

Mladá voda břehy mele

06 ————— 07 09 2022

3. ročník konference

Mladá voda břehy mele

6. - 7. 9. 2022

FCH VUT v Brně



„Mladá voda břehy mele 2022“

Sborník konference



Záštita



Partneři



Sborník obsahuje texty příspěvků, které tvořily program konference Mladá voda břehy mele 2022 na Fakultě chemické Vysokého učení technického v Brně.

Příspěvky jsou cenzurované a neprošly jazykovou korekturou. Za věcnou správnost, obsahovou, jazykovou a grafickou úroveň příspěvků v tomto sborníku zodpovídají autoři.

EDITOŘI

Ing. Petra Vachová; Ing. Filip Harciník

VYDAVATEL

© Young Water Professionals Czech Republic,

Asociace pro vodu ČR z.s.,

Traťová 574/1, 619 00 Brno

TISK

Sborník je dostupný v elektronické formě ve formátu .pdf na adrese

<https://ywp.cz/cs/aktualita/3-rocnik-konference-mlada-voda-brehy-mele-48YkzS>

POŘADÍ VYDÁNÍ	první
MÍSTO VYDÁNÍ	Brno
MĚSÍC A ROK VYDÁNÍ	leden 2023

ISBN 978-80-908629-2-0

ORGANIZAČNÍ VÝBOR KONFERENCE

Ing. Filip Harciník; *Severočeská servisní, a.s.*

Ing. Kristína Pániková; *FAST VUT v Brně*

Ing. Martin Skala; *NUM solution s.r.o.*

Jakub Sochor; *FJFI ČVUT v Praze*

Ing. Lenka Švancerová; *ASIO, spol. s.r.o.*

Ing. Petra Vachová; *Veolia Australia and New Zealand*

PROGRAMOVÝ VÝBOR KONFERENCE

Ing. Petr Dolejš, Ph.D.; *Ústav technologie vody a prostředí VŠCHT Praha*

Ing. Ondřej Doležal; *SEWACO s.r.o.*

Ing. Jindřich Procházka, Ph.D.; *ČEVAK a.s.*

Ing. Bc. Martin Srb, Ph.D.; *Pražské vodovody a kanalizace, a.s.*

ÚVODNÍ SLOVO ORGANIZAČNÍHO VÝBORU KONFERENCE

Vážené čtenářky, vážení čtenáři,

těší nás, že se s Vámi můžeme podělit o sborník příspěvků z 3. ročníku konference Mladá voda břehy mele, která se konala ve dnech 6. a 7. září 2022 v prostorách Fakulty chemické v Brně. Konference, kterou jako skupina mladých vodařských profesionálů pořádáme zejména za účelem prezentace výzkumu a práce mladých, začínajících kolegů. Konference, která slouží k diskuzi o nových trendech, směřování oboru a k networkingu mezi studenty a zástupci firemní sféry.

Konference Mladá voda břehy mele 2022 byla rozdělena do 3. přednáškových bloků – Průmyslové odpadní vody, Komunální vody a Hyde park vody během kterých zaznělo celkem 15 přednášek, program obsahoval také posterovou sekci s 10 postery. Přednášky se věnovaly aktuálním tématům – energetika, opětovné využití odpadních vod, testování nových metod pro odstraňování specifického znečištění, matematické modelování sítě, ale také popularizaci vody a oboru.

První den konference byl zakončen neformálním společenským večerem, při kterém probíhal čilý networking mezi účastníky konference. Druhý den konference, po ukončení odborného programu, byly pro účastníky připraveny 2 exkurze – Labyrint pod Zelným trhem a ČOV Brno – Modřice.

Konference by se nemohla uskutečnit bez podpory partnerů, kterým byly VEOLIA ČESKÁ REPUBLIKA, a.s., ENVI-PUR, s.r.o., DHI a.s., Sweco Hydroprojekt a.s., ASIO, spol. s.r.o. a BestTalk. Partnerům konference děkujeme za jejich podporu.

Věříme, že každý z účastníků konference si odnesl zajímavé informace, nové poznatky a kontakty, které uplatní ve své profesní či akademické kariéře. Doufáme, že se Vám konference Mladá voda břehy mele 2022 líbila a těšíte se společně s námi na 4. ročník v roce 2024!

V neposlední řadě děkujeme autorům přednášek a posterů za jejich příspěvky, se kterými se na následujících stránkách můžete seznámit.

Za organizační výbor konference,

Ing. Filip Harciník

předseda Young Water Professionals Czech Republic

PROGRAM KONFERENCE

Úterý 6. 9. 2022

12:00 - 13:00 Registrace

13:00 - 13:15 Zahájení konference

1. sekce Průmyslové vody

13:15 - 13:35 **Beneš O.; VEOLIA CZ** | Průmyslové odpadní vody - regulace a budoucnost

13:45 - 14:05 **Maixner O.; Ecolab** | Mikrobiálně indukovaná koroze (MIC)

14:05 - 14:25 **Plutová B.; VŠCHT Praha** | Kombinácia elektrochemických a biologických procesov ako udržateľný prístup k čisteniu odpadových vôd z metalurgie

14:25 - 14:45 **Zakhar R.; STU Bratislava** | Využitie ozonizácie pri odstraňovaní sfarbenia a CHSK z odpadovej vody celulózo-papierenského priemyslu

14:45 - 15:05 **Jurík J.; STU Bratislava** | Odstránenie sfarbenia a CHSK z odpadovej vody celulózo-papierenského priemyslu s využitím adsorpcie na aktívnom uhlí

15:05 - 15:25 **Šoltýsová N.; STU Bratislava** | Štúdium dechlorácie atrazínu s využitím ozónu

15:25 - 16:00 **COFFEE BREAK**

2. sekce Komunální vody

16:00 - 16:20 **Rosenbergová R.; VEOLIA CZ** | Energetická budoucnost ČOV

16:20 - 16:40 **Minich M.; VUT v Brně** | Opätovné využívanie mestských odpadových vôd

16:40 - 17:00 **Velikovská K.; VUT v Brně** | Opätovné využití šedých vod jako zdroje vody a tepelné energie

17:00 - 17:20 **Valášek V. ; VÚV TGM** | Detekce SARS-CoV-2 v odpadních vodách na ČOV v ČR

17:20 - 17:40 **Márgrová A.; VŠCHT Praha** | Anaerobní stabilizace za 10 dní?

18:00 - 19:00 **Posterová sekce a zakončení 1. dne konference**

19:00 - 23:00 **Večerní program**

Středa 7. 9. 2022

3. sekce Hyde park vody

8:30 - 9:00 **Karel P.; DHI** | Příspěvek do hydeparku vody aneb jaká je budoucnost řešení vody z hlediska digitalizace a globalizace

9:00 - 9:20 **Komorová M.; DHI** | Zkušenosti s využíváním matematického modelování ve spolupráci se SČVK a.s.

9:20 - 9:40 **Sochor J.; ČVUT v Praze** | Stav malých vodárenských systémů – poučení z Posouzení rizik

9:40 - 10:00 **Grünwald R.; IRES YNU** | Dáběl v detailech: jak vodní data vytváří spolupráci a konflikty

10:00 - 10:20 **Vespalec J.; VUT v Brně** | Je koncentrát z membrán nebezpečný odpad?

10:20 - 10:40 **Med J.; H2Ospodař** | Jak se popularizuje voda

10:40 - 11:00 **Zakončení konference**

11:00 - 14:00 **Volitelná exkurze**

Posterová sekce

Puškáčová Adéla; VŠCHT | Nanofiltrace pro dočištění odtoku z městské ČOV za účelem jeho recyklace

Dubcová Mária; VÚVH | Čistenie odpadových vôd na vidieku

Snoha Filip; VÚVH | Skvalitnenie účelovej monitorovacej siete výskumného ústavu vodného hospodárstva na sledovanie znečistenia podzemných vôd

Kyrc Ľubomír; VÚVH | Vysoké koncentrácie dusičnanov v podzemných vodách poľnohospodárskych oblastí Slovenskej republiky

Fučík David; VUT | Metodika určování akustického výkonu vznikajícího při odtoku srážkové vody

Singrová Veronika; VUT | Bodová rychlost proudění při použití kombinovaného systému míchání a aerace

Grambličková Kateřina; ČZU | Filtrace odpadní vody přes vrstvu vermikompostu za účelem odstranění vybraných mikropolutantů

Vondrášková Zuzana; ČZU | Zpracování fugátu v soustavě stripování amoniaku - nitrifikace

Moravčíková Světlana; VUT | Srovnání vybraných filtračních materiálů při odstraňování železa a manganu z vody

Veselý Ondřej; VŠCHT | Biologické zušlechťování bioplynu na biomethan v poloprovozním ex-situ bioraktoru

OBSAH

ÚVOD	5
PROGRAM KONFERENCE	6
OBSAH	1
Beneš O.; VEOLIA CZ Průmyslové odpadní vody - regulace a budoucnost.....	2
Jurík J.; STU Bratislava Odstránenie sfarbenia a CHSK z odpadovej vody celulózo-papierenského priemyslu s využitím adsorpcie na aktívnom uhlí.....	5
Šoltýsová N.; STU Bratislava Štúdium dechlorácie atrazínu s využitím ozónu.....	14
Minich M.; VUT v Brně Opätovné využívanie mestských odpadových vôd.....	22
Velikovská K.; VUT v Brně Opětovné využití šedých vod jako zdroje vody a tepelné energie.....	27
Valášek V. ; VÚV TGM Detekce SARS-CoV-2 v odpadních vodách na ČOV v ČR.....	35
Mágrová A.; VŠCHT Praha Anaerobní stabilizace za 10 dní?.....	44
Komorová M.; DHI Zkušenosti s využíváním matematického modelování ve spolupráci se SČVK a.s.	49
Sochor J.; ČVUT v Praze Stav malých vodárenských systémů – Poučení z Posouzení rizik	57
Grünwald R.; IRES YNU Dáběl v detailech: jak vodní data vytváří spolupráci a konflikty.....	60
Vespalec J.; VUT v Brně Je koncentrát z membrán nebezpečný odpad?.....	65
Puškáčová Adéla; VŠCHT Nanofiltrace pro dočištění odtoku z městské ČOV za účelem jeho recyklace	73
Dubcová Mária; VÚVH Čistenie odpadových vôd na vidieku.....	78
Kyrc Ľubomír; VÚVH Vysoké koncentrácie dusičnanov v podzemných vodách poľnohospodárskych oblastí Slovenskej republiky.....	84
Fučík David; VUT Metodika určování akustického výkonu vznikajícího při odtoku srážkové vody ..	89
Singrová Veronika; VUT Bodová rychlost proudění při použití kombinovaného systému míchání a aerace.....	94
Grambličková Kateřina; ČZU Filtrace odpadní vody přes vrstvu vermikompostu za účelem odstranění vybraných mikropolutantů	98
Vondrášková Zuzana; ČZU Zpracování fugátu v soustavě stripování amoniaku - nitrifikace.....	101
Moravčíková Světlana; VUT Srovnání vybraných filtračních materiálů při odstraňování železa a manganu z vody.....	105

PRŮMYSLOVÉ ODPADNÍ VODY - REGULACE A BUDOUCNOST?

Beneš, O. VEOLIA ČESKÁ REPUBLIKA, a.s., Na Florenci 15, 110 00 Praha 1, ondrej.benes@veolia.com

Úvod

Evropská unie má v rámci Smlouvy o fungování EU v čl. 4 sdílenou pravomoc s členskými státy v oblasti právní regulace zdraví a životního prostředí. Některá stávající regulace je přímá, formou nařízení (např. pro chemické látky), ovšem většina legislativních nástrojů počítá s návaznou transpozicí a implementací ve spolupráci s členskými státy (směrnice, sdělení, guidelines). Princip předběžné opatrnosti, odstranění znečištění u zdroje a principu platby za znečištění jsou jasně stanoveny čl. 191(2) Smlouvy o fungování EU.

Jedním ze základních instrumentů v oblasti regulace průmyslových emisí je Směrnice 2010/75/EU, která pro oblast ochrany vodního prostředí, půdy a ovzduší cílí na snižování přímého a nepřímého vypouštění znečišťujících látek jejich přímými producenty do životního prostředí v EU. Tato regulace zasahuje v rámci EU více jak 52 000 subjektů, které produkují 20 % emisí regulovaných znečišťujících látek do půdy a vody a přes 40 % plyných emisí. V ČR jsou požadavky směrnice implementovány zákonem č. 76/2002 Sb. a pokrývají v praxi většinu významných průmyslových výrobců, kteří jsou pro vodárenské společnosti významnými partnery, kteří ovlivňují významně chod i funkci lokálních vodárenských společností.

Přezkum regulace

Poslední přezkoumání (SWD(2020) 181 final) směrnice v roce 2020 potvrdilo, že regulace je účinná při prevenci a kontrole znečištění ovzduší, vody a půdy z průmyslových činností a při podpoře používání nejlepších dostupných technik (BAT). Na druhou stranu přezkum potvrdil, že zatímco u plyných emisí došlo aplikací směrnice k výraznému omezení emisí (40-85 % za posledních 15 let), u emisí do vody k tak velkému pokroku nedošlo. Pozornost se zaměřila mimo jiné na otázku nepřímého vypouštění odpadních vod, které rezonuje i v připravené revizi směrnice 271/1991/EHS, která je připravena k oficiálnímu projednání v září 2022. V souvislosti s přijetím Zelené dohody pro Evropu byla i směrnice 201/75/EU identifikována jako vhodný nástroj pro podporu principů oběhového hospodářství. Všechny tyto aspekty vyústily v dubnu 2022 v předložení návrhu Evropské komise revize směrnice, kterou čeká ještě návazný postup spolumschvalování ze strany Evropského parlamentu a Evropské rady.

Navržená úprava relevantní pro oblast odpadních vod

Nyní již k novinkám, které návrh zavádí – asi největší změnou je požadavek na členské státy v rámci národních regulací zavádět v rámci správních procesů povolování vypouštění znečišťujících látek limity, které budou přísnější, než jsou současné horní limity technologií BAT – zdůvodněním je to, že po provedeném přezkumu bylo zjištěno, že řada států vydává rozhodnutí na horní úrovni stanovených rozmezí limitů. Přístup je tak v návrhu založen opačně oproti současnému stavu – nyní bude znečišťovatel povinen v případě návrhu limitů nad spodní hranou povinen takové návrhy řádně odůvodnit a správní orgány jsou oprávněny takové návrhy neschvalovat v případě požadavků na místní ochranu životního prostředí či zdraví lidí. Článek 15, odst 3 tedy najisto staví, že při povolování nového zdroje či revizi stávajícího povolení bude vyžadován nejpřísnější limit v rozsahu BAT. Řada závěrů BAT pracuje s relativně širokým rozmezím dosahovaných limitů, a tak se v dlouhodobém pohledu jedná o velmi významný zásah. Zatím je potenciální dopad návrhovatelem bagatelizován. Návrh také pracuje s intenzivním přezkumem a revizí stávajících dokumentů BREF mezi 2024-2027, kdy Evropská chemická agentura zpřístupní dopady všech regulovaných látek.

Další zcela nezbytnou součástí novelizace je úprava reportingových povinností směrem k Evropskému registru úniků a přenosů znečišťujících látek (E-PRTR). V článku 14 přílohy II (seznam znečišťujících látek) je přímý odkaz na přílohu II k nařízení 166/2006/ES.

Doplňkově je zaveden v čl. 14a povinný soulad stávajících interních systémů environmentálního řízení a zcela aktuálních požadavků BAT. V praxi je tak zcela logicky požadováno efektivní přenášení regulatorních podmínek v rámci samotných podnikatelských entit vč. interního reportingu a

pravidelného přezkumu dosahování dlouhodobých environmentální cílů a závazků. Zajímavá je analogie s přístupem při nově zaváděném reportingu ESG. Ač je primárním cílem v první fázi zejména bankovní sektor, znamená provázanost podnikatelských subjektů s poskytovateli financování posun i zde.

Již zmiňované nepřímé vypouštění je nově upraveno v článku 15 odst 1, kdy nepřímým vypouštěním nesmí být účelově snižován efekt, kterého by bylo dosaženo čištěním odpadních vod s případným přímým vypouštěním. Tato část je velmi důležitá z pohledu rozhodovací praxe správních orgánů i správců kanalizací, kam je i nadále připojena řada průmyslových znečišťovatelů. Vyvolaným efektem takového opatření je i celkový tlak na maximalizaci účinnosti separace znečišťujících látek přímo v podnicích (případně i recyklace), která je podporována (i dotačně) jak na úrovni EU, tak i v ČR.

Článek 18 návrhu upravuje proces v oblasti požadavků na dosahování norem kvality životního prostředí. Vnější požadavky na dosahování konkrétních hladin NEK či doplnění nových limitů znamená automaticky požadavek i na přezkum stávajících povolení. V případě nedosažení NEK v daných vodních útvech budou znečišťovatelé nově povinni připravit a realizovat dodatečná opatření pro konkrétní typ emitovaných znečišťujících látek. Zde stačí nahlédnout do aktuálního reportingu Ministerstva životního prostředí, kdy je v nevyhovujícím chemickém stavu 51 % útvarů povrchových vod kategorie „řeka“ a 20,5 % útvarů kategorie „jezero“ a je zřejmé, že se otevírá další potenciální problém pro řadu znečišťovatelů s vypouštěním odpadních vod do málovodých vodních toků. V oblasti BREF dokumentů pro jednotlivé typy znečišťovatelů obsahuje požadavek na vydání nových aktualizací BREF dokumentů (což je při počtu 15 zaměstnanců EIPPCB, integrovaného v JRC, nadlidský úkol.

Návrh obsahuje celou řadu dalších ustanovení, např. v oblasti informovanosti veřejnosti, právní ochrany, deliktů či speciální regulaci chovu drůbeže, prasat a skotu, která ale nejsou relevantní pro tento krátký popis navržené novelizace.

Relevance pro podniky vodovodů a kanalizací

Mezi průmyslovými a zemědělskými producenty a vodárenskými subjekty vzniká celá řada interakcí. Jedná se zejména o přímou interakci – tedy odběry pitné vody, odkanalizování odpadních vod, odvozy kapalných odpadů, ale i o vztah nepřímý, kdy odběry či emise podniků ovlivňují možnosti poskytovatelů vodohospodářských služeb realizovat odběry či vypouštění vod. Z pohledu preference zájmů vodárenských a průmyslových společností můžeme využít např. zákona č. 240/2000 Sb. o kritické infrastruktuře, který jasně určuje strukturu subjektů, které jsou nutné pro zajištění základních zájmů České republiky. V oblasti hierarchie těchto subjektů k přístupu k vodě je vodítkem např. přístup, který volí pro vodohospodáře naprosto zásadní zákon č. 254/2001 Sb. o vodách v čl. 87b. Pro odběry vod v obdobích sucha je stanovena jasná hierarchie, kdy pod vrchní úroveň kritické infrastruktury nalezneme ihned vodárenské služby, níže poté živočišnou a rostlinou produkci a zajištění ekologické funkce vodních útvarů a teprve na nejnižších stupních najdeme významné průmyslové výroby (s vlivem na lokální zaměstnanost) či ostatní využití.

Na rozdíl u jasné struktury preference odběrů vod v případech krizových stavů v oblasti vypouštění průmyslových odpadních vod nic takového nenalezneme, spíše naopak. Pro přímé vypouštění vyčištěných odpadních vod z komunálních čistíren odpadních vod jsou již dlouhou dobu nastaveny limity na úrovni technologií BAT či nižší dle přílohy č. 7 nařízení vlády č. 401/2015 Sb. U řady průmyslových podniků s přímým vypouštěním do vod povrchových ale nalezneme použití limitů vyšších, které odráží historicky nastavené emisní limity pro konkrétní druhu průmyslových a zemědělských výrob. Kontinuální přezkum integrovaných povolení příslušnými správními orgány (nejčastěji krajské úřady) dle zákona č. 76/2002 Sb. v případech zhoršení kvality dotčených vodních útvarů či např. při vydání nových a aktualizovaných oborových dokumentů BREF [1] umožňuje postupné zpřísnování limitů. Přesto je aktuální stav asymetrický a způsobuje disproporci z pohledu celkového emitovaného znečištění do vodního prostředí.

Bohužel stejně tomu tak je u nepřímého vypouštění průmyslových odpadních vod prostřednictvím veřejné kanalizace. Městské čistírny odpadních vod odstraňují zejména znečišťující látky humánního charakteru mechanickými, biologickými a chemickými procesy. Konkrétní skupiny chemických látek z průmyslových odpadních vod ale mohou představovat problémy jak pro čištění odpadních vod, tak i pro finální likvidaci čistírenských kalů [2] a tedy i pro lidské zdraví a životní prostředí. Přestože provozovatelé kanalizace drží v ruce jasně určený nástroj, kterým jsou oprávnění, daná zákonem č. 274/2001 Sb. o vodovodech a kanalizacích zejména v §18 čl. 2 „Kanalizací mohou být odváděny odpadní vody jen v limitech znečištění a v množství stanoveném v kanalizačním řádu a ve smlouvě o odvádění odpadních vod. Odběratel je povinen v místě a rozsahu stanoveném kanalizačním řádem kontrolovat míru znečištění vypouštěných odpadních vod do kanalizace“. Detaily pro stanovení limitů i způsoby měření a příp. zvýšeného zpoplatnění stanovuje prováděcí vyhláška k zákonu o vodovodech a kanalizacích pod č. 428/2001 Sb. Přesto existuje opravdu dlouhá řada problémů pro nepřímé vypouštění, které brání efektivnímu nastavení principu odstranění znečištění u zdroje [3], tak jak upozorňuje evropské vodárenské sdružení EurEau [4]. Zmínit je možné příklad areálových kanalizací s vícero producenty odpadních vod a jednou kanalizační přípojkou, neprokazatelné, přec účelové ředění odpadních vod, finanční nerealizovatelnost kontinuální kontroly vypouštění všech průmyslových producentů, technická neproveditelnost realizace měření průtoků i problém širokého rozsahu a proměnlivosti kvality vypouštěného znečištění. Přesto je i v ČR možné najít první vlaštovky, kdy se v úzké součinnosti vodoprávního úřadu, ČIŽP i správce kanalizace podařilo ukončit vypouštění subjektů, které efektivně využívaly legislativních mezer [5].

Kontrola vypouštění průmyslových vypouštění do kanalizace je zcela zásadním opatřením pro efektivní a udržitelný provoz komunálních čistíren odpadních vod a pro vypouštění řádně vyčištěné vody do vodního prostředí v souladu s požadavky směrnice 271/91/EHS, ale jak již bylo výše uvedeno, bez provázání na zpřísnění nároků směrnice o průmyslových emisích není možné očekávat v konkrétních ukazatelích významné zlepšení.

Současný regulační rámec pro vypouštění průmyslových odpadních vod do kanalizace není dokonalý, jednotlivá povolení se mezi členskými státy a regiony liší a tok informací od průmyslu ke správcům kanalizací je často nedostatečný k účinné kontrole skutečného vypouštění. Navrženou revizi je tak možné zhodnotit jako určitě pozitivní.

Závěry

Při hodnocení návrhu je možné konstatovat, že novelizace sice nemění vlastní proces zavádění a kontroly emisních limitů v procesu IPPC, ale na druhou stranu představuje relativně zásadní zpřísnění vyžadovaných emisních limitů na úroveň těch nejpřísnějších limitů v povoleném rozsahu BAT-AEL a to i s přihlédnutím k novému požadavku v případě nedosahování dobrého stavu vod v definovaných kategoriích NEK. Návrh bohužel neobsahuje detailní finanční vyjádření uváděných požadavků. V oblasti provázanosti podnikových environmentálních systémů, změn v oblasti Evropského registru znečištění či úpravy nepřímého vypouštění se jedná o logické návrhy, reagující mimo jiné jak na závěry přezkumu regulace, tak i na požadavky zavádění oběhového hospodářství.

1. Beneš, O. (2019). Podmínky a aplikace BREF v čištění průmyslových odpadních vod. Odborný seminář CzWA Čištění průmyslových odpadních vod. Kyjov, 13-14/6/2019.
2. EurEau (2022). Briefing Note on Sludge and the circular economy – the impact of PFAS. Dostupné z www.eureau.org.
3. Beneš, O. a Máca, J. (2021). Eliminace znečištění v kanalizační síti – dopad na kvalitu kalů. Konference SOVAK ČR, 2-3/11/2021.
4. EurEau (2016). Micropollutants and the control at source approach. Dostupné z www.eureau.org.
5. Staněk, R. (2021). Praktický příklad eliminace znečištění v kanalizační síti. Konference SOVAK ČR, 2-3/11/2021.

VYUŽITIE ADSORPCIE NA ODSTRÁNENIE SFARBENIA A CHSK Z PRÚDU ODPADOVEJ VODY

Jurík J. *, Zakhar R., Derco J.

Oddelenie environmentálneho inžinierstva, Fakulta chemickej a potravinárskej technológie, Slovenská technická univerzita, Radlinského 9, 812 37 Bratislava, Slovensko

**autor pro korespondenciu, email: jakub.jurik@stuba.sk*

ABSTRAKT

Drevo spracujúci priemysel, konkrétne výroba papiera je spojená s produkciou čierneho lúhu. Čierny lúh obsahuje anorganické procesné chemikálie a rozpustené organické látky, ktoré spolu vytvárajú tmavočierne alkalickú zmes. Čierny lúh je súčasťou odpadových vôd, ktorého prítomnosť je spôsobená únikom do kanalizačnej siete. Obsah tohto prúdu môže vo veľkej miere spôsobiť úhyn biotopov vo vodách. Preto sa pristúpilo na využitie procesu adsorpcie v laboratórnych testoch so zameraním odstrániť sfarbenie a CHSK_{Cr} z tejto odpadovej vody. Pri adsorpcii sa využili rôzne typy granulovaného aktívneho uhlia a práškové aktívne uhlie. Pre kvalitatívne zhodnotenie najvhodnejších aktívnych uhlí boli vykonané dodatočné laboratórne merania pre stanovenie charakteristických parametrov na opis adsorpcie.

KLÍČOVÁ SLOVA

adsorpcia; adsorpčné izotermy; adsorpčná kinetika; aktívne uhlie; čierny lúh; drevospracujúci priemysel;

1. ÚVOD

Odpadová voda z čierneho lúhu je zmesou organických a anorganických materiálov s veľmi vysokým množstvom celkových rozpustených tuhých látok. Chemická spotreba kyslíka (CHSK_{Cr}) a pH sa pohybujú od 10 000 do 120 000 mg/l, resp. od 10 do 13. Farba celulózopapierenskej odpadovej vody je spôsobená hlavne organickými zlúčeninami a je zložená z extraktívnych látok, tanínových živíc, syntetických farbív, lignínu a produktov ich degradácie, ktoré vznikajú pôsobením chlóru na lignín počas bielenia. Čím väčšie je množstvo lignínových zlúčenín, tým tmavšie sú odtoky a vyššia tendencia k tvorbe peny. Vypúšťanie tejto odpadovej vody do prírodných vodných útvarov bez adekvátneho systému čistenia môže mať nepriaznivé účinky na vodný ekosystém aj pri veľmi nízkych koncentráciách. Tieto charakteristiky zaraďujú čierny lúh k jednému z najťažších materiálov na manipuláciu v procesoch čistenia odpadových vôd. Čierny lúh predstavuje ekonomickú a environmentálnu prekážku pre chemické zhodnotenie odpadových vôd pochádzajúcich z papieri, najmä pri výrobe nedreveného papiera (Huang, et al., 2007). Znečistenie z celulózopapierenského priemyslu možno minimalizovať rôznymi zmenami vnútorných procesov a riadiacimi opatreniami, ale čistenie odpadových vôd rôznymi externými procesmi je nevyhnutné. Adsorpčnými vsádzkovými testami sme určovali, ktorý z použitých druhov aktívneho uhlia je najúčinnnejší na odstraňovanie farby a CHSK_{Cr}. Pre najefektívnejšie aktívne uhlie bol stanovený rovnovážny čas adsorpcie ako aj maximálna adsorpčná kapacita. Taktiež sme na opis procesu adsorpcie študovali priebeh rôznych adsorpčných izoteriem a kinetiku adsorpcie.

2. MATERIÁL A METÓDY

Adsorpcia

Aktívne uhlie

Boli použité dva druhy aktívneho uhlia, ktoré sme využívali počas adsorpčných testov. Prvým druhom bolo granulované aktívne uhlie – GAU a druhým práškové aktívne uhlie – PAU. Vybrané použité aktívne uhlie sú komerčne dostupné, z ktorých Filtrasorb 300, Envipur WG12,

Norit GAC 1240W, Norit NRS 0,5–2,5 sú granulované aktívne uhlie, kým Norit SAE patrí medzi práškové aktívne uhlie.

Meranie $CHSK_{Cr}$

Parameter $CHSK_{Cr}$ sme stanovili pomocou kyvetového setu Hach Lange LCK 314 a LCK 514.

Meranie sfarbenia

Farbu prítomnú v odpadových vodách možno stanoviť spektrofotometrickou metódou, pričom intenzita zafarbenia analyzovanej OV sa vyjadruje v jednotkách mg Pt/l.

Adsorpčné izotermy

Zápis Freundlichovej izotermy je nasledovný:

$$a_r = K_F c_r^n \quad (1)$$

kde a_r [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] je rovnovážne nadsorbované množstvo,
 K_F [$\text{mg}^{(1-1/n)}\cdot\text{l}^{1/n}\cdot\text{g}^{-1}$] súvisí s adsorpčnou kapacitou,
 c_r [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$] je rovnovážna koncentrácia adsorbátu v kvapalnom médiu,
 n [–] vyjadruje heterogenitu povrchu resp. adsorpčnú intenzitu (FOO, et al., 2010).

Matematický zápis Langmuirovej izotermy má takýto tvar:

$$a_r = \frac{a_{max} K_L c_r}{1 + K_L c_r} \quad (2)$$

kde a_r [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] je rovnovážne nadsorbované množstvo,
 a_{max} [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] je maximálna adsorpčná kapacita,
 K_L [$\text{l}\cdot\text{mg}^{-1}$] je koeficient súvisiaci s vlastnosťami adsorbenta a adsorbátu, ich vzájomnou interakciou a teplotou,
 c_r [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$] je rovnovážna koncentrácia adsorbátu v kvapalnom médiu.

Dôležitou charakteristikou Langmuirovej izotermy je separačný faktor R_L [–], vyjadruje sa intervalom (vychádzajúci z počiatočných koncentrácií adsorbátu pre určenie izotermy) a vypočíta sa podľa rovnice:

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L c_0} \quad (3)$$

kde R_L [–] je separačný faktor a môže nadobúdať hodnoty:
 $R_L = 0$ a adsorpcia je ireverzibilná,
 $R_L < 1$ a adsorpcia je priaznivá,
 $R_L = 1$ a adsorpcia je lineárna,
 $R_L > 1$ a adsorpcia je nepriaznivá,
 K_L [$\text{l}\cdot\text{mg}^{-1}$] je koeficient súvisiaci s vlastnosťami adsorbenta a adsorbátu, ich vzájomnou interakciou a teplotou,
 c_0 [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$] je počiatočná koncentrácia adsorbátu (Ibrahim, et al., 2015).

Matematické vyjadrenie Dubinin-Radushkevichovej je nasledovné:

$$a_r = a_{max} e^{-\beta \varepsilon^2} \quad (4)$$

kde a_r [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] je rovnovážne nadsorbované množstvo,
 a_{max} [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$] je maximálna teoretická adsorpčná kapacita,
 β [$\text{mol}^2\cdot\text{kJ}^{-2}$] je aktivný koeficient súvisiaci s priemernou voľnou energiou
 ε [$\text{kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$] je Polanyiho potenciál a možno ho vyjadriť nasledovne:

$$\varepsilon = RT \ln \left(1 + \frac{1}{c_r} \right) \quad (5)$$

kde ε [kJ·mol⁻¹] je Polanyiho potenciál,
 R [J·mol⁻¹·K⁻¹] je plynová univerzálna konštanta,
 T [K] je termodynamická teplota,
 c_r [mg·l⁻¹] je rovnovážna koncentrácia adsorbátu v kvapalnom médiu.

Dôležitým využitím Dubinin-Radushkevichovej izotermy je výpočet priemernej sorpčnej energie podľa vzorca:

$$E_V = \frac{1}{\sqrt{2\beta}} \quad (6)$$

kde E_V [kJ·mol⁻¹] je priemerná voľná energia sorpcie,
 β [mol²·kJ⁻²] je aktivný koeficient súvisiaci s priemernou voľnou energiou sorpcie ((FOO, et al., 2010), (DADA, et al., 2012))

Kinetické modely

Lagergrenova rovnica pseudo-prvého poriadku má nasledovný zápis:

$$a_t = a_r(1 - e^{-k_1 t}) \quad (7)$$

kde a_t [mg·g⁻¹] je nadsorbované množstvo v čase t ,
 a_r [mg·g⁻¹] je nadsorbované množstvo v rovnováhe,
 k_1 [min⁻¹] je rýchlostná konštanta,
 t [min] je čas adsorpcie.

Matematický zápis kinetiky pseudo-druhého poriadku je nasledovný:

$$a_t = \frac{k_2 a_r^2 t}{1 + k_2 a_r t} \quad (8)$$

kde a_t [mg·g⁻¹] je nadsorbované množstvo v čase t ,
 a_r [mg·g⁻¹] je nadsorbované množstvo v rovnováhe,
 k_2 [g·min⁻¹·mg⁻¹] je rýchlostná konštanta,
 t [min] je čas adsorpcie (Bonilla-Petriciolet, et al., 2017).

Použitá vzorka

Ako vzorka na experimentálne adsorpčné vsádzkové testy bola použitá synteticky pripravená znečistená voda s obsahom čierneho lúhu, ktorú sme pripravili nariedením surového čierneho lúhu vyčistenou odpadovou vodou 400-krát. Hodnoty parametrov odpadovej vody a čierneho lúhu sú uvedené v Tab. 1.

Tab. 1. Parametre jednotlivých prúdov a prúdu použitého ako vzorka

Parameter	Odpadová voda	Čierny lúh	OV + ČL (400x)	Jednotka
Farba	111	-	1129	mg Pt/l
CHSK _{Cr}	87,3	189 166	535	mg/l

Postup práce

Určenie rovnovážneho času adsorpcie

Na experimentálne adsorpčné merania sme pri rovnakých laboratórnych podmienkach použili rovnaký pracovný postup pre všetky testované typy aktívneho uhlia. Pri laboratórnej teplote 20 ± 2 °C sme do 7 Erlenmayerových baniek o objeme 200 ml navážili 2 g (GAU: Filtrasorb 300, Envipur WG 12, Norit GAC 1240 W, Norit NRS 0,5-2,5 a PAU Norit SAE), resp. 0,5 g (PAU Norit

SAE) aktivního uhlía a přidali 100 ml skúmanej odpadovej vody s obsahom čierneho lúhu. Takto pripravené banky sme umiestnili na orbitálnu trepačku a miešanie prebiehalo po dobu 150 min s rýchlosťou miešania 180 rpm. Reakčné časy adsorpcie, v ktorých sme odoberali jednotlivé Erlenmayerové banky boli 6, 15, 30, 60, 90, 120 a 150 min. Následne sme tieto roztoky odfiltrovali (0,45 μm) a nariedili tak, aby ich koncentrácia bola v kalibračnom rozsahu 0–500 mg Pt/l. Stanovili sme koncentráciu CHSK_{Cr} podľa postupu, ktorý je opísaný v kapitole *Meranie CHSK_{Cr}* a tiež aj koncentráciu farby pomocou rovnice kalibračnej krivky.

Určenie maximálnej adsorpčnej kapacity

Pre nami zvolené najvhodnejšie adsorbenty sme urobili opakovanú adsorpciu, aby sme stanovili ich maximálne experimentálne adsorpčné kapacity. Pri rovnakých podmienkach ako bolo uvedené pri určení rovnovážneho času adsorpcie sme po prvej adsorpcii aktívne uhlie odseparovali filtráciou. Roztok sme vhodne nariedili a stanovili koncentráciu zvyšnej farby a CHSK_{Cr} . Aktívne uhlie sme vysušili do konštantnej hmotnosti a následne ho použili na ďalšiu adsorpciu. Tento proces sme opakovali až kým nedošlo k naplneniu jeho adsorpčnej kapacity.

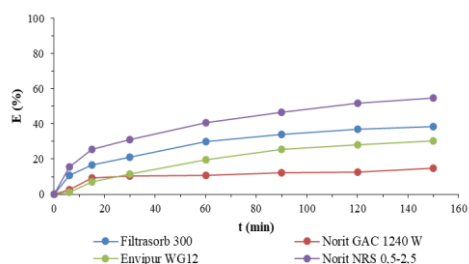
Určenie priebehu rovnovážnych adsorpčných izoteriem

Pre najvhodnejšie aktívne uhlie na adsorpciu farby a CHSK_{Cr} sme stanovili aj priebeh rovnovážnych adsorpčných izoteriem. Do Erlenmayerových baniek (200 ml) so vzorkou čierneho lúhu 400-krát nariedeného vyčistenou odpadovou vodou a koncentračným rozsahom farby 0-1100 mg/l a CHSK_{Cr} 0-550 mg/l sme navážili 2 g (GAU a PAU), resp. 0,5 g (PAU) aktívneho uhlía. Erlenmayerové banky s pripravenými roztokmi sme umiestnili na orbitálnu trepačku, ktorá roztoky trepala rýchlosťou 180 rpm. Roztoky boli v trepačke umiestnené po nami stanovený rovnovážny čas adsorpcie. Aktívne uhlie sme po uplynutí rovnovážneho času odfiltrovali, roztoky sme vhodne nariedili a stanovili sme koncentráciu farby a CHSK_{Cr} . Výsledky vo forme rovnovážnych koncentrácií a adsorpčných kapacít sme zobrazili graficky a určili tak priebeh adsorpčnej izotermy pomocou viacerých modelov adsorpčných izoteriem: Freundlichova (FI), Langmuirova (LI) a Dubinin-Radushkevichova (DR).

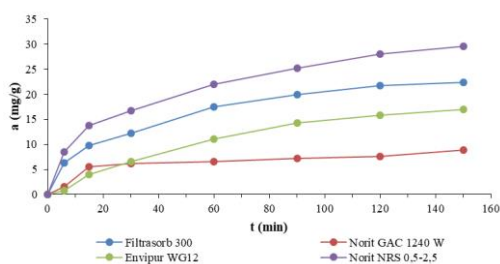
3. VÝSLEDKY A DISKUSIA

Stanovenie najvhodnejšieho aktívneho uhlía

Na Obr. 1 a 2 je možné pozorovať, že najvyššiu účinnosť a taktiež aj adsorpčnú kapacitu pri odstraňovaní farby dosiahlo GAU Norit NRS 0,5-2,5. Adsorpčná kapacita po 150 minútach adsorpcie bola 29,52 mg/g s účinnosťou odstraňovania farby 54,61 %. O niečo nižšiu schopnosť adsorbovať farbu mal Filtrasorb 300, pri účinnosti adsorpcie 38,32 % adsorpčná kapacita bola 22,34 mg/g. Takmer polovičnú účinnosť v porovnaní s Norit NRS 0,5-2,5 malo GAU Envipur WG12. Po 150 min adsorpcie sa dokázalo nadsorbovať 17 mg/g s účinnosťou 30,33 %. Norit GAC 1240 W nadsorboval najmenšie množstvo farby, pričom na konci testu hodnota adsorpčnej kapacity bola 8,85 mg/g a účinnosť adsorpcie 14,86 %.

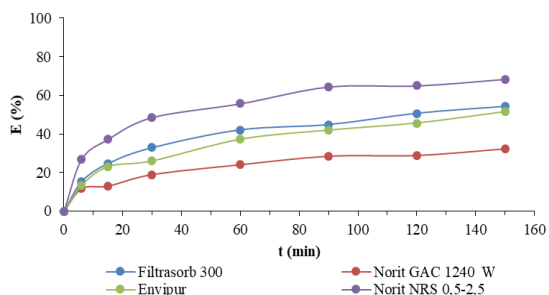


Obr. 1 Časová závislost adsorpční účinnosti GAU pre farbu

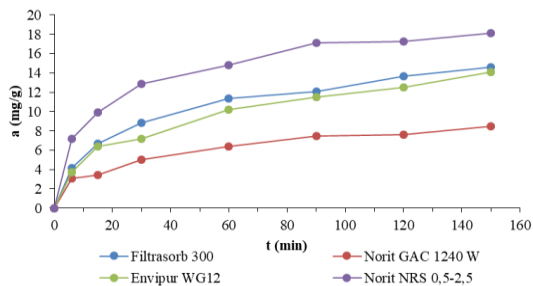


Obr. 2 Časová závislost nadsorbovanej farby na GAU

Adsorpčná kapacita ako aj účinnosť adsorpcie CHSK_{Cr} na GAU sú znázornené na Obr. 3 a 4. Podobne ako to bolo pri odstraňovaní farby, aj pri sorpcii CHSK_{Cr} najvyššiu účinnosť a kapacitu adsorpcie dosiahol Norit NRS 0,5-2,5. Adsorpčná kapacita v tomto prípade bola 18,15 mg/g s účinnosťou 68,36 %. Filtrasorb 300 na konci testu nadsorboval 14,58 mg/g CHSK_{Cr} a účinnosť adsorpcie bola 54,18 %. S účinnosťou 51,46 % aktívne uhlie Envipur WG12 dokázalo nadsorbovať 14,10 mg/g. Norit GAC 1240 W odstránilo najmenšie množstvo CHSK_{Cr} 8,50 mg/g s účinnosťou adsorpcie 32,20 %.

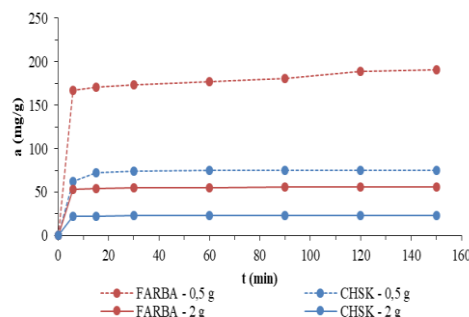


Obr. 3 Časová závislost adsorpční účinnosti GAU pre CHSK

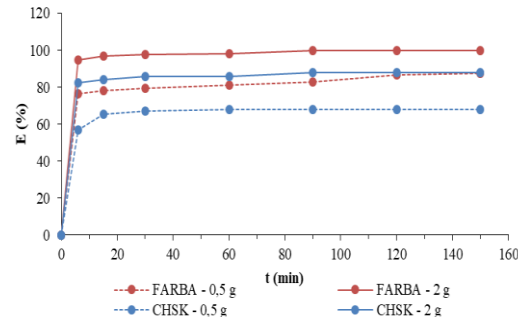


Obr. 4 Časová závislost nadsorbovanej CHSK na GAU

Práškové aktívne uhlie s adsorpčnými kapacitami a účinnosťami odstraňovania farby a CHSK_{Cr} je znázornené na Obr. 5 a 6 samostatne. Množstvo nadsorbovanej farby na 0,5 g PAU po reakčnom čase 150 min bolo 190,80 mg/g, kým pre CHSK_{Cr} na konci testu táto hodnota bola 75 mg/g. Účinnosť adsorpcie v tomto prípade bola vyššia pre farbu 87,44 % v porovnaní s CHSK_{Cr} 67,93 %. Nadsorbované množstvo farby a CHSK na jednotku hmotnosti aktívneho uhlia bolo nižšie pri adsorpcii na 2 g PAU. Po 150 min sa nadsorbovalo 56 mg/g farby a 23 mg/g CHSK_{Cr}, s účinnosťou adsorpcie 100 % a 88 %.

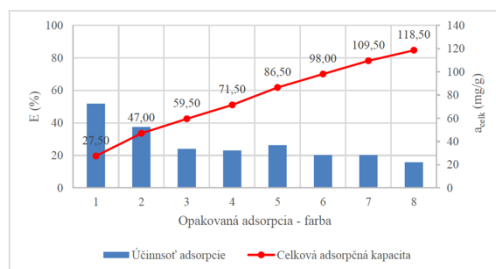


Obr. 5 Časová závislost adsorpční účinnosti PAU pre farbu a CHSK

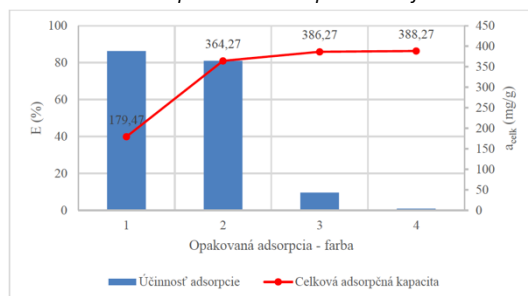


Obr. 6 Časová závislost nadsorbovanej farby a CHSK

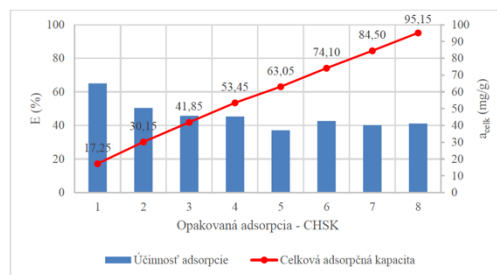
Na Obr. 7-10 sú zobrazené opakované adsorpcie na GAU a PAU a ich zapĺňanie pórov.



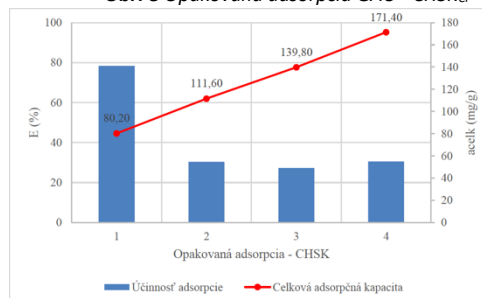
Obr. 7 Opakovaná adsorpcia GAU - farba



Obr. 9 Opakovaná adsorpcia PAU - farba



Obr. 8 Opakovaná adsorpcia GAU - CHSK_{Cr}



Obr. 10 Opakovaná adsorpcia PAU - CHSK_{Cr}

V Tab. 2-3 sú uvedené parametre použitých izoteriem pre kvalitatívne zhodnotenie adsorpcie farby a CHSK_{Cr} na aktívnom uhlí Norit NRS GAU. V obidvoch prípadoch je hodnota parametra n relatívne nízka. Adsorpcia bude kooperatívna a hodnota separačného koeficientu R_L sa pohybuje v rozmedzí 0-1, čo nám hovorí o priaznivej adsorpcii. Hodnota voľnej adsorpčnej energie $E_v < 20$ kJ/mol vyjadruje fyzisorpčný charakter adsorpcie.

Tab. 2 Parametre adsorpčných izoteriem pre GAU Norit NRS (farba)

Adsorpčná izoterma	Parameter	Hodnota	R _{xy}
Freundlichova (FI)	K_F (mg ^(1-1/n) ^{1/n} /g)	$4,96 \cdot 10^{-1}$	0,9087
	n (-)	1,78	
	a_{max} (mg/g)	32,19	
Langmuirova (LI)	K_L (1/mg)	$2,1 \cdot 10^{-3}$	0,9025
	R_L (-)	0,31-0,68	
	a_{max} (mg/g)	22,53	
Dubinin-Radushkevichova (DR)	β (mol ² /kJ ²)	$1,14 \cdot 10^{-2}$	0,7831
	E_v (kJ/mol)	$6,61 \cdot 10^{-3}$	

Tab. 3 Parametre adsorpčných izoteriem pre GAU Norit NRS (CHSK)

Adsorpčná izoterma	Parameter	Hodnota	R _{xy}
Freundlichova (FI)	K_F (mg ^(1-1/n) ^{1/n} /g)	$1,52 \cdot 10^{-1}$	0,9238
	n (-)	1,20	
	a_{max} (mg/g)	50,50	
Langmuirova (LI)	K_L (1/mg)	$1,64 \cdot 10^{-3}$	0,9302
	R_L (-)	0,54-0,90	
Dubinin-Radushkevichova (DR)	a_{max} (mg/g)	16,10	0,9885

β (mol ² /kJ ²)	1,33·10 ⁻³
E_v (kJ/mol)	1,94·10 ⁻²

Parametre adsorpčných izoteriem pre aktívne uhlie PAU sú uvedené v Tab. 4-5. Pri obidvoch sledovaných znečisteniach preukázala Dubinin-Radushkevichova izoterma najvyšší korelačný koeficient. V prípade adsorpcie farby je dokonca hodnota $R_{xy} = 0,9920$. Parameter n je nižší ako jedna, čo bude spôsobené charakterom pórov práškoveho aktívneho uhlia. Podľa teórie sa môže jednať o chemisorpciu, avšak hodnota $E_v < 20$ kJ/mol túto hypotézu popiera. Hodnota separačného koeficientu R_L je nižšia ako pri GAU.

Tab. 4 Parametre adsorpčných izoteriem pre PAU (farba)

Adsorpčná izoterma	Parameter	Hodnota	R_{xy}
Freundlichova (FI)	K_F (mg ^(1-1/n) l ^{1/n} /g)	3,66·10 ⁻¹	0,9234
	n (-)	8,09·10 ⁻¹	
	a_{max} (mg/g)	300,40	
Langmuirova (LI)	K_L (1/mg)	6,48·10 ⁻³	0,8191
	R_L (-)	0,12-0,47	
	a_{max} (mg/g)	223,33	
Dubinin-Radushkevichova (DR)	β (mol ² /kJ ²)	7,5410 ⁻⁴	0,9920
	E_v (kJ/mol)	2,58·10 ⁻²	

Tab. 5 Parametre adsorpčných izoteriem pre PAU (CHSK)

Adsorpčná izoterma	Parameter	Hodnota	R_{xy}
Freundlichova (FI)	K_F (mg ^(1-1/n) l ^{1/n} /g)	1,29·10 ⁻¹	0,8457
	n (-)	7,48·10 ⁻¹	
	a_{max} (mg/g)	140,72	
Langmuirova (LI)	K_L (1/mg)	5,98·10 ⁻³	0,6374
	R_L (-)	0,24-0,70	
	a_{max} (mg/g)	126,80	
Dubinin-Radushkevichova (DR)	β (mol ² /kJ ²)	1,11·10 ⁻³	0,8840
	E_v (kJ/mol)	2,12·10 ⁻²	

V tabuľkách 6-9 sú zhrnuté kinetické parametre adsorpcie. Korelačný koeficient R_{xy} presahoval pre obidva poriadky hodnotu 0,9600, kde iba adsorpcia CHSK na Norit NRS GAU mala nižšiu hodnotu.

Tab. 6 Parametre kinetických modelov pre GAU Norit NRS (farba)

Kinetický model	Veličina	Hodnota	R_{xy}
Pseudo-prvý poriadok (PPP)	a_r (mg/g)	27,53	0,9640
	k_1 (1/min)	3,66	
	a_r (mg/g)	29,32	

Pseudo-druhý poriadok (PDP)	k_2 (g/mg/min)	2,07
-----------------------------	------------------	------

Tab. 7 Parametre kinetických modelov pre GAU Norit NRS (CHSK)

Kinetický model	Veličina	Hodnota	R_{xy}
Pseudo-prvý poriadok (PPP)	a_r (mg/g)	16,55	0,9572
	k_1 (1/min)	7,03	
Pseudo-druhý poriadok (PDP)	a_r (mg/g)	18,40	0,9858
	k_2 (g/mg/min)	4,86	

Tab. 8 Parametre kinetických modelov pre PAU (farba)

Kinetický model	Veličina	Hodnota	R_{xy}
Pseudo-prvý poriadok (PPP)	a_r (mg/g)	180,38	0,9884
	k_1 (1/min)	0,42	
Pseudo-druhý poriadok (PDP)	a_r (mg/g)	184,05	0,9933
	k_2 (g/mg/min)	7,14	

Tab. 9 Parametre kinetických modelov pre PAU (CHSK)

Kinetický model	Veličina	Hodnota	R_{xy}
Pseudo-prvý poriadok (PPP)	a_r (mg/g)	74,51	0,9993
	k_1 (1/min)	0,3	
Pseudo-druhý poriadok (PDP)	a_r (mg/g)	76,28	0,9990
	k_2 (g/mg/min)	1,08	

4. ZÁVER

Zo vsádzkových testov účinností, najlepšie výsledky vykazovalo práškové uhlie norit PAU. Z granulovaných uhlí najlepšie výsledky dosiahlo uhlie Norit NRS GAU 0,5-2,5. Rovnovážny čas bol stanovený pre farbu aj pre $CHSK_{Cr}$ na 120 minút pre GAU a 6 minút pre PAU. Maximálne adsorpčné kapacity určené výpočtom a experimentálnym meraním sa líšili, a v prípade GAU výraznejšie. Dubinin-Radushkevichova izoterma bola najvhodnejšia v troch prípadoch adsorpcie a to $CHSK_{Cr}$ a farby pri PAU. Pre opis adsorpcie farby na GAU bol najlepší Freundlichov model. Kinetický model pseudo-druhého poriadku opisoval vo väčšine prípadoch priebeh adsorpcie vhodnejšie. Pri adsorpcii $CHSK_{Cr}$ na PAU bol opis pseudo-prvým poriadkom nevýrazne lepší. Práškové aktívne uhlie Norit PAU predstavuje veľmi vhodný materiál na odstránenie farby a CHSK z odpadového prúdu.

PODĚKOVÁNÍ

Chcel by som veľmi pekne poďakovať Ing. Ronaldovi Zakharovi, PhD. a prof. Ing. Jánovi Dercovi, DrSc. za užitočné rady, komentáre a odbornú pomoc pri spracovávaní údajov.

SEZNAM LITERATURY

- Bonilla-Petriciolet, et al. 2017. *Adsorption Processes for Water Treatment and Purification*. Cham : Springer Nature, 2017. pp. 115-116. ISBN: 978-3-3195-8136-1.
- DADA, A O, OLALEKAN, A P and OLATUNYA, A M. 2012. *Langmuir, Freundlich, Temkin and Dubinin-Radushkevich Isotherms Studies of Equilibrium Sorption of Zn²⁺ Unto Phosphoric Acid Modified Rice Husk*. 2012. pp. 38-45. Vol. 1. ISSN: 2278-5736.
- FOO, K Y and HAMEED, B H. 2010. *An overview of dye removal via activated carbon adsorption process. In Desalination and Water Treatment*. 2010. pp. 255-274. Vols. 1-3. doi:10.5004/dwt.2010.1214.
- Huang, G, SHI, J X and LANGRISH, T A G. 2007. *A new pulping process for wheat straw to reduce problems with the discharge of black liquor. In Bioresource Technology*. 2007. pp. 2829-2835. Vol. 98. doi:10.1016/j.biortech.2006.09.029.
- Ibrahim and Fatimah. 2015. *International Conference for Innovation in Biomedical Engineering and Life Sciences*. Putrajaya : International Federation for Medical and Biological Engineering, 2015. p. 34. Vol. 56. ISBN: 978-981-10-0266-3.

ŠTÚDIUM DECHLORÁCIE ATRAZÍNU S VYUŽITÍM OZÓNU

Šoltýsová N.^{1*}, Derco J.¹

¹Fakulta chemickej a potravinárskej technológie STU v Bratislave, Oddelenie environmentálneho inžinierstva, Radlinského 9, 812 37 Bratislava

*autor pro korespondenciu, email: soltysova.nikola@gmail.com

ABSTRAKT

Predmetom predkladaného príspevku je štúdium dechlorácie atrazínu s využitím ozónu. Experimenty boli vykonané pri nezmenenom pH surového roztoku atrazínu (pH ~ 6) a v zásaditom prostredí (pH ~ 12). Boli aplikované aj kinetické rovnice na opis procesu degradácie atrazínu. Okrem procesu dechlorácie boli vykonané aj respirometrické merania s aktivovaným kalom na posúdenie inhibičného vplyvu na respiračnú rýchlosť mikroorganizmov aktivovaného kalu.

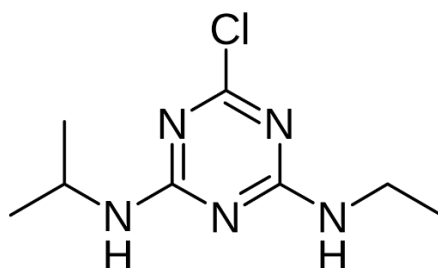
Z výsledkov jednotlivých experimentov vyplýva, že proces ozonizácie pri pH ~ 12 prvých 45 minút je účinnejší voči oblasti pH ~ 6. Po 60 minútach ozonizácie došlo k zmene, kde začína byť účinnejší proces pri pH 6. Na základe aplikovaných kinetických modelov bolo zistené, že oba procesy ozonizácie najlepšie opisuje kinetika 1. rádu. Z výsledkov respirometrických meraní bolo určené, že procesom ozonizácie bol eliminovaný inhibičný vplyv na respiračnú rýchlosť mikroorganizmov aktivovaného kalu.

KLÚČOVÉ SLOVA

atrazín; dechlorácia; organochlórované látky; ozón; pesticíd; respirometrické merania

1. ÚVOD

Atrazín (2-chlór-4-etyl-amino-6-izopropyl-amino-1,3,5-triazín) (v texte ďalej ako ATR) chlórtriazínový herbicíd, ktorý sa využíva na zamedzenie rastu dvojklíčnolistových burín v porastoch poľnohospodárskych plodín. V praxi sa nachádzajú stovky poľnohospodárskych produktov s obsahom atrazínu (U.S.EPA, 2003; Hanson et al., 2020). Na základe rozhodnutia Európskej komisie 2004/248/EC, platné od 1. augusta 2005 je používanie ATR v Európe zakázané. V mnohých štátoch mimo EÚ, sú však prípravky s obsahom ATR stále využívané. ATR je bežne znečisťujúcou látkou v životnom prostredí vzhľadom k jeho rozsiahlemu používaniu či už v minulosti alebo v prítomnosti. Vyskytuje sa v pôde, podzemných a povrchových vodách (Ackerman, 2007).



Obr. 1. Štruktúrny vzorec atrazínu

ATR predstavuje riziko pre životné prostredie. Vykazuje dobrú odolnosť voči mikrobiálnej degradácii a jeho hydrolýza je pomalá. V anoxickom vodnom prostredí bez prítomnosti slnečného žiarenia má ATR polčas rozpadu približne 578 dní. V prítomnosti slnečného žiarenia sa jeho polčas rozpadu skráti na 168 dní (Kong et al., 2016; U.S.EPA, 2016).

Prítomnosť ATR v zdrojoch pitnej vody ohrozuje aj ľudské zdravie. ATR patrí do skupiny neurotoxínov, teratogénov, mutagénov, karcinogénov a endogénnych disruptorov.

Pri konvenčných úpravách pitných vôd či čistenia odpadových vôd nedochádza k dostatočnej účinnosti degradácie ATR. Aby sa zabránilo kontaminácií ľudí a životného prostredia je vhodné prešetriť metódy na účinnú degradáciu ATR (Kong et al., 2016). Atraktívnou a čoraz dôležitejšou metódou degradácie rôznych organických polutantov vo vodnom roztoku sa stávajú procesy s využitím ozónu (O_3). Pri ozonizačných procesoch dochádza k priamym a nepriamym mechanizmom reakcie ozónu. Práve hodnota pH, pri ktorej prebiehajú procesy determinuje spôsob mechanizmu. V kyslej oblasti pH ($pH < 4$) dochádza k priamemu mechanizmu, kedy molekula O_3 priamo reaguje so znečisťujúcou látkou. degraduje polutant. V zásaditom prostredí pH ($pH \geq 10$) dochádza k nepriamemu mechanizmu reakcie ozónu. V prítomnosti hydroxydových aniónov sú generované hydroxylové radikály ($\bullet OH$), ktoré sa zúčastňujú degradačnej reakcie. V hodnotách pH medzi 4 – 9 dochádza k obom typom reakčným mechanizmom. Okrem zmeny pH je možné v ozonizácii generovať $\bullet OH$ pomocou rôznych katalyzátorov (Ma and Graham, 1999; Staehelin and Hoigne, 1985). Hydroxylový radikál ($\bullet OH$) má vyšší redoxný potenciál (2,8 V) než ozón (2,07 V), a so znečistením reaguje neselektívne, za vysokých reakčných rýchlostí. Okrem hydroxylového radikálu sú produkované aj iné reaktívne kyslíkové intermediáty ako superoxidové radikálové anióny $O_2^{\bullet -}$, hydroperoxylové radikály $HOO\bullet$ a organické peroxylové radikály $ROO\bullet$. Tieto reaktívne kyslíkové intermediáty sa tiež podieľajú na nepriamych reakciách počas ozonizačných procesov (Beltrán, 2003).

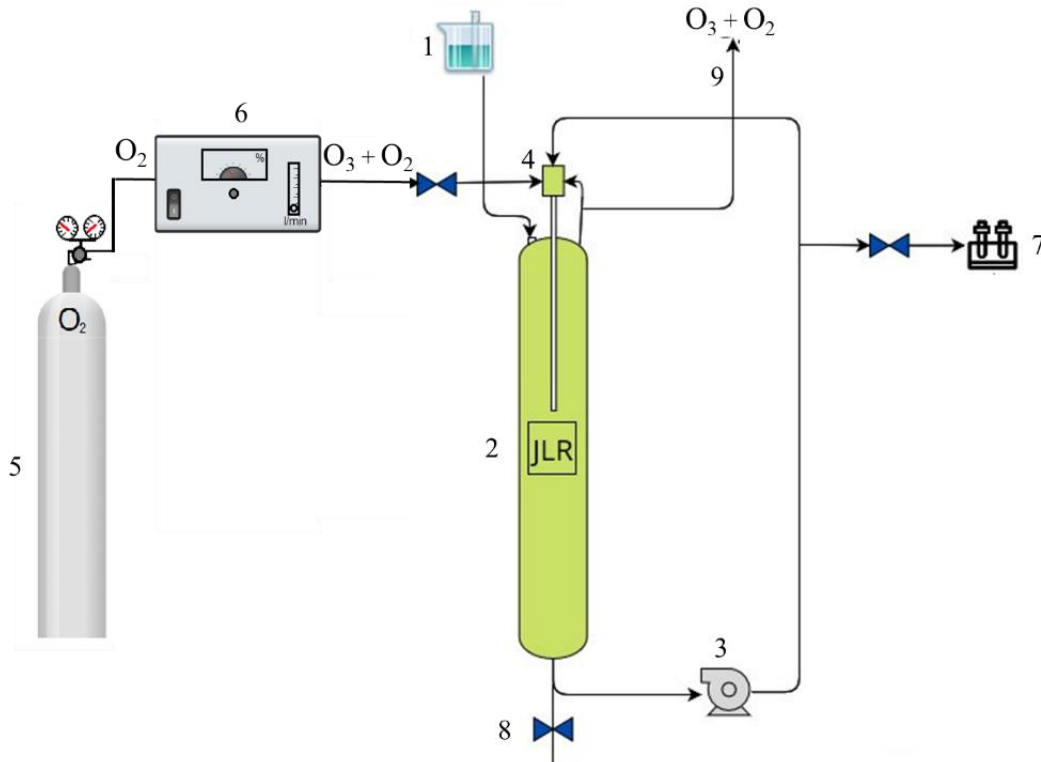
2. MATERIÁL A METÓDY

Použité vzorky

Pracovalo sa s modelovým roztokom atrazínu o približnej koncentrácii $0,1 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$. Pre ozonizáciu s neupravenou hodnotou pH bol pripravený roztok navážením 64,4 mg atrazínu a jeho rozpustením v 3 L deionizovanej vode. Tento roztok zodpovedal koncentrácii $0,0998 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$, pričom hodnota pH bola 5,8. Pre ozonizáciu v zásaditom prostredí bolo v 3 L deionizovanej vody rozpustené 64,1 mg atrazínu, pričom pH roztoku bolo upravené pridaním 10 mL roztoku hydroxidu sodného o koncentrácii $3 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$. Pripravený roztok pre ozonizáciu v zásaditom prostredí mal koncentráciu atrazínu $0,0991 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ a hodnotu pH 12,3.

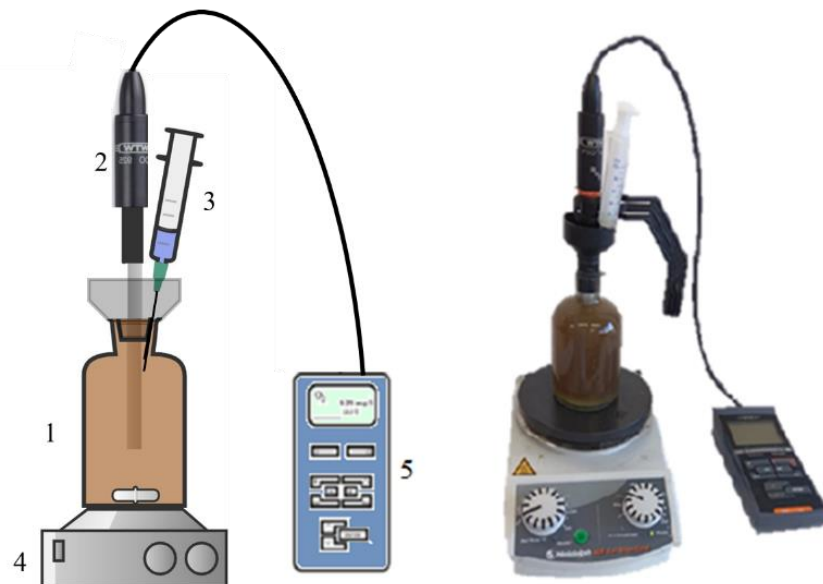
Použité experimentálne zariadenia a postupy

Procesy dechlorácie atrazínu s využitím ozónu boli uskutočnené v ozonizačnom reaktore s vonkajšou recirkuláciou zmesi. Schéma reaktora je zobrazená na Obr.2. Telo reaktora bolo naplnené pripraveným roztokom atrazínu. Do ozonizačného zariadenia bola privádzaná zmes ozónu s kyslíkom o prietoku $12 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ z generátora ozónu značky Lifetech, s.r.o, Brno, Česká republika s maximálnou produkciou ozónu $5 \text{ g}\cdot\text{h}^{-1}$. Výkon generátora bol na úrovni 60 % z maximálnej hodnoty produkcie ozónu. Táto plynná zmes bola do tela reaktora privádzaná Venturiho ejektorom. Vonkajšia recirkulácia zmesi bola zabezpečená membránovým čerpadlom na úrovni $30 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$. Reakčný systém sa prevádzkoval v semikontinuálnom režime, pričom z pohľadu kvapalnej fázy sa jednalo o vsádzkový režim a z pohľadu plynnej fázy o prietokový režim. Experimenty ozonizácie boli vykonané pri laboratórnej teplote 20°C po dobu 90 minút.



Obr. 2. Schéma ozonizačného zariadenia. 1 – dávkovanie vzorky, 2 – telo reaktora, 3 – čerpadlo na recirkuláciu zmesi, 4 – Venturiho ejektor, 5 – kyslíková tlaková fľaša, 6 – generátor ozónu, 7 – odber vzoriek z reaktora, 8 – ventil na vyprázdnenie reaktora, 9 – deštrukcia nezreagovaného ozónu,

Pomocou postupov uvedených v prácach Čech a kol., 1985 bol preskúvaný vplyv ATR pred a po procese dechlorácie na respiračnú aktivitu mikroorganizmov aktivovaného kal. Použitý bol zjednodušený respirometer (Obr. 3).



Obr. 3. Zjednodušený respirometer. 1 – respirometrická cela, 2 – kyslíková sonda, 3 – injekčná striekačka so vzorkou, 4 – magnetické miešadlo, 5 – multimeter

Respirometrická cela bola naplnená aktivovaným kalom. V respirometrickej cele bola ponorená kyslíková sonda, ktorou bola snímaná koncentrácia rozpusteného kyslíka. Koncentrácia rozpusteného kyslíka bola kontinuálne zaznamenávaná, pričom kyslíková sonda

bola zapojená na multimeter Multi 3510 IDS od firmy WTW. Na respirometrické merania bol použitý adaptovaný aktivovaný kal v laboratórnych podmienkach, pričom jeho charakteristika aktivovaného kalu je uvedená v Tab.1. Aktivovaný kal bol adaptovaný na substrát, ktorého najväčšie podiely obsahu predstavovala glukóza, peptón a škrob.

Tab. 1. Charakteristika aktivovaného kalu použitého pri respirometrických meraniach

Veličina	Hodnota
Sušina kalu (X_c)	0,8 – 1 g·L ⁻¹
Strata žiháním	75 %
Vek kalu (θ_x)	15 d
Objemové zaťaženie (B_v)	0,8 g·L ⁻¹

Použité analytické metódy

Pre všetky vzorky odoberané počas ozonizácie boli stanovené hodnoty chemickej spotreby kyslíka (CHSK) pomocou kyvetových setov Hach Lange LCI500. Hodnota CHSK udáva množstvo kyslíka spotrebovaného na chemickú oxidáciu všetkých organických látok.

Množstvo voľných chloridových iónov Cl⁻ vo vzorkách bolo stanovené argentometricky podľa Mohra podľa postupov uvedených v Horáková a kol., 2003. Ako odmerný roztok bol použitý roztok dusičnanu strieborného AgNO₃ a koncentrácií 0,02 mol·L⁻¹.

Spôsob vyhodnotenia výsledkov

Na vyhodnotenie reakčnej kinetiky uskutočnených experimentov boli aplikované kinetické rovnice nultého (1), prvého (2) a druhého (3) rádu.

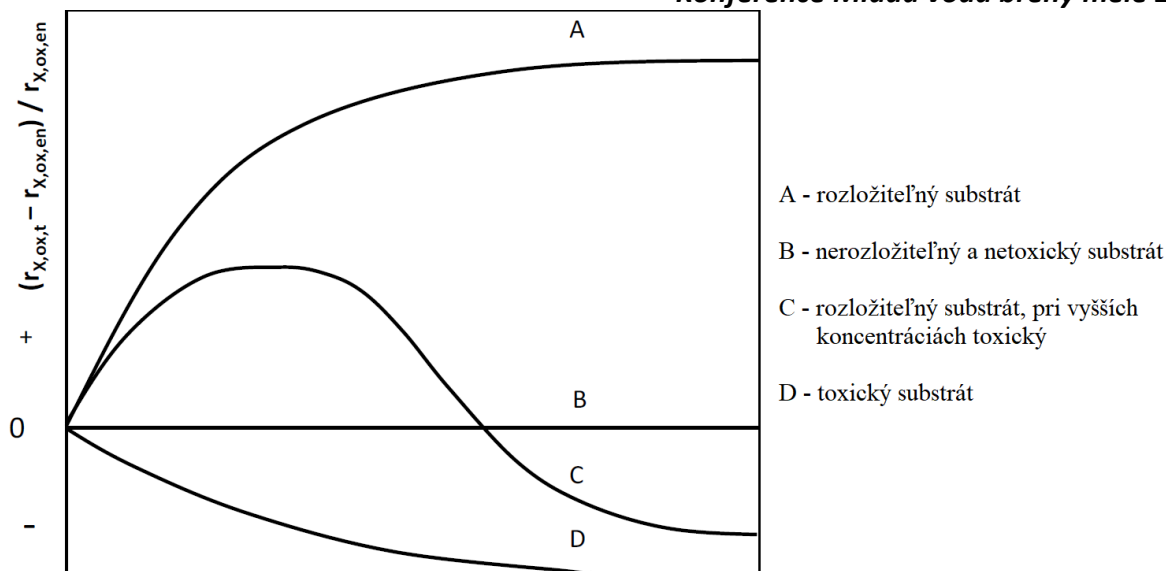
$$c_t = c_0 - k_0 \cdot t \quad (1)$$

$$c_t = c_0 \cdot e^{-k_1 \cdot t} \quad (2)$$

$$c_t = \frac{c_0}{1 + c_0 \cdot k_2 \cdot t} \quad (3)$$

kde c_t (mg·L⁻¹) je hodnota koncentrácie sledovanej zlúčeniny v čase t (min), c_0 (mg·L⁻¹) vyjadruje hodnotu koncentrácie sledovanej zlúčeniny v čase 0 a k_0 (mg·L⁻¹·min⁻¹); k_1 (min⁻¹); k_2 (L·mg⁻¹·min⁻¹) sú rýchlostné konštanty pre kinetiku nultého, prvého a druhého rádu (Derco et al., 2013).

Z respirometrických meraní sa posudzoval vplyv skúmanej látky na respiračnú rýchlosť podľa Obr. 4, ktorý ilustruje závislosť pomeru substrátovej a endogénnej respiračnej rýchlosti od koncentrácie substrátu v respirometrickej cele (Bodík a kol., 2016)



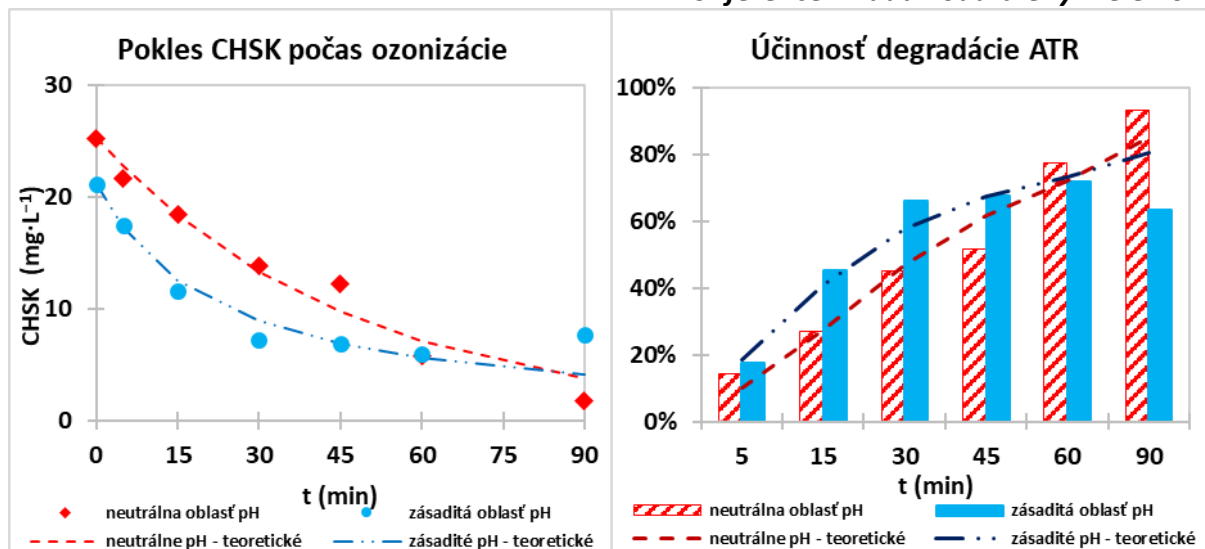
Obr. 4. Závislosť pomeru substrátovej a endogénnej respiračnej rýchlosti od koncentrácie substrátu v respirometrickej cele.

3. VÝSLEDKY A DISKUSIA

Z experimentálnych výsledkov vyplýva v čase 90 minút o 30 % vyššia účinnosť degradácie ATR, vyjadrenej pomocou hodnoty CHSK, v neutrálnej oblasti pH, kde prebiehajú priame aj nepriame reakcie ozónu. Pri zhodnotení grafického priebehu degradácie ATR (Obr.5) je viditeľné, že počas prvých 45 minút bola výrazne účinnejšia degradácia v zásaditej oblasti pH a následne sa degradácia spomalila, zatiaľ čo v prípade neutrálnej oblasti pH pozorujeme postupný nárast účinnosti degradácie ATR. Na základe týchto výsledkov je možné skonštatovať, že rýchlosť odstraňovania atrazínu pri zásaditej hodnote pH prebieha výrazne rýchlejšie, ako v prípade ozonizácie pri nižšej hodnote pH. Zároveň z nameraných hodnôt vyplýva, že po hodinovej ozonizácii neboli pozorované významné rozdiely v účinnostiach procesu ozonizácie pri zvolených hodnotách pH. Z týchto výsledkov teda vyplýva, že rozdiely hodnôt pH majú významný vplyv na priebeh procesu ozonizácie. Po aplikovaní kinetických konštánt (1) až (3) a štatistickom vyhodnotení najvhodnejšie opisuje proces degradácie ATR v neutrálnej oblasti kinetická rovnica prvého rádu (Tab.2). Pre zásaditú oblasť je z aplikovaných kinetických rovníc najvhodnejšia kinetika druhého rádu (Tab.2). Na základne jednotlivých rýchlostných konštánt vhodných kinetických rovníc je však teoretická účinnosť degradácie v čase 90 minút pri neutrálnej oblasti pH len o 5% vyššia v porovnaní s účinnosťou degradácie v zásaditej oblasti pH.

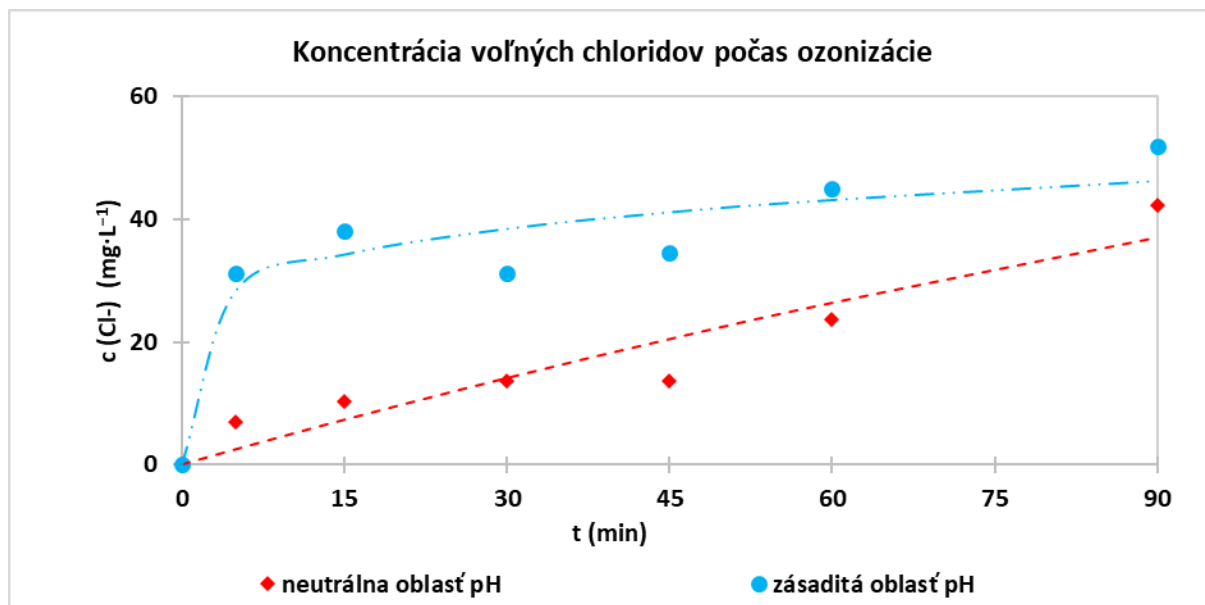
Tab. 2. Hodnoty koeficientov korelácie a kinetických konštánt

	Kinetika nultého poriadku		Kinetika prvého poriadku		Kinetika druhého poriadku	
	k_0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}$	R_{xy}	k_1 min^{-1}	R_{xy}	k_2 $\text{L}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}$	R_{xy}
neutrálna oblasť pH	0,2918	0,9348	0,0212	0,9691	0,0014	0,9135
zásaditá oblasť pH	0,2251	0,2293	0,0255	0,7652	0,0022	0,9198



Obr. 5. Pokles hodnoty CHSK v čase a účinnosť degradácie atrazínu

Na Obr. 6 je znázornený nárast koncentrácie Cl^- . Aj v tomto prípade je možné vidieť rozdielne rýchlosti uvoľňovania Cl^- . V modelovom roztoku ATR s neutrálnou hodnotou pH bola po 30 min dechlorácie nameraná koncentrácia Cl^- iónov $14,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Vo vzorke so zásaditou hodnotou pH po rovnakom čase dechlorácie bola stanovaná koncentrácia týchto aniónov vyššia o $24,3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Koncentrácia chloridových iónov mala v tomto prípade hodnotu $38,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Z grafickej závislosti na Obr. 6 tiež vyplýva, že koncentračný rozdiel chloridových iónov vo vzorkách ozonizovaných v rôznych oblastiach pH bol po 90 približne $9,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Z výsledkov je možné konštatovať, že radikálový mechanizmus dechlorácie ATR atrazínu je efektívnejšou metódou.

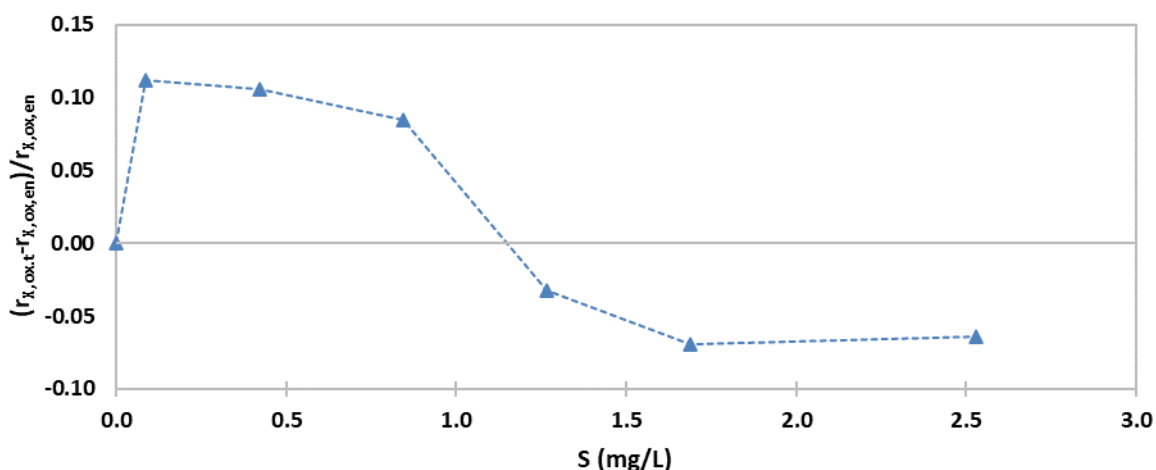


Obr. 6. Koncentrácia voľných chloridových iónov v čase

Z respirometrických meraní vyplýva, že vzorka modelovej vody ATR pri pôvodnej hodnote pH (neutrálna oblasť pH) pred ozonizáciou (Obr. 7) je biologicky rozložiteľný substrát, ktorý je vo vyšších koncentráciach toxický pre mikroorganizmy aktivovaného kalu. Z ďalších respirometrických meraní ilustrovaných na Obr. 8 vyplýva, že v prípade ozonizovanej vzorky

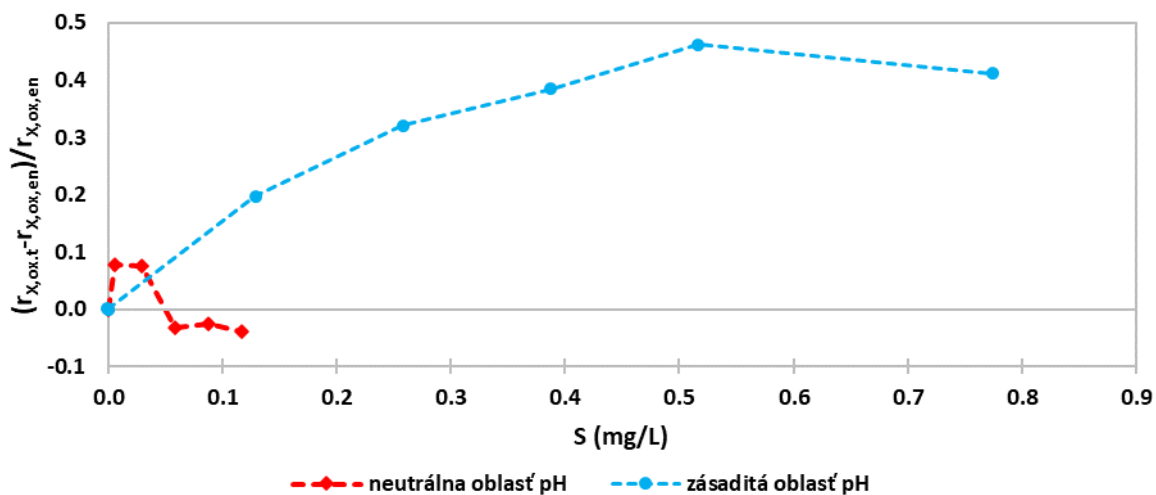
v neutrálné oblasti pH sa jedná o biologicky rozložiteľný substrát, ktorý je vo vyšších koncentráciách toxický pre mikroorganizmy aktivovaného kalu. Z toho vyplýva, že v priebehu dechlorácie ATR došlo k vytvoreniu nových organických zlúčením, ktoré majú inhibičný vplyv na mikroorganizmy aktivovaného kalu už v nižších koncentráciách ako pôvodná modelová vzorka ATR. Presná štruktúra týchto látok nie je známa. Z ilustrovaného grafu na Obr.8 ešte vyplýva, že v prípade radikálového mechanizmu ozonizácie sú produkty oxidačného procesu sú biologicky rozložiteľné.

Modelový roztok ATR pred ozonizáciou



Obr. 7. Závislosť pomeru substrátovej a endogénnej respiračnej rýchlosti od koncentrácie substrátu v respirometrickej cele pre pôvodnú modelovú vzorku ATR pred ozonizáciou.

Modelové roztoky po ozonizácii



Obr. 8. Závislosť pomeru substrátovej a endogénnej respiračnej rýchlosti od koncentrácie substrátu v respirometrickej cele pre pôvodnú modelovú vzorku ATR po ozonizácii.

4. ZÁVERY

Z vyššie uvedených výsledkov vyplýva, že v prípade dechlorácie ATR v neutrálnej oblasti pH je síce účinnosť vyššia v porovnaní s účinnosťou dechlorácie v zásaditej oblasti pH, ale v pri neutrálnom pH vznikajú oxidačné produkty, ktoré pôsobia inhibične na mikroorganizmy aktivovaného kalu už v nízkej dávkovanej koncentrácii. Je možné tvrdiť, že prípade oxidačných produktov ATR v zásaditej oblasti pH nebola zaznamenaná inhibícia respiračnej rýchlosti mikroorganizmov aktivovaného kalu. Zároveň v zásaditej oblasti pH došlo k efektívnejšej dechlorácii ATR, pretože boli stanovené vyššie koncentrácie voľných chloridových iónov po oxidačnom procese.

ZOZNAM LITERATÚRY

- ACKERMAN, F. (2007) The Economics of Atrazine. *International Journal of Occupational and Environmental Health*: 13 (4), 437–445. DOI: 10.1179/oeh.2007.13.4.437.
- BELTRÁN F.J. (2003) *Ozone Reactions Kinetics for WATER and Waste water Systems*. Vydal: Lewis Publishers, Boca Raton, FL. ISBN 978-15-66706-29-2.
- Bodík I. a kol. (2016). *Laboratórium odboru II – environmentálne technológie*. Bratislava: FCHPT STU, 2016. 272 s. ISBN 978-80-89597-47-5.
- ČECH S. a kol. (1984) Jednoduchá respirometrická metóda stanovení kinetických konstant aktivovaného kalu. *Vodní hospodářství* 8/1984. řada B, s.215- 221
- DERCO, J. et al. (2013). Removal of selected chlorinated micropollutants by ozonation. *Chemical Papers*. 67 (12) 1585-1593. DOI: 10.2478/s11696-013-0324-x.
- HANSON, W. et al. (2020) Atrazine Fact Sheet; National Pesticide Information Center, Oregon State University Extension Services. Dostupné na internete: < <http://npic.orst.edu/factsheets/atrazine.html>>.
- HORÁKOVÁ M. a kol.(2003) *Analytika vody*. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze. ISBN 978-80-7080-520-6.
- KONG, X. et al.(2016) Degradation of atrazine by UV/chlorine: Efficiency, influencing factors, and products. In *Water Research*. Vol. 90, s. 15–23. DOI: 10.1016/j.watres.2015.11.068.
- MA, J. - GRAHAM, N.J.D. (1999) Degradation of atrazine by manganese-catalysed ozonation: Influence of humic substances. In *Water Research*. Vol. 33, no. 3, s. 785–793. DOI: 10.1016/s0043-1354(98)00266-8.
- STAEHELIN, J. - HOIGNE, J. (1985) Decomposition of ozone in water in the presence of organic solutes acting as promoters and inhibitors of radical chain reactions. In *Environmental Science & Technology*. Vol. 19, no. 12, s. 1206–1213. DOI: 10.1021/es00142a012.
- U.S. EPA. (2003) Interim Reregistration Eligibility Decision - Atrazine; U.S. Environmental Protection Agency, Office of Prevention, Pesticides, and Toxic Substances, Office of Pesticide Programs, U.S. Government Printing Office. Dostupné na internete: <https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/ired_PC-080803_1-Jan-03.pdf>.
- U.S. EPA.(2016) Refined Ecological Risk Assessment for Atrazine; U.S. Environmental Protection Agency, Office of Chemical Safety and Pollution Prevention, U.S. Government Printing Office: Washington, DC. Dostupné na internete: https://www.biologicaldiversity.org/campaigns/pesticides_reduction/pdfs/AtrazinePreliminaryERA.pdf .

OPĚTOVNÉ VYUŽÍVÁNÍ MESTSKÝCH ODPADOVÝCH VÔD

Minich M.^{1*}, Repková M.¹, Báborská L.²,

¹Vysoké učení technické v Brně, Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí, Purkyňova 464/118, 612 00 Brno

²ASIO TECH spol. s r.o., Kšírova 552/45, 619 00 Brno

*autor pro korespondenci, email: Marek.Minich1@vut.cz

ABSTRAKT

Globální změna klimy sa dotýka i regiónu strednej Európy. V posledných rokoch sa zvýšila frekvencia a zintenzívnil sa dopad extrémnych výkyvov počasia, akými sú silné búrky a privalové dažde alebo naopak vlny horúčav či sucho. Významné epizódy sucha, ktoré v nedávnej minulosti zasiahli územie Českej republiky, podčiarkujú potrebu zavádzania opätovného využívania odpadových vôd. V roku 2020 bolo viac ako 865 miliónov m³ odpadových vôd čistených a následne vypúšťaných do recipientov v Českej republike. Takáto voda môže byť po vhodnej úprave vrátená do mestského vodného cyklu a tým zadržaná dlhšie, aby plnila svoje funkcie v krajine. Tento príspevok sa zaoberá viacerými environmentálnymi, socio-ekonomickými a technologickými aspektami opätovného využívania mestských odpadových vôd v prostredí Českej republiky.

KLÍČOVÉ SLOVÁ

Membránové procesy; mestské odpadové vody; recyklácia vôd

1. ÚVOD

Nárast miery urbanizácie, industrializácie, intenzifikácia poľnohospodárskej výroby spolu s negatívnymi dopadmi globálnej zmeny klimy zvyšujú potrebu vody a tým i zvyšujú množstvo generovanej vody odpadovej (Rizzo a kol., 2020; Trnka a kol., 2011; Eitzinger a kol., 2013; Brázdil a kol., 2015). Čistiarne odpadových vôd (ČOV) tradične plnili funkcie znižovania emisií znečistenia, ochrany verejného zdravia a životného prostredia odstraňovaním patogénov, nutrientov a ostatných znečisťujúcich látok (Meneses a kol., 2010). Konvenčné ČOV nie sú dostatočne efektívne v odstraňovaní mikropolutantov, akými sú napríklad reziduá liečiv či pesticídov (Rizzo a kol., 2020). V prípade opätovného využívania vyčistených odpadových vôd z odtokov týchto ČOV vzbudzuje táto nedostatočná efektivita obavy (Friedler a kol., 2006). Preto je potrebné doplnenie vhodnými technológiami pre opätovné využívanie odpadových vôd, medzi ktoré patrí napríklad adsorpcia na aktívnom uhlí (AU), UV žiarenie či membránová filtrácia.

Správa o stave vodného hospodárstva za rok 2020 (Pokorný a kol., 2021) reportuje viac ako 865 miliónov m³ vyčistených odpadových vôd vypúšťaných do recipientov v ČR, ktoré v kontexte významných epizód sucha v posledných rokoch a negatívnych prognózach globálnej zmeny klimy začínajú vzbudzovať záujem o ich opätovné využívanie. Opätovným využívaním vyčistených odpadových vôd z veľkých mestských ČOV je možné túto vodu prinavrátiť do mestského vodného cyklu a tým zmierniť tlak na zdroje pitnej vody a recipienty vyčistenej odpadovej vody (Teodosiu et al., 2012). Takisto je možné takúto vodu využiť pre zmiernenie dopadov zmien zrážkových režimov či čoraz intenzívnejších vln horúčav vedúcich k fenoménu, akým je napríklad vznik mestského tepelného ostrova (*urban heat island*) (Maggiotto G., 2022).

Proti takémuto opätovnému využívaniu mestských odpadových vôd však stojí viacero prekážok od chýbajúcej legislatívy až po socio-ekonomické bariéry, akými sú vysoké prevádzkové náklady (Pintilie a kol., 2016) a všeobecná nevhodnosť obyvateľstva priamo používať

recyklovanú odpadovú vodu (Friedler a kol., 2006). Prípadové štúdie z ostatných krajín (Pisani P. a kol., 2013; Lahnsteiner J. a kol., 2018), i štúdia prezentovaná v tomto príspevku, však ukazujú, že v súčasnosti existujú bežne dostupné a známe technológie pre opätovné využívanie mestských odpadových vôd, ktoré sú schopné produkovať vodu o stabilnej a vyhovujúcej kvalite.

2. MATERIÁL A METÓDY

Poloprevádzková membránová jednotka

Pilotná membránová jednotka pre opätovné využívanie vyčistenej odpadovej vody z odtoku z ČOV spoločnosti ASIO TECH, spol. s r.o. bola umiestnená v areáli mestskej ČOV s počtom pripojených ekvivalentných obyvateľov 530 000. Jednotka bola navrhnutá podľa princípu viacerých bariér využívajúc koaguláciu s následnou ultrafiltráciou (UF), adsorpciu na granulovanom AU, UV žiarenie a reverznú osmózu (RO). Technické parametre sú zhrnuté v Tabuľke 1.

Tab. 1. Parametre pilotnej membránovej jednotky

Dávka koagulantu Fe ₂ (SO ₄) ₃	30 g/m ³
UF membrána	MULTIBORE® 1.5, INGE GmbH
Zapojenie UF membrány	Dead-end
Transmembránový tlak na UF membráne	0,6 bar
Prietok na vstupe do UF membrány	2,2 m ³ /h
Plocha GAU (BET)	1 200 m ² /g
Príkion UV lampy	65 W
RO membrány	CSM® 4040-BLF, LENNTECH
Plocha RO membrány	7,9 m ²
Nominálna rejekcia solí	99,2 %
Transmembránový tlak na RO membráne	5 bar
Počet RO membrán zapojených do série	4
Produkcia permeátu	0,5 m ³ /h
Produkcia koncentráту	0,25 m ³ /h
Výťažok	50 %
Antiskalant	VITEC 3 000, Avista
Dávka antiskalantu	5 g/m ³

Sledované ukazovatele

Po dobu 10 mesiacov boli odoberané bodové vzorky na vstupe do poloprevádzkovej membránovej jednotky, po prvom technologickom stupni (koagulácia a UF) a na výstupe (adsorpcia na granulovanom AU, UV žiarenie a RO). Bolo sledovaných 52 ukazovateľov: pH, vodivosť, rozpustené (RL) a nerozpustené látky (NL), zákal, BSK₅, CHSK_{Cr}, dusík celkový (N_{celk.}), anorganický (N_{anorg.}), amoniakálny (N-NH₄⁺), dusitanový (N-NO₂⁻), dusičnanový (N-NO₃⁻), fosfor celkový (P_{celk.}) a fosforečnanový (P-PO₄³⁻), chloridy, sírany, Na, Mg, K, Ca, B, Al, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Mo, Cd, Pb, Hg, acetaminofén, atenolol, carbamazepín, ciprofloxacín, klaritromycín, kyselina klofibrová, diklofenak, dietyltoluamid (DEET), erytromycín, hydrochlorotiazid, ibuprofén, ketoprofén, naproxén, sulfametoxazol, triklokarban, trimetoprim.

3. VÝSLEDKY A DISKUSIA

Kvalita vyrobenej vody pre opätovné využitie z pilotnej membránovej jednotky bola sledovaná za účelom identifikácie možných problematických ukazovateľov s ohľadom na ich súčasné legislatívne limity pre jej použitie pre priamu či nepriamu ľudskú spotrebu. Z nameraných hodnôt vybraných ukazovateľov uvedených v Tabuľkách 2 až 3 vyplýva, že takto produkovaná voda je, až na drobné výnimky (pH a celková mineralizácia), schopná u sledovaných parametrov spĺňať prísne legislatívne limity pre pitnú vodu uvedené vo vyhláške 252/2004 Sb. Úpravu pH a celkovej mineralizácie, predovšetkým koncentrácie vápnika a horčíka, je možné docieľiť zaradením vhodnej remineralizačnej technológie ako tretieho technologického stupňa.

Tab. 2. Základné ukazovatele na vstupe do jednotky a po 1. a 2. technologickom stupni

Ukazovateľ	Jednotka	Vstup	1. stupeň	2. stupeň
pH	[-]	7,69 ± 0,14	7,23 ± 0,07	5,9 ± 0,08
Vodivosť	[μS/cm]	1140 ± 49	1140 ± 60	62,8 ± 11,15
NL	[mg/L]	8,3 ± 4,0	1,4 ± 1,1	1 ± 0,2
RL	[mg/L]	780 ± 61,5	773 ± 62	70 ± 16,7
Zákal	[Zft]	3,05 ± 0,49	0,15 ± 0,05	0,11 ± 0,03
BSK ₅	[mg/L]	1,7 ± 0,5	<0,2	<0,2
CHSK _{Cr}	[mg/L]	21,3 ± 8,2	12,4 ± 6,7	<6,0
N _{celk.}	[mg/L]	10,7 ± 2,1	11,0 ± 1,8	3,2 ± 0,6
N _{anorg.}	[mg/L]	7,9 ± 1,3	7,6 ± 1,3	2,1 ± 0,7
N-NH ₄ ⁺	[mg/L]	0,4 ± 0,2	0,4 ± 0,2	0,07 ± 0,03
N-NO ₂ ⁻	[mg/L]	0,19 ± 0,08	0,19 ± 0,07	0,02 ± 0,02
N-NO ₃ ⁻	[mg/L]	7,21 ± 1,21	6,89 ± 0,92	1,97 ± 0,49
P _{celk.}	[mg/L]	0,68 ± 0,15	<0,15	<0,15
P-PO ₄ ³⁻	[mg/L]	0,47 ± 0,12	<0,02	<0,02
Chloridy	[mg/L]	145 ± 16	148 ± 21	6 ± 1
Sírany	[mg/L]	118 ± 36	118 ± 22	<2

Tab. 3. Prvková analýza na vstupe do jednotky a po 1. a 2. technologickom stupni

Ukazovateľ	Jednotka	Vstup	1. stupeň	2. stupeň
Na	[mg/L]	98,8 ± 5,8	102 ± 6,6	9,7 ± 1,6
Mg	[mg/L]	18,9 ± 1,5	19,5 ± 0,9	0,05 ± 0,01
K	[mg/L]	25,1 ± 2,2	24,7 ± 2,3	2,1 ± 0,3
Ca	[mg/L]	116 ± 8	116 ± 6	0,5 ± 0,1
B	[μg/L]	113 ± 9	113 ± 8	87 ± 5,3
Al	[μg/L]	5,3 ± 3,3	1,0 ± 0,4	<0,8
V	[μg/L]	0,56 ± 0,16	0,03 ± 0,01	<0,001
Cr	[μg/L]	0,58 ± 0,08	0,31 ± 0,03	<0,02
Mn	[μg/L]	87,95 ± 16,85	126,0 ± 28,2	0,33 ± 0,17
Fe	[μg/L]	32,3 ± 6,1	28,0 ± 9,3	<0,4
Co	[μg/L]	1,67 ± 0,55	2,89 ± 0,69	<0,009
Ni	[μg/L]	5,33 ± 1,14	6,03 ± 1,36	<0,1
Cu	[μg/L]	1,42 ± 0,31	1,21 ± 0,28	<0,04
Zn	[μg/L]	24,4 ± 3,9	19,3 ± 2,2	3,5 ± 0,05
As	[μg/L]	0,295 ± 0,034	0,190 ± 0,022	<0,005
Se	[μg/L]	0,54 ± 0,11	0,54 ± 0,15	<0,07
Mo	[μg/L]	2,41 ± 0,23	2,24 ± 0,15	<0,03
Cd	[μg/L]	0,004 ± 0,001	0,005 ± 0,001	<0,001
Pb	[μg/L]	0,04 ± 0,01	0,04 ± 0,01	<0,006
Hg	[μg/L]	<0,02	<0,02	<0,02

Taktiež z analýzy vybraných zástupcov mikropolutantov je zrejmé, že predovšetkým druhý technologický stupeň je schopný výrazne znížiť koncentrácie týchto látok, na hodnoty bezpečné pre človeka a vo väčšine prípadov až pod hranicu limitov detekcie. Namerané koncentrácie týchto vybraných látok sú uvedené v Tabuľke 4.

Tab. 4. Koncentrácie vybraných mikropolutantov na vstupe do jednotky a po 1. a 2. technologickom stupni

Ukazovateľ	Jednotka	Vstup	1. stupeň	2. stupeň
acetaminofén	[ng/L]	4,4 ± 2,4	4,6 ± 3,25	<1
atenolol	[ng/L]	84,8 ± 8,6	74,75 ± 7,7	<1
carbamazepín	[ng/L]	500,9 ± 122,9	466,7 ± 56,6	<1
ciprofloxacín	[ng/L]	20,8 ± 4,2	<1	<1
klaritromycín	[ng/L]	219,8 ± 102,5	134,2 ± 51,9	<1
kyselina klofibrová	[ng/L]	<1	<1	<1
diklofenak	[ng/L]	1366,6 ± 278,7	1328,8 ± 80,7	<1
DEET	[ng/L]	192 ± 36,5	220,9 ± 12,8	26,6 ± 4,4
erytromycín	[ng/L]	102,4 ± 12,1	102,2 ± 10,25	<1
hydrochlorotiazid	[ng/L]	1064,6 ± 239,9	780,2 ± 244,9	1,9 ± 0,5
ibuprofén	[ng/L]	8,65 ± 6,15	<5	<5
ketoprofén	[ng/L]	42,4 ± 13,1	43,1 ± 4,9	<1
naproxén	[ng/L]	201,0 ± 30,5	183,2 ± 17,0	<1
sulfametoxazol	[ng/L]	579,1 ± 266,9	531,8 ± 209,15	<1
triklokarban	[ng/L]	<1	<1	<1
trimetoprim	[ng/L]	42,5 ± 8,45	39,0 ± 11,3	<1

4. ZÁVER

Opätovné využívanie mestských odpadových vôd môže výrazne napomôcť veľkým mestským aglomeráciám vyrovnáť sa so súčasnými i budúcimi výzvami, ktoré so sebou prináša globálna zmena klímy a s ňou späté dopady na vodné hospodárstvo krajiny. Bežné mestské ČOV v súčasnosti nie sú schopné produkovať vyčistenú odpadovú vodu o vhodnej kvalite, no táto voda je vhodným a výdatným zdrojom vstupnej vody pre zariadenia na jej opätovné využívanie.

Z 10 mesačného monitoringu prevádzky pilotnej membránovej jednotky pre opätovné využívanie mestských odpadových vôd je zrejmé, že použitím známych a komerčne bežne dostupných technológií možno i v prostredí Českej republiky stabilne produkovať vodu o vysokej kvalite. Po zaradení remineralizačnej technológie ako tretieho technologického stupňa je možné aby takáto voda spĺňala i prísne legislatívne limity pre pitnú vodu dané vyhláškou 252/2004 Sb.

Z vyššie uvedeného vyplýva, že prekážkou nie je absencia vhodných technológií, ale práve chýbajúce legislatívne prostredie povoľujúce takéto opätovné využívanie mestských odpadových vôd i socio-ekonomické bariéry, akými sú všeobecná nevôľa ľudí o priame opätovné využívanie odpadových vôd pre ľudskú spotrebu a takisto vysoké prevádzkové náklady, ktoré by takémuto využívaniu odpadových vôd taktiež výrazne bránili.

POĎAKOVANIE

Táto štúdia bola vykonaná v spolupráci s firmou ASIO TECH spol. s r.o. a podporená projektom CZ.01.1.02/0.0/0.0/19_262/0020109 Polygon recyklace vod Ministerstva priemyslu a obchodu Českej republiky a projektom FCH-S-22-8001 Ministerstva školstva, mládeže a telovýchovy Českej republiky.

ZOZNAM LITERATÚRY

- Brázdil R., Trnka M. (2015). Sucho v českých zemích: minulost, současnosti, budoucnost. Centrum výzkumu globální změny Akademie věd České republiky, v.v.i., Česká republika
- Eitzinger J. a kol. (2013). Climate change and agriculture research paper: Regional climate change impacts on agricultural crop production in Central and Eastern Europe-hotspots, regional differences and common trends. *Journal of Agricultural Science*, 151, p. 787-812
- Friedler E. a kol. (2006). Centralised urban wastewater reuse: what is the public attitude?. *Water Science & Technology*, 54(6-7), p. 423-430
- Lahnsteiner J. a kol. (2018). Direct potable reuse – A feasible water management option. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 8(1), p. 14-28
- Maggiotto G. a kol. (2022). Reusing grey water to lower temperatures in the Mediterranean basin cities. *Earth*, 3, p. 72-75
- Mensenes M. a kol. (2010). Environmental assessment of urban wastewater reuse: Treatment alternatives and applications. *Chemosphere*, 81(2), p. 266-272
- Pintilie L. a kol. (2016). Urban wastewater reclamation for industrial reuse: An LCA case study. *Journal of Cleaner Production*, 139, p. 1-14
- Pisani P. a kol. (2013). Direct potable reclamation plant in Windhoek: A critical review of the design philosophy of new Goreangab drinking water reclamation plant. *Water Science and Technology: Water Supply*. 13, p. 214-226
- Pokorný E. a kol. (2021). Zpráva o stavu vodního hospodářství České republiky v roce 2020. Česká republika
- Rizzo L. a kol. (2020). Best available technologies and treatment trains to address current challenges in urban wastewater reuse for irrigation of crops in EU countries. *Science of The Total Environment*, 710, p. 136312
- Teodosiu C. a kol. (2012). Sustainability in the water use cycle: challenges in Romanian context. *Environmental Engineering and Management Journal*, p. 1987-2000
- Trnka M. a kol. (2011). Expected changes in agroclimatic conditions in Central Europe. *Climatic Change*, 108, p. 261-289.

OPĚTOVNÉ VYUŽITÍ ŠEDÝCH VOD JAKO ZDROJE VODY A TEPELNÉ ENERGIE

Velikovská K. ^{1*}, Mravcová L. ², Ševela P. ³, Polášek P. ⁴, Raček J. ¹, Hlavínek P. ¹

¹Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební

²Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická

³Universität Innsbruck

⁴ASIO NEW, spol. s r.o.

*autor pro korespondenci, email: kristyna.velikovska@vut.cz

ABSTRAKT

Opětovné využití odpadních vod je jedním z významně diskutovaných témat vedoucích k udržitelnému hospodaření s vodou. Oddělování a recyklace odpadní vody už na úrovni domácností a dalších obytných nebo provozních objektů by mohlo být považováno za klíčový přístup novodobého koncepčního vývoje týkajícího se vnímání odpadu jako zdroje.

V rámci projektu „Získávání a využití tepelné energie z odpadní vody v kombinaci s využitím vyčištěné vody“ byla v laboratoři výzkumného centra AdMaS VUT v Brně testována účinnost dvou technologických přístupů čištění šedých odpadních vod ze sprchování pro účely jejich znovuvyužití v domácnosti, a to k splachování toalet a zavlažování, a současně dalších dvou technologií pro zpětné získávání tepelné energie z odpadní vody a dále aplikace vybraných technologií v reálných podmínkách rodinného domu. Předmětem tohoto příspěvku je srovnání výstupů provedeného měření fyzikálních a chemických parametrů znečištění při čištění šedé vody pomocí pískové filtrace a membránového bioreaktoru a výstupů z variantního testování výměníků pro zpětné získávání tepla z odpadní vody za účelem jeho okamžitého znovuvyužití.

KLÍČOVÁ SLOVA

Čištění šedých vod; recyklace odpadních vod; rekuperace tepelné energie; tepelné výměníky

1. ÚVOD

Opětovné využití méně znečištěné šedé vody, která je významnou složkou městských odpadních vod, může hrát zásadní roli při přeměně odpadní vody na cenný vodní zdroj (Boano a kol., 2020; Friedler a kol., 2006). K opětovnému využívání odpadních vod byly stanoveny pokyny, jež předepisují limity pro kvalitu vody v závislosti na typu dalšího využití. V roce 2020 byla v České republice vydána technická norma ČSN ISO 20761 Opětovné využití vody v městských oblastech – směrnice pro hodnocení bezpečnosti opětovného využití vody – hodnocené ukazatele a metody. V roce 2021 byla dále vydána technická norma ČSN EN 16941-2 Zařízení pro využití nepitné vody na místě – Část 2: Zařízení pro využití čištěné šedé vody předepisující pokyny k navrhování, instalaci a provozování zařízení pro čištění šedých vod, anto včetně doporučených požadavků na kvalitu vyčištění vody.

Šedá voda je dále významná vzhledem k své teplotě. Tepelná energie využitá v městských vodních cyklech přesahuje 10 % veškeré spotřeby obyvatel, z čehož přibližně 90 % zastupuje energie určená k ohřevu vody pro sprchování, koupání, praní nebo pro myčky nádobí, tedy právě energie využitá v místě vzniku šedé vody (Arnell a kol., 2017; Olsson, 2012). Pro zpětné získání tepelné energie z šedé vody v domácnostech lze využít centralizovaných a decentralizovaných systémů založených na instalaci tepelných výměníků. Získaná tepelná energie lze využít pro vytápění či chlazení nebo také k předehřevu pitné vody pro další využití ve vodních cyklech domácností. Pro účely předehřevu pitné vody k těmto účelům je dle normy ČSN EN 1717 kladen důraz na dvouplášťové provedení zařízení tepelného výměníku přicházejícího do styku s odpadní vodou.

Výzkumný tým centra AdMaS spolu s partnery se zaměřil na oba tyto přístupy k šedé vodě, a to jak na využití recyklované vody, tak i využití tepelné energie v ní obsažené. Předmětem tohoto článku je představení výsledků laboratorního testování technologie čištění šedé vody s ohledem na její další využití jako vody bílé a zároveň na testování tepelných výměníků pro přehřev pitné vody s okamžitým využitím získané tepelné energie s důrazem na její úsporu. Cílem řešení projektu „Získávání a využití tepelné energie z odpadní vody v kombinaci s využitím vyčištěné vody“ bylo ověření technologie a sestavení energeticky úsporného výrobku k čištění odpadních vod a využití tepelné energie. V rámci příspěvky jsou shrnuty získané poznatky.

2. MATERIÁLY A METODY

Komplexní řešení projektu bylo rozděleno do dvou etap. Cílem první etapy bylo testování a ověření účinnosti systému čištění šedých vod prostřednictvím pískové filtrace a membránového bioreaktoru a dále systému zpětného získávání tepla z odpadních vod centralizovaným a decentralizovaným způsobem, konkrétně zapojením spirálového a horizontálního výměníku tepelné energie. Navazující druhá etapa probíhala v reálných podmínkách rodinného domu, kde byl instalován prototyp zařízení kombinující centralizovaný systém získávání tepla z šedé vody prostřednictvím spirálového výměníku a čištění šedé vody membránovou filtrací.

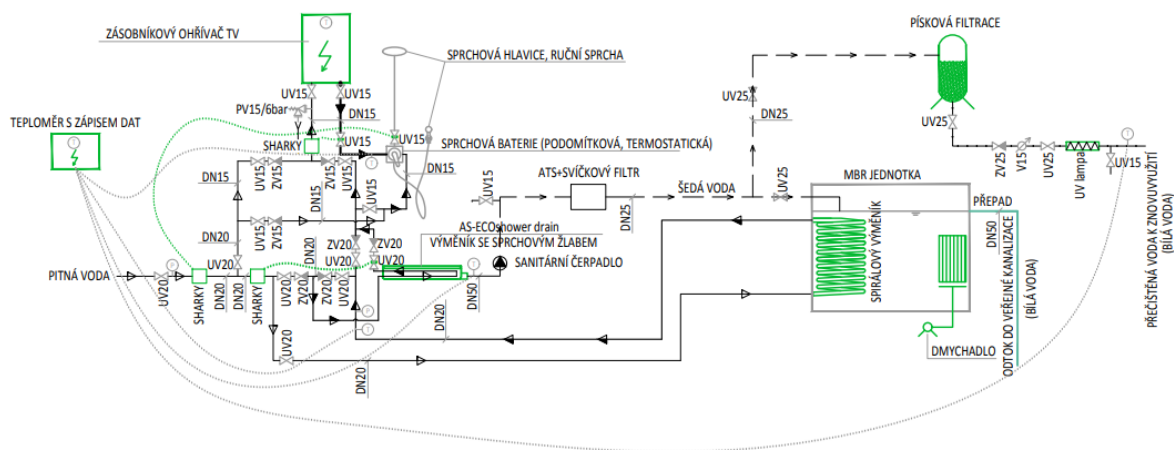
Etapa č. 1 – laboratorní testování

V laboratoři výzkumného centra AdMaS byl v rámci první etapy sestaven technologický celek určený k testování následujících technologií opětovného:

- Čištění šedé vody pískovou filtrací, kde byla šedá voda ze sprchového koutu přečerpávána přes svíчковý filtr do perforovaného rozdělovacího potrubí pro zajištění rovnoměrného průtoku po celé ploše otevřeného rychlofiltru. Samotná filtrace pak probíhala přes sorpční náplň z materiálu Keramzit Liapor (fr. 1-4 mm).
- Čištění šedé vody membránovým bioreaktorem, pro jejíž testování bylo využito kompaktní čistírny odpadních vod AS-GW/Aqualoop typu 6, s mikrofiltračním membránovým modulem s průlinami 0,02 μm a provozním tlakem 0,07 MPa.
- Získávání tepelné energie z šedé vody horizontálním výměníkem tepla AS-ECOshower tray, který byl součástí sprchové vaničky TG celku, kterým odtékající šedá voda ze sprchování předávala tepelnou energii přiváděné studené vodě.
- Získávání tepelné energie z šedé vody spirálovým výměníkem tepla, který byl umístěn v akumulační nádrži šedých vod společně s membránovou jednotkou, jehož prostřednictvím byla přiváděná studená voda přehřívána na principu protiproudu.

Kompletní technologické schéma laboratorní jednotky technologického celku je znázorněno v Obr. 1.

KONCEPČNÍ SCHÉMA TG CELKU



LEGENDA

○	TEPLOMĚR
○	MANOMETR
UV20	UZAVÍRACÍ VŘETENOVÝ VENTIL DN20 (PRO PITNOU VODU)
ZV20	ZPĚTNÝ VENTIL DN20 (TYP PRO PITNOU VODU)
PV15	POJISTNÝ VENTIL PRO PITNOU VODU DN15 O.P. 6 BAR
V15	VODOMĚR DN15
→	ROZVOD STUDENÉ VODY
→	ROZVOD PŘEDEHŘÁTÉ STUDENÉ VODY
→	ROZVOD TEPLÉ VODY
→	GRAVITAČNÍ POTRUBÍ BÍLÉ ODPADNÍ VODY
→	VYTĚK ŠEDÉ ODPADNÍ VODY

Obr. 1. Schéma zapojení laboratorní jednotky

Testování rekuperace tepelné energie v rámci první etapy probíhalo ve variantním zapojení systému (Tab. 1), kdy přiváděná studená voda byla předehřívána ve sprchovém nebo spirálovém výměníku tepelné energie, nebo v jejich kombinaci. Takto předehřátá voda byla dále využívána trojím způsobem:

- k napájení zásobníku na teplou vodu;
- k využití ve směšovací baterii sprchového koutu namísto studené vody;
- kombinovaně k dohřevu v zásobníkovém ohřivači teplé vody a využití jako studené vody ve směšovací baterii sprchového koutu.

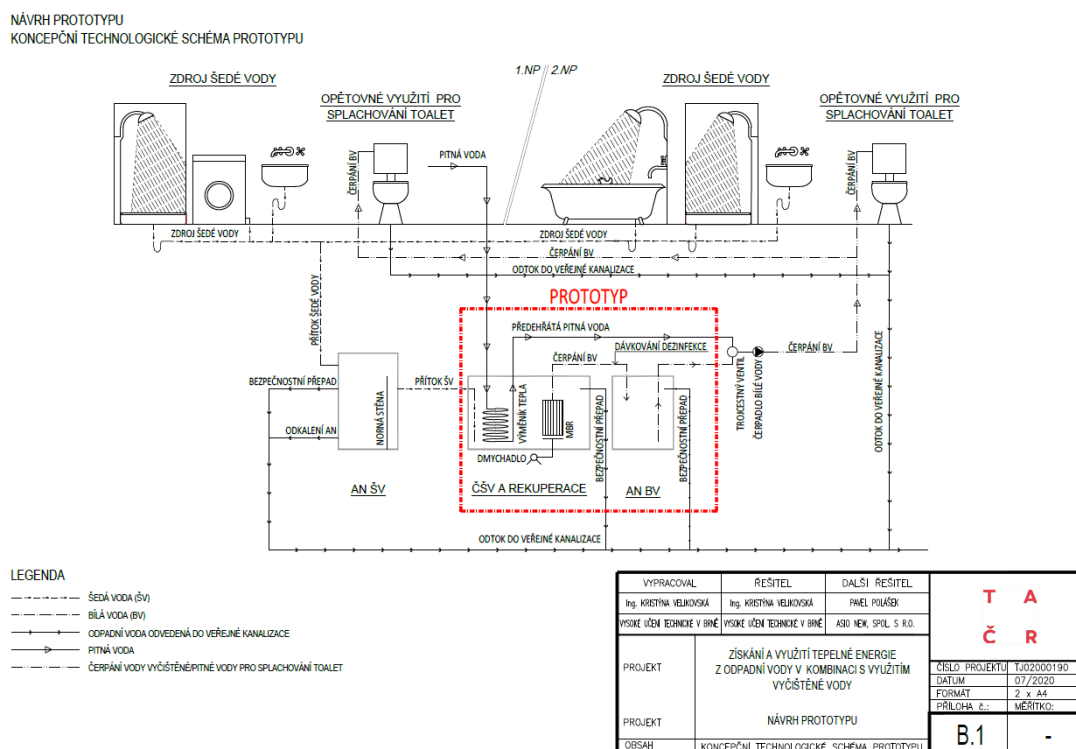
Tab. 1. Varianty zapojení systému získávání tepelné energie z šedé vody v rámci laboratorní jednotky

Variant a	Předehřev pitné vody	Využití předehřáté vody
VAR 1	Bez předehřevu	Bez využití
VAR 2	Ve sprchovém výměníku	Dohřev v zásobníkovém ohřivači teplé vody
VAR 3	Ve sprchovém výměníku	Využití ve sprchové baterii jako studenou vodu
VAR 4	Ve sprchovém výměníku	Dohřev v zásobníkovém ohřivači teplé vody a využití ve sprchové baterii jako studenou vodu
VAR 5	Ve spirálovém výměníku	Dohřev v zásobníkovém ohřivači teplé vody
VAR 6	Ve spirálovém výměníku	Využití ve sprchové baterii místo studené vody
VAR 7	Ve spirálovém výměníku	Dohřev v zásobníkovém ohřivači teplé vody a využití ve sprchové baterii místo studené vody
VAR 8	Ve sprchovém + spirál. výměníku	Dohřev v zásobníkovém ohřivači teplé vody
VAR 9	Ve sprchovém + spirál.výměníku	Využití ve sprchové baterii místo studené vody
VAR 10	Ve sprchovém + spirál.výměníku	Dohřev v zásobníkovém ohřivači teplé vody a využití ve sprchové baterii místo studenou vodu

Etapa č. 2 – testování v reálných podmínkách

Výsledkem poznatků z testování v první etapě byl navržen prototyp, který byl umístěn a testován v reálných podmínkách rodinného domu se čtyřmi členy domácnosti. Prototyp byl navržen pro čištění šedé vody nejen ze sprchování, ale také z umyvadel a praček. V rámci návrhu nebylo uvažováno využití šedých vod z kuchyní vzhledem k předpokladu vysokého organického znečištění a jiných organických látek pocházejících ze zbytků jídla.

Prototyp byl navržen tak, aby vyhovoval dispozici dvoupodlažního RD s několika zdroji šedé vody, jednou pračkou, dvěma sprchami a jednou vanou, dvěma umyvadly. Schéma zapojení prototypu v rámci RD je znázorněno na Obr. 2.



Obr. 2. Koncepční technologické schéma prototypu

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Výsledná kvalita vyčištěné odpadní vody byla posuzována dle předepsaných kritérií a „Rámce pro hodnocení bezpečnosti opětovného využití vody v městských oblastech“ uvedených v normě ČSN ISO 20761 [1], dle níž je kvalita vody určené pro znovuvyžití závislá na účelu využití a specificky odpovídajících podmínkách. Výsledky byly vztahovány k předepsaným hodnotám kvality vyčištěné vody s předpokladem jejich využití pro splachování toalet.

Etapa č. 1 – laboratorní testování

Výsledky fyzikálně chemických analýz vzorků bílé vody na výstupu z jednotlivých způsobů čištění jsou uvedeny v Tab. 2. společně s limitními hodnotami ukazatelů kvality vody dle normy ČSN ISO 20761.

Tab. 2. Kvalita bílé vody na výstupu z technologického celku (PF – písková filtrace, MBR – membránová mikrofiltrace)

Ukaza- tel	m.j.	OV	Kvalita bílé vody z testování			Kritéria kvality bílé vody dle jednotlivých zemí						
			Max	Med	Prům	Limit	Kanada	Čína	Izrael	Japonsko	Španělsko	USA
pH	-	PF	8,5	8,0	8,0	A/N	-	6,0-9,0	6,5-8,5	5,8-8,6	-	6,0-9,0
		MBR	8,7	8,6	8,5	A/N	-	Ano	Ne	Ne	-	Ano
Barva	Pt/Co	PF	128	45	29,5	A/N	-	≤30	-	-	-	-
		MBR	12	6	5,7	A/N	-	Ne	-	-	-	-
Zákal	NTU	-	-	-	-	Limit	≤2 (med)	≤5	≤2 (med)	-	≤2	≤2
		PF	15,8	2,7	2,7	A/N	≤5 (max)	Ne	Ne	Ne	-	Ne
		MBR	1,4	0,9	0,9	A/N	Ano	Ano	Ano	-	Ano	Ano
BSK ₅	mg/l	-	-	-	-	Limit	≤10 (med)	≤10	≤10	-	-	≤10
		PF	20	12	13,2	A/N	≤20 (max)	Ne	Ne	Ne	-	Ne
		MBR	17,4	3,8	5,3	A/N	Ano	Ne	Ne	-	-	Ne
NL	mg/l	-	-	-	-	Limit	≤10 (med)	-	-	-	≤10	-
		PF	43	14	16,7	A/N	≤20 (max)	Ne	-	-	-	Ne
		MBR	12	0,5	3,1	A/N	Ano	-	-	-	Ne	-
NH ₃ -N	mg/l	PF	0,6	0,3	0,3	A/N	-	≤10	-	-	-	-
		MBR	2,1	1,1	1,1	A/N	-	Ano	-	-	-	-

Výsledky analýzy vyčištěné šedé vody (bílé vody) pro oba testované způsoby čištění vykázaly zásadité pH, přičemž hodnoty pH bílé vody po vyčištění pískovou filtrací splňují stanovené limity ve všech zemích, naproti tomu pH bílé vody na odtoku membránového reaktoru přesahují definované hodnoty pH v Izraeli (pH 6,5-8,5) a Japonsku (pH 5,8-8,6). V těchto případech nebyla hodnota pH dodržena v řádech desetin, případně setin.

Barva a zákal jsou jedny z hlavních organoleptických ukazatelů, které ovlivňují přijatelnost veřejností. Limity pro tyto ukazatele jsou přísnější zejména při využívání bílé vody k splachování toalet. Výsledky analýzy šedé vody po čištění membránovou mikrofiltrací splnily limity obou těchto ukazatelů. V případě čištění pískovou filtrací došlo k nesplnění stanovených limitů při analýze vzorků čištěných po 7týdenním opětovném uvedení do provozu po ukončení testování membránové filtrace. Tyto výsledky mohou být způsobeny ukončením testování a tvorby biofilmu na filtračním loži, jímž byla při následném uvedení do provozu snížena průhlednost nerozpuštěnými látkami.

Koncentrace BSK₅ v bílé vodě na výstupu z pískové filtrace splnily limit pouze BSK₅ ≤ 20 mg·l⁻¹, pouze jedna z naměřených hodnot splnila limit BSK₅ ≤ 10 mg·l⁻¹. Hodnoty BSK₅ v bílé vodě na

výstupu z membránového reaktoru splnily limit $BSK_5 \leq 10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ pouze u 79 % analyzovaných vzorků, tři z testovaných vzorků přesáhly $10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, avšak splnily podmínku $BSK_5 \leq 20 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

Koncentrace nerozpuštěných látek ve vzorcích bílé vody na výstupu z pískové filtrace nespĺnily stanovený limit. Bílá voda po čištění mikrofiltrační membránou nespĺnila limit koncentrace nerozpuštěných látek předepsaný ve Španělsku ($NL \leq 10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) pouze v případě jednoho vzorku.

V případě limitu koncentrace $N\text{-NH}_3$ daném normou ČSN ISO 20761 [1] došlo ke splnění podmínek u všech výstupů z jednotlivých technologií čištění šedé vody.

K vyhodnocení rekuperace tepelné energie byl pro každý sprchový cyklus stanoven poměr rekuperované energie z celkové potřeby tepelné energie v časových úsecích a ve vztahu k naměřeným teplotám kalorimetrickou metodou. Výsledná úspora zařazení výměníku tepla je vyjádřena procentuální účinností ZZTOV. Jednotlivé výpočty byly srovnávány se zapojením systému v rámci varianty VAR 1, která byla charakterizována stejnými teplotami studené vody a okrajovými podmínkami na vstupu do technologického celku. K vyhodnocení účinnosti systému za standardizovaných podmínek byl v programu PHPP sestaven a kalibrován matematický model všech testovaných variant. Standardizovaná simulace byla založena na počátečních podmínkách průměrných ročních dat teploty studené vody ($10 \text{ }^\circ\text{C}$), teploty vody na výstupu ze směšovací baterie ($40 \text{ }^\circ\text{C}$), teploty šedé vody na odtoku ze sprchy ($35 \text{ }^\circ\text{C}$), délky sprchového cyklu (6 min) a objemovému průtoku sprchové hlavice ($8 \text{ l}\cdot\text{min}^{-1}$) (Kriterien und Algorithmen für die Zertifizierte Passivhaus-Komponente: Duschwasser Wärmerückgewinnung, 2020). Ostatní okrajové podmínky byly stejné jako při modelu s naměřenými daty. Výsledky měření jsou znázorněny v Tab. 3. Nejvyšší účinnosti dosáhlo zapojení systému v rámci varianty VAR 10.

Tab. 3. Přehled minimálních a maximálních účinností rekuperace tepelné energie při variantním zapojení systému rekuperace v rámci technologického celku

VAR	Účinnost získávání tepelné energie z šedé vody					
	výsledky měření		simulace		Standardizovaná celoroční	
	min	max	min	max	min	max
2	15,4%	22,0%	15,4%	16,9%	34,8%	36,2%
3	15,0%	27,0%	12,6%	29,1%	24,9%	29,5%
4	12,7%	30,0%	12,3%	27,9%	38,7%	44,0%
5	9,1%	19,5%	10,8%	18,0%	21,7%	23,4%
6	5,9%	10,6%	6,8%	9,3%	9,0%	12,6%
7	15,7%	21,4%	15,3%	19,5%	24,2%	28,6%
8	22,3%	37,1%	20,6%	31,9%	43,9%	50,7%
9	18,7%	31,7%	18,9%	33,1%	33,8%	42,2%
10	24,9%	39,6%	24,7%	36,6%	59,5%	59,8%

Etapa č. 2 – testování v reálných podmínkách

Analýza vzorků bílé vody pro využití k splachování toalet, na výstupu z prototypu založeného na membránové mikrofiltraci a instalovaného v rodinném domě k čištění šedých vod, splnila s ohledem na ČSN ISO 20761 podmínky pro ukazatele pH, BSK_5 (pouze v případě limitů stanovených v Číně a Kanadě), nerozpuštěných látek (pouze v případě limitů stanovených v

Kanadě). Ostatní ukazatele kvality bílé vody (barva, zákal, NH₃-N, fekální koliformní bakterie, E-coli) nesplnily limity stanovené Kanadou, Čínou, Izraelem, Japonskem, Španělskem ani USA.

Vyhodnocení aplikace spirálového výměníku pro přehřev pitné vody v rámci prototypu vykazalo vysokou míru vlivu okrajových podmínek, kdy jeho umístění do akumulární nádrže v netemperované části rodinného domu, testování období 01/2021-04/2021 a s tím spojenou teplotou vody na vstupu v rozmezí 8,00-11,72 °C. Zisk teploty přiváděné pitné vody (narůst teploty) se v měsíci lednu pohyboval mezi 0,08-0,68 °C. Přiváděná pitná voda určená k přehřevu ve výměníku tepelné energie umístěného v prototypu v nádrži bioreaktoru byla při maximálním zisku teploty přehřívána o max 3,76 °C.

Ačkoliv teplota ŠV v místě jejího vzniku, po sprchování, koupání, mytí rukou nebo praní prádla v pračce, dosahuje dle dostupné literatury až 38 °C, odpadní voda na přítoku do akumulární nádrže ztrácí svou tepelnou energii vlivem vnějšího prostředí a smícháním s již akumulovanou ochlazenou odpadní vodou.

4. ZÁVĚRY

Pro účely ověření účinnosti technologie zpětného získávání tepelné energie z odpadní vody byly v rámci technologických celků instalovány dva výměníky tepla. Pro decentralizovaný systém rekuperace tepla byl zvolen horizontální tepelný výměník umístěný ve vaničce sprchového koutu, pro centralizovaný systém rekuperace byl zvolen spirálový výměník tepla umístěný v akumulární nádrži šedé vody. Technologické celky dále zahrnovaly dva způsoby čištění šedé vody – čištění pomocí gravitačního pískového filtru a čištění pomocí membránové mikrofiltrace.

S ohledem na kritéria kvality vody dle ČSN ISO 20761 a výsledky rozborů analýzy odpadní vody byla pro sestavení prototypu vybrána účinnější technologie čištění pomocí mikrofiltrační membránové jednotky, jejíž výsledky plně nebo alespoň částečně (pro kritéria kvality vody alespoň jedné z uvedených zemí v normě ČSN ISO 20761) splňovaly předepsané limity. Vzhledem k výsledkům z testování systémů rekuperace tepelné energie a provozním poznatkům byla pro sestavení prototypu využita technologie s centralizovaným přístupem – spirálový tepelný výměník v akumulární nádrži šedé vody, konkrétně v akumulární nádrži s umístěnou membránovou jednotkou.

Testování prototypu v reálných podmínkách rodinného domu bylo výrazně ovlivněno teplotou okolního prostředí, což zajistilo nízký zisk teploty přehřívání vody na výstupu z výměníku. Výsledky aplikace prototypu k čištění šedých vod z dvou koupelen a pračky rodinného domu vykazaly splnění jen některých kritérií ČSN ISO 20761 pro znovuvyužití odpadní vody,

PODĚKOVÁNÍ

Tento článek byl vytvořen s finanční podporou TA ČR v rámci řešení projektu TJ02000190 Získávání a využití tepelné energie z odpadní vody v kombinaci s využitím vyčištěné vody a Specifického výzkumu Vysokého učení technického v Brně v rámci řešení projektu FAST-J-22-8017 Řešení současných problémů v oblasti nakládání a čištění odpadních vod.

SEZNAM LITERATURY

- Arnell, M., Lundin, E., & Jeppsson, U. (2017). Sustainability Analysis for Wastewater Heat Recovery – Literature Review. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.27365.91364>
- Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Ridolfi, L., Fiore, S., Demichelis, F., Galvão, A., Piscoiro, J., Rizzo, A., & Masi, F. (2020). A review of nature-based solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits. *Science of The Total Environment*, 711. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134731>
- ČSN EN 16941-2. (2021) Zařízení pro využití nepitné vody na místě – Část 2: Zařízení pro využití čištěné šedé vody (1.9.2021). Česká technická norma (ČSN)
- ČSN EN 1717. (2002) Ochrana proti znečištění pitné vody ve vnitřních vodovodech a všeobecné požadavky na zařízení na ochranu proti znečištění zpětným průtokem (1.5.2002). Česká technická norma (ČSN)
- ČSN ISO 20761. (2020). Opětovné využití vody v městských oblastech – Směrnice pro hodnocení bezpečnosti opětovného využití vody – Hodnocené ukazatele a metody (01.04.2020). Česká technická norma (ČSN)
- Friedler, E., & Hadari, M. (2006). Economic feasibility of on-site greywater reuse in multi-storey buildings. *Desalination*, 190(1-3), 221-234. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.10.007>
- Kriterien und Algorithmen für die Zertifizierte Passivhaus-Komponente: DuschwasserWärmerückgewinnung. (2020). https://passiv.de/downloads/03_zertifizierungskriterien_ww_wrg_de.pdf
- Olsson G. (2012). *Water and energy – Threats and opportunities*. IWA Publishing, London, UK.

DETEKCE SARS-COV-2 V ODPADNÍCH VODÁCH NA ČOV V ČR

Valášek V.1*, Sovová K.2, Vašíčková P.3, Zvěřinová Mlejnková H.1.

¹Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, Podbabská 2582, 160 00 Praha 6-Dejvice.

²Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, Mojmírovo náměstí 2997, 612 00 Brno-Královo Pole

³Výzkumný ústav veterinárního lékařství, v.v.i., Hudcova 296/70, 621 00 Brno-Medlánky

*Vojtěch Valášek, email: vojtech.valasek@vuv.cz

ABSTRAKT

Veškeré látky včetně genových fragmentů virové RNA SARS-CoV-2 vylučované močí a výkaly jedinců se dostávají do odpadních vod, kde následně tvoří skupinové diagnostické médium. Cílem práce byla detekce RNA SARS-CoV-2 ve vzorcích odpadních vod ve vybraných ČOV v ČR, korelace jejího výskytu s epidemiologickými údaji o počtech pozitivně testovaných jedinců, posouzení možnosti systematického monitoringu odpadních vod a uplatnění metody jako nezávislého nástroje stanovení virové nálože v populaci. Z výsledků bylo patrné, že množství RNA SARS-CoV-2 v odpadních vodách v jednotlivých vlnách epidemie korelovalo s počty pozitivně testovaných osob.

KLÍČOVÁ SLOVA

ČOV; RT-qPCR; monitoring odpadních vod; SARS-CoV-2; WBE; covid-19.

1. ÚVOD

Odpadní vody jsou recipientem všech látek a metabolických produktů, včetně genových fragmentů virové RNA SARS-CoV-2, vylučované močí a výkaly jedinců. Tyto látky následně v odpadních vodách vytváří skupinové diagnostické médium (Bencko a kol., 2021).

Viry se v odpadních vodách vyskytují běžně, často jsou perzistentní a představují jedny z hlavních původců klinicky významných onemocnění. Na území ČR je od roku 2004 prováděn monitoring výskytu poliovirů. Dalšími běžně se vyskytujícími viry v odpadních vodách jsou noroviry, které způsobují epidemickou akutní virovou gastroenteritidu, adenoviry způsobující onemocnění trávicího a respiračního traktu a nejrůznější záněty, jako nachlazení, horečku, bolesti v krku, průjem, zvracení, viry hepatitidy a koronaviry (Ali a kol., 2021).

Na základě těchto poznatků se uplatňuje nový epidemiologický přístup k odpadním vodám známý jako Wastewater-Based Epidemiology (WBE), který vychází z předpokladu, že jakoukoli látku, která je vylučována člověkem do odpadních vod, lze detekovat a použít ke zpětnému výpočtu původní koncentrace v dané populaci za předpokladu, že je látka v odpadních vodách stabilní a nedochází k jejímu rozkladu. Tento přístup platí i pro patogenní agens a jiné specifické markery, jejichž detekce v odpadních vodách představuje jeden z hlavních cílů diagnostiky odpadních vod. Hlavním předpokladem analýzy odpadních vod je získání informací o dané sledované populaci či konkrétní skupině osob. Na základě tohoto nového epidemiologického přístupu k odpadním vodám lze použít detekci RNA viru SARS-CoV-2 v podobě biomarkeru výskytu onemocnění covid-19 v odpadních vodách jako nástroje vytvoření systému včasného varování pro predikci nástupu další vlny epidemie anebo vzniku nových infekčních ohnisek (Očenášová, 2018).

WBE přístup zavedl kvantitativní analýzu lidských biomarkerů v odpadních vodách za účelem hodnocení životního stylu, zdraví a expozici populace nejrůznějšími látkami. Jedná se o přístup, který plně nahradil dřívější kvalitativní analýzu. WBE přístup byl poprvé využit v roce 2008 ke

sledování spotřeby nelegálních drog (extáze). Dnes nachází využití pro analýzu nejrůznějších látek jako alkoholu, tabáku, drog, dopingových látek, léčiv, antibiotik, pesticidů, hormonů, ale i bakterií a virů. Pomocí WBE přístupu může být dokonce i sledována incidence daných chorob, a to v podobě diabetu, alergií, oxidačního stresu či rakoviny (Lachenmeier a kol., 2015; Ryu a kol., 2016; Sims a kol., 2020).

Koronavirus SARS-CoV-2 náleží mezi skupinu virů, které způsobují onemocnění dýchacích cest a jsou primárně vylučovány respiračními sekrety. Nicméně genové fragmenty virové RNA SARS-CoV-2 byly také prokázány v moči a stolici infikovaných osob (u více než 50 % nakažených) a následně vylučovány do odpadních vod. Vylučování genových fragmentů virové RNA SARS-CoV-2 do odpadních vod bylo prokázáno již před prvními klinickými příznaky onemocnění covid-19 a může trvat po dobu 26 až 35 dnů po odeznění nemoci, respektive po negativním respiračním testu pacienta. Na základě klinických studií bylo zjištěno, že střevo lidského organismu může představovat potenciální cílový orgán viru. U více než 50 % nakažených byly prokázány nejrůznější gastrointestinální příznaky, a to v podobě bolestí břicha, zvracení, průjmů (Lamers a kol., 2020; Mirjalali a kol., 2020; Tian a kol., 2020; Wiktorczyk-Kapischke a kol., 2021).

V brzké době po propuknutí pandemie covid-19 se ukázalo, že vznik ohnisek nákazy není možné efektivně monitorovat pomocí současných epidemiologických přístupů, kdy identifikace nakažených jedinců je prováděna na základě klinických projevů. Průběh pandemie koronaviru SARS-CoV-2 vykazuje od roku 2020 cyklický průběh na sebe navazujících vln šíření onemocnění covidu-19.

V České republice se aktuálně nachází 2 861 čistíren odpadních vod, na které je napojeno více než 80 % obyvatel České republiky (<https://www.czso.cz/csu/czso/vodovody-kanalizace-a-vodni-toky-2021>).

Správnou interpretaci výsledků ovlivňuje řada faktorů, které je potřeba zohlednit. Jedná se o faktory v podobě stability viru SARS-CoV-2 v odpadních vodách, naředění, charakteru odpadních vod, délky kanalizační sítě a účinné detekce viru v komplikované matici (Ahmed a kol., 2020).

Cílem práce byla detekce RNA SARS-CoV-2 ve vzorcích odpadních vod ve vybraných ČOV v ČR, korelace jeho výskytu s epidemiologickými údaji o počtech pozitivně testovaných jedinců. Dále posouzení možnosti systematického monitoringu odpadních vod v ČR pro účely detekce SARS-CoV-2 a uplatnění této metody jako nezávislého nástroje stanovení virové nálože v populaci. Současně byl prováděn výzkum a vývoj analytických metod detekce virů v odpadních vodách a optimalizace postupů pro odběry vzorků odpadních vod (homogenita a stabilizace vzorků), které jsou nedílnou součástí dané analýzy.

2. MATERIÁL A METODY

MATERIÁL

Základním materiálem pro detekci genových fragmentů virové RNA SARS-CoV-2 v rámci této studie byly vzorky odpadních vod. Odběry vzorků odpadních vod byly v rámci monitoringu prováděny přímo na čistírnách odpadních vod (ČOV) v ČR ve spolupráci s jejich provozovateli.

Odběry vzorků byly prováděny od dubna roku 2020 a budou ukončeny během prosince roku 2022. Monitoring odpadních vod na ČOV byl rozdělen do čtyř základních etap.

Na území České republiky evidujeme 3 166 ČOV, na které je napojeno více než 80 % obyvatel. V rámci monitoringu SARS-CoV-2 byly odebírány vzorky odpadních vod z 66 ČOV různých kategorií v různém časovém intervalu za účelem zachycení různých úrovní počtů covid-19 pozitivních jedinců. Na základě probíhajícího monitoringu bylo odebráno více než 730 vzorků odpadních vod pro analýzu SARS-CoV-2.

V počátečních fázích monitoringu byly na základě aktuálních možností využívány nejrůznější způsoby odběru vzorků odpadních vod. Byla odebírána surová odpadní voda na nátok do ČOV za česlemi. V souladu s možnostmi jednotlivých ČOV byly odebírány vzorky prosté v rámci bodových odběrů, 2hodinové směsné, 24hodinové směsné a 24hodinové směsné úměrné průtoku. Výše uvedené směsné vzorky byly odebírány pomocí automatických vzorkovačů, které byly umístěny na nátocích odpadních vod na ČOV. Takto odebrané vzorky byly po odběru zpracovány do 48 hodin anebo případně zamrazeny na -70 °C. Ve vzorcích odpadních vod byly mimo genové fragmenty virové RNA SARS-CoV-2 stanovovány i vybrané chemické a fyzikálně-chemické ukazatele, a to v podobě: CHSK-Cr, N-NH₄, O-PO₄, nerozpuštěné látky sušené, fekální koliformní bakterie a enterokoky. V rámci monitoringu odpadních vod na ČOV v ČR bylo zjištěno, že nejkoncentrovanější voda přitéká na ČOV mezi 5. a 23. hodinou.

Na základě výsledků monitoringu a procesu vzorkování byl odběr vzorků odpadních vod optimalizován tak, aby byly zajištěny co nejrepresentativnější vzorky. Výsledkem této analýzy bylo sestavení ideálního postupu a procesu stabilizace vzorků odpadních vod podle následujícího protokolu: 24hodinový slévaný průtokově proporcionální vzorek odebraný pomocí chlazeného automatického vzorkovače o celkovém objemu 500 ml. Po odběru je vzorek důkladně mechanicky homogenizován. Následně je provedena stabilizace vzorku odpadní vody pomocí polyethylen glykolu (PEG), uchování vzorku v chladu za teploty 4 až 6 °C a jeho zpracování ideálně do pěti pracovních dnů. Bylo zjištěno, že zamražením vzorku odpadní vody na -70 °C dochází k cca 20% ztrátě výtěžku. Ideální četnost odběru vzorků odpadní vody byla stanovena na dva odběry týdně. Analýza odpadních vod zahrnuje jednu základní komplikaci, a to v podobě nehomogenity vzorku. V rámci hodnocení výsledků je nutno zahrnout tuto nejistotu.

METODY

V rámci detekce viru SARS-CoV-2 v odpadních vodách byl vypracován metodický postup analýzy odpadních vod, který obsahuje přesně definovaný systém kontrolních bodů a zajišťuje, aby bylo dosaženo řádné a validní analýzy každého daného vzorku. Metodický postup byl schválen Ministerstvem zdravotnictví a vznikl ve spolupráci výzkumných laboratoří VÚVeL, v.v.i. Brno a VÚV TGM, v.v.i. Metodický postup je dostupný na internetové stránce: https://www.vri.cz/wp-content/uploads/2022/02/141_MetPostup_Final_Vasickova.pdf.

Vzorek odpadní vody je stabilizován použitím polyethylenglykolu (PEG) ve spolupráci s určitým množstvím chloridu sodného (NaCl) a přímé flokulace. Zakoncentrování vzorku odpadní vody je prováděno pomocí vysokorychlostní centrifugy. Pro následnou izolaci RNA je používána komerčně dostupná izolační souprava QIAamp Viral RNA Mini Kit (Qiagen, Německo). Postup izolace je prováděn manuálně, ale je možná jeho plná automatizace. Kvantitativní detekce

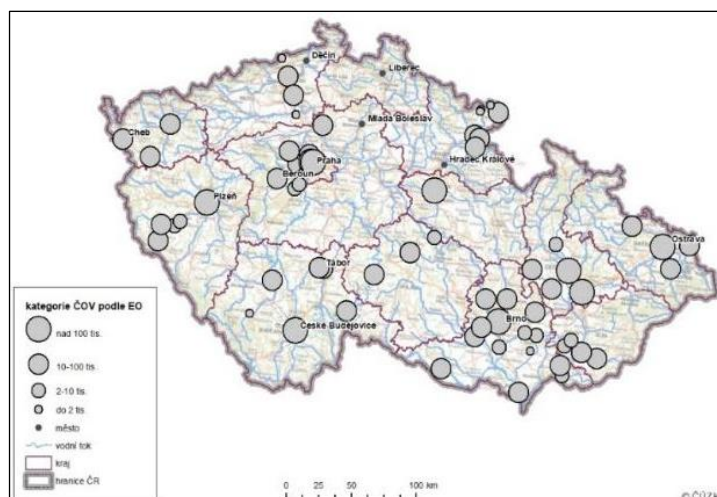
RNA viru SARS-CoV-2 je prováděna metodou RT-qPCR, která je cílena na tři nezávislé detekční cíle v genomu daného viru (dva cíle genu N a oblast kódující nestrukturální protein nsp12). Celý proces je podroben specifickým kontrolám. Citlivost neboli tzv. limit detekce celého metodického postupu (od počáteční fáze zakoncentrování vzorku odpaní vody až po samotnou kvantitativní analýzu GE SARS-CoV-2) je 2,5 virových částic (GE) v 1 ml odpadní vody. Průměrná účinnost celého postupu byla stanovena na hodnotu 36 %.

VYHODNOCENÍ DAT

Výsledky monitoringu odpadních vod jsou porovnávány s verifikovanými počty pozitivně testovaných osob na onemocnění covid-19 v monitorovaných oblastech (městech a obcích napojených na příslušné ČOV). Epidemiologická data jsou v rámci spolupráce získávána u Oddělení biostatistiky Státního zdravotního ústavu (SZÚ) z celostátního Informačního systému infekčních nemocí (ISIN). Do hodnocení jsou zahrnuti jedinci 10 dnů před datem prvních příznaků do 3. dne po provedeném testu. Jedná se tedy o 14denní interval. Pro možnost porovnání nejaktuálnějších výsledků monitoringu odpadních vod jsou pro aktuální období využívány volně dostupné údaje z covidových map nebo veřejně přístupných webů pro jednotlivá města. Tato data jsou však zatížena určitou chybou a neobsahují počty obyvatel v menších připojených obcích na danou ČOV.

3. VÝSLEDKY A DISKUSE

Během studie byly analyzovány vzorky odpadních vod, které byly odebrány v rámci spolupráce s ČOV v České republice. Odběry vzorků byly prováděny od dubna roku 2020 do současnosti, a to v rámci čtyř monitorovacích etap. Celkem bylo vzorkováno 66 ČOV různých kategorií v různém časovém režimu. Monitoring zahrnoval odpadní vody přibližně od 3,7 milionů obyvatel, což odpovídá 43 % všech obyvatel České republiky napojených na ČOV, viz. Obr. 1. Veškeré získané informace, podklady a výsledky analýz v rámci monitoringu viru SARS-CoV-2 na těchto ČOV byly použity k hodnocení uplatnění daného přístupu pro predikci trendů výskytu onemocnění covid-19 a zachycení možného nástupu epidemie.



Obr. 1. Rozložení 66 ČOV v rámci monitoringu SARS-CoV-2

MONITORING VIRU SARS-COV-2 V ČR

1. etapa – 04-06/2020

V průběhu první etapy byly celkem odebrány a analyzovány vzorky odpadních vod z 34 ČOV. První etapa monitoringu byla orientována na lokality s pozitivními nálezy infikovaných osob, na období s velmi nízkými výskyty nemoci covid-19 a prováděno bylo pouze kvalitativní stanovení viru SARS-CoV-2.

2. etapa – 11/20 až 12/20

Při druhé etapě bylo odebráno 266 vzorků odpadních vod v rámci 49 ČOV. Druhá etapa se vyznačuje zachycením druhé vlny epidemie. Byla provedena optimalizace analytické metody pro kvantitativní detekci viru SARS-CoV-2 a byla určena citlivost této metody.

3. etapa – 02/21 až 05/21

Při třetí etapě bylo během monitoringu koronaviru odebráno celkem 167 vzorků odpadních vod. Tyto vzorky byly získány z 13 ČOV. Tato etapa byla soustředěna na analýzu menšího počtu ČOV s vyšší četností vzorkování (1x za 1 až 2 týdny) za účelem podrobnější a přesnější detekce viru SARS-CoV-2 a zachycení průběhu vývoje epidemie v rámci porovnání s verifikovanými počty pozitivně testovaných osob na onemocnění covid-19. Při této etapě byl zachycen nástup, vrchol a pokles třetí vlny epidemie covidu-19 a bylo provedeno ověřování procesu vzorkování.

4. etapa – od 05/21- dosud

Během čtvrté etapy bylo již odebráno více než 250 vzorků odpadních vod. Odběry vzorků jsou prováděny v rámci monitoringu na ČOV ve 4 vybraných městech – Praze (stávající a nová vodní linka), Brně, Břeclavi a Kladně (ČOV Vrapice). Principem čtvrté etapy je dlouhodobé sledování průběhu epidemie, zachycení trendů změn průběhu epidemie a vytvoření systému predikce onemocnění covid-19.

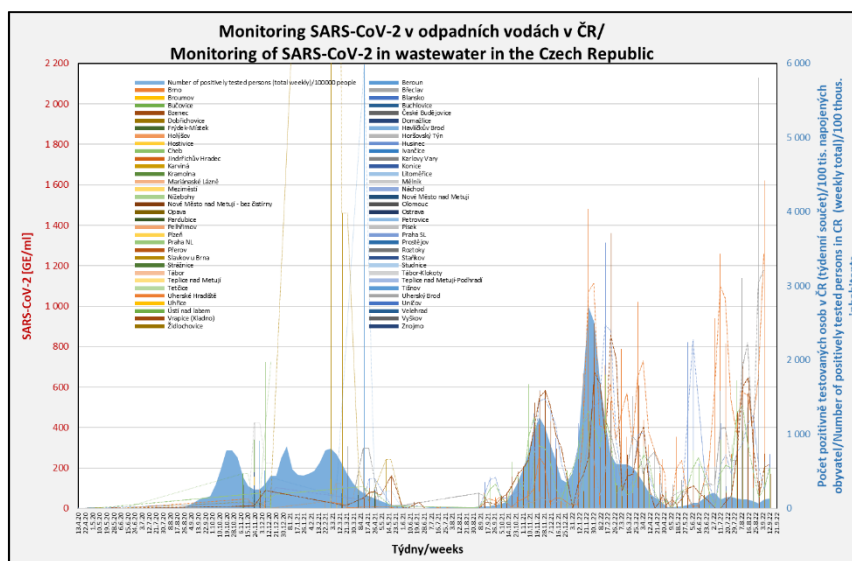
AKTUÁLNÍ VÝSLEDKY STANOVENÍ MNOŽSTVÍ RNA VIRU SARS-COV-2 NA ČOV V ČR

Monitoring RNA koronaviru SARS-CoV-2 v odpadních vodách prováděný od dubna 2020, zachytil jednotlivé vlny epidemie covidu-19 v ČR, viz. Obr. 2 a lze jej tak považovat za fungující marker výskytu covidu-19 v populaci.

Objektivní údaje, získané z monitoringu odpadních vod ukazují, že téměř úplnou eliminaci viru v létě 2021, následoval sled vln zvýšeného výskytu GE (genomových jednotek) viru SARS-CoV-2 v odpadních vodách, korelujících s počty pozitivně testovaných osob covidu-19, detekovaných PCR testy. Poměr virové zátěže odpadních vod k počtům pozitivně testovaných osob se na začátku léta změnil, tj. virus byl v populaci přítomen, ale nezpůsobil významné ovlivnění zdravotního stavu populace.

Aktuální stav odpadních vod na ČOV Brno, Břeclav, Kladno (Vrapice) a Praha (SL a NL) ukazuje, po poklesu na konci srpna tohoto roku, opět mírné zvyšování výskytu markeru covidu-19 v populaci, doprovázené standardním kolísáním. Z dosavadního průběhu lze předpokládat, že v populaci ČR bude následovat střídání vln zvýšeného výskytu viru v populaci bez významného vlivu na veřejné zdraví a jejich postupná stabilizace na úrovni výskytu běžných infekčních

nemocí s pravděpodobností nástupu epidemie pouze v případech nové varianty viru. Dvouletý monitoring odpadních vod ukázal adaptaci populace ČR na přítomnost viru SARS-CoV-2.



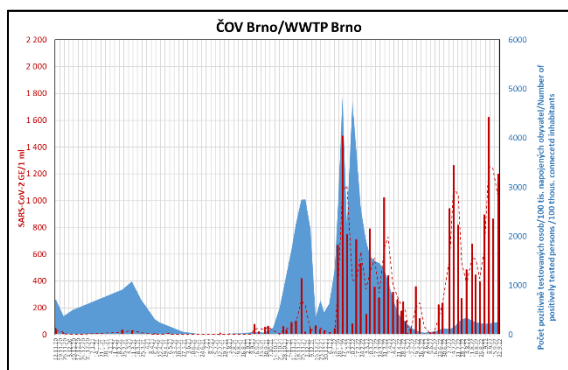
Obr. 2. Monitoring SARS-CoV-2 v odpadních vodách v ČR na 100 000 obyvatel napojených na sledované ČOV

ČOV Brno

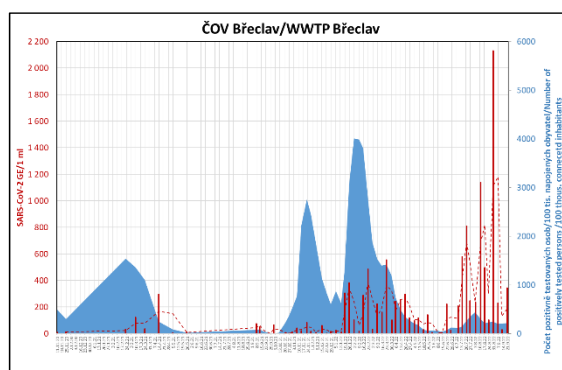
Obsah virových částic v odpadních vodách zde spolehlivě zachytil všechny dosavadní vlny epidemie. Rozsáhlá epidemická vlna, která proběhla na začátku roku 2022, byla v Brně následována letní vlnou (červen-srpen), která však není doprovázena významně zvýšeným výskytem klinických příznaků covidu-19, detekovaných PCR testy. Množství virových částic v brněnské odpadní vodě byl v letních měsících na úrovni předchozí vlny epidemie. Po poklesu na konci srpna došlo ke zvýšení na dosud nejvyšší hodnotu. Poměr k počtům pozitivně testovaných je však již od začátku léta inverzní, tj. virus je v populaci přítomen, ale nezpůsobuje významné ovlivnění zdravotního stavu populace, viz. Obr. 3.

ČOV Břeclav

Odpadní voda z této ČOV zachytila všechny dosavadní vlny epidemie, viz. Obr. 4. Na epidemickou vlnu, která proběhla na začátku roku 2022 a skončila v květnu, navázala letní epidemická vlna (červen-srpen), která již není doprovázena zvýšeným výskytem klinických příznaků covidu-19, detekovaných PCR testy. Množství virových částic v odpadní vodě je od července na vyšší úrovni než v předchozích vlnách epidemie a vykazuje standardní kolísání. Poměr k počtům pozitivně testovaných je však již od začátku léta inverzní, tj. virus je v populaci přítomen, ale nezpůsobuje významné ovlivnění zdravotního stavu populace.



Obr. 3. Monitoring SARS-CoV-2 v odpadních vodách na ČOV Brno na 100 000 napojených obyvatel



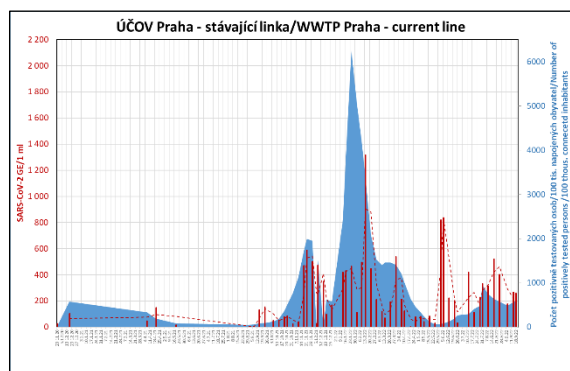
Obr. 4. Monitoring SARS-CoV-2 v odpadních vodách na ČOV Břeclav na 100 000 napojených obyvatel

ÚČOV Praha

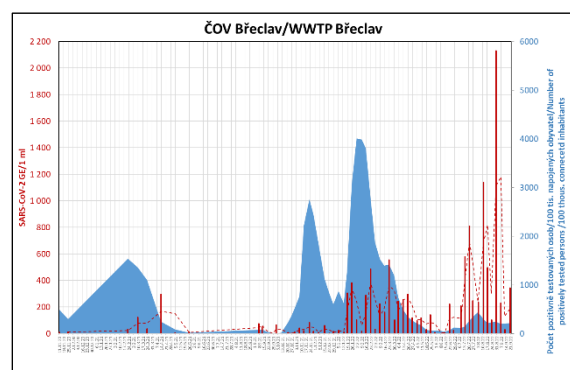
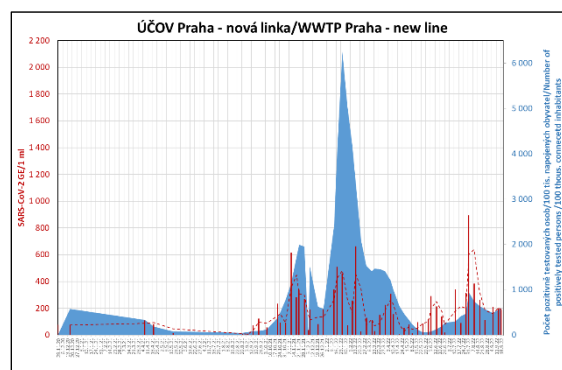
Na SVL (stávající vodní linka) a NVL (nová vodní linka) monitoring odpadních vod velmi dobře zachytil dosavadní vlny epidemie covid-19, viz. Obr. 5 a Obr. 6. Odpadní vody z obou linek ÚČOV zachytily v roce 2022 epidemickou vlnu na přelomu ledna a února s postupným poklesem, ukončeným v květnu. V červnu byl na obou linkách zaznamenán vzestup covidového markeru, který však nebyl zachycen klinickými testy. V letních měsících došlo opět ke zvýšení množství virové RNA v odpadních vodách, které již není doprovázeno výskytem významného počtu klinických případů. Na obou vodních linkách byl na konci srpna zachycen pokles, který byl v září, ve shodě s klinickými daty, následován vzestupem, který by mohl být předzvěstí další vlny. Současný vývoj potvrzuje hypotézu, že v pražské populaci bude následovat střídání covidových vln bez významného vlivu na veřejné zdraví a jejich postupná stabilizace na úrovni výskytu běžných infekčních nemocí.

ČOV Kladno

Monitoring odpadních vod zde velmi dobře zachytil všechny vlny epidemie, viz. Obr. 7. Podobně jako na pražské ÚČOV zachytily odpadní vody v roce 2022 epidemickou vlnu na přelomu ledna a února s postupným poklesem do začátku května. I zde byl v červnu zachycen vzestup covidového markeru, který nebyl zachycen klinickými testy. V letních měsících došlo opět ke zvýšení množství virové RNA v odpadních vodách na úroveň předchozích epidemických vln, nedochází však již k výskytu zvýšeného počtu klinických případů. Údaje ze září ukazují mírné zvýšení množství virové RNA v odpadní vodě, které může být předzvěstí další epidemické vlny.



Obr. 5. Monitoring SARS-CoV-2 v odpadních vodách na ČOV Praha (SVL) na 100 000 napojených obyvatel



Obr. 7. Monitoring SARS-CoV-2 v odpadních vodách na ČOV Kladno (Vrapice) na 100 000 napojených obyvatel

4. ZÁVĚRY

Množství RNA SARS-CoV-2 v odpadních vodách koreluje s počty pozitivně testovaných osob. V některých případech byl pozorován předstih v podobě zvýšení/snížení RNA před počty pozitivně testovaných osob a tím stanovena predikce vývoje. Na základě výsledků byla zjištěna vysoká citlivost metody, kdy pozitivní nález virové RNA byl detekován již pro jednotky až desítky osob, zachycených klinickým PCR testováním. Metoda funguje na ČOV všech velikostí, a i při nízké prevalenci nakažených ve spádové oblasti. Diagnostika odpadních vod může být při jejím cíleném a systematickém provádění vhodným doplňujícím prvkem pro formulaci epidemiologických prognóz a návrhů opatření.

PODĚKOVÁNÍ

Publikace byla vytvořena v rámci projektu VI04000017 „Využití monitoringu odpadních vod jako nástroje včasného varování před vznikem epidemiologické situace“, financovaného z programu 4. VS BV III a za podpory institucionálních prostředků MŽP.

SEZNAM LITERATURY

Ahmed W., Bertsch P.M., Bibby K., Haramoto E., Hewitt J., Huygens F., Gyawali P., Korajkic A., Riddell S., Sherchan S.P., Simpson S.L., Sirikanchana K., Symonds E.M., Verhagen R., Vasan S.S., Kitajima M., Bivins A. (2020). Decay of SARS-CoV-2 and surrogate murine hepatitis virus RNA in untreated wastewater to inform application in wastewater-based epidemiology, *Environmental Research* 191, 110092.

Ali W., Zhang H., Wang Z., Chang C., Javed A., Ali K., Du W., Niazi N.K., Mao K., Yang Z. (2021). Occurrence of various viruses and recent evidence of SARS-CoV-2 in wastewater systems, *Journal of Hazardous Materials* 414, 125439.

- Bencko, V., Šíma, P., Bušová, M. (2021). Epidemie, pandemie: poučení z historie infekčních nemocí. *Hygiena*, 2021. 66(2), s. 48-54.
- Lamers M. M., Beumer J., Van Der Vaart J., Knoop K., Puschhof J., Breugem T. I., Ravelli R. B. G., Paul Van Schayck J., Mykytyn A. Z., Duimel H. Q., Van Donselaar E., Riesebosch S., Kuijpers H. J. H., Schipper D., Van De Wetering W. J., De Graaf M., Koopmans M., Cuppen E., Peters P. J., Haagmans B. L., Clevers H. (2020). SARS-CoV-2 productively infects human gut enterocytes. *Science*, 369, 50–54. doi:10.1126/science.abc1669.
- Mirjalali H., Nazemalhosseini-Mojarad E., Yadegar A., Mohebbi S. R., Baghaei K., Shahrokh S., Asadzadeh Aghdaei H., Zali M. R. (2020). The Necessity of Stool Examination in Asymptomatic Carriers as a Strategic Measure to Control Further Spread of SARS-CoV-2. *Front. Public Health*, 8, 553589. doi: 10.3389/fpubh.2020.553589.
- Očenášková V. (2018). Komunální odpadní voda jako diagnostické médium. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, roč. 60, č. 1, str. 28–30. ISSN 0322-8916
- Ryu Y., Barceló D., Barron L.P., Bijlsma L., Castiglioni S., De Voogt P., Emke E., Hernández F., Lai F.Y., Lopes A., López De Alda M., Mastroianni N., Munro K., O'brien J., Ort C., Plósz B.G., Reid M. J., Yargeau V., Thomas K.V. (2016). Comparative measurement and quantitative risk assessment of alcohol consumption through wastewater-based epidemiology: An international study in 20 cities, *Science of The Total Environment*, 565, 977-983.
- Sims N., Kasprzyk-Hordern B. (2020). Future perspectives of wastewater-based epidemiology: Monitoring infectious disease spread and resistance to the community level. *Environ Int.*, 139, 105689. doi: 10.1016/j.envint.2020.105689.
- Tian Y., Rong L., Nian W., He Y. (2020). Review article: gastrointestinal features in COVID-19 and the possibility of faecal transmission. *Aliment Pharmacol Ther*, 51(9),843-851. doi:10.1111/apt.15731.
- Wiktorczyk-Kapischke, N., Grudlewska-Buda, K., Wałęcka-Zacharska, E., Kwiecińska-Piróg, J., Radtke, L., Gospodarek-Komkowska, E., Skowron, K. 2021. SARS-CoV-2 in the environment — Non-droplet spreading routes, *Science of The Total Environment*, Volume 770, 2021, ISSN 0048-9697.
- <https://www.czso.cz/csu/czso/vodovody-kanalizace-a-vodni-toky-2021>.

ANAEROBNÍ STABILIZACE ZA 10 DNÍ?

Mágrová A.*, de Boer S., Agumah J. A., Jeníček P.

Vysoká škola Chemicko-technologická v Praze, Technická 5, 166 28 Praha 6- Dejvice

*autor pro korespondenci, email: magrova@vscht.cz

ABSTRAKT

Teplotně fázovaná anaerobní stabilizace (TPAD) je jednou z možností, jak intenzifikovat stávající mezofilní anaerobní stabilizaci. TPAD již v minulosti prokázal zvýšení celkové produkce bioplynu, snížení doby zdržení a zajištění hygienizace. V této práci se věnujeme provozu TPAD při extrémně krátké době zdržení 10 dní, zkracující dobu zdržení na polovinu. Výsledky prokázaly že produkce i kvalita bioplynu je porovnatelná s provozními výsledky a stabilita provozu byla dosažena již po 11 dnech. Dále došlo ke snížení nerozpuštěných organických látek (NL_{org}) o 45 %. Přestože jde o výsledky z laboratorního provozu, TPAD potvrzuje všechny předpoklady pro vhodnou metodu stabilizace kalů, která může být jednoduše aplikovaná na mnohých čistírnách odpadních vod (ČOV) v ČR.

KLÍČOVÁ SLOVA

Anaerobní stabilizace; Doba zdržení; Metan; Specifická produkce metanu; TPAD;

1. ÚVOD

Intenzifikace anaerobní stabilizace patří nejen v době energetické krize k jedním z nejpalčivějších témat kalového hospodářství. Mezofilní anaerobní stabilizace, která je nejčastěji využívanou metodou stabilizace kalu v České republice, se nejen kvůli legislativním požadavkům na hygienizaci kalu stává zastaralou. Jednou z možností, jak zajistit hygienizaci kalu, je přechod na termofilní anaerobní stabilizaci, což je ovšem často spojeno s přestavbou nebo úpravou vyhnívacích nádrží, a tudíž představuje vysoké investiční náklady. Teplotně fázovaná anaerobní stabilizace (TPAD) kombinuje menší termofilní anaerobní stabilizaci s kratší dobou zdržení s mezofilní anaerobní stabilizací, která může využívat stávající anaerobní nádrže na ČOV. Principem TPAD je prostorové oddělení rychlejší acidogeneze v termofilním stupni od pomalejší metanogeneze ve stupni mezofilním.

TPAD již v několika studiích prokázal zvýšení produkce bioplynu a zlepšení odvodnitelnosti kalu (Lanko, Hejnic, Říhová-Ambrožová, Ferrer, & Jeníček, 2021; Riau, De la Rubia, & Pérez, 2010). Současně zachovává mezofilní anaerobní vyhnívací nádrže a pro přechod na TPAD je nutné pouze dostavět menší termofilní stupeň. TPAD je ale obvykle provozován při dobách zdržení blízkých se 20 dnům, tj. srovnatelných s mezofilní stabilizací.

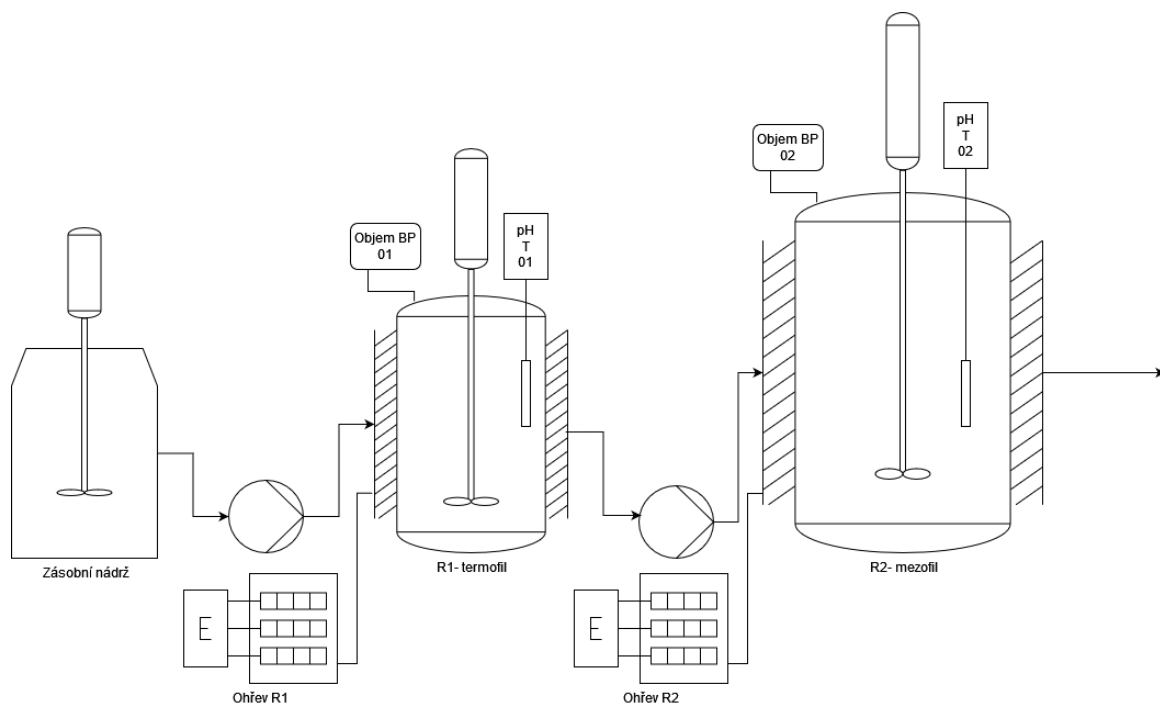
Cílem naší práce bylo ověřit možnost zkrácení celkové doby zdržení na 10 dní při vyšším organickém zatížení a hledáme tak limitní dobu zdržení, při které lze provozovat TPAD při zachování všech výše zmíněných benefitů.

2. MATERIÁLY A METODY

Reaktory

V naší studii jsme provozovali laboratorní reaktory TPAD s celkovou dobou zdržení 10 dní po dobu 2 měsíců. V prvním termofilním reaktoru (R1) provozovaném při 55 °C byla doba zdržení 2,3 dne a v druhém mezofilním reaktoru (R2) provozovaném při teplotě 40 °C byla doba zdržení 7,7 dne. Oba reaktory byly kontinuálně míchány a během celého experimentu byla monitorována teplota v reaktoru a pH (viz. Obr. 1). Substrát byl mezi zásobní nádrží a jednotlivými reaktory pumpován pomocí dvou pump. Odtok z R2 přepadl samovolně do odpadu. Provoz reaktorů byl rozdělen do dvou částí. První, Etapa 0, sloužila k postupné

adaptaci systému na vysoké organické zatížení. Během Etapy 0 jsme reaktory provozovali s polovičním organickým zatížením. Po 4 dnech jsme zahájili Etapu 1 kdy jsme organické zatížení skokově navýšili na průměrnou hodnotu $17,6-25,7 \text{ g VL}_{\text{org}} \cdot \text{m}^{-3} \text{ den}^{-1}$, které byla udržována po zbylou dobu experimentu.



Obr. 1. Schéma laboratorního modelu TPAD

Inokulum

Pro inokulaci termofilního reaktoru R1 jsme využili kal z poloprovozní jednotky termofilní stabilizace, který byl do doby jeho použití skladován nejprve při teplotě $4 \text{ }^\circ\text{C}$, poté pro jeho reaktivaci byl ais týden uložen v termoboxu při teplotě $55 \text{ }^\circ\text{C}$. Inokulum pro R2 bylo do doby jeho použití skladováno při teplotě $37 \text{ }^\circ\text{C}$ a pochází z čistírny odpadních vod s mezofilní stabilizací. Před jeho použitím bylo mezofilní inokulum mechanicky zahuštěno.

Substrát

Směsný surový kal v poměru 2:1 (primární kal: přebytečný aktivovaný kal) byl skladován po celou dobu experimentu v chladícím boxu při teplotě $4-5 \text{ }^\circ\text{C}$. Substrát byl v boxu kontinuálně míchán a pravidelně jednou za týden doplněn o kal z pražské Ústřední čistírny odpadních vod. Oba reaktory byly taktéž kontinuálně míchány a dávkování $1,5$ litru substrátu probíhalo třikrát denně.

Analytické metody

Po celou dobu experimentu průběžně sledována kvalita stabilizovaného kalu a stabilita laboratorního modelu. Stabilita anaerobní stabilizace byla vyhodnocena s vy užitím analýz nerozpuštěných látek (NL) podle poměru $\text{NL}_{\text{org}}/\text{NL}$. Analýza NL a NL_{org} byla prováděna modifikovanou metodou dle standardu EPA (American Water Works, 2017). Odstranění NL_{org} byl další parametr, který byl sledován při provozu a byl vypočten ze vstupní koncentrace NL_{org} a výstupní koncentrace NL_{org} po 10 dnech. Dalším sledovaným parametrem byla koncentrace celkového amoniakálního dusíku (TAN) v reaktorech analyzována na Thermo Fisher Scientific Gallery™ a koncentrace nenasycených mastných kyselin (NMK) na chromatogramu (GC s FID

detektorem). Kvalita substrátu, inokula a stabilizovaného kalu byla sledována pomocí standardní metody (American Water Works, 2017).

Bioplyn

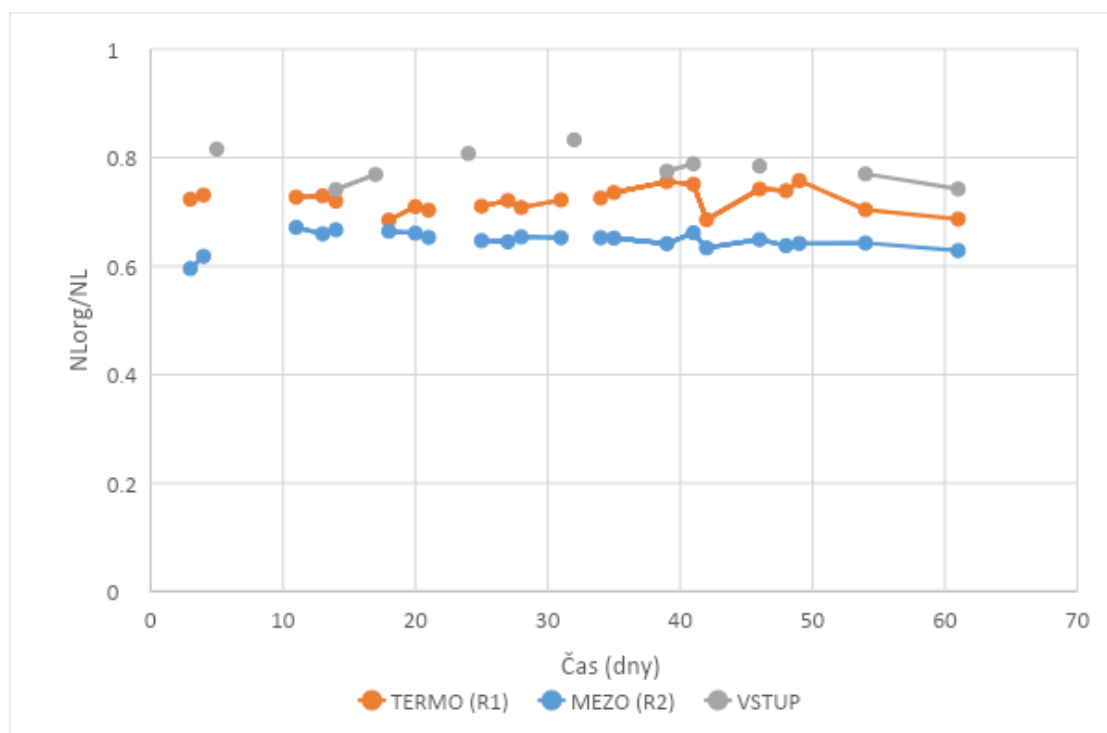
Objem produkovaného bioplynu byl kontinuálně měřen a zaznamenáván u obou reaktorů zvlášť. Třikrát týdně byla prováděna i analýza složení bioplynu na chromatografu (GC-2014 Shimadzu).

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Stabilita TPAD

Obavy z nestability prvního reaktoru se během provozu modelu TPAD nepotvrdily. Nejvyšší naměřená koncentrace amoniakálního dusíku byla $1,49 \text{ g.l}^{-1}$, tato koncentrace zdaleka nedosahuje koncentrací kolem $4,0 \text{ g.l}^{-1}$, které byly potvrzené jako inhibující (Procházka, Dolejš, Máca, & Dohányos, 2012).

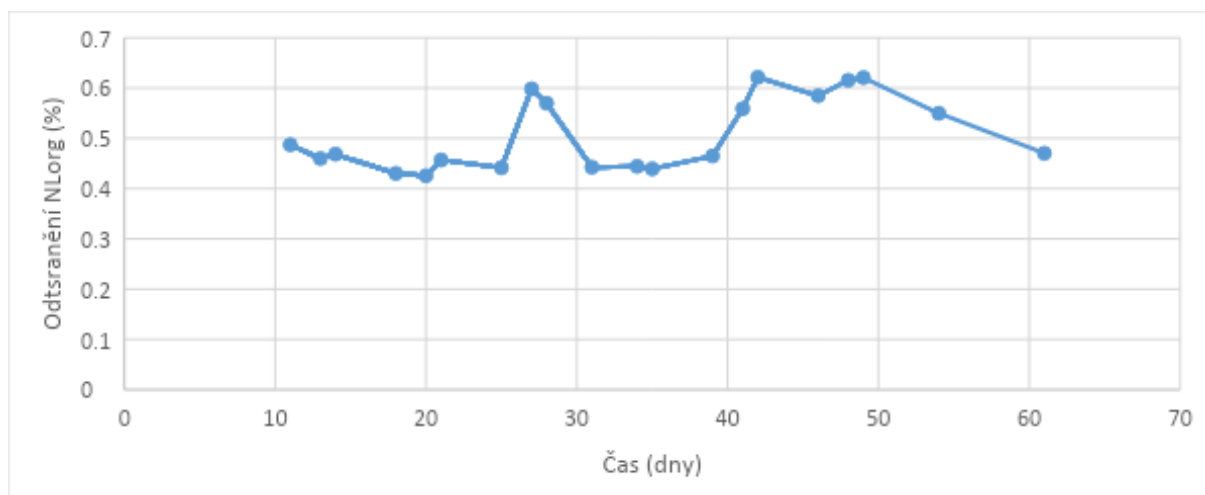
Stability celého systému TPAD, vyjádřené jako dosažení konstantního poměru N_{Lorg}/NL , bylo dosaženo již po 11 dnech provozu a bylo možné ji udržet až do 41. dne. Poté došlo k provozním problémům při čerpání substrátu do R1, které stabilitu významně narušilo. Z Obr. 2 je také zřejmé, že k významné redukci organických látek (N_{Lorg}) dochází již v prvním stupni při době zdržení 2,3 dne. Vzorek z mezofilního reaktoru (R2) dosáhl pak během stabilní fáze hodnoty N_{Lorg}/NL 0,65 což je v porovnání s provozními výsledky 0,56 (mezofilní anaerobní stabilizace) a 0,59 (termofilní anaerobní stabilizace) s poloviční dobou zdržení, velmi dobrý výsledek.



Obr. 2. Poměr N_{Lorg}/NL na vstupu do TPAD a v R1, R2

Stabilita a funkčnost systému TPAD se dále dá posoudit za pomoci procentuálního odstranění organické hmoty (N_{Lorg}). Tento parametr, jak je vidět v Obr 3. je velmi náchylný na změny ve složení substrátu. Z grafu je ovšem patrné že během stabilní fáze, která trvala od 11. dne do 41. dne, bylo dosaženo 45% odstranění nerozpuštěných organických látek. Z grafu je také

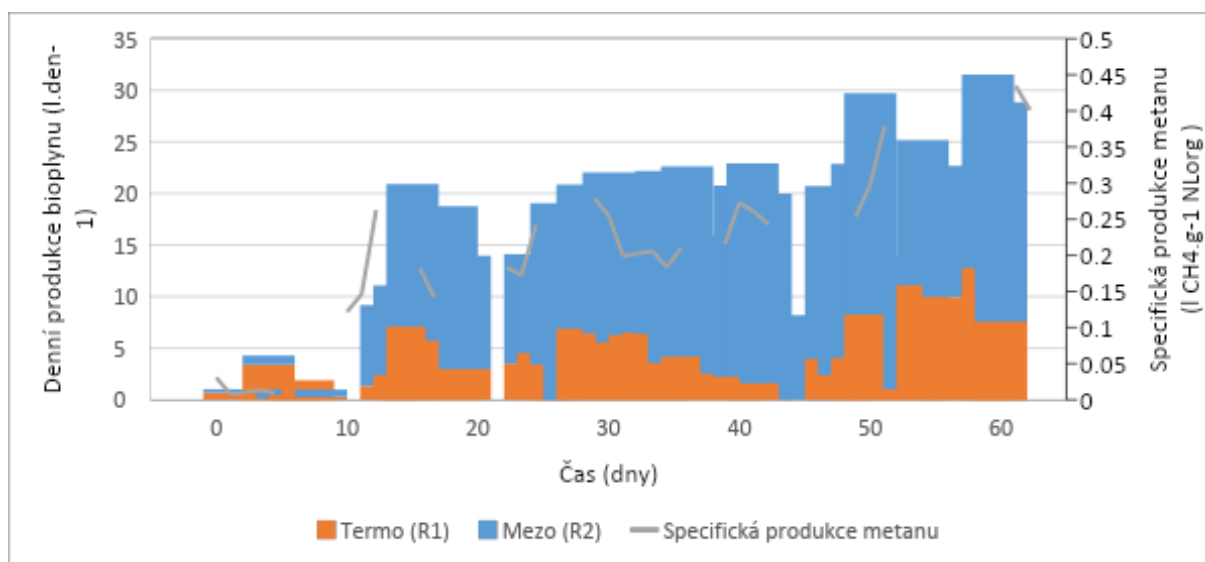
patrné že systém reagoval pouze krátkodobě na změnu substrátu (27. a 28. den) a pak se vrátil zpět na původní hodnotu.



Obr. 3. Odstranění N_{Lorg} v systému TPAD

Produkce a kvalita bioplynu

Jak je z Obr. 4 patrné, největší vliv na celkovou produkci bioplynu měl termofilní reaktor R1. Kde také nejčastěji docházelo k provozním problémům. Současně bylo zjištěno, že po dosažení stability provozu (11. den) se byla specifická produkce metanu poměrně nízká a k jejímu navýšení došlo až od 14. dne provozu. Podobně tomu bylo s kvalitou bioplynu, kdy od 14. dne bioplyn v R1 obsahoval v průměru 55,8 % metanu ($\pm 4,3$ %) a v R2 69,7 % ($\pm 1,7$ %). I specifická produkce metanu počítaná pro celkový objem metanu produkováný v obou reaktorech dosahovala v průměru $0,25 \text{ l CH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{ NL}_{org}$.



Obr. 4. Denní produkce bioplynu v R1 a R2, celková specifická produkce metanu

Vývoj mikrobiální populace v TPAD

Studie provedené na systémech TPAD poukazují na prostorové oddělení hydrolýzy a acidogeneze, v prvním stupni, od acetogeneze a metanogeneze, v druhém stupni. Tuto hypotézu potvrzuje vyšší koncentrace NMK v prvním stupni. Kyselina octová dosahovala koncentrace až 3,6 g.l⁻¹ a v druhém stupni byly následně NMK zpracovány a jejich koncentrace se tak významně snižuje na 0,6 g.l⁻¹.

4. ZÁVĚRY

V naší studii jsme prokázali že teplotně fázovaná anaerobní stabilizace umožňuje anaerobní stabilizaci v extrémně krátkém čase 10 dní. Sledované parametry prokazují že provoz takového uspořádání je stabilní a účinně stabilizuje kal s průměrnou účinností odstranění organických látek kolem 45 %. Dále bylo zjištěno, že při poloviční době zdržení oproti standardnímu provozu mezofilní anaerobní stabilizace je možné dosáhnout jen mírně horších výsledků NL_{org}/NL. Zbylá organická hmota, může být dále využita při termickém zpracování stabilizovaného kalu, při současném zachování produkce i kvality bioplynu. Další výzkum by měl směřovat k up-scalingu technologie, výpočtu energetické náročnosti a ověření hygienizace v rámci splnění legislativních požadavků ČR.

PODĚKOVÁNÍ

Tento výstup vznik v rámci Specifického vysokoškolského výzkumu – projekt č. **A2_FTOP_2022_012**.

SEZNAM LITERATURY

- American Water Works, A. (2017). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. In (23rd ed.).
- Lanko, I., Hejnic, J., Říhová-Ambrožová, J., Ferrer, I., & Jenicek, P. (2021). Digested sludge quality in mesophilic, thermophilic and temperature-phased anaerobic digestion systems. *Water*, 13(20), 2839.
- Procházka, J., Dolejš, P., Máca, J., & Dohányos, M. (2012). Stability and inhibition of anaerobic processes caused by insufficiency or excess of ammonia nitrogen. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 93(1), 439-447. doi:10.1007/s00253-011-3625-4
- Riau, V., De la Rubia, M. Á., & Pérez, M. (2010). Temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) to obtain class A biosolids: A semi-continuous study. *Bioresource Technology*, 101(8), 2706-2712. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.11.101>

ZKUŠENOSTI S VYUŽÍVÁNÍM MATEMATICKÉHO MODELOVÁNÍ V PROVOZNÍ SPOLEČNOSTI SEVEROČESKÉ VODOVODY A KANALIZACE, A.S.

Komorová M.¹, Kuncl V.^{2*}

¹ DHI a.s.

² Severočeské vodovody a kanalizace, a.s.

*email: vojtech.kuncl@scvk.cz

ABSTRAKT

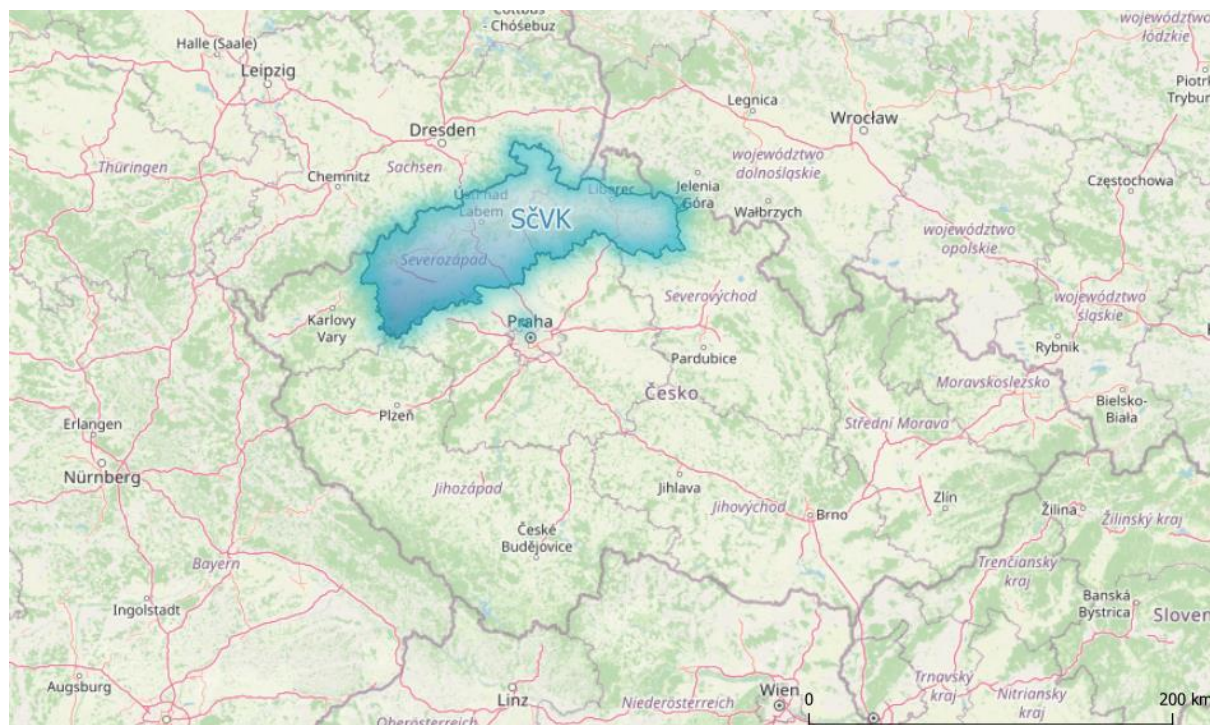
Severočeské vodovody a kanalizace, a.s. (SČVK) mají téměř 20 let zkušeností s matematickým modelováním. Matematické modely se používají pro vodovodní i kanalizační sítě velkých měst i pro celou vodárenskou soustavu. Modely pomáhají řešit různé druhy úloh. U vodovodní sítě se jedná o úlohy ohledně výhledové kapacity sítě, optimalizace tlakových poměrů, důsledky klimatických změn apod. Kanalizační modely řeší odvodnění urbanizovaného povodí, posuzování chování kanalizační sítě a analýzy přechodného zatížení recipientu. Příspěvek se věnuje dlouhodobým přínosům matematického modelování a v druhé části příspěvku jsou ukázány jednotlivé případové zpracování u vodovodní sítě.

KLIČOVÁ SLOVA

DHI; matematické modelování; přínosy; SČVK; ukázky

1. ÚVOD O MATEMATICKÉM MODELOVÁNÍ

Provozní společnost SČVK je co do velikosti provozovaného území a dalších vybraných ukazatelů největší provozní společností v České republice. Vzhledem k velikosti a množství provozované infrastruktury neustále dochází k vytváření nových koncepčních materiálů, obnově majetku, posuzování stavu jednotlivých objektů či návrhu objektů nových. Historicky se u těchto činností vycházelo výhradně ze zkušeností zaměstnanců a místního průzkumu. Tyto postupy však postupně naráželi na své limity, a proto se v rámci společnosti již dlouhodobě využívá postupů založených na matematickém modelování.



Obr. A Území provozované SČVK

MOTIVACE PROVOZNÍCH SPOLEČNOSTÍ

Jak bylo naznačeno v úvodu, základní motivací k užívání matematického modelování je snaha neustále vylepšovat proces navrhování a optimalizace provozovaných systémů. Nejedná se však pouze jen o očekávatelné činnosti jako jsou návrhy kapacit či variantní řešení problémů. Díky matematickému modelování je možnost provozovat systémy ekologičtěji (dlouhodobé sledování odlehčovaných vod, snižování energetické náročnosti, optimalizace průměrů potrubí), držet krok se zpřísnující se legislativou nebo tvořit dlouhodobé koncepce. Zejména dlouhodobé koncepce větších měst jsou z hlediska provádění provozních zásahů poměrně problematické, protože jednotlivá opatření na síti se často navzájem ovlivňují. Matematické modelování je pak schopno tyto vazby postihnout a predikovat cílový stav.

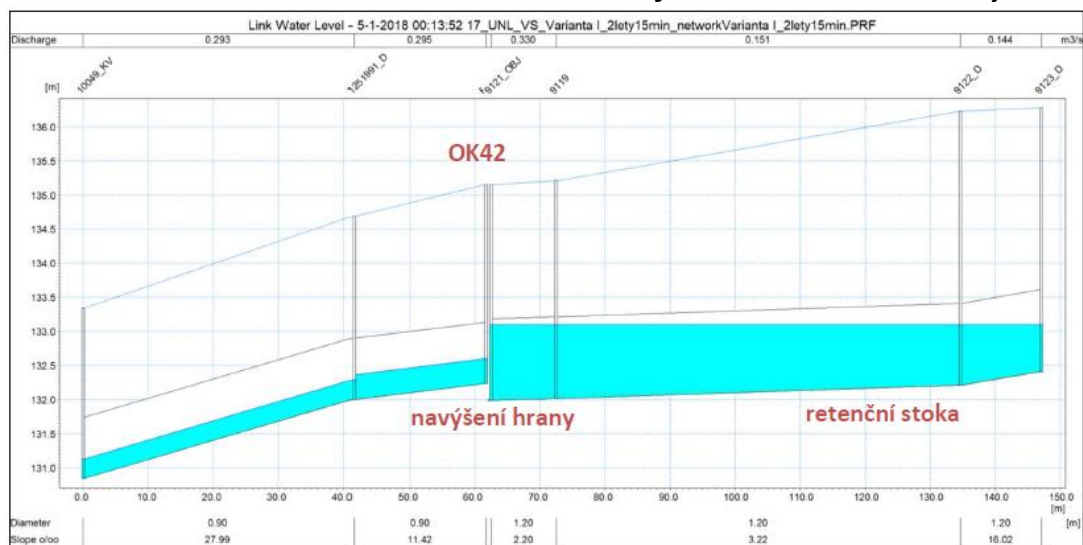
Nicméně aby bylo možné takovéto matematické modelování provádět, je nutné počítat s množstvím předpokladů, které musí být předem splněny. V první řadě se jedná o vysokou úroveň digitalizace. Ať už mluvíme o měření, telemetrii, archivaci nebo zabezpečení dat, tak matematické modelování je na kvalitě vstupních dat doslova závislé. S tím se pak pojí další důležitý bod a sice široká datová základna. V rámci jednorázových měrných kampaní je sice možné pro potřeby modelu množství dat doměřit, nicméně to pak na projekt modelování dané lokality klade zvýšené materiálové, finanční i časové nároky. Je tedy velice vhodné, mít dostatečné množství pevných, dlouhodobě zřízených měření ve správě provozovatele.

Neméně důležitým bodem je pak spolupráce jednotlivých lidských zdrojů. V případě provozovatele musí spolupracovat větší množství zaměstnanců z různých oddělení. Právě jejich různé zaměření a rozložení v provozovaném území vede při setkání v rámci přípravy projektu modelování k velmi prospěšné výměně poznatků. Nicméně je nutné zmínit i součinnost se zástupci obcí a měst. Právě v rámci přípravy dlouhodobého plánování v rámci generelů často dochází informování a případným dohodám o budoucím rozvoji jak jednotlivých municipalit, tak vodovodů a kanalizací.

DLOUHODOBÉ PŘÍNOSY

Samotné přínosy matematického modelování lze rozdělit do tří kategorií.

První z nich jsou přínosy provozní. V rámci vytvořených jednotlivých materiálů jsou sděleny zejména navrhovaná provozní opatření. Kromě těchto řekněme předpokládaných opatření vytvářených za účelem splnění předem stanoveného cíle pak ale často vzniknou i návrhy opatření, které pocházejí z odhalení problémových míst na síti provozovatele. Typově se může jednat o chybně zavřená či vůbec nalezená šoupata, nekorektní propojení kanalizačních stok a jiné. Dále bych rád také vyzdvihl vytváření plánu obnovy sítí (v rámci generelu), který na základě multikriteriální analýzy vytipuje nejchoulostivější místa infrastruktury.



Obr. B Příklad řešení problematické odlehčovací komory

Druhou kategorií jsou projekční přínosy. V rámci jednotlivých projektů matematického modelování dochází k doměřování (nadmořských výšek, profilů či sklonů) sítě a doplňování či aktualizaci těchto dat do GIS databáze. Vedle toho je pak shromažďováno množství dat od obcí a velkooběratelů. Jedná se zejména o hodnoty výhledového rozvoje, které je možné posléze využít i při dalších projekčních činnostech a při plánování kapacit.

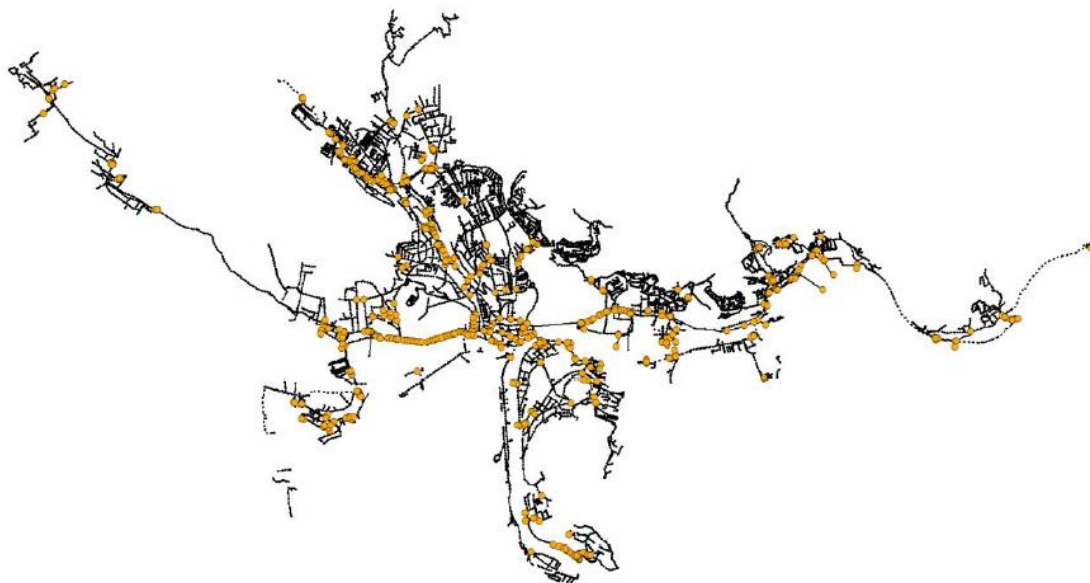
Posledním blokem jsou přínosy administrativní. Neocenitelnými se výsledky modelování stávají při činnosti vyjadřování. Stanovení zbývajících kapacit objektů či sítě bývá poměrně často problematické, ale jednotlivé modely umí poměrně snadno a rychle tyto kapacity vyčíslit. Kromě vyjadřování je pak možné tyto materiály využívat například v případě poplatkového řízení odlehčovacích komor.

Hodnocení OK												
Kategorie funkčnosti	Vyhodnocení na základě poměru ředění	Vyhodnocení na základě četnosti přepadu	Vyhodnocení na základě objemu přepadu	Přítok na OK		Max. odtok z OK směrem k ČOV při návrhové srážce	Odtok z OK směrem k ČOV při začátku přepadu	Povolený poměr ředění (dokumentace)	Poměr ředění 1+M			
				Odpadní vody při návrhové 5 leté srážce								
				Qh max splo (m3/s)	Q24 splo (m3/s)	Qmax max (m3/s)	Qmax odsk (m3/s)	Qmax (m3/s)	1 + M	M (-) (Qh max)	M (-) (Q24)	
●	problematická	nevyhovuje	nevyhovuje	velmi významný	0.0620	0.0481	2.280	0.123	0.089	4	0.4	0.8
●	mírně problematická	vyhovuje	nevyhovuje	velmi významný	0.0086	0.0071	1.580	0.112	0.085	4	8.9	10.9
●	bezproblémová	vyhovuje	vyhovuje	významný	0.0052	0.0041	0.358	0.191	0.108	4	19.8	25.1
●	mírně problematická	vyhovuje	nevyhovuje	velmi významný	0.0043	0.0034	0.835	0.111	0.091	4	20.2	25.8
●	bezproblémová	vyhovuje	vyhovuje	málo významný	0.0002	0.0001	0.113	0.080	0.047	4	289.2	447.5
●	bezproblémová	vyhovuje	vyhovuje	zanedbatelný	0.0001	0.0000	0.016	0.016	0.020	4	371.6	636.0
●	problematická	nevyhovuje	nevyhovuje	velmi významný	0.0020	0.0016	0.284	0.033	0.004	4	1.1	1.7
●	mírně problematická	vyhovuje	nevyhovuje	velmi významný	0.0005	0.0004	0.284	0.023	0.019	4	41.9	46.5
●	bezproblémová	vyhovuje	vyhovuje	zanedbatelný	0.0636	0.0493	0.140	0.140	0.190	4	-	-
●	bezproblémová	-	-	-	0.0001	0.0001	0.039	0.020	-	-	-	-
●	bezproblémová	-	-	-	0.0003	0.0002	0.085	0.020	-	-	-	-
●	bezproblémová	-	-	-	0.0014	0.0011	0.265	0.080	-	-	-	-

Obr. C Příklad posouzení odlehčovacích objektů

HISTORIE ÚLOH

V průběhu let vznikalo v rámci skupiny Severočeská voda množství různých druhů úloh. Základním stavebním pilířem matematického modelování jsou již dlouhodobě (více než 20 let) generely. Jedná se o ucelené dokumenty větších měst zahrnujících detailní rozbor aktuální situace dané lokality až po návrh opatření pro výhledový stav počítající s budoucím rozvojem.



Obr. D Vyznačení doměřených šachet v rámci generelu

Dalším typem jsou pak konkrétní studie. Tyto kratší dokumenty cílí již na konkrétní lokalitu (obec, místo na síti, problémový objekt) a navrhují variantní řešení lokálního problému.

Poměrně novým druhem je dokument zabezpečení dodávky vody. Tento koncepční materiál řeší pomocí rozboru jednotlivých aspektů (vydatnost zdrojů, transportní možnosti, kvalita vody a jiné) optimalizaci dodávky vody. Dále pak mimo jiné rozebírá možnosti propojování distribučních soustav či ohroženost zdrojů ve výhledu.

V neposlední řadě je ještě nutno uvést materiály týkající se výhradně posouzení odlehčovacích objektů. Nejedná se však jen o samotná posouzení, ale také o návrh opatření vedoucích ke zlepšení technického stavu objektu a tím i redukcí odváděného poplatku.

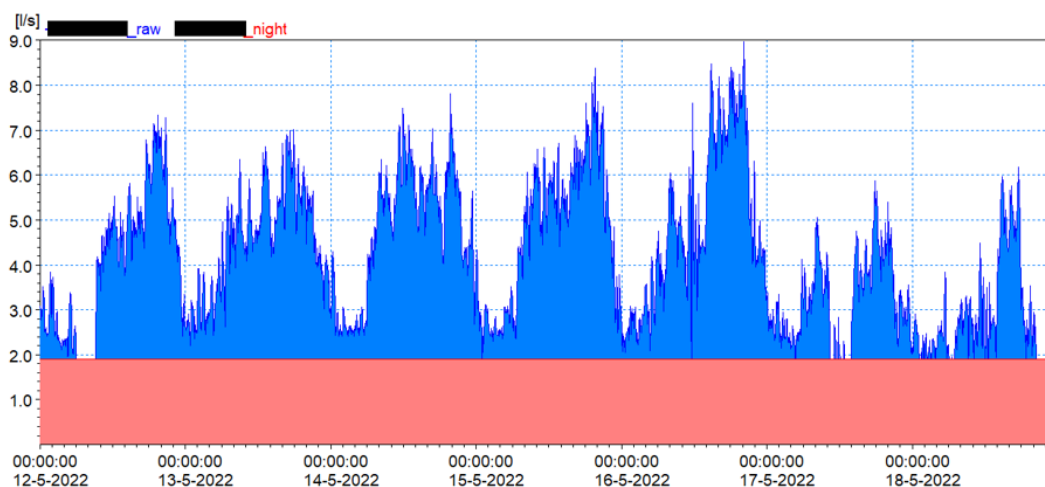
2. UKÁZKY PŘÍPADOVÉHO ZPRACOVÁNÍ

Historie spolupráce DHI a SČVK přinesla různé typy úloh, které byly zmíněny v předešlých odstavcích. Případové ukázky byly vybrány pouze pro matematické modely vodovodních sítí.

Generel zásobování skupinového vodovodu Vlastislav pitnou vodou

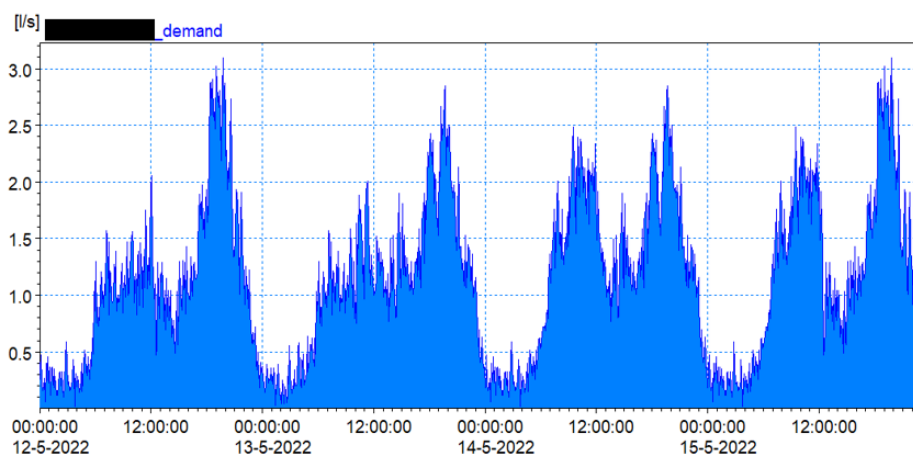
První ukázkou je na rozsah největší typ úlohy – Generel zásobování skupinového vodovodu Vlastislav pitnou vodou. Generel zásobování vodou má za cíl nejen posoudit stávající a výhledový stav vodovodního systému, navrhnout optimalizaci, ale také snížit úniky vody v této oblasti, kde je v suchých měsících vody nedostatek. Pro validní výsledky matematického modelu je nutné model kalibrovat. Kalibrace probíhá na dispečerských a naměřených datech. Zmíněná data slouží také pro zjištění úniků vody. Dispečink má svoji síť stálých měrných profilů s četností zápisu 1×10 min. Jelikož dispečerská měrná síť nepokrývá malé obce, tak měrné

kampaně byly zaměřené hlavně na chybějící místa. Data z měrných kampaní jsou přesnější – četnost zápisu 1×1 min. Obr. E zobrazuje naměřená data průtoku na nátoku do obce, kde pravděpodobně dochází k úniku vody (vyznačeno červenou barvou). Pravděpodobný únik vody je minimální noční nátok do oblasti, když v dané oblasti není průmysl nebo jiný velkoodběratel odebírající vodu v průběhu nočních hodin.



Obr. E Naměřená data průtoku s pravděpodobným únikem vody (červeně vyznačené)

Obr. F, zobrazuje jinou oblast modelu, kde se dá předpokládat, že není únik vody, protože minimální noční nátok je nula



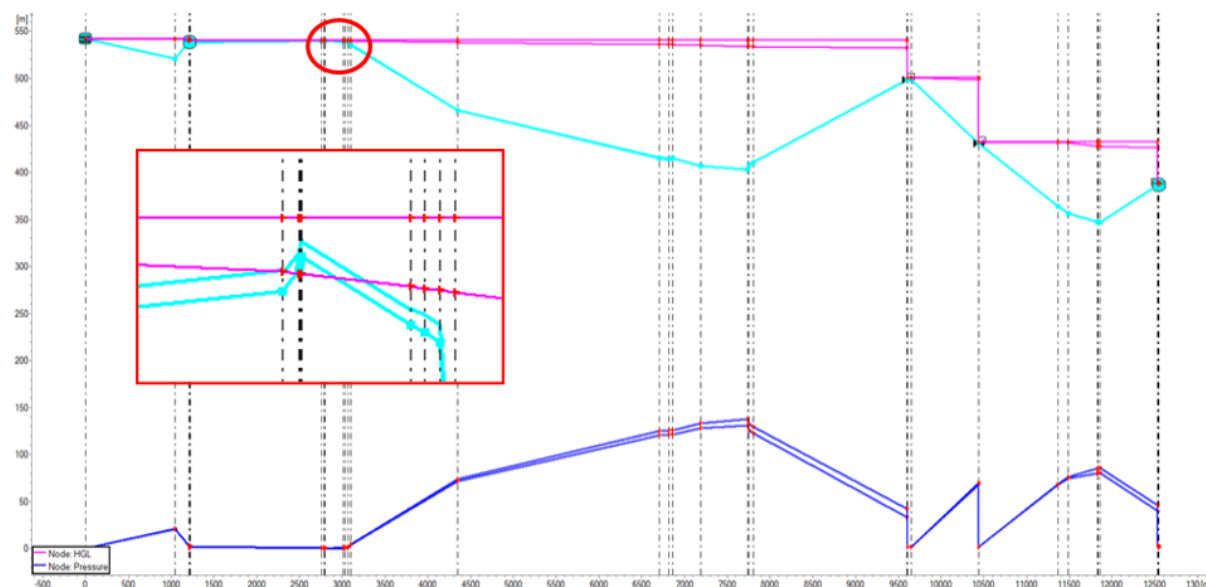
Obr. F Naměřená data průtoku bez úniku vody

Generel zásobování vodou doporučuje přesná místa pro zhuštění měrné sítě a lepší pokrytí monitoru úniků. Přístroje pro měření úniků je doporučeno mít s online přenosem a upozorněním při výrazné změně průtoků, či už v nočních hodinách, nebo během dne.

Studie – Optimalizace skupinového vodovodu Varnsdorfsko

Dalším příkladem je malá studie. Při optimalizaci skupinového vodovodu se nejprve posuzoval stávající stav a následně se řešil dopad plánovaného rozšíření. Zajímavou část studie tvořily mimořádné stavy, které simulovaly odstavení místních zdrojů (např. z důvodu sucha, zhoršené kvality vody) nebo poruchu na úpravně vody, což by mělo za následek snížení výrobní kapacity. Poslední část studie se věnovala návrhu optimální kapacity úpravní vod, jelikož jedna z dvou úpraven bude muset v blízké budoucnosti projít generální rekonstrukcí. Optimalizování návrhové kapacity úpravní může ušetřit mnoho finančních prostředků.

Matematické modely dokážou velmi rychle určit kritické topologické místo – Obr. G. Místní provoz se domníval, že problém se zásobováním je mezi úpravnou vody a prvním vodojemem. Matematický model ukázal kritické místo až za prvním vodojemem. Výsledky z modelu musí být dále ověřeny. Proto byl následně osloven nejen místní provoz, ale i další oddělení SČVK. Upřesňováním je vynucená užší spolupráce mezi jednotlivými odděleními v rámci SČVK a dochází k lepšímu přenosu informací. Výsledkem ověřování bylo zjištění, že ve skutečnosti se v kritickém místě sice nachází štola, ale její nejvyšší bod je položený ve vyšší nadmořské výšce, než je dno vodojemu. Proto za určitých podmínek není možné distribuovat vodu.

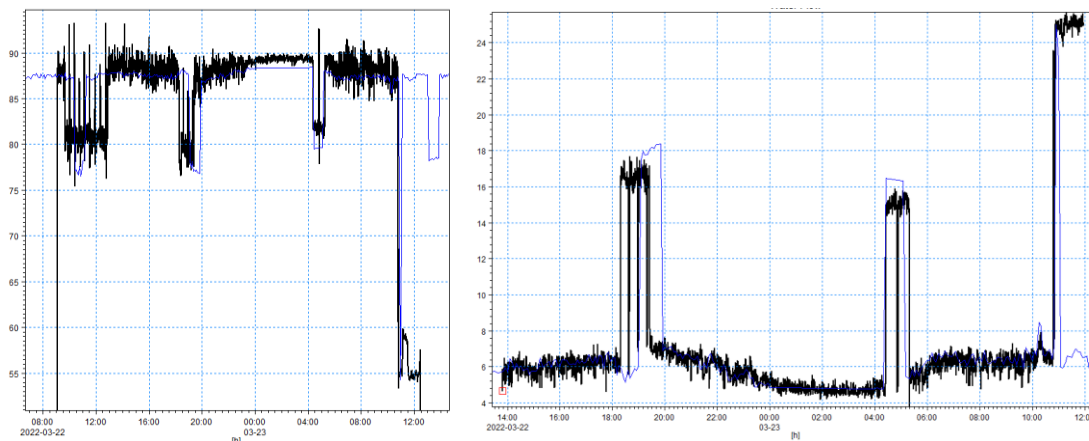


Obr. G Podélný profil s vyznačením kritického topologického místa (pozn. k čarám: modrá – min. a max. tlak, tyrkysová – terén, růžová – min a max. čára hydraulického gradientu)

Studie – Optimalizace dopravy vody v oblasti Malé Březno – Staňkovice

První dílčí část studie se věnovala návrhu dimenze uzávěrů na hlavním přivaděči DN 800. Hledala se kapacita řadu pro různé dimenze uzávěrů od DN 400 do DN 800. Výsledkem bylo porovnání kapacit přivaděče a teď závisí na rozhodnutí provozovatele, resp. majitele infrastruktury, jakou zvolí kapacitu přivaděče.

Druhá dílčí část studie byla návrh nastavení redukčního ventilu pro umožnění gravitačního zásobování nadzemního vodojemu. Hlavní důvod pro změnu nastavení redukčního ventilu je snížení spotřeby elektrické energie, čímž dojde ke snížení emisí. Pro validní výsledek modelu bylo nutné provést důkladnou kalibraci. Data pro kalibraci byla získána pomocí měrné kampaně. Na Obr. H je zobrazen měrný profil na začátku řadu, na kterém byl zaznamenáván průběh tlaku a průtoku. Při čerpání vody do nadzemního vodojemu dochází k poklesu tlaku o cca 15 m na celém řadu délky 10 km.



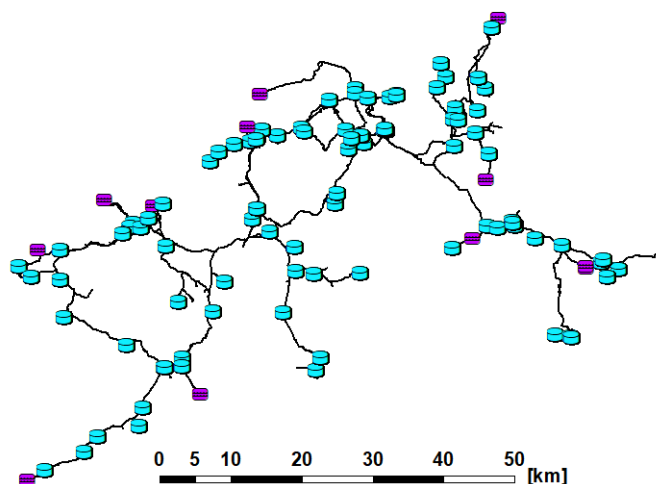
Obr. H Naměřená data tlaku (vlevo) a průtoku (vpravo) během měrné kampaně (vysvětlivky k čarám: černá – naměřená data, modrá – kalibrovaný model)

K poklesu dochází z důvodu zmenšování dimenze na minimálně polovinu v místech redukčních ventilů, těch je na řadu několik. V GIS podkladech byl celý řad v dimenzi DN 300 a až při osazování měrných přístrojů se zjistila skutečná dimenze redukčních ventilů a uzávěrů. V rámci výsledků studie se doporučilo odstranit nekapacitní místa a určilo se nastavení prvního redukčního ventilu pro umožnění gravitačního zásobování nadzemního vodojemu. Při gravitačním zásobování nebude docházet k tak výrazným změnám průtokových poměrů a distribuční síť bude více optimalizovaná.

Zabezpečení dodávky vody v rámci Severočeské soustavy

Zabezpečení dodávky vody je řešeno z pohledu kapacity a jakosti zdrojů, kapacity a zabezpečení řadů.

Na Obr. I je zjednodušený model části Ústeckého kraje – obsahuje pouze hlavní přivaděče, vodojemy a vodní zdroje. Tento model je vytvořen a aktualizován už téměř 20 let. V současnosti obsahuje 95 vodojemů, 12 velkých vodních zdrojů a celková délka potrubí je 768 km. Zahrnutá jsou města jako Ústí nad Labem, Teplice, Most, Chomutov, Žatec, Litoměřice nebo Roudnice nad Labem. Zjednodušený model je vhodný pro multikriteriální úlohu, ve které se řeší dodávky vody z různých zdrojů pro města nebo např. návrh dimenze přivaděčů, provizorního zásobování vodou nebo návrh dimenze uzávěrů.



Obr. I Zjednodušený model Severočeské soustavy

V posledním roce byl zjednodušený model použitý pro zmíněné úlohy a mnoho dalších. Na Mostecku se řešila dimenze dvou souběžných přivaděčů z různých zdrojů a jedna z variant byla spojení dvou souběžných potrubí do jednoho o větší dimenzi. Jiná úloha simulovala dopravu vody z oblasti s dobrým zabezpečením vodních zdrojů do oblasti, kde by při mimořádných situacích, jako je například větší povodeň, mohlo dojít k zatopení úpravny vod a vzniku potřeby provizorního zásobování.

ZÁVĚR

V rámci více než 20 let prospěšné spolupráce SČVK a DHI a.s. vznikly různé typy materiálů od studií až po generely. Tyto materiály byly a jsou neustále využívány v rámci provozních, projekčních a vyjadřovacích činností. V rámci vytváření těchto materiálů došlo k vytvoření lepších vazeb mezi provozovatelem sítí, vlastníkem sítí a zástupci obcí. Dále bylo doměřeno, doplněno či aktualizováno množství údajů o aktuálním stavu sítě. Kýženým výsledkem pak je snížení ztrát vody, investičních a provozních nákladů a celková optimalizace systémů. V poslední době pak také došlo k řešení zdrojů z hlediska sucha a celkové ohroženosti, což může být užitečným podkladovým materiálem v blízké budoucnosti.

3. PODĚKOVÁNÍ

Rádi bychom poděkovali všem spolupracovníkům ze společností Severočeské vodovody a kanalizace, a.s. a DHI a.s., kteří umožnili vznik tohoto článku a dali nám možnost prezentovat na konferenci.

RIZIKA MALÝCH VODÁRENSKÝCH SYSTÉMŮ – POUČENÍ Z WSP

Sochor J.

*Young Water Professionals Czech Republic, skupina při Asociaci pro vodu ČR, Traťová 574/1, 619 00 Brno-střed
email: jakub.sochor@ywp.cz*

ABSTRAKT

Problematika stavu malých vodárenských systémů zásobujících pouze několik desítek nebo nižších stovek obyvatel je v dnešní době zcela neprávem mnohdy opomíjena. Zvláště v místech, kde je vodovod provozován samotnou obcí, není v mnoha případech k dispozici dostatek nejen finančních prostředků, ale ani lidských zdrojů a odborného know-how. To se netýká pouze starých vodovodů vystavěných za první republiky nebo v rámci Akcí Z, jak by se na první pohled mohlo zdát, ale i vodovodů nových, kde jsou ne vždy vhodně navrženy procesy úpravy. Tyto problémy pak plně vyplouvají na povrch zvláště v posledních letech s povinností vypracovávání Posouzení rizik systémů zásobování pitnou vodou, kdy je mnohdy nalezeno více rizik, než kolik obyvatel vodárenská soustava pitnou vodou zásobuje. Je tedy bezpodmínečně nutné se, i když podobné soustavy zásobují menšinu obyvatel v ČR, na tuto problematiku v dalších letech více zaměřit.

KLÍČOVÁ SLOVA

posouzení rizik; water safety plan; malé vodárenské systémy; malí provozovatelé

1. ÚVOD

Zákon č. 202/2017 Sb. implementoval do české legislativy (konkrétně do zákona č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví) dokument tzv. Posouzení rizik (v zahraničí známého pod názvem *Water Safety Plan*, resp. *WSP*), a to v rámci snahy Světové zdravotnické organizace WHO o zabezpečení dodávky nezávadné vody na základě komplexního hodnocení vodárenských soustav a řízení rizik. Díky této implementaci se jedná v současné době již o povinnou součást klasického Provozního řádu vodovodu. Dokument má za úkol analýzu rizik vodárenského systému, jejich ohodnocení pomocí vyhláškou dané matice a následně plán jejich redukce na následujících 5 let. Konkrétní proces vypracování pak specifikuje příloha č. 7 vyhlášky 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody.

Malé vodárenské systémy (do 1 000 odběratelů) hrají v ČR nezastupitelnou roli při zásobování obyvatelstva pitnou vodou – i když zásobují pouze 8,14 % obyvatel, jedná se o více než 80 % vodárenských sítí (3 256 z 4 048 oblastí; Kožíšek, 2022), přičemž nejsou výjimkou ani systémy zásobující pouze vyšší jednotky objektů.

Při porovnání četnosti překročení limitních hodnot NMH a MH v pitné vodě zjistíme, že se snižujícím se počtem zásobených obyvatel tyto četnosti narůstají – od 0,31 % překročení MH v případě více než 25 000 zásobených obyvatel až po 2,1 % u malých soustav do 1000 odběratelů (u NMH se pak jedná nárůst z 0,01 % na 0,47 %). Tento trend je bohužel potvrzen daty SZÚ v mnoha minulých letech a je neoddiskutovatelné, že se jedná o problém českého vodárenství.

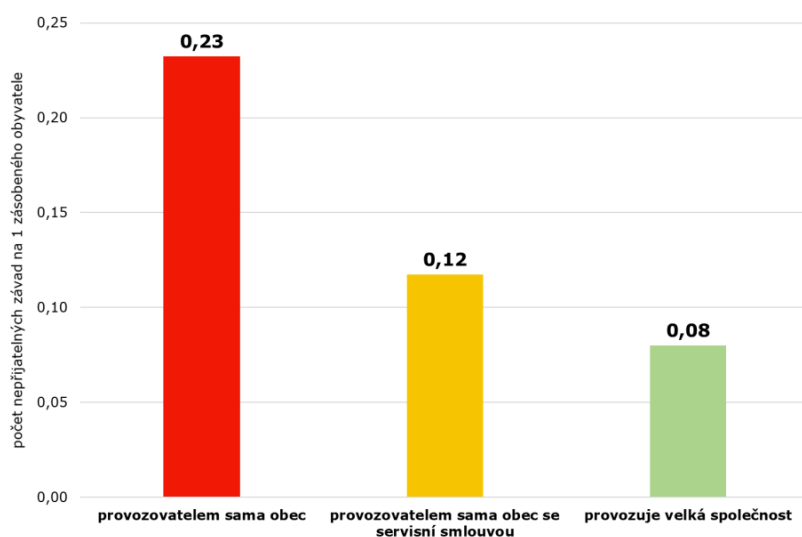
Tento problém je částečně způsoben absencí odborného personálu u těchto malých vodárenských soustav – při počtu 3 256 sítí a časté neochotě malých provozovatelů (většinou samotných obcí) sdružovat se do větších systémů není jejich odborné zajištění ani reálné. Nejen Státní zdravotní ústav, ale i Sdružení oborů vodovodů a kanalizací ČR na tento problém

dlouhodobě upozorňuje – nejde jen o neekonomičnost provozu, ale i o, jak bylo nastíněno výše, horší kvalitu dodávané pitné vody překračující některé limity.

2. SNAHA O KORELACI TYPU PROVOZOVATELE A POČTU NEPŘIJATELNÝCH RIZIK

V rámci datové analýzy Posouzení rizik se snahou korelovat typ provozovatele a počet nepřijatelných rizik bylo použito celkem 44 různých lokalit s již zpracovaným WSP v letech 2018–2022. I když se jedná o poměrně malý statistický vzorek, proběhla analýza vyhodnocením počtu nepřijatelných závad (tedy se střední a vysokou závažností) na jednoho zásobovaného obyvatele. Jednotlivé systémy byly rozděleny do tří kategorií – (1) systémy, kde je provozovatelem sama obec, (2) kde je provozovatelem sama obec, ale má uzavřenu servisní smlouvu s externí vodohospodářskou společností a (3) kde je provozovatelem zavedená vodohospodářská společnost okresního či krajského významu.

Graf zobrazující získaná data je uveden na Obr. 1. Z toho je patrné, že neoddiskutovatelně nejhůře z tohoto porovnání vycházejí systémy s obcí jako provozovatelem – tam bylo shledáno průměrně 0,23 nepřijatelné závady na jednoho zásobovaného obyvatele (nejvyšší zaznamenanou hodnotou je pak 0,79). Výrazně nižší poměr (takřka o polovinu) je pak viditelný u druhé kategorie a v případě systémů, které provozuje velká společnost, se jedná o poměr dokonce třetinový (0,08).



Obr. 1. Graf průměrného počtu nepřijatelných závad na 1 zásobovaného obyvatele vodovodního systému podle typu provozovatele

3. ZÁVĚR

Institut dokumentu Posouzení rizik bezpochyby odhaluje dlouhodobou bolest českého vodárenství – stav malých vodárenských systémů, které jsou v mnoha případech provozovány samotnými vlastníky (obcemi) bez odborného personálu. U těchto vodovodních systémů jsou zároveň dlouhodobě výrazně více překračovány limity MH a NMH jakostních ukazatelů dodávané pitné vody, než je tomu u větších dodavatelů.

Částečným řešením tohoto problémů by mohlo být spojování jednotlivých obcí do větších vodárenských svazků okresní velikosti, kde by výrazně jednodušeji docházelo k odbornému i provoznímu zabezpečení systémů; eventuálně se naskytá i možnost skupinových vodovodů.

Obě dvě řešení však naráží na nevoli místních zastupitelských sborů, kteří se obávají ztráty kritické infrastruktury a sdružování do větších celků je tak v českých zemích (bohužel) zatím čteněji nerealizované.

Další možností řešení je pak provozování vodovodu kvalitní externí vodohospodářskou společností, kde se však naráží na stejný problém jako v případě spojování. Kompromisem tak může být zajištění servisní smlouvy s takovou odbornou společností, přičemž ze statistického vyhodnocení Posouzení rizik (viz kapitola č. 2 výše) vyplývá, že i tento druh provozování má kladný vliv na počet nepřijatelných rizik.

Určitou motivací pro řešení rizik může být pro starosty povinnost ukotvená v zákoně č. 258/2000 Sb. o ochraně veřejného zdraví, kde §3a ukládá provozovatelům povinnost zveřejnit na svých internetových stránkách informaci, zda byla v rámci zpracování Posouzení rizik nalezena nepřijatelná rizika a zda byla přijata příslušná nápravná opatření.

Na úplný závěr je však nutné podotknout, že dle zákona má být Posouzení rizik vypracováno do podzimu roku 2023; je tedy důvodné se domnívat, že vodárenských soustav ve špatném (a ještě horším) stavu bude přibývat s postupným zjišťováním této povinnosti, neboť v mnoha případech odborný zástupce na tuto novou povinnost vlastníka a provozovatele v jedné osobě neupozorní, případně obec nemá o vypracování WSP zájem.

SEZNAM LITERATURY

Kožíšek, F., Gari, D. W. (2022). *Zpráva o kvalitě pitné vody v ČR za rok 2021*. Státní zdravotní ústav, Praha. 44 vypracovaných Posouzení rizik v letech 2018–2022

ĎÁBEL V DETAILECH: JAK VODNÍ DATA VYTVÁŘÍ SPOLUPRÁCI A KONFLIKTY

Grünwald, R.^{1*}

¹Institut pro Mezinárodní Řeky a Eko-bezpečnost, Yunnanská Univerzita, Kunming, Čína

*Richard Grünwald, email: grunwaldrichard@ynu.edu.cn

ABSTRAKT

Je vodní věda bez hodnot? V současné době je největší pozornost věnována zpřesňování vodních dat, zatímco pokusy o misinterpretaci dat zůstávají bez povšimnutí. V předkládaném textu proto představím, co vede k politizaci vědy, proč scientizace vědy není všespasitelná a proč je důležité udržovat zodpovědný vodní dialog. Tyto otázky budou následně demonstrovány na případové studii v povodí řeky Mekong. Data pro tento výzkum byly použity z Lancangsko-Mekongské databáze vodních sporů a spolupráce (LMCCD) zkoumající interakci mezi šesti zeměmi v jihovýchodní Asii. Účelem této prezentace je otevřít širší diskuzi nad netradičními přístupy k vodní vědě a zvýšit povědomí o nových vodních výzvách.

KLÍČOVÁ SLOVA

vodní konflikty; vodní spolupráce; řeka mekong; politicizace vědy; scientizace; LMCCD

1. ÚVOD

V současné době je většina technických oborů terčem konspiračních teorií a spekulací, které podřívají samotnou podstatu vědy. A zatímco většina vědců se snaží o větší transparentnost empirických dat a zpřesňování hydrologických modelů (Morgan a kol., 2018; Brown, 2015), současný vodní dialog čelí vážné krizi hodnot. Tento trend lze pak zejména sledovat na případu v povodí mezinárodní řeky Mekong, kde od roku 2020 dochází k systematické misinterpretaci dat (Grünwald, a kol., 2021). Ideologický spor o tom, do jaké míry je standartní výzkumný proces žádoucí je zejména patrný v případě občanské společnosti a politických činitelů, kteří ne vždy pochopí komplexní hodnocení technických zpráv. Validace vědeckých poznatků skrze rigorózní recenzní řízení, konzultace vědeckých závěrů s mezinárodní akademickou obcí či publikování výstupů v renomovaných vědeckých článcích s impakt faktorem by tak mělo být samozřejmou součástí každého zodpovědného vodního dialogu. Nicméně, snaha scientizovat vodní dialog a monopolizovat vodní vědění do rukou technokratů se v posledních letech ukazuje jako nefektivní, zejména s ohledem na rostoucí protichůdné vědecké názory a rozvoj alternativních vědecko-veřejných platforem. Cílem práce proto je představit (1) co vede k politizaci vědy, (2) proč scientizace vědy není všespasitelná a (3) proč je důležité udržovat vodní dialog.

2. TEORIE A METODOLOGIE

Vodní dialog představuje proces, v němž se střetávají různé názory, jak hospodařit s vodou. A zatímco většina názorů vychází z dlouhodobě prověřených technokratických poznatků a objektivně měřitelných dat (Octavianti a Charles, 2019; Lane, 2014), mnohé interpretace jsou spíše založené na pocitech a síle specifických zájmů zainteresovaných skupin. Takzvané **vodní narativy** (Cronon, 1996; Leach a Mearns, 1996) pak dokáží ovlivnit vnímání vodních infrastrukturních projektů (např. bezpečnost přehrad, vodních elektráren, vodovodní sítě) a ostatních vodních hrozeb (Grünwald, a kol., 2022). Bohužel, s rostoucím tlakem na otevřenou vědu a spoluprozvoj vodního vědění z řad nevědců se objevují i pseudo-názory, které podřívají víru v racionální vědu (Albrecht, 2021, Bolsen a Druckman, 2015).

Ačkoliv je vodní dialog často chápán jako rétorická aréna, v níž vědci vyvracejí nejrůznější mýty skrze vědecké články a příspěvky na odborných konferencích, vodní dialog mnohem častěji představuje bojiště, v němž vědecká data slouží k ospravedlnění žádoucích názorů (Lane, 2014). Mezi nejzranitelnější komunikační kanály přitom patří veřejná média a alternativní populárně-vědecké platformy s limitovanou mírou validace empirických dat, kde dochází k rozvoji vědeckých názorů nad rámec vědeckého konsenzu (Morgan a kol., 2018; Hmielowski a kol., 2014, Rowlands a kol., 2011). K podobné politicizaci dat přitom dochází uvnitř vědecké komunity, která je v dnešní době orientována na kvantitu a rychlost publikování vědeckých výstupů v časopisech s vysokým impakt faktorem. Přestože tyto scientizační snahy zvyšují transparentnost a přístup k vodní vědě, tak v tomto prostředí vznikají i predátorské typy časopisů a jiné informační platformy zneužívající vědu pro svůj prospěch. Příkladem mohou být predátorské časopisy publikující výsledky bez recenzního řízení a další iniciativy imitující standartní vědecký proces (Martinson, 2017). Na základě současné vědecké literatury týkající se politizace vědy (Atkins, 2019; Baker 2016) jsem se proto rozhodl analyzovat dvanáct hlavních faktorů ovlivňující reprodukovatelnost vědeckých výstupů (viz. Tab. 1).

Tab. 1. Popis aspektů ovlivňující kvalitu vědeckých výstupů - adaptovaný model od Monya Baker (2016)

Indikátor	Popis
Selektivní reportování	Racionalita vědeckých poznatků a interpretace pro vědecké publikum
Publikační tlak	Důvod nezbytnosti publikovat a účel studie
Kvantitativní analýza	Rozsah vědecké analýzy a data management
Replikovatelnost	Úspěšná aplikace zvolených metod na jiných případových studiích
Dostatečný mentoring	Míra konzultací a mezi-institucionální spolupráce
Jasná metodologie	Typ ospravedlňování, terminologie, limity a diskuze
Experimentální rámec	Úroveň inovace a experimentace
Transparentnost dat	Dostupnost dat, vědecký konsenzus a vizualizace
Podvod	Manipulace dat podporující žádoucí vědecké závěry
Recenzní řízení	Zohlednění interního a externí zpětné vazby k vědeckým poznatkům
Recenze literatury	Komplexnost, celistvost a aktuálnost literárních zdrojů
Argumentace	Klíčové publikum, žargon a kontext, v němž jsou argumenty rozvíjeny

Tyto parametry pak byly následně aplikovány na vodní dialog v povodí mezinárodní řeky Mekong v jihovýchodní Asii. Politizaci vodních dat přitom odstartovala vědecká práce dvou amerických autorů z dubna 2020, v níž polemizují nad přímou korelací mezi čínskými vodními elektrárnami a extrémním suchem z roku 2019 (Basist a Williams, 2020). Hodnocení této analýzy bylo provedeno ve třech krocích. V první fázi jsem podniknul více-úrovňovou analýzu textu obsahující základní, pokročilá a doplňková klíčová slova k identifikaci vědeckých výstupů a interpretace EoE Studie. Mezi dubnem 2020 a březnem 2022 bylo zdokumentováno 648 oficiálních a sekundárních zdrojů. V druhé fázi jsem porovnal data z první fáze s údaji z Lancangsko-Mekongské databáze vodních sporů a spolupráce (LMCCD) zahrnující více než 4000 vodních událostí mezi Čínou, Myanmarem, Thajskem, Laosem, Kambodžou a Vietnamem. Třetí fáze pak byla věnována kalibraci a ověřování dat. Po skončení eliminace duplicitních, chybných a neověřitelných údajů tak bylo ponecháno 917 zdrojů, na základě nichž byla posouzena EoE Studie.

3. VÝSLEDKY

Výsledky naznačují, že EoE studie vykazuje celou řadu technických nedostatků. V první řadě je zde selektivní reportování, kde autoři zcela opominuli změnu klimatu a další environmentální kumulativní jevy vysvětlující nepravidelné výkyvy vodní hladiny. Mimo to, autoři přecenili dopad čínských vodních přehrad na Mekongský vodní tok, kde se snaží ospravedlnit své závěry prostřednictvím líbivé vizualizace říční kaskády v rámci nové informační platformy (tzv. Mekongský přehradní monitor (MDM)) a šířením nepodložených spekulací nad fungováním čínských vodních elektráren na sociálních sítích. Zadruhé, EoE studie byla publikována na webových stránkách Eyes on Earth namísto standardních vědeckých časopisů (Basist a Williams, 2021, 2020a, 2020b; SC, 2021). To v kombinaci částečnou konzultací výsledků s Mekongskou říční komisí (MRC), která poskytla svá data a financováním americké vlády (konkrétně Ministerstvem zahraničí USA) vytváří řadu otázek nad nezávislostí vědecké studie (MRC, 2020). Zatřetí, přestože autoři EoE studie posuzovali dopad čínských vodních elektráren na hlavním toku v posledních 28 letech (1990-2019), tak hydrologická analýza přítoků na horním (např. Manzhang, Manan, Liusha a Nanban) a dolním toku (např. Ruak/Nam Mae Sai, Nam Yawng River a Nam Ou) zcela chybí. Za čtvrté, EoE studie vychází z údajů thajské hydro-meteorologické stanice (Chiang Saen) bez srovnání údajů s dalšími stanicemi na dolním toku řeky Mekong (Basist a Williams, 2020a). Dále, zvolený index vlhkosti byl doposud testován pouze na dvou případových studiích (Zambezi a Mekongu) a jeho účinnost při posuzování hydrologických změn podléhá celé řadě faktorů, které nebyly řádně vysvětleny v textu (Basist a kol., 2018; Blankespoor a kol., 2012; Basist a kol., 2001). Zapáté, EoE Studie byla vytvořena dvěma americkými vědci, kteří do té doby nepodnikli žádný z terénních výjezdů do zkoumané oblasti. Mimo to, způsob, jakým byly vědecké poznatky z EoE Studie použity v MDM ukazují, že je výzkum monopolizován do rukou amerických vědců bez toho, aniž by byli přizváni badatelé z ripariálních zemí Mekongu (Grünwald, a kol., 2022, 3). Zašesté, autoři používají deduktivní způsob uvažování, v němž pouze negativní dopady vodních elektráren jsou zohledněny. V textu lze dále narazit na poměrně povrchní vysvětlení faktorů ovlivňující přirozený vodní tok a zjednodušenou vizualizaci Mekongské říční kaskády připomínající „kyblíkový model“.

Zasedmé, index vlhkosti je oproti jiným metodám dálkového výzkumu země (např. index standardizované srážkové evapotranspirace či index standardizovaných srážek) méně vhodný pro komplexní hydrologické hodnocení říčního povodí (Basist a kol., 2018; Blankespoor a kol., 2012; Basist a kol., 2001). Index vlhkosti je pak zejména méně přesný v podmínkách s vysokým vodním proudem (Blankespoor a kol., 2012, p. 23) a časovými výkyvy monitoringu (Basist a Williams, 2021, p. 15), které v textu nebyly zmíněny. Zaosmé, přestože EoE studie vykazuje prvky hydrologické studie, většina odborných výstupů autorů byla zjednodušena pro účely široké veřejnosti, kde se tolik nedbá na vědecký žargon a přesnost výsledků (Grünwald, a kol., 2021). Tento trend se pak zejména odrazil na interpretaci výsledků EoE studie na sociálních sítích a veřejných médiích, v nichž byly výsledky často přeháněny a rozvíjeny i nad rámec dat. Zadeváté, výsledky EoE studie často nekorespondují s oficiálními a neoficiálními komentáři, což se projevuje zejména na dezinterpretaci dat z EoE studie. Dále, i přes dlouhodobý apel, aby autoři validovali své výsledky skrze vědecké časopisy, autoři i nadále odmítají publikovat svá tvrzení v odborných člancích a diskutovat své teze na mezinárodních vědeckých konferencích, což vykazuje prvky nepřímého jednání. Zadesáté, autoři téměř nereagují na

kritické komentáře mezinárodní výzkumné komunity a své závěry ospravedlňují skrze informace poskytované občanskou společností skrze sociální sítě a mass média. Zajedenácté, předkládaný text necituje žádnou ze současných vědeckých studií a zcela opomíjí dlouhodobé závěry MRC. Kromě toho lze v textu nalézt řadu zastaralých vědeckých údajů a reference na studie popisující negativní dopady vodních elektráren, které nijak nebyly zmíněny v textu. Posledním z faktorů byl způsob argumentace, který byl převážně orientován na alternativní vědecko-veřejné platformy a veřejná média (Grünwald, a kol., 2022). Dále, i přes zjevnou snahu politizovat výzkumné závěry EoE studie skrze americké politiky, tak političtí činitelé v zemích na dolním toku Mekongu téměř nereagovali na tyto vědecká zjištění (Grünwald, a kol., 2021).

Tab. 2. Hodnocení EoE studie podle adaptovaného modelu od Monya Baker (2016)

Parameter	Results
Selektivní reportování	<ul style="list-style-type: none"> • Nezhledněné kumulativní environmentální jevy • Závislost na vizuální verifikaci v nové informační platformě zvané jako Mekongský přehradní monitor (MDM)
Publikační tlak	<ul style="list-style-type: none"> • Neobjasněné publikování ve spěchu a nedostatek pozornosti nad potenciální dezinterpretací studie • Částečně konzultováno s MRC a financováno subjekty navázaných na americkou vládu
Kvantitativní analýza	<ul style="list-style-type: none"> • Ověřeno na základě dat z posledních 28 let (1992-2019) • Marginalizace přehrad na Mekongských přítocích, změny klimatu a jiných kumulativních environmentálních jevů
Replikovatelnost	<ul style="list-style-type: none"> • Index vlhkosti byl testován pouze na řece Zambezi a Mekongu • Zaměření limitů vlhkostního indexu a mlžení kolem chyb v datech
Dostatečný mentoring	<ul style="list-style-type: none"> • Tvorba vodního vědění na základě dvou neznámých výzkumníků od stolu bez toho, aniž by podnikli terénní výzkum • Závislost na amerických vědcích a absence vědců z ripariálních zemí v MDM poradním výboru
Jasná metodologie	<ul style="list-style-type: none"> • Deduktivní uvažování o korelaci mezi vodními elektrárnami a negativními dopady na řeku Mekong • Povrchní povědomí o interních a externích faktorech ovlivňující přirozené fungování vodního toku • Příliš zjednodušená vizualizace Mekongské říční kaskády na horním toku (tzv. kyblíkový model)
Experimentální rámec	<ul style="list-style-type: none"> • Index vlhkosti se primárně používá pro chytré zemědělství než hydrologické hodnocení • Nevysvětlená extrémní sucha v roce 1992 a 2004
Transparentnost dat	<ul style="list-style-type: none"> • Používání nevědeckého žargonu, zjednodušování obsahu a přehánění výsledků na sociálních sítích • Snaha o veřejně-vědecký dialog než hledání vědeckého konsenzu napříč obory a státy • Většina MDM indikátorů nevyužívá data z MRC a LMWCIP
Podvod	<ul style="list-style-type: none"> • Výsledky z EoE studie často nekorespondují s oficiálními a neoficiálními komentáři • Neochota validovat své výsledky skrze odborné časopisy a vědecké konference
Recenzní řízení	<ul style="list-style-type: none"> • Nízká sebe-reflexe nad zpětnou vazbou mezinárodní výzkumné komunity • Závislost na informacích poskytované občanskou společností, zejména skrze sociální sítě a mass média
Recenze literatury	<ul style="list-style-type: none"> • Nízká míra reference na současnou vědeckou studii, zejména těch z MRC a Číny • Převaha zastaralých vědeckých studií a jiných studií, které nebyly zmíněny v textu
Argumentace	<ul style="list-style-type: none"> • Argumenty ospravedlňující EoE Studii byly primárně rozvíjeny nevědeckými činiteli • Závislost na veřejných médiích, veřejně-výzkumných schůzkách a jiných izolovaných platformách

4. ZÁVĚR

Ačkoliv politizace vodních dat může pozitivně zviditelnit přelomové vědecké studie a usnadnit přístup k vodnímu dialogu (Brown, 2015), hlavní snahou všech vědců je zajišťovat vědecký konsenzus založený na vzájemném respektu a zodpovědném chování v akademickém prostředí. Od dubna 2020, kdy byla publikována EoE studie, lze nalézt řadu spekulací o vodních elektrárnách v povodí řeky Mekong. Nicméně, způsob interpretace a depolitizace vědeckých poznatků z EoE Studie poukazují na limity vědy, v níž kvantita komentářů může hrát větší roli než samotná empirická data. Proto, využívání různých „vědeckých zkratk“ ospravedlňující líbivé názory ve veřejných médiích a sociálních sítích by neměly být nadřazené standartnímu vědeckému procesu (vědecké články a konference). V opačném případě by se tak vodní dialog dostal do situace, v němž by se různé zainteresované strany zneužívaly standartní i kontroverzní vědecké poznatky k prosazení svých osobních zájmů.

SEZNAM LITERATURY

- Albrecht, F. (2021). Natural hazards as political events: Framing and politicization of floods in the United Kingdom. *Environmental Hazards*, 21(1), p. 1–19.
- Atkins, E. (2019). Disputing the ‘National Interest’: The Depoliticization and Repoliticization of the Belo Monte Dam, Brazil. *Water*, 11(1), p. 1-21.
- Baker, M. (2016). Is There a Reproducibility Crisis?. *Nature* 533(1), p. 7604.
- Basist, A., Williams, C. (2020a). Monitoring the Quantity of Water Flowing Through the Mekong basin Through Natural (unimpeded) conditions. Lower Mekong Initiative Sustainable Infrastructure Partnership, Bangkok.
- Basist, A., Williams, C. (2020b). Mekong River Wetness Anomalies in the 2019 Monsoon Season. *Eyes on Earth*, Washington.
- Basist, A., Williams, C. (2021). EOE Report on the Improvement of the Wetness Index in Discharge Models along the Upper Mekong River. *Eyes on Earth*, Washington.
- Basist, A., Williams, C., Ross, T.F., Menne, M.J., Grody, N., Ferraro, R., Shen, S., Chang, A.T.C. (2001). Using the Special Sensor Microwave Imager to Monitor Surface Wetness. *Journal of Hydrometeorology*, 2(3), p. 297-308.
- Blankespoor, B., Basist, A., Dinar, A., Dinar, S., Houba, H., Thomas, N. (2012). Assessing the Economic and Political Impacts of Climate Change on International River Basins using Surface Wetness in the Zambezi and Mekong Basins. Amsterdam: Tinbergen Institute Discussion Paper, TI 2014-005/II, 1-50.
- Bolsen, T., Druckman, J.N. (2015). Countering the Politicization of Science. *Journal of Communication*, 65(1), p. 745-769.
- Bolsen, T., Druckman, J.N. (2015). Countering the Politicization of Science. *Journal of Communication*, 65(1), p. 745-769.
- Brown, M.B. (2015). Politicizing science: Conceptions of politics in science and technology studies. *Social Studies of Science*, 45(1), p. 3-30.
- Cronon, W. (1996). *Uncommon Ground: Toward Reinventing Nature*. Norton, New York.
- Grünwald, R., Feng, Y., Wang, W. (2021). Politicization of science in the Lancang-Mekong Basin: The Eyes on Earth Study. *International Journal of Water Resources Development*, XX(X), p. 1-27.
- Grünwald, R., Wang, W., Feng, Y. (2022). Politicization of the Hydropower Dams in the Lancang-Mekong Basin: A Review of Contemporary Environmental Challenges. *Energies*, 15(5), p. 1-23.
- Hmielowski, J.D., Feldman, L., Myers, T.A., Leiserowitz, A., Maibach, E. An attack on science? Media use, trust in scientists, and perceptions of global warming. *Public Understanding of Science*, 23(7), p. 866-833.
- Lane, S. N. (2014). Acting, predicting and intervening in a socio-hydrological world. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18(1), p. 927-952.
- Leach, M., Mearns, R. (1996). *The Lie of the Land: Challenging Received Wisdom on the African Environment*. James Currey, Oxford.
- Martinson, B.C. (2017). Give researchers a lifetime word limit. *Nature*, 550(1), p. 303.
- Mekong River Commission (MRC) (2020). Understanding the Mekong River’s hydrological conditions: A brief commentary note on the “Monitoring the Quantity of Water Flowing Through the Upper Mekong Basin Under Natural (Unimpeded) Conditions” study by Alan Basist and Claude Williams (2020). MRC Secretariat, Vientiane.
- Morgan, M., Collins, W.B., Sparks, G.G., Welch, J.R. (2018). Identifying Relevant Anti-Science Perceptions to Improve Science-Based Communication: The Negative Perceptions of Science Scale. *Journal of Social Science*, 7(4), p. 1-18.
- Octavianti, T., Charles, K. (2019). De- and Re-politicisation of Water Security as Examined Through the Lens of the Hydrosocial Cycle: The Case of Jakarta’s Sea Wall Plan. *Water Alternatives*, 12(3), p. 1017-1037.
- Rowlands, I., Nicholas, D., Russell, B., Canty, N., Watkinson, A. (2011). Social media use in the research workflow. *Learned Publishing*, 24(3), p. 183-195.
- Stimson Center (SC) (2021). Mekong-U.S. Partnership Track 1.5. Policy Dialogue Opening Plenary. Stimson Center, Washington.

JE KONCENTRÁT Z MEMBRÁN NEBEZPEČNÝ ODPAD?

Vespalec J^{1*}, Repková M¹, Vašinová Galiová M¹, Báborská L²,

¹Vysoké Učení Technické v Brně, Fakulta chemická, Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí, Purkyňova 464/118, 61200 Brno

²ASIO TECH, spol. s r.o., Kšírova 552/45, 618 00 Brno

*autor pro korespondenci, email: Jan.Vespalec@vutbr.cz

ABSTRAKT

Množství čisté vody ve světě je omezené, a tak se některé země snaží s vodou lépe hospodařit a recyklovat ji. Avšak i při recyklaci vody vzniká odpad. V případě membránového procesu reverzní osmózy (RO) vzniká koncentrát. Cílem této práce je zjistit, zda je koncentrát nebezpečným odpadem a zda splňuje limity pro kanalizační řád. Sledované ukazatele byly pod limitem klasifikace jako nebezpečný odpad, ale tři ukazatele překračovali limit pro kanalizační řád. Zvýšená koncentrace byla u ukazatelů: selen, fosfor a rozpuštěné látky. Z důvodu zvýšené koncentrace nelze tyto odpadní vody vypouštět z průmyslové prádely do veřejné kanalizace bez předchozí dohody se správcem kanalizační sítě.

KLÍČOVÁ SLOVA:

kanalizační řád; koncentrát; membránové procesy; nebezpečný odpad

1. ÚVOD

Svět směřuje k cirkulární ekonomice, a to i ve spojení s vodou. Fyzické ale hlavně právnické osoby mají zájem na opětovném využívání vody, a to i z důvodů uložené tepelné energie. Recyklace vody lze provádět mnohými způsoby (Mrayed a kol 2011). V této práci byla recyklační jednotka tvořena dvěma membránovými procesy, doplněnými o granulované aktivní uhlí (GAU) a UV lampu. Ovšem je zde produkován i odpad ve formě zahuštěného koncentrátu z reverzní osmózy. Existují obavy, že odpad bude již na tolik koncentrovaný, že nebude splňovat zákonné limity při kterých by již byl označován za nebezpečný odpad. Případně existuje i další kritérium, a to kanalizační řád kde jsou rovněž zákonem určené limitní koncentrace. To zda koncentrát z membránových procesů odebraný z čistírny odpadní vody nebo průmyslové prádely nepřevyšuje limity pro nebezpečný odpad a kanalizační řád je otázka, na kterou dá odpověď tato práce.

2. MATERIÁL A METODY

ODBĚRNÁ MÍSTA

Vzorky byly odebírány ze dvou míst:

- Čistírna odpadních vod (ČOV)
Jednalo se o městskou ČOV o 640 000 ekvivalentních obyvatel. Zde byla recyklační jednotka testována pro budoucí případně rozšíření na produkci pitné, průmyslové či užitkové vody.
- Průmyslová prádelsna
Průmyslová prádelsna obsahovala dvě prací linky a dále šest velkoobjemových praček. Recyklační jednotka zde byla umístěna pro opětovné využití prací vody. Permeát je velmi měkká voda, tudíž vhodná pro praní.

TECHNOLOGICKÝ PROCES

Na obou odběrných místech byla umístěna stejná membránová technologie, která má následující parametry:

- Modul ultrafiltrace – INGE XL-1,5 MB-40 s membránou MULTIBORE® 1.5. V provozu dead-end s nastaveným transmembránovým tlakem 0,7/0,5 bar.
- Membrána reverzní osmózy – CSM® 4040-BLF, LENNTECH s nastaveným transmembránovým tlakem 5,5/4,5 bar.

Použitá recyklační jednotka umístěná na čistírně odpadních vod měla nátok z výstupu odtékající přečištěné vody z ČOV a byla vybavena ultrafiltrací, granulovaným aktivním uhlím, UV lampou a reverzní osmózou. Vzorky byly odebírány přímo na nátok a za reverzní osmózou z koncentrátu. Bylo odebráno celkem 13 vzorků.

Zatím co recyklační jednotka umístěná v průmyslové prádelně byla napojena na odpadní vodu z prádelny, a proto byla rozšířena o flotační před jednotku. Následovala ultrafiltrace, granulované aktivní uhlí, UV lampa a reverzní osmóza. Vzorky byly odebírány z permeátu ultrafiltrace a za reverzní osmózou z koncentrátu. Byly odebrány celkem 4 vzorky.

ANALYTICKÉ METODY

Celkem bylo analyzováno 14 ukazatelů (pH, rozpuštěné látky a 12 prvků). pH bylo měřeno pomocí Multimetru HI 5522 od společnosti Hanna Instruments Czech s.r.o.. Analýza rozpuštěných látek (RL) byla provedena podle ČSN 75 7346 (Jakost vod – Stanovení rozpuštěných látek). Prvky byly měřeny pomocí hmotnostní spektrometrie indukčně vázaného plazmatu (ICP-MS Agilent 7500ce) od společnosti Agilent Technologies, Inc.. Pro měření na ICP-MS byly vytvořeny kalibrační řady ze směšného standardu (ASTASOL® AN9090MN, od společnosti ANALYTIKA®, spol. s r.o.) a ze samostatného standardu s fosforem (ASTASOL® CZ9040(1S), od společnosti ANALYTIKA®, spol. s r.o.)

KLASIFIKACE ODPADNÍ VODY

Odpadní vody z membránových procesů by neměl být klasifikován jako nebezpečný odpad a měl by splňovat kanalizační řád, aby bylo možné s ním bezproblémově nakládat. Klasifikací nebezpečného odpadu se zabývá zákon č. 541/2020 Sb. (Zákon o odpadech) kde je definován vyhláškou č. 8/2021 (Vyhláška o Katalogu odpadů a posuzování vlastností odpadů (Katalog odpadů), která v Příloze č. 2 obsahuje tabulku č. 2 s limitními hodnotami výluhu pro hodnocení nebezpečných vlastností odpadu H15. V této tabulce je uvedeno 17 ukazatelů (pH, rozpuštěné látky, fluoridy, jednosytné fenoly a 13 prvků viz Tab. 1.). Z nich byly vybrány následující ukazatele: As, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Se, Zn, Mo a B.

Kanalizační řád si určuje vždy společnost zajišťující kanalizační síť, ale vychází se z vyhlášky č. 428/2001 Sb., 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). Kanalizační řád je více obsáhlý a z něj byly vybrány následující ukazatele (ukazatele překrývající se s vyhláškou č. 94/2016 Sb. a fosforem z důvodu vzorkování v průmyslové prádelně. Hodnoty v Tab. 1. jsou převzaty z kanalizačního řádu v přílehlé oblasti průmyslové prádelny.

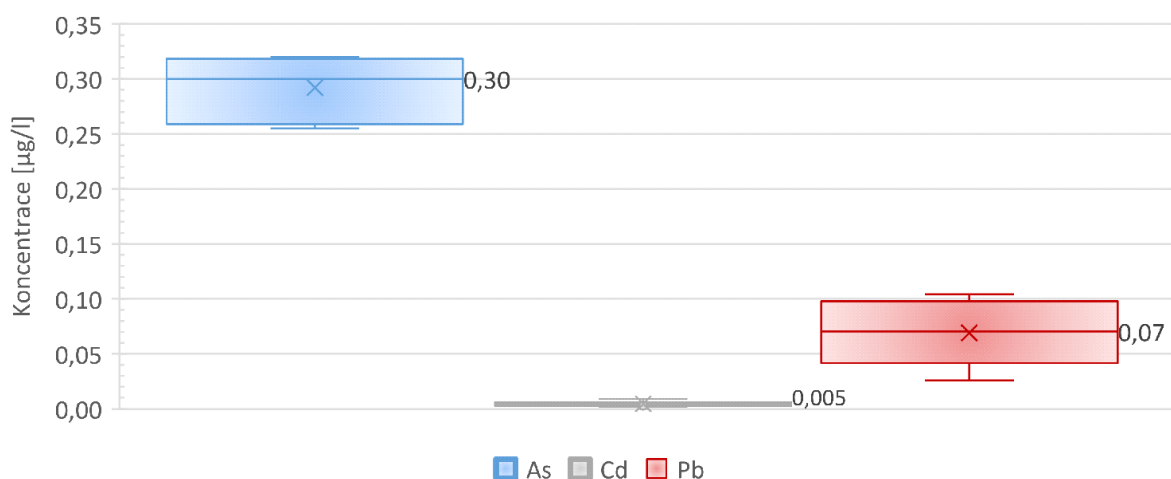
Tab. 1. Limitní hodnoty pro nebezpečný odpad a kanalizační řád (sledované ukazatele jsou zvýrazněny tučně) [zdroj: Vyhláška č. 8/2021 Sb. a Vyhláška č. 428/2001 Sb.]

Ukazatel	Nebezpečný odpad [mg/l]	Kanalizační řád [mg/l]
pH	5,5 – 13	6,5 – 9,5
RL	8 000	1 500
Fluoridy	30	-
As	2,5	0,05
Ba	30	0,5
Cd	0,5	0,005
Cr	7	0,3
Cu	10	0,7
Hg	0,2	0,001
Ni	4	0,15
Pb	5	0,25
Sb	0,5	-
Se	0,7	0,001
Zn	20	2,5
Mo	3	0,03
B	90	-
Jednosytné fenoly	100	-
P	-	10

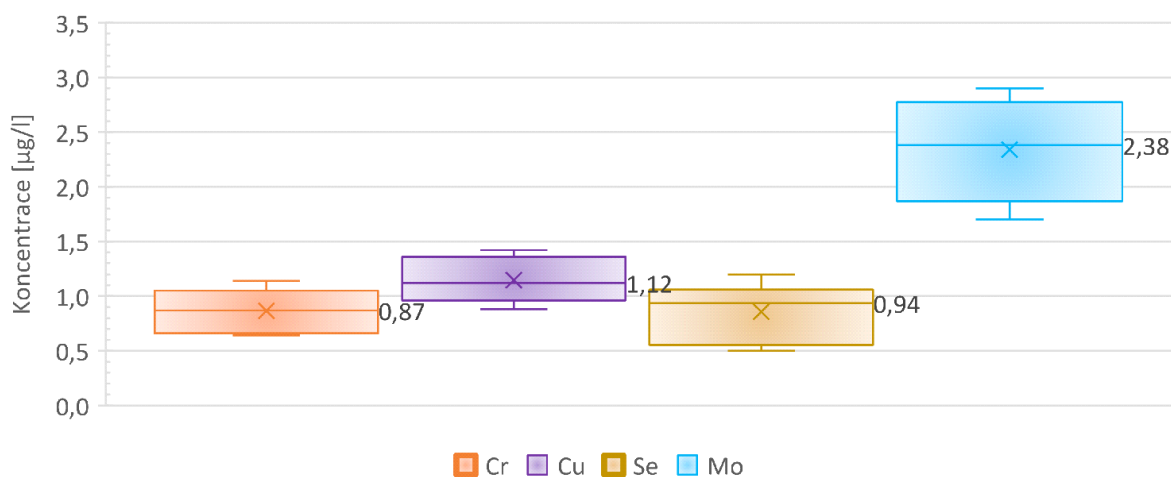
3. VÝSLEDKY A DISKUZE

ČISTÍRNA ODPADNÍCH VOD

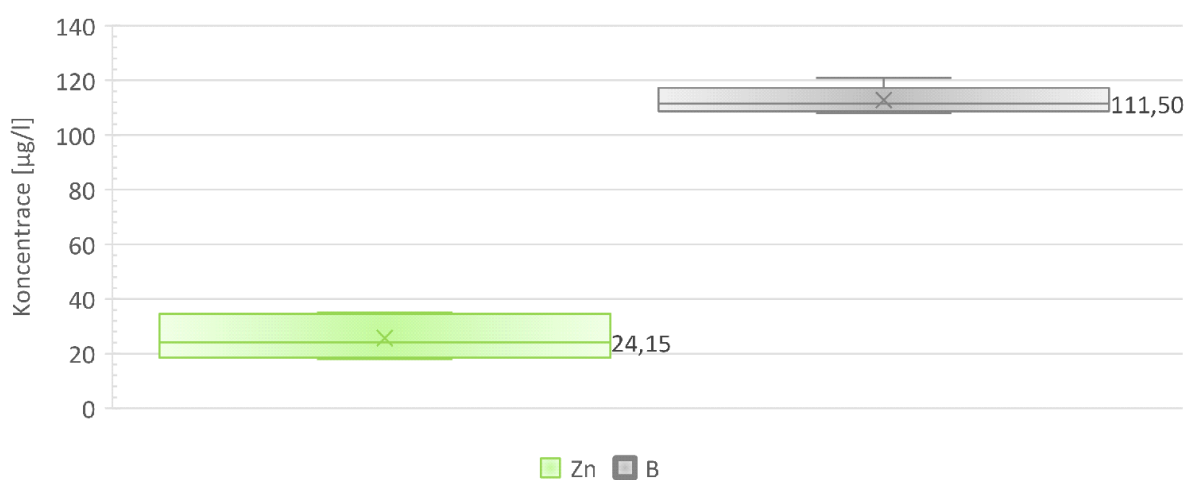
Před hodnocením koncentráту, zda je nebo není nebezpečným odpadem byla provedena i analýza vstupních parametrů vody. A to proto, aby bylo dokázáno že k případné produkci nebezpečného odpadu došlo až vlivem zkoncentrování pomocí reverzní osmózy. Průměrná hodnota se směrodatnou odchylkou vstupních parametrů vyšla pH $7,5 \pm 0,2$; RL 768 ± 37 mg/l a u prvků (As, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Se, Zn, Mo, B) je graficky znázorněno (maximum, 3. kvartil, medián – včetně čísla, křížek je střední hodnota, 1. kvantil a minimum) na Obr. 1., 2. a 3.



Obr. 1. Vstupní parametry – ČOV



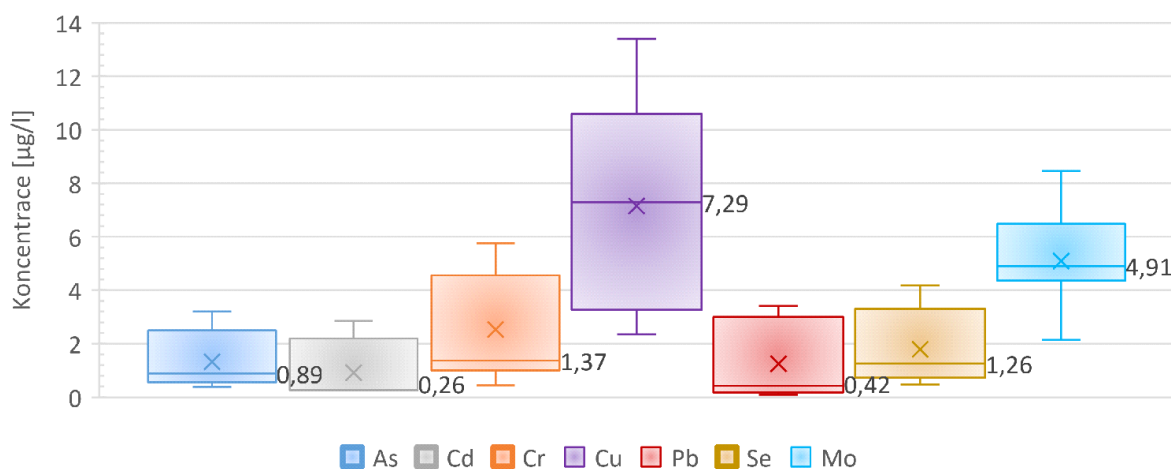
Obr. 2. Vstupní parametry – ČOV



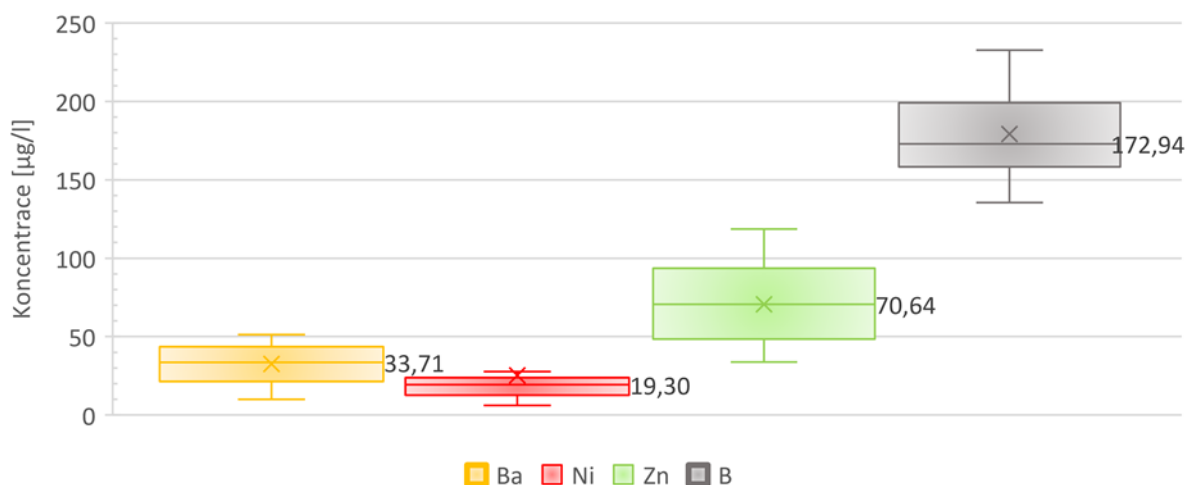
Obr. 3. Vstupní parametry – ČOV

Z analyzovaných dat lze konstatovat, že hodnoty jsou hluboko pod limitem klasifikace jako nebezpečný odpad. To splňuje očekávání, poněvadž se jedná o odtokovou vodu z čistírny odpadních vod.

Analýza koncentráту z reverzní osmózy vyšla průměrná hodnota se směrodatnou odchylkou: pH $7,85 \pm 0,16$; RL $2\,064 \pm 305$ mg/l a u prvků (As, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Se, Zn, Mo, B) je graficky znázorněno (maximum, 3. kvartil, medián – včetně čísla, křížek je střední hodnota, 1. kvantil a minimum) na Obr. 4. a 5.



Obr. 4. Koncentrát z reverzní osmózy – ČOV

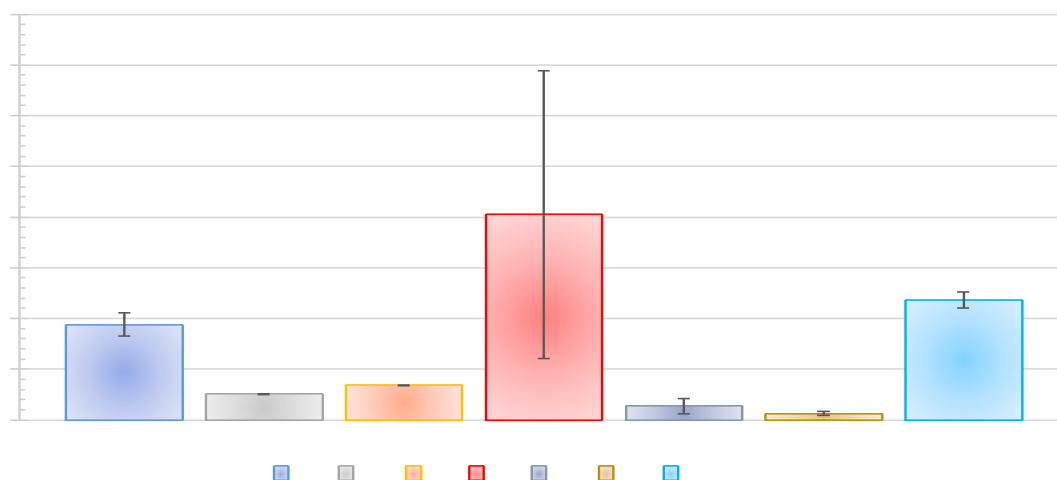


Obr. 5. Koncentrát z reverzní osmózy – ČOV

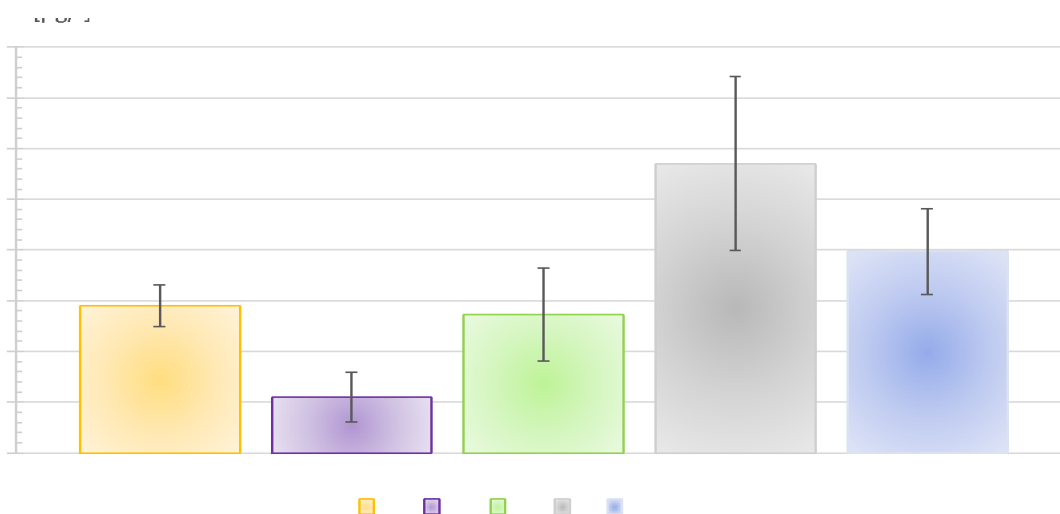
Data získaná ze vzorku zahuštěného koncentrátu rovněž nepřevyšují limity pro klasifikaci jako nebezpečný odpad. Avšak ze všech sledovaných ukazatelů byly rozpuštěné látky nejbližší k limitu. Rozpuštěné látky dosahovaly koncentrace $2,1 \pm 0,3$ g/l z limitu 8,0 g/l.

PRŮMYSLOVÁ PRÁDELNA

Při hodnocení koncentráту z prádelny, zda je nebo není nebezpečným odpadem a zda splňuje limity pro kanalizační řád byla provedena analýza vstupních parametrů vody na reverzní osmózu. Průměrná hodnota se směrodatnou odchylkou vstupních parametrů vyšla pH $7,2 \pm 0,5$; RL 735 ± 153 mg/l a u prvků (As, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Se, Zn, Mo, B, P) je graficky rovněž znázorněna průměrná hodnota se směrodatnou odchylkou na Obr. 6. a 7.



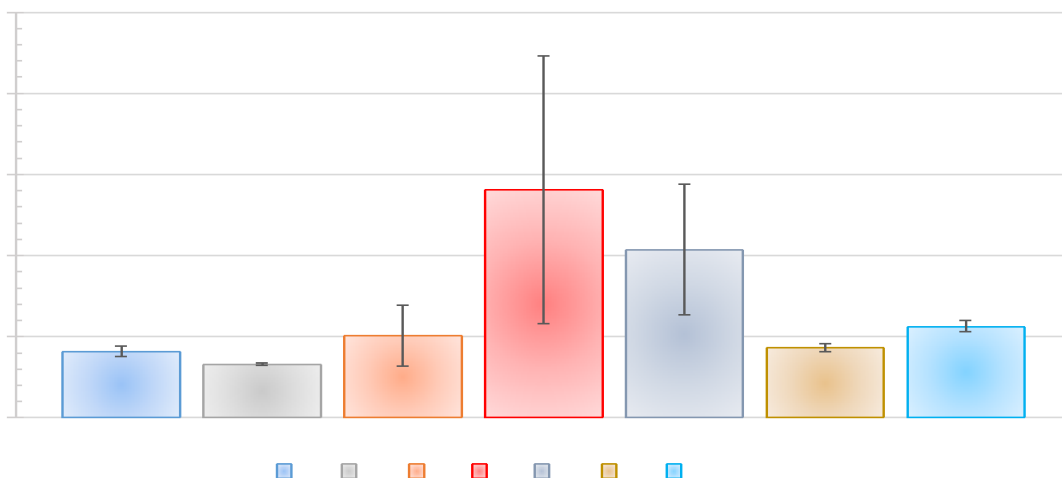
Obr. 6. Vstupní parametry vody na RO – Průmyslová prádelna



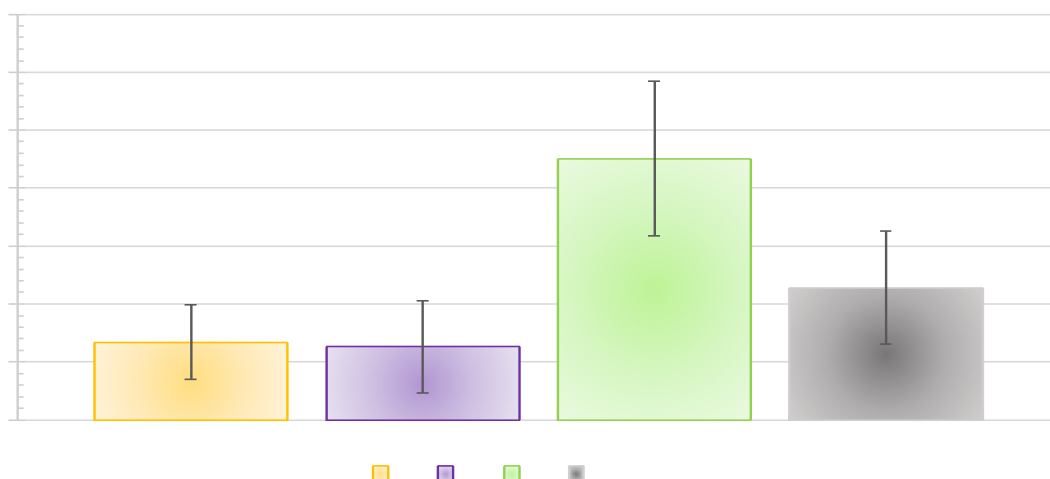
Obr. 7. Vstupní parametry vody na RO – Průmyslová prádelna

Analyzovaná data z průmyslové prádelny odebraná na vstupu na reverzní osmózu byla pod limity pro klasifikaci jako nebezpečný odpad a splňovala i limity kanalizačního řádu pro vypouštění do kanalizační sítě.

Analýza koncentráту z reverzní osmózy vyšla průměrná hodnota se směrodatnou odchylkou: pH $7,8 \pm 0,3$; RL $2\,664 \pm 839$ mg/l; fosfor 53 ± 17 mg/l a u prvků (As, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Se, Zn, Mo, B) je graficky rovněž znázorněna průměrná hodnota se směrodatnou odchylkou na Obr. 8. a 9.



Obr. 8. Koncentrát z reverzní osmózy – Průmyslová prádelna



Obr. 9. Koncentrát z reverzní osmózy – Průmyslová prádelna

Z analyzovaných dat lze zjistit, že koncentrát z RO nepřevyšuje limity pro klasifikaci jako nebezpečný odpad, ale některé ukazatele se již blíží k limitní hodnotě. Nejblíže bylo kadmium na hodnotě $3,30 \pm 0,07$ $\mu\text{g/l}$ z limitu $5,0$ $\mu\text{g/l}$. Dále se blížili rozpuštěné látky, které dosahovaly koncentrace $2,6 \pm 0,8$ g/l z limitu $8,0$ g/l.

Z odběrového místa průmyslové prádelny byly analyzovaná data porovnávána i s limity pro kanalizační řád. Zde pro ukazatele: selen ($4,3 \pm 0,02$ $\mu\text{g/l}$ z limitu 1 $\mu\text{g/l}$), fosfor (53 ± 17 mg/l z limitu 10 mg/l) a rozpuštěné látky ($2,6$ g/l $\pm 0,8$ z limitu $1,5$ g/l) byla překročena limitní hodnota a odpad již nesplňuje limity pro vypouštění do kanalizační sítě.

4. ZÁVĚRY

Všechny sledované ukazatele byly pod limitem klasifikace jako nebezpečný odpad, což je pro podnik využívající membránové procesy k recyklaci vod příznivá informace. V případě průmyslové prádelny byla odpadní voda porovnávána i s limity pro kanalizační řád. Zde bohužel byly překročeny tři ukazatele ze všech sledovaných ukazatelů. Byl překročen 4krát selen, téměř 5krát fosfor a 2krát rozpuštěné látky. Takovou to odpadní vodu nelze bez předchozí konzultace se správcem kanalizační sítě volně vypouštět do kanalizace. Vzorkování průmyslové prádelny bude probíhat až do konce roku 2022.

PODĚKOVÁNÍ

Rád bych zde poděkoval firmě ASIO, spol. s r.o. za technickou podporu a spolupráci.

SEZNAM LITERATURY

MRAYED, S. M., P. SANCILOLO, L. ZOU a G. LESLIE. An alternative membrane treatment process to produce low-salt and high-nutrient recycled water suitable for irrigation purposes. *Desalination* [online]. 2011, 274(1–3), 144–149 [vid. 2022-09-30]. ISSN 0011-9164. Dostupné z: doi:10.1016/J.DESAL.2011.02.003

NANOFILTRACE PRO DOČIŠTĚNÍ ODTOKU Z MĚSTSKÉ ČOV ZA ÚČELEM JEHO RECYKLACE

Puškáčová A. *, Matýsek D., Pliska D., Spěváková J., Říhová Ambrožová J., Wanner J.

Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Technická 5, 166 28 Praha 6

**autor pro korespondenci, email: adela.puskacova@vscht.cz*

ABSTRAKT

Pro dosažení požadované kvality vyčištěné odpadní vody určené pro recyklaci je možné využít celou řadu technologií k terciárnímu dočištění odtoku z čistírny odpadních vod (ČOV), z nichž každá má své výhody a nevýhody. V současnosti získávají na popularitě membránové separační technologie, mezi něž patří také nanofiltrace. Ta nabízí celou řadu výhod – kromě často uváděného odstranění mikropolutantů je schopna úspěšně redukovat také mikrobiální znečištění, které je pro recyklovanou vodu i vodu pro závlahy limitováno. Tyto limity však neuvažují sekundární nárůst mikrobiálního znečištění, ke kterému dochází při transportu či akumulaci recyklované vody. Tento příspěvek se proto zabývá nejen porovnáním účinnosti nanofiltrační membrány NF90 s klasickými metodami dezinfekce pro dočištění odtoku z komunální ČOV, ale také sekundárním nárůstem mikrobiálního znečištění při akumulaci této vody.

KLÍČOVÁ SLOVA

Recyklace odpadní vody; terciární čištění; nanofiltrace; dezinfekce; mikrobiální znečištění; akumulace

1. ÚVOD

Nedostatek zdrojů pitné vody je jedním ze stále palčivějších problémů současnosti a předpokládá se, že s růstem lidské populace, industrializací i postupujícími klimatickými změnami bude tento problém dále narůstat. Je proto žádoucí hledat nové, udržitelné způsoby nakládání s vodou. Jedním z nich je recyklace vody odpadní, ať už se jedná o odpadní vodu průmyslovou, či městskou. (Mancosu a kol., 2015; Fito & Van Hulle, 2021) Ohledně recyklované odpadní vody však vyvstává celá řada otázek spjatá s jejími riziky, ať už se týkají dopadů na lidské zdraví, nebo na životní prostředí. Odtok z ČOV totiž stále obsahuje řadu závadných či potenciálně škodlivých látek a mikroorganismů, a to v různém množství, a tak vznikají i nové legislativní požadavky na její kvalitu. Proto se pro účely recyklace zejména v západních zemích zavádějí terciární technologie čištění vody, z nichž jsou velmi populární membránové separační procesy, kam se řadí také nanofiltrace (NF). (Egea-Corbacho a kol., 2019) Ta se z hlediska svých vlastností nachází mezi ultrafiltrací a reverzní osmózou (RO) – na rozdíl od ultrafiltrace jsou NF a RO schopny odstranit menší částice, a oproti RO je NF méně energeticky i cenově náročná. NF je schopná z vody odstranit menší organické molekuly, např. mikropolutanty, mikrobiální znečištění, i dvojmocné ionty, a zároveň ve vodě zachovává ionty jednomocné a umožňuje tak tuto vodu vyčistit na požadovanou kvalitu. (Deemter a kol., 2022) Přesto, že jsou k dispozici legislativní požadavky, je zapotřebí uvažovat existenci dalších rizik, například i přes použití terciárních způsobů čištění může následně docházet k sekundárnímu nárůstu potenciálně patogenních bakterií během transportu a akumulace takto vyčištěné vody. (Fiorentino a kol., 2015) Tento příspěvek se proto zabývá použitím nanofiltrační membrány pro dezinfekci odtoku z ČOV a následným nárůstem bakterií během akumulace. Pro srovnání se zde používá odtok, odtok po UV záření a po kombinaci nanofiltrace a UV záření.

2. MATERIÁL A METODY

Experimentální uspořádání

Byla provedena série akumulačních testů v plastových barelech o objemu 30 l. Barely byly před samotným napuštěním pečlivě vymyty kyselým i zásaditým oplachem a byly vysvíceny

UV lampou tak, aby se zamezilo kontaminaci a ovlivnění výsledků. Každý barel byl napuštěn jinak vyčištěnou odpadní vodou – sekundární odtok z městské ČOV (O), odtok po NF (O-NF), odtok po UV záření (O-UV) a odtok po NF a následném ošetření UV lampou (O-NF+UV) – přičemž voda byla ponechána stát v barelech po dobu celkem čtyř týdnů. Barely s vodou byly ponechány mírně otevřené a zakryty modrými polyethylenovými pytlí, aby se zamezilo nárůstu sinic a řas. Každý z použitých typů vody byl analyzován před akumulací (čas 0) a následně po 1, 7, 14, 21 a 28 dnech. Voda byla po celou dobu ponechána stát s výjimkou odběru vzorků, kdy byly barely uzavřeny a důkladně promíchány. Vzorky byly odebírány do skleněných, sterilních vzorkovnic. Po ukončení akumulace byl odebrán vzorek vody i biofilmu (nárůstu ze stěn barelu) a následně byl podroben mikroskopické analýze. Podmínky pro terciární dočištění jak membránou, tak UV lampou, byly zvoleny dle předchozích optimalizačních experimentů (Puškáčová a kol., 2019). Pro dočištění odtoku membránovou filtrací byla použita spirálově vinutá nanofiltrací membrána z polyamidu NF90-2540 (DOW FILMTEC™, USA), a to v cross-flow uspořádání. Za účelem ochrany membrány před foulingem byl před membránu předřazen předfiltr pro separaci větších mechanických nečistot. Použitý tlak na vstupu p_{vstup} byl 7,62 bar, tlakový rozdíl činil 0,72 bar. Průtok permeátu činil 1,7 l/min a retentátu 1,3 l/min. Pro dočištění odtoku UV zářením byla použita UV lampa UVC lighting 1G s maximálním průtokem 0,12 m³/h a výkonem 6 W. Průtok vody lampou byl nastaven na 60 l/h. Všechny uvedené experimenty byly provedeny při laboratorní teplotě (20±2 °C).

Analýzy vzorků

Stanovovány byly kultivovatelné mikroorganismy při 36 °C (KUMI 36) podle ČSN EN ISO 6222 na agaru s kvasničným extraktem, *Escherichia coli* (ECOLI) podle normy ČSN 75 7835 na m-FC médiu, *Clostridium perfringens* (CLOP) podle přílohy č. 6 Vyhlášky č. 252/2004 Sb. na m-CP médiu, a *Pseudomonas aeruginosa* (PSA) podle ČSN EN ISO 16266. Pro mikroskopickou analýzu byl použit fluorescenční mikroskop Olympus BX41.

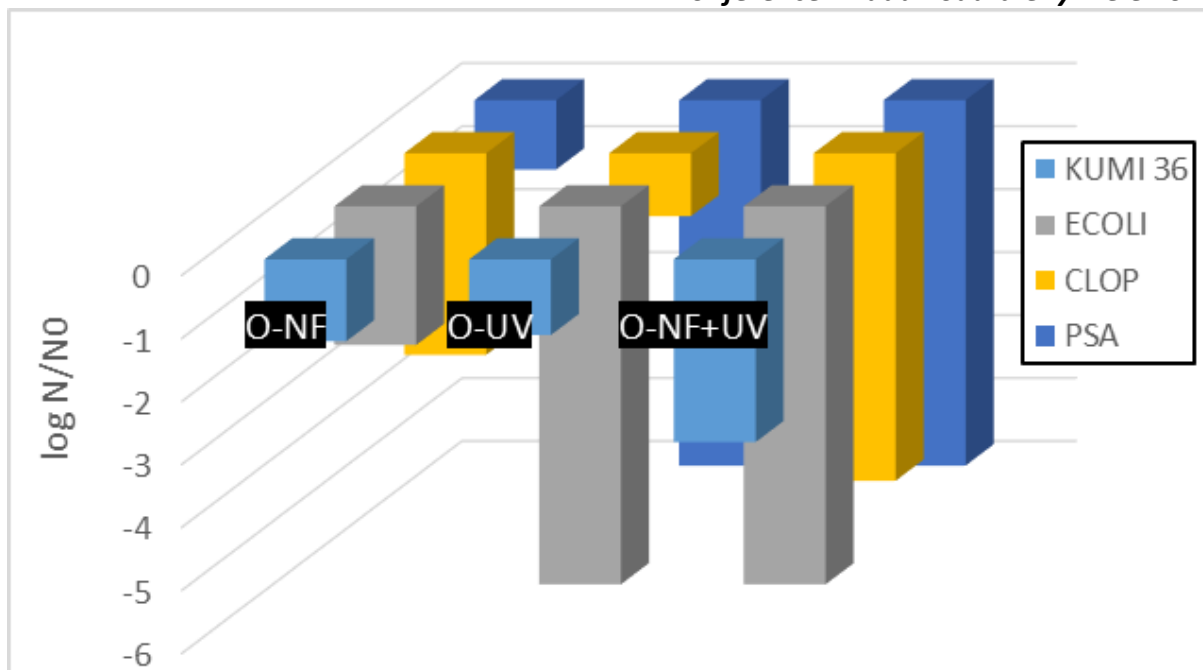
3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Jednotlivé ukazatele stanovené na odtoku z ČOV před použitím terciárních technologií čištění jsou uvedeny v *Tabulce 1*.

Tab. 1: Mikrobiální znečištění na odtoku z ČOV před použitím jednotlivých technologií

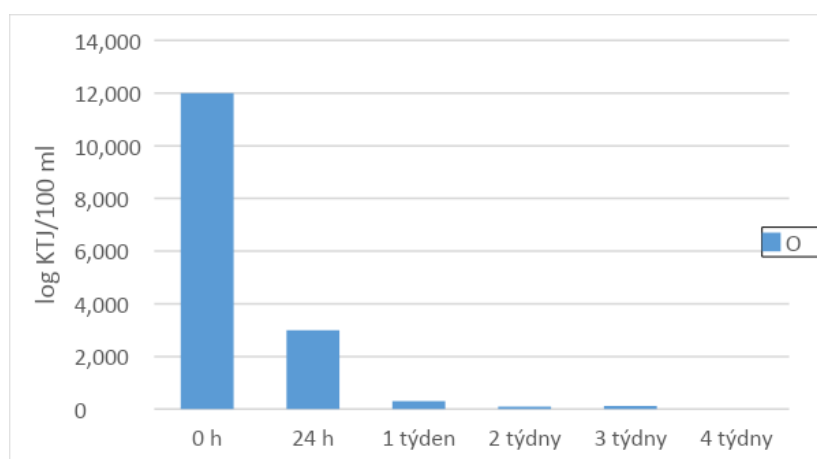
KUMI 36	ECOLI	CLOP	PSA
KTJ/100 ml			
4 000 000	12 000	1 600	6 000

Pokud jde o použité terciární technologie pro dočištění tohoto odtoku, z hlediska sledovaných parametrů byla nejúčinnější kombinace membrány a UV záření. Logaritmy redukce jednotlivých mikrobiálních ukazatelů jsou uvedeny na Obr. 1. Účinnost odstranění jednotlivých ukazatelů byla vždy nejvyšší v případě kombinace použitých technologií (O-NF+UV). UV záření se ukázalo jako vhodnější pro odstranění ECOLI a PSA, zatímco NF byla účinnější při odstranění KUMI 36 a především CLOP.



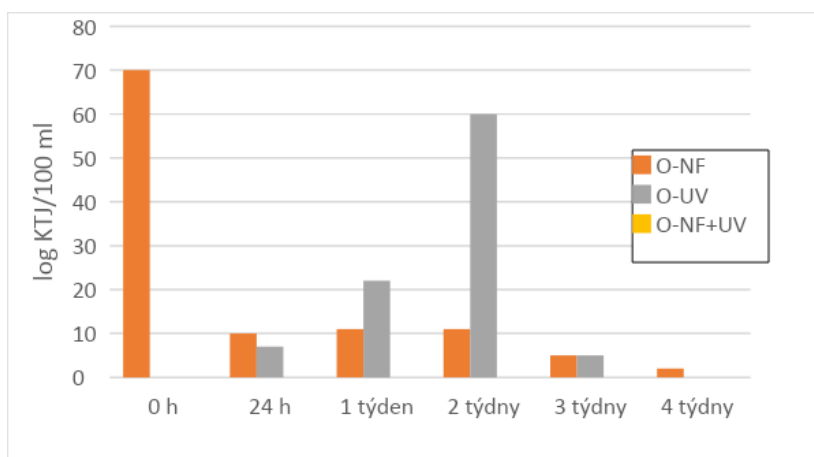
Obr. 1: Logaritmus odstranění sledovaných ukazatelů při použití různých technologií; O-NF = odtok po NF, O-UV = odtok po UV, O-NF+UV = odtok po NF a UV

Na Obr. 2 je zobrazen nárůst ECOLI v odtoku v průběhu jeho akumulace. Ačkoli jsou hodnoty na počátku akumulace poměrně vysoké a nesplňují požadavky uvedené v Nařízení EU 2020/741 o minimálních požadavcích na opětovné využívání vody, časem dochází k poklesu tohoto ukazatele – jen v prvních 24 hodinách jejich množství kleslo 4× a po týdnu akumulace byl počet KTJ na hodnotě 300 KTJ/100 ml.



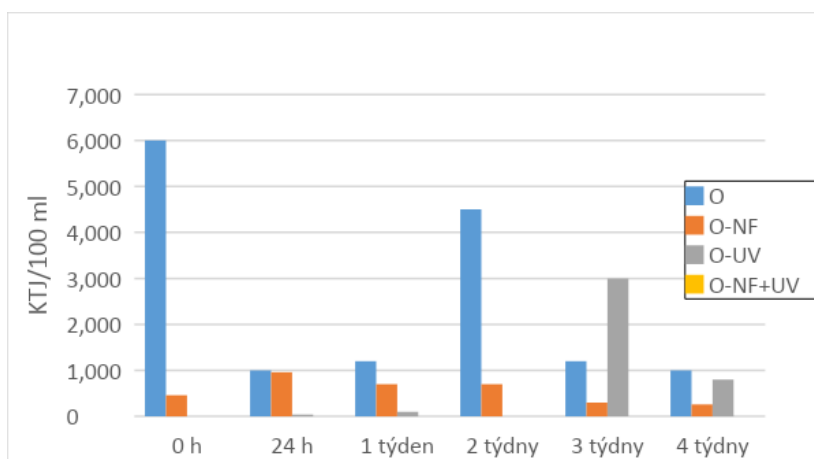
Obr. 2: Escherichia coli v průběhu akumulace odtoku z ČOV

Nárůst ECOLI v odtoku ošetřeném terciárními technologiemi je na Obr. 3. Nejméně účinná pro odstranění ECOLI byla samotná membrána (O-NF) s účinností 99,4 %, použití samotného UV a kombinace O-NF+UV bylo srovnatelné, avšak z hlediska akumulace se jednoznačně osvědčila kombinace těchto metod.



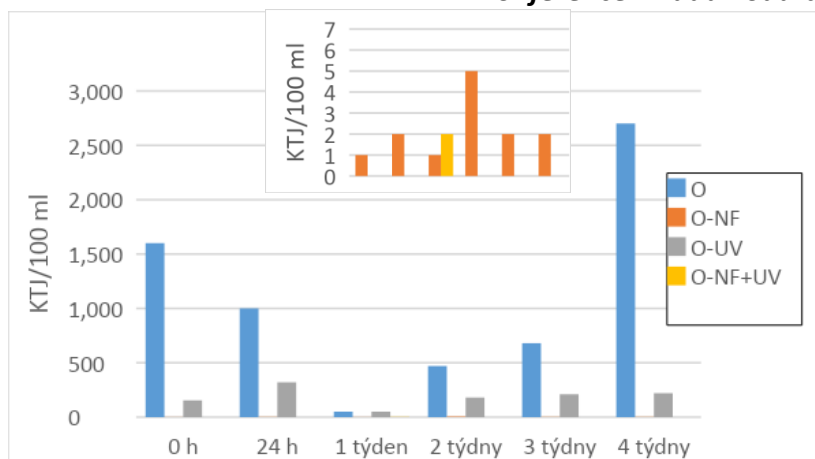
Obr. 3: *Escherichia coli* v průběhu akumulace odtoku ošetřeného terciárními technologiemi

Při použití UV záření bylo dosaženo účinnosti odstranění bakterie *Pseudomonas aeruginosa* ze 100 %, zatímco při použití membrány to bylo 92 %. Jak je však patrné z Obr. 4, v průběhu akumulace byla voda po ošetření membránou z hlediska nárůstu této bakterie mnohem stabilnější než voda po průchodu UV lampou. UV záření je tedy poměrně účinné, ale při delší stagnaci umožňuje vhodné podmínky pro nárůst pseudomonád. U UV záření docházelo k nárůstu, s výjimkou série odběru vzorků ve 2. týdnu, kdy bylo nemožné bakterie potvrdit kultivačně z důvodu zvýšeného nárůstu doprovodné mikroflóry. V případě membrány nejprve došlo k nárůstu pseudomonád, ale od 3. týdne docházelo k poklesu počtu KTJ. U kombinace metod (O-NF+UV) došlo k úplné eliminaci tohoto ukazatele a v průběhu akumulace již k nárůstu nedocházelo.



Obr. 4: *Pseudomonas aeruginosa* v průběhu akumulace čtyř typů vod; hodnoty u vody O-NF+UV byly po celou dobu akumulace nulové

Zatímco membrána byla schopna eliminovat *Clostridium perfringens* z 99,9 %, UV mělo 90% účinnost. V průběhu akumulace se tento rozdíl projevil, jelikož docházelo k sekundárnímu nárůstu u vody ošetřené právě UV zářením. Ačkoli většina sledovaných parametrů měla v průběhu akumulace spíše klesající tendenci, klostridia v případě odtoku z ČOV i odtoku po ošetření UV zářením spíše početně narůstaly, jak je patrné na Obr. 5. V případě O-NF a O-NF+UV počty KTJ klostridií nepřesáhly za celou dobu akumulace hodnotu 5 KTJ/100 ml.



Obr. SEQ Obrázek 1* ARABIC 5: *Clostridium perfringens* v průběhu akumulace čtyř typů vod

4. ZÁVĚRY

Ačkoli i po použití terciárních technologií pro dočištění odtoku dochází k sekundárnímu nárůstu bakterií, řádově se dostáváme mnohem níže a voda má tak z hygienického hlediska značně vyšší kvalitu. Ukázalo se, že ačkoli je UV záření oproti NF účinnější pro odstranění *Escherichia coli*, pro eliminaci rezistentnějších bakterií, jako je *Clostridium perfringens*, není dostatečné. Použitá technologie poskytuje vhodné podmínky pro sekundární nárůst pseudomonád. Nejvhodnější z hlediska účinnosti dezinfekce i z hlediska sekundárního nárůstu při akumulaci se tak ukázala být kombinace těchto dvou metod.

PODĚKOVÁNÍ

Tento výstup vznikl v rámci projektu Specifického vysokoškolského výzkumu – projekt č. A2_FT0P_2021_024, a projektu Horizon 2020: Achieving wider uptake of water-smart solutions (H2020-SC5-2019-2), ID: 869283.

SEZNAM LITERATURY

- Deemter, D., Oller, I., Amat, A. M., & Malato, S. (2022). Advances in membrane separation of urban wastewater effluents for (pre) concentration of microcontaminants and nutrient recovery: a mini review. *Chemical Engineering Journal Advances*, 100298.
- Egea-Corbacho, A., Ruiz, S. G., & Alonso, J. M. Q. (2019). Removal of emerging contaminants from wastewater using nanofiltration for its subsequent reuse: Full-scale pilot plant. *Journal of Cleaner Production*, 214, p. 514-523.
- Evropská Komise, 2020. Nařízení (EU) 2020/741 Evropského Parlamentu a Rady z 25 května 2020 o minimálních požadavcích na opětovné využití vody. *Off. J. Eur. Union*. L 177, p. 32–55.
- Fiorentino, A., Ferro, G., Alferez, M. C., Polo-López, M. I., Fernández-Ibañez, P., & Rizzo, L. (2015). Inactivation and regrowth of multidrug resistant bacteria in urban wastewater after disinfection by solar-driven and chlorination processes. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 148, p. 43-50.
- Fito, J., & Van Hulle, S. W. (2021). Wastewater reclamation and reuse potentials in agriculture: towards environmental sustainability. *Environment, Development and Sustainability*, 23(3), p. 2949-2972.
- Mancosu, N., Snyder, R. L., Kyriakakis, G., & Spano, D. (2015). Water scarcity and future challenges for food production. *Water*, 7(3), p. 975-992.
- Puškáčová A., Spěváková J., Říhová Ambrožová J., Wanner J. Dezinfekce odtoků z městských čistíren odpadních vod pro jejich znovuvyužití (2021). *Vodní hospodářství* (9), p. 2-6.

ANALÝZA POVRCHOVÉHO ODTOKU POČAS EXTRÉMNEJ ZRÁŽKOVEJ UDALOSTI

Dubcová M.^{1*}, Marko I.², Belica P.¹

^{1*} Výskumný ústav vodného hospodárstva, Nábřežie arm.gen.Ludvíka Svobodu 4297/5, 811 02 Bratislava

² Bratislavská vodárenská spoločnosť, a.s., Prešovská 48, 826 46 Bratislava

*Dubcová M., email: maria.dubcova@vuvh.sk

ABSTRAKT

Príspevok je zameraný na analýzu kvalitatívnych parametrov povrchového odtoku z urbanizovaného územia a metodiku odberu vzoriek počas extrémnej zrážkovej udalosti. Hlavná časť príspevku je venovaná analýze ukazovateľov kvality vzoriek dažďového povrchového odtoku zachytených z komunikácií a následne ich vyhodnoteniu podľa platných legislatívnych predpisov, ako i posúdeniu vplyvu charakteristík zrážok, emisií a imisií v ovzduší na kvalitu povrchového odtoku. Téma príspevku reflektuje nutnosť riešenia danej problematiky vzhľadom na nežiadajúce účinky spôsobené klimatickou zmenou v posledných rokoch, zmenenou kvalitou ovzdušia a vzniku nekontrolovateľného odtoku dažďových vôd zo spevnených plôch.

KLÚČOVÉ SLOVÁ

Povrchový odtok, kvalita vôd, urbanizované územie, smart nakladanie s dažďovými vodami

1. ÚVOD

Vplyvom zvyšujúcej sa intenzity narastania urbanizovaných území v mestách bol identifikovaný nový plošný zdroj znečistenia, a to povrchový odtok z urbanizovaných území. Povrchový odtok alebo odtok dažďových vôd možno definovať, ako produkt interakcie medzi klimatickou zmenou a spôsobom využívania daného územia. V dôsledku klimatických zmien je kvalita zrážkových vôd, ako aj časová variabilita zrážok veľmi premenlivá. Zrážkovo – povrchový odtok v urbanizovanom území vzniká v dôsledku prekročenia kapacitnej schopnosti podlažia – predovšetkým počas krátkych privalových dažďov alebo tzv. bleskových povodní. V zastavaných mestských oblastiach je charakteristická jeho tvorba hlavne na miestach s nedostatkom vegetácie, s absenciou vsakovacích a retenčných objektov, ktoré by boli schopné zachytiť a dočasne zadržať dažďový povrchový odtok [1]. Zásadným problémom povrchového odtoku v mestskom prostredí je zaťaženie existujúcej stokovej siete a možné zhoršenie kvality vodných útvarov, z dôvodu ich priameho zaústenia do stokovej siete alebo priamo do recipientu. Povrchový odtok v urbanizovanom území je charakteristický rôznorodosťou látok ako sú; prachové častice, ťažké kovy, nutrienty, pevné suspendované látky, ropné látky a ostatné toxické organické zlúčeniny, ktoré môžu spôsobiť závažné environmentálne škody vo vodnom ekosystéme, poprípade ohroziť ľudské zdravie [2].

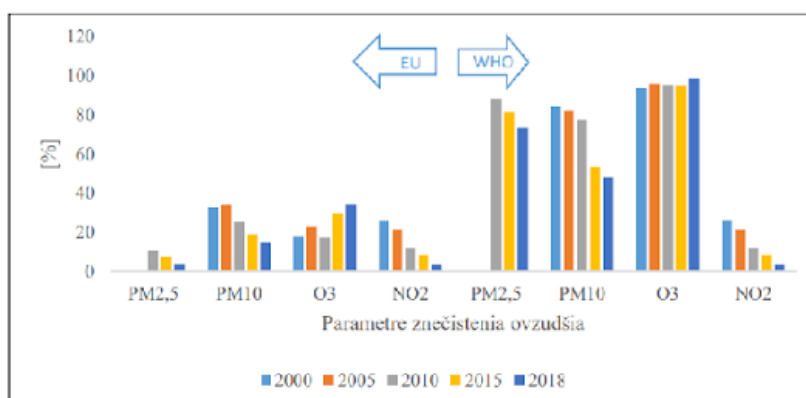
Najmä v posledných rokoch je neustále zdôrazňovaná potreba budovania nových koncepčných opatrení v súvislosti s mestským odvodnením, takým spôsobom, aby bol zachovaný prirodzený stav ekosystému a prirodzený hydrologický režim povodia. Dôraz je kladený na podporovanie výparu, znižovanie teploty vzduchu, dopĺňanie podzemných zásob vody, znižovanie koncentrácie znečisťujúcich látok v povrchovom odtoku a podobne.

Integrovaný systém hospodárenia s dažďovými vodami na Slovensku je v rozvojovej fáze a nepatrí medzi popredné opatrenia zameriavajúce sa na reguláciu povrchového odtoku zo spevnených komunikácií. V súčasnosti badať snahy o čiastočnú separáciu a reguláciu odtoku

hlavne v takých častiach miest, kde prebieha rekonštrukcia, alebo sa jedná o novovybudované mestské oblasti. Problematika sa však nerieši celistvo a koncepčne.

2. VPLYV ZNEČISTENIA OVZDUŠIA NA KVALITU POVRCHOVÉHO ODTOKU

Na chemické zloženie dažďovej vody má významný vplyv aj kvalita ovzdušia; limitné hodnoty kvality ovzdušia sú stanovené v smernici Európskej rady 2008/50/ES a v usmerneniach WHO o kvalite ovzdušia. Percentuálne prekročenie koncentrácie znečisťujúcich látok nachádzajúcich sa v ovzduší vzhľadom na kritéria EÚ a WHO je uvedené v grafe 1. [3]

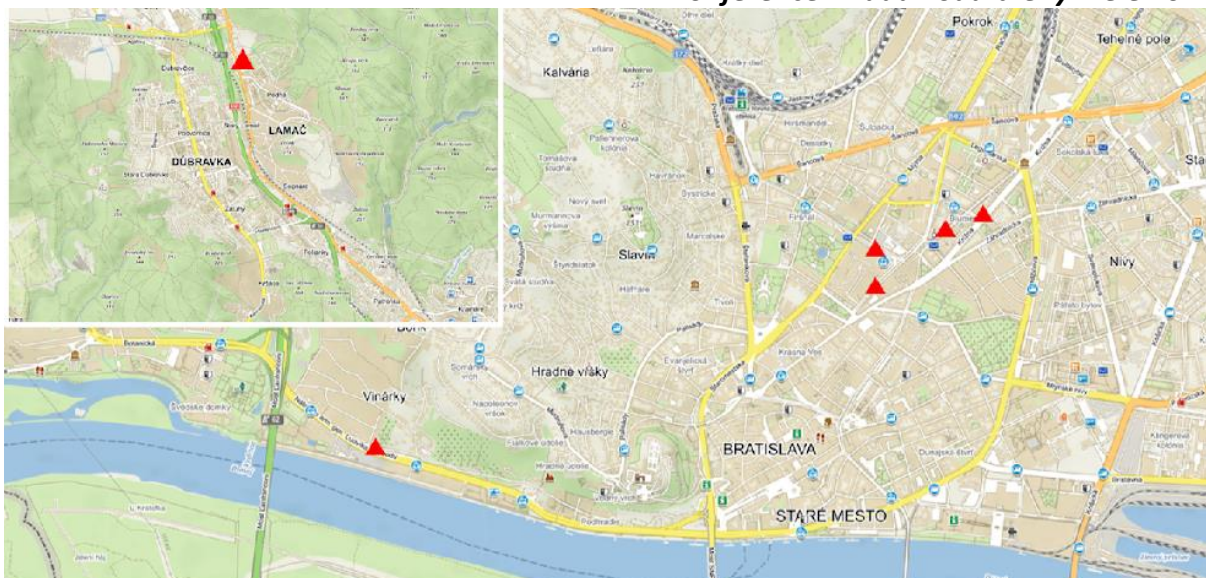


Graf 1. Prekročenie stanovených koncentrácií znečisťujúcich látok v ovzduší vzhľadom na odporúčania EÚ a WHO

3. METODIKA PRÁCE

Analýza povrchového odtoku bola vykonávaná z tzv. prvého splachu (first flush). Prvý splach je charakterizovaný vysokou koncentráciou znečisťujúcich látok v počiatočnej fáze odtoku na začiatku dažďovej udalosti. O prvom splachu je možné hovoriť iba v prípade, ak má prvý odtok vyššiu koncentráciu znečisťujúcich látok v porovnaní s neskorším odtokom.

V rámci stanovenia znečisťujúcich látok v povrchovom odtoku boli vzhľadom ku klimatickým, geologickým a hydrogeologickým podmienkam vytýčené miesta odberu vzorky v hlavnom meste Bratislava. Pri výbere lokalít bol kladený dôraz na miesta nachádzajúce sa v blízkosti pracovného prostredia z dôvodu zabezpečenia čo najrýchlejšieho odberu vzorky počas dažďovej udalosti. Zachytenie vzoriek povrchového odtoku prevažne prebiehalo na niekoľkých lokalitách v Bratislave - v mestskej časti Staré mesto na ulici Imricha Karvaša na Radlinského ulici, na Blumentálskej ulici, Krížnej ulici, na Nábřeží armádného generála Ludvíka Svobodu a v mestskej časti Lamač na Hodonínskej ulici (Obr. 1).



Obr. 1. Grafické označenie vybraných lokalít určených k odberu vzorky povrchového odtoku

Stanovenie kvalitatívnych parametrov povrchového odtoku

Analýza vzoriek zo záujmového územia sa vykonala v súlade s platnými slovenskými technickými a európskymi normami. Súhrn sledovaných parametrov v dažďovom odtoku je uvedený v Tab. 1.

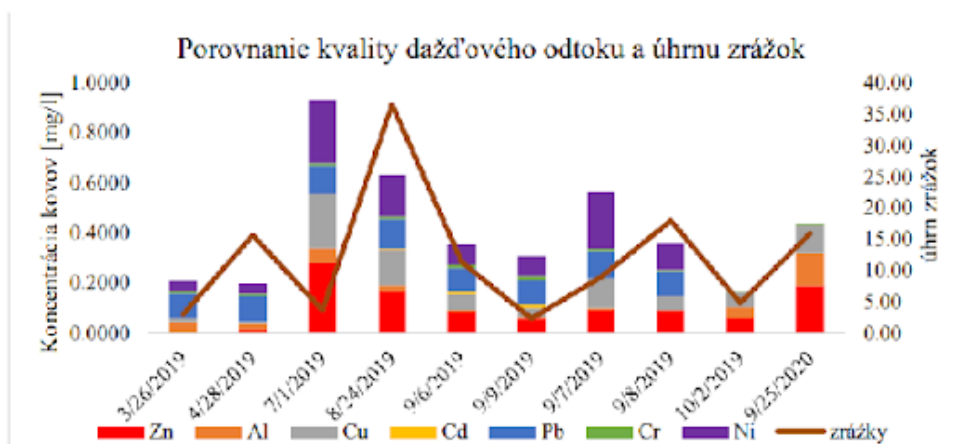
Tab. 1. Analyzované parametre vo vzorkách povrchového odtoku

Ukazovateľ	STN, ISO	Metóda stanovenia
pH	STN EN ISO 10523	Potenciometricky
EK	STN EN 27888	Priame stanovenie
AOX	STN EN ISO 9562	Adsorpcia na aktívnom uhlí
Ťažké kovy	STN EN ISO 11885/15586	Optická emisná spektrometria s indukčne viazanou plazmou (ICP-OES)
CHSK	STN ISO 6060	Stanovenie dichromanom / titračne
N _{celk}	STN EN 25663	Metóda podľa Kjeldahla. Metóda po mineralizácii so selénom
N _{org}	STN EN 25663	
P _{celk}	STN EN ISO 6878	Spektrometrická metóda
SO ₄ ²⁻	STN EN ISO 10304-1	Iónová chromatografia
NH ₄ ⁺	STN ISO 5664	Odmerná metóda po destilácii
NO ₃ ⁻	STN EN ISO 10304-1	Iónová kvapalinová chromatografia
NO ₂ ⁻	STN EN ISO 10304-1	

Analýzy vzoriek na stanovenie hodnoty pH a vodivosti a AOX prebiehala v laboratóriu Stavebnej fakulty STU v Bratislave. Analýza vzoriek na stanovenie kyslosti (hodnota pH) a elektrickej vodivosti (EK) bola vykonaná prístrojom HQd Filed Case od firmy HACH. Meranie hodnoty pH prebiehalo podľa STN EN ISO 10523 štandardným spôsobom za pomoci pH elektródy, ktorá slúži na meranie reakcie vody. Pred samotným meraním bol prístroj kalibrovaný použitím tlmyvých roztokov s hodnotami pH 7,0 a 4,0 podľa pokynov uvedených výrobcom. Na meranie elektrickej vodivosti bola použitá sonda určená na meranie vodivosti vody. Meranie EK prebiehalo podľa pokynov STN EN 27888 metódou priameho stanovenia. Na

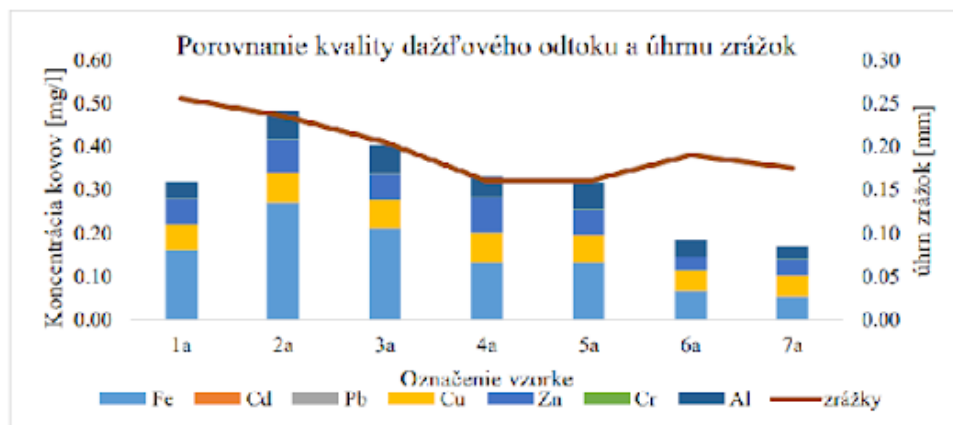
zabezpečenia relevantných výsledkov, meranie hodnoty pH a vodivosti vo vzorkách dažďového odtoku bolo zopakované 3 - krát. Namerané hodnoty boli následne spriemerované. Analýza adsorbovateľných organicky viazaných halogénov (AOX) prebiehala podľa STN EN ISO 9562. Stanovenie AOX bolo vykonané na prístroji XPLORED od firmy Trace Elemental Instruments. Na adsorpciu bolo použité práškové aktívne uhlie – CON100700 Activade carbon AOX batch od výrobcu Trace Elemental Instruments. Vzhľadom k tomu, že v niektorých prípadoch zachytené vzorky dažďového odtoku boli veľmi znečistené, vzorky boli zriedované destilovanou vodou niekoľko krát. Faktor zriedovania závisel od stupňa znečistenia vody a pohyboval sa v pomere 1:4 až 1:50. Analýza vzoriek na stanovenie ostatných parametrov (ťažkých kovov, CHSK, formy dusíka, síranov, celkového obsahu fosforu a dusíka a organického dusíka) prebiehalo v laboratóriu na Fakulte Chemickej a potravinárskej technológie (FCHPT) STU v Bratislave.

Vplyv úhrnu zrážok na koncentráciu ťažkých kovov v povrchovom odtoku je znázornený v grafe 2. V grafe možno pozorovať hodnoty konkrétnych znečisťujúcich látok v desiatich odobratých vzorkách v porovnaní so zrážkovým úhrnom. Na základe zobrazených výsledkov môžeme konštatovať, že úhrn zrážok nemá priamy vplyv na obsah znečisťujúcich látok v povrchovom odtoku. Preukázalo sa, že obdobie sucha medzi jednotlivými zrážkovými udalosťami významne ovplyvňuje koncentrácie znečisťujúcich látok v jednotlivých vzorkách.



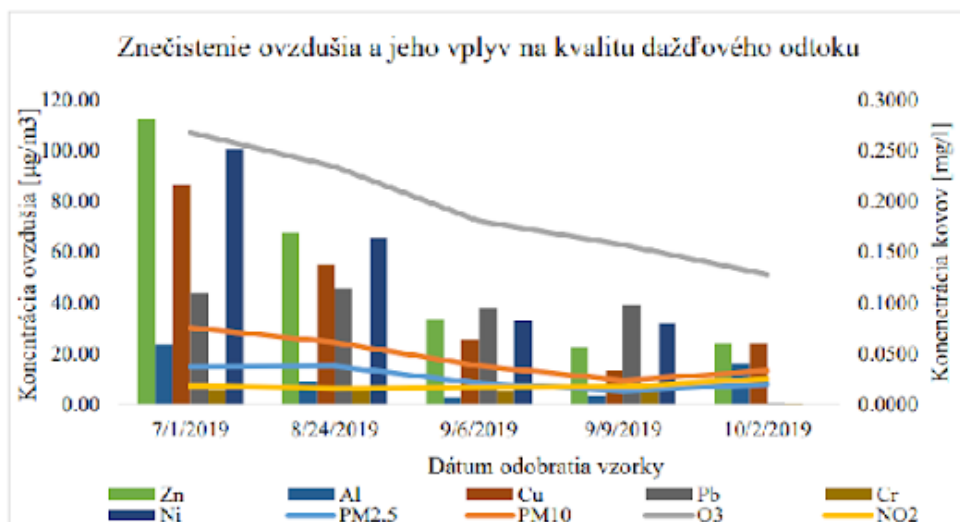
Graf 2. Porovnanie kvality dažďového odtoku a úhrnu zrážok

Uvedený graf 3 pojednáva o konkrétnej dažďovej udalosti z dňa 2. 10. 2019, ktorá bola vzhľadom na dĺžku trvania dažďovej udalosti vybraná na modelovanie kvality povrchového odtoku v širšom časovom horizonte, kedy bolo odobratých 7 vzoriek s rozstupom 10 minút. Z grafického znázornenia vyplýva, že najvyššie hodnoty koncentrácie ťažkých kovov boli odobraté počas druhého odberu i keď úhrn zrážok postupne klesal. Najvyššie koncentrácie polutantov boli stanovené 10 minút od začiatku dažďovej udalosti, z čoho možno konštatovať, že najkontaminovanejší povrchový odtok je tvorený v jeho počiatkovej fáze.



Graf 3. Porovnanie kvality dažďového odtoku a úhrnu zrážok počas dlhotrvajúcej zrážkovej udalosti

Grafické vyhodnotenie údajov kvality ovzdušia je uvedené v grafe 4, ktorý bližšie popisuje priemerné koncentrácie monitorovaných ukazovateľov znečistenia ovzdušia ako sú: jemné prachové častice menšie ako 2,5 μm (PM_{2,5}) a 10,0 μm (PM₁₀), ozón (O₃), oxid dusičitý (NO₂) a stanovené koncentrácie ťažkých kovov ako sú: zinok, hliník, meď, olovo, kadmium a nikel počas vybraných dažďových udalostí. Porovnaním koncentrácií znečistenia ovzdušia so stanovenými koncentraciami znečisťujúcich látok v povrchovom odtoku možno konštatovať, že látky nachádzajúce sa v ovzduší majú vplyv na kvalitu povrchového odtoku. Toto tvrdenie je založené iba na základe podkladov za posudzované obdobie i keď nemožno s úplnou istotou povedať, v akej miere látky nachádzajúce sa v ovzduší vplývajú na kvalitu dažďového odtoku zo spevnených plôch.



Graf 4. Znečistenie ovzdušia a jeho vplyv na kvalitu dažďového odtoku

4. ZÁVER

V príspevku je spracovaná problematika hodnotenia kvality povrchového odtoku z urbanizovaného územia počas extrémnej dažďovej udalosti. Pri analýze kvalitatívnych parametrov bol kladený dôraz na vyhodnotenie fyzikálnych a chemických ukazovateľov, ako sú hodnota pH, vodivosť, AOX, CHSK, ťažké kovy (Zn, Cu, Pb, Cr, Al, Cd, Fe) zlúčeniny dusíka, celkový dusík a fosfor a síra. Na základe vyhodnotenia jednotlivých odberov, možno

konštatovať, že z hľadiska kvality a kvantity povrchového odtoku boli stanovené pomerne vysoké koncentrácie znečisťujúcich látok.

POĎAKOVANIE

Práca bola podporovaná Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-18-0203 s názvom: Smart nakladanie s extrémnymi dažďovými vodami v urbanizovanom území.

ZOZNAM LITERATÚRY

- [1] ANGRILL, S., PETIT-BOXI, A., MORALES-PIZÓN, T., JOSA, A., RIERADEVALL, J., GABARRELL, X. Urban rainwater runoff quantity and quality – A potential endogenous resource in cities? *Journal of Environmental Management*, 2017. Volume 189. Pages 14-21. ISSN 0301-4797.
- [2] MAMOON, A.A., JAHAN, S., HE, X., JOERGENSEN, E. N., RAHMAN, A. First flush analysis using a rainfall simulator on a micro catchment in an arid climate. *Science of The Total Environment*, 2019. Volume 693. ISSN 0048-9697.
- [3] European Environmental Agency EEA. Indicators [online]. [cit. 02. 09. 2022]. Dostupné z: https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/#c0=30&c12-operator=or&b_start=0.

VYSOKÉ KONCENTRÁCIE DUSIČANOV V PODZEMNÝCH VODÁCH V POĽNOHOSPODÁRSKYCH OBLASTIACH SLOVENSKEJ REPUBLIKY

Kyrc Ľ. *, Cibulka R., Klištinec J., Sásik D., Tlučáková A.

¹Výskumný ústav vodného hospodárstva, Odbor kvality vôd, Oddelenie ochrany podzemných vôd

*lubomir.kyrc@vuvh.sk

ABSTRAKT

Monitorovanie znečistenia podzemných a povrchových vôd z poľnohospodárskych zdrojov, vychádza zo záväzkov spojených s implementáciou smernice Rady 91/676/EHS (dusičnanová smernica). Pokrok v implementácii tejto smernice je zhodnocovaný každé štyri roky, pričom v roku 2020 bola vypracovaná správa za obdobie 2016 až 2019. V rámci tejto správy boli vyhodnocované monitorovacie objekty z účelovej monitorovacej siete Výskumného ústavu vodného hospodárstva (VÚVH), štátnej hydrogeologickej siete Slovenského hydrometeorologického ústavu (SHMÚ) a dáta z vodných zdrojov od vodárenských spoločností. Z celkového počtu 1 788 monitorovacích objektov bolo 12% vyhodnotených s nadlimitnou koncentráciou dusičnanov (≥ 50 mg/l). V priebehu roku 2020 vznikla v rámci Oddelenia ochrany podzemných vôd (VÚVH), ako koordinátora dusičnanevej smernice, iniciatíva na lepšie pochopenie zvýšených koncentrácií dusičnanov v podzemných vodách.

KLÍČOVÁ SLOVA

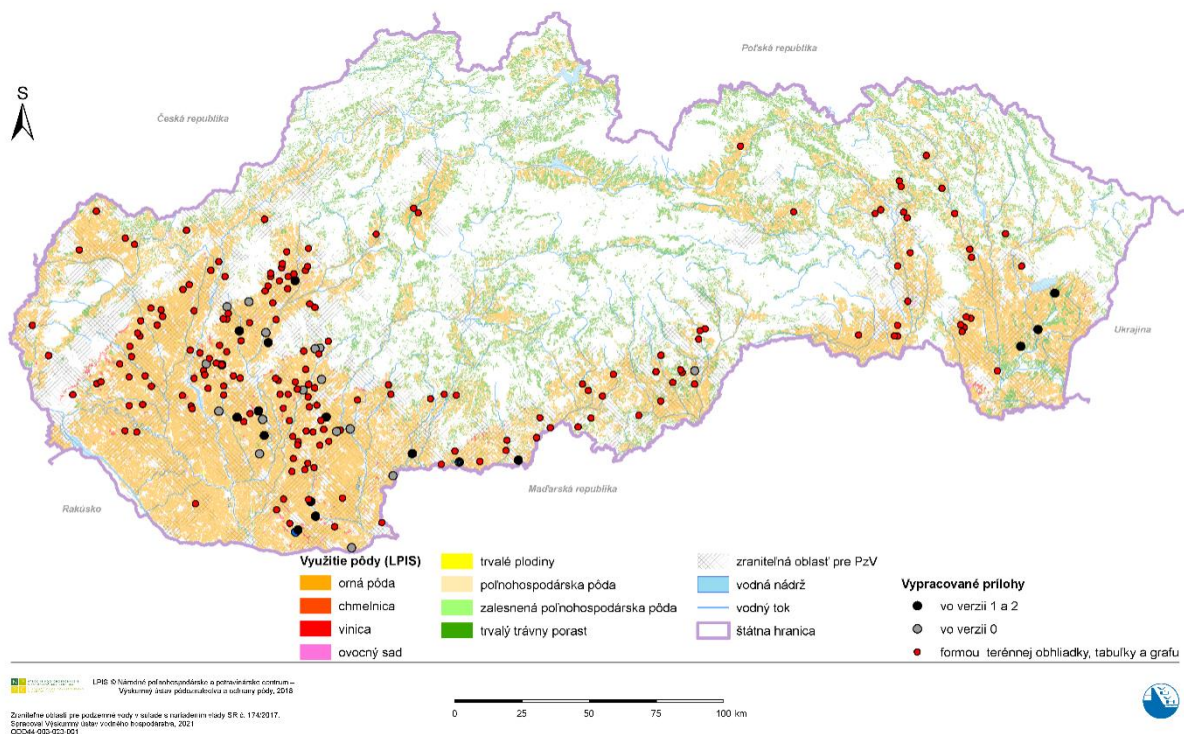
dusičnany, monitorovanie, podzemná, poľnohospodárstvo, Slovensko, voda, znečistenie

1. ÚVOD

Monitorovanie znečistenia podzemných a povrchových vôd z poľnohospodárskych zdrojov, vychádza zo záväzkov spojených s implementáciou smernice Rady 91/676/EHS (dusičnanová smernica), ktorá platí pre každý členský štát Európskej Únie. Od roku 2008 monitoruje kvalitu podzemných vôd v poľnohospodárskych oblastiach Slovenska Výskumný ústav vodného hospodárstva, ktorý za rok 2021 využil 809 monitorovacích objektov, s celkovým počtom 1 480 odobraných vzoriek podzemných vôd, z ktorých bolo analyzovaných 1 468 (19 zima, 803 jar a 646 jeseň). Vzorky neboli analyzované z každého objektu z rôznych dôvodov (poškodený/zničený/suchý objekt, nedostatok vody na odber alebo poškodenie vzorky). Mimo vzoriek z účelovej siete VÚVH, bolo tiež vykonaných 244 odberov a následných analýz zo siete SHMÚ na sledovanie kvantity. Veľká časť týchto analýz vykázala podlimitnú koncentráciu dusíkatých látok (81,9 %). Pričom extrémne vysoká hranica koncentrácie 250 mg/l NO₃- bola prekročená na 18 objektoch. Táto skutočnosť viedla k ešte intenzívnejšej iniciatíve skúmať tieto objekty podrobnejšie a objasniť príčinu takto extrémne zvýšenej koncentrácie dusičnanov v podzemných vodách SR.

2. METODIKA

Účelová monitorovacia sieť prešla v rokoch 2017 až 2022 dodatočným významným zahustením v rámci projektu „Skvalitnenie účelovej monitorovacej siete VÚVH na sledovanie znečistenia v podzemných vodách“. Aktuálne má VÚVH k dispozícii 1 129 objektov (podľa Rámcového programu monitorovania vôd na Slovensku na rok 2022). Monitorovacie objekty sú vo väčšine prípadov hlboké do 15 m, opatrené chráničkou a označovačom. Sú situované tak, aby zachytávali plytký obeh podzemných vôd (resp. v prvej zvodnenej vrstve), práve



Obr. 1: Prehľadová mapa monitorovacích objektov s prekročenou limitnou hodnotou (50 mg/l) koncentrácie dusičnanov, za obdobie 2016-2019. S označenou lokalizáciou monitorovacích objektov s vypracovaným pracovným dokumentom (v0, v1 a v2 pre objekty >250mg/l NO_3^-), a terénnou obhliadkou pre objekty >50 mg/l NO_3^- (Cibulka a kolektív 2021).

v poľnohospodársky významných oblastiach SR. Odber vzoriek prebieha na primárne jar a na jeseň. Pri spracovávaní dát za Slovensko sú okrem dát VÚVH interpretované aj dáta od SHMÚ a od vodárenských spoločností (z vodných zdrojov). V rámci implementácie dusičnovej smernice VÚVH spolupracuje s ďalšími rezortnými organizáciami Ministerstva životného prostredia SR (SHMÚ, SAŽP), ako aj s Ministerstvom pôdohospodárstva a rozvoja vidieka SR (ÚKSÚP, VÚPOP) a poľnohospodárskymi komorami. Odbery vzoriek podzemných vôd sú akreditované a ich rozборы vykonáva Národné referenčné laboratórium. Interpretáciu výstupných dát z monitorovania, ako aj reporty a záverečné správy spracovávajú pracovníci Oddelenia ochrany podzemných vôd.

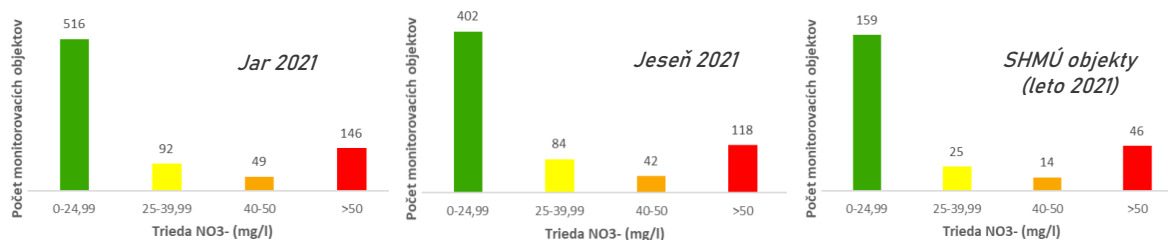
3. VÝSLEDKY MONITOROVANIA A INÉ PRÍKLADY Z EURÓPSKEJ ÚNIE

Tak ako bolo spomenuté v úvode, celkovo bolo v roku 2021 odobraných 1 724 vzoriek z 1 053 monitorovacích objektov (VÚVH a SHMÚ objekty). Tak ako ukazujú grafy (obr. 2), nadpolovičná väčšina vrtov (jar 64% a jeseň 62%) spadá do kategórie 0-24,99 mg/l NO_3^- . Tieto objekty sú v poriadku a naďalej sú súčasťou monitorovania jedenkrát za rok. Vrtv v rozmedzí 25-49,99 mg/l NO_3^- sú síce pod limitnou hodnotou, ale sú potencionálne náchylné na jej prekročenie. Sú teda ostrejšie sledované. Stav monitorovacích objektov, v ktorých mali vzorky

prekročenú limitnú hodnotu (50 mg/l NO_3^-), nie je vyhovujúci a preventívne opatrenia nie sú dostačujúce. Preto je potrebné pristúpiť k nápravným opatreniam tak, aby sa zlepšil stav vôd do roku 2027. Toto je záväzok Slovenskej republiky v rámci plnenia požiadaviek Rámcovej smernice o vode. Vzhľadom k povahe výsledkov analýz boli vrty $>50 \text{ mg/l NO}_3^-$ rozdelené do ďalších skupín ($50-99,99$; $100-249,99$; $250-499,99$ a ≥ 500) keďže základné rozdelenie podľa príručky EK neberie do úvahy takéto extrémne rozmedzia vo vyšších koncentráciách dusičnanov. V roku 2021 bola prekročená koncentrácia 250 mg/l NO_3^- na 18 objektoch.

Monitorovacie objekty s koncentráciou dusičnanov $>250 \text{ mg/l}$

VÚVH v rámci aktivít na objasnenie príčin vysokých koncentrácií vykonal viacero činností.



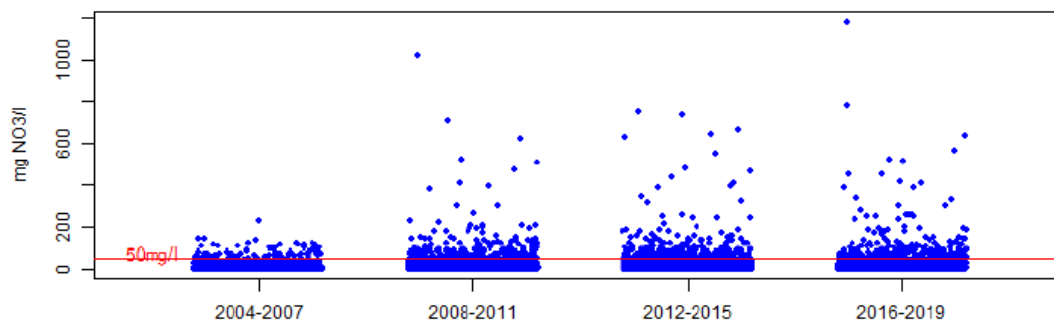
Obr. 2: Výsledky monitorovania za rok 2021 (Cibulka a kolektív 2021, upravené).

Na daných monitorovacích objektoch boli urobené kontrolné odbory a podrobné obhliadky okolia. Na základe týchto činností boli vytvorené pracovné dokumenty (obr. 1, rozdelené do rôznych verzií, podľa miery vypracovania daného dokumentu, podľa priority), ktoré obsahujú komplexné informácie o lokalite: vývoj koncentrácie NO_3^- , NO_2^- a NH_4^+ , popis lokality (geologické, hydrogeologické pomery), vlastnosti a využitie pôdy, antropogénne vplyvy (odkanalizovanie, environmentálne záťaž) a ďalšie potencionálne zdroje znečistenia, spotreba dusíkatých hnojív v daných oblastiach, zraniteľnosť podzemných vôd, situácia v okolitých oblastiach a navrhovaný ďalší postup. V rámci medzirezortnej spolupráce boli tieto dokumenty poskytnuté spolupracujúcim organizáciám (ÚKSÚP, VÚPOP a SIŽP). Ďalšou z činností bolo vytvorenie systému varovania o zvýšenej koncentrácii dusičnanov na danom objekte pri prekročení hranice 250 mg/l NO_3^- , vďaka ktorému je táto informácia rýchlo rozšírená v rámci medzirezortnej skupiny. Výhodami tohto systému sú rýchlosť, komplexnosť reakcie na vzniknutú situáciu a samostatnosť Oddelenia ochrany podzemných vôd, pričom základom tohto systému sú práve pracovné dokumenty. Na objektoch so zvýšeným znečistením boli tiež vypočítané trendy a prognózy vývoja tohto znečistenia, ktoré ukazujú, že sa obnova vôd v objektoch $>250 \text{ mg/l NO}_3^-$ nedarí.

Stav monitorovania v krajinách EÚ

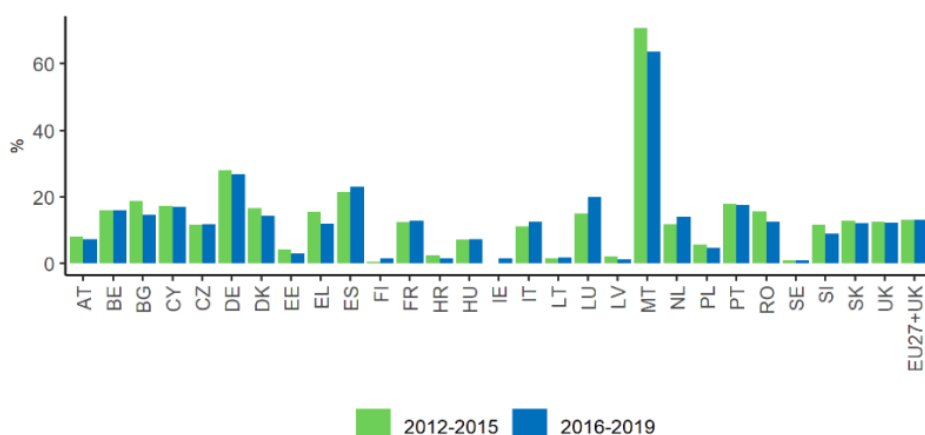
Všetky členské štáty sú povinné podávať Európskej Komisii správu o znečistení z poľnohospodárskych zdrojov, na základe dusičnanej smernice. Pričom musia dodržiavať predpísané postupy, no konkrétnu metodiku si volia samostatne. Z pohľadu kvality monitorovacej siete resp. jej zahustenia, je Slovensko na treťom mieste v rámci EÚ s počtom zhruba 36 objektov na $1\,000 \text{ km}^2$, pričom na prvom mieste je Malta (139 objektov na $1\,000 \text{ km}^2$) a na druhom Belgicko (95 objektov na $1\,000 \text{ km}^2$).

Porovnávať a generalizovať výsledky monitorovania dusičnanov medzi jednotlivými členskými štátmi je pomerne náročné, keďže EK pracuje s preddefinovanými kategóriami ($0-24,99$; $25-39,99$; $40-50$ a ≥ 50), pričom najvyššie znečistenie je v kategórii $\geq 50 \text{ mg/l NO}_3^-$.



Obr. 3: Vizualizácia dát koncentrácie dusičnanov v podzemných vodách Slovenskej Republiky v správe Európskej komisie, za všetky reportovacie obdobia (Európska komisia 2021).

Konkrétne hodnoty sú reportované každou krajinou zvlášť, pričom výstupom je správa Európskej Komisie, kde sú tieto dáta primárne vizualizované (pre Slovensko vyobrazené na obr. 3). Z tohto dôvodu nemáme prístup k dátam jednotlivých krajín a nie je teda možné vykonať presnejšie korelácie. Z dostupných dát možno konštatovať, že z pohľadu výskytu nadlimitných koncentrácií dusičnanov (>50mg/l) v podzemných vodách je Slovensko mierne pod priemerom EÚ, ako ukazuje graf (obr. 4). V rámci všetkých členských štátov Európskej Únie malo v období 2016-2019 koncentráciu dusičnanov nad 50 mg/l 14,1% zo všetkých monitorovacích objektov. Čo je 0,9% vyšší podiel oproti predošlému obdobiu (2012-2015). Na prehľad znečistenia podzemných vôd dusičnanmi bol výskumným centrom Joint Research Centre (JRC), pod záštitou EK vytvorený online portál (water.jrc.ec.europa.eu), na ktorom sú prehľadne vizualizované spracované dáta jednotlivých členských štátov.



Obr. 4: Koncentrácia dusičnanov v podzemných vodách, percentuálny podiel objektov s koncentráciou dusičnanov >50mg/l, voči všetkým monitorovacím objektom daného členského štátu (Európska komisia 2021).

4. ZÁVER

Z výsledkov monitorovania vyplýva, že vo väčšine objektov účelovej siete VÚVH a siete SHMÚ monitorovaných VÚVH sú koncentrácie dusičnanov pod hodnotou 25 mg/l. Vo významných poľnohospodárskych oblastiach však dochádza k znečisteniu plytkého obehu (v rámci prvej zvodnenej vrstvy) podzemných vôd týmito látkami. Zahustením účelovej siete VÚVH (v roku 2008) sa podarilo bližšie vyčleniť problematické oblasti a zároveň upraviť tak aj plochu zraniteľných oblastí podzemných vôd. K vrtom s koncentráciou > 50 mg/l (celkovo 199 objektov, za rok 2021) boli vytvorené prílohy, ktoré vychádzajú z podrobnej terénnej obhliadky a štúdia mapových podkladov. Objektom, v ktorých bola prekročená koncentrácia dusičnanov 250 mg/l, bola venovaná špeciálna pozornosť vo forme vytvorenia podrobných pracovných dokumentov a podrobnejšieho monitoringu (častejšie odbery a analýza ďalších látok napr. pesticídy, SO₄⁻, Cl⁻, PO₄⁻, liečivá a kovy...), v ktorom sa bude pokračovať aj v období 2022-2027. Týmto sa bude rozširovať množstvo dát, čo prispeje k hlbšiemu poznaniu daných lokalít a nastavení správnej poľnohospodárskej praxe v problémových oblastiach. V pláne je tiež pokračovanie v izotopovej metóde s rozšírením o izotopy bóru, komplexné poznanie a riešenie hydrogeologických a hydrogeochemických pomerov na lokalitách, ako aj prehĺbenie medzirezortnej spolupráce medzi VÚVH, ÚKSÚP, VÚPOP a SIŽP.

ZOZNAM LITERATURY

- Európska komisia (2021a): Report from the commission to the council and the European parliament on the implementation of Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources based on Member State reports for the period 2016–2019.
- Cibulka R. Chalupková K., Fabok M., Klištinec J., Kyrč L., Sásik D., Snoha F., Zeman M., Tlučáková A. (2021): Analýza príčin zvýšených koncentrácií dusičnanov na monitorovacích objektoch účelovej monitorovacej siete VÚVH na sledovanie znečistenia v podzemných vodách, prílohy záverečnej správy Monitorovanie a hodnotenie znečistenia vôd dusičnanmi v zmysle smernice 91/676/EHS, VÚVH, 2021
- Cibulka R. Chalupková K., Fabok M., Klištinec J., Kyrč L., Sásik D., Snoha F., Zeman M., Tlučáková A. (2021): Monitorovanie a hodnotenie znečistenia vôd dusičnanmi v zmysle smernice 91/676/EHS, záverečná správa, VÚVH 2021
- Smernica 91/676/EHS z 12. decembra 1991, týkajúca sa ochrany vôd pred znečistením spôsobeným dusičnanmi z poľnohospodárskych zdrojov.
- Rámcový program monitorovania na obdobie 2022 – 2027. Bratislava : MŽP SR, 2022.

ZOZNAM POUŽITÝCH SKRATIEK

- EK (Európska Komisia)
SAŽP (Slovenská agentúra životného prostredia)
SIŽP (Slovenská inšpekcia životného prostredia)
SHMÚ (Slovenský hydrometeorologický ústav)
ŠGÚDŠ (Štátny geologický ústav D. Štúra)
ÚKSÚP (Ústredný kontrolný a skúšobný ústav poľnohospodársky)
VÚPOP (Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy)

METODIKA URČOVÁNÍ AKUSTICKÉHO VÝKONU VZNIKAJÍCÍHO PŘI ODTOKU SRÁŽKOVÉ VODY

Fučík D. *, Ručka J.

Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí, Veveří 331/95, 602 00 Brno

*Fučík D., email: david.fucik@vut.cz

ABSTRAKT

Článek pojednává o metodice určování hladin akustického výkonu, které vyzařuje zdroj hluku do zkušebního prostředí. Akustický výkon vypočteme ze střední hodnoty akustického tlaku, jehož hodnota se měří přes hypotetickou měřicí plochu, která obklopuje zdroj hluku. Sledovaný zdroj hluku vzniká při odtoku srážkové vody skrz těleso podtlakového střešního vtoku, který se umísťuje na střešní konstrukci. Hodnota akustického výkonu je závislá na průtočné kapacitě sledovaného podtlakového střešního vtoku což souvisí s výškou vzduší vody v místě vtoku. V rámci měření bude sledováno několik variant podtlakových střešních vtoků. Článek také popisuje a znázorňuje sestavený laboratorní měřicí okruh, na kterém probíhá měření, a dále jsou v článku popsány sledované střešní vtoky. Po samotném měření a záznamu hodnot akustického tlaku bude vypočtena střední hodnota akustického tlaku, ze které se vypočte akustický výkon. Následně budou výsledky pro jednotlivé varianty podtlakových střešních vtoků porovnány a vyhodnoceny. Cílem měření je nalezení tvaru podtlakového střešního vtoku, který dosahuje nejvyšší hodnotu průtočné kapacity při co nejnižší hodnotě akustického výkonu.

KLÍČOVÁ SLOVA

akustický výkon; měření hluku; podtlakový systém odvodnění; střešní vtok; zdroj hluku

1. ÚVOD

Článek popisuje metodiku určování hladin akustického výkonu, který vzniká v okolí podtlakového střešního vtoku, konkrétně při odtoku srážkové vody tělesem vtoku a v důsledku proudění srážkové vody v navazujícím odtokovém potrubí. Článek dále popisuje sestavený laboratorní měřicí okruh, na kterém bude probíhat měření, a dále sledované střešní vtoky.

Autorský kolektiv se zabývá vytvořením metodického postupu měření akustického výkonu závislého na množství srážkových vod, které odtéká střešním vtokem. Vytvořený metodický postup bude vytvořen v návaznosti na relevantní technické normy a další literaturu.

Podle vytvořené metodiky měření bude probíhat testování konkurenčních podtlakových střešních vtoků od několika výrobců. Po samotném měření a záznamu hodnot akustického tlaku bude vypočtena střední hodnota akustického tlaku, ze které se vypočte akustický výkon. Následně budou výsledky pro jednotlivé varianty podtlakových střešních vtoků porovnány a vyhodnoceny. Cílem měření je nalezení tvaru podtlakového střešního vtoku, který dosahuje nejvyšší hodnoty průtočné kapacity při co nejnižší hodnotě akustického výkonu.

2. PODTLAKOVÝ STŘEŠNÍ VTOK

Při plném průtoku v odtokovém potrubí, které je napojeno na podtlakový střešní vtok, se dosahuje výrazně vyšší odtokové kapacity než při použití gravitačního střešního vtoku. Vyšší odtokové kapacity v systému se dosahuje pomocí nižšího tlaku, než je tlak atmosférický, tzn. že v systému vzniká sací efekt. (Arthur, 2001)

U gravitačního systému se nedosahuje plného průtoku, a to z důvodu vzduchu, který se dostává do potrubí. Výsledkem je to, že u svodného potrubí se dosahuje 30% plnění vody v potrubí a u horizontálního potrubí se dosahuje 70% plnění vody v potrubí. (Jágorská, 2017)

Testovaný podtlakový střešní vtok, který byl vytvořený z gravitačního střešního vtoku, který byl doplněný o vzduchovou přepážku jejíž průměr je 189 mm a je umístěný 14 mm nad úroveň přelivné hrany střešního vtoku. Tato sestava byla dále doplněna o prvek, který byl zalisovaný pod přírubu střešního vtoku. Tento prvek obsahuje tři vertikální lamely, které usměřují proud vody v odtokovém potrubí. Zalisovaný prvek dále slouží k uchycení vzduchové přepážky a také ochranného koše k tělu vtoku. Další měřené varianty budou podtlakové střešní vtoky od několika výrobců. Naměřené hodnoty budou ke srovnání sledovaných parametrů.

3. MĚŘICÍ OKRUH

Měřicí okruh bude sestavený podle požadavků technické normy ČSN EN 1253-2 Podlahové vpusti a střešní vtoky - Část 2: Střešní vtoky a podlahové vpusti bez zápachové uzávěrky, ve které je definováno, za jakých podmínek má být provedena zkouška průtočné kapacity podtlakových střešních vtoků. (ČSN EN 1253-2, 2016)

Testování podtlakových střešních vtoků bude probíhat na navrženém měřicím okruhu, který se skládá z nosné konstrukce celého systému, ze spodní nádrže a z horní nádrže. Horní nádrž je plněná pomocí čerpadla a výtlačného řadu. Na výtlačném řadu je umístěný průtokoměr, který zaznamenává hodnotu průtoku, která se měří při ustálení výšky vzdučí vody nad střešním vtokem v horní nádrži. Voda, která odtéká pomocí střešního vtoku je vedena do dolní nádrže. (Fučík, 2021)

Hodnoty průtoku jednotlivých podtlakových střešních vtoků budou zaznamenávány při výškách vzdučí vody nad střešním vtokem o výšce 5 mm – 65 mm s krokem po 10 mm. Při těchto výškách budou dále sledovány hodnoty akustického tlaku, ze kterých vypočteme akustický výkon. (ČSN EN ISO 3746, 2011)

4. METODIKA MĚŘENÍ HLUKU

Norma ČSN EN ISO 3746 specifikuje určování hladin akustického výkonu od zdrojů hluku pomocí provozní metody s měřicí obalovou plochou nad odrazivou rovinou. Akustický výkon, který vyzařuje zdroj hluku do zkušebního prostředí se vypočítá ze střední kvadratické hodnoty akustického tlaku, jehož hodnota se měří přes hypotetickou měřicí plochu, která obklopuje zdroj hluku. Pro měření je proto nutné vytvoření referenční obalovou plochu, tj. hypotetický kvádr s podstavou na odrazivé rovině, příp. rovinách, na které je umístěn zkoušený zdroj hluku. Hypotetický kvádr obklopuje zdroj hluku co nejtěsněji, a to včetně dalších významných částí vyzařujících zvuk. (ČSN EN ISO 3746, 2011)

Hladiny časově průměrovaného akustického tlaku zkoušeného zdroje hluku se musí získat ve všech polohách mikrofону pro všechny vybrané pracovní režimy. V polohách mikrofону, ve kterých jsou hladiny akustického tlaku časově proměnlivé, je důležité správně určit časový interval měření. Pro ustálené hladiny akustického tlaku musí měření probíhat alespoň 10 s. (ČSN EN ISO 3746, 2011). Před a po každé sérii měření musí být mikrofón kalibrován akustickým kalibrátorem. (Věstník Ministerstva zdravotnictví České republiky, 2017). Měřicí přístroj, tj. hlukoměr Testo 816-1 je patrný o obr. 1.



Obr. 1. Fotografie záznamu zvuku (Fučík, 2022)

Měření probíhá v měřicích bodech ve vzdálenosti d . Hodnota d představuje vzdálenost referenční obalové plochy od měřicí plochy tvaru kvádrů. Měřicí plocha je pak hypotetický povrch o ploše S , na kterém jsou umístěny polohy mikrofonu, ve kterých se měří akustický tlak. Tento hypotetický povrch tedy obklopuje zkoušený zdroj hluku a končí na odrazivé rovině, na které je zdroj umístěn. (ČSN EN ISO 3746, 2011)

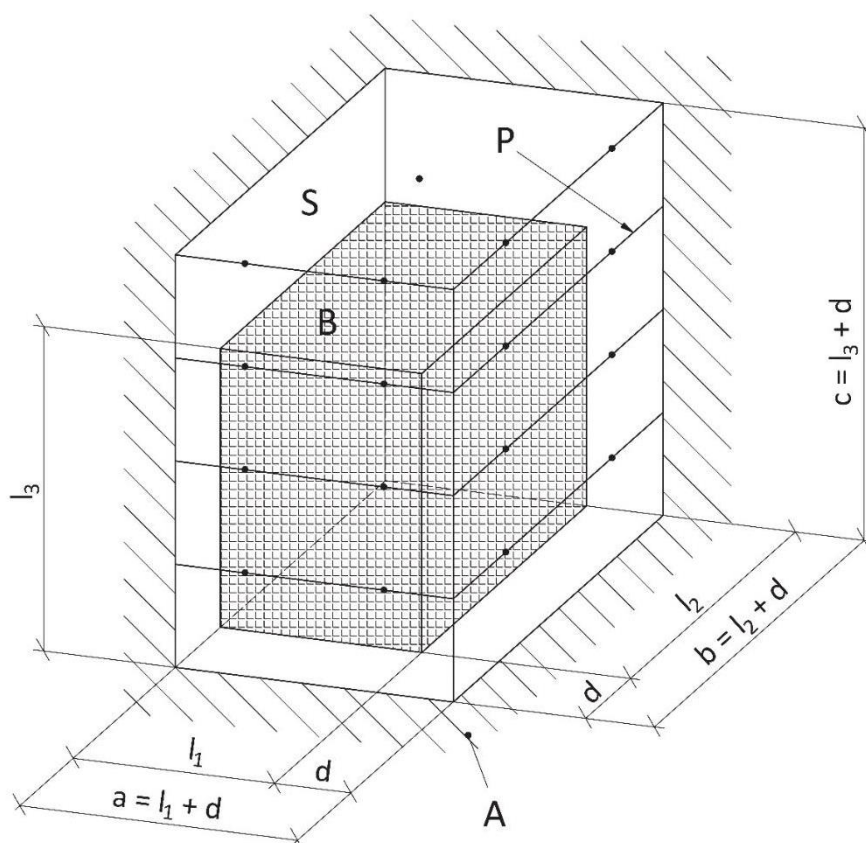
Pokud není možné umístit všechna pomocná zařízení, která nejsou součástí zkoušeného zdroje hluku, mimo zkušební prostředí, je třeba dbát na minimalizování vyzařovaného zvuku z takového zařízení do zkušebního prostředí. Zkoušený zdroj hluku musí být brán tak, že obsahuje všechny významné zdroje zvuku, a to včetně pomocného zařízení, které nemůže být odstraněno nebo přiměřeně ztišeno. Pro získání relevantních naměřených dat je nutné zohlednit korekci na hluk pozadí $K1$ a korekci na prostředí $K2$. Korekce $K1$ se používá pro hladiny střední hodnoty časově průměrovaného akustického tlaku ve všech polohách na měřicí ploše. Korekce $K2$ se používá pro hladiny střední hodnoty časově průměrovaného akustického tlaku ze všech poloh mikrofonu na měřicí ploše, aby se zohlednil vliv odraženého nebo pohlceného zvuku. Obě korekce se vyjadřují v decibelech. (ČSN EN ISO 3746, 2011)

Referenční obalová plocha je určena povrchem nejmenšího hypotetického kvádrů, který přesně uzavírá zkoušený zdroj hluku. Při určování rozměrů této obalové plochy je možné zanedbat části, které vyčnívají mimo obalovou plochu a zároveň nevyzařují významnou část

zvuku. Referenční obalová plocha B na třech odrazivých rovinách A je znázorněna na obr. 2. (ČSN EN ISO 3746, 2011)

Polohy mikrofonu, tj. měřicí body, ve kterých se měří hladiny akustického tlaku, leží na měřicí ploše, která obklopuje referenční obalovou plochu. Měřicí plocha musí mít tvar polokoule nebo tvar kvádru se stěnami rovnoběžnými s referenční obalovou plochou. Na obr. 2 je znázorněný příklad měřicí plochy s polohami a drahami mikrofonu pro středně veliký stroj. (ČSN EN ISO 3746, 2011)

Měřicí plocha tvaru kvádru musí mít stejnou orientaci, s ohledem na počátek souřadnic 0, jako referenční obalová plocha. Ideální hodnota měřicí vzdálenosti d je 1,0 m nebo více, pokud toho nelze dosáhnout, hodnota d musí být alespoň 0,15 m. (ČSN EN ISO 3746, 2011)



Obr. 2. Referenční obalová plocha a měřicí plocha s polohami a drahami mikrofonu; ● – polohy mikrofonu, A – odrazivá rovina, B – referenční obalová plocha, S – měřicí plocha, a – délka měřicí plochy, b – šířka měřicí plochy, c – výška měřicí plochy, d – měřicí vzdálenost, l_1 – délka referenční obalové plochy, l_2 – šířka referenční obalové plochy, l_3 – výška referenční obalové plochy, P – dráha mikrofonu. (ČSN EN ISO 3746, 2011)

5. ZÁVĚR

V článku je popsána metodika určování hladina akustického výkonu, které vyznačuje zdroj hluku do zkušební prostředí. Konkrétně se článek člení na úvodní část, ve které je popsán řešený problém. Další část popisuje podtlakový střešní vtok, u kterého je sledována hladina akustického výkonu. Další dvě části pak popisují sestavený měřicí okruh, na kterém probíhá testování podtlakových střešních vtoků, a dále pak samotnou metodiku měření. V rámci měření je sledováno několik variant podtlakových střešních vtoků. Z naměřených hodnot akustického tlaku bude následně vypočtena střední hodnota akustického tlaku, ze které se

vypočte hodnota akustického výkonu. Naměřená data budou porovnány a vyhodnoceny pro všechny měřené varianty podtlakových střešních vtoků. Cílem měření je nalezení tvaru podtlakového střešního vtoku, který dosahuje nejvyšší hodnotu průtočné kapacity při co nejnížší hodnotě akustického výkonu.

PODĚKOVÁNÍ

Práce byla financována z rozpočtu projektu „Vybraná témata z oblastí pitné vody a odvodnění“, registrační číslo FAST-J-22-8040, který je financován z programu Specifického vysokoškolského výzkumu Vysokého učení technického v Brně.

SEZNAM LITERATURY

- Arthur S., Swaffield J. A. (2001). Siphonic roof drainage: current understanding. *Urban Water* 3 (1), p. 43-52.
- ČSN EN 1253-2. (2016). Podlahové vpusti a střešní vtoky: Část 2: Střešní vtoky a podlahové vpusti bez zápachové uzávěrky. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví.
- ČSN EN ISO 3746. (2011). Akustika – Určování hladin akustického výkonu a hladin akustické energie zdrojů hluku pomocí akustického tlaku – Provozní metoda s měřicí obalovou plochou nad odrazivou rovinou. ICS 17.140.01. Praha: Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 52 s.
- Fučík D., Ručka J. (2021). Testování podtlakových vtoků odvodnění plochých střech. *Vodovod.info*, č. 1, s. 1-5. ISSN: 1804-7157.
- Jágorská L. (2017). Analýza odvodnenia striech podtlakovými kanalizačnými systémami. Dizertační práce. Slovenská technická univerzita v Bratislavě, Stavebná fakulta.
- Věstník Ministerstva zdravotnictví České republiky. (2017). In: . Praha, částka 11. Dostupné také z: <https://www.mzcr.cz/wp-content/uploads/wepub/14382/36099/v%C4%9Bstn%C3%ADk%20MZ%20%C4%8CR%2011-2017.pdf>

BODOVÁ RYCHLOST PROUDĚNÍ PŘI POUŽITÍ KOMBINOVANÉHO SYSTÉMU MÍCHÁNÍ A AERACE

Singrová V*, Hlušík P

Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí, Žižkova 17, 602 00 Brno

** Singrová V, e-mail: Veronika.Singrova@vut.cz*

ABSTRAKT

Článek je zaměřen na vyhodnocení bodové rychlosti proudění při použití kombinovaného systému míchání a aerace. Obsahuje úvod do problematiky kombinovaných systémů, které se s postupem času objevují na čistírnách odpadních vod stále častěji. Jsou zde uvedeny základní informace o vybraném kombinovaném systému, podmínky a způsob měření. Zahrnuje i informace z platné legislativy a odborné literatury, která souvisí s příslušnou problematikou.

Článek obsahuje vyhodnocení bodových rychlostí naměřených v několika místech i hloubkách nádrže. V rámci pokusu byla zaznamenávána bodová rychlost při zapnutí provzdušňovacího i míchacího chodu zařízení. Zpracovaná data byla naměřena v rámci zkoušky provedené v reálných rozměrech a podmínkách.

KLÍČOVÁ SLOVA

aerace; kombinovaný systém; míchání; rychlost proudění

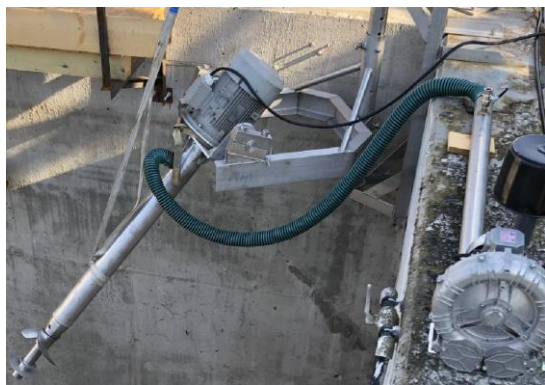
1. ÚVOD

Kombinované systémy míchání a aerace představují alternativu k aeračním roštům na dně aktivačních nádrží. Tyto systémy zvládají zajistit oba procesy (aerace a míchání). Liší se vždy svou konstrukcí i umístěním v nádrži a především proto vyžadují individuální přístup. V legislativě a odborné literatuře jsou zmiňovány minimálně a provozních zkušeností je prozatím méně.

Výzkumné měření proběhlo za účelem větší charakteristiky vybraného systému, zahrnovalo zaznamenání a vyhodnocení několika různých veličin. Cílem příspěvku je vyhodnocení bodových rychlostí v několika místech a hloubkách nádrže.

2. MONITORING

Pro toto výzkumné měření byl vybrán kombinovaný systém míchání a aerace Triton 10 HP (Obr. 1.), a to především z toho důvodu, že je nejvíce odlišný od klasických aeračních elementů. Systém se skládá z motoru, bokosacího dmyhadla spojeného hadicí s dutou hřídelí a speciální koncové vrtule. Částečně ponořená dutá hřídel vede proud bublin nejprve ke dnu nádrže a až poté stoupá k hladině. V hranatých nádržích je osazován do rohů.



Obr. 1. *Kombinovaný systém v prázdné nádrži.*

Popis prostředí

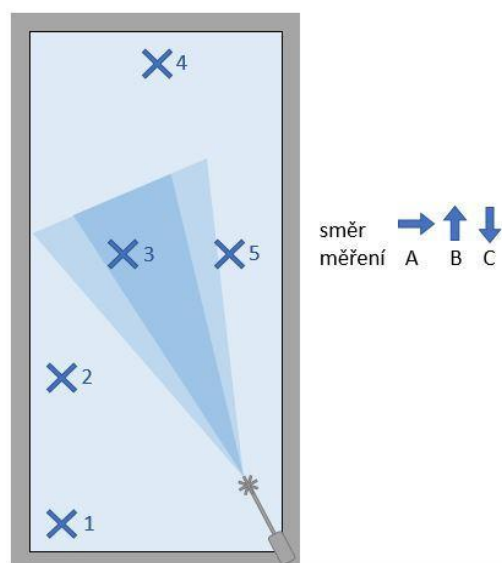
Měření bylo uskutečněno ve venkovním prostředí, v reálných rozměrech. Vybraná nádrž byla obdélníkového tvaru s vnitřními půdorysnými rozměry 8,7 m x 4,2 m a s hloubkou nádrže cca 6,6 m (Obr. 2.). Nádrž byla naplněna pitnou vodou o objemu 237 m³ (Singrová, 2021). Měření trvalo asi hodinu a půl a proběhlo 22. 6. 2021 dopoledne při venkovní teplotě 23,1 °C, tlaku vzduchu 985 kPa a relativní vlhkosti 71 %. Teplota vody byla 20,0 °C.



Obr. 2. Prázdna nádrž s vstrojením.

Průběh měření

Nejdříve byly určeny body měření (Obr. 3.). Do těchto bodů byl postupně ponořován přístroj pro měření bodové rychlosti. Teleskopická tyč umožňovala umístění přístroje do požadovaných hloubek, takže okamžitá bodová rychlost byla v každém bodě zaznamenávána ve třech hloubkách. Z těchto hodnot byla poté stanovena průměrná hodnota a medián.



Obr. 3. Půdorys nádrže, body a směry měření.

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

V Tab. 1-5 je uvedena vždy průměrná hodnota a medián bodové rychlosti, které byly stanoveny na základě naměřených hodnot v příslušných bodech. V bodech u krajů nádrže probíhalo měření pouze v některých směrech.

Tab. 1. Hodnoty bodové rychlosti - bod 1.

bod 1	směr A		směr B	
	prům.	med.	prům.	med.
hloubka	m.s ⁻¹		m.s ⁻¹	
2 m	0,132	0,123	0,233	0,220
3 m	0,148	0,151	0,206	0,235
4 m	0,075	0,065	0,138	0,118

Tab. 2. Hodnoty bodové rychlosti - bod 2.

bod 2	směr A		směr B		směr C	
	prům.	med.	prům.	med.	prům.	med.
hloubka	m.s ⁻¹		m.s ⁻¹		m.s ⁻¹	
2 m	0,245	0,235	0,278	0,299	0,275	0,222
3 m	0,282	0,256	0,269	0,236	0,186	0,183
4 m	0,156	0,121	0,180	0,153	0,146	0,144

Tab. 3. Hodnoty bodové rychlosti - bod 3.

bod 3	směr C	
	prům.	med.
hloubka	m.s ⁻¹	
2 m	0,207	0,186
3 m	0,358	0,372
4 m	0,308	0,288

Tab. 4. Hodnoty bodové rychlosti - bod 4.

bod 4	směr C	
	prům.	med.
hloubka	m.s ⁻¹	
2 m	0,145	0,134
3 m	0,250	0,218
4 m	0,172	0,154

Tab.5. Hodnoty bodové rychlosti - bod 5.

bod 5	směr A		směr B	
	prům.	med.	prům.	med.
hloubka	m.s ⁻¹		m.s ⁻¹	
2 m	0,223	0,215	0,138	0,131
3 m	0,127	0,123	0,219	0,215
4 m	0,200	0,187	0,144	0,134

Nejvyšší medián bodových rychlostí ($0,372 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) byl stanoven v bodě 3, v hloubce 3 m, směr C. Nejnižší medián bodových rychlostí ($0,065 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) byl stanoven v bodě 1, v hloubce 4 m, směr A. V těchto místech byly extrémy předpokládány z důvodu jejich umístění v nádrži i vzhledem k nasměrování kombinovaného systému.

4. ZÁVĚRY

Norma ČSN 75 6401 doporučuje rychlost $0,2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ - $0,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ u dna oběhových aktivací. O rychlostech ve směšovacích aktivacích v ní zmínka není. Z těchto důvodů nelze jednoznačně říci, zda jsou výše uvedené naměřené hodnoty ideální. Nenulová rychlost ve všech bodech je ale základním předpokladem pro úplné promíchání nádrže.

Důležité je také zmínit, že sonda byla umisťována jen ve třech směrech, vždy kolmo ke stěnám nádrže. Je tedy možné, že nezachytila části proudu s nejvyšší rychlostí.

Související informace o kombinovaných systémech jsou v legislativě a odborné literatuře minimální. Provozních zkušeností je prozatím méně a pro plné využití jejich potenciálu je nutné jejich další zkoumání.

PODĚKOVÁNÍ

Tento příspěvek byl vytvořen v rámci projektu FAST-S-22-7990 "Vybrané problémy vodního hospodářství měst a obcí,,. Poděkování dále patří společnosti ZEMSKÝ Rohatec, s.r.o. a společnosti VaK Hodonín, a.s.

SEZNAM LITERATURY

Český normalizační institut (1997). TNV 75 6613 Navrhování aeračních systémů čistíren odpadních vod: Pneumatická aerace. Praha.

Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví (2014). ČSN 75 6401 Čistírny odpadních vod pro ekvivalentní počet obyvatel (EO) větší než 500. Praha.

Singrová V.; Hlušík P. (2021). Průběh měření pro stanovení oxigenační kapacity kombinovaného systému. MĚSTSKÉ VODY 2021. Brno: ARDEC s.r.o., s. 204-210. ISBN: 978-80-86020-92-1.

FILTRACE ODPADNÍ VODY PŘES VRSTVU VERMIKOMPOSTU ZA ÚČELEM ODSTRANĚNÍ VYBRANÝCH MIKROPOLUTANTŮ

Grambličková K.^{1*}, P. Švehla¹, P. Míchal¹, A. Grasserová², A. Hanč¹, P. Innemanová³, T. Cajthamí²

¹ KAVR, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchbátka

² Mikrobiologický ústav AV ČR, v.v.i., Vídeňská 1083, Praha 4 – Krč

³ Dekonta, Dřetovice 109, Stehelčevy

*autor pro korespondenci, email: xgrak004@studenti.czu.cz

ABSTRAKT

V současné době je velká pozornost věnována přítomnosti residuí farmak, látek hormonální povahy a dalších tzv. mikropolutantů v odpadních vodách a v čistírenském kalu. Na pracovištích autorů příspěvku probíhá řešení projektu NAZV QK1910095 nazvaného „Využití vermikompostování k eliminaci mikropolutantů za účelem bezpečné aplikace čistírenského kalu na zemědělskou půdu“. Cílem příspěvku je posoudit možnost využití vermikompostu vznikajícího při vermikompostování substrátu obsahujícího čistírenský kal za účelem odstranění mikropolutantů z odpadních vod specifického složení. K tomuto účelu jsou v laboratoři KAVR ČZU provozovány laboratorní modely, s jejichž využitím je možno simulovat filtraci odpadní vody přes vrstvu vermikompostu. Testy jsou realizovány se syntetickou odpadní vodou obsahující sedm vybraných mikropolutantů. V rámci příspěvku budou prezentovány prvotní výsledky výzkumu, které naznačují, že některé látky mohou být ve filtračním systému odstraňovány s vysokou účinností. Na druhou stranu, efektivita procesu pro jiné látky se zatím jeví jako nedostatečná. Zdá se tedy, že filtrace přes použitý materiál není vhodnou cestou pro komplexní řešení nakládání s odpadní vodou obsahující pestré škálu mikropolutantů. Jeví se ale jako reálné systém využít například pro předčištění odpadních vod z farmaceutického průmyslu, které by obsahovaly zejména látky, u kterých se proces ukazuje jako efektivní.

KLÍČOVÁ SLOVA

Mikropolutanty, vermikompost, vermifiltrace, odpadní voda, sorpce, mikrobiální rozklad, žížaly

1. ÚVOD

Produkce a spotřeba léčiv a prostředků osobní péče v dnešním vyspělém světě vzrostla, zejména kvůli zvyšující se životní úrovni člověka. To může mít pochopitelně za následek větší a rozmanitější stopu těchto látek v odpadních vodách, resp. ve vodách obecně (SÚKL 2020; Ellis 2006; Český statistický úřad 2020).

Léčiva se mohou v nemetabolizované, ale i metabolizované formě vyloučit močí či stolicí, a tak se dostat do odpadních vod. Běžné způsoby čištění vod v mechanicko-biologických čistírnách odpadních vod (ČOV) se ukazují, jako nedostatečný způsob odstranění léčiv a jejich metabolitů (Zuccato a kol. 2000, Calamari a kol. 2003).

Alternativní možností vedoucí k odstranění léčiv by mohla být vermifiltrace filtrace odpadních vod přes vrstvu vermikompostu, který vzniká rozkladem biologicky rozložitelné organické hmoty pomocí žížal (Dominquez 2004).

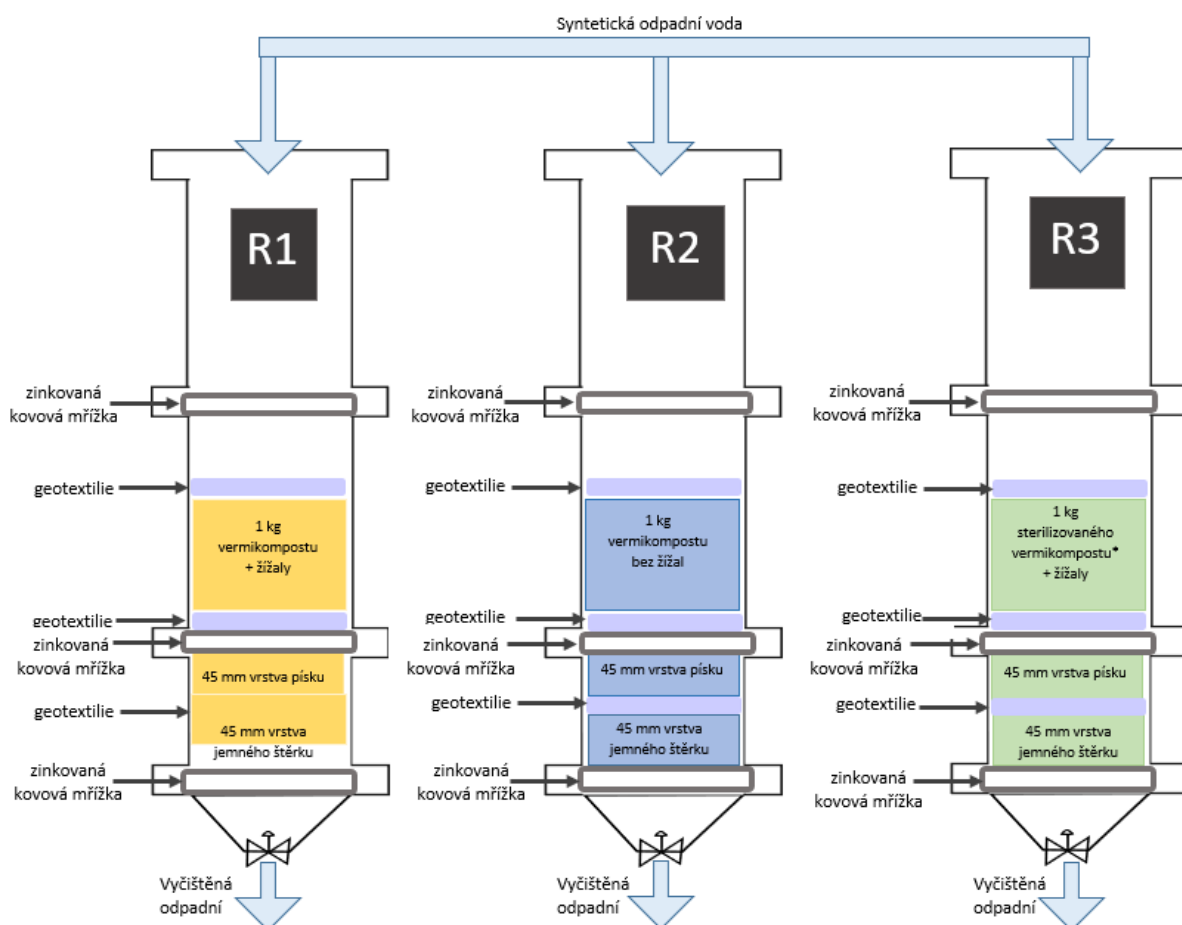
2. MATERIÁL A METODY

Synteticky připravená odpadní voda (OV) byla filtrována v jednotlivých typech modelů (viz. Obr.1). Obsahovala vodovodní vodu a sedm vybraných mikropolutantů (Bisphenol A, Carbamazepine, Diclofenac, Hydrochlorothiazid, Ibuprofen, Sulfapyridine, Triclosan) o koncentraci 10 µg.l⁻¹ s výjimkou ibuprofenu, který byl obsažen v koncentraci 50 µg.l⁻¹.

Jednotlivé modely jsou koncipovány takovým způsobem, aby bylo možno stanovit úbytek sledovaných látek z OV fyzikálně-chemickou a mikrobiální cestou, potažmo vlastní aktivitou

žížal. Vermikompost použitý jako filtrační medium vznikl zpracováním kalu z čistírny odpadních vod.

Souběžně byly provedeny experimenty posuzující riziko vyluhování sledovaných látek z filtračního media a míru sorpce sledovaných látek na anorganické vrstvy filtračního materiálu.

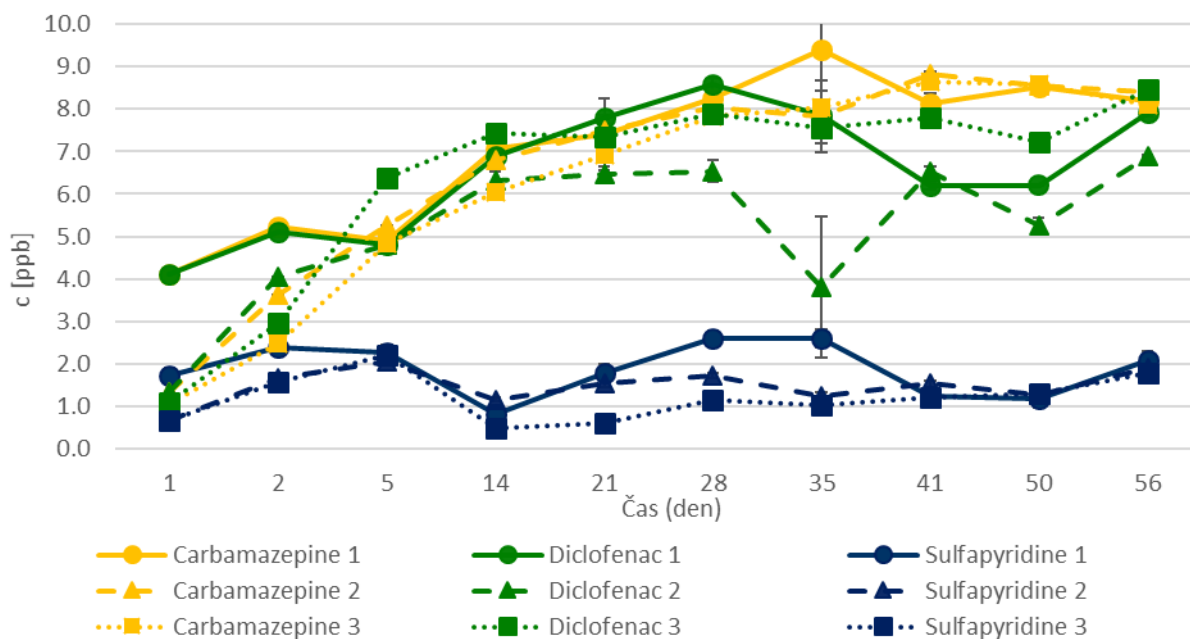


Obr. 1. Schéma vermifiltračních reaktorů

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

Z grafu (viz. Obr. 2) je patrné, že při porovnání tří mikropolutantů (Carbamazepine, Diclofenac, Sulfapyridine) se s nejvyšší účinností odstraňuje Sulfapyridine, kde dochází k přibližně 85% úbytku (R1-81 %; R2-85 %; R3-88 %). Diclofenace se odstraňuje s průměrnou účinností 39 % (R1- 35 %; R2- 48 %; R3- 36 %). Účinnost eliminace Carbamazepinu (CBZ) v systémech průměrně dosahuje 33 % (R1- 29 %; R2- 48 %; R3 -37 %).

Inaktivovaný systém, kde došlo ke sterilizaci vermikompostu se v případě Carbamazepinu a Sulfapyridinu aktuálně ukazuje jako neúčinnější.



Obr. 2. Graf koncentrací Carbamazepinu, Diclofenacu a Sulfapyridinu v jednotlivých modelech

4. ZÁVĚRY

Některé látky se ve filtračních systémech odstraní s velmi dobrou účinností. Efektivita odstranění není pro všechny látky dostatečná a s časem se zhoršuje. V komplexním řešení čištění odpadních vod od léčiv a látek osobní potřeby, se tato metoda nedá považovat jako aplikovatelná. Reálné uplatnění vermifiltrace je např. ve farmaceutickém průmyslu, kde odpadní vody obsahují dominantně jeden druh látky, u které se prokáže vysoká účinnost odstranění ve filtrační vrstvě.

PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek byl vypracován v rámci řešení projektu NAZV QK1910095 nazvaného „Využití vermikompostování k eliminaci mikropolutantů za účelem bezpečné aplikace čistírenského kalu na zemědělskou půdu“. Autoři děkují poskytovateli dotace za finanční podporu výzkumu.

SEZNAM LITERATURY

- Calamari D, Zuccato E, Castiglioni S, Bagnati R, Fanelli R. (2003). Strategic Survey of Therapeutic Drugs in the Rivers Po and Lambro in Northern Italy. *Environmental Science & Technology* 37:1241-1248.
- Český Statistický Úřad. (2020). Vodovody, kanalizace a vodní toky. Available from <https://www.czso.cz/csu/czso/vodovody-kanalizace-a-vodni-toky-2019>
- Dominguez J. (2004). State-of-the-Art and New Perspectives on Vermicomposting Research. Pages 401-424 in Edwards CA, editor. *Earthworm Ecology*, 2nd Edition. CRC Press, Boca Raton.
- Ellis JB. (2006). Pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in urban receiving waters. *Environmental Pollution* 144:184-189.
- Horáková, M. a kol. (2007). *Analytika vody*. Vyd. 2. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze.
- SÚKL. (2020). Hodnocení distribuovaných léčivých přípravků za rok 2019. Available from <https://www.sukl.cz/hodnoceni-distribuovanych-lecivych-pripravku-za-rok-2019>
- Zuccato E, Calamari D, Natangelo M, Fanelli R. (2000). Presence of therapeutic drugs in the environment. *The Lancet* 355:1789-1790.

ZPRACOVÁNÍ FUGÁTU V SOUSTAVĚ STRIPOVÁNÍ AMONIAKU - NITRIFIKACE

Vondrášková Z., Míchal P., Švehla P., Tlustoš P.

ABSTRAKT

Cílem předkládaného příspěvku je vyhodnotit možnosti aplikace postupu založeného na stripování amoniaku a následné biologické nitrifikaci jakožto metody pro zpracování fugátu vznikajícího při provozu zemědělských bioplynových stanic. Na pracovišti KAVR ČZU probíhá dlouhodobý výzkum v oblasti aplikace metody nitrifikace fugátu, přičemž jednou z možností snížení spotřeby kyslíku v nitrifikačním reaktoru je snížení množství dusíku, které vstupuje do procesu nitrifikace. Za tímto účelem se nabízí separace části dusíku stripováním amoniaku. V rámci příspěvku budou prezentovány prvotní výsledky zpracování fugátu ve dvou laboratorních modelech. Jeden z těchto modelů simuluje zpracování fugátu v soustavě stripování amoniaku-nitrifikace, druhý je provozován na bázi nitrifikace fugátu bez jeho předúpravy stripováním. Na základě získaných výsledků a provedené literární rešerše budou diskutovány výhody zařazení stripování amoniaku do procesu zpracování fugátu i potenciální problémy, které z něj mohou plynout.

KLÍČOVÁ SLOVA: DUSÍK, FUGÁT, NITRIFIKACE, STRIPOVÁNÍ AMONIAKU, ŽIVINY

1. ÚVOD

Fugát vzniká jako kapalná frakce při separaci fermentačního zbytku produkovaného při provozu zemědělských bioplynových stanic na kapalnou a pevnou složku (Brandejsová et Příbyla 2010).

Cílem pokusu je minimalizovat ztráty dusíku při manipulaci s fugátem. S tím je spojena ochrana ovzduší a možnost využití odpadního materiálu jako hnojiva. Těchto cílů je možno dosáhnout tím, že fugát bude v řízených podmínkách podroben nitrifikaci (Švehla et al. 2019).

Příspěvek shrnuje prvotní výsledky pokusu zaměřeného na zpracování kapalné frakce fermentačního zbytku (fugátu) vznikajícího v zemědělských bioplynových stanicích. Zpracování je založeno na stripování amoniaku a následné nitrifikaci. Předřazené stripování amoniaku by mělo mít za následek snížení spotřeby kyslíku při nitrifikaci. Stripováním je možno získat koncentrovaný roztok amonné soli, která se běžně používá jako minerální hnojivo ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, NH_4NO_3). V neposlední řadě se předpokládá i snížení spotřeby alkalizačního činidla při nitrifikaci. Předpokládá se optimalizace funkce biologické nitrifikace a zvýšení využití dusíku obsaženého ve fugátu, který se po eventuálním následném tepelném zahuštění může použít jako komplexní organické hnojivo.

2. MATERIÁL A METODY

V rámci experimentu byly sestaveny dva identické reaktory o objemu 5 litrů. Průtok zpracovávaného fugátu i důležité technologické parametry nitrifikace jsou v obou případech stejné. V jednom reaktoru (reaktor číslo 1, obr. 2) se simuluje zpracování fugátu v soustavě stripování amoniaku-nitrifikace. Stripování je řešeno ve stripovací koloně (obr. 1), ve které probíhá provzdušňování fugátu po dobu 24 hodin. V druhém reaktoru (reaktor číslo 2, obr. 3) probíhá nitrifikace fugátu bez jeho předúpravy stripováním. U obou reaktorů jsou sledovány hodnoty: pH, teplota, průtok, koncentrace kyslíku, koncentrace jednotlivých forem dusíku (N-amon, N- NO_3 a N- NO_2) a CHSK. Za účelem vyhodnocování výsledků experimentů jsou porovnávány koncentrace forem dusíku před zpracováním fugátu a po něm.

Analytická stanovení byla prováděna na základě standardních pokynů uvedených v publikaci Analytika vody (Horáková et al. 2003). Rozbory vzorků probíhaly v laboratoři agroenvironmentální chemie a výživy rostlin na České zemědělské univerzitě v Praze.



Obr. 1. stripovací kolona



Obr. 2. reaktor číslo 1

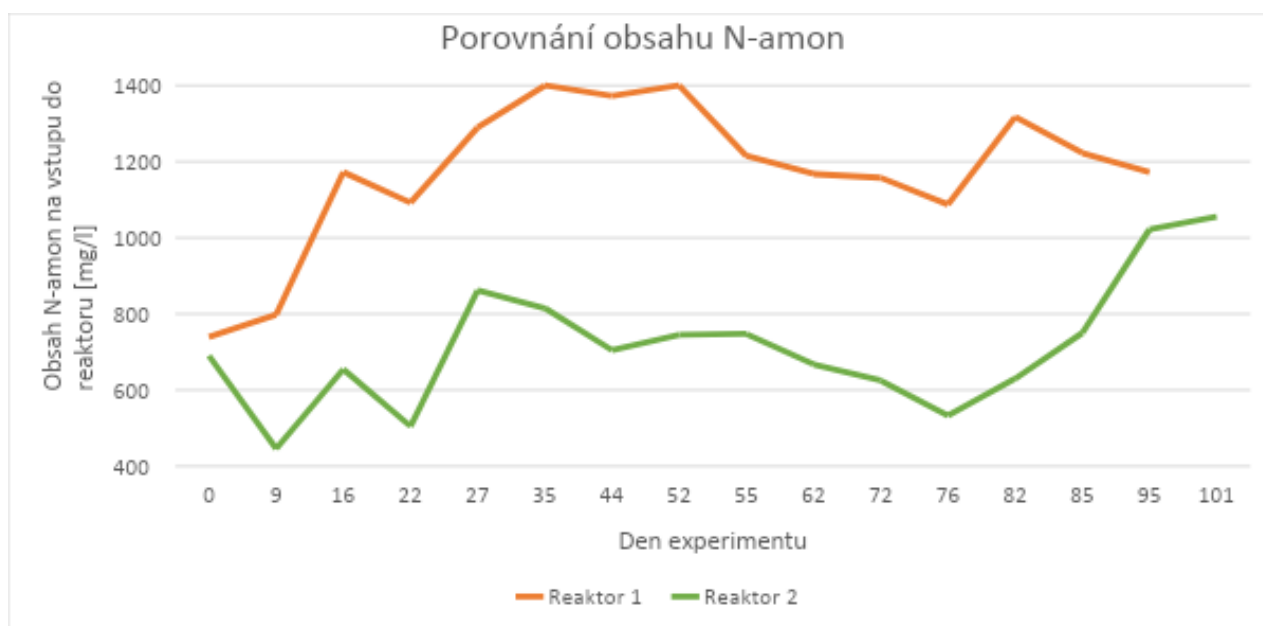


Obr. 3 reaktor číslo 2

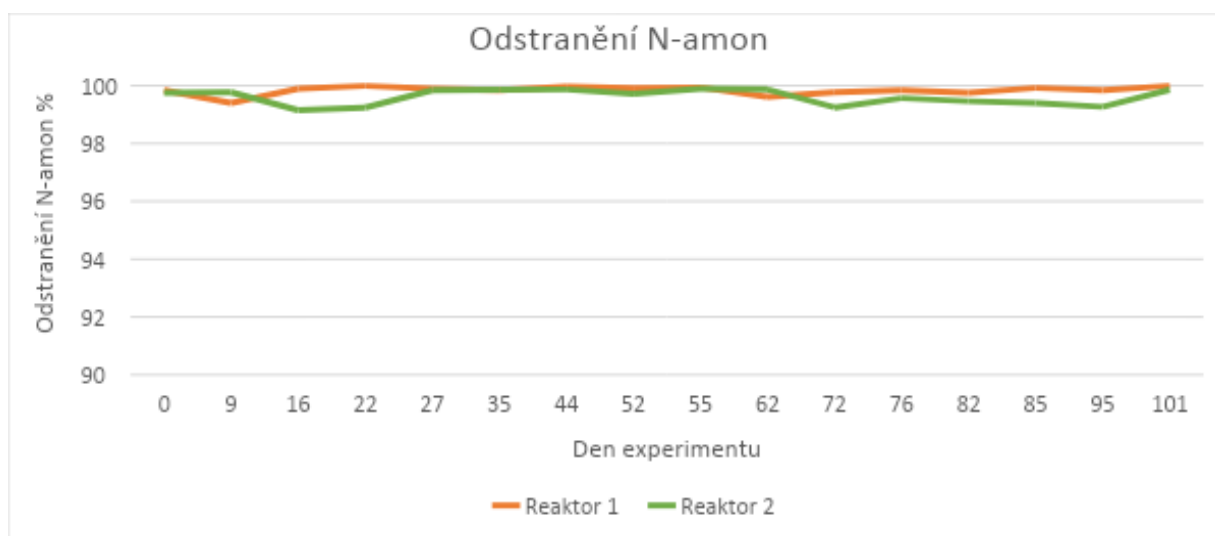
3. VÝSLEDKY A DISKUSE

Na obrázku č. 4 vidíme, jak proces stripování snížil koncentraci N-amon zhruba na polovinu. To vedlo v k významnému snížení zatížení nitrifikačního reaktoru zpracovávajícího fugát zpracovaný stripování (Reaktor 2) oproti reaktoru zpracovávajícímu surový fugát bez předúpravy (Reaktor 1).

Na obrázku č. 5 je vidět, že účinnost převedení N-amon na oxidované formy v obou nitrifikačních reaktorech je velice vysoká a stabilní, neklesá pod 99 %. Funkce obou reaktorů tedy byla tedy velice spolehlivá.



Obr. 4. Na obrázku je vidět graf č. 1, kde je znázorněno porovnání obsahu N-amon v rektoru, kde je použit neupravený fugát a fugát upravený stripováním.



Obr. 5. Na obrázku je vidět graf č. 2, kde je znázorněno odstranění N-amon pomocí nitrifikace

4. ZÁVĚRY

- Při stripování došlo ke snížení koncentrace N-amon zhruba na polovinu
- Během nitrifikace došlo k převedení prakticky veškerého amoniakálního dusíku na dusík dusičnanový
- Vyhodnocení úspor chemikálií a kvantifikace finančních úspor vyplývajících ze zvoleného řešení bude cílem dalšího výzkumu
- Zisk cenných surovin – $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, NH_4NO_3 , nitrifikovaný fugát bohatý na N-NO_3^-

PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek byl vypracován v rámci řešení projektu NAZV Mze ČR, registrační číslo projektu QK1910095. Autoři děkují poskytovateli dotace za finanční podporu výzkumu.

SEZNAM LITERATURY

Brandejsová E, Příbyla Z. 2010. Bioplynové stanice: (zásady zřizování a provozu plynového hospodářství)2., aktualiz. vyd.. GAS, Praha.

Horáková, M. et al., 2003. Analytika vody. VŠCHT Praha.

Svehla, P., Vargas, L.M.V, Michal, P., Tlustos, P., 2019. Nitrification of the liquid phase of digestate can help with the reduction of nitrogen losses. Environ. Technol. Inno. 17, 100514.

SROVNÁNÍ VYBRANÝCH FILTRAČNÍCH MATERIÁLŮ PŘI ODSTRAŇOVÁNÍ ŽELEZA A MANGANU Z VODY

Moravčíková S^{1*}, Biela R¹,

¹Ústav vodního hospodářství obcí, Fakulta stavební, Vysoké učení technické v Brně, Žižkova 17, 602 00 Brno

*autor pro korespondenci, email: Svetlana.Moravcikova@vut.cz

ABSTRAKT

Za účelem porovnání vybraných filtračních materiálů při odstraňování kovů z vody byl proveden laboratorní experiment na kolonách naplněných sorpčními materiály Bayoxide E33 a Filtrasorb F400. Filtrací byly z vody odstraňovány železo a mangan. V průběhu experimentu byly odebírány vzorky vody, v nichž byly stanoveny koncentrace jednotlivých kovů. Z výsledků rozborů bylo možné pozorovat, že oba materiály zpočátku odstranily kovy pod limitní hodnoty stanovené vyhláškou, avšak při filtraci přes Filtrasorb F400 po čase stoupla koncentrace manganu nad limitní hodnotu. Materiál Filtrasorb F400 dosahoval lepších výsledků při odstraňování železa, Bayoxide E33 byl naopak účinnější při odstraňování manganu.

KLÍČOVÁ SLOVA

Sorpční materiály, kovy, pitná voda, polutanty

1. ÚVOD

V současnosti jsou zdroje pitné vody znečišťovány množstvím látek, které zahrnují také kovy, polokovy a jejich sloučeniny. V malých množstvích jsou určité kovy esenciální pro zdraví člověka, ve velkých množstvích však mohou způsobovat akutní či chronickou toxicitu (Ferrante a kol., 2014).

V pitné vodě je limitováno 18 kovů a polokovů, jejich obsah patří i mezi ukazatele přípustného obsahu látek v povrchových vodách. Negativní vliv vyšších koncentrací některých kovů nemusí spočívat v jejich toxicitě, ale především v ovlivnění organoleptických a technických vlastností vody (Pitter, 2015). Také proto je nutné nežádoucí kovy z vody odstraňovat. Za účelem porovnání vybraných filtračních materiálů při odstraňování kovů z vody byl proveden laboratorní experiment na filtračních kolonách.

2. MATERIÁLY A METODY

Adsorpce

Adsorpce je v praxi hojně využívána k odstranění látek z tekutých fází. Lze ji pozorovat také jako přirozený proces v různých složkách životního prostředí. Molekuly nebo ionty jsou odstraněny z vodného roztoku adsorpcí na pevné povrchy (Worch, 2012). Ve vodárenství je adsorpce běžně používanou metodou pro úpravu pitné vody. Slouží k eliminaci nežádoucích látek, které způsobují změnu sensorických vlastností vody a vedlejších látek vznikajících při dezinfekci vody. Při adsorpčních procesech mohou být použity různé sorpční materiály, které se dělí do několika skupin podle účelu odstraňování látek z vody. Pro odstraňování kovů patří v současnosti mezi nejpoužívanější adsorbenty granulované filtrační materiály na bázi oxidu a hydroxidu železa, kterými jsou také materiály GEH a Bayoxide E33 (Marko a kol., 2018).

Použité sorpční materiály

Filtrasorb F400 je granulované aktivní uhlí pro odstraňování rozpuštěných organických sloučenin z vody. Tyto kontaminanty zahrnují mimo jiné chuťové a pachové sloučeniny. Toto

aktivní uhlí se vyrábí z bituminózního uhlí procesem známým jako reaglomerace, který produkuje vysoce aktivní, trvanlivý granulovaný produkt schopný odolat otěru (FILTRASORB®).

Bayoxide E33 je suchý krystalický granulovaný sorpční materiál na bázi oxidů železa. Byl vyvinut společností Severn Trent ve spolupráci se společností Bayer AG. Materiál byl navržen k odstraňování arsenu, jeho výhodou je, že společně s oběma formami arsenu (As^{III} a As^V) odstraňuje také železo a mangan (Ilavský, 2011).

Experiment

Kolony s vnitřním průměrem 4,4 cm byly naplněny do výšky 0,8 m sorpčními materiály vybranými k testování – jednalo se o Filtrasorb F400 a Bayoxide E33. Na dně kolon byla drenážní vrstva zabraňující úniku sorpčních materiálů při filtraci. Drenáž se skládala z kamínků velikosti 1 až 2 cm v nejspodnější části, skleněných kuliček o průměru 4 mm uprostřed a skleněných kuliček o průměru 2 mm v horní části. Filtrací byly z vody odstraňovány železo a mangan, které byly pro účely experimentu přidány do vody z vodovodního řádu. Do barelu s modelovou vodou byla vložena sací hadice čerpadla a voda byla z barelu postupně čerpána do jednotlivých kolon. Množství protékající vody bylo regulováno na průtokoměru. Při filtraci byly v předem stanovených časech - 1, 2, 4 a 6 minut od okamžiku, kdy voda začala vytékat z kolony odebírány vzorky vody, v nichž se přímo v laboratoři stanovila teplota, pH a zákal a následně byly předány do laboratoře Zdravotního ústavu se sídlem v Ostravě ke stanovení koncentrací jednotlivých kovů.

3. VÝSLEDKY A DISKUZE

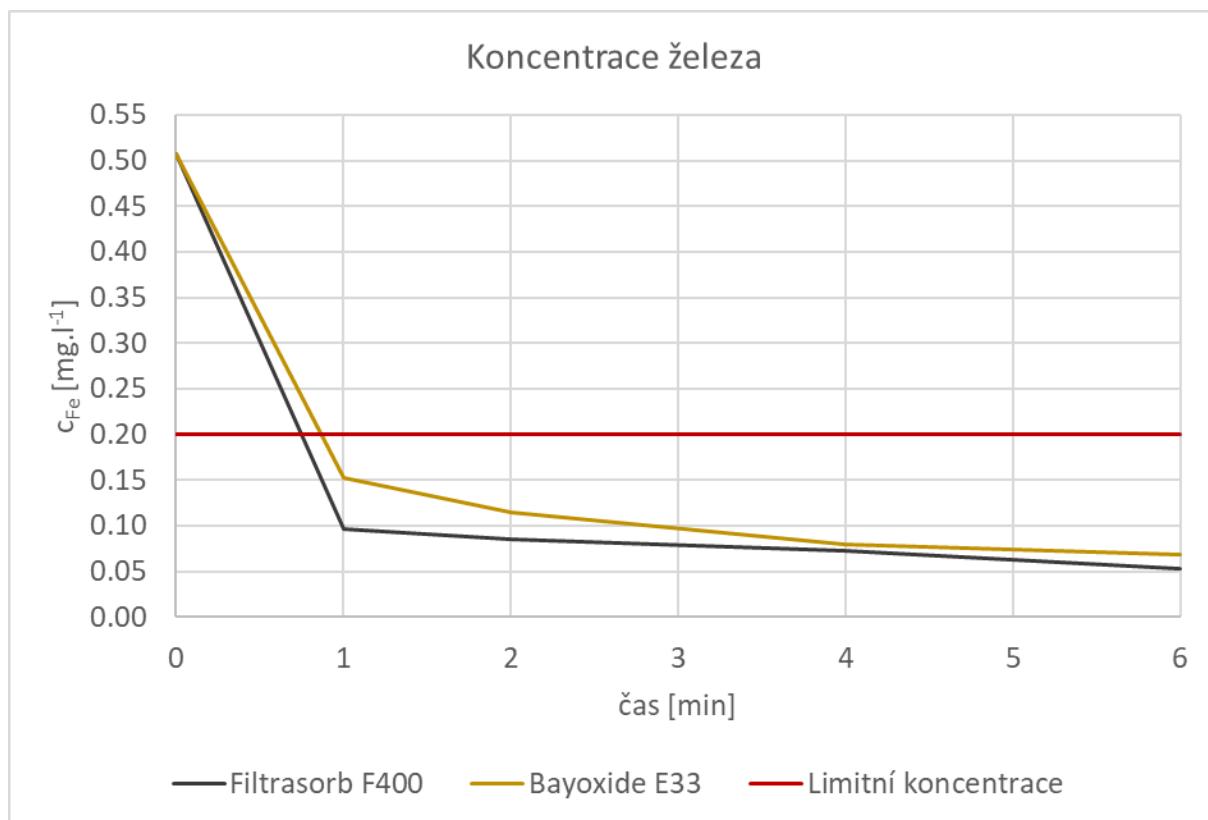
Hodnoty koncentrací kovů byly společně s dalšími měřeními veličinami zpracovány do tabulek a grafů, které byly použity k přehlednému porovnání výsledků sorpčních materiálů a k posouzení, zda vzorky splňují limity kovů pro pitnou vodu. Limitní koncentrace kovů zobrazené v grafech jsou stanoveny vyhláškou 252/2004 Sb.

Tab. 1. Výsledky adsorpce na materiálu Filtrasorb F400.

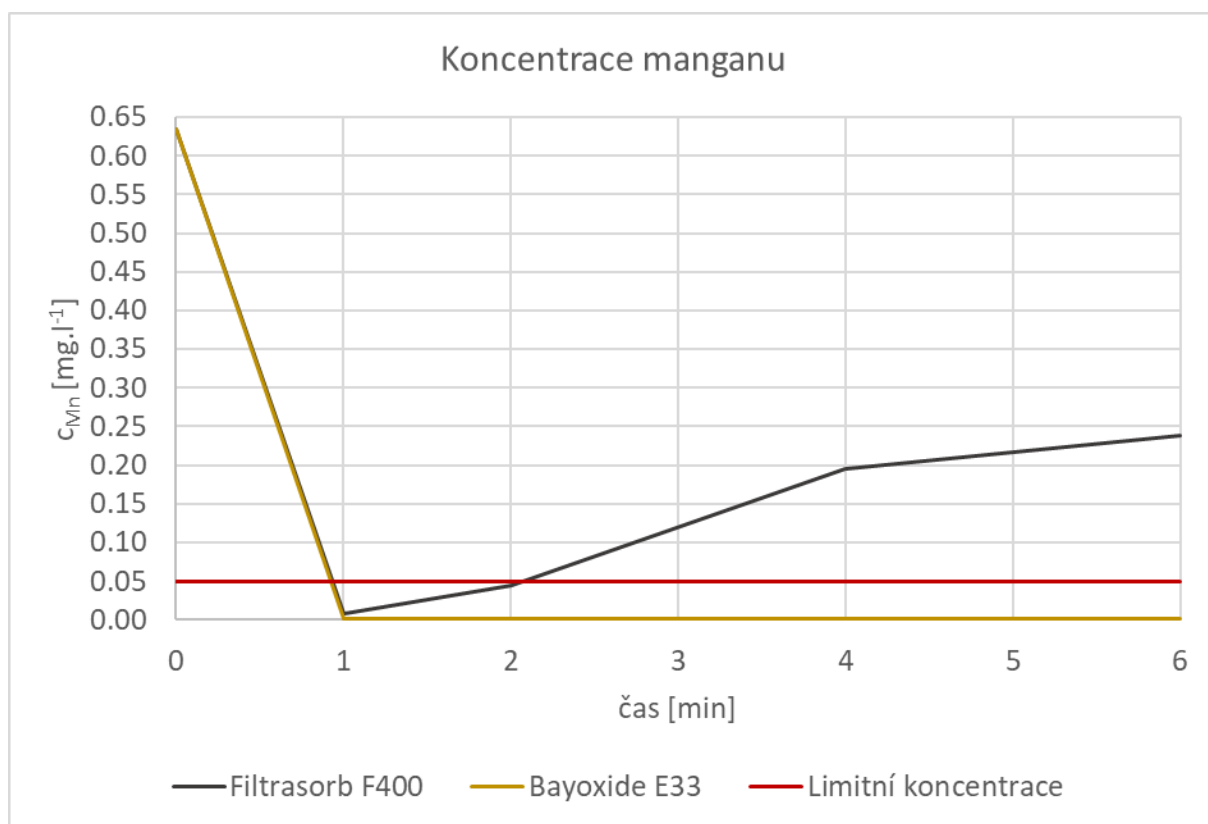
Filtrasorb F400					
čas [min]	pH [-]	teplota [°C]	zákal [ZF]	C_{Fe} [mg.l ⁻¹]	C_{Mn} [mg.l ⁻¹]
0	7.08	17.7	1.47	0.507	0.634
1	8.40	20.6	0.78	0.097	0.009
2	8.50	21.6	0.77	0.085	0.044
4	8.31	21.3	0.63	0.072	0.196
6	8.25	20.9	0.56	0.053	0.238

Tab. 2. Výsledky adsorpce na materiálu Bayoxide E33.

Bayoxide E33					
čas [min]	pH [-]	teplota [°C]	zákal [ZF]	C_{Fe} [mg.l ⁻¹]	C_{Mn} [mg.l ⁻¹]
0	7.08	17.7	1.47	0.507	0.634
1	7.02	20.2	1.17	0.153	<0.002
2	7.05	21.6	0.71	0.115	<0.002
4	7.08	21.6	0.59	0.080	<0.002
6	7.05	21.0	0.47	0.069	<0.002



Obr. 1. Odstraňování železy z vody.



Obr. 2. Odstraňování manganu z vody.

Z výsledků rozborů bylo možné pozorovat, že oba materiály již po jedné minutě odstranily kovy pod limitní hodnoty stanovené vyhláškou. Při filtraci přes Filtrasorb F400 ovšem po čase došlo k desorpci a koncentrace manganu stoupla opět nad limitní hodnotu. Materiál Filtrasorb F400 dosahoval lepších výsledků při odstraňování železa, Bayoxide E33 byl naopak mnohem účinnější při odstraňování manganu, již po jedné minutě snížil jeho koncentraci pod limit detekce a udržoval ji pod tímto limitem po celou dobu experimentu.

Podíváme-li se na pH a zákal, můžeme vidět, že se po celou dobu experimentu pohybovaly v rámci limitních hodnot.

V případě teploty došlo k jejímu zvýšení mimo povolené meze již před započítáním experimentu vlivem dlouhodobého pobytu v laboratoři a následně teplota stoupla také při čerpání a průtoku filtrační kolonou.

Vzhledem k tomu, že naším cílem bylo odstranění obou vybraných kovů, na základě tohoto experimentu se jako vhodnější jeví materiál Bayoxide E33.

4. ZÁVĚR

Vyšší koncentrace některých kovů mohou negativně ovlivnit organoleptické a technické vlastnosti vody, je proto nutné nežádoucí kovy z vody odstraňovat.

Při zkoušce provedené v laboratoři Ústavu vodního hospodářství obcí Fakulty stavební VUT v Brně dosáhl mírně lepších výsledků při odstraňování kovů materiál Bayoxide E33, který udržel koncentrace obou sledovaných kovů pod limity danými Vyhláškou 252/2004 Sb. V případě Filtrasorbu F400 došlo po jisté době k desorpci železa. Na základě této skutečnosti se tedy jako vhodnější materiál jeví Bayoxide E33.

PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek byl zpracován v rámci grantového projektu specifického univerzitního výzkumu VUT v Brně „Vybrané problémy vodního hospodářství měst a obcí“ (FAST-S-22-7990).

SEZNAM LITERATURY

- Ferrante, M., Oliveri Conti, G., Rasic-Milutinovic, Z., Jovanovic, D. (2014) Health effects of metals and related substances in drinking water. IWA Publishing, London. Metals and related substances in drinking water series. ISBN 978-1-78040-598-8.
- FILTRASORB® 400 Granular Activated Carbon 2019 Calgon carbon corporation Promotional material of the manufacturer
- Ilavský, J., Barloková, D. (2011). Odstraňovanie niklu z vody sorpčnými materiálmi. TZB-info, Praha, ISSN 1801-4399
- Marko, I., Barloková, D., Ilavský, J. (2018). Použitie vybraných sorpčných materiállov pri odstraňovaní bromičnanov z vody. TZB-info, Praha, ISSN 1801-4399
- Pitter, P. (2015) Hydrochemie. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha, ISBN 978-80-7080-928-0.
- Vyhláška č. 252/2004 Sb., vyhláška, kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody.
- Worch, E. (2012). Adsorption Technology in Water Treatment: Fundamentals, Processes, and Modeling. De Gruyter, Dresden. ISBN 978-3-11-024023-8.