraviť veľké objemy pitnej za krátky čas. V predkladanom príspevku sa realizovala poloprevádzková skúška rekarbonizačného reaktora s fluidizovanou vrstvou (RFV) v laboratórnych podmienkach. Bola uskutočnená priama rekarbonizácia pitnej vody. Testovaný RFV bol navrhnutý na úpravu pitnej vody s ročným objemovým prietokom vody 11 000 m^3 a jeho návrh vychádzal z rozsiahlych experimentálnych skúmaní vplyvu parametrov na proces rekarbonizácie v laboratórnom rekarbonizačnom zariadení. Pri prevádzke RFV je požadované aby v upravovanej pitnej vode sa dosiahol nárast horečnatých iónov aspoň o 10 $mg \cdot L^{-1}$. V upravovanej pitnej vode je pôvodný obsah vápnika cca 25 $mg \cdot L^{-1}$ a horčíka cca 5 $mg \cdot L^{-1}$.

2. MATERIÁL A METÓDY

Zjednodušená schéma rekarbonizačného reaktora s fluidizovanou vrstvou je ilustrovaná na obr. 1. Zariadenie pozostáva z dvoch hlavných nádrží – telo fluidizačného reaktora (1), do ktorého bolo nadávkovaná frakcia PVD o zrnitosti 2-4 mm ako vrstva tuhých častíc (2) a separačnej nádrže (4). Do separačnej nádrže bol zabezpečený kontinuálny prítok čerstvej vody (5), ktorý sa zmiešaval aj so vznikajúcim koncentrátom iónov Ca^{2+} a Mg^{2+} v nádrži. Čerpadlom (8) bola voda privádzaná do fluidizačného reaktora a následne obohatená pitná voda o biogénne prvky bola privádzaná naspäť do separačnej nádrže. V separačnej nádrži boli odseparované úletové časiace a kontinuálnym odtokom (6) bola upravená pitná voda odvádzaná zo zariadenia. Do systému bol kontinuálne privádzaný CO_2 (3) cez distribútor v spodnej časti tela fluidizačného reaktora. Objem zariadenia, vrátané všetkých armatúr a potrubí, bol 45 L pre laboratórny reaktor a približne 450 L pre poloprevádzkový. Laboratórny model bol prevádzkovaný v dvoch fázach. V prvej fáze (saturačná) počas vsádzkového režimu, dochádzalo k vytvoreniu koncentrátu Ca^{2+} a Mg^{2+} iónov. V druhej fáze bol spustený kontinuálny prítok čerstvej vody. V prípade navrhnutého systému do praxe sa RFV prevádzkoval len v kontinuálnom režime bez predošlej saturačnej fázy.



***Obr. 1**. Zjednodušená schéma rekarbonizačného reaktora s fluidizovanou vrstvou 1 – fluidizačný reaktor, 2 – vrstva PVD, 3 – prívod CO2, 4 – separačná, resp. akumulačná nádrž, 5 – prívod čerstvej vody, 6 – odtok upravenej vody, 7 – prietokomer, 8 – čerpadlo, 9 – ventil.*

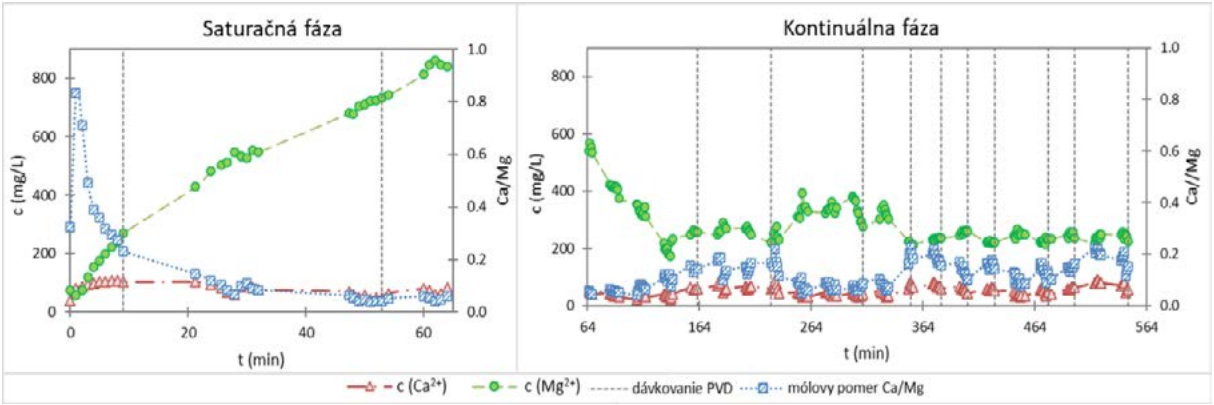
Počas prevádzky RFV bola kontinuálne monitorovaná vodivosť a pH pomocou multimetra WTW Multi 3420, pH elektródy SenTix 940-3 a vodivostnej sondoy TetraCon 925-3. Obsah Ca^{2+} a Mg^{2+} iónov bol stanovený chelátometricky na indikátor eriochromová čerň T (stanovenie ich súčtu) a murexid (stanovenie Ca^{2+}) (Horáková, 2003).

Na optimalizáciu procesu bola aplikovaná viacnásobná regresná analýza, konkrétne model kvadratickej rovnice so vzájomnými väzbami (rov. (1)), pričom parametre rovnice boli určené Nelder-Meadovou simplexovou optimalizačnou metódou (Nealder, Mead, 1965). Rov. (1) bola aplikovaná pre dve závisle premenná Y - koncentrácia súčtu Ca2+, Mg2+ (mmol/L) a mólový pomer Ca/Mg, kde Q(CO2) je prietok CO2 a Q(H2O) je prítok čerstvej vody.

$$Y = P_0 + P_1 \cdot Q(CO_2) + P_2 \cdot Q(H_2O) + P_{11} \cdot \left(Q(CO_2)\right)^2 + P_{22} \cdot \left(Q(H_2O)\right)^2 + P_{12} \cdot Q(CO_2) \cdot Q(H_2O) \qquad (1)$$

3. VÝSLEDKY A DISKUSIA

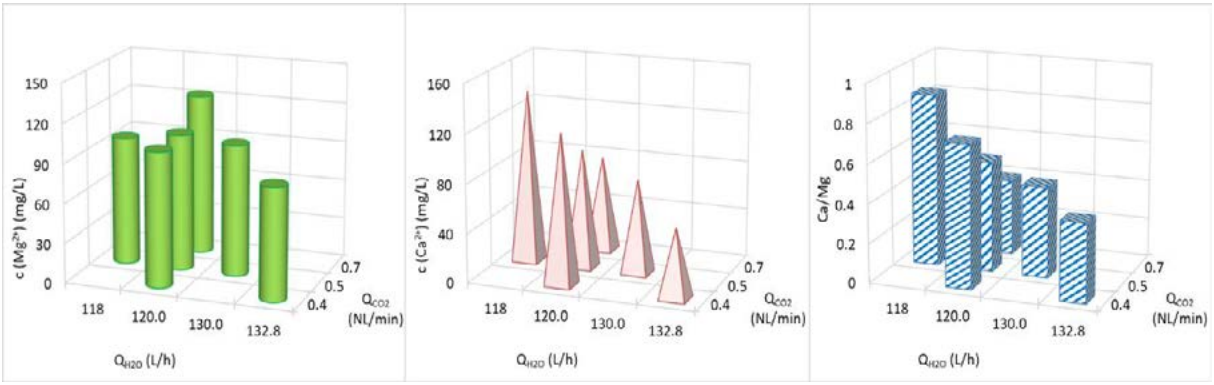
Na obr. 2 je znázornený obsah Ca^{2+}, Mg^{2+} a mólový pomer Ca/Mg počas prevádzky laboratórneho modelu. V priebehu saturačnej fázy, ktorá trvala 64 hodín pri konštantnom prietoku CO_2 0,5 $L \cdot min^{-1}$, bol vytvorený koncentrát Ca^{2+} a Mg^{2+} iónov. Po saturačnej fáze sa do systému začala kontinuálne privádzať čerstvá voda. Je pozorovateľné, že sledované veličiny spočiatku klesli v dôsledku narieďovania koncentrátu. Približne po 60 hodinách došlo k ustáleniu systému, ktorý bol udržiavaný cca 100 hodín. Od tohto času boli počas prevádzky menené podmienky procesu ako je prítok privádzanej čerstvej vody a CO_2 na určenie vplyvu parametrov na prevádzku. Sledoval sa aj vplyv dávkovania PVD do systému. Môžeme vidieť na Obr.2, že v druhej polovici kontinuálnej fázy bolo do systému častejšie dodávané množstvo PVD. Z výsledkov vyplýva, že po dávkovaní PVD do systému sa prudko zvyšuje koncentrácia Mg^{2+} (rovnako aj mólový pomer Ca/Mg). Bolo pozorované, že pri konštantnom prietoku CO_2 sa so zvyšujúcim prítokom vody z vodovodnej siete znižuje obsah Ca^{2+} a postupne znižuje aj obsah Mg^{2+}. Pri konštantnom prítoku čerstvej vody z distribučnej siete sa so zvyšovaním prietoku CO_2 zvyšuje obsah Mg^{2+}. Môžeme konštatovať, že koncentrácia Mg^{2+} je výraznejšie ovplyvnená množstvom PVD v systéme a prietokom CO_2. Vplyv prítoku čerstvej vody na obsah Mg^{2+} je v menšej miere. Priama závislosť medzi množstvom PVD a koncentráciou Mg^{2+} v systéme môže byť spôsobená vyššou rozpustnosťou horečnatej zložky PVD, pričom CO_2 sa podieľa pri rozpúšťaní PVD. Je možné tvrdiť, že pri konštantnom prietoku CO_2 sa so zvyšujúcim prítokom vody z vodovodnej siete znižuje obsah Ca^{2+} a zvyšuje obsah Mg^{2+}, dochádza k poklesu mólového pomeru Ca/Mg. Pri konštantnom prítoku vody z distribučnej siete a so zvyšovaním prietoku CO_2 sa zvyšuje obsah Mg^{2+}. Pri nižšom prietoku CO_2 po nadávkovaní PVD nedochádza k tak prudkému nárastu obsahu Mg^{2+}.



Obr. 2. *Sledované veličiny počas prevádzky laboratórneho RFV*

Počas testovania navrhnutého RVF, ktorý má byť zavedený do praxe, bol opäť sledovaný vplyv prevádzkových parametrov na rekarbonizáciu. Vzhľadom k tomu, že poloprevádzkový RFV je väčšie zariadenie a ustálenie procesu pri zmene podmienok trvá dlhšie ako pri laboratórnom zariadení, podmienky procesu rekarbonizácie sme menili v menšom rozsahu. Počas prevádzky sa v systéme udržiavajú nižšie koncentrácie Ca^{2+} a Mg^{2+} a mólový pomer Ca/Mg v porovnaní s prevádzkou laboratórneho RFV je vyšší. Táto zmena môže byť zapríčinená aj tým, že poloprevádzkový RFV sa prevádzkoval bez predošlej saturačnej fázy a teda nebol pred spustením kontinuálneho prítoku čerstvej vody vytvorený koncentrát iónov Ca^{2+} a Mg^{2+}, ktorý sa v zariadení narieďoval. Závislosť sledovaných veličín od prevádzkových parametrov

je znázornená na obr. 3. Môžeme dedukovať, že pri konštantnom prítoku čerstvej vody sa so zvyšujúcim prietokom CO_2 zvyšuje obsah horčíka, zatiaľ čo obsah vápnika sa znižuje, rovnako aj mólový pomer Ca/Mg. Pri konštantnom prietoku CO_2 sa so zvyšujúcim prítokom čerstvej vody sa koncentrácia Mg^{2+} nemení vo veľkom rozsahu, preto môžeme povedať, že je konštantná. Obsah Ca^{2+} klesá a teda klesá aj mólový pomer Ca/Mg.



Obr. 3. *Závislosť sledovaných veličín od podmienok procesu*

Tab. 1. *Parametre regresnej analýzy*

Parameter	Laboratórne zariadenie		Poloprevázkové zariadenie	
	Y = Ca/Mg	Y = c (Ca^{2+}+Mg^{2+})	Y = Ca/Mg	Y = c (Ca^{2+}+Mg^{2+})
P_0	-0.125	33.994	238.760	90.785
P_1	-0.808	2.790	− 67.015	− 118.575
P_2	0.019	− 0.847	− 3.546	− 0.788
P_{11}	-0.478	10.00	2.524	16.279
$P_{22} \cdot 10^{-3}$	-0.246	700	13.1	1.09
P_{12}	0.016	− 0,021	0.526	0.834
R_{yx}	0.922	0.958	0.993	0.963
R_{yx}^2	0.859	0.918	0.986	0.927

4. ZÁVER

Z výsledkov práce vyplýva, že v skúmanom rozsahu prevádzkových parametrov rekarbonizácie sa v testovanom poloprevádzkovom zariadení dokáže udržiavať koncentrácia Mg^{2+} v rozsahu 90-160 mg/L, čím sa spĺňa požadovaná podmienka nárastu Mg^{2+} o 10 mg/L. Môžeme konštatovať, že pomer Ca/Mg možno efektívne regulovať pridávaním vhodného množstva PVD v určitých intervaloch. Nadprodukciu iónov možno jednoducho regulovať prietokom CO_2. Pre udržiavanie ustáleného pomeru Ca/Mg pri prítoku čerstvej vody 120 L/h a prietoku CO_2 na úrovni 0,5 L/min je vhodné každých 75 hodín dávkovať do systému približne 3,5 kg nového PVD Magno-Dol.

ZOZNAM LITERATÚRY

Horáková, M. (2003). *Analytika vody*. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická, pp.120–121.

Luptáková A., Derco J. (2015). Improving Drinking Water Quality by Remineralisation. *Acta Chimica Slovenica*, pp.859–866.

Nelder J.A., Mead R. (1965). A Simplex Method for Function Minimization. *The Computer Journal*, 7(4), pp.308–313.

WHO. 2011. *Hardness in Drinking-water*. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. Genève, Switzerland: World Health Organization, 2011, 19 p.

OBSAH

Snížení provozních nákladů na výrobu ozonu prostřednictvím instalace generátorů na výrobu kyslíku

Riederová E.[1]*, Filip V.[2], Pěkný P.[1]
[1]*Želivská provozní a.s., K Horkám 16/23, 102 00 Praha 10 - Hostivař*
[2]*VODA Želivka, a.s., K Horkám 16/23, 102 00 Praha 10 - Hostivař*
**autor pro korespondenci, email: riederova@zelivska.cz*

ABSTRAKT
Úpravna vody Želivka využívá k úpravě vody nejen tvorbu vloček síranem hlinitým, pískovou filtraci a hygienické zabezpečení chlorem, ale i kombinaci ozonizace a sorpce na granulovaném aktivním uhlí. Ozon nelze kvůli jeho nestabilitě převážet, proto musí být vyráběn přímo na úpravně z kyslíku. Před instalací současné technologie byl využíván zkapalněný komerčně dodávaný kyslík. Na přelomu roku 2022 a 2023 byly uvedeny do provozu nové generátory kyslíku, které využívají technologii "Pressure Swing Adsorption". Dosavadní zkušenost s touto technologií jsou velice dobré, stejně tak i návratnost investice.

KLÍČOVÁ SLOVA
Generátor kyslíku; kyslík; ozon; ozonizace; provozní náklady

1. ÚVOD

Úpravna vody Želivka byla do provozu uvedena v roce 1972 jako jednostupňová technologie s přípravou suspenze, pískovou filtrací a chlorací, s kapacitou 3,3 m^3/s. Kapacita úpravny byla rozšířena na stávajících 7,7 m^3/s v roce 1987. V roce 1991 byla úpravna doplněna o ozonizaci, která přispívá nejen k odstraňování bakterií a virů a ke zlepšování organoleptických vlastností vody, ale i ke snižování obsahu pesticidních látek, jejich metabolitů a dalších mikropolutantů v upravené vodě. V roce 2021 byla úpravna doplněna o stupeň sorpce na granulovaném aktivním uhlí (GAU).

Výrobu ozonu zajišťují na úpravně dva generátory ozonu. Jako vstup pro výrobu ozonu sloužil v minulosti komerčně dodávaný zkapalněný kyslík. S ohledem na skutečnosti, že v posledních dvou letech došlo k rapidnímu nárůstu cen této komodity a že úpravna snižuje svou závislost na externích dodávkách, bylo rozhodnuto o instalaci zařízení umožňujícího vlastní výrobu kyslíku odpovídající kvality. Projekt výstavby generátorů kyslíku v areálu úpravny vody Želivka byl dokončen na přelomu roku 2022 a 2023.

2. MATERIÁL A METODY

Ozon je nestabilní plyn, těžší než vzduch, který se samovolně rozpadá na kyslík, poločas rozpadu je závislý na teplotě, prostředí a dalších faktorech. Proto je nutno ozon připravovat z kyslíku přímo na místě použití v generátoru ozonu. Roční spotřeba zkapalněného kyslíku na úpravně vody Želivka byla cca 900 tun, to představovalo závoz cisternou každých cca 10 dní, který po instalaci vlastního zařízení odpadl.

Technologie na výrobu kyslíku je koncipována jako dvě zcela nezávislé linky, kde jedna je v provozu a druhá slouží jako 100% záloha. Střídání linek probíhá po týdnu provozu. Jedním ze základních článků technologie je zařízení na výrobu dostatečného množství stlačeného vzduchu, který obstarává šroubový kompresor, který je vybaven frekvenčním měničem, který umožňuje kontinuální provoz. Nedochází tak k častému vypínání a zapínání kompresoru, které

by zkracovalo jeho životnost. Pro generátor kyslíku je zásadní nízký bod tlakového rosného bodu a vysoká čistota přiváděného tlakového vzduchu. Z tohoto důvodu je za každým kompresorem umístěna kondenzační sušička vzduchu a tři typy filtrů, které ze stlačeného vzduchu odstraňují olej v kapalné i aerosolové formě a také prachové částice.

Námi instalované generátory kyslíku OGP 105 firmy Atlas Copco (Obr. 1.) používají technologii "Pressure Swing Adsorption", při které se oddělují molekuly kyslíku ze stlačeného vzduchu. Výsledkem je vysoká čistota kyslíku na výstupu z generátoru. Výkonnost námi zvoleného generátoru je 31,5 l/s respektive 105 m^3/h kyslíku. Tlakový rosný bod kyslíku se pohybuje okolo -95 °C.

Takto vyrobený kyslík se následně používá na výrobu ozonu pomocí generátorů ozonu výrobce ITT WEDECO, které jsou na úpravně instalovány opět dva, běží střídavě v týdenním cyklu. Výrobce deklaruje maximální množství vyrobeného 12% ozonu z jednoho generátoru 16 kg/hod. Při přípravě ozonu z komerčně dodávaného zkapalněného kyslíku, který měl čistotu 99,5 %, se vyrobené množství 12% ozonu pohybovalo kolem 15,3 kg/hod. Čistota námi vyrobeného kyslíku se pohybuje v rozmezí 93 až 95 % a je optimální pro námi využívané generátory ozonu, množství vyrobeného 12% ozonu stouplo na 16 kg/hod.

3. VÝSLEDKY A DISKUSE

Generátory na výrobu kyslíku jsou v dnešní době hojně využívány, zejména ve zdravotnictví, ale s ohledem na množství upravované vody a tím i množství potřebného ozonu a kyslíku se u instalace na úpravně vody Želivka jedná o unikátní zařízení co do velikosti. Zapracování a uvedení do zkušebního provozu proběhlo bez závažnějších komplikací. Ale s ohledem na vyráběné množství kyslíku se vyskytly provozní problémy, a to zejména s hlukem. Zařízení

Obr. 1. *Kyslíkový generátor OGP 105 a generátor ozonu ITT WEDECO*

pracující v režimu 24/7, dle měření splňuje hlukové limity, přesto byla přijata opatření a v době tvorby tohoto příspěvku probíhají práce na instalaci komponentů ke snížení hlukové zátěže okolí.

Dále je připravováno navýšení kapacity vzdušníků. Větší zásoba stlačeného vzduchu zamezí velkým změnám ve výkonu kompresorů, což v současné době způsobuje krátkodobé výkonnostní špičky v elektrické síti. Další upgrade zařízení spočívá v doplnění automatického odfuku tlakového vzduchu v případě, že není dosaženo požadované hodnoty tlakového rosného bodu při uvádění technologie do provozu.

4. ZÁVĚRY

Holding VODA Želivka podniká mnohé kroky nejen k výrobě vysoce kvalitní pitné vody, ale i ke snížení uhlíkové stopy a ke společensky odpovědnému podnikání. Instalace generátorů na výrobu vlastního kyslíku je jedním z realizovaných projektů, který k těmto cílům přispívá.

Instalací generátorů na výrobu kyslíku došlo ke snížení nákladů na tuto komoditu a ke zvýšení soběstačnosti úpravny vody Želivka. Návratnost investice je 6 až 7 let v závislosti na aktuální ceně elektrické energie.

OBSAH

Odstraňovanie síranov z reálneho vodného zdroja pomocou reverznej osmózy

Zakhar R.[1]*, Jurík J.[1], Gatyáš M.[2], Dluhý M.[2], Kříž J.[3]
[1]Slovenská technická univerzita v Bratislave, Fakulta chemickej a potravinárskej technológie, Oddelenie environmentálneho inžinierstva, Radlinského 9, 812 37 Bratislava
[2]EUROWATER, spol. s r.o., Jantárová 33, 851 10 Bratislava-Jarovce
[3]Bratislavská vodárenská spoločnosť, a.s., Prešovská 48, 826 46 Bratislava
**autor pro korespondenci, email: ronald.zakhar@stuba.sk*

ABSTRAKT
Príspevok je zameraný na štúdium možnosti využitia reverznej osmózy pri odstraňovaní nadlimitných koncentrácií síranov z podzemnej vody VZ Podbranč. Počas celej doby poloprevádzkového testu sa uskutočňovali kontrolné analýzy vybraných fyzikálno-chemických ukazovateľov surovej a upravenej vody a rovnako sa monitorovali aj prevádzkové parametre testovacej jednotky reverznej osmózy. Na základe dosiahnutých výsledkov je možné konštatovať, že reverzná osmóza sa osvedčila ako vhodná technológia, nakoľko v upravovanej vode došlo k poklesu koncentrácií síranov pod limitnú hodnotu stanovenú vyhláškou MZ SR č. 247/2017 Z. z.

KĽÚČOVÉ SLOVÁ
Poloprevádzkový test; reverzná osmóza; sírany; úprava pitnej vody

1. ÚVOD

Sírany (SO_4^{2-}) sa vyskytujú takmer vo všetkých typoch vôd. Spolu s hydrogenuhličitanmi a chloridmi (príp. dusičnanmi) patria medzi hlavné anióny prírodných vôd, spravidla hydrochemického typu HCO_3-SO_4-Cl, SO_4-HCO_3-Cl alebo HCO_3-Cl-SO_4 (Pitter, 2015). Koncentrácia síranov sa v prírodných vodách pohybuje od jednotiek $mg \cdot l^{-1}$ (zrážkové vody) cez najbežnejšie koncentrácie 10–100 $mg \cdot l^{-1}$ (nízko a stredne mineralizované vody) až po 2,2 $g \cdot l^{-1}$ (podzemné vody nasýtené sadrovcom) (Rapant a kol., 1996). Vyššie koncentrácie síranov v podzemnej vode zvyčajne pochádzajú z prírodných zdrojov, medzi ktoré najmä patria síranové minerály, produkty zvetrávania hornín, zrážky, biologické činnosti vo vodonosných vrstvách a sopečná činnosť. V menšej miere sa ich prirodzený výskyt spája s geotermálnymi procesmi, s procesmi prebiehajúcimi v morskej vode a s atmosférickým vylučovaním síranov (Torres-Martínez a kol., 2020). V bežných podzemných vodách je koncentrácia síranov obvykle v desiatkach až stovkách $mg \cdot l^{-1}$. Hodnoty koncentrácie síranov v podzemných vodách celého územia Slovenskej republiky dosahujú aritmetický priemer 73,57±89,60 $mg \cdot l^{-1}$ a medián na úrovni 42,75 $mg \cdot l^{-1}$ (Fendeková a kol., 2007). Vyhláška MZ SR č. 247/2017 Z. z., ktorou sa ustanovujú podrobnosti o kvalite pitnej vody, kontrole kvality pitnej vody, programe monitorovania a manažmente rizík pri zásobovaní pitnou vodou určuje koncentračný limit pre sírany ako medznú hodnotu 250 $mg \cdot l^{-1}$, pričom sa uvádza aj podmienka, že pitná voda nemôže pôsobiť agresívne. Vo vodách môže ich prítomnosť vo zvýšených koncentráciách nepriaznivo ovplyvniť jej senzorickú kvalitu, čo sa prejavuje zmenou organoleptických vlastností a to najmä chuti a vône. Sírany sa z hľadiska negatívnych dopadov na ľudské zdravie nepovažujú za toxické, avšak po perorálnom prijatí vysokých dávok môžu vyvolávať laxatívne účinky alebo dehydratáciu. Existuje viacero technologických spôsobov na zníženie koncentrácie síranov vo vodách (Darbi a kol., 2003). Ako vhodná metóda sa javí reverzná osmóza, ktorá bola použitá aj pri znížení nadlimitných koncentrácií síranov z podzemnej vody vodárenského zdroja (VZ) Podbranč.

2. MATERIÁL A METÓDY

Niektoré ukazovatele kvality podzemnej vody VZ Podbranč boli v porovnaní s medznými limitmi stanovenými vyhláškou MZ SR č. 247/2017 Z. z. prekročené. Najvýraznejšie prekročenie, takmer dvojnásobné, bolo v ukazovateli síranu, ktorého nadlimitné koncentrácie (435 $mg \cdot l^{-1}$) v podzemnej vode sú monitorované a evidované už od roku 2015. Ďalším problematickým ukazovateľom zhoršujúcim kvalitu podzemnej vody bola aj celková tvrdosť vody (7,28 $mmol \cdot l^{-1}$), ktorá je definovaná súčtom obsahu katiónov vápnika a horčíka. V menšej miere bol prekročený aj limit pre vodivosť (131 $mS \cdot m^{-1}$). Zvyšné ukazovatele kvality podzemnej vody vykazovali podlimitné hodnoty, a preto neboli predmetom skúmania poloprevádzkového testu.

Na zníženie nadlimitných koncentrácií síranov z podzemnej vody VZ Podbranč bolo použité testovacie zariadenie reverzná osmóza RO B1-1 so 4“ polyamidovou špirálovito vinutou membránou EW4 LOW4 (EUROWATER s.r.o., Bratislava). Dôležitou súčasťou testovacieho zariadenia RO B1-1 bolo aj dávkovanie antiscalantu VITEC™ 3000 (Avista, USA) do prúdu surovej vody prostredníctvom dávkovacieho čerpadla SmartDigital DDA (Grundfos, Dánsko), mechanický filter s 1 µm polypropylénovou vložkou (Amazon Filters Ltd., Veľká Británia) zaradený pred membránu EW4 LOW4 a zmiešavacia armatúra surovej podzemnej vody a permeátu z RO B1–1. Počas nábehového stavu testovacieho zariadenia RO B1-1 bol prietok permeátu nastavený na počiatočnú hodnotu 300 $l \cdot h^{-1}$ a prietok koncentrátu na počiatočnú hodnotu 140 $l \cdot h^{-1}$, čo predstavovalo celkový obrat systému na úrovni 68 %. Pomocou zmiešavacej armatúry sa nastavilo zmiešavanie surovej podzemnej vody a permeátu v pomere približne 1:1 (300:300 $l \cdot h^{-1}$), čím vznikol prúd upravenej vody. Koncentrát z membránového modulu EW4 LOW4 sa delil na prúd odpadového koncentrátu a na prúd vnútornej cirkulácie s prietokom 1200 $l \cdot h^{-1}$. Antiscalant VITEC™ 3000 bol dávkovaný ako 25 % roztok v množstve 8 ml na 1 m^3 surovej vody.

Počas celého priebehu poloprevádzkového testu sa uskutočňovali kontrolné analýzy vybraných ukazovateľov kvality surovej vody, permeátu a upravenej vody, ako hodnoty pH a vodivosti, koncentrácie síranov, vápnika, horčíka a celkovej tvrdosti vody. Na analytické stanovenie hodnôt pH a vodivosti sa používal prenosný dvojkanálový multimeter HQ40D (Hach s.r.o., Slovensko) s príslušnou gélovou pH elektródou s rozsahom pH 0–14 a vodivostnou elektródou s rozsahom vodivosti 0,01 $\mu S \cdot cm^{-1}$–200 $mS \cdot cm^{-1}$. Na analytické stanovenie vybraných ukazovateľov kvality vody bol použitý prenosný kolorimeter DR 890 (Hach s.r.o., Slovensko) s príslušnými reagenčnými kyvetovými súpravami. Tieto analýzy slúžili na priebežné monitorovanie účinnosti testovacej jednotky RO B1–1 pri odstraňovaní nadlimitných koncentrácií sledovaných ukazovateľov. Za účelom monitorovania stabilnej a bezproblémovej prevádzky testovacej jednotky RO B1–1 sa pravidelne zaznamenávali aj prevádzkové parametre, ako tlak na vstupe a výstupe mechanického filtra a membránového modulu EW4 LOW4, prietok permeátu a koncentrátu.

3. VÝSLEDKY A DISKUSIA

Pri monitorovaní hodnoty tlakov na vstupe do mechanického filtra s 1 µm polypropylénovou vložkou neboli zaznamenané žiadne významné výkyvy. Počas celej prevádzky boli tieto hodnoty stabilné a udržiavali sa na priemernej hodnote okolo 4 bar. Nakoľko sa pri tlakovej

strate približne 1 bar odporúča výmena jednorázovej filtračnej vložky, tak táto bola počas priebehu poloprevádzkového testu vymenená celkovo 5-krát, a to najmä v dôsledku zvýšeného obsahu nerozpustených látok vo vstupnej surovej vode. Zaznamenané údaje rozdielu tlakov na membráne EW4 LOW4 po prepočítání na hodnoty TMP (transmembránový tlak) a po zohľadnení štatistických ukazovateľov preukázali narastajúci trend TMP, čo indikovalo postupné zanášanie membrány EW4 LOW4. Tento nežiaduci jav pravdepodobne súvisel s vysokými koncentráciami síranov, vápnika a horčíka v surovej vode. Práve tieto ióny vytvárajú na membránovom povrchu stabilné a málo rozpustné zrazeniny, a to najmä síran vápenatý. Napriek dávkovaniu antiscalantu VITEC^{TM} 3000 nebolo možné vylúčiť ani tvorbu málo rozpustného uhličitanu vápenatého.

Pri nábehu testovacieho zariadenia RO B1–1 bola hodnota prietoku permeátu nastavená na 300 l·h^{-1}, pričom priemerná hodnota sa počas celého poloprevádzkového testu udržiavala na úrovni 260 l·h^{-1}. Postupne dochádzalo k znižovaniu prietoku permeátu, a to až na úroveň 200 l·h^{-1}, čo predstavovalo v porovnaní s počiatočným prietokom pokles približne o 33 %. Pokles prietoku permeátu bol ďalšou indikáciou postupného zanášania membrány EW LOW4. Priemerná hodnota prietoku koncentrátu sa počas celej prevádzky RO B1–1 udržiavala na úrovni približne 170 l·h^{-1}. Nakoľko je variabilita celkového obratu RO B1–1 fixne závislá od prietoku permeátu, dochádzalo tak spolu s postupne sa znižujúcim prietokom permeátu aj k jeho poklesu. V porovnaní s počiatočnou hodnotou obratu RO B1–1 na úrovni 68 % bol obrat v čase ukončenia testu na úrovni 56 %, čo predstavovalo pokles obratu o 12 %. Priemerná hodnota obratu RO B1–1 bola počas jej celej prevádzky na úrovni 60 %.

Hodnota pH ako reakcia vody je jedným z hlavných ukazovateľov hodnotenia kvality pitnej vody. Surová podzemná voda vykazovala hodnoty pH v rozmedzí 7,0–7,4. Na výstupe zo zmiešavacej armatúry, t.j. v upravenej vode, bol pozorovaný mierny pokles pH. Pokles hodnôt pH bol spôsobený tým, že vo vode prítomný plynný oxid uhličitý (CO_2) voľne prechádzal cez membránu EW4 LOW4 do permeátu, pričom bola rovnováha takého vodného systému posunutá v smere prevahy agresívnych vlastností. Priemerná hodnota pH v upravenej vode bola počas poloprevádzkového testu na úrovni 7,0.

Potreba zníženia vodivosti súvisí aj s predpokladom, že voda, ktorá má vyššiu vodivosť ako je stanovená medzná hodnota 125 mS·m^{-1}, sa považuje už za minerálnu a nie je vhodná na každodennú konzumáciu. V závislosti od celkového zloženia vody môže takáto voda vykazovať zhoršenú senzorickú kvalitu vody, a taktiež môže spôsobovať technické problémy. Vodivosť bola sledovaná počas poloprevádzkového testu v privádzanej surovej vode, v permeáte a v upravenej vode. Vodivosť permeátu kontinuálne stúpala z počiatočných 1,3 mS·m^{-1} až na hodnotu 2,8 mS·m^{-1}, ktorá bola zaznamenaná v čase ukončenia testu. Nárast vodivosti taktiež indikoval postupné zanášanie membrány EW4 LOW4, pričom priemerná hodnota vodivosti bola v surovej vode na úrovni 112,00 mS·m^{-1} a v upravenej vode na úrovni 64,26 mS·m^{-1}.

Dominantným problémom, a teda aj hlavným dôvodom vykonania poloprevádzkového testu, boli zvýšené koncentrácie síranov v surovej vode. Počas celej doby trvania poloprevádzkového testu bola účinnosť odstraňovania nadlimitných koncentrácií síranov dostačujúca, o čom svedčia hodnoty ich koncentrácií vo výstupnej upravenej vode. Priemerná koncentrácia síranov v surovej vode bola 258,43 mg·l^{-1} a v upravenej vode bola 144,60 mg·l^{-1}. Nakoľko bola

účinnosť odstraňovania síranov počas celého priebehu testovania vyhovujúca, nebolo potrebné uvažovať nad zmenou nastavených prevádzkových parametrov, ako obrat RO B1–1 alebo pomer premiešavania prúdov v zmiešavacej armatúre.

Rozbor kvality podzemnej vody preukázal aj nadlimitné koncentrácie celkovej tvrdosti vody. Vysoké hodnoty celkovej tvrdosti často negatívne pôsobia na distribučnú sieť a prinášajú nemalé technologické problémy. Negatívne účinky tak majú dopad na zhoršenie kvality vody, zvyšuje sa riziko kontaminácie dodávanej vody prostredníctvom skorodovaných potrubí a zhoršujú sa aj hydraulické podmienky prúdenia vody. Celková tvrdosť v upravenej vode spĺňala odporúčané hodnoty koncentrácií, nakoľko sa jej hodnota v porovnaní s koncentráciami v privádzanej surovej vode znížila približne dvojnásobne. Priemerná koncentrácia celkovej tvrdosti v surovej vode dosahovala 5,61 $mmol \cdot l^{-1}$ a v upravenej vode 2,94 $mmol \cdot l^{-1}$.

4. ZÁVER

Na základe dosiahnutých výsledkov poloprevádzkového testu je možné konštatovať, že reverzná osmóza sa javí ako vyhovujúca technológia pri znižovaní nadlimitných koncentrácií síranov prítomných v podzemnej vode VZ Podbranč. Testovacia jednotka RO B1–1 bola počas celej prevádzky pomerne stabilná a došlo k požadovanému zníženiu koncentrácií síranov z podzemnej vody. Spozorovaný bol však kontinuálny nárast transmembránového tlaku, pokles prietoku permeátu a nárast jeho vodivosti, čo indikovalo postupné nežiaduce zanášanie membrány EW4 LOW4, z čoho vyplýva potreba realizovať štandardné chemické čistenie v častejších intervaloch. Pri realizácii finálneho riešenia je možné vychádzať z výsledkov dosiahnutých počas dlhodobého priebehu tohto poloprevádzkového testu.

POĎAKOVANIE

Publikácia bola vytvorená na základe finančnej podpory Agentúry na podporu výskumu a vývoja, na základe zmluvy číslo APVV-22-0292 a v rámci Grantovej schémy na podporu excelentných tímov mladých výskumníkov v podmienkach Slovenskej technickej univerzity v Bratislave.

ZOZNAM LITERATÚRY

Darbi A., Viraraghavan T., Jin Y. CH., Braul L., Corkal D. (2003). Sulfate Removal from Water. *Water Quality Research Journal*, 38 (1), p. 169–182.

Fendeková M., Makišová Z., Michalko J., Ženišová Z., Fendek M. (2007). Sírany a izotopy síry v podzemných vodách neovulkanitov Slovenska. *Podzemná voda,* 1, s. 107-120.

Pitter P. (2015). *Hydrochemie.* 5. aktualizované vyd. Vydavatelství Vysoká škola chemicko-technologická, Praha.

Rapant S., Vrana K., Bodiš D. (1996). *Geochemický atlas Slovenska, Časť I: Podzemné vody.* Geologická služba Slovenskej republiky, Bratislava.

Torres-Martínez J. A., Mora A., Knappett P. S. K., Ornelas-Soto N., Mahlknecht J. (2020). Tracking nitrate and sulfate sources in groundwater of an urbanized valley using a multi-tracer approach combined with a Bayesian isotope mixing model. *Water Research*, 182, p. 1-16.

Vyhláška MZ SR č. 247/2017 Z. z., ktorou sa ustanovujú podrobnosti o kvalite pitnej vody, kontrole kvality pitnej vody, programe monitorovania a manažmente rizík pri zásobovaní pitnou vodou. Príloha č.1 - Ukazovatele kvality pitnej vody a ich limity.

OBSAH

Analýza rizik jako komplexní přístup k ochraně zdrojů pitné vody

Jašíková L.*, Prchalová H., Hrkal Z., Fojtík T., Nováková H., Dlabal J., Zbořil A., Vyskoč P., Semerádová S., Maťašovská V., Picek J., Kořínková B.

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i., Podbabská 30, 160 00 Praha

**autor pro korespondenci, email: lucie.jasikova@vuv.cz*

ABSTRAKT

Riziková analýza představuje v problematice ochrany vodních zdrojů účinný a komplexní nástroj. Nejde ovšem jen o rizikovou analýzu systému zásobování vodou, ale velký důraz je nyní kladen i na rizikovou analýzu částí povodí, kde se hodnotí okolí vodního zdroje. Hlavním cílem rizikové analýzy částí povodí je stanovení a zavedení preventivních opatření v částech povodí souvisejících s místy odběru pitné vody, následně zajištění náležitého monitorování relevantních ukazatelů v surové vodě, ale i posouzení potřeby zřídit nebo přizpůsobit ochranná pásma vodních zdrojů.

KLÍČOVÁ SLOVA

Kvalita vody; povodí odběru; riziková analýza; surová voda; vodárenství a ochrana vody

1. ÚVOD

Kvalitní a nezávadná pitná voda je jeden ze základních požadavků každé společnosti. Už v roce 2004 zveřejnila Světová zdravotnická organizace novou koncepci založenou na komplexním hodnocení a řízení rizik, která zahrnuje celý systém zásobování od zdroje surové vody až po kohoutek spotřebitele. Nicméně až v roce 2020 byla vydána nová evropská směrnice o jakosti vody určené k lidské spotřebě (Směrnice EU 2020/2184), která oproti původní směrnici z roku 1998 (Směrnice Rady 98/83/ES) klade důraz právě na komplexní ochranu vodních zdrojů a zavádí povinnost zpracovávat nejen posouzení a řízení rizik systému zásobování vodou, ale i částí povodí jednou za šest let. V rámci řešeného projektu TA ČR SS05010210 – „Nástroje pro posouzení rizik částí povodí souvisejících s místy odběru vody určené k lidské spotřebě“ se zabýváme vytvořením metodického postupu pro zpracování rizikové analýzy částí povodí.

2. PRŮBĚH ŘEŠENÍ

Evropská směrnice o jakosti pitné vody (Směrnice EU 2020/2184) popisuje pouze základní body a cíle posouzení a řízení rizik částí povodí související s odběrem pitné vody a systému zásobování vodou. Každý členský stát si transponuje požadavky nové směrnice do své legislativy podle národních specifik. Nicméně hlavní cíl celého konceptu rizikových analýz, kterým je ochrana vodních zdrojů a kvalitní pitná voda, musí být dodržen. V České republice bylo rozhodnuto, že povinnost zpracovat rizikovou analýzu částí povodí budou mít státní podniky Povodí a že tato analýza bude součástí dílčích plánu povodí podle vyhlášky č. 24/2011 Sb. o plánech povodí a plánech pro zvládání povodňových rizik. Na tuto rizikovou analýzu poté bude navazovat riziková analýza systému zásobování vodou, kterou budou zpracovávat dodavatelé vody.

V našem projektu jsme se zaměřili na rizikovou analýzu částí povodí, která se zabývá identifikováním rizik v okolí vodního zdroje (v povodí odběru). Nejdříve jsme provedli detailní analýzu článku 8 evropské směrnice o jakosti pitné vody (Směrnice EU 2020/2184), kde jsou popsány základní body rizikové analýzy části povodí. Poté jsme provedli inventarizaci souvisejících dostupných dat nezbytných pro zpracování rizikové analýzy částí povodí a posoudili jsme jejich využitelnost. V celostátním měřítku jsme provedli kategorizaci odběrů

surové vody. Kategorizace je zásadní pro výběr pilotních odběrných míst a ověření postupů pro zpracování prvního návrhu metodiky, která bude popisovat postup vypracování rizikové analýzy částí povodí.

Největší počet odběrů vody pro pitné účely v České republice tvoří odběry podzemních vod, proto jsme se na tyto odběry v úvodní fázi projektu více zaměřili. Odběry podzemní vody jsme klasifikovali podle dvou kritérií. Prvním kritériem je významnost odběru podle množství odebrané vody (Tab. 1). Pro větší zdroje, které mají obvykle větší strategický význam, je zpravidla dostupných více informací a vstupních dat, proto může být pro tyto zdroje zpracována (na základě stávajících dat) podrobnější riziková analýza částí povodí i systému zásobování vodou. Druhým kritériem pro kategorizaci odběrů podzemních vod jsou přírodní charakteristiky. U nich jsme se zaměřili na hydrogeologické struktury charakteristické svým časově-prostorovým režimem, který je odvislý od morfologie terénu, propustnosti horninového souboru a sklonu hladiny podzemní vody. Na základě tohoto kritéria jsme rozdělili odběry podzemní vody do čtyř základních skupin na odběry z přípovrchové zóny, odběry z fluviálního kvartéru, odběry z hlubších struktur a odběry z krasu.

Pro jednotlivé kategorie jsme vybrali celkem 15 pilotních lokalit (Obr 1.). Pro každou pilotní lokalitu jsme zpracovali základní charakteristiku odběru (typ odběru, georeferenční údaje o odběru, informace o ochranném pásmu vodního zdroje, informace o velikosti odběru atd.) a identifikovali povodí odběru jako infiltrační plochu vztaženou k jímacímu objektu. V současné době pracujeme na identifikaci a vyhodnocení reálných a potenciálních zdrojů znečištění v povodích odběrů pro jednotlivé pilotní lokality, které představují riziko pro daný vodní zdroj.

Tab. 1. *Kategorizace odběrů podzemních vod na základě významnosti a přírodních charakteristik*

Podle přírodních charakteristik/ Podle významnosti (objem odebírané vody v m^3 za den)	A Odběry z přípovrchové zóny	B Odběry z fluviálního kvartéru	C Odběry z hlubších struktur	D Odběry z krasu
Do 100	1A	1B	1C	1D
101 – 1 000	2A	2B	2C	2D
1 001 – 10 000	-	3B	3C	-
Nad 10 001	-	4B	4C	-

Obr. 1. *Pilotní lokalita VAS Brno-venkov – Ivančice.*

3. ZÁVĚR

Mezi hlavní cíle rizikové analýzy částí povodí patří návrh a zavedení preventivních opatření v částech povodí souvisejících s místy odběru vody určené k lidské spotřebě. Následně by mělo být také zajištěno náležité monitorování relevantních ukazatelů, znečišťujících i dalších látek v povrchové nebo podzemní vodě v povodí odběru a také v surové vodě. Nakonec by mělo dojít k posouzení potřeby zřídit nebo přizpůsobit ochranná pásma vodních zdrojů. Při rizikové analýze částí povodí je třeba vycházet ze získaných znalostí a zkušeností s opatřeními provedenými v souladu s rámcovou směrnicí o vodách (Směrnice EU Rady 2000/60/ES) a zároveň co nejlépe zohledňovat aspekty dopadů změny klimatu na zdroje vody. Tento přístup by měl být dále zaměřen na možnosti snižování stupně úpravy nezbytné pro výrobu vody určené k lidské spotřebě tím, že budou identifikována problematická místa v povodí odběru a budou navržena nápravná opatření směřující ke zlepšení kvality odebírané vody. Díky tomuto komplexnímu postupu by také měla být zaručena stálá výměna informací mezi příslušnými zpracovateli posouzení rizik, dodavateli vody a příslušnými orgány.

Hlavním výstupem řešeného projektu „Nástroje pro posouzení rizik částí povodí souvisejících s místy odběru vody určené k lidské spotřebě“ bude na konci roku 2024 metodika schválená příslušným orgánem státní správy (NmetS) popisující postup zpracování rizikové analýzy částí povodí. Pro více informací navštivte stránky projektu (pitnavoda.vuv.cz).

PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek byl vytvořen v rámci projektu TA ČR SS05010210 - Nástroje pro posouzení rizik částí povodí souvisejících s místy odběru vody určené k lidské spotřebě.

SEZNAM LITERATURY

Směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2020/2184 o jakosti vody určené k lidské spotřebě (přepracované znění).

Směrnice Rady 98/83/ES o jakosti vody určené k lidské spotřebě.

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/EC ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.

OBSAH

Hodnocení dopravních koridorů z pohledu možného připoložení vodohospodářské infrastruktury

Fučík P.[1]*, Hejduk T.[1], Marval Š.[1], Zrostlík Š.[2], Mašek O.[2]
[1]*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5 – Zbraslav*
[2]*Vodohospodářský rozvoj a výstavba a.s., Nábřežní 90/4, 150 00 Praha 5 – Smíchov*
**autor pro korespondenci, email: fucik.petr@vumop.cz*

ABSTRAKT
Příspěvek formou posteru představuje přístup k hodnocení dopravních koridorů dálnic, silnic I. třídy a železnic z pohledu možného připoložení vodohospodářské infrastruktury. Samotný příspěvek vznikl v rámci řešení projektu, jehož cílem je definovat podmínky a metody řešení pro efektivní propojování a harmonizaci investiční výstavby dopravní a vodohospodářské infrastruktury za účelem pokrytí regionálních nedostatků vodních zdrojů, včetně zdrojů pitné vody. Záměrem je rovněž definovat prioritní oblasti a související vhodné trasy, pro které by do budoucnosti takové spojení výhledových záměrů mělo být využito s ohledem na narůstající deficity vodních zdrojů v určitých regionech a povodích.

KLÍČOVÁ SLOVA
Dálnice; dopravní infrastruktura; dopravní koridor; silnice; vodohospodářská infrastruktura; železnice

1. ÚVOD

Současné zkušenosti s následky opakovaného sucha vedou k potřebě zpracování podkladů a přijímání efektivních opatření, která přispějí k eliminaci regionálních nedostatků vodních zdrojů, včetně zdrojů pitné vody, a to pro různé klimatické scénáře. Obtížná realizace nových přehradních nádrží, které by rozhojnily vodní zdroje, vede k maximální snaze o využití existujících akumulací a dostatečně kapacitních vodárenských zdrojů, které by byly propojeny převody vody a vodárenskými přivaděči pitné vody. Realizace těchto vodních staveb však rovněž naráží na omezenou proveditelnost v souvislosti s vypořádáváním majetkoprávních vztahů s vlastníky pozemků, kteří vesměs nesouhlasí s umístěním těchto staveb na svých pozemcích – i když jsou pod povrchem (Fučík a kol., 2022). Vymezovaná ochranná pásma těchto staveb zásadně omezují obvyklé využití pozemků a nakládání s nimi. Vyhledávání tras na pozemcích v majetku obcí, které by realizaci přivaděčů umožnily, prodlužují trasy. Řešením by tedy mohlo být umístění vodních staveb (vodohospodářské infrastruktury) do území stávajících a především výhledových liniových staveb dopravní infrastruktury dopravních koridorů.

Hodnocení dopravních koridorů z pohledu možného připoložení vodohospodářské infrastruktury je dílčí aktivitou projektu NAZV Vyhodnocení možností využití plánovaných liniových staveb k realizaci převodů vody mezi povodími a mezi vodárenskými systémy. V rámci daného projektu probíhá hodnocení podmínek a možností, za kterých by toto propojení obou typů investičních staveb mohlo být realizováno a zároveň výběr tras, pro které by do budoucnosti takové spojení výhledových záměrů mělo být využito s ohledem na narůstající deficity vodních zdrojů v určitých regionech a povodích. Základem výzkumu je kvantifikace potřeb a kapacit vodních zdrojů v současných a predikovaných podmínkách (změny klimatu, demografické prognózy, zabezpečenost vodních zdrojů, aj.) v různých regionech ČR. Hodnoceny jsou jak potřeby užitkové vody (zemědělství, průmysl), tak kapacity

vodárenských systémů s cílem získání poznatků pro zajištění současných a budoucích potřeb vody.

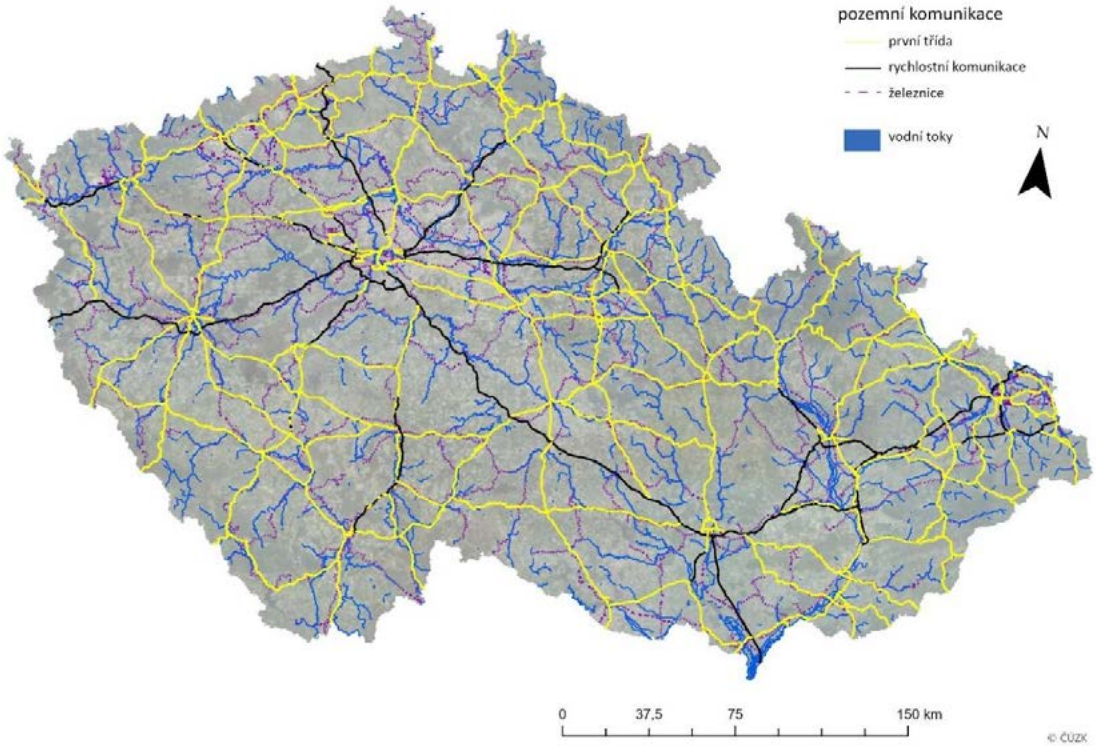
2. METODIKA

V první fázi řešení byl proveden rozbor pozemních komunikací, pro které je propojení investiční výstavby vodohospodářské a dopravní infrastruktury účelné. Bylo tak provedeno posouzení jednotlivých kategorií pozemních komunikací dle zákona č. 13/1997 Sb. (dálnice, silnice, místní komunikace, účelové komunikace).

Na základě provedeného rozboru lze pro vzájemné propojení liniových staveb s investiční vodohospodářskou výstavbou doporučit jako vhodné pouze dálnice a vybrané úseky silnic I. tříd, které jsou ve vlastnictví státu/kraje a jsou spravovány Ředitelstvím silnic a dálnic ČR (viz Obr. 1). V případě nižších kategorií pozemních komunikací není propojení v případě realizace regionální (páteřní) vodohospodářské infrastruktury efektivní s ohledem na směrové, resp. délkové parametry.

Analýza potenciálu pro převod vod v pozemcích stávajících koridorů dopravních staveb byla provedena na základě datových sad spravovanými Českým úřadem zeměměřickým a katastrálním (katastrální operát – vlastník ČR, právo hospodařit Ředitelství silnic a dálnic, Správa železnic, data INSPIRE – téma Dopravní sítě – silniční doprava / železniční doprava).

- Katastrální operát (vlastník ČR – právo hospodařit ŘSD, SŽ) - datová sada definující základní koridor pro možné připoložení vodohospodářské infrastruktury.
- INSPIRE – téma Dopravní sítě – silniční doprava – datová sada pro vymezení tělesa vozovky (Základem poskytované datové sady je Základní báze geografických dat České republiky ZABAGED®)



Obr. 1. *Hodnocené pozemní komunikace*

- INSPIRE – téma Dopravní sítě – železniční doprava – datová sada pro vymezení tělesa dráhy (Základem poskytované datové sady je Základní báze geografických dat České republiky ZABAGED®)

Pro potřeby korektního stanovení potenciálu připoložení vodohospodářské infrastruktury byl na základě atributů dat INSPIRE vymezen koridor vozovky / dráhy, kde není možné připoložení. Na základě evidovaného atributu šíře vozovky / dráhy byla definována obalová zóna k ose dopravní stavby, čímž byl stanoven polygon, který byl použit pro definování tzv. disponibilního koridoru:

$$Disponibilní\ kor. = kor.\,dle\ katastrálního\ operátu - kor.\,dopravní/žel.\,stavby \quad (1)$$

Pro stanovený disponibilní koridor byla provedena úseková analýza, která byla zpracována za účelem kategorizace jednotlivých úseků dopravní či železniční sítě. Kategorizace je členěna z pohledu potenciálu pro připoložení vodohospodářské infrastruktury v konkrétním úseku škálou 1–5 (kdy 1 znamená největší potenciál a 5 představuje úsek s nejmenším potenciálem na připoložení).

Úseková analýza byla provedena v následujících krocích:

(a) stanovení obalové zóny k ose dopravní stavby (hodnota která pokryje celý koridor dle katastru nemovitostí),
(b) rozdělení dopravní stavby (definované obalové zóny) do jednotlivých úseků (šíře volitelná – aktuálně pracováno s šíří 500 m),
(c) kategorizace disponibilního koridoru v jednotlivých úsecích (pravá x levá strana).

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Prostřednictvím posteru jsou prezentovány základní výstupy z provedeného hodnocení dopravních koridorů z pohledu možného připoložení vodohospodářské infrastruktury. Získané výstupy jsou koncipovány do textové, tabelární a grafické podoby, která je doplněna o fotodokumentaci z vybraných území. Zpracovány jsou rovněž schematizace možného trasování vodovodního potrubí v souběhu s dopravní stavbou (příčné a podélné výkresy možného uložení).

Grafická část je vázána na mapové kompozice s grafickou prezentací stanovení disponibilních koridorů (viz obr. 2) a grafické znázornění výstupů z úsekové analýzy (zatřídění do jednotlivých kategorií či prezentace dle doprovodných atributů). Tabelární sestavy prezentují výčet analyzovaných dopravních staveb se základními hodnocenými atributy.

Disponibilní koridor (jeho úsek) byl posuzován z pohledu:

(a) šíře (základní kritérium),
(b) sklonu: násyp – nasypaná a zhutněná zemina včetně svahů a pláně,
zářez – vytěžení a odstranění rostlé zeminy do úrovně pláně,
rovina – vodorovná profilace přilehlého terénu,
(c) umístění: rostlý terén,
mostní trasa.

Obr. 2. *Ukázka metodického přístupu k hodnocení dopravních koridorů*

4. ZÁVĚRY

Z pohledu rozvoje vodohospodářské infrastruktury na úrovni vybraných regionů a následně i státu je klíčové zajištění dostupnosti investiční vodohospodářské infrastruktury určitých oblastí, zejména pak dostupnosti pitné/ užitkové vody. Pro tyto účely se nabízí využít vzájemného propojení realizace vodohospodářské infrastruktury s dopravními stavbami, mezi něž můžeme řadit hlavní dálniční a silniční úseky (potažmo železnice).

Pozemky, které jsou určeny pro účely vybudování dopravní infrastruktury, jsou mnohdy ve vlastnictví státu, což poskytuje dobrou výchozí pozici pro koordinovaný rozvoj a využití těchto pozemků také pro účely zvýšení dostupnosti pitné/užitkové vody pomocí realizace vodovodních přivaděčů. Jedním z klíčových úkolů je posoudit vhodnost a také podmínky pro instalaci inženýrských sítí (vodovodních přivaděčů) v záboru dopravních staveb, aby tyto stavby nebyly vzájemně ovlivněny.

Příspěvek poskytuje základní přístupy vázané na analýzu existující silniční a železniční sítě v ČR, definuje a vyhodnocuje podmínky, pro které liniové dopravní stavby je propojení obou typů investičních staveb efektivně realizovatelné.

PODĚKOVÁNÍ

Tento příspěvek vznikl za podpory Národní agentury pro zemědělský výzkum, projektu číslo QK21010310 „Vyhodnocení možností využití plánovaných liniových staveb k realizaci převodů vody mezi povodími a mezi vodárenskými systémy“.

SEZNAM LITERATURY

Fučík, P., Hejduk, T., Marval, Š., Zrostlík, Š., Mašek, O. (2022): Převody vod a liniové dopravní stavby, *Vesmír* 101(152), č.7-8/2022, s. 479. ISSN 0042-4544.

OBSAH

Spolehlivost předpovědi odtoku z malého urbanizovaného povodí na základě srážkových dat z telekomunikační sítě mikrovlnných spojů

Bareš V.*, Pastorek J., Fencl M.
České vysoké učení technické učení v Praze, Katedra hydrauliky a hydrologie, Thákurova 7, 166 29 Praha 6
**autor pro korespondenci, email: baresvoj@cvut.cz*

ABSTRAKT
V této studii je hodnocena spolehlivost simulace srážkového odtoku z malého městského povodí pomocí kvantitativních odhadů srážek získaných z útlumu elektromagnetického signálu z komerčních mikrovlnných spojů. Vyhodnocení je založené na porovnání simulovaného odtoku s měřenou referencí na odtoku. Nejistoty spojené s numerickou simulací srážkoodtokového procesu jsou modelovány rozšířením deterministického hydrodynamického modelu o stochastický model chyb. Ve studii prezentujeme možnosti snížení systematických chyb z MV spojů pomocí tří kalibračních datových sad a dokládáme míru spolehlivosti predikce odtoku v malém městském povodí pomocí alternativních srážkových dat.

KLÍČOVÁ SLOVA
Mikrovlnné spoje; predikce nejistot; srážkoodtokový model; systematické chyby; urbanizované povodí

1. ÚVOD

Urbanizovaná povodí jsou charakterizována vysokým podílem nepropustných ploch odvodňovaných jednotnou nebo dešťovou kanalizací. Pro modelování odtoku je zapotřebí srážkových dat s vysokým časovým (1-5 minut) a prostorovým rozlišením (stanice na 1-10 km^2). Nicméně srážkoměrné sítě včetně městských mají obvykle mnohem nižší hustotu.

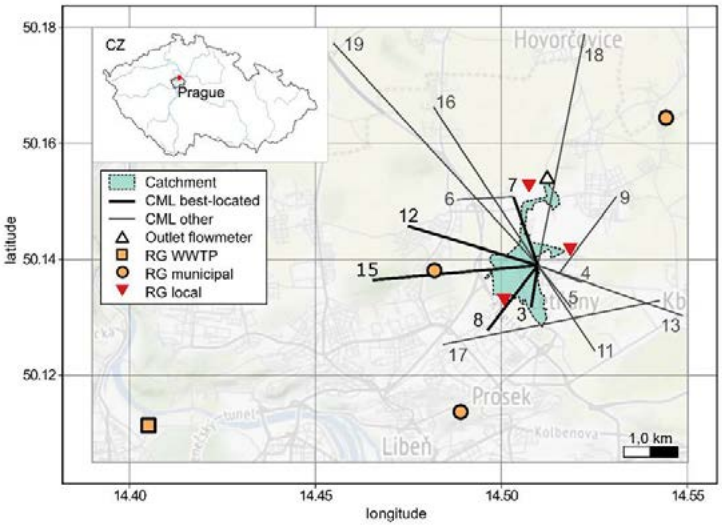
Alternativu ke standardním měřením mohou být netradiční senzory (Tauro a kol., 2018), mezi něž počítáme i komerční mikrovlnné (MV) spoje. Jde o radiová spojení bod-bod, které jsou běžně používána pro bezdrátový přenos dat a mimo jiné tvoří páteř sítě mobilních operátorů. Naše předchozí studie ukázaly velmi dobrou schopnost MV spojů postihnout dynamiku srážkové události. Měření ovšem byla zatížena významnými systematickými chybami (Pastorek a kol. 2019).

Tato studie prezentuje, jak lze redukovat vychýlení MV spojů pomocí dlouhodobých bodových srážkoměrných pozorování a případně měřeného průtoku v uzávěrném profilu povodí. Ptáme se, zda takto opravené srážkové odhady z MV spojů umožní spolehlivě simulovat srážkový odtok v malých městských povodích, kde zpravidla srážkoměrné sítě nedosahují hustoty vyžadované pro spolehlivou simulaci odtoku. Zároveň zkoumáme, jak predikovat nejistoty simulovaného odtoku, tak aby reflektovaly potenciálně rozdílnou kvalitu srážkové informace vstupující do srážko-odtokového modelu.

2. MATERIÁL A METODY

Experimentální povodí a monitoring

Studie byla provedena v urbanizovaném povodí o rozloze 1,3 km^2, které je odvodněno dešťovou kanalizací a nachází se v pražské čtvrti Letňany (obr. 1). Srážkoměrná data ve studii pocházejí ze tří lokálních srážkoměrů, které byly umístěny přímo v zájmovém povodí pro potřeby této studie a dále data ze srážkoměrné sítě HMP. Všechny srážkoměry jsou stejného



Obr. 1. *Situace povodí zobrazující MV spoje, srážkoměry a průtokoměr v uzávěrném profilu kanalizace.*

typu (MR3, Meteoservis se sběrnou plochou 500 cm2 , s objemem člunku 5 ml a s kvantizací 0,1 mm, časové rozlišení je 1 minuta). V povodí byl dále monitorován útlum ze 16 mikrovlnných spojů telekomunikační sítě T-Mobile (Mini-Link, Ericsson), z čehož pro účely kvantifikace srážky nad povodím bylo použito 5 MV spojů (ID 3, 7, 8, 12, 15), které nejlépe pokrývají plochu povodí. Útlum byl monitorován v intervalu 10s. Odtok z povodí byl monitorován v uzávěrném profilu kanalizace (DN 1800) ultrazvukovým průtokoměrem (Triton, ADS). V rámci období 2014-2016 bylo vyhodnoceno celkem 46 srážkových událostí s úhrnem > 2mm. Datový set byl náhodně rozdělen na 23 kalibračních a 23 validačních událostí.

Použité modely

Pracujeme se třemi typy modelů. Prvním modelem je model převodu útlumu elektromagnetického vlnění na srážkovou intenzitu, ve kterém optimalizujeme parametry modelu korekce vlhké antény *Aw*, která je primárním zdrojem systematické chyby měření srážek (detaily v Pastorek a kol., 2022).

Druhým modelem je deterministický distribuovaný srážkoodtokový model povodí v prostředí EPA SWMM. Třetím modelem je stochastický model dle Reicherta a Schuwirtha (2012) uvažující systematickou složku chyb (strukturní deficit modelu) a náhodné chyby. Tento model rozšiřuje deterministický srážkoodtokový model.

Stochastický model je optimalizován na kalibračním setu událostí porovnáním simulovaných a měřených průtoků zvlášť pro každý zdroj srážkových dat (viz následující kapitola). Konkrétně je kalibrace prováděna po transformaci průtokových dat (Box-Cox transformace) s využitím Bayesovské inference (detaily v Pastorek a kol.,2023, del Giudice a kol., 2013). Výstupem kalibrace je aposteriorní vícerozměrná distribuce parametrů stochastického modelu.

Při simulaci nejistoty jsou parametry stochastického modelu vzorkovány z aposteriorní distribuce odhadnuté během kalibrace. Celkem je provedeno 2000 realizací modelu a pro každý časový krok pak vypočten 5% a 95% kvantil simulovaného průtoků vymezující 90% konfidenční pás, uvnitř kterého by se s 90% pravděpodobností měl nacházet skutečný průtok.

Vstupní srážková data a optimalizace MV spojů

V rámci studie posuzujeme přesnost simulací při využití tří odlišných zdrojů srážkových dat, které jsou sestaveny tak, aby bylo možné posoudit přínos MV spojů oproti standardním měřením a zároveň ukázat, jaký vliv má na přesnost MV spojů způsob kalibrace modelu pro korekci vlhké antény (*Aw*). Zdroje srážkových dat jsou následující: **A**) – MV spoje; **B**) – síť městských srážkoměrů (tři srážkoměry nejblíže povodí); **C**) – síť experimentálních srážkoměrů

U MV spojů pak posuzujeme tři následující varianty kalibrace modelu pro útlum vlhkou anténou (*Aw*), přičemž srážková data využívaná ke kalibraci jsou nezávislá na validačních datech:

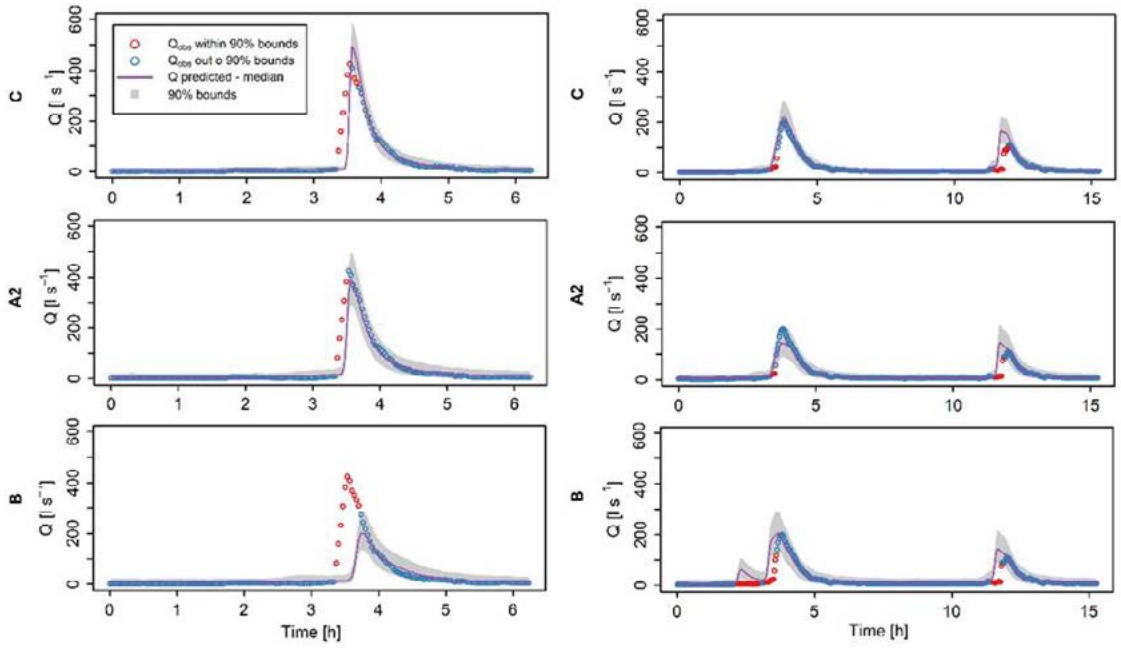
- A1 – Kalibrace pomocí vzdáleného městského srážkoměru umístěného na čistírně odpadních vod cca 8 km od středu povodí.
- A2 – Kalibrace pomocí tří nejbližších městských srážkoměrů (stejné jako zdroj dat B)
- A3 – Kalibrace s využitím simulovaného a měřeného srážkového odtoku

3. VÝSLEDKY

Tab. 1 ukazuje porovnání mezi simulovanými a měřenými průtoky při využití různých zdrojů srážkových dat. Ke kvantitativnímu vyhodnocení byly využity následující metriky: relativní chyba v celkovém objemu odtoku dV [-], Pearsonův korelační koeficient PCC [-] a RMSE [l s^{-1}]. Verze simulací jsou seřazeny dle jejich míry korelace s měřením.

Tab. 1. *Porovnání simulovaných odtoků s měřením při využití různých vstupních srážkových dat: z experimentální sítě srážkoměrů (C), MV spojů kalibrované rozdílným způsobem (A1-3) nebo sítě městských srážkoměrů (B).*

	C	A2	A3	A1	B
dV [-]	0,01	-0,04	-0,04	-0,11	-0,05
PCC [-]	0,90	0,88	0,88	0,86	0,73
RMSE [l s^{-1}]	43	42	43	46	64



Obr. 2. *Vybrané hydrogramy dvou událostí ze dne 5. 9. 2016 (vlevo) a 25. 7. 2015 (vpravo).*

Nejméně vychýlené oproti měření a zároveň nejlépe korelované jsou simulace na základě tří experimentálních srážkoměrů (C). Simulace na základě MV spojů jsou přesnější než ty na základě tří městských srážkoměrů (B). Nejlepší výsledky jsou dosaženy pro variantu A2, kde je RMSE dokonce mírně nižší než u simulací s experimentálními srážkoměry. Varianta A3 dosahuje podobně dobrých výsledků. Varianta A1 systematicky podhodnocuje celkové objemy průtoků o celých 11 %.

Na obr. 2 je ukázka simulací dvou srážkoodtokových událostí, jedné silnější a jedné slabší, spolu s odhadnutými pásy nejistot. Jde o 90% konfidenční pásy, měřená pozorování by se tudíž měla s 90 % pravděpodobností nacházet uvnitř pásů nejistot (a 10 % pravděpodobností mimo ně). Měřené hodnoty jsou zobrazeny kroužky, modrá barva indikuje pozorování uvnitř pásu a červená vně. Obecně jsou predikované nejistoty vyšší během špičkových intenzit. Nejvyšší míra nejistoty je predikována pro simulace s městskými srážkoměry (B), pro simulace s MV spoji je nejistota nižší (A2) a nejnižší je pak pro experimentální srážkoměry (C).

4. ZÁVĚRY

Systematické chyby MV spojů mohou být korigovány na základě dostupných stávajících měření srážek, ale i průtoku, je-li k dispozici věrohodný srážko-odtokový model. Korigované MV spoje dokážou významně zpřesnit simulace odtoku v malých městských povodích. Použitý model pro odhad nejistot lze úspěšně kalibrovat a předpovídat spolehlivost modelu s ohledem na kvalitu vstupních srážkových dat.

Celkově lze konstatovat, že MV spoje mohou významně zpřesnit simulace otoku z městských povodích a pomocí modelu nejistot lze explicitně vyjádřit, jak přesnost vstupních srážkových dat ovlivní věrohodnost simulovaného odtoku. MV spoje tak představují relevantní zdroj srážkových dat, která jsou schopná velmi dobře doplnit stávající měření.

PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek vznikl v rámci projektu GAČR 20-14151J. Za poskytnutí dat děkujeme společnostem PVS a.s., PVK, a.s. a T-Mobile Czech Republic, a.s.

SEZNAM LITERATURY

Del Giudice, D., Honti M., Scheidegger A., Albert C., Reichert P. and Rieckermann J. (2013). Improving Uncertainty Estimation in Urban Hydrological Modeling by Statistically Describing Bias. *Hydrology and Earth System Sciences* 17 (10): 4209–25. https://doi.org/10.5194/hess-17-4209-2013.

Pastorek J., Fencl M. and Bareš V. (2023). Uncertainties in Discharge Predictions Based on Microwave Link Rainfall Estimates in a Small Urban Catchment. *Journal of Hydrology* 617 (February): 129051. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.129051.

Pastorek J., Fencl M., Rieckermann J. and Bareš V. (2022). Precipitation Estimates From Commercial Microwave Links: Practical Approaches to Wet-Antenna Correction. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 60: 1–9. https://doi.org/10.1109/TGRS.2021.3110004.

Pastorek J., Fencl M., Rieckermann J. and Bareš V. (2019). Commercial Microwave Links for Urban Drainage Modelling: The Effect of Link Characteristics and Their Position on Runoff Simulations. *Journal of Environmental Management* 251 (December): 109522. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109522.

Reichert P. and Schuwirth N. (2012). Linking Statistical Bias Description to Multiobjective Model Calibration. *Water Resources Research* 48 (9). https://doi.org/10.1029/2011WR011391.

Tauro F., Selker J., van de Giesen N., Abrate T., Uijlenhoet R., Porfiri M., Manfreda S., a kol. (2018). Measurements and Observations in the XXI Century (MOXXI): Innovation and Multi-Disciplinarity to Sense the Hydrological Cycle. *Hydrological Sciences Journal* 63 (2): 169–96. https://doi.org/10.1080/02626667.2017.1420191.

OBSAH

Integrovaný přístup matematického modelování pro město Holice

Přibek P.[1]*, Špatka J.[1], Suchánek M.[1], Bartoníček T.[2], Kovaříková L.[3]
[1]*DHI a.s., Na Vrších 5/1490, 100 00 Praha 10*
[2]*Vodovody a kanalizace Pardubice, a.s., Teplého 2014, 530 02 Pardubice*
[3]*Město Holice, Holubova 1, 534 01 Holice*
**autor pro korespondenci, email: pab@dhigroup.com*

ABSTRAKT
Město Holice se v současnosti potýká, podobně jako ostatní města v ČR a EU, s řadou problémů vyplývajících z důsledků změn klimatu a nekoncepčního přístupu k dešťovým vodám na svém území. Zástupci města Holice, vlastník a provozovatel vodohospodářské infrastruktury (VaK Pardubice, a.s.) se posledních několik let začali intenzivněji zabývat touto problematikou a nechali zpracovat studie, které mají za úkol identifikovat problematická místa, optimalizovat celkový vodohospodářský systém a stanovit dlouhodobou koncepci z hlediska trvale udržitelného rozvoje města. Ve spolupráci s DHI a.s. byl sestaven matematický model distribučního systému zásobování vodou a model odvodnění zájmového území.

KLÍČOVÁ SLOVA
Dešťové vody; HDV; kanalizační systém; matematický model; městské odvodnění; návrh opatření

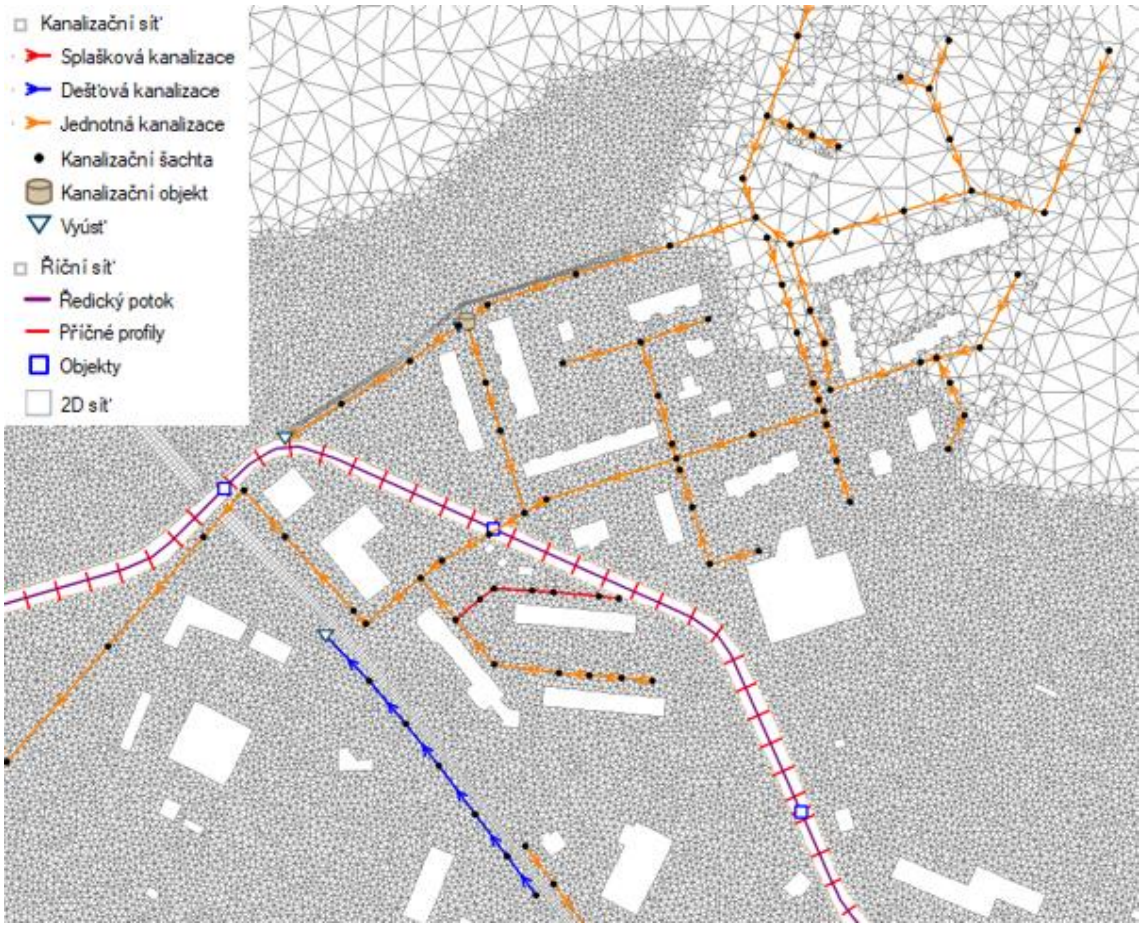
1. ÚVOD

Jako první byl v roce 2020 v zájmovém území města Holice zpracován generel zásobování pitnou vodou (dále GZV). Kromě města Holice byl do studie zahrnut celý distribuční systém zásobování vodou oblasti Holicko. Hlavním cílem bylo vyřešení problémů a potřeb v zásobování pitnou vodou s důrazem na úlohy požadované klientem. Dalším v řadě byl v roce 2022 generel kanalizace (dále GK), který byl zpracován ve spolupráci města Holice a VaK Pardubice, a.s. Požadavkem zadavatele bylo zpracovat činnosti spojené s matematickým modelováním za účelem posouzení a optimalizace celkového systému odvodnění ve městě Holice. Kromě základních úloh spojených se zpracováním GK zaměřených na funkci kanalizačního systému byla tato studie rozšířena o část, která posuzovala povodí Ředického potoka v rozsahu zájmového území města Holic. Studie se týkala města Holice resp. urbanizované části území. Přilehlé spádové oblasti byly v rámci řešení jednotlivých úloh zohledněny a zapracovány tak, aby jejich detail odpovídal řešené úloze.

2. INTEGROVANÝ PŘÍSTUP

V rámci prací na GK byl sestaven svou komplexností poměrně unikátní matematický model, který popisuje kompletní režim povrchových vod na celém zájmovém území. Důležitým faktem je, že stávající 1D simulační modely běžně používané v ČR pro řešení generelů odvodnění nepodávají dostatečnou informaci o výronu vod z městské kanalizace a jejich následném transportu po povrchu intravilánu a přirozeným recipientem. Koncept řešení byl z tohoto důvodu rozšířen o 2D simulační model proudění vody povrchovým odtokem. Z výsledků 1D a 2D matematického modelu lze pak získat poměrně přesnou informaci o ohrožení plynoucím z přetížení stokové sítě a výronu odpadních vod na povrch v důsledku průběhu extrémních srážek.

Pro prvotní identifikaci potenciálně zaplavovaných oblastí a stanovení rozsahu výsledného modelu byl nejdříve použit 2D model povrchového odtoku. Výsledný model pro posouzení říční sítě je kombinací 1D hydrodynamického modelu koryta toku v systému MIKE 11,



Obr. 1. *Ukázka modelovaného území v prostředí MIKE+*

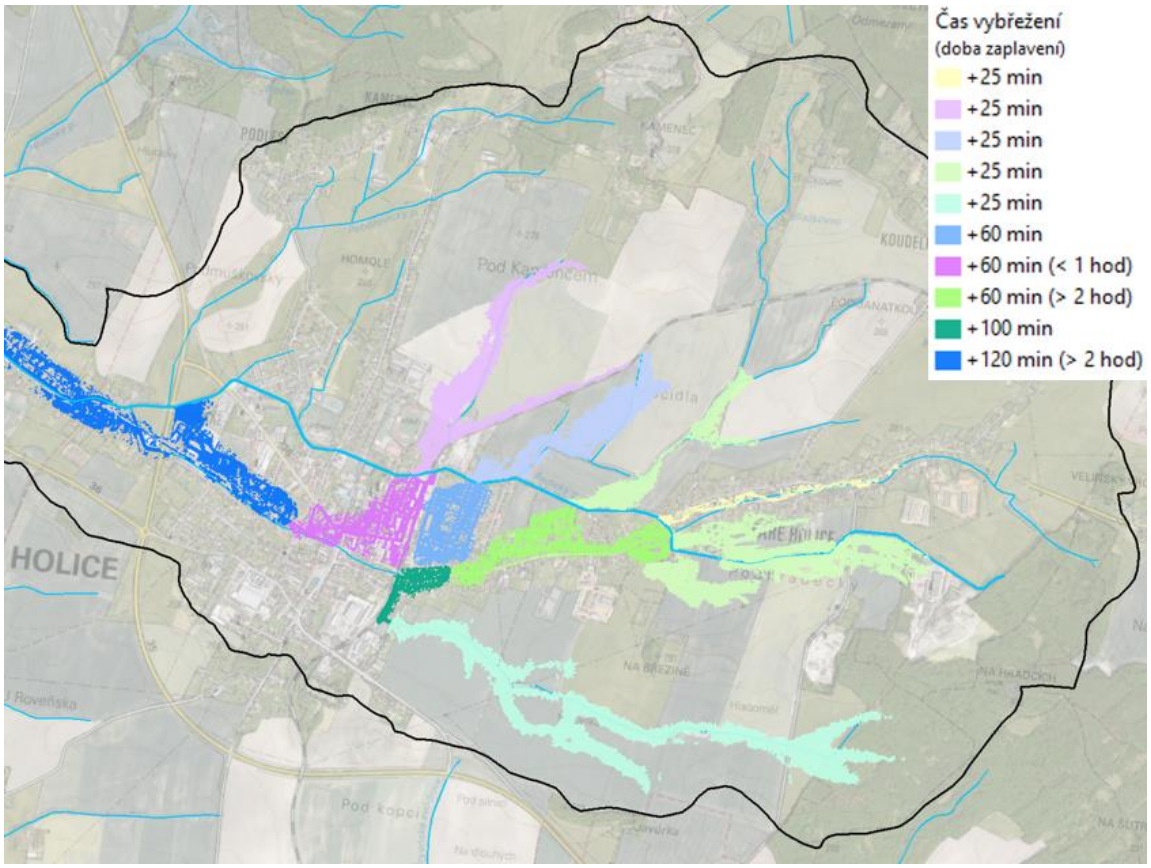
detailního 2D matematického modelu záplavového území resp. hydrologického povodí Ředického potoka v systému MIKE 21 FM a modelu kanalizační sítě města Holice sestaveného v MIKE Urban. Celý tento komplex navzájem propojených čtyř matematických modelů byl výsledně implementován a provozován v rámci DHI modelovací platformy MIKE+ (Obr. 1).

3. IDENTIFIKACE PROBLEMATICKÝCH OBLASTÍ

Posouzení pro vodovodní síť představovalo vyhodnocení současných a výhledových potřeb distribučního systému zásobování vodou oblasti Holicka s důrazem na klientem požadované scénáře.

Za účelem posouzení kapacity kanalizační sítě byla provedena simulace zátěžových stavů na kanalizační síti pro 2 a 5 ti leté (15 min) návrhové srážky. Výpočty probíhaly na verifikovaném modelu na základě provozních informací, které byly shromážděny během měrné kampaně. Ta byla zaměřena, jak na kanalizační síť, tak současně na vodní toky v povodí zájmové oblasti Ředického potoka. V rámci této části studie byl posuzován také imisní a emisní vliv kanalizační sítě na Ředický potok, který je recipientem pro dešťové i vyčištěné odpadní vody (ČOV Holice).

Pro ověření kapacity koryta toku a identifikace kritických profilů / objektů na Ředickém potoce byly použity ustálené průtoky (Q_{20}, Q_{50} a Q_{100}), resp. pro posouzení chování systému odvodnění při extrémních událostech (vč. 50 a 100 leté návrhové 15 min srážky).



Obr. 2. *Mapa problematických oblastí při extrémní události (100 letá srážka)*

Na základě získaných výsledků integrovaného modelu lze konstatovat, že v intravilánu města jsou lokalizovatelné rizikové oblasti, ve kterých bude srážková voda činit za přívalových dešťů problémy. Rozsah zaplavených lokalit se téměř neliší podle velikosti návrhové srážky. Zásadní je především doba akumulace v jednotlivých koncentračních oblastech a doba odtoku srážkových a odpadních vod po ukončení návrhové srážky, jak je patrné na ukázce jednoho ze zpracovaných výstupů (Obr. 2).

Z výpočtů přívalových srážek bylo zjištěno, že extrémní srážky do 10 leté pravděpodobnosti opakování jsou celkem bezpečně převedeny korytem Ředického potoka nebo kanalizační sítí a kromě velmi lokálních míst by neměly způsobovat zásadní potíže pro odvodnění města Holice.

Z pohledu zaplavování intravilánu města Holice z důvodu nedostatečné kapacity koryta toku Ředického potoka bylo vytipováno několik lokalit a platí pro ně stejná pravidla a doporučení i v případě řešení extrémních srážek jako při stanovení rozsahu záplavového území a identifikace kritických profilů.

4. NÁVRH OPATŘENÍ

Efektivní opatření pro plynulejší odtok srážkových vod z přívalových srážek musejí být provedena v koncentračních oblastech, kde se povrchový odtok formuje a případně na revitalizace a zkapacitnění koryt toků a svodnic. Cílem takovýchto opatření je zadržení přívalové vody v povodí a její postupné odpouštění. Tím bude zajištěno rozložení odtoku na

delší časový úsek a odvodňovací recipienty budou schopny lépe pojmout okamžitá množství srážkové vody a nebudou vznikat oblasti se záplavou a dlouhými odtokovými časy.

Kromě návrhu technických opatření na kanalizační síti, Ředickém potoce a v povodí bylo součástí studie stanovení potenciálu hospodaření s dešťovými vodami (HDV) a identifikace prioritních lokalit pro zavedení prvků HDV a modrozelené infrastruktury (MZI). Tyto prvky však nezajistí dostatečnou ochranu proti extrémním srážkám, a je proto vhodné je kombinovat s protipovodňovými prvky tak, aby společně snížily riziko škod na majetku a případný kolaps některých funkcí města.

5. ZÁVĚR

Na území města Holice bylo v rámci těchto studií identifikováno několik problematických míst, ať už jsou to místa na vodovodní, kanalizační síti, příp. na Ředickém potoce a jeho povodí, které mají vliv na funkci systému zásobování pitnou vodou, městského odvodnění a kritické infrastruktury města Holice. Výsledkem je návrh souboru opatření, který je možný díky použitému integrovanému přístupu modelování velmi snadně a efektivně ověřit, příp. rozšířit o další v budoucnosti uvažované úpravy a požadavky klienta. Zároveň vzniklo technologicky poměrně unikátní řešení zahrnující kompletní digitální popis vodního hospodářství ve městě, které má vysoký potenciál využití do budoucna.

PODĚKOVÁNÍ

Tento článek vznikl jako jeden z výstupů dlouhodobé spolupráce se zástupci města Holice a VaK Pardubice, a.s., kterým děkujeme za spolupráci a podporu při prezentaci této problematiky.

Monitoring the quality of overflowed waters and their impact on the recipient and the environment

Portnov M.*, Wittmanová R., Škultétyová I., Stanko Š.
Slovak University of Technology in Bratislava, Faculty of Civil Engineering, Department of Sanitary and Environmental Engineering, Radlinského 11, 810 05 Bratislava, Slovak Republic
**corresponding author, email: maksim.portnov@stuba.sk*

ABSTRACT
This article addresses the important and contemporary issue of environmental contamination related to overflowed waters, which arise due to increasing industrialization and urbanization. The objective of this study is to analyze and monitor the quality of overflowed waters, as well as their potential impact on receiving water ecosystems. Various pollutants that may be present in overflowed waters and their potential removal methods are explored. Additionally, the article presents case studies to illustrate the negative consequences overflowed waters can pose to recipients. The potential solutions to the problem are discussed, with a focus on the example of Slovakia.

KEYWORDS
Combined sewer overflow; overflowed waters; wastewater; water quality

1. INTRODUCTION

The growing human activities in industry, agriculture, and urban areas lead to increased production of wastewater. These wastewater streams, known as overflowed waters, contain various chemicals, toxic substances, and organic pollutants. Their direct discharge into receiving water bodies can have serious environmental and health implications. Therefore, it is essential to examine and monitor the quality of overflowed waters and identify measures to minimize their negative impact on recipients.

The growing human activities in industry, agriculture, and urban areas lead to increased production of wastewater. These wastewater streams, known as overflowed waters, contain various chemicals, toxic substances, and organic pollutants. Their direct discharge into receiving water bodies can have serious environmental and health implications. Therefore, it is essential to examine and monitor the quality of overflowed waters and identify measures to minimize their negative impact on recipients.

Water quality is a key aspect of a sustainable environment. With the increasing influence of industrial activities and the growing number of people in urban areas, more and more emphasis is placed on the proper treatment of wastewater. Overflowed waters that are generated as a result of overflowing into the sewer network and industrial processes can contain various pollutants that can have a negative impact on receiving aquatic ecosystems.

Overflowed waters contain various substances such as chemicals, heavy metals, organic pollutants and pathogens. These substances can have a negative impact on aquatic ecosystems and endanger the health of people who come into contact with these waters.

2. URBAN INFRASTRUCTURE AND RAINWATER MANAGEMENT

Rainwater harvesting and management has been used since ancient times. Water harvesting techniques have been used for thousands of years in many parts of the world to collect and store rainwater in soil pores, for irrigation, or for other human use. Growing water scarcity in

many regions of the Earth, climate change, rapid urbanization and growing demand for water are once again making this ancient technology a viable option for cities.

The climate crisis has accentuated changes in the amount of precipitation. Dry periods alternate with strong storms, resulting in floods, causing damage (not only) to urban infrastructure. The so-called sponge city is a model of urban construction that can alleviate urban flooding, lack of water resources and overall improve the ecological situation and biodiversity by absorbing and capturing rainwater and its subsequent use.

The removal of vegetation and the treatment of impermeable surfaces leads to a decrease in water infiltration into the soil and, as a result, to an increase in surface runoff, which negatively affects the load on the sewer network and subsequently leads to an increase in drainage flow and load on combined sewer overflow.

Each new paved area disrupts the natural state and management inefficiency in the area and has a negative impact on the hydrological parameters of the urbanized area. Combined sewer overflow are among the most important and at the same time the most complex objects of the sewer network from a hydraulic, hygienic and constructive point of view, while these individual aspects influence each other and are closely interconnected. The sanitary and technical issue of ombined sewer overflow is connected with the general conceptual solution of sewer networks, the subsequent design of wastewater treatment technology and the purity of the recipient. The combined sewer overflow process in dry and rainy weather is shown in Fig. 1.

The potential of rainwater harvesting and management to reduce water consumption, mitigate stormwater runoff, and provide potable water has been largely neglected in modern times. This is partly due to local contexts such as seasonal variability of rainfall, costs of storage, treatment and upgrading of water systems, as well as political and institutional barriers. Add to this short-sighted water management policies that rely on excessive use of river water or groundwater.

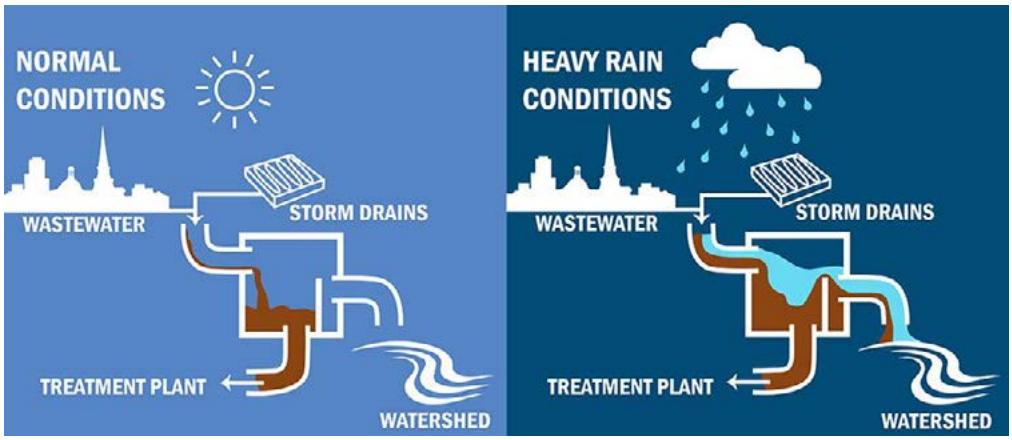


Fig. 1. *The combined sewer overflow process in dry and rainy weather*

The main challenge when designing a new paved plot is determining an effective method of treating surface runoff. The usual method of dealing with rainwater in the urban area was based on the principle of the fastest draining of rainwater from paved areas by channeling them into one sewer, through which the water is drained to the treatment plants, from where it is drained to the waterway of the sources.

However, this concept proved insufficient over time. As a result of climate change, there are situations when sewage networks are no longer able to fulfill their function. Currently, attention is being paid to the creation of measures close to nature, the purpose of which is not to drain, but to capture rainwater in cities.

These measures comprehensively solve the problem of microclimate change in cities:

- promote evaporation;
- decrease in temperature;
- subsidizing and restoration of groundwater;
- enable a reduction in the flow of rain in the sewage network.

A good way to solve the problem is to drain rainwater into a separate rainwater system, as it reduces the load on the sewer network and the combined sewer overflow. During heavy rainfall, harmful chemicals and substances do not enter the watercourse sources, and therefore the water quality does not decrease before entering the watercourse sources.

3. WORK ON COMBINED SEWER OVERFLOW AND WATER QUALITY

The combined sewer overflows were never designed to handle all the water during preciritations and a lot of overflow was expected. However, the growth of urban centers as well as the increase in extreme precipitation have exacerbated the events of the combined sewer overflow. The bearing capacity of the combined sewer overflow is too often exceeded during periods of rain or snowmelt, causing the combined sewer overflow at relief points in these systems. These overflow points cannot be simply plugged because they prevent sewage from accumulating in basements, flooding streets and overloading sewage treatment plants.

To meet these goals, communities are using a variety of creative approaches, such as retrofitting stormwater tanks, disconnecting impervious surfaces, and improving stormwater infiltration with green infrastructure.

In many areas, low-impact development design is used to limit runoff from new development, which increases the amount of rainwater that seeps into the ground.

As part of the field research work, 8 combined sewer overflows were checked in different parts of the city, where the location of the combined sewer overflows was studied and the number of the combined sewer overflows that could be reached without labor-intensive resources was monitored. As part of the site research, it was selected two combined sewer overflows that have the best access to measuring the quality of relief waters.

In further experiments, during heavy summer rainfall, several water samples will be taken in the area of these two combined sewer overflows. The first sample will be taken in front of the two combined sewer overflow downstream of the recipient, the second sample from the

inflow of overflowed waters, the third sample after the combined sewer overflow downstream of the recipient, and the fourth sample downstream of the recipient at a distance of 100-200 meters after the combined sewer overflow. Samples will be taken every 5 minutes during the process of water overflow from the combined sewer overflow.

Further, each sample will be analyzed for water quality at each sampling point and solutions will be proposed to reduce pollution of the recipient and the environment by modeling the sewerage network or through other measures based on the data obtained.

CONCLUSION

Monitoring the quality of overflowed waters and understanding their impact on recipients is crucial for preserving water resources and protecting ecosystems. By employing effective treatment methods and implementing appropriate measures, it is possible to mitigate the negative consequences of water pollution. The case of Slovakia serves as a valuable example, highlighting the need for comprehensive monitoring, stricter regulations, and sustainable management practices to address the challenges associated with overflowed waters. It is essential to prioritize the preservation of water quality for the well-being of both aquatic ecosystems and human populations.

ACKNOWLEDGEMENTS

The paper was created with the support of the "Grant scheme for the support of young researchers in the conditions of the Slovak Technical University in Bratislava" financed from the central resources of the rectorate of STU in Bratislava, managed at the Department of Sanitary and Environmental Engineering of the Faculty of Civil Engineering of STU in Bratislava with the acronym MONKVALIV. This work also was supported by the Slovak Research and Development Agency under contract No. APVV-18-0203.

REFERENCES

Butler D., Davies J. W. (2021). *Urban Drainage*. Spon Press is an imprint of the Taylor & Francis Group. 2 Park Square. Milton Park. Abingdon. Oxon 2011. ISBN 0-203-84905-1.

Brepols C., Dahmen H., Lange M, Sohr A., Kiesewski R., Rohlfing R., Mannina G. (2019). Model-Based Sewer Network Control - Practical Experiences. In: Mannina, G. (eds) *New Trends in Urban Drainage Modelling*. UDM 2018. Green Energy and Technology. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-99867-1_3

Gribbin, John E. (2014). *Introduction to Hydraulics and Hydrology with Applications for Stormwater Management*, 4th edition, Delmar, New York, USA, 2014, 550 p. ISBN 978-1-133-69183-9

Hrudka J., Červeňanská M., Rusnák D., Stanko Š. (2018). Analysis of surface runoff and effectiveness of sewerage network in the urban area. In SGEM 2018. *18th International Multidisciplinary Scientific GeoConference*. Volume 18. Water Resources. Forest, Marine and Ocean Ecosystems: conference proceedings. Albena, Bulgaria, 2 July - 8 July 2018. 1. vyd. Sofia: STEF 92 Technology, p. 39-45.

Malek Mohammadi M., Najafi M., Kaushal V., Serajiantehrani R., Salehabadi N., Ashoori T. (2014). Sewer Pipes Condition Prediction Models: A State-of-the-Art Review. *Journal of Infrastructures* (4).

Urcikán, P., Rusnák, D. (2008): *Stokovanie a čistenie odpadových vôd, Stokovanie II. Objekty na stokovej sieti*. Vyd. STU Bratislava, 2008, ISBN 978-80-227-2854-6, p. 246

Problematika souladu odlučovačů lehkých kapalin s normou EN 858 v praxi

Nousek V.[1]*, Gesterding M.[2], Konopický R.[1]
[1]*ACO Industries Tábor s.r.o., Průmyslová 1158, 391 01 Sezimovo Ústí, Česká Republika*
[2]*ACO Beton GmbH, Mittelriedstraße 25, 68642 Bürstadt, Germany*
**autor pro korespondenci, e-mail: vnousek@aco.cz*

ABSTRAKT
Technické parametry odlučovačů lehkých kapalin jsou definovány v harmonizované normě EN 858-1. V praxi se na trzích běžně setkáváme s odlučovači, které jsou sice prohlášeny v souladu s touto normou, ale reálně ji nesplňují. Cílem příspěvku je nastínit problematiku odlučovačů lehkých kapalin na trhu a poukázat na skutečnost, že velká část produktů normu EN 858-1 nesplňuje i přesto, že je takto prezentována. Na vybraných produktech bylo provedeno testování a analýza shody s vybranými body uvedených v harmonizované normě EN 858-1. Dle provedeného testování a analýzy vybraných produktů byla zjištěna neshoda s normou u všech testovaných produktů i přes deklaraci souladu s touto normou výrobcem.

KLÍČOVÁ SLOVA
Jmenovitá velikost odlučovačů; norma EN 858-1; odlučovače lehkých kapalin; třída odlučovačů

1. ÚVOD

Odlučovače lehkých kapalin jsou produkty používané v odvodňovacích systémech na místech s rizikem výskytu lehkých kapalin. Tyto produkty mají za cíl separovat lehké kapaliny z vody přitékající na nátoku a zamezit odtoku těchto kapalin ze zařízení. Technické parametry odlučovačů lehkých kapalin definuje harmonizovaná norma EN 858-1. Společnost ACO se na trzích běžně setkává s produkty, které jsou prezentovány v souladu s touto normou, nicméně reálně ji nesplňují. Neplnění požadavků normy může vést k vyšším koncentracím lehkých kapalin na odtoku z odlučovače, nízké životnosti produktů a dalším problémům při provozu odlučovačů. Důležitým faktorem je pořizovací cena, která ovlivňuje volbu koncových produktů. Zde mají často velkou konkurenční výhodu produkty, které normu nesplňují díky ušetřeným nákladům například za použité materiály a testování produktů. Společnost ACO dbá na soulad s normou, s čímž jsou spojeny také vyšší náklady na výrobu zařízení (materiály s certifikáty, testování produktů a další). Díky zkušenostem s dodržováním normy EN 858 – 1 jsou pro nás ceny některých konkurenčních produktů podezřelé. Proto jsme se rozhodli v rámci tohoto příspěvku analyzovat a otestovat vybrané produkty, prezentované v souladu s normou EN 858-1 a tento soulad s vybranými body normy ověřit. Na úvod jsou stručně popsány vybrané body normy EN 858-1, metodika testování a poté následuje část s popisem výsledků testů. V závěru práce jsou výsledky testování zhodnoceny.

2. VÝBĚR PRODUKTŮ A METODIKA

V rámci tohoto příspěvku byly vybrány celkem 4 produkty, na kterých proběhlo testování a analýza souladu s normou EN 858-1. Ve společnosti ACO jsme se zaměřili na produkty signifikantních konkurenčních hráčů na trhu, které jsou často nabízeny, dle našeho zhodnocení, za podezřele nízké ceny. Při výběru byl kladen důraz na to, aby produkty byly prezentovány jako odlučovače třídy I (přípustná koncentrace lehkých kapalin na odtoku do 5 mg/l) a v souladu s normou EN 858-1. Z hlediska velikostí a materiálů jsme zvolili tyto zástupce (Tab. 1).

***Tab. 1**. Základní informace o vybraných produktech pro testování/analýzu*

Označení	Materiál	Jmenovitá velikost (NS)	Třída odlučovače	Země původu
Odlučovač 1	Rotačně tvářené PE	6 l/s	I	Francie
Odlučovač 2	Železobeton	15 l/s	I	ČR
Odlučovač 3	Železobeton	15 l/s	I	ČR
Odlučovač 4	Sklolaminát	150 l/s	I	Rumunsko

Testování a analýza produktů má odhalit soulad či nesoulad s harmonizovanou normou EN 858-1. Body a vlastnosti, na které jsme se zaměřili, shrnuje Tab. 2.

***Tab. 2.** Popis analyzovaných oblastí a bodů z normy EN 858-1*

Pořadí	Popis testované/ analyzované vlastnosti	Relevantní část normy	Poznámka
1	Třída odlučovače	4, 6.5.6, 8.3.3	Třída odlučovače značí efektivitu separace lehkých kapalin. Testování třídy odlučovače proběhne dle metodiky uvedené v 8.3.3.
2	Jmenovitá velikost	5, 6.5.6, 8.3.3	Jmenovitá velikost produktu značí průtok v l/s, na který je zařízení dimenzováno. Testování průtoku bude provedeno dle metodiky v části 8.3.3. Toto testování proběhne bez přídavku lehké kapaliny.
3	Vodotěsnost	6.3.2, 8.2	Vodotěsnost bude testována dle metodiky uvedené v části 8.2.
4	Vodní uzávěry	6.3.4	Bude prověřena přítomnost a charakteristika vodních uzávěrů v souladu s požadavky uvedených v normě.
5	Trouby a spoje	6.3.5	Budou prověřeny použité dimenze potrubí na vtoku a výtoku ze zařízení.
6	Vnitřní složky	6.3.6	Bude zhodnocena možnost provedení údržby (možnost demontáže částí určených k čištění a přístupnost těchto částí).
7	Lapáky kalu	6.3.7	Bude ověřena přítomnost zařízení ke snížení přítokové rychlosti na vtoku pro zajištění rovnoměrného průtoku a umožnění usazování sedimentu.
8	Automatická uzavírací zařízení	6.5.3, 6.6.2	Bude prověřena vybavenost produktů automatickými uzavíracími zařízeními a zhodnoceny jejich charakteristiky.
9	Označování	6.6.1	Proběhne kontrola informací uvedených na štítku a porovnání s normou požadovanými informacemi.
10	Prohlášení o vlastnostech	Příloha ZA	Bude zhodnoceno prohlášení o vlastnostech (forma a obsah).

3. VYHODNOCENÍ VÝSLEDKŮ TESTOVÁNÍ/ANALÝZY

Proběhlo testování vybraných bodů z normy EN 858-1 dle Tab.2. Výsledky testování shrnuje Tab.3.

***Tab. 3.** Shrnutí výsledků testování/analýzy*

Pořadí	Popis testované/ analyzované vlastnosti	Relevantní část normy	Odlučovač 1	Odlučovač 2	Odlučovač 3	Odlučovač 4
1	Třída odlučovače	4, 6.5.6, 8.3.3	Nevyhovuje	/*	Nevyhovuje	/*
2	Jmenovitá velikost	5, 6.5.6, 8.3.3	Vyhovuje	Nevyhovuje	Vyhovuje	/*
3	Vodotěsnost	6.3.2, 8.2	Vyhovuje	Nevyhovuje	Nevyhovuje	Nevyhovuje
4	Vodní uzávěry	6.3.4	Vyhovuje	Nevyhovuje	Nevyhovuje	Vyhovuje
5	Trouby a spoje	6.3.5	Vyhovuje	Nevyhovuje	Vyhovuje	Nevyhovuje
6	Vnitřní složky	6.3.6	Vyhovuje	Nevyhovuje	Nevyhovuje	Nevyhovuje
7	Lapáky kalu	6.3.7	Nevyhovuje	Nevyhovuje	Nevyhovuje	Nevyhovuje
8	Automatická uzavírací zařízení	6.5.3, 6.6.2	Vyhovuje	Nevyhovuje	/*	Nevyhovuje
9	Označování	6.6.1	Nevyhovuje	Nevyhovuje	Nevyhovuje	Nevyhovuje
10	Prohlášení o vlastnostech	Příloha ZA	Nevyhovuje	Nevyhovuje	Nevyhovuje	Nevyhovuje

* *Nebylo testováno*

Následuje stručné slovní shrnutí výsledků testování/analýzy jednotlivých odlučovačů s případnými doplňujícími poznatky zjištěnými během testování.

Odlučovač 1

Produkt zvládl převést návrhový průtok 6 l/s, což je i jeho deklarovaná jmenovitá velikost. Při přípravě testu třídy odlučovače se ukázalo technicky nereálné vyřadit z provozu kalovou jímku (jak požaduje norma) kvůli provedení vnitřních částí (konstrukce koalescence). I přesto byl proveden test efektivity separace lehkých kapalin. Odlučovač dosáhl průměrné koncentrace lehké kapaliny na výtoku 8,62 mg/l – nesplnil tedy prohlašovanou třídu I (do 5mg/l) i přes fakt, že při testování nebyla vyřazena kalová jímka, která z našich zkušeností test ovlivňuje směrem k nižším hodnotám koncentrace lehkých kapalin na výtoku. Byla zjištěna absence zařízení pro snížení přítokové rychlosti a pro umožnění usazování sedimentu. V oblasti označování byl zjištěn nedostatek v podobě chybějícího štítku produktu, který má být dodán společně s produktem a nainstalován tak, aby bylo možné produkt během provozu identifikovat. Obsah prohlášení o vlastnostech nebyl kompletní a vykazoval nedostatky. Z výsledků testu vyplývá, že produkt není v souladu normou EN 858-1 i přesto, že výrobce tento soulad deklaruje.

Odlučovač 2

Produkt nedokázal během testu jmenovité velikosti převést návrhový průtok - před dosažením návrhového průtoku došlo k přetečení a test byl ukončen. Produkt by tedy neměl být označován jako NS 15. Vzhledem k nemožnosti převést návrhový průtok nebylo přistoupeno k testování třídy odlučovače. Během zkoušky vodotěsnosti byla odhalena průsaková místa skrz železobetonovou stěnu (s produktem byl dodán i certifikát o vodotěsnosti, který je v rozporu s realitou). Na nátoku byla zjištěna absence vodního uzávěru. Nátokové a výtokové potrubí neodpovídá požadavku na minimální DN specifikované v normě. Po ověření výtoková garnitura vykazovala netěsnosti ve svárovém spoji, umožňující tak akumulované lehké kapalině samovolně odtékat ze zařízení. Zařízení pro snížení přítokové rychlosti je nefunkční z hlediska návrhu a konstrukce. Návrh a umístění tohoto zařízení je chybný a nefunkční. Chybělo označení hodnoty, na kterou bylo automatické uzavírací zařízení kalibrováno. Chybělo i jakékoliv těsnění v dosedací části plováku, a není tedy zajištěno uzavření výtoku ze zařízení. Produkt nebyl dodán se štítkem pro identifikaci zařízení. Prohlášení o vlastnostech bylo chybně formulováno a obsahově nekompletní. Produkt nesplnil požadavky normy ve většině prověřovaných oblastí. Z výsledků testů vyplývá nesoulad s normou EN 858-1 a nesplnění vlastností deklarovaných výrobcem.

Odlučovač 3

Výsledkem testu třídy odlučovače byla zjištěna průměrná hodnota koncentrace lehkých kapalin na výtoku 199,2 mg/l, což nejen nesplňuje třídu I ale výrazně převyšuje také limitní hodnotu pro třídu II. Voda během zkoušky prosakovala stěnou zařízení, kde byly patrné i praskliny. Chyběl vodní uzávěr na vtoku a zařízení pro snížení přítokové rychlosti se ukázalo jako zcela nefunkční a nevyhovující. Vnitřní části podléhající údržbě nejsou demontovatelné. Automatické uzavírací zařízení nebylo součástí produktu. Nebyl dodán ani štítek produktu pro identifikaci a prohlášení o vlastnostech vykazovalo velké nedostatky v obsahu a formě. Z výsledků testů vyplývá nesoulad s normou EN 858-1 a nesplnění vlastnosti deklarované výrobcem.

Odlučovač 4

Vzhledem k velikosti produktu (NS 150) a náročnosti na testovací zařízení nebyl proveden test jmenovité velikosti a třídy odlučovače. Byla zjištěna netěsnost v oblasti vstupních otvorů pro připojení nástavcových dílů. Použitá dimenze potrubí neodpovídala minimální dimenzi stanovené normou. Vnitřní části určené k pravidelné údržbě jsou velmi obtížně vyjímatelné a ještě obtížněji instalovatelné zpět. Typy použitých materiálů vnitřních dílů nejsou specifikovány v normě. Byla mimo jiné zjištěna neshoda v objemu kalové jímky (z deklarovaných 15 m^3 pouze 5 m^3). Chybělo zařízení pro snížení přítokové rychlosti. Automatická uzavírací zařízení nebyla označena hodnotou, na kterou byla kalibrována, a po analýze kalibrované hodnoty se ukázala naprostá nepoužitelnost pro lehké kapaliny. Produkt byl označen štítkem, který ale obsahově nevyhovoval požadavkům. Prohlášení o vlastnostech vykazovalo významné nedostatky a chyby v uvedeném obsahu a formě. Z výsledků testů vyplývá nesoulad s normou EN 858-1 a nesplnění vlastností deklarovaných výrobcem.

4. ZÁVĚR

Výsledky testů potvrdily nesoulad všech testovaných výrobků s harmonizovanou normou EN 858-1 a poukázaly na rozdíl mezi deklarovanými vlastnostmi a realitou. Z naší zkušenosti na trhu se bohužel běžně setkáváme s produkty, které jsou podle výrobce deklarovány v souladu s normou EN 858-1, ale realita je odlišná. Této problematice napomáhá také umožnění normou výrobcům prohlašovat většinu vlastností tzv. systémem 4 – to znamená testování a prohlašování výrobcem (není potřeba testování třetí stranou). Tyto produkty mohou konkurovat někdy i výrazně nižší cenou, kterou si výrobci mohou dovolit například ušetřením finančních prostředků za testování nebo použitím méně kvalitních materiálů. Analýza charakteristik použitých materiálů nebyla provedena, ale je na místě se domnívat, vzhledem k cenám výrobků, že použité materiály by požadavkům v normě nevyhověly. Netestování produktů výrobcem (např. test jmenovité velikosti a třídy) může vést ke značným problémům při provozu – například k nezvládnutí návrhového průtoku a tím k problémům v odvodňovacím systému či k vysokým koncentracím lehkých kapalin na výtoku s možným únikem do navazujících recipientů. Testy poukázaly také na problematiku vodotěsnosti zařízení, kdy akumulovaná lehká kapalina může unikat do okolního podloží. Dalším problémem může být celková životnost produktů. Při použití méně kvalitních materiálů může být výrazně snížena životnost produktů, s kterou jsou dále spojeny náklady na opravy nebo nutná celková výměna zařízení. Testy odhalily také potenciální komplikace při údržbě zařízení, která může být velice obtížná. Tento příspěvek chce poukázat na fakt, že při výběru odlučovače lehkých kapalin mnohdy nestačí spoléhat pouze na „papírový“ soulad s normou deklarovaný výrobcem, ale je na místě vyžádat si dodatečnou dokumentaci k produktu od výrobce (například informace z testování jmenovité velikosti a třídy odlučovače, certifikáty použitých materiálu a další) a být opatrný při výběru podezřele levných produktů.

SEZNAM LITERATURY

EN 858-1:2002 + A1:2004 E, Separator systems for light liquids (e. g. oil and petrol) Part 1: Principles of product design, performance and testing, marking and quality control [online]. 2004. Brussel: CEN, 2004 [cit. 2023-07-31].

OBSAH

Využitie modro-zelenej infraštruktúry ako prevencii proti extrémnym prietokom v mestských stokových sieťach

Wittmanová R.*, Hrudka J., Portnov M., Stanko Š.
Slovenská technická univerzita v Bratislave, Stavebná fakulta, Katedra zdravotného a environmentálneho inžinierstva, Radlinského 11, 810 05 Bratislava
**autor pro korespondenci, email: reka.wittmanova@stuba.sk*

ABSTRAKT
Predkladaný príspevok dáva do pozornosti potrebu adaptácie urbanizovaných území vo vzťahu k negatívnym aspektom klimatickej zmeny, presnejšie riešenia extrémnych zrážkových udalostí a následne zvýšeným prietokom v sieti. Téma hospodárenia s dažďovými vodami je celosvetovo populárna vzhľadom na zhoršujúce sa klimatické podmienky. V súčasnosti sa kladie veľký dôraz na implementáciu adaptačných opatrení, ktoré zmierňujú dopady prívalových dažďov a klimatickej zmeny v mestských oblastiach. Príspevok sa zameriava na analýzu hustoty odvodňovacieho systému, analýzu nepriepustnosti územia, koeficientu odtoku a výberu vhodných opatrení na zníženie povrchového odtoku a jeho prítoku do stokovej siete.

KLÍČOVÁ SLOVA
Dažďové vody; klimatická změna; hospodárenie s dažďovými vodami; povrchový odtok

1. ÚVOD

Mestské kanalizačné systémy sú negatívne ovplyvnené klimatickými zmenami. Ich dôsledky možno pozorovať aj na Slovensku. Ilustratívnym príkladom je rok 2018, ktorý bol charakterizovaný devastujúcim suchom takmer na celom území Slovenska. Suché obdobie trvalo od apríla do konca októbra a bolo prerušované iba krátkymi obdobiami prívalových dažďov s vysokou intenzitou. Dlhodobé pozorovania SHMÚ naznačujú, že celkové množstvo zrážok za tento rok bolo oveľa nižšie ako hodnota dlhodobého priemeru za obdobie 1989-2019 (Madara a kol., 2021). Dôsledky klimatických zmien ovplyvňujú prevádzku a hodnotenie kanalizačných sietí. V dôsledku klimatických zmien sa častejšie vyskytujú dlhé obdobia sucha, striedajúce sa s extrémnymi zrážkami a občas aj s prudkými prívalovými dažďami. Tieto javy môžu spôsobiť zvýšenie odpadových vôd v recipientoch alebo preťaženie kanalizačných sietí, čo má za následok mestské povodne. Klimatické zmeny a ich vplyv na kanalizačné siete a odvádzanie odpadových vôd z urbanizovaných oblastí sa v posledných rokoch často diskutujú. Mnoho štúdií sa zameriava na hodnotenie interakcií dôsledkov klimatickej zmeny a urbanizácie na kanalizačné siete. Moderný koncept odvádzania odpadových vôd z urbanizovaného prostredia kombinuje všetky komponenty mestského odvodňovacieho systému do jedného integrovaného systému. Základné časti systému tvoria kanalizačná sieť a jej objekty, čistiarne odpadových vôd a prijímajúce vody. Koncept hodnotí vzájomnú interakciu jednotlivých častí a ich interakciu s okolitým prostredím urbanizovanej oblasti (Urcikán a kol., 2004).

2. MATERIÁL A METÓDY

Metodika výskumu sa skladá zo základných analýz, ktoré sa zameriavajú na analýzu záujmového územia prostredníctvom analýzy hustoty potrubnej siete, zastavaných plôch, koeficientu odtoku a nepriepustnosti a následne na návrh opatrení na zmiernenie dopadov extrémnych zrážok v mestskom prostredí.

Záujmové územie
Záujmové územie je súčasťou jednotnej kanalizačnej siete mesta Trnava, konkrétne kanalizačného zberača A. Táto oblasť bola predmetom dlhodobého výskumu Katedry zdravotného a environmentálneho inžinierstva SVF STU. Povodie kanalizačného zberača A sa nachádza na ľavom brehu rieky Trnávka a tvorí ju 23 mestských štvrtí. Zberač sa skladá z jedného hlavného kolektora a 11 vedľajších vetiev.

Analýza hustoty potrubnej siete
Hustota potrubnej siete je definovaná ako pomer celkovej dĺžky potrubia k ploche povodia. Vyjadruje stupeň hustoty potrubnej siete v danom povodí. Vysoká hodnota hustoty potrubnej siete znamená, že v povodí je dostatočne dlhá sieť na jednotku plochy a tak je odtok zrážok rýchlejšie odvedený (Lee a kol., 2018).

Analýza zastavaných plôch, koeficientu odtoku a nepriepustnosti
Pri tvorbe povrchového odtoku zohráva dôležitú úlohu zástavba a využitie územia, ktoré výrazne ovplyvňuje koeficient odtoku územia. Pri určovaní kanalizačných povodí je potrebné zohľadniť jednotný typ zastavaného územia v celom povodí. Typ výstavby je stanovený na základe mapových podkladov, satelitných a ortofoto snímok a terénneho prieskumu. Pre túto štúdiu bolo potrebné vytvoriť niekoľko vzorových okrskov na stanovenie priemernej hodnoty nepriepustnosti.

Opatrenia na zmiernenie dopadov extrémnych zrážok v mestskom prostredí
Účelom systému hospodárenia s dažďovými vodami je vytvárať prirodzené podmienky pre odvodňovanie dažďovej vody z mestského prostredia a priblížiť mestský hydrologický cyklus k prírodnému cyklu. Odvádzanie povrchového odtoku do kanalizačnej siete sa vníma ako posledné riešenie, keď už nie sú k dispozícii iné metódy (Vítek a kol., 2015). Prioritou v návrhu je odvádzať dažďovú vodu z urbanizovanej oblasti tak, aby pozitívne ovplyvňovala mestské prostredie. Výber objektov pre systém hospodárenia s dažďovými vodami je založený na geologických a hydrologických podmienkach, stave recipientu, priestorovom usporiadaní a architektonickej integrácii (Ballard a kol., 2022). Na zníženie povrchového odtoku sa využívajú objekty umožňujúce prirodzené vsakovanie. Zásadne sa rozlišujú dve základné kategórie zariadení: decentralizované a centralizované . Druhá skupina zahŕňa centralizované zariadenia, ktoré predstavujú odtokový systém pre väčšie skupiny obytných jednotiek (Broekhuizen a kol., 2019). Zelené strechy regulujú objem odtoku, zlepšujú kvalitu vzduchu a vody a podporujú úspory energie na vykurovanie, klimatizáciu a chladenie interiérov budovy. Ich hlavnou výhodou je zadržiavanie dažďovej vody z prívalových dažďov a znižovanie a vyhladzovanie prílivových vĺn dažďovej vody v kanalizačnej sieti. Návrh zelených striech v urbanizovaných oblastiach s vysokým percentom spevnených plôch mení koeficient odtoku a redukuje objem povrchového odtoku.

3. VÝSLEDKY A DISKUSIA

Analýza hustoty potrubnej siete
Záujmové územie bolo rozdelené do piatich charakteristických sub-povodí. Sub-povodia boli stanovené na základe hydrotechnickej situácie kanalizačnej siete a polohy zberačov. Priemerný stupeň hustoty odvodnenia bol vypočítaný na základe celkovej dĺžky posudzovanej kanalizačnej siete a celkovej plochy povodia. Jeho hodnota je 9,6 km/km^2.

Tab.1. *Hustota potrubnej siete*

Sub-povodie	Plocha (km^2)	Dĺžka (km)	Hustota siete (km/km^2)
$P_{sum.}$	6.8	65.9	9.6
P1	2.9	31.2	10.9
P2	1.0	11.0	11.5
P3	0.9	6.5	7.3
P4	1.0	5.8	5.7
P5	1.1	11.5	10.8

Tab. 2. *Priemerné hodnoty odtokého koeficientu Ψ_s a nepriepustnosti I_m*

č. sub-povodia	Ψ_s (-)	I_m (%)
1	0.51-0.57	35-45
2	0.57	45
3	0.36	10
4	0.78-0.72	80-70
5	0.78-0.66	80-60
6	0.84	90
7	0.60	50

Analýza zastavaných plôch, koeficientu odtoku a nepriepustnosti

Charakter zástavby a povrchového krytu záujmového územia je veľmi rozmanitý. Preto bolo potrebné vytvoriť sedem vzorových sub-povodí. Tieto sú charakterizované šiestimi základnými typmi zástavby: bytová výstavba, rodinné domy, priemyselné a komerčné plochy, zelené plochy (parky a detské ihriská), historické jadro, dopravné a podobné oblasti. Výpočet povrchového odtoku pomocou racionálnej metódy zahŕňa charakter povrchov ako koeficient odtoku, ktorý závisí od konfigurácie terénu, spôsobu výstavby a typu pôdy. Analýza sa uskutočnila na základe poskytnutých podkladových materiálov, ktoré obsahovali mapové podklady, údaje z katastrálnych máp a terénny prieskum územia.

Návrh zelenej strechy ako nástroja na redukciu povrchového odtoku v urbanizovanom území

Na základe analýzy koeficientov odtoku a nepriepustnosti je možné konštatovať, že oblasti, spadajúce do vzorových sub-povodí 4, 5 a 6, prispievajú najvýznamnejším objemom povrchového odtoku do kanalizačnej siete. V týchto oblastiach prevládajú priemyselné stavby, ktoré ponúkajú možnosť využitia objektov na hospodárenie s dažďovými vodami. Geologický podložie záujmového územia neumožňuje využitie vsakovacích zariadení. Preto je potrebné prijať opatrenia na zvýšenie počtu zelených plôch v oblasti. Jednou možnosťou je návrh zelených striech na priemyselných budovách. Pri inštalácií zelených striech na strechy priemyselných budov dôjde k zmenám v nepriepustnosti a hodnote koeficientu odtoku pod-povodia. Ak je hodnota koeficientu odtoku znížená z 0,78 na 0,6 na vzorovej ploche o veľkosti 1 ha, očakáva sa 40% redukcia povrchového odtoku.

4. ZÁVER

Cieľom tejto práce bolo upozorniť na potrebu prispôsobiť urbanizované územia negatívnym vplyvom klimatickej zmeny, konkrétne zaoberať sa extrémnymi zrážkami a dlhotrvajúcimi suchými obdobiami. Za týmto účelom sa v súčasnosti podporuje zavádzanie opatrení, ktoré podporujú hospodárenie s dažďovými vodami a znižovanie povrchového odtoku V záujmovom území sa dlhodobo pozorujú negatívne javy spôsobené klimatickou zmenou. Po rozsiahlej

analýze územia bola hodnotená hustota potrubnej siete. Analýza preukázala, že hustota potrubnej siete je dostatočná. Následne analýza koeficientov odtoku odhalila problematické oblasti, kde je tvorba povrchového odtoku vyššia. V týchto oblastiach je nevyhnutné intenzívnejšie zavádzať adaptačné opatrenia. Geologické podložie záujmového územia je nevhodné pre využitie vsakovacích zariadení. Preto je potrebné prijať opatrenia na zvýšenie počtu zelených plôch v oblasti. Jednou možnosťou je návrh zelených striech na priemyselných budovách. Pri inštalácií zelených striech na strechy priemyselných budov Zelené strechy pomáhajú znižovať koeficient odtoku a zadržiavajú vodu v krajine. Pri rekonštrukcii priemyselných oblastí v budúcnosti bude potrebné zvážiť konštrukciu zelených striech, ktoré by výrazne ovplyvnili koeficient odtoku a zredukovali objem povrchového odtoku odvádzaného do kanalizačnej siete.

PODĚKOVÁNÍ

Táto práca vznikla za podpory Vedeckej grantovej agentúry MŠVVaŠ SR a Slovenskej akadémie vied v rámci projektu VEGA 1/0682/23, spolufinancovaného Agentúrou na výskum a vývoj SR na základe zmluvy č. APVV-22- 0564.

SEZNAM LITERATURY

Ballard B. W., Wilson S., Udale-Clarke H., Illman S., Scott T., Ashley R., and Kellagher R., (2022) *The SuDS Manual. Version 5.* [Online]. Available: http://www.scotsnet.org.uk/documents/nrdg/ciria-report-c753-the-suds-manual-v6.pdf. Accessed: December 1, 2022.

Broekhuizen I., Muthanna T. M., Leonhardt G., Viklander M. (2019). Urban drainage models for green areas: Structural differences and their effects on simulated runoff. *Journal of Hydrology,* vol. 5, Paper no. 100044.

Lee J., Chung G., Park H., Park I. (2018). Evaluation of the structure of urban stormwater pipe network using drainage density, W*ater*, vol. 10, no. 10, Paper no. 1444.

Madara M., Kajaba P., Faško P. (2021) " *Úhrn atmosférických zrážok za rok 2018*", SHMÚ [Online]. Dostupné: http://www.shmu.sk/sk/?page=2049&id=996. Accessed: Máj 7 2021.

Urcikán P., Rusnák D. (2004). *Stokovanie a čistenie odpadových vôd. Stokovanie I.* Bratislava: STU

Vítek J., Stranský D., Kabelková I., Bareš V., Vítek R. (2015). *Hospodaření s dešťovou vodou v ČR*, Praha: ZO ČSOP Koniklec.

OBSAH

Obce mluví o vodě: komunikace s občany jako důležitá součást projektů pro lepší hospodaření s dešťovou vodou

Hekrle M.*, Macháč J., Povolná L.
Univerzita J. E. Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta sociálně ekonomická, Pasteurova 3544/1, 400 96 Ústí nad Labem
**autor pro korespondenci, email: marek.hekrle@ujep.cz*

ABSTRAKT
Úspěšná realizace projektů vedoucích ke zlepšení hospodaření s dešťovou vodou (HDV) vyžaduje technickou kvalitu návrhu a provedení, ale také dobře zvolenou formu a načasování komunikace. Ta s sebou přináší i riziko nepochopení a negativní zpětné vazby. Strategií a způsobů, jak mluvit s občany o HDV a modrozelené infrastruktuře (MZI) existuje velké množství. Cílem příspěvku je ukázat, jak a prostřednictvím jakých kanálů v českém prostředí o tématu HDV a MZI komunikovat, aby mu veřejnost naslouchala. Na základě dobré praxe je možné formulovat devět základních pravidel komunikace. Výsledky dále ukazují, že tradiční média v podobě městských novin stále patří mezi zásadní zdroj informací.

KLÍČOVÁ SLOVA
Komunikace; modrozelená infrastruktura; participace; pravidla

1. ÚVOD

Zkušenosti měst s realizací projektů vedoucích ke zlepšení hospodaření s dešťovou vodou (HDV) a k realizaci opatření modrozelené infrastruktury ukazují důležitost načasování, formy i obsahu komunikace směrem k občanům. Kromě technické kvality projektů je to právě zvolená strategie komunikace, která má zásadní vliv na úspěšnost a podporu projektů v očích veřejnosti. Účelem komunikace je zejména srozumitelné vysvětlení důvodů, proč se opatření realizují, proč na ně byly vynaloženy dané finance a jaké přínosy opatření nabízí pro jednotlivé občany i celé město. Ideálním výsledkem komunikace je nejenom zvýšení informovanosti ale i získání podpory veřejnosti pro zavádění dalších opatření.

Dlouhodobě úspěšná komunikace však s sebou nese několik bariér. Mezi ty hlavní patří nedostatečné personální kapacity a nedostatek zkušeností s rozlišnými komunikačními nástroji a metodami (Macháč a kol., 2022). Komunikace s veřejností v praxi s sebou přináší i problémy, které vznikají při řešení negativní zpětné vazby (související např. s náklady na opatření; Seddon a kol., 2020) nebo naopak zpětné vazby, která se k někomu, kdo komunikuje, vůbec nedostane (např. z důvodu nezájmu o veřejné participativní akce; Abas a kol., 2023).

Cílem příspěvku je prezentovat osvědčené metody a postupy pro komunikaci opatření HDV mezi místní samosprávou a veřejností. Ty jsou shrnuty do celkem devíti základních pravidel (dále jen ´Pravidla komunikace´). Tyto Pravidla komunikace vyplývají z šetření a výstupů projektu ´Obce mluví o vodě´ (Povolná a kol., 2022).

2. ŠETŘENÍ ZAMĚŘENÉ NA KOMUNIKACI

Příspěvek shrnuje výsledky ze tří provedených úrovní šetření zaměřeného na komunikaci: i) rozhovory se zástupci měst; ii) dotazníkové šetření s občany; iii) případové studie a dotazníkové šetření s jejich účastníky.

Obr. 1: *Exkurze u dešťového záhonu v Roudnici nad Labem*

V první fázi šetření proběhly v roce 2021 polostrukturované rozhovory v celkem šesti různých městech České republiky. Rozhovory byly vedeny se zástupci měst na různých pozicích, do jejichž gesce problematika HDV a komunikace spadá (tiskový mluvčí/zástupce odboru životního prostředí/radní mající v gesci danou problematiku/(místo)starosta). Města byla vybrána tak, aby se navzájem lišila, a to především velikostí, mírou implementace opatření HDV a komunikačními kapacitami zahrnujícími personální zdroje i množství doposud využívaných komunikačních nástrojů. Cílem bylo od zástupců obcí zjistit jejich názory, postoje a dobré a špatné zkušenosti s komunikací projektů směrem k veřejnosti.

Na rozhovory navázalo v druhé fázi dotazníkové šetření s občany dvou českých měst, které mělo za cíl zjistit, jaké zdroje informací občané využívají, jak jsou s nimi spokojeni a jak jim důvěřují, jaký mají vztah k životnímu prostředí a z jakých zdrojů by se o něm chtěli dozvídat, a v jakých fázích realizovaných projektů HDV očekávají informace od obce. Detailnější popis postupu a výsledky z první a druhé fáze šetření je možné najít ve výzkumné zprávě Povolná a kol. (2022).

V třetí fázi šetření pak byly v průběhu roku 2023 realizovány čtyři případové studie (Roudnice nad Labem, Svitavy, Písek a Ostrava) zaměřené na ověření efektivnosti různých metod a nástrojů komunikace (přednáška, exkurze, dotazníky a workshop) ve vztahu ke konkrétním realizovaným opatřením HDV. Pro vyhodnocení efektu komunikace bylo součástí těchto aktivit také sběr zpětné vazby, a to pomocí dotazníků a rozhovorů s aktéry komunikace (občané, zastupitelé, projektanti a další). Foto z exkurze v Roudnici nad Labem ukazuje Obr. 1.

3. VÝSLEDKY A DISKUSE

Na základě uvedených šetření v kapitole 2 a řešení projektu ´Obce mluví o vodě´ bylo sestaveno devět následujících Pravidel komunikace:

1. *Pravidlo KOMUNIKOVAT: Věnujte se komunikaci*

O některých projektech a opatřeních chce být veřejnost informována intenzivněji, o jiných naopak méně. Nekomunikovat vůbec je však nebezpečná strategie. Nelze se zpětně na

komunikaci odkázat. Obyvatelé města i další aktéři hodnotí negativně, když nemají (nebo zjistí, že neměli) možnost se do komunikace k realizaci konkrétních opatření zapojit. Komunikaci je proto vhodné vnímat i jako prevenci budoucích nedorozumění a problémů.

2. *Pravidlo NEREZIGNOVAT: Nenechte se odradit*

Nelze se nechat ovlivnit nebo zlomit případnými stížnostmi na samém počátku projektu nebo těsně po jeho realizaci. Stížnosti jsou vždy součástí i toho nejlepšího projektu. Lidé se bezprostředně po realizaci opatření mohou cítit oklamáni, typicky tím, že opatření a zeleň okamžitě nevypadá jako na předkládané vizualizaci. Je nutné nepolevit ve vysvětlování, obhajovat výsledný rozpočet dlouhodobými přínosy, využít doprovodné cedule, udržovat opatření. Je přirozené, že se nelze zavděčit všem. Postupem času bude stále více lidí vnímat pozitivní dopady opatření.

3. *Pravidlo PILOTU: Ukažte pilotní projekty*

První projekty do značné míry rozhodují o tom, zda se podaří občany přesvědčit o smysluplnosti dalších opatření. Je nutné si na nich dát záležet a promyslet je ve spolupráci s odborníky i občany. Fungující a vhodně umístěné projekty jsou totiž nejlepší reklamou na všechny akce budoucí. Lze se na ně při komunikaci dalších projektů zpětně odkazovat a upozorňovat, že i přes počáteční nejistotu se ve výsledku realizace podařila. Každý další projekt již obvykle bude jednodušší.

4. *Pravidlo POZNÁNÍ: Vím, koho oslovit a ke komu mluvím*

V rámci efektivní komunikace je třeba rozhodnout, s kým je potřeba komunikovat více a koho stačí „pouze“ informovat. Uvědomit si, koho se nové opatření dotkne méně a na jakou skupinu obyvatel bude mít bezprostřední vliv. Na základě tohoto procesu lze blíže poznat cílové skupiny, ke kterým je potřeba doručit nejvíce informací a které je nutné zapojit do celého procesu. Kromě samotných občanů je vhodné vybrat i další důležité skupiny osob a organizací (včetně obecních, neziskových, soukromých), které mají vliv na hladký průběh procesu.

5. *Pravidlo KONTAKTU: Bourejte bariéry osobními setkáními*

Osobní setkání a výměna názorů může být cestou k dosažení vzájemného pochopení a dohody. To platí o setkání s občany i pro jednání se zástupci vlastního úřadu. Setkání je vhodné realizovat na neutrální půdě, pokud možno přímo na místě řešení opatření nebo v jeho blízkosti. U občanů mají největší úspěch i dopad události, které zapojují celou rodinu. Nejlepší je načasovat tyto kontaktní akce po pracovní době (pokud cílíte i na pracující občany) a nezapomenout zajistit doprovodný program pro děti a občerstvení.

6. *Pravidlo CHARISMATU A NEZÁVISLÉ OSOBNOSTI: Využijte dobré řečníky*

Ve větších městech běžně komunikují tiskoví mluvčí. Ve větší míře lze zapojit i starostu nebo starostku či vybrané osoby z řad příslušných odborů nebo realizátorů opatření. Využít lze i místní osobnosti s dobrou reputací, může se jednat o učitele, sportovce, knihovníka nebo veřejně známou tvář. Lze oslovit i nestranné osoby (např. arborista, urbanista nebo hydrolog). Argumenty externích odborníků dokáží přesvědčit i ty pochybovače a skeptiky, kteří komunikaci ze strany místního úřadu nedůvěřují.

7. Pravidlo INFORMACÍ: Využijte oblíbené komunikační kanály

Komunikační kanály město využívá k tomu, aby k občanům dostalo informace. Nelze zapomínat na tradiční způsoby předávání informací. Co do čtenosti a dopadu na informovanost mají na mnoha místech stále nejvýznamnější vliv městské noviny, které obvykle svojí distribucí do schránek osloví nejširší spektrum lidí. Na druhé straně umožňují současné digitální technologie městům rychlejší a efektivnější práci s informacemi, proto je nutné komunikovat také přes sociální sítě, které mají velký dosah.

8. Pravidlo FORMY: Dejte si záležet na formě komunikace

Forma je minimálně stejně tak důležitá jako faktický obsah komunikace. Lze využít klasický text, ale je třeba se věnovat i stále více se osvědčující komunikaci, která probíhá prostřednictvím informačních grafických prvků a videí. Ta jsou vizuálně atraktivní, mohou se využívat opakovaně a velmi dobře se sdílí v rámci různých komunikačních kanálů i komunit.

9. Pravidlo OBSAHU: Zaměřte se na vnímané přínosy

Opatření jsou důležitá nejen pro celé město, ale i pro občany samotné. Proto je vhodné využít argumentaci pozitivními přínosy, které jsou pro občany hmatatelné a důležité pro jejich vlastní kvalitu života. Občané silně vnímají rozpálené plochy bez stínu, usychající zeleň, spálené trávníky nebo neestetičnost veřejných prostranství. Lze ukázat opatření odjinud, pokud ještě ve městě není pilotní projekt. Dobré je opatření komunikovat v letních horkých dnech.

4. ZÁVĚRY

Příspěvek představil základní pravidla, která jsou zaměřena na proces plánování komunikace, na význam osobního přístupu a na nástroje, které v komunikaci pomáhají. Pravidla nemusí platit pro všechny a za každé situace stejně. Vždy existuje riziko, že nic osvědčeného nepomůže, a vždy je také zapotřebí kreativita a cílená reakce na jedinečné místní podmínky. Stále více se však ukazuje, že naučit se srozumitelně a atraktivně komunikovat má velký smysl i v případě těch nejlépe navržených opatření.

PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek byl vytvořen v rámci projektu Obce mluví o vodě: Komunikace implementace opatření na hospodaření s dešťovou vodou ve městech (číslo projektu: TL05000674) se státní podporou Technologické agentury ČR v rámci Programu ÉTA.

SEZNAM LITERATURY

Abas A., Arifin K., Ali M. A. M., Khairil M. (2023). A systematic literature review on public participation in decision-making for local authority planning: A decade of progress and challenges. *Environmental Development*, 46.

Macháč J., Hekrle M., Staňková N., Povolná L. (2022). *Effective communication as a necessary part of rainwater management: Exploring the practice of Czech municipalities*. 2022 Smart City Symposium Prague, p. 1–6.

Povolná L., Macháč J., Hekrle M., Sýkorová M., Hejtmánková B., Staňková N., Jánská M., Olšová P. (2022). *Jak mluvit s veřejností o implementaci opatření na hospodaření s dešťovou vodou ve městech.* Ústí nad Labem: Fakulta sociálně ekonomická. Dostupné z: https://www.ieep.cz/jak-mluvit-s-verejnosti-o-implementaci-opatreni-na-hospodareni-s-destovou-vodou-ve-mestech/

Seddon N., Chausson A., Berry P., Girardin C. A. J., Smith A., Turner B. (2020). Understanding the value and limits of nature-based solutions to climate change and other global challenges. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 375(1794).

OBSAH

Návrh efektivního hospodaření se srážkovou vodou na rozvojových plochách – bydlení v rodinných domech

Hejduk T.[1]*, Kopp J.[2], Marval Š.[1], Roub R.[3], Hejduková P.[2], Bureš L.[3], Urban F.[4]

[1]*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5-Zbraslav*
[2]*Západočeská univerzita v Plzni, Fakulta ekonomická, Univerzitní 8, 301 00 Plzeň*
[3]*Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Kamýcká 129, 165 00 Praha-Suchdol*
[4]*Vodohospodářský rozvoj a výstavba a.s., Nábřežní 90/4, 150 00 Praha 5-Smíchov*
**autor pro korespondenci, email: hejduk.tomas@vumop.cz*

ABSTRAKT

Příspěvek představuje variantní přístup návrhu vhodných opatření hospodařením se srážkovou vodou (HDV) na jedné z pilotních lokalit rozvojových ploch, které byly posuzovány v rámci projektu TAČR. Podstatou projektu je vývoj metodické a softwarové podpory pro zavádění komplexních systémů HDV na rozvojových plochách, definovaných územními plány měst a obcí. Pilotní lokality byly z územních plánů spolupracujících měst a obcí voleny tak, aby reprezentovaly každý z pěti typů rozvojových ploch (plochy bydlení v bytových domech, plochy bydlení v rodinných domech, plochy výroby a skladování, plochy občanského vybavení, plochy rekreace a sportovních zařízení).

KLÍČOVÁ SLOVA

Adaptace měst; dešťové vody; rozvojové plochy; územní plánování; veřejná správa

1. ÚVOD

V současné době se do popředí zájmu zástupců místních samospráv, investorů i samotných občanů dostávají otázky související s HDV. Širší problematika v podobě modrozelené infrastruktury (MZI) se stává základním požadavkem urbanismu a územního plánování.

Efektivní přístupy k HDV poskytují řadu benefitů, které zlepšují stav ekosystému a mají pozitivní vliv na člověka. V současnosti je pro dílčí tematiky nadřazené MZI (voda, zeleň, uliční prostor) k dispozici široký výčet odborných poznatků a koncepčních materiálů. Možné je však zaznamenat bariéry a limity v prosazování nových přístupů k HDV, které v podmínkách ČR naráží z pohledu rozvoje na ekonomické, sociální a legislativní aspekty (např. Vítek a kol., 2015; Stránský a kol., 2021; Kopp a kol., 2020; CZWA, 2019). Současné zkušenosti s následky opakovaného sucha a extrémních srážkových úhrnů na druhé straně vedou k potřebě inovativních přístupů a v praxi plošně zaváděných opatření, která přispějí k eliminaci nedostatků vodních zdrojů a omezení rizik zrychleného odtoku. Zahraniční zkušenosti ukazují východiska, která vedou ke zvýšení ekonomické a environmentální efektivnosti, včetně zvýšení kvality života v urbanizovaném území (např. Morison a Brown, 2011). Ekosystémovým službám se dlouhodobě věnuje řada autorů (např. Vítek a kol., 2018; Maier, 2012). Na environmentální přínosy MZI se soustřeďuje Machač a kol. (2019).

Domácí projekty se nejčastěji soustředí na veřejná prostranství, veřejné budovy nebo jednotlivé objekty bytové výstavby, opomíjena jsou (často z organizačních, ekonomických nebo majetkových důvodů) komplexní řešení větších funkčních areálů, např. ucelené plochy výroby a skladování, občanského vybavení, sportovních zařízení či právě bydlení.

2. METODIKA

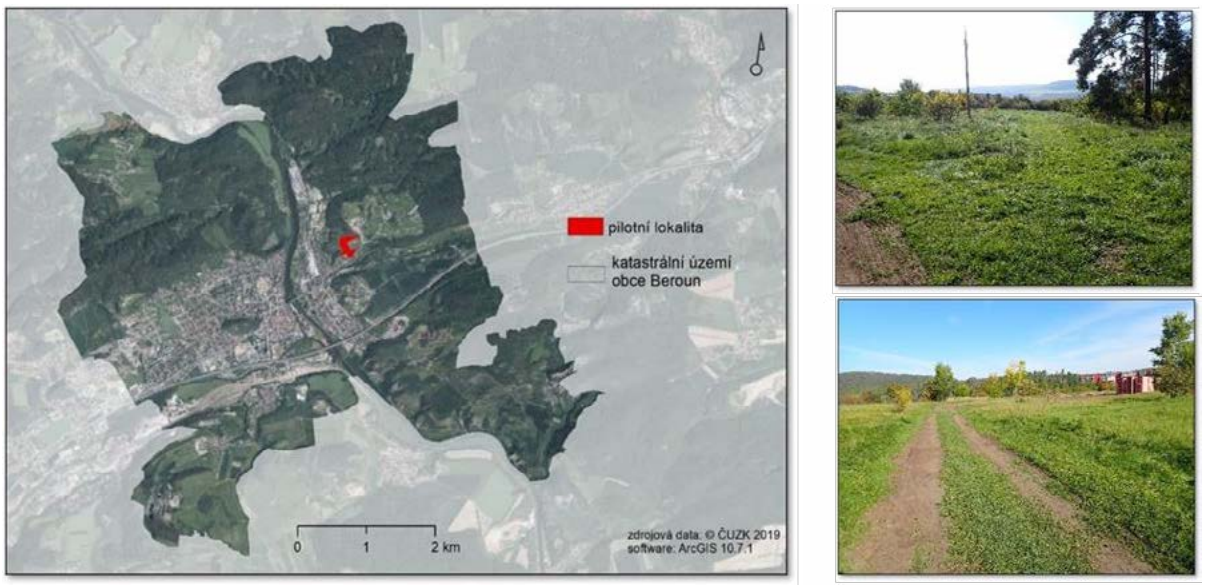
Základem pro variantní zpracování efektivního HDV na předmětné rozvojové ploše je zpracovaný Katalog opatření (Kopp a kol., 2022) a vyvíjená softwarová podpora, která vychází

ze zvolené struktury katalogu opatření, přičemž je doplněna o modul umožňující variantní dimenzování opatření HDV.

Jako pilotní lokalita pro demonstrační zpracování bylo vybráno město Beroun, které se nachází na soutoku řek Berounky a Litavky. Žije zde přes 20 tisíc obyvatel, přičemž je počítáno s dalším nárustem počtu obyvatel v důsledku koncepce územního plánu a vysokých požadavků na další výstavbu. Beroun je považován za město průmyslu, kultury, školství a sportu. V rámci města Beroun byla pro efektivní HDV vytipována rozvojová lokalita funkčního typu bydlení individuálního, která má sloužit jako víceúčelová plocha k vytvoření obytného prostředí, tedy bydlení v izolovaných domech (Obr. 1). Posuzovaný obytný soubor rodinných domů „Pražské předměstí“ je situován v atraktivní lokalitě při severovýchodním okraji zastavěného území města, v poměrně odlehlé lokalitě od centra města.

Zpracovaný variantní návrhy opatření HDV vychází ze strategických cílů na národní, regionální (kraj, SO ORP), tak městské úrovni (Zásady pro spolupráci s investory, Manuál výstavby, Obecné zásady pro přijetí nově budované infrastruktury do majetku města Beroun, aj.). Návrh HDV je vždy ovlivněn zájmy města, definovanými s ohledem na místní environmentální, sociální, technické, ekonomické a politické podmínky rozvoje města. V návrhu HDV jsou respektovány lokální fyzicko-geografické podmínky (Kopp a kol., 2021), stávající stav využití rozvojové lokality a rozvojové záměry rámcově vymezené územním plánem a blíže řešené ve zpracované územní studii. Na základě těchto vstupních podmínek bylo možné definovat podmínky HDV řešené lokality.

Volba opatření pro efektivní HDV je posuzována ve vazbě na různé scénáře N-letosti intenzity srážek, ekonomickou náročnost uvažovaných opatření, i s ohledem na přínosy vázanými na zvýšení pobytové funkce v řešeném území. Pro potřeby komplexního pojetí je návrh podložen sestavením srážko-odtokového modelu, který umožňuje jednotlivé varianty blíže posoudit.



Obr 1. *Vybraná pilotní lokalita – rozvojová plocha Beroun – bydlení v rodinných domech.*

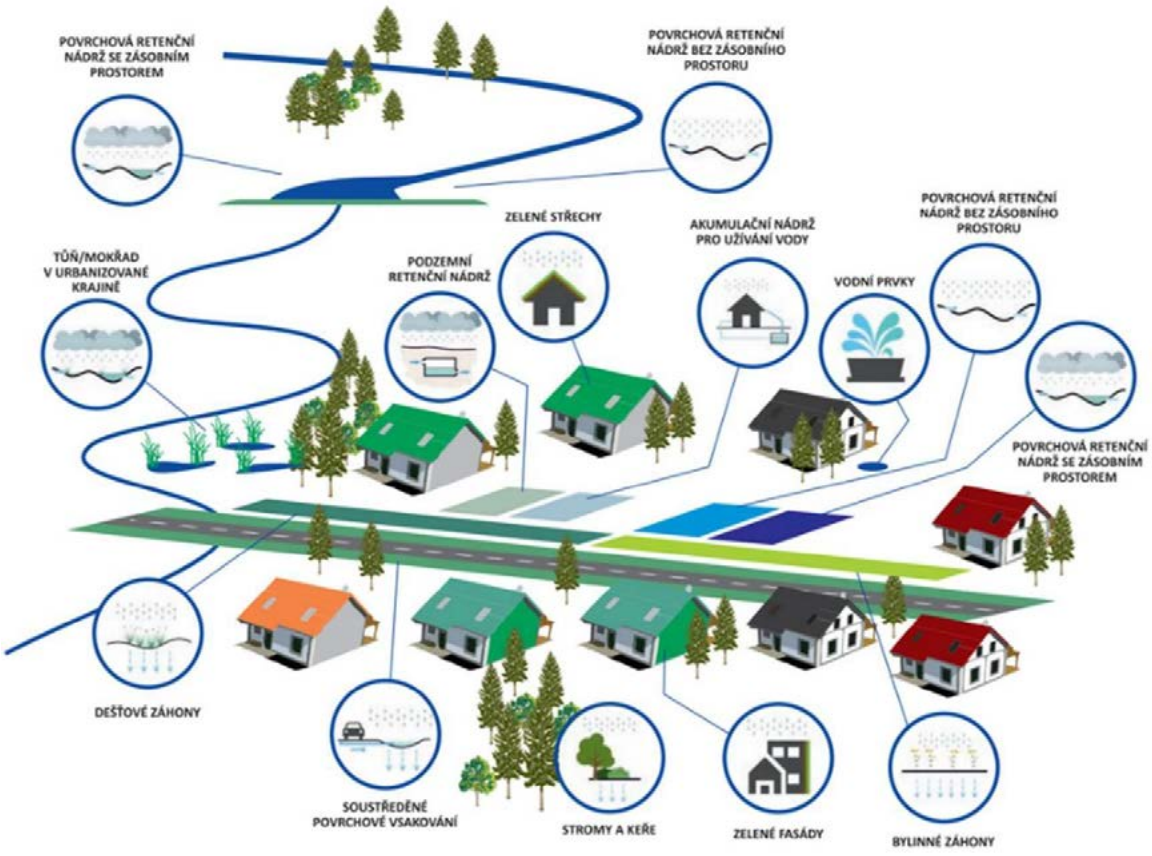
3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Vzorový návrh systému HDV pilotní lokality je strukturován do textové, tabelární a grafické podoby, která je doplněna o fotodokumentaci z pilotních realizací, schematickým znázorněním a technickými výkresy uvažovaných řešení. Pro potřeby získání konkrétní představy o zvolených přístupech HDV i mimo rámec odborné veřejnosti je součástí rovněž celková vizualizace rozvojové plochy a mapová kompozice.

Zpracování návrhu HDV pilotní lokality je jedním z dílčích výstupů projektu cíleného na praxi veřejné správy v oblasti životního prostředí, podporu při rozhodovacích procesech, posudkové činnosti, tvorbě územně plánovací dokumentace, projekci generelů rozvojových ploch nebo při tvorbě regulativů rozvoje území.

Samotný návrh vhodných opatření vycházel ze zpracované softwarového nástroje, který prostřednictvím modulu výběr opatření pomáhá uživateli s výběrem vhodného prvku HDV. Alternovány byly prvky HDV uvedené v Katalogu opatření (Kopp a kol., 2022). Jednalo se o opatření charakteru povrchových / podzemních retenčních nádrží, vsakovacích prvků, ale i opatření vegetačního charakteru např. zelené střechy / fasády či bylinné záhony (Obr. 2).

Formou posteru jsou tak prezentována vybraná opatření, která je možné aplikovat na rozvojových plochách bydlení v rodinných domech z pohledu efektivního HDV. Doplněny jsou i ekonomické aspekty vybraných opatření z pohledu vstupních investičních nákladů, ale i z pohledu navazujících provozních nákladů. Skladba individuální zástavby řešené lokality je prezentována na Obr. 3.



Obr 2. *Schematizace opatření HDV – bydlení v rodinných domech.*

Obr 3. *Hmotová skladba zástavby (Jan Čech)*

4. ZÁVĚRY

Příspěvek prezentuje základní přístupy pro návrh efektivního hospodaření s dešťovou vodou na rozvojových plochách – bydlení v rodinných domech. Prostřednictvím posteru jsou prezentována vhodná opatření, která mají aplikační potenciál, a to jak z pohledu efektivního HDV, tak ve vazbě na investiční a provozní náklady. Prezentován je rovněž zpracovaný katalog opatření a aplikační software, které uživatelům slouží k vyhodnocení optimálního řešení HDV podle specifických podmínek rozvojových lokalit.

Popsané přístupy umožní vytvořit základní odbornou podporu pro výkon veřejné správy v oblasti HDV. Využitelnost je očekávána především z řad zástupců místních samospráv (veřejná správa, zejména v menších městech a obcích, dosud nemá k dispozici ucelené, výzkumem podložené principy, procesní postupy a nástroje pro prosazení opatření HDV). Implementace dosažených poznatků v praxi přispěje ke zjednodušení, zkvalitnění a zefektivnění veřejné správy, kdy především zpřehlední a jasně specifikuje nástroje a přístupy (vhodná opatření) pro realizaci prvků HDV zlepšujících hydrologický režim a pobytovou funkci v urbanizovaném území.

PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek vznikl v rámci projektu TAČR SS03010080 Interdisciplinární přístupy efektivního hospodaření se srážkovou vodou na rozvojových plochách urbanizovaných území v ekonomickém, sociálním a environmentálním kontextu.

SEZNAM LITERATURY

CZWA (2019). Studie hospodaření se srážkovými vodami v urbanizovaných územích. Praha: *Asociace pro vodu ČR, z.s.*, MŽP, 130 s.

Kopp, J.; Novotná, M.; Frajer, J.; Ježek, J.; Raška, P.; Dolejš, M. (2020). Plánování modro-zelené infrastruktury s využitím ekohydrologického hodnocení mikrostruktur města Plzně. *Urbanismus a územní rozvoj*, roč.23. č.4, s.7-16, ISSN 1212-0855.

Kopp J., Hejduková P., Ježek J., Kureková L., Vogt D., Roub R., Bureš L., Burket J., Poláková L., Hejduk T., Marval Š., Novák P., Sítková V., Zajíček A., Urban F., Krupička J., Zrostlík Š., Kesely M. (2022). *Katalog opatření efektivního hospodaření se srážkovou vodou na rozvojových plochách urbanizovaných území*. Západočeská univerzita v Plzni, Plzeň.

Kopp J., Vogt D., Ježek J., Marval Š., Hejduk T., Roub R. (2021) Možnosti efektivního hospodaření se srážkovou vodou na rozvojových plochách urbanizovaných území. *Regionální rozvoj mezi teorií a praxí*, 2021(4), s. 1–15.

Macháč J., Dubová, l. a Louda, J. (2017). Zelené střechy z pohledu ekonomie: investice do zelených střech – zisk pro celou společnost. In Dostál P. (ed.) způsoby systémové podpory výstavby zelených střech. *Svaz zakládání a údržby zeleně, z.s.*, Brno, 8–10.

Maier K. a kol. (2012). *Udržitelný rozvoj území*. Grada, Praha.

Morison P. J., Brown R. R. (2011). Understanding the nature of publics and local policy commitment to Water Sensitive urban Design. *Landscape and urban Planning*, 99, 83–92.

Stránský D., Hora D., Kabelková I., Salzmann K., Suchánek M., Vacková M., Vítek J. (2021). Analýza dokumentů pro koncepční hospodaření se srážkovou vodou v obcích. CzWA Service s.r.o., zpráva pro Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha.

Vítek, J., Vacková, M., Vítek, R., Pelčák, P., Zadražilová, M., Hora, D., Soldán, P. (2018). *Hospodaření se srážkovými vodami – cesta k modrozelené infrastruktuře.* Olomouc: JV PROJEKT VH s.r.o. pro Statutární město Olomouc, 201 s.

Vítek J., Stránský D., Kabelková I., Bareš V., Vítek R. (2015). *Hospodaření s dešťovou vodou v ČR*. ZO ČSOP Koniklec, Praha.

OBSAH

Posouzení stromové mísy jako objektu modro-zelené infrastruktury

Stránský D.[1]*, Novák L. [1], Hora D.[2]
[1]*České vysoké učení technické učení v Praze, Katedra vodního hospodářství obcí, Thákurova 7, 166 29 Praha 6*
[2]*Treewalker, s.r.o., Bystrá nad Jizerou 1, 513 01 Semily*
**autor pro korespondenci, email: david.stransky@cvut.cz*

ABSTRAKT
Příspěvek představuje posouzení stromové mísy jako objektu modro-zelené infrastruktury. Maximální velikost odvodňované plochy, kterou je možné ke stromové míse připojit při zajištění předčištění co největšího objemu srážkové vody přes půdní filtr, je stanovena pro zvolené variabilní parametry – hloubka stromové mísy, koeficient vsaku půdního filtru ve stromové míse, šířka podzemní rýhy, koeficient vsaku okolního prostředí a velikost regulovaného odtoku. Při nejméně příznivé kombinaci zvolených variabilních parametrů lze na stromovou mísu připojit cca 16 m^2 redukované plochy. Při nejpříznivější kombinaci se jedná až o 45 m^2 redukované plochy.

KLÍČOVÁ SLOVA
Dešťové vody; kořenový prostor; předčištění srážkové vody; půdní filtr; stromová mísa

1. ÚVOD

Modro-zelená infrastruktura (MZI) musí díky důrazu na její multifunkčnost respektovat požadavky různých profesí. Odhlédneme-li od nezbytné koordinace s dopravní a technickou infrastrukturou, jedná se zejména o požadavky vodohospodářské, krajinářské a dendrologické. Vodohospodářské požadavky (regulovaný odtok, četnost přetížení, doba prázdnění ad.) jsou formulovány jak v českých technických normách, tak i ve stále častěji vznikajících standardech MZI na úrovni jednotlivých obcí. Krajinářské požadavky jsou individuální dle charakteru, historie a zamýšlené funkce dotčené lokality při respektování prostorových možností zejména ve vztahu k inženýrským sítím v území. Zahrnují proto mj. i volbu, zda stromy či stromořadí budou vysázeny do průběžného zeleného pásu či do jednotlivých stromových mís. Dendrologické požadavky pak zahrnují např. potřebný kořenový prostor, dobu prázdnění kořenového prostoru či typ výsadbového substrátu.

Typickým objektem MZI je průleh-rýha, kdy se přes povrchový průleh srážková voda čistí a filtruje do podzemní rýhy, kde se buď vsakuje do přirozeného prostředí a/nebo regulovaně odvádí do stokové sítě či povrchových vod. Podzemní rýha současně slouží jako kořenový prostor pro vysazené stromy. Plní-li funkci průlehu stromová mísa, znamená to, že vsakovací plocha je relativně malá, typicky cca 3 m^2, a tím je omezen nátok vody přes půdní filtr do podzemní rýhy. Nadbytečná srážková voda je pak do podzemní rýhy svedena zpravidla přes jednoduché technické opatření, což znamená, že její předčištění je značně sníženo. Poměr redukované odvodňované plochy, A_{red}, a vsakovací plochy, A_{vsak}, je tedy důležitým ukazatelem z hlediska odstranění znečištění ze srážkového odtoku a s tím související ochranou objektu před zanesením i ochranou podzemních a povrchových vod.

V literatuře jsou uváděny mírně odlišné poměry plochy stromové mísy a odvodňované plochy. Pro optimálně navržený půdní filtr je uváděna jeho minimální plocha 2 % odvodňované plochy při využití písčitohlinitého filtru a specifických druhů vegetace (Bratieres a kol., 2008). Pro splnění kritéria 90% snížení ročního objemu odtoku srážkových vod je doporučena velikost plochy stromové mísy mezi 2,5 až 8,0 % redukované odvodňované plochy v závislosti na koeficientu vsaku podzemní rýhy (Grey a kol., 2018). Pro průlehy s vegetačním krytem se uvádí, že jejich plocha má odpovídat 2 až 10 % z odvodňované plochy. V případě, že jsou tyto

průlehy napojeny na souvislou podzemní rýhu se strukturálním substrátem postačuje 2 až 5 % odvodňované plochy (Fridell a kol., 2022). Pražské Standardy HDV požadují pro novou zástavbu využití nízkozatěžovaných vsakovacích objektů s půdním filtrem v rozmezí poměru redukované odvodňované plochy a vsakovací plochy 5 až 15, tzn. 20 až 6,7 % odvodňované plochy (Stránský a kol., 2021).

Cílem prezentovaného příspěvku je definovat, jak velkou odvodňovanou plochu lze při zvolených variabilních parametrech ke stromové míse připojit, aby došlo k předčištění dostatečného objemu srážkové vody přes půdní filtr ve stromové míse dle v České republice uplatňovaného doporučení poměru A_{red}/A_{vsak}.

2. METODY

Analýza byla provedena dle postupů a kritérií uvedených ve Standardech hospodaření se srážkovou vodou na území hl. m. Prahy (Stránský a kol., 2021) (Standardy HDV), a v Městském standardu pro plánování, výsadbu a péči o uliční stromořadí (Hora a kol., 2021) (Standardy Stromořadí).

Pro výpočet byla použita metoda jednoduché simulace dle Standardů HDV, tj. byla použita 10tiletá srážková řada v rozlišení 1 hodina a o průměrném ročním úhrnu srážek 532 mm. Simulováno bylo plnění a prázdnění stromové mísy a podzemní rýhy, neboť se jedná o dva objekty MZI zapojené v sérii.

Simulace byla provedena pro vstupní data, z nichž některá byla zadána variantně:

(i) hloubka stromové mísy (0,05 a 0,10 m),
(ii) koeficient vsaku půdního filtru ve stromové míse (1.10^{-4} a 1.10^{-5} m/s),
(iii) šířka podzemní rýhy (0,80, 1,20 a 1,50 m),
(iv) koeficient vsaku okolního prostředí podzemní rýhy (1.10^{-3}, 1.10^{-4}, 1.10^{-5}, 5.10^{-6} a 1.10^{-6} m/s); přípustný regulovaný odtok z podzemní rýhy je uvažován hodnotou 0,5 l/s pouze pokud je koeficient vsaku podzemní rýhy menší než 5.10^{-6} m/s.

Jako parametry s konstantní hodnotou byly uvažovány:

(i) plocha stromové mísy 3 m^2,
(ii) účinná hloubka rýhy 1 m (vzdálenost ode dna podzemní rýhy k úrovni jejího bezpečnostního přelivu),
(iii) délka podzemní rýhy 7 m (délka segmentu příslušející 1 stromové míse dle typického sponu stromů ve stromořadí).

V případě, že dojde k přeplnění stromové mísy, tj. není schopna pojmout další srážkový přítok, je tato voda zaústěna přímo do podzemní rýhy.

Maximálně možná připojitelná redukovaná plocha A_{red} byla navržena tak, aby:

1. k přetížení podzemní rýhy, tj. k přepadu vody přes její bezpečnostní přeliv nedošlo častěji než 1x za 5 let,
2. poměr redukované plochy svedené do stromové mísy A_{red} ku velikosti stromové mísy A_{vsak} (3 m^2) byl maximálně 15, tj. napojená redukovaná plocha A_{red} nesmí přesáhnout 45 m^2,
3. podíl celkového objemu srážkové vody, který se do podzemní rýhy dostane přes půdní filtr ve stromové míse, viz rovnice (1), tj. dojde k řádnému předčištění srážkové vody, byl alespoň:

- 80 % v případě napojení ploch s nízkou mírou znečištění srážkových vod, tj. zejména chodníky, cyklostezky, málo frekventované komunikace, atp.,
- 90 % v případě napojení více znečištěných povrchů, tj. zejména frekventované pozemní komunikace ,

4. doba prázdnění podzemní rýhy nepřesáhla ideálně 24 hodin, případně 72 hodin.

$$R_{\check{c}} = V_{půdní\ filtr}/V_{celk.}.100 \quad (1)$$

kde: $R_{\check{c}}$ … je podíl srážkové vody čištěné přes půdní filtr ve stromové míse [%],
$V_{půdní_filtr}$ … je objem srážkové vody prošlé přes půdní filtr ve stromové míse [m^3],
$V_{celkový}$ … je celkový objem srážkové vody zaústěný do podzemní rýhy [m^3], tj. součet objemu srážkové vody prošlé přes půdní filtr a srážkové vody zaústěné do podzemní rýhy přes uliční vpust se sedimentačním prostorem.

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Souhrn výsledků pro jednu z variant při uvážení stromové mísy o hl. 0,05 m a koeficientu vsaku půdního filtru stromové mísy k_v = 1.10^{-5} m/s je uveden v Tab. 1 a Tab. 2.

Tab. 1. *Maximálně připojitelná redukovaná plocha při požadavku vyprázdnění rýhy do 24 hodin, při hloubce stromové mísy 0,05 m a koeficientu vsaku půdního filtru stromové mísy k_v = 1.10^{-5} m/s.*

		Koeficient vsaku k_v podzemní rýhy [m/s]				
Šířka rýhy [m]		1.10^{-3}	1.10^{-4}	1.10^{-5}	5.10^{-6}	1.10^{-6}
0.80	max. připojitelná A_{red} [m^2]	22	22	22	16	22
	míra předčištění $R_{\check{c}}$ [%]	90,2	90,2	90,2	93,2	90,2
	prázdnění [hod]	< 12	< 12	1 x > 12, max. 13	4 x > 12, max. 24	< 12
1.20	max. připojitelná A_{red} [m^2]	22	22	22	22	22
	míra předčištění $R_{\check{c}}$ [%]	90,2	90,2	90,2	90,2	90,2
	prázdnění [hod.]	< 12	< 12	< 12	4 x > 12, max. 22	< 12
1.50	max. připojitelná A_{red} [m^2]	22	22	22	22	22
	míra předčištění $R_{\check{c}}$ [%]	90,2	90,2	90,2	90,2	90,2
	prázdnění [hod]	< 12	< 12	< 12	3 x > 12, max. 16	< 12

Tab. 2. *Maximálně připojitelná redukovaná plocha při požadavku vyprázdnění rýhy do 72 hodin, resp. za lomítkem vyprázdnění do 24 hodin, při hloubce stromové mísy 0,05 m a koeficientu vsaku půdního filtru stromové mísy k_v = 1.10^{-5} m/s.*

	Znečistění plochy	Koeficient vsaku k_v podzemní rýhy [m/s]				
Šířka rýhy [m]	[-]	1.10^{-3}	1.10^{-4}	1.10^{-5}	5.10^{-6}	1.10^{-6}
0.80	nízké	40 m^2	40 m^2	40 m^2	39 / 16 m^2	40 m^2
	vyšší	22 m^2	22 m^2	22 m^2	22 / 16 m^2	22 m^2
1.20	nízké	40 m^2	40 m^2	40 m^2	40 / 25 m^2	40 m^2
	vyšší	22 m^2	22 m^2	22 m^2	22 m^2	22 m^2
1.50	nízké	40 m^2	40 m^2	40 m^2	40 / 31 m^2	40 m^2
	vyšší	22 m^2	22 m^2	22 m^2	22 m^2	22 m^2

Z provedené analýzy lze souhrnně konstatovat, že maximální redukovaná odvodňovaná plocha A_{red} je 45 m^2 pro dodržení požadovaného poměru A_{red}/A_{vsak} = 15.

V případě napojení ploch s nízkou mírou znečištění srážkových vod a při povolení prázdnění až do 72 hodin tato maximální hodnota A_{red} neplatí pro:

- stromovou mísu s $k_v = 1.10^{-4}$ m/s a podzemní rýhu o šířce 0,80 m s $k_v < 1.10^{-5}$ a zároveň $\geq 5.10^{-6}$ m/s, kde je možno připojit pouze 37 m^2,
- stromovou mísu s $k_v = 1.10^{-5}$ m/s a
    - hloubku stromové mísy 0,05 m a jakoukoliv šířku podzemní rýhy, kdy je možno připojit pouze 40 m^2 (s výjimkou následujícího bodu),
    - hloubku stromové mísy 0,05 m a šířku podzemní rýhy 0,80 m s $k_v = 5.10^{-6}$ m/s, kdy je možno připojit pouze 39 m^2,
    - hloubku stromové mísy 0,10 m a podzemní rýhu o šířce 0,80 m s $k_v < 1.10^{-5}$ a zároveň $\geq 5.10^{-6}$ m/s, kdy je možno připojit pouze 42 m^2.

Obdobně při napojení více znečištěných povrchů, případně kombinace nízko a více znečištěných povrchů a při povolení prázdnění až do 72 hodin max. hodnota A_{red} neplatí pro:

- stromovou mísu s $k_v = 1.10^{-4}$ m/s a podzemní rýhu o šířce 0,80 m s $k_v < 1.10^{-5}$ m/s a zároveň $\geq 5.10^{-6}$ m/s, kdy je možno připojit pouze 37 m^2,
- stromovou mísu s $k_v = 1.10^{-5}$ m/s a hl. 0,10 m, kdy je možno připojit pouze 34 m^2,
- stromovou mísu s $k_v = 1.10^{-5}$ m/s a hl. 0,05 m, kdy je možno připojit pouze 22 m^2.

Analýzou bylo prokázáno, že ve většině případů postačuje plocha stromové mísy 6,7 % z redukované odvodňované plochy. V nepříznivých podmínkách to však může být až 18,8 %, resp. 13,6 % dle požadované doby prázdnění, což je výrazně více než uvádí zahraniční literatura.

4. ZÁVĚR

Při nejméně příznivé kombinaci zkoumaných variabilních parametrů lze na stromovou mísu připojit cca 16 m^2 redukované plochy, při nejpříznivější kombinaci až 45 m^2 redukované plochy při podmínce, že alespoň 90 % srážkového odtoku je filtrováno přes půdní filtr ve stromové míse. To znamená, že při uvažované délce podzemní rýhy 7 m lze v uličním profilu připojit cca 2,5 až 6,5 m redukované šířky uličního profilu. Otázkou však zůstává, zda požadavek na alespoň 80%, resp. 90% předčištění srážkové vody přes půdní filtr ve stromové míse je či není příliš mírný.

PODĚKOVÁNÍ

Tento příspěvek byl zpracován s podporou projektu SGS22/147/OHK1/3T/11.

SEZNAM LITERATURY

Bratieres K., Fletcher T. D., Deletic A., Zinger Y. (2008). Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: A large-scale design optimisation study. *Water Research*, 42, p. 3930-3940.

Fridell K., Thynell A., Bruhn F., Fors J., Vysoký M. (2022). *Živé ulice – příručka k Bluegreengrey systémům, Verze 2.1*. edge.

Grey V., Livesley S. J., Fletcher T. D., Szota Ch. (2018). Tree pits to help mitigate runoff in dense urban areas. *Journal of Hydrology*, 565, p. 400-410.

Hora D., Kříž K., Pánek P., Pejchal M., Souček J., Šmídová Š., Vébr L., Vítek J. (2021). *Městský standard pro plánování, výsadbu a péči o uliční stromořadí jako významného prvku modrozelené infrastruktury pro adaptaci na změnu klimatu*. Institut plánování a rozvoje hlavního města Prahy, Odborná pracovní skupina pro stromořadí, Praha.

Stránský D., Hora D., Kabelková I., Vacková M., Vítek J. (2021). *Standardy hospodaření se srážkovými vodami na území hlavního města Prahy*. České vysoké učení technické v Praze, Fakulta stavební, Praha.

Územní studie Radotínského potoka

Petrů J.[1,2]*, Gregar J.[2]
[1]*Vodohospodářský rozvoj a výstavba a.s., Nábřežní 90/4, 150 00 Praha 5 - Smíchov*
[2]*Česká zemědělská univerzita v Praze, Katedra krajiny a sídel, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6 - Suchdol*
**autor pro korespondenci, email: petru@vrv.cz*

ABSTRAKT
Radotínský potok je v současné době silně znečištěn bodovými zdroji znečištění. Územní studie si klade za cíl navrhnout systémová opatření ke zlepšení kvality vody v toku pro současný i výhledový stav. Vliv jednotlivých opatření na jakost vody byl vyhodnocen hydrologickým modelem SWAT. Z výstupů je patrné, že přípustná hodnota koncentrace fosforu (0,05 mg/l) je v současnosti výrazně překročena již pod výustí první ČOV. Navržená opatření a výhledový stav byly posouzeny a porovnány se současným stavem. Ani realizací všech navržených opatření nedojde ke snížení na požadovanou mez.

KLÍČOVÁ SLOVA
ČOV; fosfor; jakost povrchových vod; krajina; SWAT

1. ÚVOD

Radotínský potok je významným vodním tokem stále zařazeným mezi lososové vody. Je důležitým prvkem krajiny a jeho nivou prochází regionální biokoridor. Na svém dolním toku prochází chráněnou krajinnou oblastí Český kras. Je rovněž významným prvkem tvorby životního prostředí v krajině a obytného prostředí mnoha sídel.

V rámci projektu byly zjištěny dopady urbanizace povodí na vodní tok a kvalitu vody v něm (v horní části povodí se nacházejí čistírny odpadních vod obcí Ptice, Rudná, Drahelčice, Nučice, Tachlovice a Chýnice). Celkem se v povodí Radotínského potoka nachází 7 komunálních čistíren odpadních vod. V další obcích nebo místních částí se nakládání s odpadními vodami řeší individuálně. V povodí Radotínského potoka je taktéž rozvinutý průmysl (např. betonárka) a celá oblast je intenzivně zemědělsky obdělávaná. Zejména v horní části povodí se připravuje rozsáhlý rozvoj výstavby. Dopad rozvojových záměrů na vodní tok je vyhodnocen v rámci územní studie.

Na základě kontinuálního monitoringu průtoků a jakosti vody v Radotínském potoce byly zjištěny extrémně vysoké koncentrace celkového fosforu s maximy kolem 2 mg/l, jehož naprostá většina byla tvořena fosforečnanovým fosforem. Rovněž v koncentrace celkového, dusičnanového a amoniakálního dusíku na Radotínském potoce několikanásobně převyšovaly koncentrace zjištěné na ostatních přítocích. Z vodohospodářské bilance lze říci, že žádná z uvedených čistíren, které vypouštějí v povodí Radotínského potoka, neporušuje platnou legislativu, co se týče emisních limitů. Nízká vodnost recipientu ale vede ke zjevným problémů s poměrem ředění a výsledná imisní zátěž může být pro vodní prostředí kritická. Kumulativní součet vypouštěných průtoků z jednotlivých čistíren odpadních vod představuje cca 35 % dlouhodobého průtoku v uzávěrovém profilu Radotínského potoka.

Pro zlepšení stávající stavu byl navržen komplexní systém opatření na ČOV (čistírna odpadních vod) a stokové síti, na vodních tocích a v krajině. Vliv opatření byl vyhodnocen pomocí 4 scénářů za použití matematického modelu.

2. MATERIÁL A METODY

K popisu povodí Radotínského potoka byl použit hydrologický model SWAT (Soil and water assessment tool) (Arnold, 2012). Jedná se o model využívaný po celém světě s velkou

uživatelskou základnou a pod záštitou USDA (United States departement of agriculture). Pro stanovení morfologických ukazatelů byl použit výškopis CUZK – digitální model reliéfu 4. generace. Jako zdroj meteorologických dat z CHMI byly použity minimální a maximální teploty, objemy srážek, solární radiace, rychlosti větru a relativní vlhkosti na několika přilehlých meteorologických stanicích, které byly interpolovány pro zájmové povodí. Dále byl použit LandUse ze dvou různých zdrojů (CUZK a LPIS). LPIS byl doplněn detaily z katastrálních map. Půdní mapa byla odvozena z mapy BPEJ a chybějící parametry byly doplněny z půdních sond (VÚMOP). Model byl spuštěn pro období 5 let (2018-2023).

Jako další vstupy do modelu byly použity informace od provozovatelů čistíren odpadních vod, kontinuálního monitoringu správce toku a z krátkodobé monitorovací kampaně. Na zemědělských pozemcích byla simulována stávající rotace plodin, včetně způsobů a množství hnojení.

Celé povodí bylo rozděleno na 185 dílčích subpovodí, která fungují jako samostatné celky. Tato povodí byla dále rozdělena na 1036 jednotlivých HRU (hydrological response unit), které slouží jako základní jednotka při modelování. Je to unikátní kombinace sklonu, typu půdy a landuse.

Analýzou současného stavu vodního toku bylo zjištěno, že hlavním zdrojem znečištění jsou bodové zdroje, což koresponduje s výsledky obdobných studií. Jako hlavní indikátor zdroje znečištění byl proto zvolen celkový fosfor (rozpustný a nerozpustný), který pochází především z bodových zdrojů znečištění (Hejzlar a kol. (2009), Sýkora a kol. (2012), Hanák a Ryšavý (2015) nebo Rosendorf a kol. (2017)).

Navrhovaná opatření byla vyhodnocena na základě vlivu na průměrný roční průtok, celkové množství fosforu a průměrnou roční koncentraci fosforu.

V návrhové části byly vytvořeny čtyři scénářů, které byly postupně ověřeny modelem SWAT a porovnány se současným stavem.

1. Scénář – opatření na ČOV a stokové síti

Na jednotlivých ČOV byla navržena intenzifikace čistících procesů (terciární srážení fosforu + umělé mokřady) a případné rozšíření ČOV. Rozšíření ČOV bylo navrženo v obcích, kde plánovaný přírůstek EO (ekvivalentních obyvatel) překračuje současnou kapacitu ČOV. Na stokové síti byla navržena organizační opatření (monitoring).

2. Scénář – opatření na vodních tocích

Opatření na vodních tocích se skládají ze tří částí – nádrže (mokřad / tůň, vodní nádrž a suchá nádrž), revitalizace vodního toku (revitalizace v intravilánu a extravilánu) a úpravy koryt vodních toků. Vybraná opatření byla převzata z návrhů KoPÚ jednotlivých katastrálních území a ze *Studie odtokových poměrů včetně návrhů možných protipovodňových opatření v povodí vodního toku Berounky*. Opatření byla upravena tak, aby nedocházelo k duplicitám a opatření na sebe logicky navazovala s opatřeními v krajině (např. sběrné a svodné průlehy byly vyústěny do suché nádrže).

3. Scénář – opatření v krajině

Navržená opatření v krajině byla směřována na pozemky zemědělského půdního fondu, které jsou obecně brány jako plošný zdroj znečištění povrchových vod. Byla navržena pouze opatření, která mají přímý vliv na snížení erozních jevů a podporují infiltraci povrchového

odtoku. Opatření zlepšující krajinný ráz nebo zvyšující biodiverzitu území navrhována nebyla (tyto aspekty nejsou cílem studie). Navržena byla následující opatření – průleh, příkop, protierozní mez a SDSO (stabilizace drah soustředěného odtoku).

4. Scénář – prognóza vývoje území bez realizace opatření

Na základě platných územních plánu byly kategorizovány rozvojové plochy dle plánovaného využití a k nim přiřazeny EO s průměrnou spotřebou vody 150 l / den v obytném území a 100 l/den pro ostatní využití území (veřejné vybavení, výroba nebo služby).

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Model SWAT je velice komplexním modelem, umožňujícím modelování nejen hydrologických procesů, ale také procesů chemických, především pohyb látek v povodí, jako je například fosfor a dusík. Matematické modelování procesů v přírodě může být značně komplikované a je zatíženo nejistotami (reálné nakládání s odpadními vodami, zásoba látek v půdě, balastní vody, atd.), které lze částečně eliminovat správnou kalibrací modelu. Model byl úspěšně kalibrován dle pozorovaných dat, kdy NSE (Nash – Sutcliffe efficiency) dosahoval hodnoty 0,9931, přičemž při hodnotách NSE >= 0,8 se jedná o velmi dobré výsledky (Wei a kol., 2018).

Navržená opatření byla vyhodnocena pomocí 4 scénářů (viz Tab. 1). Jako nejefektivnější se ukázal Scénář 1, který má výrazný vliv na snížení celkového množství a koncentraci fosforu. Naopak žádný vliv nemá na průtoky v Radotínském potoce. Scénář 2 má mírně negativní vliv na veškeré pozorované parametry z důvodu zvýšeného výparu z vodních děl a tím pádem sníženého průtoku. U scénáře 3 nebyl prokázán žádný vliv v kontrolních profile jednotlivých ČOV ani v uzávěrovém profilu. Důvodem je nízký počet navržených opatření. Scénář 4, modelující vývoj povodí bez navržených opatření, poukazuje na alarmující nárůst koncentrace fosforu (zvýšení v kontrolních profilech o 40 – 120 %).

Je potřeba zdůraznit, že ani při realizaci všech opatření nedojde ke snížení koncentrace fosforu na požadovanou hodnotu 0,05 mg/l (nařízení vlády č. 401/2015 Sb.; hodnoty znečištění pro lososové vody).

Tab. 1. *Hodnotové vyjádření změny koncentraci fosforu při jednotlivých scénářích oproti současnému stavu*

Profil		Fosfor (mg/l)				
		Současný stav	Scénář 1	Scénář 2	Scénář 3	Scénář 4
ČOV Ptice	nad	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	pod	0,57	0,25	0,57	0,57	0,83
ČOV Rudná	nad	0,15	0,1	0,16	0,15	0,18
	pod	0,53	0,35	0,54	0,53	0,78
ČOV Nučice	nad	0,47	0,32	0,48	0,47	0,7
	pod	0,54	0,35	0,55	0,54	0,76
ČOV Tachlovice	nad	0,42	0,27	0,43	0,42	0,61
	pod	0,48	0,32	0,5	0,48	0,68
ČOV Dobříč	nad	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11
	pod	2,72	0,51	2,72	2,72	6,06
ČOV Chýnice	nad	0,47	0,26	0,47	0,47	0,71
	pod	0,5	0,26	0,51	0,5	0,77
soutok Berounka		0,38	0,23	0,4	0,38	0,58

4. ZÁVĚR

Z výsledků hydrologického modelu SWAT je patrné, že pokud nebudou aplikovány žádná opatření v povodí Radotínského potoka a zároveň bude realizován plánovaný rozvoj území, skoro celý Radotínský potok spadne dle ČSN 75 7221 Klasifikace jakosti povrchových vod do nejhorší V. třídy. Citace slovního popisu V. třídy: „Velmi silně znečištěná voda: stav povrchové vody, který byl ovlivněn lidskou činností tak, že ukazatele jakosti vody dosahují hodnot, které vytvářejí podmínky, umožňující existenci pouze silně nevyváženého ekosystému“.

Územní studie pořízená v souladu s ustanovením § 30 odst. (1) zákona č. 183/2006 Sb. ve znění pozdějších předpisů, stavební zákon, představuje v této situaci prakticky jedinou možnost, jak komplexně vyhodnotit všechny vlivy využívání území na významný vodní tok a jak nalézt efektivní možnosti řešení výše popsaného kritického stavu.

PODĚKOVÁNÍ

Územní studie Radotínského potoka byla zadána Dobrovolným svazkem obcí Region Jihozápad.

SEZNAM LITERATURY

Arnold, J.G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, M. J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R. D., van Griensven, A., Van Liew, M. W., Kannan N., Jha, M. K. (2012). SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. *Transactions of the ASABE*. Vol. 55(4): 1491-1508.

Hanák R., Ryšavý S. (2015). Jakostní model povodí VD Vranov, *Vodní nádrže 2015*, 6. - 7. 10. 2015 Brno, ČR, str. 73-77.

Hejzlar J., Polívka J., Žaloudík J. (2009). Analýza hierarchie významu bodových a difúzních zdrojů fosforu v povodí řeky Lomnice pro eutrofizaci nádrže Orlík. *Sborník příspěvků Revitalizace Orlické nádrže*, 6. - 7. 10.2009, ČR, Písek, VŠTE v Českých Budějovicích, str. 87-96.

Rosendorf P., Fiala D., Beneš J., Duras J., Potužák J., Liška M. (2017). *Komplexní analýza emisí fosforu ze všech obcí v povodích Lomnice, Skalice, loděnice a Želivky a jejich vliv na stav vodních toků*.

Sýkora L., Hanák R., Duras J. (2012). Snížení eutrofizace v povodí VN Slezská Harta. *Vodní nádrže 2012*, 26. - 27. 9. 2012 Brno, ČR, str. 93-97.

Wei X., Bailey R., Tasdighi A. (2018). Using the SWAT Model in Intensively Managed Irrigated Watersheds: Model Modification and Application. *Journal of Hydrologic Engineering*. 23. 04018044. 10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001696.

OBSAH

Identifikace zdrojů znečištění vodních toků a jejich vliv na zvláště chráněné druhy v jednotlivých CHKO

Sítková V.[1]*, Fučík P.[1], Královcová P.[2], Slezáková J. [2]
[1]*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5 - Zbraslav*
[2]*Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Podbabská 2582/30, 160 00 Praha 6*
**autor pro korespondenci, email: sitkova.veronika@vumop.cz*

ABSTRAKT
Jakost vody ve vodních tocích je klíčovým faktorem pro existenci chráněných druhů, uchování přírodních hodnot a lidského zdraví. Z důvodu zhoršujícího se stavu vodních ekosystémů, především vlivem antropogenních činností, vznikla potřeba zabývat se kvalitou vody na vybraných vodních tocích. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR proto zadala komplexně pojatou Studii proveditelnosti pro CHKO Křivoklátsko, CHKO Český kras a CHKO Brdy (09/2021–11/2023), která se této problematice věnuje. V tomto příspěvku je představena, v souladu s cílem Studie, metodika identifikace zdrojů znečištění, dílčí výsledky a stručné koncepty návrhů opatření pro snižování znečištění vod.

KLÍČOVÁ SLOVA
Ochrana vody; znečištění povrchových vod; zvláště chránění živočichové

1. ÚVOD

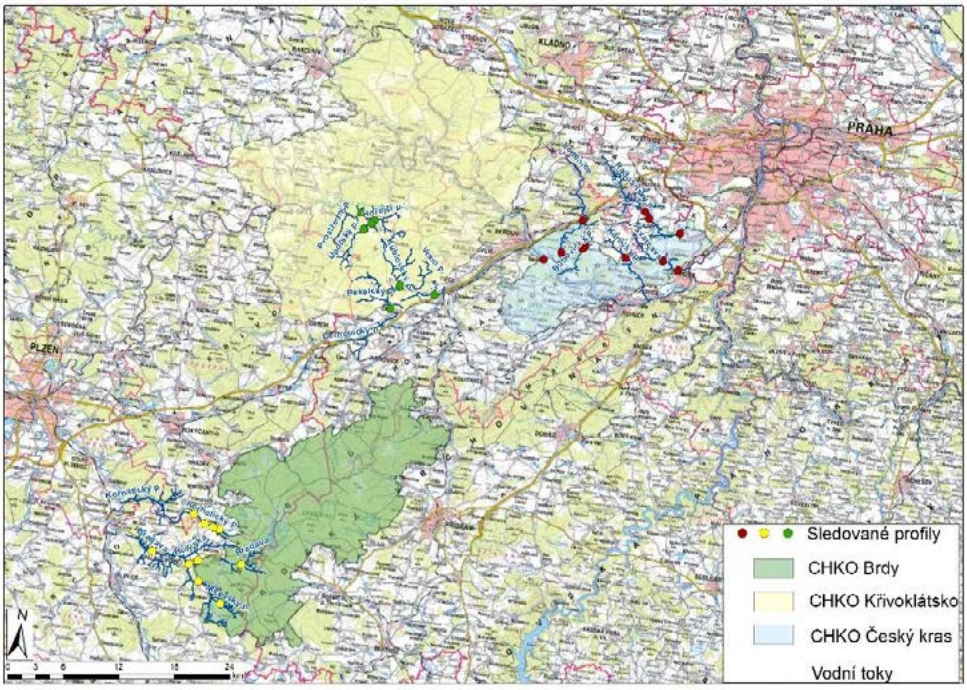
Důležitým faktorem pro výskyt chráněných druhů je mj. jakost vody ve vodních tocích. Z důvodu pozorovatelného zhoršení kvality vodních toků byla navržena Studie proveditelnosti, která má za cíl vyhodnotit dynamiku kvality vody na vybraných vodních tocích ve třech Chráněných krajinných oblastech, posoudit významnost zdrojů znečištění a formulovat návrhová řešení. Sledovaná území se liší svými klimatickými, hydrologickými a dalšími podmínkami; rovněž spektrum zdrojů znečištění vod je různorodé. Pro zachování podmínek života chráněných druhů, zejména těch vázaných na vodu, je zapotřebí nastavit vhodný management povodí, nakládání s odpadními vodami, ve vazbě na udržitelný model financování těchto intervencí a opatření.

2. METODIKA

Studie proveditelnosti probíhá na území třech Chráněných krajinných oblastí - CHKO Český kras, CHKO Křivoklátsko, CHKO Brdy. Na základě specifikace díla byly určeny profily, na kterých bude pravidelně sledována kvalita vody ve vodním toku. Pravidelné odběry vod probíhají na 14 vodních tocích ve 34 monitorovaných profilech v jednotlivých CHKO (Český kras – 12x/rok, Křivoklátsko a Brdy – 5x/rok). Přehled sledovaných profilů na jednotlivých vodních tocích a jejich počet je uveden v Tab. 1 a na Obr. 1. Vzorky jsou následně předány na laboratorní analýzy. Jsou sledovány vybrané ukazatele znečištění BSK_5, $CHSK_{Cr}$, NL_{105}, $N_{celk.}$, $N\text{-}NH_4^+$, $N\text{-}NO_3$, $P_{celk.}$, $P\text{-}PO_4^{3-}$, atd. a následně jsou jejich hodnoty porovnávány s parametry jakosti vod dle aktuálně platné legislativy a limity pro vybrané chráněné druhy. Na vybraných měrných profilech je instalován kontinuální záznam vody s přepočtem na průtok a kontinuální záznam konduktivity vody (ukazatel celkového množství rozpuštěných látek) jako proxy pro dynamiku znečištění.

Tab. 1. *Přehled vodních toků včetně počtu profilů, které jsou na tocích sledovány (celkem 34 profilů)*

Český kras	Křivoklátsko	Brdy
Radotínský potok (3)	Oupořský potok (5)	Kornatický potok (4)
Švarcava (2)	Hořejší potok (1)	Bradava (4)
Karlický potok (1)	Stroupínský potok (3)	Mítovský potok (3)
Loděnice (2)	Bzovský potok (1)	
Tetínský potok (1)	Kublovský potok (1)	
Bubovický potok (3)		



Obr. 1. *Sledované profily v jednotlivých CHKO*

Sledované území bylo analyzováno z pohledu plošných a bodových zdrojů znečištění jako je identifikace zemědělských drenáží za použití archivní dokumentace a dálkového průzkumu Země, hodnocení zrychleného odtoku a erozní ohroženosti území. Analýza bodových zdrojů znečištění zahrnovala hodnocení nakládání s odpadními vodami v obcích a přehled stávajících technologií čištění odpadních vod na ČOV a jejich účinnost, na základě různých dat (PRVKUK, VUME/VUPE, UAP, podklady z obcí a VaK Beroun, Povodí Vltavy, s.p.). Průběžně je realizován terénní průzkum sledovaného území a probíhají schůzky se zástupci vybraných obcí. Pro řešené lokality budou navržena konkrétní opatření pro snížení znečištění z bodových i plošných zdrojů, ve vazbě na identifikovanou významnost těchto zdrojů.

3. VÝSLEDKY

Dosavadní monitoring a analýza dat naznačuje, že vyšší závažnost znečištění vodních toků představují nedostatečně čištěné komunální odpadní vody z obcí. To souvisí s existencí či neexistencí ČOV, mírou napojení obyvatel na ČOV, typem kanalizace a stávajícími technologiemi na provozovaných ČOV. Na příkladu Radotínského potoka (CHKO Český Kras) jsou uvedeny výsledky analýzy nakládání s odpadními vodami v obcích v povodí hodnoceného úseku vodního toku; viz Tab. 2.

Tab. 2. *Příklad hodnocení nakládání s odpadními vodami v obcích v rámci Radotínského potoka na základě dat (PRVKUK, VUME/VUPE, atd.)*

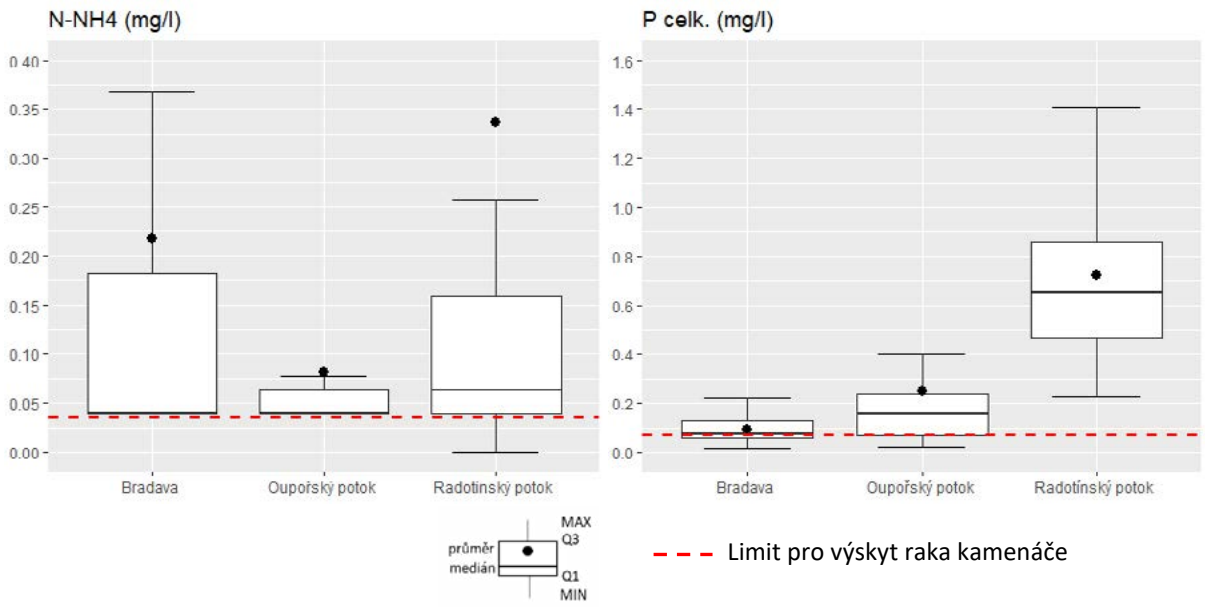
Obec	Trvale bydlící obyvatelé *(ČSÚ 2022)*	Typ kanalizace	ČOV (ANO/NE)	Vlastník ČOV	Provozovatel ČOV	Obyvatelé napojení na ČOV / (EO)	Projektovaná kapacita ČOV (EO)
Ptice	948	oddílná	ANO	Obec Ptice	PRO-SYSTÉM vodohospodářské služby s.r.o.	800 (746)	850
Úhonice	1 124	jednotná	NE	x	x	x	x
Drahelčice	1 270	oddílná	NE	x	x	x	x
Rudná	5 090	jednotná	ANO	Město Rudná	Technické služby Rudná a.s.	6483 (6067)	9 200
Nučice (bio)	2 285	oddílná	ANO	Obec Nučice	Vodovody a kanalizace Beroun, a.s.	2097 (1948)	2 800
Nučice kož.+ Mezouň			ANO	Obec Nučice	Vodovody a kanalizace Beroun, a.s.	18 (298)	180
Tachlovice	926	oddílná	ANO	Obec Tachlovice	Vodovody a kanalizace Beroun, a.s.	878 (740)	1 100
Dobříč	499	oddílná	ANO	Obec Dobříč	Obec Dobříč	323 (206)	750
Chýnice	439	oddílná	ANO	Obec Chýnice	Vodovody a kanalizace Beroun, a.s.	407 (248)	410
Choteč	376	x	NE	x	x	x	x

Pro ukázku získaných dat (10/2021–06/2023) v rámci Studie byly vybrány 3 vodní toky z každého CHKO, které svým přirozeným charakterem koryta vyhovují požadavkům raka kamenáče pro život. Na obrázku č. 2 a 3. lze sledovat srovnání předmětných vodních toků z pohledu naměřených hodnot koncentrací $P_{celk.}$, $N\text{-}NH_4^+$, které poukazují na dominantní znečištění z komunálních zdrojů. Hodnoty jsou porovnány s limitem, který určuje vhodné podmínky např. pro výskyt raka kamenáče. Dle doposud získaných výsledků se většina hodnot nachází nad tímto limitem, a tedy nejvhodnější podmínky pro výskyt tohoto chráněného druhu je na vodním toku Bradava v CHKO Brdy.

Navrhovaná opatření jsou v současné době, za konzultace se zadavatelem Studie, obcemi, správcem povodí, provozovateli ČOV a zemědělci, připravována v podobě intenzifikace technologií na ČOV (např. srážení P, terciální stupně čištění a technologie s vysokou účinností odstraňování P a N), ve formě přírodě blízkých opatření (umělé mokřady, biofiltry apod.), popř. organizačních / agrotechnických postupů cíleně navržené ve vazbě na charakter dané lokality (typ znečištění, disponibilní průtok, výskyt chráněných organismů, morfologie a způsob využití okolních pozemků, vlastnicko-uživatelské vztahy).

V návaznosti na analýzu území z pohledu identifikace zemědělských drenáží za použití archivní dokumentace a dálkového průzkumu Země, hodnocení zrychleného odtoku a erozní ohroženosti území jsou navrhována opatření pro snížení rychlého odtoku vody eroze půdy, popř. zásahy do staveb odvodnění tam, kde tyto intervence budou vyhodnoceny jako užitečné.

Součástí Studie je rovněž hodnocení ekonomických hledisek, tj. investičních a provozních nákladů a formulace možností pro financování. Všechny návrhy jsou průběžně konzultovány se zástupci obcí, vlastníky, provozovateli ČOV, vlastníky pozemků, apod.



***Obr 2. a 3**. Porovnání průměrných hodnot celkového fosforu a amonných iontů mezi vybranými vodními toky (Bradava – CHKO Brdy, Oupořský potok – CHKO Křivoklátsko, Radotínský potok – CHKO Český kras)*

4. ZÁVĚR

Studie propojuje technická a přírodě blízká opatření ke snižování znečištění vodních toků a cílené podpoře biodiverzity. Dosavadní zjištěné skutečnosti naznačují potřebu zásadního přehodnocení stávajících stanovených limitů vypouštění přečištěných odpadních vod do recipientů a používaných technologií ČOV a jejich dotační podpory nejen v oblastech se zvýšenou ochranou přírody.

Stávající legislativa nezohledňuje vliv klimatické změny a v období dlouhodobého sucha (každoročně v řádu měsíců) dochází na malých vodních tocích k otočení směsného poměru odpadních a povrchových vod a v tocích je 50% a víc odpadní vody. U malých ČOV často navíc zcela bez či s nedostatečným odstraněním fosforu, takže dochází k silné eutrofizaci a zhoršení ekologického stavu toků.

V neposlední řadě, k diskuzi je rovněž legislativní posílení a zefektivnění pravomocí kontrolních orgánů (SCHKO, vodoprávní úřady, ČIŽP), ať už z hlediska samostatného nezávislého monitoringu, okamžitého výjezdu k nahlášeným událostem či uplatňování Rámcové směrnice o vodách (2000/60/ES).

PODĚKOVÁNÍ:

Příspěvek byl vytvořen v rámci „Studie proveditelnosti opatření vedoucích ke zlepšení kvality vody na vybraných tocích v CHKO Křivoklátsko, CHKO Český kras a CHKO Brdy“ s finanční podporou Agentury ochrany přírody a krajiny České republiky.

abess

ÚČINNÉ ČISTÍRNY ODPADNÍCH VOD PRO PRŮMYSL

- Čistírny průmyslových odpadních vod
- Čistírny technologických vod
- Minimalizace spotřeby

ABESS, s.r.o. je společnost s dlouholetými zkušenostmi a tradicí. Dodáváme čistírny odpadních vod vlastní koncepce. Nabízíme komplexní řešení problematiky nakládání s vodami v různých průmyslových provozech.

Aplikujeme moderní řešení a účinné technologie, které zajišťují velmi dobré výsledky.
V oblasti čištění odpadních vod jsou to především membránové technologie, které umožňují čištění i vysoce zatížených komunálních a zejména průmyslových odpadních vod při dosažení vysoké kvality vyčištěné vody.

Realizujeme projekty úspory spotřeby vody v různých průmyslových odvětvích, kdy účinným čištěním technologických vod pomocí čistíren vlastní koncepce umožníme recirkulovat vodu zpět do výrobního procesu a vytvoříme uzavřený okruh technologické vody.

MOBILNÍ TELEFON
+420 720 180 028
+420 602 461 288

www.abess.cz

EMAIL
abess@abess.cz

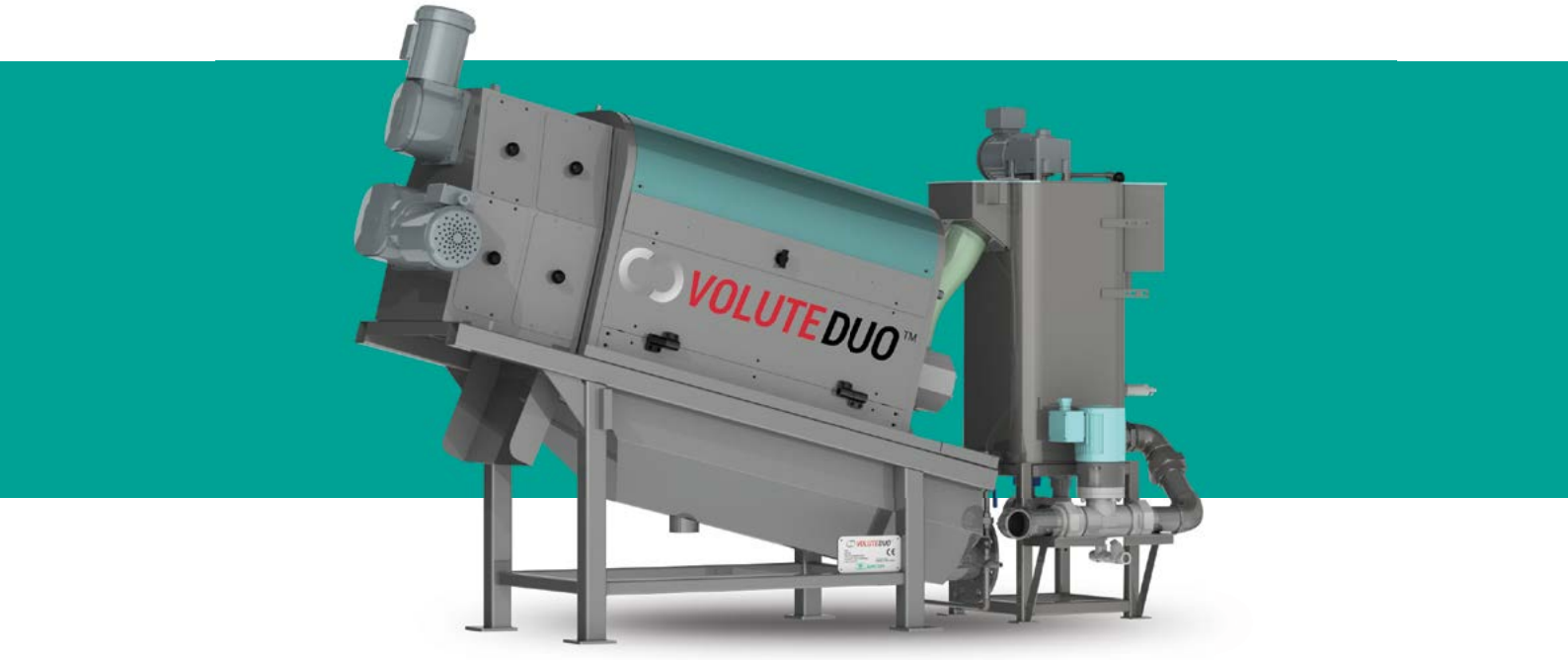
TELEFON / FAX
+420 233 313 086

Amenity Convenience

AMCON

Snadné a všestranné odvodňování kalů s lisy VOLUTE™ a VOLUTE DUO™

Optimální řešení pro současnost a pro budoucnost s našimi zkušenostmi a technologiemi



Odvodňovací lisy japonské značky VOLUTE™/ VOLUTE DUO™, které se neucpávají ani obtížným kalem, využívají jedinečnou technologii, která přispívá ke snížení energetické náročnosti při zpracování kalu a zajišťuje snadnou obsluhu a údržbu.

www.amcon-eu.com/cs

PRŮMYSLOVÉ POTRUBNÍ SYSTÉMY ALIAXIS

- Průmyslové rozvody z materiálů PVC-U, PVC-C, PP-H, PVDF a ABS
- Kompletní systémy trubek, tvarovek a armatur
- V nabídce také pohonované armatury, průtokoměry a FLS systém měření a regulace hodnot
- Dlouholetá tradice a zkušenosti s mnoha aplikacemi na trhu pod značkou FIP
- Technické poradenství, online kalkulační nástroje, CAD a BIM knihovny

www.aliaxis.cz

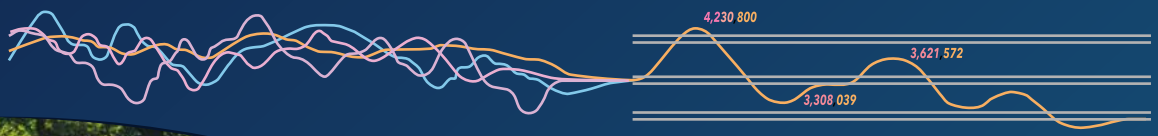
FIP

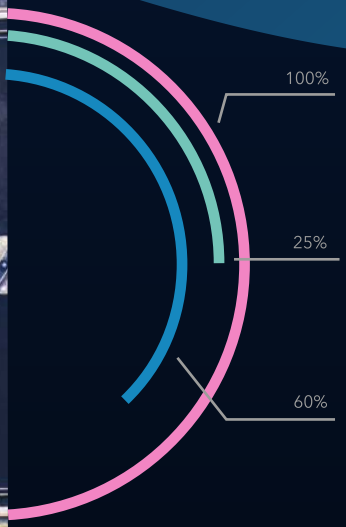
aliaxis

xylem
Let's Solve Water

Zlepšení provozních nákladů a efektivity ČOV

TSO - Optimalizace systémů čištění odpadních vod
Sofistikovaná řešení s technologií DIGITAL TWIN





Váš partner na českém trhu:

Xylem Česká republika spol. s r.o.
Walterovo náměstí 329/3
158 Praha 5 - Jinonice

info.cz@xylem.com
xylem.com

TECHNOLOGIE ODPADNÍCH VOD NA MÍRU

Na naše stroje se můžete spolehnout. V centru naší pozornosti najdete čerpadla a drtiče pro čistírny odpadních vod a stokové sítě.

Společnost Vogelsang je již po desetiletí spolehlivým a inovativním partnerem v oblasti technologie čištění odpadních vod. Svým zákazníkům nabízíme účinná zařízení jako jsou čerpadla a drtiče pro zajištění ekonomicky efektivního provozu. Spojení několika zařízení a optimální koordinace jednotlivých komponent pomocí inteligentní řídící technologie nám umožňuje zajišťovat efektivní systémová řešení jednotlivých problémů.

Využíváme naše rozsáhlé know-how, neustálý vývoj našich produktů a služeb a naše dlouholeté zkušenosti z oblasti životního prostředí a denně tak pracujeme na efektivních řešeních a řešeních pro individuální aplikace našich zákazníků.

VOGELSANG – LEADING IN TECHNOLOGY
Olomoucká 81, Brno | Tel.: +420 511 440 475
vogelsang.info

VOGELSANG

ÚPRAVA PITNÝCH, TECHNOLOGICKÝCH A BAZÉNOVÝCH VOD

Dodávky a instalace technologických celků úpraven vod

Vývoj a výroba nerezových a plastových zařízení k úpravě vody

Projekce vodohospodářských technologií

VODASERVIS

ÚPRAVA VODY - VÝROBA VODÁRENSKÝCH ZAŘÍZENÍ

ODHODLÁNÍ
DOKÁŽEME VÍCE

Tam, kde jiní vidí odpady, já vidím zdroje. Tam, kde jiní vidí špinavou vodu, já vidím příležitost ji vyčistit a zároveň při tom získat kal, který následně přeměníme na elektrickou energii, plyn a teplo.

MARTIN SRB
Manažer útvaru technologie vod,
Pražské vodovody a kanalizace, a.s.

Ekologická transformace je smyslem naší činnosti.

Objevte, jakým způsobem Martin a jeho 220 000 kolegyň a kolegů po celém světě každý den přispívají k ekologické transformaci na webu veolia.cz

#weareRESOURCERS

Pečujeme o světové zdroje

VEOLIA

Aplikace Energy Manager

Kompletní kontrola nad energetickými daty

Aplikace Energy Manager poskytuje kompletní kontrolu nad energetickými daty. Umožňuje sběr, zpracování a vizualizaci energetických údajů v reálném čase, na všech úrovních spotřeby a výroby. Komplexní řešení pro sledování spotřeby a optimalizaci zařízení a strojů v průmyslovém prostředí.

Funkcionality aplikace jsou vyvíjeny v souladu s Technickou normalizační informací TNI CEN/TR 17614

Proč si vybrat Energy Manager?

- snadný přístup k datům
- vlastní dashboardy pro monitoring
- provádění podrobných analýz a detekce potenciálních problémů
- export dat ve formátu CSV

Funkce aplikace

- ✓ **Monitoring a hodnocení** energetické náročnosti
- ✓ Porovnání výkonnosti a energetické náročnosti, nastavení KPI, Benchmarking
- ✓ Analytické funkce a výpočty pro různé úlohy
- ✓ Využití energetických dat pro sledování ostatních parametrů
- ✓ Dostupnost dat je konfigurovatelná pro různé úrovně a uživatelské role
- ✓ **Spotové ceny energií - OTE**
- ✓ Informace jsou transparentní a díky vizualizaci srozumitelné
- ✓ Data a analytické funkce lze použít pro **ESG reporty** a monitoring jednotlivých činností
- ✓ Integrace různých typů dat
- ✓ Otevřenost pro integraci nových prvků a projektů. Připravenost pro „**novou energetiku**“

SUEZ poskytuje služby a technologie pro každodenní život.

Šetrné a udržitelné nakládání se zdroji a surovinami je pro nás prioritou.

Investujeme do řešení recyklace a využití odpadních vod a odpadů.

Jsme partnerem průmyslovým zákazníkům, obcím a městům v těchto oblastech:

- vodárenství
- nakládání s biologickými odpady
- technologické celky na klíč pro vodárenství a odpadové hospodářství
- SMART řešení a technologie pro udržitelný rozvoj
  (chytré vodoměry, technologie Ice Pigging pro čištění potrubí ledovou tříští)

V České republice je společnost SUEZ zastoupena ve 4 vodárenských společnostech:

- **Brněnské vodárny a kanalizace, a.s. [www.bvk.cz]**
- **Ostravské vodárny a kanalizace a.s. [www.ovak.cz]**
- **Vodárny a kanalizace Karlovy Vary, a.s. [www.vodakva.cz]**
- **Vodohospodářská společnost Benešov a.s. [www.vhsbenesov.cz]**

Společnost SUEZ je v České republice rovněž zastoupena ve společnostech Anaerobic Power Biogas Benešov a.s. [www.apbb.cz] a PRODEVAL CE s.r.o. [www.prodeval.com], které se zaměřují na využití bioplynu z organického odpadu.

Utváříme udržitelné životní prostředí pro budoucnost

SUEZ Water CZ s. r. o.
Španělská 1073/10, 120 00 Praha 2
www.suez.com • www.suez.cz

EcoStruxure™
Innovation At Every Level

PROVĚŘENÁ řešení pro vodárenské aplikace

S více než 39 000 instalacemi po celém světě je Schneider Electric lídrem v oboru vodohospodářství. Díky své IoT kompatibilní platformě EcoStruxure dokáže dát vzrušující cestě digitální transformace punc spolehlivosti, efektivity a digitální bezpečnosti.

- Procesní řídicí systémy **Modicon M340** a **Modicon M580**.
- Frekvenční měniče **Altivar Process ATV600** a softstartéry **Altivar ATS480**.
- Operátorské panely Harmony.
- Telemetrické systémy.
- Dispečinky SCADA s integrací GIS.
- Technická podpora a servis.
- Vzdálený dohled prostřednictvím mobilních aplikací.

www.se.com/cz

Life Is On | Schneider Electric

©2023 **Schneider Electric.** ● Všechna práva vyhrazena. ● **Zákaznické centrum**: tel. 225 382 919, e-mail: podpora@se.com

efektivní regulace průtoků odpadních vod

zařízení fungují samočinně, bez potřeby vnějšího zdroje energie

REKUPER®

Štítový oddělovač

- o 30% zvyšuje kapacitu přelivu v odlehčovací komoře
- nepropouští plovoucí nečistoty
- funguje i při zpětném vzdutí

Plovákový regulátor

- osazení v suché i mokré šachtě
- reguluje odtok ze zdrží popř. nátok na ČOV již od 1ls^{-1}
- samočinné odblokování ucpaných stavítek

Štítové česle

- spolehlivě zachytávají mechanické nečistoty z odlehčované vody
- lze osadit i při rekonstrukcích odlehčovacích komor
- štěrbina mezi lamelami je 6 mm

REKUPER SYCHROV, s.r.o. • Husa 28 • CZ - 463 44 Paceřice
tel. +420 482 464 611 • e-mail: info@rekuper.cz • **www.rekuper.cz**

Nova.IGD

Přenosné a stacionární analyzátory plynů pro průmyslové aplikace.

Nova IGD Přenosné multifunkční detektory plyn

- **Technologie nanometrických polovodičů.**
- **Až na pět plynových senzorů nebo tři plynové senzory a jeden prachový senzor.**
- **Měření v jednotkách ppm, obj. %, nebo mg/m³.**
- **Jednoduchá obsluha.**
- **Samonasávací, pracuje i za mírného podtlaku.**
- **Nabíjení / export dat do PC přes USB kabel.**
- **Heavy-duty kufřík Explorer case.**

Nova IGD Stacionární analyzátory plynu MT

- **Nepřetržitá detekce koncentrací až šesti plynů v reálném čase.**
- **Různé modely výstupu signálu:**

  Standardní signál 4-20mA 16bit výstupní čip 4-20mA, přenosová vzdálenost 1 km

  Signál RS485: Standardní protokol MODBUS RTU, přenosová vzdálenost 2 km

- **2 reléový výstup: Nastavitelná hodnota alarmu koncentrace, existuje horní alarm a nízký alarm.**
- **Výstup 0-5V, 0-10V (volitelně).**
- **K dispozici jsou také další možnosti přenosu signálu: 3-4 jádrový kabel, síť optických vláken, síťový kabel, přenos 3G, bezdrátový přenos a přenos videa.**
- **Provozní modely disponují uživatelsky příjemným rozhraním v AJ.**
- **Volitelné jsou dále následující funkce: teplota, snímač vlhkosti, zvukový a vizuální alarm.**

Nakonfigurujte si vlastní na:
www.novaigd.cz

Napište nám
info@novaenergo.cz

Zavolejte
+420 **777 208 020**

Zastavte se
Nám. 14. října 1307/2, CZ-15000, Praha 5

MIVALT s. r. o.
Hlinky 972/34 , 603 00 Brno
tel.: 513 036 228, 775 660 062, 775 660 081
e-mail: mivalt@mivalt.eu
web: www.mivalt.cz
e-shop: www.ventily-cerpadla.eu

Vyrábíme zařízení pro zpracování a úpravu kalů – **odvodňovací** a zahušťovací **šroubové lisy**, **polymerizační stanice** a další příslušenství. Naše stroje odvodňují v řadě zemí světa na 6 kontinentech.
Na českém i zahraničním trhu působíme **15 let**.

Naše nabídka:

- řešení pro municipální i průmyslové odpadní vody
- technické poradenství od poptávky po realizaci
- instalace a zaškolování obsluhy
- záruční a pozáruční servis

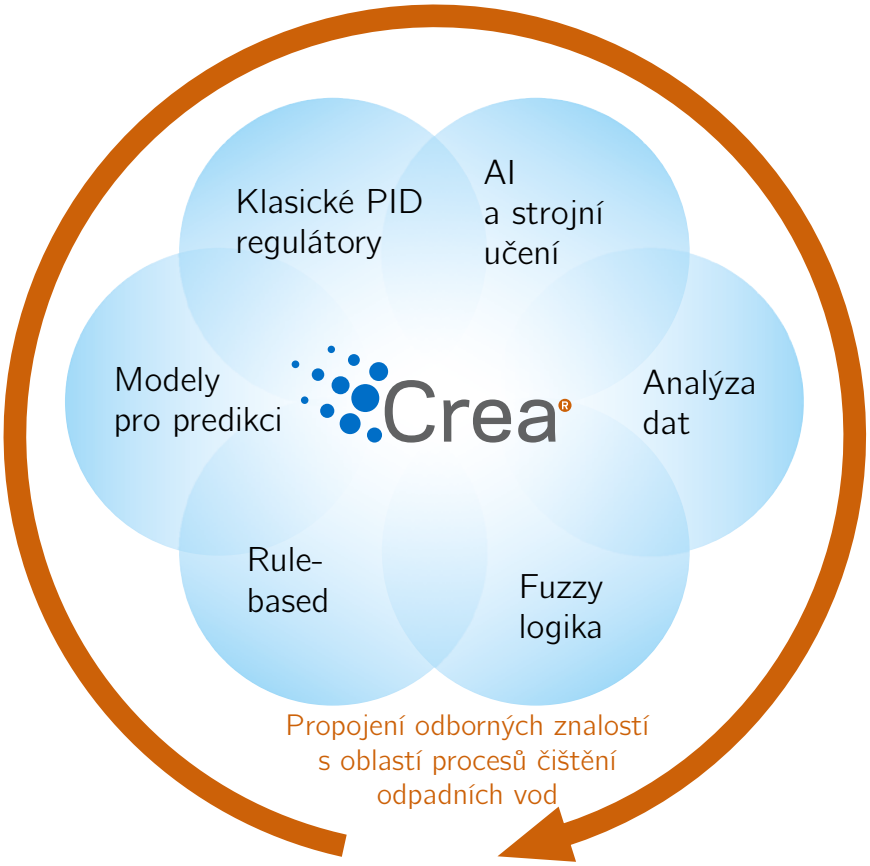
Pro výrobce ČOV i koncové uživatele dále dodáváme:

- Rootsova dmychadla a bezolejové lamelové kompresory
- turbodmychadla
- provzdušňovací elementy
- kalová čerpadla
- elektromagnetické ventily
- elektropohony s kulovými ventily

OBCHODNÍ ZASTOUPENÍ PRO ČR A SR

Inteligentní řídicí systémy

Createch intelligent control solutions 360°



VÝHODY PLATFOREM CREA®

- Ovládací obrazovky a reporty jsou přizpůsobeny požadavků zákazníka.
- Online monitoring zahrnující stav technologií, vyhodnocení výkonostních ukazatelů atd.
- Návrh systému dle potřeb zákazníka přináší maximální úspory.
- Uživatelsky nastavitelné alarmy. Editovatelné výchozí nastavení systému.
- Vysoká bezpečnost systému.
- Efektivnost systému zajišťuje začlenění klíčových modulů řízení procesů do jediné platformy.
- Systém je robustní a připravený pro budoucí úpravy.

POUŽITÍ

Platformy CREA® nabízí modulární systém různých úrovní, který přesně vyhoví požadavkům a potřebám zákazníka a umožní spolehlivé řízení technologie čistírny odpadních vod (či úpravny vod), zabezpečí optimalizované dávkování chemikálií a spotřebu energie pro dosažení požadovaných odtokových parametrů. Systém zahrnuje inteligentní monitorování v reálném čase, špičkové řízení procesů a analýzu dat, vyhodnocení a zobrazení klíčových ukazatelů výkonu a přizpůsobitelné funkce pro tvorbu reportů dle potřeb zákazníka. To vše zajišťuje implementace pečlivě vybraných pokročilých logických nástrojů, které přináší zejména spolehlivé dodržování odtokových parametrů při snížení provozních nákladů na energie a chemikálie.

PLATFORMY PRO ŘEŠENÍ KAŽDÉ APLIKACE

Creapro®

Modulární a přizpůsobitelný špičkový systém řízení pro dosažení maximální výkonnosti a efektivity procesu

Crea compaq®

Plug & Play řešení pro aplikace s malými nebo žádnými automatizačními funkcemi

Crealite®

Plug & Play řešení pro aplikace se základními automatizačními funkcemi

Crea master®

Cloudový nástroj pro pro správu více platforem CREA®

KUNST

VÁŠ PARTNER VE VODNÍM HOSPODÁŘSTVÍ

KUNST, spol. s r.o., Palackého 1906, 753 01 Hranice
tel.: +420 581 699 999, e-mail: kunst@kunst.cz, web: www.kunst.cz

R. č. CREA-04/23

NEUTRÁCEJTE PENÍZE ZA VODU, POUŽIJTE NAŠE ČERPADLA.

Špičková technologie pro vodní hospodářství – kompletní služby od jednoho výrobce.
Více na www.ksb.com/cs-cz

KSB

ALL FOR WATER

IN-EKO® TEAM

EXPERT V MIKROFILTRACI A VE FILTRACI

pile cloth filtr „ORSO“

mikrosítový bubnový filtr

intenzifikovaný diskový filtr

ŘEŠENÍ PRO → nerozpuštěné látky · řasy, sinice · parazity · redukci fosforu

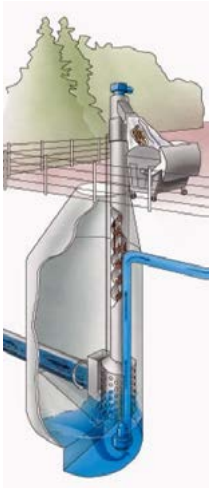
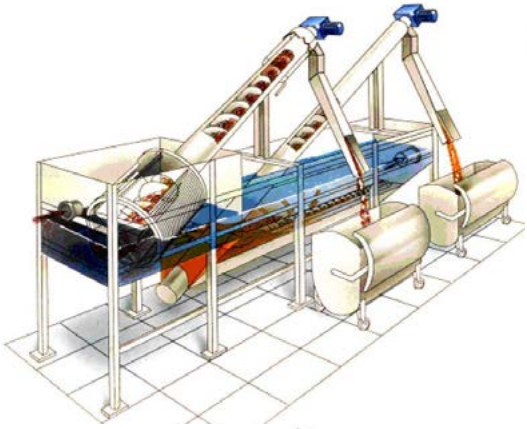
TYPICKÉ APLIKACE → dočištění odpadních vod · znovuzískání cenných materiálů · předčištění před desinfekcí vody UV zářením · nátokové procesní vody · předčištění pitné vody · papírenský průmysl · zpracování potravin · rybí farmy, koi jezírka

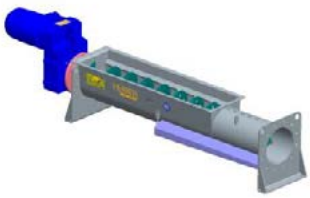
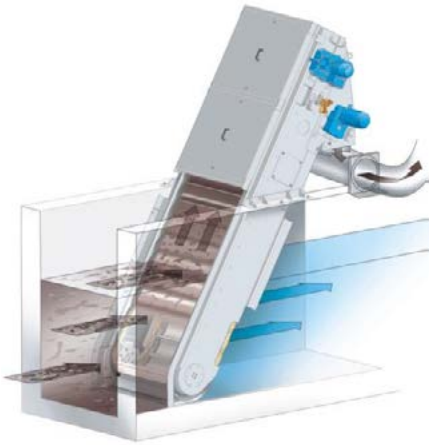
BENEFITY → až 57 % úspora nákladů na údržbu · až 192 m² aktivní filtrační plochy · průtok od 1 do 1000 l/s · snadná obsluha · nízké provozní náklady · velmi nízké nároky na zástavbu

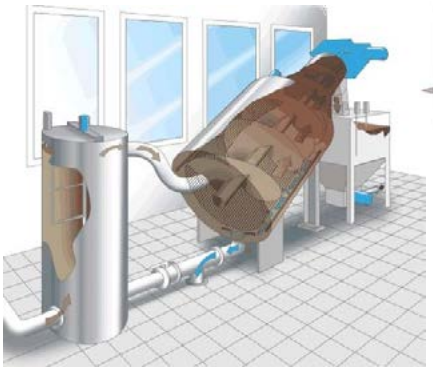
Jsme připraveni vám pomoci i s řešením pro redukci fosforu až o 80 %.
Více informací o všech zařízeních našeho výrobního portfolia naleznete na
www.in-eko.cz

1991 2023

32 let dodávek pro vaše ČOV



info@hubercs.cz

www.hubercs.cz

ENERGIE AG BOHEMIA s. r. o.
Lazarská 11/6 · 120 00 Praha 2
E-mail: bohemia@energieag.cz
www.energieag.cz

Pobočka:
Mánesova 40/4 · 370 01 České Budějovice
Telefon: 386 110 911 · Fax: 386 110 910

Sledujte nás na LinkedIn

ENERGIE AG BOHEMIA

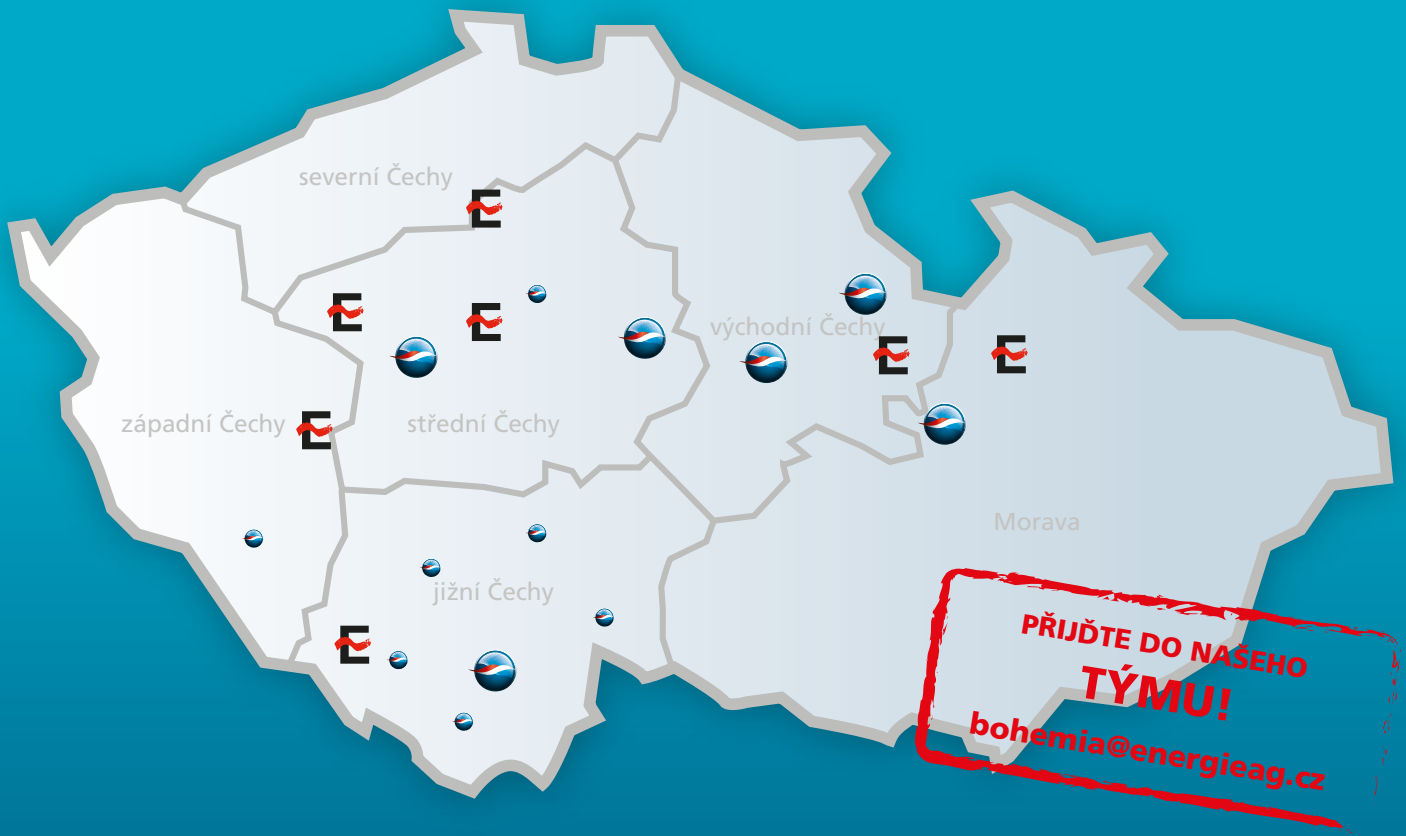
24 hodin denně po 7 dnů v týdnu se mohou naši zákazníci a partneři spolehnout na skupinu ENERGIE AG BOHEMIA při dodávkách pitné vody, tepla a odvádění odpadních vod.

Staráme se o celý koloběh vody. Počínaje vodou jako „surovinou" odebíranou z vodárenských nádrží, pramenišť a vrtů, přes její úpravu na vodu pitnou až po distribuci této vody jednomu miliónu obyvatel. Od nich přebíráme vodu odpadní a zajišťujeme, aby byla řádně vyčištěna na čistírnách odpadních vod a mohla se tak vrátit čistá do přirozeného koloběhu vody v přírodě.

V domácnostech, školách a provozovnách našich zákazníků pečujeme o tepelný komfort a zajišťujeme dodávku teplé vody. Teplo vyrábíme v teplárnách na biomasu, centrálních i domovních plynových kotelnách, z nichž některé využívají vysoce účinné kogenerace tepla a elektrické energie.

Vodárenské a teplárenské služby v sobě zahrnují nesčetné provozní úkoly. Navíc mohou naši zákazníci využívat široké portfolio doprovodných služeb. Patří sem i stavebně-montážní činnost, projekce, laboratorní rozbory, smart-metering, speciální technika a nouzové vybavení a mnoho dalších. Naše služby však sahají až do samotných domácností. Vlastníkům a správcům domů nabízíme údržbu, opravy, odečítání měřidel, fakturaci a také správu bytového fondu.

S více než 2 000 zaměstnanci a obratem přes 4,5 miliardy korun jsme stabilním a profesionálním partnerem pro města a obce, svazky obcí a sdružení, průmyslové podniky, živnostníky, správce domů a koncové zákazníky v celé České republice.



www.cevak.cz · www.vakberoun.cz · www.vschrudim.cz · www.vhos.cz · www.aquark.cz · www.vodosvelkoobchod.cz
www.teplobohemia.cz · www.sateza.cz · www.demosuo.cz · www.teplo-vimperk.cz · www.energiekolin.cz · www.rate-steti.cz

ČESKÁ VODA
MEMSEP

Česká voda - MEMSEP, a.s.

poskytuje zákazníkům komplexní služby v oblasti vodního hospodářství.

NABÍZENÉ SLUŽBY

- Údržba a opravy vodohospodářských zařízení pro úpravu a distribuci pitné vody, odvádění a čištění odpadních vod
- Dodávky technologických celků na klíč v oblasti úpravy a čištění vody
- Strojní výroba vodohospodářských komponentů včetně elektro výroby
- Expertní a projektová činnost
- Doprava a dodávky pitné vody
- Vývoz odpadních jímek

ZABÝVÁME SE

- Úprava pitných vod
- Úprava procesních vod
- Čištění průmyslových odpadních vod
- Recyklace vody
- Nakládání s kaly

ZÁVAZEK UDRŽITELNOSTI

- Firma Česká voda – MEMSEP, a.s. navrhuje své produkty tak, aby měly co nejnižší možný dopad na životní prostředí ve všech fázích životního cyklu

ZÁVAZEK KVALITY

- Firma Česká voda – MEMSEP, a.s je držitelem certifikace ISO 9001, ISO 14001, ISO 37001, ISO 45001

www.cvmem.cz

AQUA® PROCON

projektová a inženýrská společnost

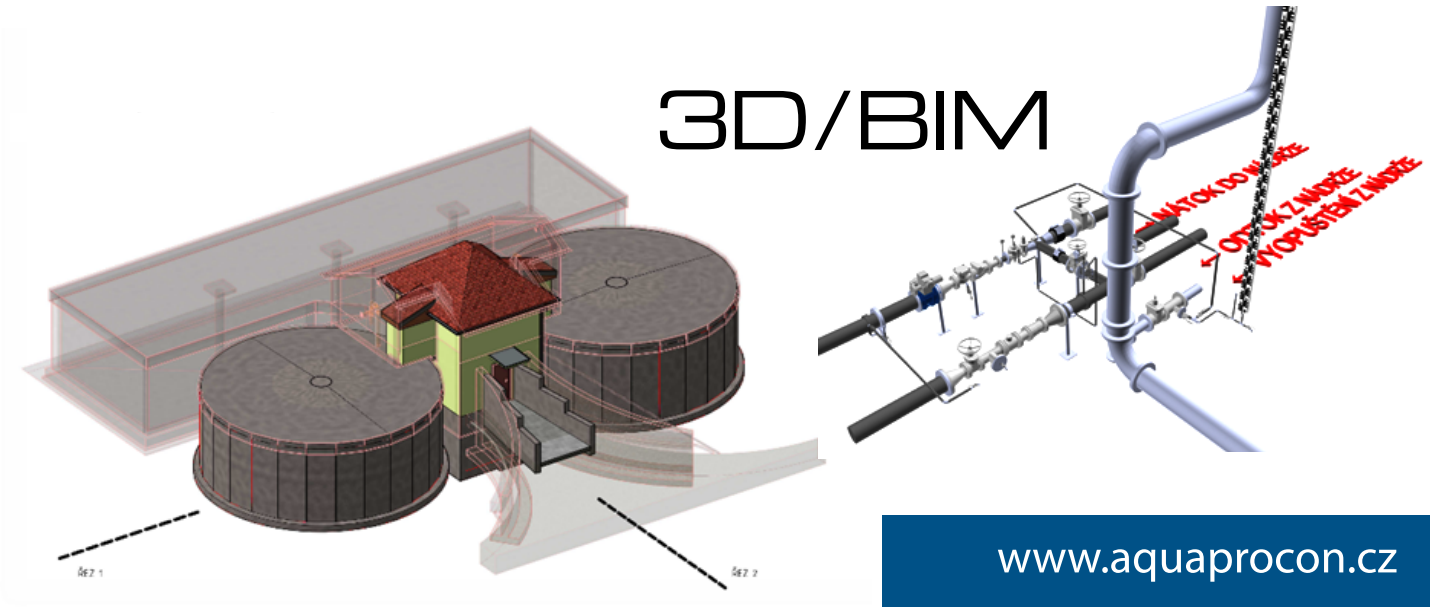
Komplexní služby nejen pro vodní hospodářství

ZÁSOBOVÁNÍ PITNOU A PROCESNÍ VODOU

ČIŠTĚNÍ KOMUNÁLNÍCH A PRŮMYSLOVÝCH ODPADNÍCH VOD

HOSPODAŘENÍ S DEŠŤOVÝMI VODAMI

OPATŘENÍ PROTI SUCHU A POVODNÍM



www.aquaprocon.cz

Brno

AQUA PROCON s.r.o.
Palackého tř. 12, 612 00 Brno
tel.: +420 541 426 011
e-mail: info@aquaprocon.cz

Praha

AQUA PROCON s.r.o.
Dukelských hrdinů 12, 170 00 Praha
tel.: +420 220 879 819
e-mail: info.praha@aquaprocon.cz

AS–DEHYDRÁTOR

AS–DEHYDRÁTOR slouží k zahušťování a odvodňování kalů. Zařízení je malé a lehké a může pracovat v automatickém provozu s minimálními nároky na údržbu. Zařízení je vyráběno v ucelené výkonové řadě s kapacitou 10–200 kg sušiny za hodinu. Díky nízkým investičním i provozním nákladům je vhodné zejména pro komunální čistírny od 1 000 do 10 000 EO a pro průmyslové čistírny.

Přednosti AS–DEHYDRÁTORU

- **Nízké provozní náklady**
  Dehydrátor je konstruovaný tak, že je chráněný proti zanášení. Minimalizují se tím nároky na oplachovou vodu a obsluhu. Příkon pohonů dehydrátoru je velmi nízký (0,2–3,75 kW).
- **Odvodnění nejen biologických kalů**
  Dehydrátor umožňuje odvodňovat nejen biologické kaly, ale také kaly chemické a flotační.
- **Snížení stavebních nákladů**
  Dehydrátor obsahuje zahušťovací zónu, která eliminuje potřebu zahuštění kalu před nátokem do zařízení.
- **Efektivní odvodnění**
  Zařízení odvodňuje kal s nízkou koncentrací sušiny přímo z aktivace a produkuje kalový koláč s obsahem sušiny okolo 20 %.
- **24 hodinový automatický provoz bez obsluhy**
  Dehydrátor je schopen pracovat v nepřetržitém automatickém režimu včetně přípravy a dávkování flokulantu. Časové nároky na jeho údržbu a obsluhu jsou minimální (cca 5 min/den).

Popis procesu

Technologie odvodnění kalů, jejímž jádrem je **AS–DEHYDRÁTOR**, se vyznačuje automatickým provozem s nízkými provozními náklady. Kal je čerpán do nátokové nádržky dehydrátoru, odkud přes trojúhelníkový přepad natéká do flokulační nádrže dehydrátoru. Množství kalu, jež přesahuje kapacitu zařízení, se vrací bezpečnostním přepadem zpět. Flokulační nádržka je míchaná pomaluběžným lopatkovým míchadlem a do natékajícího kalu je dávkován polymerní flokulant. Roztok flokulantu je připravován přímo na ČOV rozmícháváním koncentrátu s vodou v samostatné nádrži a je do dehydrátoru dávkován v potřebném množství pomocí dávkovacího čerpadla. Ve flokulační nádržce dehydrátoru se vytvoří reakcí roztoku flokulantu s kalem jasně ohraničené vločky, které následně natékají odvodňovacího bubnu. Ten je tvořen spirálovým dopravníkem, který je uzavřen v tubusu, ve kterém se střídají pevné a pohyblivé lamely. Pohybem spirály se kal posunuje k přítlačné desce a zároveň je z kalu vytlačována voda, která odtéká mezi lamelami. Vytlačená voda tzv. filtrát je odváděn zpět do čistírenského procesu. Odvodněný kal vypadává na konci bubnu z výsypky a jeho sušina je obvykle 20 %, což již představuje pevnou hmotu. Odvodněný kal je většinou ukládán do kontejneru a je možné ho využít např. v kompostárnách. Je důležité si uvědomit, že zvýšení sušiny kalu z 4 % na 20 % přestavuje pětinásobné zmenšení objemu kalu, což vede k významné redukci nákladů na přepravu a likvidaci.

printed 10/2022

ASIO TECH, spol. s r.o. Kšírova 552/45, CZ - 619 00 Brno, Horní Heršpice
Tel.: +420 548 428 111
E-mail: asio@asio.cz

Laboratoře ALS Česká republika

zajišťují komplexní služby v oblasti testování všech složek životního prostředí

- Voda

  PITNÁ | BALENÁ | TEPLÁ | BAZÉNOVÁ | PODZEMNÍ | SUROVÁ | POVRCHOVÁ | ODPADNÍ

- Vzduch

  EMISE | IMISE | PŮDNÍ VZDUCH

- Pevné matrice a odpady

  ZEMINY A SEDIMENTY | KALY | PŮDY | PÍSEK | POPÍLEK | ODPAD A BIOODPAD

- Základní, rozšířené i speciální analýzy

  LEGISLATIVNÍ PARAMETRY | MIKROPOLUTANTY | EKOTOXICITA | MIKROBIOLOGIE
  RADIOLOGIE | A DALŠÍ...

- Vývoj analytických metod

  MONITORING ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

- Projektové oddělení

  NÁRODNÍ A EVROPSKÉ VÝZKUMNÉ PROJEKTY | SPOLUPRÁCE S UNIVERZITAMI

- Akreditované vzorkování

right solutions.
right partner.

alsglobal.cz
alsglobal.eu
alsglobal.com

ACO. we care for water

Řešení

- Čištění srážkových vod
- Opětovné využití srážkových vod
- Hospodaření se srážkovými vodami (atenuace, retence, infiltrace)
- Filtrace nerozpustných látek a adsorpce těžkých kovů a olejů
- Technologie pro sedimentaci
- Odlučování lehkých kapalin
- Odlučování tuků
- Ochrana zpětného toku

Efektivní alternativa k přírodě blízkým řešením

ACO Hospodaření se srážkovými vodami

Transformace měst je nevyhnutelná

Na příkladech po celém světě vidíme, jak se jejich tvář proměňuje. Tam, kde byly dříve jen nepropustné betonové plochy se začínají objevovat nové ostrovy zeleně a vodních ploch. Modro-zelená infrastruktura je trendem, který má pozitivní dopad na celé město a život v něm. Existují však oblasti, kde přírodě blízká řešení nejsou pro čištění vody dostatečná. Jedná se o oblasti s velkým dopravním či průmyslovým zatížením, která vyžadují dodatečné předčištění před tím, než je voda vypuštěna do vodních zdrojů. Tak, aby bylo zamezeno jejich znečištění. Dalším z důvodů může být nedostatek prostoru, se kterým se města často potýkají, stejně jako vysoká cena pozemků nebo požadavky na vysokou efektivitu řešení.

Proč spolupracovat s ACO?

Společnost ACO si je díky své více než 75leté historii vědoma problémů, které hospodaření s vodou přináší i toho, jak se v čase nároky na jeho účinné řešení mění. Víme, že úspěšný rozvoj měst nezávisí pouze na sběru vody a jejím odvodu do kanalizační sítě. Naopak, hledáme cesty, jak efektivně vodu ve městech zadržet. Naše produkty vyvíjíme a vyrábíme s ohledem na nejvyšší standardy. Produkty jsou certifikované nezávislými institucemi v souladu s evropskými normami tak, aby byla zajištěna bezpečnost při jejich instalaci i používání, s ohledem na životní prostředí a komfort při jejich údržbě.

ACO Industries Tábor s.r.o.
Průmyslová 1158
391 01 Sezimovo Ústí
Česká republika
swt.tabor@aco.cz

www.swm.aco

Vodohospodářský rozvoj a výstavba a.s.

PROJEKTOVÁNÍ

V rámci našich služeb zajistíme veškeré kroky od identifikace problému, přes vypracování studie proveditelnosti a investičního záměru, zajištění veškerých podkladů až po projektovou dokumentaci ve všech stupních přípravy. V průběhu stavby zajišťujeme autorský dozor.

INŽENÝRING

Komplexní služby pro stavební investory všech segmentů trhu: vodohospodářské, inženýrské, průmyslové, pozemní stavby.

VODNÍ HOSPODÁŘSTVÍ A OCHRANA ŽP

Specializované služby v oboru vodního hospodářství a ochrany životního prostředí.

WWW.VRV.CZ

HACH®

Be Right™

UV dusičnanové a dusitanové sondy řady NT3

Claros Enabled

Service Protected

Měření dusitanů & dusičnanů v jednom

- Aplikace v pitné a odpadní vodě
- 3 délky dráhy podle aplikace
- Přímé měření absorpce UV záření v médiu, bez reagencií
- Kompenzace kalu
- Kompatibilní s kontroléry SC
- Nízké nároky na údržbu

NOVINKA

cz.hach.com

envi pur

Tradice české výroby, vysoká kvalita, široký tým renomovaných odborníků v oblasti projekce i výroby, profesionální technické zázemí, tisíce realizovaných projektů v ČR i v zahraničí. To je záruka kvalitního dodavatele při výběru partnera pro čištění odpadních vod, úpravu vody či recyklaci vody.

Minimalizujte spotřebu vody a vodu **znovu využívejte**! Poloprovozní testy udají správný směr.

Úpravny vody s našimi technologiemi aktuálně zajišťují vodu pro více než 4,5 milionu obyvatel.

Vodní audit je analýza všech vodních toků ve vaší společnosti. Navrhneme efektivní řešení a možné úspory.

Recyklace vody

Dešťový program

Čištění odpadních vod

Úprava vody

Vodní audit

Průmyslové vody

Široký sortiment **dešťových nádrží**, na které vám pomůžeme vyřídit dotaci, najdete na našem e-shopu.

Čtvrtstoletí zkušeností a inovací v oblasti **čištění odpadních vod**.

Komplexní přístup k návrhu opatření a technologií **pro hospodaření s vodou v průmyslu**.

www.envi-pur.cz

BRNĚNSKÉ VODÁRNY A KANALIZACE

Jaké jsou naše hodnoty?

Udržitelnost

Není nám jedno, co po sobě necháme našim dětem.
Děláme vše pro to, aby naší planetě jednou neteklo do bot.

Prozákaznickost

Ať už jste malá domácnost nebo velký odběratel,
všichni jste pro nás stejně důležití.

Inovace

Využíváme nové, špičkové technologie a inovace.
Proč inovujeme? Aby voda zůstala
stejně kvalitní a dobrá.

bvk.cz

DHI

VODA JE NÁŠ SVĚT

Nezávislost

Dlouholetá tradice

Globální zkušenost

Technologie pro udržitelný rozvoj

Šetrný přístup k přírodě a planetě

Jsme váš spolehlivý partner

Jsme DHI

The expert in **WATER ENVIRONMENTS**

Pražské vodovody a kanalizace

Chcete mít svou spotřebu pitné vody pod kontrolou?

Mobilní aplikace
Portál PVK

Webové rozhraní

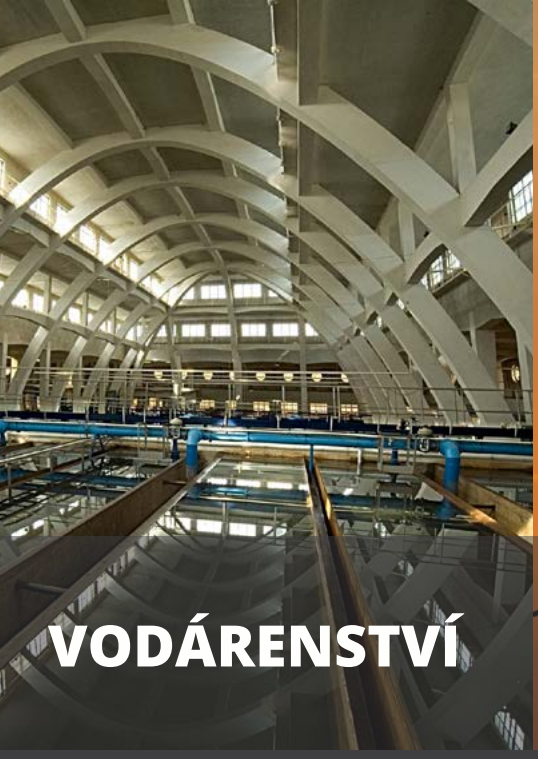
- přístupné přes zabezpečené www stránky

Smart Metering - dálkový on-line odečet má tyto výhody:

- on-line informace o spotřebě či havarijních stavech
- datové i grafické zpracování analýz spotřeby
- eliminace velkých úniků vody díky dozoru nestandardních stavů s okamžitým varováním
- dálkově prováděné odečty bez nutnosti fyzické přítomnosti
- možnost fakturace bez zálohových plateb na měsíční bázi
- přehledné zobrazení naměřených dat v mobilní aplikaci a na zabezpečených webových stránkách

Pražské vodovody a kanalizace, a.s.
Útvar smart solutions, Ke Kablu 971, Praha 10, **www.pvk.cz**
dalkove.odecty@pvk.cz; tel.: 725 788 345

VEOLIA PVS

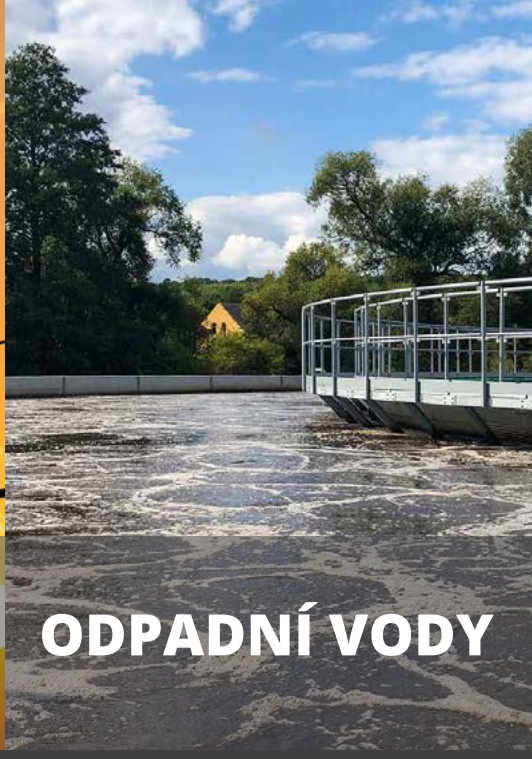


VODÁRENSTVÍ

- jímání, úprava, doprava, distribuce vody
- generely zásobování vodou
- optimalizace systémů

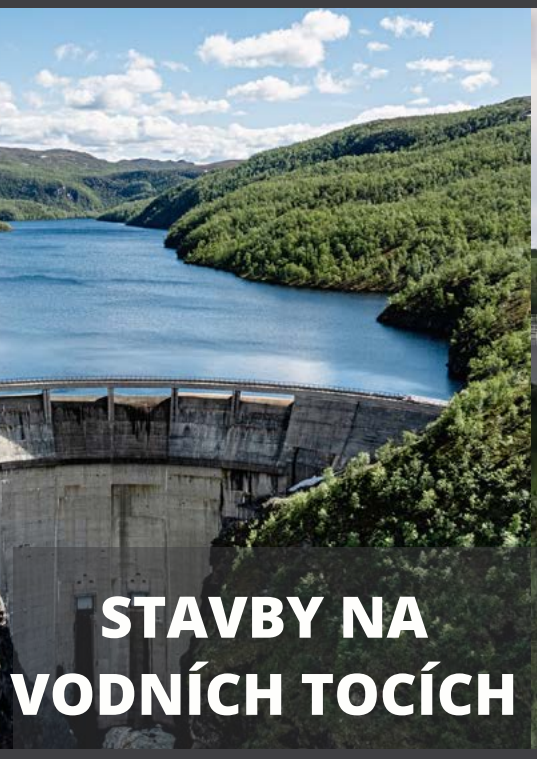
UDRŽITELNÁ ENERGETIKA

- obnovitelné zdroje energie
- trvale udržitelný rozvoj
- energetický management
- hydroenergetika



ODPADNÍ VODY

- čištění odpadních vod
- kanalizace
- nakládání s kaly
- hospodaření s dešťovými vodami



STAVBY NA VODNÍCH TOCÍCH

- přehrady a hráze
- jezy
- krajinné inženýrství
- stavby pro vodní cesty
- protipovodňová ochrana

DIGITALIZACE

- BIM a digitalizace stavebnictví
- technická normalizace
- CDE a datová integrace
- hydroinformatika

ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ

- ochrana životního prostředí
- posuzování vlivů na životní prostředí
- rekultivace
- revitalizace toků a ekosystémů
- nakládání s odpady

Projektové, konzultační a inženýrské služby

SWECO

GENERÁLNÍ PARTNEŘI

SWECO

Pražské vodovody a kanalizace

HLAVNÍ PARTNEŘI

DHI

BVK

enviopur hospodaříme s vodou

HACH Be Right™

VRV

PARTNEŘI

ACO

ALS

Aqua Aqua čištění a úprava vod

AQUA PROCON

ČESKÁ VODA MEMSEP

ENERGIE AG BOHEMIA Myslíme na zítřek

HUBER TECHNOLOGY WASTE WATER Solutions

ALL FOR WATER | IN-EKO TEAM

KSB

KUNST

MIVALT

Nova.IGD

REKUPER

Schneider Electric

suez

VDT technology

VEOLIA

VODASERVIS ÚPRAVA VODY - VÝROBA VODÁRENSKÝCH ZAŘÍZENÍ

VOGELSANG

xylem Let's Solve Water

MEDIÁLNÍ PARTNEŘI

ODPADOVÉ FÓRUM

tzbinfo www.tzb-info.cz

estav.tv

NAŠE VODA informační portál o vodě www.nase-voda.cz

Průmyslová ekologie.cz

vodovod.info vodárenský portál www.vodovod.info

vodní hospodářství

SOVAK SDRUŽENÍ OBORU VODOVODŮ A KANALIZACÍ ČR

iVodárenství.cz webový portál

SPOLUPRÁCE

FAKULTA STAVEBNÍ ČVUT V PRAZE

VŠCHT PRAHA

VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ FAKULTA STAVEBNÍ

ASOCIÁCIA ČISTIARENSKÝCH EXPERTOV SR