

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

DIPLOMOVÁ PRÁCE

2024

Bc. Patrik Mottel

Česká zemědělská univerzita

Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované ekologie



Čištění šedé vody v umělých mokřadech s filtračním
materiálem obsahujícím oxidy manganu a železa

Diplomová práce

Vedoucí práce: Ing. Adam Jan Sochacki Ph. D

Diplomant: Bc. Patrik Mottel

©2024 ČZU v Praze

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Patrik Mottel

Regionální environmentální správa

Název práce

Čištění šedé vody v umělých mokřadech s filtračním materiálem obsahujícím oxidy manganu a železa

Název anglicky

The treatment of greywater in constructed wetlands with manganese and iron oxides as filtration media additives

Cíle práce

Cílem této diplomové práce bude posoudit účinek oxidů manganu a železa jako přísad filtračního média v uměle vytvořených mokřadech pro čištění šedé vody obsahující anorganické a organické kontaminanty.

Metodika

Tato experimentální práce bude zahrnovat provoz pilotního systému uměle vytvořeného mokřadu pro čištění syntetické šedé vody. Kontaminanty zájmu budou bor, měď, nikl, zinek a přibližně 20 organických kontaminantů včetně umělých sladidel, UV filtrů, farmaceutik atd.

Doporučený rozsah práce

60 stran

Klíčová slova

šedá voda, umělé mokřady, organické kontaminanty, anorganické kontaminanty, čištění odpadních vod

Doporučené zdroje informací

- Abd-ur-Rehman, H. M., Deletic, A., Zhang, K., & Prodanovic, V. (2022). The comparative performance of lightweight green wall media for the removal of xenobiotic organic compounds from domestic greywater. *Water Research*, 221, 118774.
- Arden, S., & Ma, X. (2018). Constructed wetlands for greywater recycle and reuse: a review. *Science of the Total Environment*, 630, 587-599.
- Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Ridolfi, L., Fiore, S., Demichelis, F., ... & Masi, F. (2020). A review of nature-based solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits. *Science of the total environment*, 711, 134731.
- Glover, C. M., Liu, Y., & Liu, J. (2021). Assessing the risk from trace organic contaminants released via greywater irrigation to the aquatic environment. *Water Research*, 205, 117664.
- Gros, M., Blum, K. M., Jernstedt, H., Renman, G., Rodríguez-Mozaz, S., Haglund, P., ... & Ahrens, L. (2017). Screening and prioritization of micropollutants in wastewaters from on-site sewage treatment facilities. *Journal of hazardous materials*, 328, 37-45.
- Liu, W., Sutton, N. B., Rijnaarts, H. H., & Langenhoff, A. A. (2016). Pharmaceutical removal from water with iron-or manganese-based technologies: A review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 46(19-20), 1584-1621.
- Turner, R. D., Warne, M. S. J., Dawes, L. A., Thompson, K., & Will, G. D. (2019). Greywater irrigation as a source of organic micro-pollutants to shallow groundwater and nearby surface water. *Science of The Total Environment*, 669, 570-578.

Předběžný termín obhajoby

2023/24 LS – FŽP

Vedoucí práce

Adam Jan Sochacki

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 17. 1. 2024

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 24. 1. 2024

prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.

Děkan

V Praze dne 23. 03. 2024

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: Čištění šedé vody v umělých mokřadech s filtračním materiálem obsahujícím oxidy manganu a železa vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil/a a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědom, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědom, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze, dne _____

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval Ing. Adamovi Sochackému, Ph.D., za obětavou pomoc, cenné rady a věnovaný čas při konzultacích. Dále bych také rád poděkoval své rodině a přátelům za jejich podporu.

Abstrakt

Tato práce se zaměřuje na posouzení účinku oxidů manganu a železa jako přísad filtračního média v umělých mokřadech určených pro čištění šedé vody, jež obsahuje anorganické a organické kontaminanty. Šedá voda, vznikající v domácnostech nese potenciální riziko pro životní prostředí a lidské zdraví v důsledku obsahu široké škály nečistot. Problematika šedé vody zahrnuje jak organické látky, tak i anorganické látky, jako jsou těžké kovy. Cílem práce je analyzovat účinnost těchto materiálů při odstraňování kontaminantů a posoudit jejich potenciál v kontextu udržitelného a efektivního čištění šedé vody. Tímto způsobem se přispěje k pochopení vhodnosti a účinnosti technologií pro čištění šedé vody a zvýší se povědomí o možnostech využití umělých mokřadů jako prostředku k ochraně životního prostředí a lidského zdraví. V experimentálním modelu byly použity umělé mokřady, tzv. kolony, jež byly naplněny oxidy manganu nebo hydroxidy železa a byly osázeny rostlinami. Jako kontrola byly použity sloupce s pískem a bez rostlin. V experimentu byla použita umělá šedá voda obohacená 26 organickými mikropolutanty. V experimentu byly použity komerční hydroxidy železa a oxidy manganu. Hydroxidy železa zvýšily celkové odstranění organických mikropolutantů o 28 % a oxidy manganu o 7 %. Přítomnost vegetace neměla žádný vliv na odstranění organických mikropolutantů v kontrolních kolonách s pískem, ale v kolonách s oxidy manganu zvýšila odstranění o 7 %. Na druhou stranu v kolonách s hydroxidy železa bylo odstranění organických mikropolutantů v přítomnosti vegetace sníženo o 9 %. Aditiva měla také pozitivní vliv na odstraňování celkového organického uhlíku (TOC), anorganického uhlíku (IC), fluoridů (F^-), fosforečnanů (PO_4^{3-}), diklofenaku, furosemidu a ibuprofenu. Bor (B), sírany (SO_4^{2-}), bisfenol S, gemfibrozil, ketoprofen, sulfamethoxazol, cyklamát a sacharinu byly účinně odstraňovány hydroxidem železitým. Na odstranění zinku, niklu a diethyltoluamidu (DEET) měl pozitivní účinek oxid manganu. Proces odstranění znečišťujících látek v kolonách s hydroxidem železitým byl spojen se sorpcí, v případě oxidu manganu mohla hrát roli oxidace a adsorpce. Je otázkou, zda relativně nízké zlepšení odstraňování pomocí oxidu manganu a hydroxidu železitého postačuje k jejich rozsáhlejšímu využití. Proto se jeví jako vhodné provést testování těchto materiálů v plném měřítku. Důležitým zjištěním této studie je, že umělé mokřady vyplněné pouze s pískem mohou také poskytnout vysoké odstranění některých sloučenin, pravděpodobně v důsledku biologického rozkladu. Nicméně některé sloučeniny vyžadují další pozornost kvůli jejich odolnosti vůči odstranění. Mezi tyto látky patří umělá sladidla, flukonazol, diklofenak a hydrochlorthiazid. Obecně by měl být osud a účinek organických mikropolutantů v případě opětovného použití šedé vody pro splachování toalet nebo zavlažování zahrad dále studován a sledován. Tato potřeba vyplývá z poznatku této studie, že ne všechny organické mikropolutanty lze jednoduše odstranit z odpadních vod, jak ukazuje i tato studie.

Klíčová slova

šedá voda, umělé mokřady, organické kontaminanty, anorganické kontaminanty, čištění odpadních vod

Abstract

This work focuses on the assessment of the effect of manganese and iron oxides as filter medium additives in artificial wetlands intended for the treatment of gray water containing inorganic and organic contaminants. Gray water generated in households carries a potential risk for the environment and human health due to the content of a wide range of impurities. The issue of gray water includes both organic substances and inorganic substances such as heavy metals. The aim of the work is to analyze the effectiveness of these materials in removing contaminants and to assess their potential in the context of sustainable and efficient gray water treatment. In this way, it will contribute to the understanding of the suitability and effectiveness of gray water treatment technologies and raise awareness of the possibilities of using artificial wetlands as a means of protecting the environment and human health. In the experimental model, artificial wetlands, so-called columns, were used, which were filled with manganese oxides or iron hydroxides and planted with plants. Columns with sand and without plants were used as controls. Artificial gray water enriched with 26 organic micropollutants was used in the experiment. Commercial iron hydroxides and manganese oxides were used in the experiment. Iron hydroxides increased the total removal of organic micropollutants by 28% and manganese oxides by 7%. The presence of vegetation had no effect on organic micropollutant removal in control sand columns, but increased removal by 7% in manganese oxide columns. On the other hand, in the columns with iron hydroxides, the removal of organic micropollutants was reduced by 9% in the presence of vegetation. The additive also had a positive effect on the removal of total organic carbon (TOC), inorganic carbon (IC), fluorides (F⁻), phosphates (PO₄³⁻), diclofenac, furosemide and ibuprofen. Boron (B), sulfates (SO₄²⁻), bisphenol S, gemfibrozil, ketoprofen, sulfamethoxazole, cyclamate and saccharin were effectively removed by ferric hydroxide. Manganese oxide had a positive effect on the removal of zinc, nickel and diethyltoluamide (DEET). The process of pollutant removal in ferric hydroxide columns was associated with sorption, in the case of manganese oxide oxidation and adsorption may have played a role. It is questionable whether the relatively low improvement in removal using manganese oxide and ferric hydroxide is sufficient for their wider use. Therefore, it seems appropriate to carry out full-scale testing of these materials. An important finding of this study is that artificial wetlands filled with only sand can also provide high removal of some compounds, probably due to biodegradation. However, some compounds require further attention due to their resistance to removal. These include artificial sweeteners, fluconazole, diclofenac and hydrochlorothiazide. In general, the fate and effect of organic micropollutants in the case of gray water reuse for toilet flushing or garden irrigation should be further studied and monitored. This need arises from this study's finding that not all organic micropollutants can be easily removed from wastewater, as this study also shows.

Keywords

gray water, constructed wetlands, organic contaminants, inorganic contaminants, wastewater treatment

Obsah

1. Úvod	11
2. Cíle práce	12
3. Literární rešerše	13
3.1 Šedá voda	13
3.2 Recyklace šedé vody	14
3.3 Charakteristika šedé vody	15
3.3.1 Fyzikální vlastnosti	15
3.3.2 Chemické vlastnosti	16
3.3.3 Biologické vlastnosti	18
3.4 Mikropolutanty	19
3.4.1 Léčivé látky	22
3.4.2 Pesticidy	24
3.4.3 Produkty osobní péče	24
3.4.4 Průmyslové látky	25
3.4.5 Umělá sladidla	26
3.5 Kovy a další látky	26
3.6 Technologie čištění šedé vody	28
3.7 Biologické technologie	29
3.7.1 Rotační biofilmový reaktor	32
3.7.2 Sekvenční vsádkový reaktor (SBR)	34
3.7.3 Anaerobní reaktor s kalovým ložem a vnitřním separátorem biomasy (UASB)	36
3.7.4 Membránový bioreaktor	37
3.8 Řešení založená na přírodě (NBS)	38
3.8.1 Umělé mokřady	39
3.8.2 Zelené střechy	44
3.8.3 Zelené stěny	46
3.9 Oxid manganu a železa	47
4. Metodika	50
4.1. Charakteristika studijního území	50
4.2. Experimentální nastavení	51
4.2.1 Filtrační materiály	51
4.3 Proces výroby syntetické šedé vody	52
4.4. Proces zpracování vzorků	53
5. Výsledky práce	55
5.1 Účinnost čištění šedé vody	55
5.1.1 Standardní kontaminanty	55
5.1.2 Bor, měď, nikl a zinek	57

5.1.3 Mikropolutanty	59
6. Diskuse	66
7. Závěr	70
8. Přehled literatury a použitých zdrojů	71
9. Přílohy	93

1. Úvod

Voda - esence života, bez kterého by naše planeta byla jen suchou a nehostinnou pouští. Je základním kamenem existence na Zemi, pramenem všeho života. Voda nás provází od samotných počátků civilizace, ať už jako zdroj života či prostředek obživy. S vodou vznikaly civilizace, a bez ní zanikaly. Její důležitost není možné podceňovat. Udržuje ekosystémy v harmonii a poskytuje prostředí pro rozvoj života. Je zdrojem obživy i obnovy, symbolizuje sílu i klid, ať už je to divoká řeka nebo klidné jezírko.

Ovšem voda není nevyčerpatelný zdroj. Zásoby pitné vody jsou sice velké, ale mnohé oblasti na světě čelí problémům s nedostatkem vody, jež mohou být způsobeny neudržitelným využíváním vodních zdrojů, změnou klimatu a růstem populace. Tyto faktory přispívají k tomu, že se z pitné vody v některých částech světa stává exkluzivní komodita. Proto je každá kapka vody vzácná a důležitá, a je na nás, abychom si toho byli vědomi a jednali odpovědně. Pečovat o vodu není jen naší povinností, je to naše morální a ekologická zodpovědnost vůči budoucím generacím.

K řešení této problematiky by mohla přispět i šedá voda. Přestože se může zdát jako vedlejší produkt naší každodenní činnosti, má ve skutečnosti potenciál stát se cenným zdrojem. Zejména v současné době, kdy se potřeba udržitelného hospodaření s vodou stává stále naléhavější. Šedá voda představuje odpadní vodu, jež vzniká zejména v domácnostech. Tato voda obsahuje různé látky a nečistoty, avšak zároveň stále nabízí potenciál pro další využití. A to zejména v oblastech trpících nedostatkem vody může recyklace šedé vody představovat revoluční způsob.

Recyklace šedé vody přináší mnoho výhod a zajímavých možností pro efektivní využití vodních zdrojů. Jedním z hlavních benefitů je možnost úspory pitné vody, neboť šedá voda může být znovu využita pro různé opětovné účely, jako je zavlažování zahrad, splachování toalet, nebo dokonce pro průmyslové procesy, které nevyžadují vodu vysoce kvalitní. Tímto způsobem může recyklace šedé vody snížit tlak na zdroje pitné vody a přispět k udržitelnějšímu hospodaření s vodou.

Pro efektivní využití šedé vody je nezbytné, aby prošla důkladným procesem čištění, který odstraní nečistoty a zároveň zachová potřebnou kvalitu pro další využití. V tomto ohledu hrají biologické technologie čištění šedé vody klíčovou roli, neboť jsou nejen ekologicky šetrné, ale také ekonomicky efektivní a mohou být modifikovány potřebám různých místních podmínek.

Celkově lze konstatovat, že recyklace a efektivní využití šedé vody má potenciál zásadně změnit způsob, jakým nakládáme s vodními zdroji a jakým způsobem řešíme problémy spojené s nedostatkem vody. Je to inovativní a udržitelný přístup, který by mohl přinést významné výhody nejen ekologické, ale i sociální a ekonomické.

2. Cíle práce

Cílem této diplomové práce bude posoudit účinek oxidů manganu a železa jako přísad filtračního média v uměle vytvořených mokřadech pro čištění šedé vody obsahující anorganické a organické kontaminanty.

Hypotéza

Hydroxidy železa a oxidy manganu mohou odstranit některé organické kontaminanty a rostliny mohou toto odstranění ovlivnit různými procesy.

3. Literární rešerše

3.1 Šedá voda

Šedá voda je odpadní voda z domácností s výjimkou odpadních vod z toalet. Šedé vody zahrnují odpadní vodu z koupel, umyvadel, praček, kuchyňských dřezů a prádelen (Oron et al., 2014). Jsou méně znečištěné než vody odpadní z domácností, zejména z důvodu, že se v ní nenachází fekálie, moč a ani toaletní papír (Beck et al., 2013).

Šedá voda lze rozdělit do dvou kategorií na světlé a tmavé šedé vody. Podrobnější rozdělení a zdroje znečištění je vyobrazeno na obrázku č. 1. Za světlé šedé vody jsou označovány vody, jež jsou nízkou zatíženy znečišťujícími látkami. Mezi ně se řadí voda ze sprch, van a umyvadel. Světlá šedá voda má vysoký potenciál pro úpravu a opětovné využití (Fowdar et al., 2017). Přibližně 50 % z celkové šedé vody je tvořeno ze světlé šedé vody (Ghaitidak, Yadav, 2013). Naopak tmavá šedá je označována jako voda s vysokou zátěží znečišťujících látek, zejména mají vysokou koncentraci organických látek, jež podporují růst bakterií. Tato voda pochází z kuchyňských dřezů, automatických myček nádobí a prádelen (Allen et al., 2010).

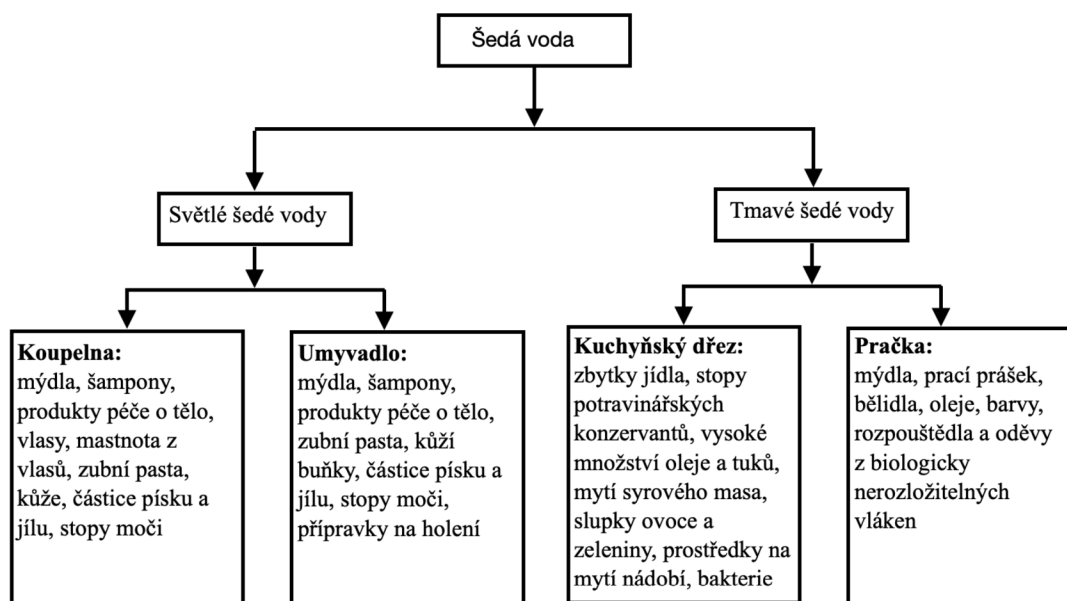
Šedá voda představuje přibližně 65 % celkové odpadní vody vypouštěné z domácností na celém světě (Ghaitidak, Yadav, 2013; Vuppaladadiyam et al., 2019). Van de Walle et al. (2023) uvádí, že šedá voda může dokonce tvořit až 80 % denní produkce odpadních vod. Přičemž množství vyprodukované šedé vody závisí na více faktorech, jako je životní úroveň, životní styl, struktura obyvatelstva (věk, pohlaví), lokalita, socioekonomický stav, zvyklosti, dostupnost komunální vody a klimatické podmínky (Mahmoudi et al., 2021). V rozvíjející zemích se množství produkované šedé vody pohybuje v rozsahu 20 až 30 litrů na osobu za den. Zatímco v rozvinutých zemích produkce šedých vod dosahuje až 100 litrů na osobu za den (Benami et al., 2016).

Představuje tedy největší možný zdroj úspor pro domácnosti (Vuppaladadiyam et al., 2019). Eriksson et al. (2002) uvádí, že opětovným využitím šedých vod pro splachování toalet lze ušetřit až 30 % celkové spotřeby vody v domácnostech. Může být alternativním zdrojem vody, zejména díky své dostupnosti a nižší koncentraci znečišťujících látek, oproti klasickým odpadním vodám (Alsulaili, Hamoda, 2015). Všechny druhy šedých vod se vyznačují dobrou biologickou rozložitelností (Li et al., 2009). Což z nich činí dobrý zdroj pro opětovné využití vod (Bani-Melhem et al., 2015). Vyčištěné, případně upravené šedé vody nelze využít pro pitné účely, avšak lze je použít například pro splachování toalet, zavlažování nebo zahradnictví (Wu, 2019).

V důsledku absence výkalů a moči tyto vody podléhají méně mikrobiální kontaminaci a zároveň obsahují nižší koncentrace organických látek a živin, než je tomu u vod smíšených, tedy komunálních odpadních vod (Van de Walle et al., 2023). Shaikh, Ahammed (2020) uvádí, že šedá voda obsahuje pouze asi 30 % celkové

organické zátěže a 10-20 % živin přítomných v odpadních vodách odváděných z domácností. V šedé vodě jsou přítomny patogeny a další kontaminanty, které však mohou způsobovat onemocnění (Dixon et al., 1999). Z tohoto důvodu je důležité charakterizovat kontaminanty přítomné v šedých vodách a na základě výsledků kterých bude možné určit požadovanou míru odstranění a vybrat vhodné metody čištění (Shaikh, Ahammed, 2020).

Obrázek č. 1: Rozdělení šedé vody a její původ z různých zdrojů (Ghaitidak, Yadav, 2013; Mahmoudi et al., 2021)



3.2 Recyklace šedé vody

V současné době se pozornost stále více zaměřuje na šedou vodu, především s ohledem na její opětovné využití. Tento typ vody obsahuje nižší koncentrace organických látek, živin a patogenů ve srovnání s odpadními vodami. Z tohoto důvodu, lze šedou vodu považovat za snadněji čistitelnou, pro její opětovné využití (Arden, Ma, 2018). Šedá voda má vysoký potenciál pro recyklaci a opětovné využití (Ghaitidak, Yadav, 2013). Znovupoužití snižuje finanční náklady na odběr vody, a také snižuje množství odebírání vzácných zdrojů vod. Zároveň v důsledku jejich využívání dochází k menšímu zatížení čistíren odpadních vod, což napomáhá k dosažení větší udržitelnosti hospodaření s vodou (Beck et al., 2013; Shaikh, Ahammed, 2020). Opětovným využitím šedých vod, lze snížit spotřebu pitné vody asi o 25-30 % (Vuppaladiyam et al., 2019). Recyklovanou šedou vodu lze využít například v průmyslových procesech, v chladících věžích, ke splachování toalet, hašení požárů, pro zavlažování zahrad a parků, ale také i pro udržování městských toků a mokřadů (Okun, 1997; Oron et al., 2014).

Ovšem s opětovným využitím neupravených šedých vod souvisí řada problémů. Zejména se jedná o rizikové přenosy nemocí prostřednictvím expozice mikroorganismům ve vodě (Eriksson et al., 2002). Recyklované neupravené vody mohou představovat riziko šíření mikroorganismů ve formě aerosolu vznikajícího při splachování toalet (Christova-Boal et al., 1996). Z tohoto důvodu musí projít určitými úpravami, aby mohlo dojít k jejímu opětovnému využití (Bani-Melhem et al., 2015).

3.3 Charakteristika šedé vody

Charakteristika kvality šedé vody je ovlivněna více faktory, jež zahrnují zvyky, životní styl, zdroj vody, geologickou polohu, demografii, vodovodní systém a zdroje. Kvalitu také ovlivňuje způsob mytí nádobí, postup praní, likvidace domácích chemikálií, zvyky při koupání a užívané čisticí prostředky (Prathapar et al., 2005).

Šedá voda pocházející z koupelen a umyvadel, také označována jako světlá šedá voda má obvykle nízkou koncentraci bakterií a chemikálií. Naopak tmavá šedá voda, která je odváděna z kuchyně a prádelny má obvykle vyšší obsah pevných látek, organického uhlíku a bakterií (Shaikh, Ahammed, 2020). Složení šedé vody závisí na fyzikálních, chemických a mikrobiologických vlastnostech (Khanam, Patidar, 2022).

3.3.1 Fyzikální vlastnosti

Fyzikální charakteristiky šedých vod vykazují variabilitu, která je především dána zdrojem těchto odpadních vod (Khanam, Patidar, 2022). Fyzikální vlastnosti šedé vody z různých zdrojů se nachází v tabulce č. 1. Mezi významné fyzikální vlastnosti šedých vod patří teplota, zápach, míra zákalu a přítomnost nerozpuštěných látek (Eriksson et al., 2002). V průběhu tvorby šedé vody je voda obvykle bez zápachu (Mahmoudi et al., 2021). Nicméně nepříjemné aroma a neestetický vzhled mohou vzniknout v důsledku přítomnosti oleje a mastnoty, které vypouštějí společně se šedou vodou z kuchyňského dřezu a myčky nádobí (Wurochekke et al., 2016).

Šedé vody, na rozdíl od běžných odpadních vod, vykazují teplotu pohybující se v rozmezí 18-38 °C, zatímco průměrná domácí teplota běžných odpadních vod je 20 °C (Mahmoudi et al., 2021). Tento fenomén je primárně způsoben jejich původem z horkých zdrojů, jako jsou kuchyně, pračky a sprchy. Teplota šedé vody odtékající z kuchyně dosahuje rozmezí 27-38 °C, teplota sprchového proudu činí 30-40 °C a teplota z pračky se pohybuje mezi 28-32 °C (Wong et al., 2010; Chen et al., 2013; Mahmoudi et al., 2021). Vysoká teplota šedé vody může podporovat růst mikroorganismů. Zejména proto může být vysoká teplota šedých vod nežádoucí (Eriksson et al., 2002).

Celkové suspendované pevné látky (TSS) mohou být organické nebo anorganické látky a částice, jež pochází z lidského těla, tedy zejména vlasy a kůže. Dále z hygienických produktů, jako jsou prací prostředky, mýdlo a šamponu, ale také i vlákna, částice potravin a biofilmu uvolňovaného ze sběrného potrubí (Winward et al., 2008; Mahmoudi et al., 2021; Khanam, Patidar, 2022). Z tohoto důvodu lze očekávat, že tyto látky a částice budou mít převážně organické složení. Vysoká koncentrace suspendovaných pevných látek, zejména koloidů a biologicky nerozložitelných látek obsažených v šedých vodách může zapříčinit ucpávání zařízení, jako jsou stokové sítě a zemní filtry (Eriksson et al., 2002; Khanam, Patidar, 2022). Také v důsledku zvýšené koncentrace může zhoršovat zákal a snižovat pronikání světla (Wurochekke et al., 2016). Zákal je vyšší v šedých vodách z prádelny a kuchyní, tedy u tmavých šedých vod, než je tomu u vod světlých šedých. Odtékající vody z kuchyně mají zákal 277 ± 68 NTU, u vod z prádelny je to 195 ± 155 NTU. Tmavá šedá voda konkrétně voda z kuchyně je daleko více znečištěná než voda z jiných zdrojů (Shaikh, Ahammed, 2020).

Rozpuštěné pevné látky a elektrická vodivost (konduktivita) představují další důležité parametry šedých vod. Každá šedá voda, která odtéká, je charakterizována jedinečným složením, obsahujícím variabilní koncentrace rozpuštěných látek, což má za následek různé hodnoty konduktivity (Albalawneh et al., 2016). Množství nerozpuštěných pevných látek vyskytujících se v šedých vodách je v rozsahu 78-920 mg/l. Konduktivita se pohybuje v rozsahu 156-1200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Mahmoudi et al., 2021).

Tabulka č. 1: Fyzikální vlastnosti šedé vody z různých zdrojů (Shaikh, Ahammed, 2020)

Parametr	Koupelna	Umyvadlo	Kuchyně	Prádelna	Světlá šedá voda	Tmavá šedá voda
Teplota (°C)	25,8-29,0	-	24,4-30,9	22,4-35,0	13,4-29,0	22,4-35,0
Zákal (NTU)	19-375	35-164	210-357	34-510	13-375	34-510
Celkové nerozpuštěné látky (mg/l)	19-793	25-181	11-4564	33-4564	7-793	11-4564

3.3.2 Chemické vlastnosti

Značné množství chemických složek, jež se vyskytují v šedých vodách pochází z detergentů, tedy zejména z chemikálií používaných pro čištění, vaření a koupání. Takovéto procesy jsou zodpovědné za tvorbu povrchově aktivních látek, jež mohou být kationtové nebo aniontové povahy (Oteng-Peprah et al., 2018).

V šedých vodách jsou také přítomny živiny jako je dusík (N) a fosfor (P), jež jsou spojeny s činností v kuchyni a praním. Zejména proto jsou šedé vody odtékající z kuchyně a pračky zatíženy vysokými koncentracemi živin (Oteng-Peprah et al., 2018). Za hlavním zdrojem dusíku v šedých vodách je považován kuchyňský odpad.

Hodnota dusíku se pro tmavé šedé vody pohybuje v rozmezí 2,75-57,7 mg/l. Ve světlé šedé vody je tato koncentrace výrazně menší v rozmezí od 4,1-16,4 mg/l. Primárním zdrojem fosfátů jsou prací prostředky, jejichž množství pro tmavé šedé vody je v rozsahu 0,062-42 mg/l. Ve světlé šedé vodě je hodnota fosfátů od 0,11-1,8 mg/l. (Boyjoo et al., 2013).

Do značné míry je pH šedých vod ovlivněno pH pitné vody, které se obvykle pohybuje v rozmezí od 5 do 9 (Oteng-Peprah et al., 2018; Shaikh, Ahammed, 2020). Rozsah pH tmavých šedých vod se pohybuje v rozmezí 6,3-10, naproti tomu pH světlých šedých vod je od 6,4-8,1 (Boyjoo et al., 2013). Z výsledků autorů Shaik, Ahammed (2020) lze vyzkoušet, že hodnota pH šedých vod z různých zdrojů se pohybuje v hodnotách blízké neutrálnímu pH pro většinu zdrojů. Výjimkou je voda odváděná z pračky, jež dosahuje až alkalického pH. Vyšší hodnoty pH mohou být způsobeny přítomností detergentů, tedy čistícími prostředky, jež se pro praní využívají (Boyjoo et al., 2013; Shaik, Ahammed, 2020). Dle Shaik, Ahammed (2020) vyšší pH šedých vod má za následek sníženou účinnost dezinfekce.

Jako vhodné parametry využívající se pro měření organických polutantů v šedé vodě se jeví biochemická spotřeba kyslíku (BSK) a chemická spotřeba kyslíku (CHSK) (Bakare et al., 2017). Tyto metody jsou také důležitým parametrem pro určení vhodnosti odpadních vod k biologickému čištění (Shaik, Ahammed, 2020). BSK představuje množství kyslíku, který je spotřebováván mikroorganismy pro rozklad organických látek za aerobních podmínek (Chudoba et al., 1991). CHSK měří množství kyslíku potřebného k oxidaci organického materiálu přítomného ve vzorcích vody (Bakare et al., 2017). Míra hodnot BSK a CHSK nacházejících se v šedých vod závisí na množství spotřebované vody, a také na druhu a počtu denních produktů používaných v domácnosti (Khanam, Patidar, 2022). Dle Boyjoo et al. (2013) se v tmavých šedých vodách BSK pohybuje v rozmezí 44-1056 mg/l a CHSK 50-2568 mg/l. Pro světlé šedé vody je BSK v rozmezí 23-300 mg/l a pro CHSK jsou tyto hodnoty 23-633 mg/l. Shaik, Ahammed (2020) na základě 80 studovaných prací tvrdí, že průměrné BSK v šedé vodě z kuchyně je 780 mg/l a pro prádelny je 594 mg/l. Naproti tomu pro světlé šedé vody jsou průměrné hodnoty výrazně nižší a to konkrétně 121 mg/l z koupelen a 115 mg/l ve vodách odtékajících z umyvadla. Koncentrace CHSK v šedých vodách z koupelny je 268 mg/l a z umyvadla 316 mg/l. V tmavých šedých vodách je koncentrace opět vyšší a to konkrétně 852 mg/l u vod z kuchyně a 1100 mg/l z prádelny. Zejména v tmavých šedých vod má vysoké hodnoty CHSK, což je pravděpodobně způsobeno přítomností detergentů využívající v pracích prášcích a prostředků na mytí nádobí (Boyjoo et al., 2013). Biologická odbouratelnost šedé vody je určena poměrem CHSK/BSK. Tento poměr stanovuje snadnost bakterií rozkládat organickou hmotu v šedé vodě. Všechny druhy šedých vod z různých zdrojů vykazují dobrou biologickou rozložitelnost (Li et al., 2009). Výše popsané chemické vlastnosti jsou k nalezení v tabulce č. 2.

Tabulka č. 2: Chemické vlastnosti šedé vody z různých zdrojů (Shaikh, Ahammed, 2020)

Parametr	Koupelna	Umyvadlo	Kuchyně	Prádelna	Světlá šedá voda	Tmavá šedá voda
pH	5,94-8,40	6,72-9,82	5,58-10,00	5,00-10,33	4,90-8,53	5,00-10,33
BSK (mg/l)	20-673	33-305	185-2460	44-3330	20-673	44-3330
CHSK (mg/l)	64-903	47-587	411-8071	58-4155	23-1489	58-8071
Celkový dusík (TN) (mg/l)	2,7-148,0	2,5-10,4	0,5-65,0	2,8-31,0	1,3-148,0	0,5-65,5
Celkový fosfor (TP) (mg/l)	0,1-60,0	0,3-2,6	2,7-187,0	0,2-51,6	0,1-60,0	0,2-187,0

3.3.3 Biologické vlastnosti

Za hlavní znečišťující látky v šedých vodách, jež jsou generovány z různých zdrojů jsou obvykle zodpovědné organické složky (Bakare et al., 2017). Šedá voda odváděná z domácností neobsahuje toaletní vodu, ale obsahuje patogenní organismy. Za hlavní zdroj mikrobiologické kontaminace se považuje mytí rukou po použití toalety, praní plen, čištění odpadů domácích zvířat. Nebezpečí pro veřejné zdraví představují patogenní organismy, zejména v případě opětovného používání šedých vod bez úpravy, proto jedním z důležitých cílů úpravy šedých vod je odstranění těchto organismů (Maimon et al., 2014; Shaikh, Ahammed, 2020). Patogeny, jež se mohou potenciálně vyskytovat o šedých vodách pochází ze tří hlavních zdrojů: fekální kontaminace, oportunní patogeny, které pochází z kůže nebo dýchacích orgánů (nos a ústa) a patogeny jež pochází z manipulace s potravinami (Maimon et al., 2010). Jako hlavní pravděpodobný zdroj patogenních organismů je mytí rukou po použití toalety, syrové maso, tepelně neupravená strava, mytí kojenců nebo dětských plen (Ottoson, Stenström, 2003; Blanky et al., 2015).

Šedá voda z domácností neobsahuje fekálie, přesto se v ní nachází nezanedbatelné množství fekálních patogenů, i když mnohem nižší, než je tomu v případě smíšené komunální vody (Ottoson, Stenström, 2003; Maimon et al., 2014). Fekální patogeny se do šedé vody dostávají z činností, jako je praní fekálně kontaminovaného prádla, tedy plen, péče o děti a sprchování. (Ottoson, Stenström, 2003). Odtékající voda z domácností s dětmi má vyšší úroveň kontaminace fekálními patogeny. (Al-Mughalles et al., 2012). Koncentrace fekálních koliformních bakterií z různých zdrojů, jako jsou sprchy, kuchyňský dřez a další je velmi různorodá a vykazuje vysokou variabilitu. Průměrné celkové koncentrace koliformních baterií jsou: v koupelně 2.8×10^6 CFU/100 ml, v umyvadle je tato koncentrace 5.0×10^4 CFU/100 ml, v kuchyni je to 2.15×10^6 a z praní je koncentrace 7.06×10^5 CFU/100 ml (Shaikh, Ahammed, 2020).

Dle Van de Walle et al. (2023) již předchozí výzkumy zaznamenaly přítomnost patogenů v surové šedé vodě. Jako relativně vysoké koncentrace patogenů jsou zmiňovány zejména *Salmonella spp.*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus*. Všechny zmíněné se v surové šedé vodě vyskytovaly množstvím v až 10^4 CFU na 100 ml., *Legionella pneumophila* se vyskytovala v množství až 10^5 CFU na 100 ml, fekální koliformní bakterie, jako je *Escherichia coli* byla přítomná v množství až 10^6 a zbylé fekální bakterie v rozmezí 10^3 - 10^9 CFU na 100 ml.

Z důvodu potenciálního ohrožení veřejného zdraví při opětovném využívání šedých vod, jež obsahují patogenní organismy je nezbytné řádné monitorování mikrobiologické kvality. Pro monitoring mikrobiální kvality šedých vod se využívají indikátory, jako jsou koliformní bakterie (TC), fekální koliformní bakterie (FC), *E. coli* a další (Chen et al., 2013; Shaikh, Ahammed, 2020).

3.4 Mikropolutanty

Organické mikropolutanty, v literatuře také označované jako xenobiotické organické sloučeniny (XOC) jsou syntetické organické sloučeniny (Shaikh, Ahammed., 2020). Za hlavní zdroj mikropolutantů se považují zejména farmaka a produkty osobní péče (PPCP), ale také výrobky určené pro domácnosti, které se do šedé vody dostávají zejména během koupání a čištění (Hernández-Leal et al., 2011; Alfiya et al., 2018). Do šedých vod se dostávají zejména z chemických produktů užívaných v domácnostech, jakými jsou detergenty, čisticí prostředky, mýdla, parfémy, barviva, šampony, UV filtry, zubní pasty, léčiva a konzervační látky. Mezi další zdroje mikropolutantů patří i hormony a léčiva, které se do šedých vod dostávají vylučováním moči a stolice (Liu, et al., 2009). V šedé vodě z pračky se vyskytují také různé druhy pracích prášků, bělidel a parfémů (Eriksson et al., 2002; Shaikh, Ahammed., 2020). Z tohoto důvodu jsou šedé vody označovány za zásadní zdroj mikropolutantů (Alfiya et al., 2018).

Dle Shaikh, Ahammed (2020) lze XOC rozdělit do různých tříd, kterými jsou endokrinní disruptory, povrchově aktivní látky, konzervační látky, vůně, příchutě, pesticidy, UV filtry a rozpouštědla, jako jsou barviva, emulgátory a změkčovadla. Podle Heshammuddin et al. (2023) bylo mnoho organických mikropolutantů identifikováno jako endokrinní disruptory, které mohou pravděpodobně způsobovat neplodnost a snižovat sexuální chování. Podrobný seznam rozdělení studovaných organických mikropolutantů se nachází v tabulce č. 3.

Organické mikropolutanty jsou přítomny v šedých vodách v nízkých koncentracích, převážně v rozmezí $\text{ng-}\mu\text{gL}^{-1}$ (Eriksson et al., 2003; Alfiya et al., 2018). Některá xenobiotika se však ukázaly být toxické, mutagenní nebo karcinogenní pro živé organismy i v nízkých koncentracích. Zejména proto mohou představovat zdravotní nebo environmentální rizika (Eyers et al., 2004; Alfiya et al., 2018). Opětovným použitím nepřečištěné šedé vody, například pro zavlažování zemědělských ploch by mohlo hrozit potenciální riziko kontaminace plodin těmito sloučeninami (Heshammuddin et al., 2023).

Většinu organických polutantů lze biologicky degradovat (Beck et al., 2013), přičemž autoři Eyers et al. (2004) zdůrazňují, že mikroorganismy jsou vhodnými kandidáty pro degradaci xenobiotických organických sloučenin díky své všestrannosti, rozmanitosti a schopnosti adaptace. Podle autorů (Eyers et al., 2004) jsou mikroorganismy v důsledku svých vlastností stále více schopny degradovat antropogenní molekuly, i přes to, že některá xenobiotika nemetabolizují, nebo se přeměňují na metabolity a dochází k jejich hromadění v půdě a vodě.

Tabulka č. 3: Seznam studovaných mikropolutantů, včetně jejich rozdělení dle skupin, kategorií a koncentrací v šedé vodě.

Skupina	Kategorie	Látky	Koncentrace v šedé vodě (µg/l)	Zdroj
Léčiva	nesteroidní protizánětlivé léky (NSAID)	acetaminofen	1.5	Eriksson et al., 2003
		diklofenak	0.01	Turner et al., 2019
		ibuprofen	2.2	Turner et al., 2019
		ketoprofen	0,92	Zraunig et al., 2019
	regulátor lipidů	gemfibrozil	0,05	Ravichandran et al., 2021
	antibiotika	sulfamethoxazol	0,01	Craddock et al. 2020
		chloramfenikol	-	
	antidiabetikum	metformin	8,7	Butkovskiy et al., 2017
	β-blokátor	metoprolol	0,29	Zraunig et al., 2019
	stimulant	kofein	0.5	Eriksson et al., 2003
	antidepresivum	o-desmethylvenlafaxin	-	
	antifungální činidlo	flukonazol (zároveň fungicid)	-	
	diuretika	furosemid	-	
hydrochlorothiazid		0,14	Tombola et al., 2019	
Produkty osobní péče	šampon	klimbazol	-	
	dezinfekční prostředek	triklosan	0.6	Eriksson et al., 2003
	UV filtr	oxybenzon	1.3	Eriksson et al., 2010
	repelent proti hmyzu	DEET	1.5	Turner et al., 2019
	konzervant	methylparaben	2.6	Eriksson et al., 2003
Průmyslové látky	plastifikátor	Bisfenol S	-	
	inhibitory koroze	benzotriazol	16	Turner et al., 2019
		5-methylbenzotriazol	-	
Pesticidy	insekticid	fipronil	-	
Umělá sladidla		sacharin	-	
		acesulfam	0.4	Turner et al., 2019
		sukróza	-	
		cyklamát	-	

3.4.1 Léčivé látky

Nesteroidní protizánětlivé léky, také nesteroidní antiflogistika (NSAID) jsou jedny nejběžněji používaných léčiv po celém světě (Vo et al., 2019). Disponují analgetickými, antiflogistickými a antipyretickými vlastnostmi, které účinně napomáhají k léčbě akutní bolesti, chronické bolesti, zánětům a horečkám (Rumack, Matthew, 1975; Ameer, Greenblatt, 1977; Kantor, 1986; Rainsford, 2009; Gan, 2010). Používají se perorálně ve formě tablet (El-Samaligy et al., 2004). Významnými zástupci nesteroidních protizánětlivých látek jsou acetaminofen (paracetamol), diklofenak, ibuprofen a ketoprofen (Rumack, Matthew, 1975; Kantor, 1986; ; Rainsford, 2009; Gan, 2010). V současné době vzrůstají obavy ohledně jejich vlivu na lidské zdraví. Zejména předávkování acetaminofenem může vést k hepatotoxicitě (poškození jater) (Aminoshariae, Khan, 2015).

Gemfibrozil je lék který se používá k regulaci lipidů. Je také klasifikován jako derivát kyseliny librové, jež se využívá k léčbě těžké hypertriglyceridémie a hypercholesterolemii (Todd, Ward, 1988). Hlavní účinkem je zvýšení plazmatických lipoproteinů o vysoké hustotě a snížení plazmatických triglyceridů (Saku et al., 1985). Gemfibrozil se do odpadních vod dostává vylučováním z lidského těla, zejména močí. Jeho odstranění v čistírnách odpadních vod je značně variabilní, přičemž se pohybuje se v rozmezí od 30 do 90 % (Fang et al., 2012).

Metformin je perorální farmakologická látka se silnými antihyperglykemickými vlastnostmi, která se používá ke snížení hladiny glukózy v krvi a k léčbě diabetu 2. stupně (Kirpichnikov et al., 2002; Bailey, 2017). Mechanismus účinku spočívá v redukci inzulínové rezistence, čímž dochází ke zlepšení inzulínové senzitivity (Bailey, Turner, 1996). V některých případech se také používá jako lék na hubnutí. Jeho vypouštění do životního prostředí by mohlo způsobit negativní účinky na živočichy, neboť podle Balakrishnan et al. (2022) lze metformin považovat za endokrinní disruptor.

Sulfamethoxazol je antibakteriální sloučenina, jež se využívá pro léčbu bakteriálních infekcí, jako jsou infekce močových cest, bronchitida a prostatitida (Ryan et al., 2011; Wang, Wang, 2018). Vliv této látky na životní prostředí, zejména ve vodních ekosystémech, je problematický, a existuje reálné nebezpečí vývoje antibakteriální rezistence v důsledku jejich přítomnosti ve vodních systémech (Larcher, Yargeau, 2012). Chloramfenikol je vysoce účinné širokospektrální antibiotiku s výbornými antibakteriálními účinky (Samsonova et al., 2012). Avšak jeho potenciální vliv na lidské zdraví je značně znepokojivý, neboť je spojován s karcinogenními a genotoxickými účinky (Suarez-Torres et al., 2021). Antibiotika nejsou v lidském těle zcela metabolizována a tím se dostávají do odpadních vod (Ryan et al., 2011). Standardní procesy čištění odpadních vod nedokážou antibiotika účinně eliminovat, což je zvláště patrné u chloramfenikolu, jehož biotoxicita mu poskytuje odolnost vůči biologickým procesům čištění vod (Guo et al., 2017).

β -blokátoři jsou léky, které se používají k léčbě kardiovaskulárního onemocnění (Stoschitzky et al., 2001). Metoprolol je selektivní β -blokátor, jež má prokázané účinky v léčbě chronického srdečního selhání (Sanderson et al., 1999). Jedná o poměrně často detekovatelný mikropolutant v odpadních vodách. Yang et al. (2021) zdůrazňují, že se jedná o špatně odstranitelný mikropolutant v ČOV. Tuto skutečnost potvrzují i Jaén-Gil et al. (2019), kteří uvádí, že běžná míra odstranění metoprolol v ČOV je v rozmezí od 0 do 36 %.

Kofein je považován za nejrozšířenější psychoaktivní drogu v celosvětovém měřítku (McCusker et al., 2003; Temple et al., 2017). Jeho konzumace je především spojena s potravinami, napojí a léky, přičemž za hlavní zdroj kofeinu je považovaná káva. Nicméně vyskytuje se také v čaji a výrobcích obsahující kakao, čokoládu a volně prodejných lécích na bolest a proti zánětům (McCusker et al., 2003; Nawrot et al., 2003; Yang et al., 2010). Kromě přírodních zdrojů se syntetický kofein nachází v širokém spektru produktů, jako jsou džusy, žvýkačky, konzervanty, produkty osobní péče a další (Temple, et al., 2017). Konzumace kofeinu v menších dávkách napomáhá zlepšení lidského výkonu, bdělosti a nálady, díky jeho schopnosti snižovat únavu (Smith, 2002; Yang et al., 2010; Temple, et al., 2017). Avšak ve vyšších dávkách může vyvolávat nativní účinky, včetně nevolnosti, úzkosti a třesu. U některých jedinců může docházet i k poruchám spánku a nespavosti (Yang et al., 2010). Z hlediska životního prostředí je významným faktorem schopnost kofeinu podléhat biodegradaci, což má za následek jeho účinné odstranění. Čistírný odpadních vod jsou schopny odstranit 94 % kofeinu přítomného ve vodách (Bruton et al., 2010).

Venlafaxine je antidepresivum, které se používá jako lék k léčbě pacientů s těžkou depresí. O-desmethylvenlafaxin je metabolit venlafaxinu, který vzniká v těle jako produkt metabolismu venlafaxinu (Paulzen et al., 2014). Venlafaxin je derivát fenyletylaminu, který blokuje zpětné vychytávání serotoninu a noradrenalinu na presynaptických receptorech, čímž dochází ke zlepšení neurotransmisi v mozku (Holliday, Benfield, 1995). O-desmethylvenlafaxin vykazuje pouze částečné odstranění v ČOV. Rúa-Gómez, Püttmann (2012) uvádí, že ČOV byla schopna odstranit přibližně 46 % této látky z odpadních vod.

Flukonazol je širokospektrální antifungální činidlo (Richardson et al., 1990). Tato látka je dostupná jak pro perorální, tak intravenózní aplikaci a je často používána k léčbě různých plísňových infekcí (Washton, 1989). Kromě léčiv se flukonazol využívá i v různých produktech osobní péče a průmyslových produktech, jako jsou zubní pasty, mýdla, šampony a fungicidy v zemědělství, což přispívá k jeho přítomnosti v odpadních vodách (Płatkiewicz et al., 2023). Patří mezi nejčastěji detekované látky v čistírnách odpadních vod (Monapathi et al., 2021). Podle studie Peng et al. (2012) je možné předpokládat, že azolová antimykotika, včetně flukonazolu, mohou potenciálně ovlivňovat endokrinní systém vodních obratlovců, což naznačuje potenciální ekologické dopady těchto látek v životním prostředí.

Diuretika jsou definována jako léčiva určená k perorálnímu užití, jež slouží ke zvýšení průtoku moči. Tedy jejich vlivem dochází k vylučování vody z lidského těla (Wile, 2012; Oh, Han, 2015). Tyto látky jsou široce využívány k léčbě srdečního selhání, hypertenze a poruchy elektrolytů (Roush et al., 2014). Diuretika pracují na principu, snížení renální tubulární reabsorpci sodíku. Ledviny zpětně absorbují sodík, což má za následek zvýšenou tvorbu moči a odvodnění těla (Wile, 2012). Mezi nejběžnější diuretika thiazodového typu patří hydrochlorothiazid, zatímco furosemid je nejběžněji používaným diuretikem kličkového typu (Sica et al., 2011). Hydrochlorothiazid má potenciál vyvolat částečné toxické účinky na životní prostředí, což může být důležité pro udržení ekologické stability (Uzelac et al., 2023).

3.4.2 Pesticidy

Fipronil je fenylypyrazolový insekticid, který patří mezi nejčastěji používané pesticidy na světě (Bonmatin et al., 2015; Sadaria et al., 2019). Jeho aplikace je rozmanitá, využívá se jako postřik na listy rostlin, k ošetření semen a také k zavlažování půdy (Bonmatin et al., 2015). Široce se rozšířil také v oblasti domácí péče o zvířata, kde slouží k hubení blech a klíšťat u psů a koček (Gupta et al., 2018). Při aplikaci na domácí mazlíčky se fipronil vyplavuje do odpadních vod během jejich koupání (Teerlink et al., 2017). Mechanismus jeho účinku spočívá v narušení nervového přenosu v centrálním nervovém systému bezobratlých organismů, což může vést k jejich úhynu. Stejně jako jiné insekticidy i fipronil vykazuje potenciál k nepříznivým účinkům na širší škálu živočichů, včetně obratlovců (Simon-Delso et al., 2015).

3.4.3 Produkty osobní péče

Klimbazol se používá jako aktivní složka v šamponech a kondicionérech, jež napomáhá k potlačení tvorby lupů. Využívá se i v produktech osobní péče, zejména v krémech proti stárnutí pokožky a proti kožním onemocněním (Kim et al., 2014; Liu et al., 2016). Avšak přítomnost klimbazolu v životním prostředí vyvolává obavy, neboť může potenciálně ohrozit vodní organismy (Liu et al., 2016). Podle studie Lu et al. (2023) klimbazol prokazatelně narušuje endokrinní systém zvířat v životním prostředí. Tato studie dále prokázala, že klimbazol způsobil hepatotoxicitu u amurů (*Ctenopharyngodon idella*) studovaných v rámci experimentu.

Triklosan je syntetické antibakteriální činidlo, které se široce používá v produktech určených k péči o pleť a ústní dutinu. Není omezen pouze na tato použití, nýbrž je také součástí formulací deodorantů, mýdel na ruce a zubních past (Bedoux et al., 2012). Tato látka je známa pro svou schopnost efektivní degradace za přítomnosti kyslíku, což umožňuje její rychlý rozklad v životním prostředí v aerobních podmínkách. Tato charakteristika je klíčová z ekologického hlediska, neboť indikuje jeho potenciál minimalizovat dlouhodobé dopady na životní prostředí (Dann, Hontela, 2011).

Oxybenzon je aromatický uhlovodík, jež působí jako organický filtr UV (ultrafialového) záření. Používá se zejména v opalovacích krémech a produktech osobní péče právě k minimalizaci škodlivých účinků UV záření (DiNardo, Downs, 2018; Schneider, Lim, 2019). Do lidského těla se vstřebává perkutánně (prochází kůží) a následně dochází k jeho vylučování se močí, čímž se dostává do odpadních vod (Schneider, Lim, 2019). Potenciální negativní účinky oxybenzonu v životním prostředí byly prokázány na Havaji, kde docházelo jejich vlivem k poškození korálových útesů (Siller et al., 2018).

DEET (*N,N*-diethyl-meta-toluamid) představuje nejčastěji užívaný a nejefektivnější repelent, který slouží k odpuzení komárů, blech a klíšťat, tím že působí na jejich sensorický nervový systém. Běžná aplikace tohoto repelentu zahrnuje nanesení na kůži nebo oblečení (Brown, Hebert, 1997; Osimitz, Murphy, 1997; Legeay et al., 2018). DEET je považován za relativně bezpečný, s minimálním rizikem pro lidské zdraví (Leal, 2014). Přítomnost DEETu v životním prostředí je způsobena různými zdroji. Do vzduchu se dostává již během aplikace spreje a do odpadních vod se vyplavuje v důsledku mytí kůže a praní oděvů (Weeks et al., 2012)

Methylparaben patří mezi nejčastěji využívané konzervanty, jež se používá především v kosmetickém průmyslu, ale také v potravinách a léčivech. Tato látka se vyznačuje antimikrobiální aktivitou, je bezbarvá a bez zápachu, není těkavá, nezpůsobuje podráždění pokožky a je ekonomicky dostupná (Soni et al., 2002; Handa et al., 2006). Jeho použití je běžné v široké škále produktů, včetně make-upu, nočních krémů, krémů na obličej, tělo a ruce, stejně jako v deodorantech a šamponech. Methylparaben se vstřebává do lidského těla přes kůži, vlasy, podpaží a nehty (Soni et al., 2002). Výzkum provedený Soni et al. (2002) prokázal, že methylparaben není karcinogenní ani mutagenní a má minimální až žádnou toxicitu.

3.4.4 Průmyslové látky

Průmyslové mikropolutanty zahrnují širokou škálu látek, včetně plastifikátorů, inhibitorů koroze a retardérů hoření (Pillard et al., 2001; Luo et al., 2020). Jedním z těchto látek je Bisfenol S (BPS), identifikovaný jako plastifikátor (Luo et al., 2020). BPS představuje chemickou sloučeninu, která byla navržena jako alternativa k Bisfenolu A (BPA) (Eladak et al., 2015). Je využíván v průmyslových i spotřebitelských aplikacích, především v oblasti papíru, plastů a pryskyřic, kde původně dominuje Bisfenol A (Liao et al., 2012; Héliers-Toussaint et al., 2014). BPS je běžně používán jako obalový materiál pro balení potravin a výrobu plastových produktů, zatímco v epoxidové pryskyřici slouží jako povrchový nátěr většiny plechovek (Héliers-Toussaint et al., 2014). Je také obsažen v papírových výrobcích, jako jsou účtenky, bankovky, letáky a časopisy (Liao et al., 2012). Přejít od Bisfenolu A k Bisfenolu S byl dán obavami z negativních dopadů Bisfenolu A, zejména jeho účinků jako endokrinního disruptoru (Rochester et al., 2015). Navzdory tomu je o výskytu Bisfenolu S v životním prostředí a jeho potenciálních účincích známo relativně málo (Liao et al., 2012).

Benzotriazol a jeho deriváty, jako je 5-methylbenzotriazol se řadí se do třídy inhibitorů koroze. V důsledku jejich použití se snižuje korozivní účinek zejména na kovové materiály. Také se využívá jako součást celé řady domácích a průmyslových produktů, zejména v odmrazovací, chladicí a brzdové kapalině, nemrznoucí směsi. Benzotriazol lze také nalézt v průmyslu, kde se využívá jako zjasňující činidlo pro průmyslové pokovení. 5-methylbenzotriazol se přidává do většiny odmrazovacích kapalin pro letadla. Jsou také obsaženy v mycích prostředcích, které se používají v myčkách nádobí pro tzv. ochranu stříbra (Pillard et al., 2001; Zhang et al., 2011; Seeland et al., 2012). Mezi vlastnosti Benzotriazol i 5-methylbenzotriazol se řadí odolnost vůči oxidaci, pomalá biodegradace a stabilita při mírném UV záření. V důsledku těchto vlastností je jejich odstraňování v konvenčních čistírnách odpadních vod značně ztíženo (Alotaibi et al., 2015). Benzotriazol a 5-methylbenzotriazol působí toxicky na mikroorganismy, suchozemské savce, rostliny a řasy (Shi et al., 2019).

3.4.5 Umělá sladidla

Umělé sladidla jsou potravinářské přísady, které se používají jako náhražka cukru. Vyskytují se zejména v nápojích a potravinách, ale využívají se také ve farmaceutických produktech, jako jsou zubní pasty a sirupy proti kašli (Naik et al., 2021). Umělá sladidla jsou považována za bezpečnou náhradu cukru, i přesto se od jejich používání vedou debaty, zda nemají karcinogenní potenciál (Sang et al., 2014). Široké využití umělých sladidel je připisováno jejich vlastnostem, mezi něž se řadí, že nevyvolávají žádný glykemický efekt/inzulinovou reakci, a také že neuvolňují žádné kalorie (Naik et al., 2021). Za hlavní mikropolutanty umělých sladidel je považovány zejména acesulfam, sacharin, sukrosa a cyklamát, které byly v odpadních vodách široce identifikované (Sang et al., 2014). Umělá sladidla se do odpadních vod dostávají prostřednictvím vylučování (močí a stolicí) z lidského těla. Tyto látky jsou extrémně obtížně degradovatelné v čistírnách odpadních vod (ČOV) (Tran et al., 2014). Lange et al. (2012) prokázali, že acesulfam a sukrosa se v těchto systémech vůbec neodstranili, tedy procházeli jimi beze změny.

3.5 Kovy a další látky

Přítomnost kovů je zásadní pro růst a vývoj rostlin (Shaikh, Ahammed, 2020). Avšak využití šedé vody s vysokými koncentracemi kovů a dalších látek pro zavlažování může negativně ovlivnit kvalitu půdy (Shaikh, Ahammed, 2020). Tyto koncentrace jsou do značné míry ovlivněny kvalitou vody v daném vodním prostředí (Eriksson et al., 2002).

Hlavním zdrojem iontů těžkých kovů ve vodách jsou průmyslové odvětví, jako je galvanizace, výroba barev, platů, baterií, ale také těžba, petrochemický a papírenský průmysl (Dubey, Shiwani, 2012). Některé kovy, jež se vyskytují v životním prostředí, představují problém pro mnoho organismů kvůli jejich toxicitě (Beck et al., 2013). Kontaminace kationty těžkých kovů může vést k nebezpečným onemocněním,

zejména pokud jde o chrom, měď, zinek, olovo, železo, mangan, kadmium a rtuť (Alomar et al., 2020). Těžké kovy jsou velmi toxické i při nízkých koncentracích (Dubey, Shiwani, 2012). Na rozdíl od organických polutantů nelze kovové ionty degradovat na neškodné produkty, což platí zejména pro chrom, mangan, železo, zinek a kadmium (Gupta et al., 2001). Koncentrace sledovaných kovů a dalších prvků přítomných v šedé vodě se nachází v tabulce č. 4.

Bor patří mezi základní mikroživiny nezbytné pro optimální růst většiny rostlin (Keren, 1996). V šedé vodě je bor obsažen jako součást některých detergentů, zejména v produktech s bělicím účinkem (Hernandez Leal et al., 2007). Jeho účinné odstranění je v biologických systémech velmi omezené, neboť koncentrace boru v odpadních vodách je stejná jak na přítoku do čistícího systému, tak i na odtoku. Tato skutečnost může představovat potenciální problém, zejména pokud je upravená šedá voda používána k dlouhodobému zavlažování (Leal et al., 2011).

I když rostliny vyžadují bor v malých množstvích, většinou dokáží získat dostatečné množství z půdy. Proto dodatečný přísun boru zavlažováním šedou vodou může mít na rostliny negativní dopad (James et al., 2016). Typické toxické projevy nadměrného obsahu boru se projevují spálením listů, deformacemi plodů a nektrózou kůry (Leal et al., 2011).

Nikl se do šedé vody dostává především z produktů osobní péče, jako jsou zubní pasty, šampony, kondicionéry, opalovací krémy a deodoranty. I když je nikl hojně přítomen v těchto produktech, jeho koncentrace je obvykle velmi nízká. Naopak, v pracích práscích a tabletkách na mytí nádobí se nikl vyskytuje v relativně vyšších koncentracích. Takže za nejvyšší zdroje niklu ve šedé vodě lze považovat odtoky z praní a mytí nádobí. Avšak i přesto se zdá, že výrobky pro domácnost jsou malým přispěvatelem niklu (Tjandraatmadja et al., 2008). Velmi nízký obsah zinku v šedé vodě byl potvrzen také Diaper et al. (2008), kteří detekovali koncentrace nad limit detekce pouze ve vzorcích z myček.

Zinek se vyskytuje v širokém spektru výrobků určených pro domácnosti. Sloučeniny zinku jsou využívány jako aktivní složky šamponů proti lupům a opalovacích krémů. Kromě toho jsou také běžně obsaženy v tekutých pracích prostředcích a aerosolových deodorantech. Právě proto jsou prádelny a koupelny považovány za hlavní zdroje zinku ve šedé vodě (Tjandraatmadja et al., 2008).

Výskyt mědi ve šedé vodě je poměrně omezený. I když se měď ve šedé vodě vyskytuje, není její koncentrace obvykle výrazná. Celkové zatížení mědi z výrobků pro domácnost je proto obvykle považováno za nízké (Tjandraatmadja et al., 2008). Jako potenciální hlavní zdroj mědi ve šedé vodě je uváděna pitná voda, zejména kvůli kontaktu s běžně používanými měděnými potrubími, která slouží k distribuci vody do domácností (Nogué et al., 2000; Diaper et al., 2008).

Tabulka č. 4: Koncentrace kovů a jiných prvků v šedé vodě.

Kovy a další látky	Šedá voda (Hernandez Leal et al., 2007)	Šedá voda z koupelny (Christova-Boal et al., 1996)	Šedá voda z pračky (Christova-Boal et al., 1996)
Cu	0,08	0,6 - 0,12	<0,05-0,27
B	0,42	-	-
Zn	<0,05	0,2-6,3	0,09-0,32
Ni	<0,05	-	-

Cu = měď, B = bor, Zn = zinek, Ni = nikl

3.6 Technologie čištění šedé vody

Šedá voda obsahuje patogeny a kontaminanty, které mohou potenciálně ohrozit lidské zdraví. Tato nebezpečí mohou vzniknout přímým kontaktem, neúmyslným požitím nebo inhalací, zejména v prostředí, kde jsou recyklované šedé vody používané znovu, jako je například záchod (Blanky et al., 2015). Proto je zásadní provést charakterizaci kontaminantů přítomných v šedých vodách, což umožní určit potřebnou míru odstranění a vybrat vhodné metody čištění (Shaikh, Ahammed., 2020). V závislosti na opětovném využití šedých vod mohou být použity různé technologické přístupy, od jednoduchých dvoustupňových procesů (hrubá filtrace a dezinfekce) až po složité a náročné fyzikální, chemické a biologické. (Diaper et al., 2001; Fountoulakis et al., 2016). Posledním krokem čištění šedé vody může být dezinfekce, která slouží k zajištění splnění mikrobiologických standardů. Dezinfekce má za cíl eliminovat patogeny a mikroorganismy z vody, čímž zajišťuje bezpečnost a hygienickou nezávadnost recyklované vody (Winward et al., 2008; Li et al., 2009).

Technologie úpravy šedé vody zahrnují fyzikální, chemické a biologické systémy. Před samotným čištěním v těchto technologiích je obvykle nezbytná předúprava, během kterého dochází k separaci pevných částic od kapalin. Tento proces předúpravy má za cíl minimalizovat riziko ucpání v čisticích zařízeních. Pro tento účel se využívají systémy, jako jsou septiky a různé typy filtrů, jež pomáhají snižovat koncentraci částic, olejů a mastnot v šedé vodě (Li et al., 2009).

Fyzikální technologie, jež se využívají pro čištění šedivých vod zahrnují hrubou pískovou filtraci, půdní filtraci a membránovou filtraci (Li et al., 2009). Tyto technologie jsou účinné při odstraňování fyzikálního znečištění, avšak nejsou příliš efektivní při odstraňování organických látek obsažených v šedé vodě (Pidou et al., 2008). Samotné fyzikální procesy obvykle nestačí k dosažení požadované úrovně odstranění organických látek, živin a povrchově aktivních látek (Li et al., 2009).

Naproti tomu chemické procesy mohou účinně odstranit suspendované pevné látky, organické materiály a povrchově aktivní látky (Li et al., 2009). Chemické procesy jako koagulace a adsorpce poskytují velký potenciál pro odstraňování rozpuštěné organické složky v šedých vodách. Hlavní chemické technologie využívané pro čištění šedé vody jsou: koagulace, elektrokoagulace, adsorpce granulovaným aktivním uhlím (GAC), pokročilé oxidační procesy (například ozonizace), přírodní zeolit, magnetická iontoměničová pryskyřice (MIEX) a práškové aktivní uhlí (PAC) (Boyjoo et al., 2013). Zvláště koagulace pomocí solí kovů je důležitým procesem, jež se využívá pro odstranění vysokých koncentrací organického uhlíku (DOC) (Parsons, Jefferson, 2006).

3.7 Biologické technologie

Biologické způsoby čištění napodobují procesy, jež běžně probíhají v přírodě, k čemuž využívají kombinaci mikroorganismů, slunečního záření a kyslíku (Oteng-Peprah et al., 2018). Jedná se o druhý stupeň v procesu čištění odpadních vod, proto se také označují jako sekundární úprava. Předtím než je odpadní voda čištěna v tomto stupni musí být mechanicky předčištěna. Předčištěním je zbavena hrubých nerozpuštěných objektů a látek. K tomu se obvykle využívají lapáky písku a štěrku, česle a také usazovací nádrž, ve které probíhá proces sedimentace (Chudoba et al., 1991; Li et al., 2009). Li et al. (2009) uvádí, že po biologickém stupni by ještě měla proběhnout dezinfekce, aby došlo ke splnění norem.

Biologické technologie čištění dokážou ze znečištěných vod odstranit pouze látky biologicky rozložitelné (Chudoba et al., 1991). Během čištění dochází k odstraňování organických znečišťujících látek z vod. Část těchto látek je katabolickými procesy zoxidována na CO_2 a H_2O a u další části dochází v důsledku anabolických procesů k syntéze nových a zásobních látek. Syntéza se projevuje nárůstem hmotnosti biomasy a přírůstkem mikroorganismů, dochází tedy k růstu a rozmnožování. Mezi nejčastěji syntetizované zásobní látky se řadí polysacharidy a lipidy (Chudoba et al., 1991). Aby mohlo docházet k metabolickým procesům mikrobiálních buněk je nezbytný přísun makroživin, jako je kyslík, uhlík, vodík, dusík, síra a fosfor. Přičemž za esenciální makroživiny pro udržení růstu mikroorganismů je považován zejména uhlík, dusík a fosfor (Jefferson et al., 2001; Khalil, Liu, 2021).

Biologické způsoby čištění lze rozdělit do dvou hlavních kategorií na aerobní, s přístupem kyslíku a anaerobní, bez přísunu kyslíku (Khalil, Liu, 2021). Pro čištění šedé vody se využívají jak aerobní i anaerobní biologické technologie. Mezi tyto systémy se řadí rotační biofilmové reaktory (RBC), sekvenční vsádkový reaktor (SBR), anaerobní reaktor s kalovým ložem a vnitřním separátorem biomasy (UASB), umělé mokřady a membránový bioreaktor (MBR) (Li et al., 2009; Oteng-Peprah et al., 2018). Dle Li et al. (2009) se z ekonomického hlediska za nejméně finančně náročný systém úpravy šedé vody považuje kombinace aerobního biologického procesu s fyzikální filtrací a následnou dezinfekcí.

Recyklovanou šedou vodu lze opětovně použít pro různé účely jako je zavlažování zahrad a parků, průmyslové procesy, chladicí věže, splachování toalet, hašení požárů a také pro udržování městských toků a mokřadů (Okun, 1997; Oron et al., 2014). Při opětovné využití šedých vod pro zavlažování krajiny se jako proces čištění využívá prostý pískový filtr nebo usazovací nádrž. Pro využití těchto vod v budovách se využívají složitější systémy, jako jsou rotační biofilmové reaktory (RBC), membránové bioreaktory (MBR), umělé mokřady a sekvenční vsádkové reaktory (SBR) (Fountoulakis et al., 2016).

Vzhledem k rostoucí poptávce po šetrnějších technologiích ve prospěch životního prostředí se mnozí autoři (Prodanovic et al., 2020; Addo-Bankas et al., 2021; Thomaidi et al., 2022) zaměřují na tzv. NBS technologie (Siriwardhana et al., 2023). Systémy jsou inspirovány procesy, které probíhají běžně v přírodě. Tyto technologie prokázaly svou efektivitu z hlediska optimalizace zdrojů a současně se dokážou adaptovat na oblasti čelící ekologickým, ekonomickým a sociálním výzvám (Somarakis et al., 2019).

Aerobní čištění

Aerobní systémy pro své čisticí procesy vyžadují přítomnost kyslíku. Během aerobních procesů, jak uvádí Chudoba et al. (1991), je přibližně 50 % uhlíku obsaženého v substrátu přeměněno na biomasu, zatímco stejné množství uhlíku se mění na CO₂. Tato aktivita je doprovázena spotřebou přibližně 60 % energie na syntézu nové biomasy, zatímco zbývajících 40 % energie se ztrácí ve formě reakčního tepla (Chudoba et al., 1991). Takovéto technologie lze dále dělit na systémy s biologickou kulturou přisedlou na povrch, takzvaný biofilm a směšnou kulturou, neboli aktivovaným kalem (Khalil, Liu, 2021).

Biofilm je označení pro nárůst biomasy, která se vytvoří na nosiči. Buňky se na nosiči fixují do matrice, jež je vlastním produktem buněk. Výsledným procesem dochází k samovolnému nárůstu biomasy (Chudoba et al., 1991).

Aktivovaný kal, jež je v literatuře také označován pojmem směšná kultura je tvořen směsí různých mikroorganismů, zejména ve formě zoogléi, jako jsou *Zoogloea ramigera* a *Zoogloea uva*. Mezi rody bakterií, které se v aktivovaném kalu vyskytují se nejčastěji řadí: *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Azotobacter*, *Flavobacterium*, *Chromobacterium* a jiné. Součástí jsou také nitrifikační bakterie *Nitrosomonas* a *Nitrobacter*. V kalu mohou být také zastoupeny různé houby, plísně a kvasinky, ovšem v menším množství než bakterie. Dále jsou přítomny vláknité organismy, jako jsou: *Sphaerotilus*, *Microacilla*, *Leucothrix*, *Leptimitus*, *Beggiatoa*, *Toxothrix* a vyšší organismy, zejména různá protozoa, vířníci, hlístice a jiné. Nejcennější vlastností vloček kvalitního aktivovaného kalu je schopnost dobré flokulace a sedimentace. Směšná kultura se odlišuje od ostatních čistých kultur mikroorganismů tím, že je schopna se od kapaliny oddělovat pouhým sedimentačním procesem (Chudoba et al., 1991).

K aerobním procesům čištění znečištěných vod je váže proces nitrifikace. Nitrifikace je dvoustupňový proces. V průběhu prvního stupně je amoniakální dusík aerobními chemolitotrofními bakteriemi oxidován na dusitanů. Nitrifikační bakterie získávají energii pro růst z oxidace amoniaku a/nebo dusitanů a zdrojem uhlíku jsou pro ně převážně CO₂ nebo uhličitany. Oxidace probíhá pomocí bakterií rodů *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosovibrio*, *Nitrosolobus* a *Nitrosocystis*. Během druhého kroku jsou vzniklé dusitanů z předešlého procesu oxidovány na dusičnany, za pomoci mikroorganismu *Nitrobacter*. Tato bakterie může k výrobě energie a růstu využívat kromě dusitanů i organické sloučeniny. Nitrifikační bakterie jsou striktně aerobní, ale mají schopnost, že dokáží přežít několikahodinový pobyt v anoxických sekcích denitrifikace (Chudoba et al., 1991; Vymazal, 2007). Proces nitrifikace může být ovlivněn řadou faktorů jako jsou: teplota, hodnota pH, alkalitou vody, zdrojem anorganického uhlíku, vlhkostí, přítomností nitrifikátorů, koncentracemi amonného dusíku, zdrojem anorganického uhlíku a rozpuštěného kyslíku (Vymazal, 2007).

Anaerobní čištění

Anaerobní proces čištění je v přírodě běžně vyskytující se proces. Obvykle probíhá ve vodních tocích, sedimentech a nasycených půdách. Anaerobní proces čištění probíhá bez přítomnosti kyslíku a zároveň se jedná o jediným biologickým proces čištění znečištěných vod, jež je schopný produkovat bioplyn (Náthia-Neves et al., 2018). Při anaerobních procesech dochází k přeměně 95 % uhlíku v substrátu na bioplyn a pouhých 5 % se využívá pro vytváření nové biomasy. Z hlediska energie je 90 % zachováno ve vzniklém bioplynu, zatímco 5-7 % slouží k podpoře růstu nové biomasy a pouze 3-5 % energie je ztraceno formou reakčního tepla (Chudoba et al., 1991).

Anaerobní proces čištění znečištěných vod se skládá ze čtyř klíčových biochemických reakcí. První fází je hydrolýza, během které jsou rozpuštěné i nerozpuštěné organické látky, zejména polysacharidy, bílkoviny a tuky rozkládány na nízkomolekulární látky rozpustné ve vodě. Rozklad makromolekulárních látek probíhá hydrolitickými mikroorganismy, jakými jsou například *Clostridium*, *Micrococcus*, *Bacteroides* a další. Tyto organismy pro svou aktivitu vyžadují extracelulární hydrolytické enzymy, jež jsou produkovány fermentačními bakteriemi (Chudoba et al., 1991; Náthia-Neves et al., 2018). V průběhu acidogeneze jsou produkty vzniklé hydrolýzou rozkládány na jednoduché organické látky, převážně kyseliny, alkoholy, amoniak, CO₂ a H₂ (Chudoba et al., 1991). Rozklad je dán působením acidogenních fermentačních mikroorganismů, jako jsou například: *Streptococcus*, *Lactobacillus*, *Bacillus*, *E. coli* a *Salmonella*. Rozklad organického materiálu na organické kyseliny způsobuje pokles pH, což podporuje aktivitu acidogenních a acetogenních mikroorganismů, jež mírně kyselé pH (4,5-5,5) preferují (Náthia-Neves et al., 2018). Následnou fází acetogeneze jsou jednoduché organické látky oxidovány na vodík, oxid uhličitý a kyselinu octovou. Finální fází je methanogeneze. V tomto stádiu jsou rozkládány jednouhlíkové látky, jako jsou

methanol, kyselina mravenčí, methylaminy, CO, CO₂ a H₂. Rozkladem těchto látek dochází k tvorbě methanu a oxidu uhličitého (Chudoba et al., 1991).

V důsledku absence kyslíku v těchto technologiích probíhá proces denitrifikace. Za denitrifikační proces v anaerobních podmínkách jsou zodpovědné denitrifikační bakterie. Nejrozšířenější druhy jsou bakterie z rodu *Pseudomonas*, jako jsou *P. fluorescens* a *Alcaligenes* (Tiedje, 1983). Během procesu denitrifikace jsou redukovány dusičnany a dusitany na N₂ nebo N₂O. Redukce je způsobena organotrofními bakteriemi rodu *Micrococcus*, *Pseudomonas*, *Chromobacterium*, *Denitrobacellius* a další. Organismy mohou oxidované formy dusíku využívat asimilačně nebo desimilačně. Nitrátová asimilace je proces, při němž jsou redukovány dusičnany na amoniak, jehož účelem je získání dusíku pro syntézu buněk. Během procesu nitrátové desimilace organismy využívají dusičnanový dusík jako konečný akceptor elektronů namísto molekulárního kyslíku. Výsledný produkt je určen na základě druhu organismu a podmínkách. Může vznikat dusitan, amoniak, oxid dusný nebo plynný dusík. Za denitrifikaci je označován proces, jehož výsledným produktem vzniká N₂O nebo N₂ (Chudoba et al., 1991). Faktory, které ovlivňují rychlost denitrifikace jsou: nepřítomnost O₂, vlhkost půdy, teplota, hodnota pH, redoxní potenciál, přítomnost denitrifikátorů, organická hmota a koncentrace dusičnanů (Vymazal, 2007).

3.7.1 Rotační biofilmový reaktor

Rotační biofilmový reaktor je integrovaný systém, který se skládá z biologického filtru a aktivace, jež je prováděna mechanickou aerací (Chudoba, 1991). Před tím, než je odpadní voda čištěna v tomto systému musí být mechanicky předčištěna, aby nedocházelo k ucpávání reaktoru (Rešetka, 1990). K procesu čištění se využívá biologická kultura přisedlá na povrch nosičů. Společně s biologickými filtry se řadí mezi nejčastěji využívanou biofilmovou technologii pro aerobní čištění odpadních vod (Chudoba, 1991).

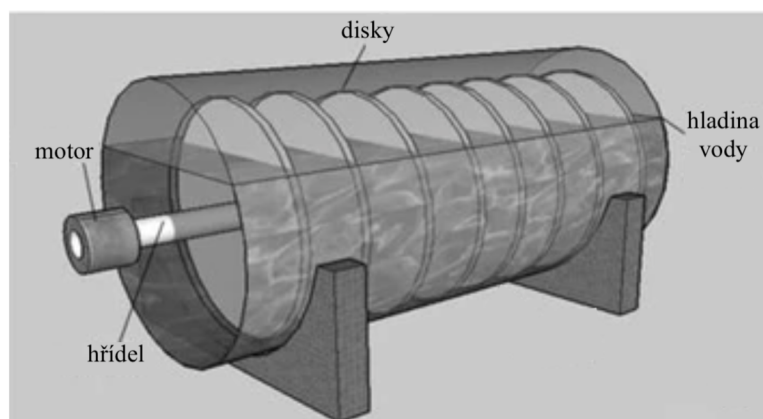
Konstrukce reaktoru (obrázek č. 2) je tvořena žlabem kruhového profilu, jímž protéká odpadní vod protéká radiálně, či axiálně. Nad ním je umístěna hřídel v horizontální poloze, jež je osázena nosičem, převážně disky, ale lze také použít i klec z pletiva. Nosiče jsou částečně ponořeny v odpadní vodě. Hloubka ponoru disků činí 25 až 40 % jejich průměru. Po zapracování se na discích nebo nosiči v kleci vytvoří biofilm (Chudoba, 1991). Biofilm je označení pro nárůst biomasy, jež se vytvoří na nosičích (Dohányos et al., 1994). V důsledku citlivosti reaktoru na výkyvy teplot se v klimaticky nepříznivých podmínkách ještě překrývají plastovým krytem (Chudoba, 1991).

Rotační biofilmové reaktory lze rozdělit na dva druhy: rotační diskové reaktory a rotační klecové reaktory. Princip čištění odpadních vod v těchto systémech je stejný, liší se pouze rotující konstrukcí (Dohányos et al., 1994). Místo disků na kterých se vytváří biomasa se využívá klec z pletiva, jež je naplněna nosičem. Jako nosič lze využít například nařezané drenážní trubky o rozměrech cca. 3 x 3 cm. Na těchto trubkách se po zapracování vytváří biofilm (Chudoba, 1991). Nejběžněji využívaným materiálem, jež se využívá pro výrobu disků jsou plasty, zejména pak polystyren a polyethylen. Využívané průměry pro disky jsou od 0,5 až po 3,5 m, s tloušťkou 10 až 20 mm (Chudoba, 1991).

Rotačním pohybem disků či klece dochází ke střídání kontaktu biofilmu s odpadní vodou a vzduchem (Chudoba, 1991). Ponořením do odpadních vod dochází k sorpci znečištění a uvolňování reakčních produktů do kapaliny. Následným vynořením biofilmu dochází k unášení kapalinového filmu, ve kterém se rozpouští vzdušný kyslík (Dohányos et al., 1994). Tímto pohybem je pro směsnou kulturu, jež tvoří biofilm zaručen nepřetržitý přísun živin, substrátu a kyslíku (Chudoba, 1991).

V důsledku jednoduché obsluhy a provozní nenáročnosti jsou vhodné k používání zejména pro domovní a malé čistírny odpadních vod (Pošta, 2005). Případně pro čištění splaškových vod z objektů, jež nejsou nebo nemohou být napojeny na stokovací síť, jako jsou motoresty, motely a rekreační střediska (Dohányos et al., 1994).

Obrázek č. 2: Znárodnění rotačního biofilmového reaktoru (Cortez et al. 2008)



3.7.2 Sekvenční vsádkový reaktor (SBR)

Sekvenční vsádkový reaktor je biologické zařízení, který se používá pro čištění znečištěným vod. Proces čištění probíhá pomocí aktivovaného kalu. Hlavním rozdílem tohoto systému oproti konvenčním systémům, jež se využívají pro čištění vod je v tom, že celý proces, tedy všechny kroky probíhají v jedné nádrži (Al-Rekabi et al., 2007). Tento druh reaktoru je v současné době, jež se vyznačuje stále novějšími a složitějšími znečišťujícími látkami široce využíván pro čištění odpadních vod, a to zejména díky provozní flexibilitě a výborným možnostem řízení proces čištění (Dutta, Sarkar, 2015).

Proces čištění v sekvenčním vsádkovém reaktoru je rozdělen do pěti částí, respektive časových období. Mezi ně patří: plnění, reakce, usazení, dekantace a nečinnost (Singh, Srivastava, 2011). Schéma celého cyklu je znázorněno na obrázku č. 3.

Plnění: Během fáze plnění dochází k plnění nádrže surovou odpadní vodou, případně již mechanicky předčištěnou. Přítok je možné do reaktoru čerpat nebo lze využít plnění gravitační (Al-Rekabi et al., 2007). Časový horizont, za který je možné nádrž naplnit odpadní vodou závisí zejména na velikosti nádrže, respektive objemu. Dále na změnách denních průtoků odpadní vody a množství nádrží v paralelním zapojení (Boon, 2003; Al-Rekabi et al., 2007). Boon (2003) píše, že v důsledku kolísání přítoku je nutné se vypořádat s odchylkami k čemuž je zapotřebí alespoň dva či více reaktorů. Zároveň ale zmiňuje, že tyto reaktory jsou navrženy pro různé objemy, aby se předešlo jejich nadměrnému počtu. Přiváděná odpadní voda se mísí s biomasou, jež v nádrži zbyla po předchozím cyklu (Singh, Srivastava, 2011). V procesu plnění dochází k aeraci, tedy provzdušňování. Aeraci lze provádět vháněním rozptýleného vzduchu nebo ponořeným proudem uvnitř nádrže (Boon, 2003). Aerační zařízení musí být schopno nejen provzdušňovat čištěné vody, ale zároveň je i promíchat, a to i bez provzdušňování (Al-Rekabi et al., 2007). Není vhodné používat mechanické provzdušňovací zařízení plovoucí na hladině odpadních vod, protože nezaručuje dostatečné promíchání vod, zejména u dna nádrže (Boon, 2003). Časová náročnost této fáze je obvykle 25 % z doby celého cyklu (Singh, Srivastava, 2011).

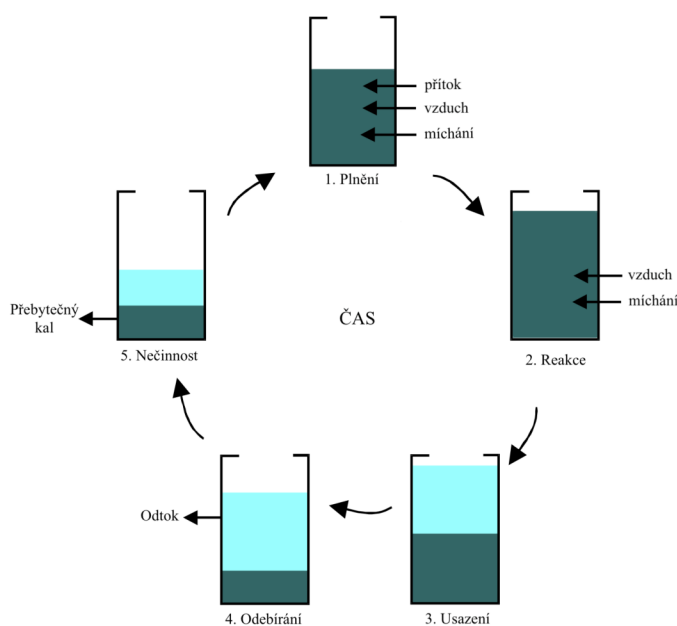
Reakce: Fáze reakce navazuje a pokračuje v již zahájeném procesu míchání a provzdušňování, které započalo během fáze plnění. V průběhu této fáze je průtok odpadní vody reaktorem omezen, aby bylo zaručeno dostatečné promíchání a provzdušňování (Singh, Srivastava, 2011). Délka aerace se závisí na stáří kalu (Boon, 2003). Fáze reakce je časově nejnáročnější proces, může přesáhnout 50 % doby celého cyklu čištění odpadních vod. Efektivním využíváním řízení aerace a míchání, lze dosáhnout požadovaného stupně čištění. Za efektivní využívání lze považovat přerušované zapínání a vypínání provzdušňování a míchání, tím lze v reaktoru vytvořit aerobní, anaerobní a anoxické podmínky. Tyto podmínky zajišťují procesy jako je nitrifikace, denitrifikace a odstraňování fosforu (Singh, Srivastava, 2011).

Usazení: Fáze usazování slouží k sedimentaci pevných látek, které se v čištěné vodě nachází. Během tohoto procesu nedochází k přítoku ani odtoku, aby byl zaručen proces sedimentace a nešlo k jeho narušování. Klidové podmínky slouží k lepší separaci pevných látek, než je tomu v případě konvenčních čistíren odpadních vod. Proces sedimentace probíhá od 30 do 90 minut (Singh, Srivastava, 2011). Pro většinu sekvenční vsádkových reaktorů je 60 minut dostatečná doba, aby v nich proběhla kvalitní sedimentace (Boon, 2003). Takovéto časové rozhraní zabraňuje vznášení pevných látek na povrchu, k němuž v reaktoru dochází. Ke vznášení dochází v důsledku nahromadění plynu (Singh, Srivastava, 2011).

Odebírání (Dekantace): Během této fáze dochází k vypouštění ošetřené vody. Odvádění vod z nádrže musí probíhat tak, aby nedocházelo k vyplavání a následnému odtoku plovoucího materiálu společně s vyčištěnou vodou (Singh, Srivastava, 2011). Procesu odebírání upravených vod závisí na zvolené technologii. Odebírání upravené vody lze provádět pohyblivým ramenem těsně pod hladinou vod či ponořenými perforovanými trubkami. Pohyblivé rameno je schopno odebírat ošetřenou vodu, pokud se aktivovaný kal usadil alespoň 0,5 m pod jejich hladinou. Tato technologie je účinná, ale ve srovnání s perforovanými trubkami velmi drahá (Boon, 2003). Dále v této fázi dochází k odstranění přebytečného aktivovaného kalu, jež se na dně nádrže usadil v předešlém kroku. Časová náročnost fáze se může v rozmezí od 5 do 30 % celkové doby cyklu (Singh, Srivastava, 2011). Tato fáze ve většině reaktorů trvá hodinu, či dokonce méně (Boon, 2003).

Nečinnost: Fáze, jež je označována jako nečinnost je časový horizont mezi odebíráním a plněním.

Obrázek č. 3: Schéma cyklu sekvenčního vsádkového reaktoru (Al-Rekabi et al., 2007)



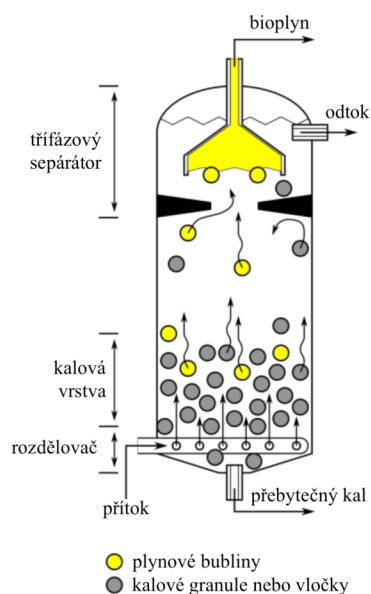
3.7.3 Anaerobní reaktor s kalovým ložem a vnitřním separátorem biomasy (UASB)

UASB reaktor je anaerobní systém-vyhnívací nádrž, jež se využívá pro čištění odpadních vod. Dle Elmitwalli et al. (2001) se jedná o nejrozšířenější vysokorychlostní anaerobní systém, jež lze použít pro čištění více druhů odpadních vod. Reaktor je navržen tak, aby docházelo k maximálnímu udržení hmotnosti granulovaného kalu uvnitř, čímž se aktivita anaerobní bakterií zvýší. Toto zesílení aktivity umožňuje reaktoru přijímat vysoce organicky zatížené odpadní vody. Vyšší koncentrace biomasy v reaktoru napomáhá rychlejší přeměně kontaminantů, tedy proces čištění je rychlejší (Mutombo, 2004).

UASB reaktor je schopen tvořit mikrobiální společenstva, ve kterých metabolický produkt jedné skupiny slouží jako substrát pro jinou mikrobiální skupinu (Fang, 2000). Mikrobiální společenstva za čas vyrostou a zformují se do kulových nebo fazolových granulí (Pererva et al., 2020). Formování granulí anaerobního kalu podporují mikroorganismy přítomné v reaktoru, jež jsou schopny produkovat a vylučovat extracelulární polymerní látky. Tyto látky usnadňují připojení mikroorganismů, a tedy i formování granulí (Pererva et al., 2020). Mikrobiální společenstva přítomné v kalové vrstvě spotřebovávají stravitelné složky jako substrát a rozkládají je na menší chemické sloučeniny (Fang et al., 1994). Během anaerobního čištění odpadních vod v reaktoru probíhá proces anaerobní digesce, tedy úplná mineralizace organických sloučenin, jejíž cílem je čištění odpadních vod a výroba bioplynu, který lze energeticky dále využít (Pererva et al., 2020). **Proces anaerobní digesce je popsán v kapitole XXXX (Anaerobní čištění)**

Znečištěná odpadní voda je přivedena na dno reaktoru a poté protéká vzhůru reaktorem. V průběhu protékání odpadní voda prochází skrze anaerobní kalový mrak, který často bývá složen z biologických kalových granulí. Tím se mikroorganismy kalu dostávají do kontaktu s látkami v odpadní vodě, čímž dochází k procesu čištění (Mutombo, 2004). Kalový mrak je tvořen z mikroorganismů, jež mají průměr 0,5 až 2 mm. Mikroorganismy mají vysokou sedimentační rychlost, tím jsou schopny odolávat unášení z reaktoru ve vyčištěné vodě i během vysokého hydraulického zatížení (Saleh, Mahmood, 2003; Mutombo, 2004). Anaerobní proces čištění vod produkuje plyn, jako je například bioplyn, jež obsahuje CH_4 a CO_2 . Tento plyn stoupá vzhůru a tím dochází k míšení čištěné odpadní vody. V horní části reaktoru se odděluje kapalina od pevných látek a je zde také odebírán plyn. Tato konstrukční část je označována jako třífázový separátor, tedy separátor plyn-kapalina-pevné látky. Pod separátorem se nachází přepážky, které slouží k odklonění stoupajícího plynu do otvoru plynového uzávěru (Saleh, Mahmood, 2003). Schéma popsaného procesu čištění je graficky znázorněné obrázkem č. 4.

Obrázek č. 4: Schématické vyobrazení procesu čištění v UASB reaktoru (Pererva et al., 2020)



3.7.4 Membránový bioreaktor

Na technologii membránového reaktoru (MBR) je upřena stále větší pozornost, díky vysoké účinnosti odstranění znečišťujících látek, menším rozměrům a nižší produkci kalu (Wen et al., 2010). Membránový bioreaktor (MBR) je technologie jež se využívá pro čištění odpadních i šedých vod. Systém kombinuje proces biologické degradace ve formě aktivovaného kalu s přímou separací pevných látek a kapaliny porézní membránovou filtrací (Le-Clech et al., 2006; Wen et al., 2010; Fountoulakis et al., 2016).

Membránové bioreaktory lze rozdělit dle druhu konfigurace na dva druhy: ponořené a s bočním proudem. První konfigurací je bioreaktor s ponořenou membránou, jež se nachází přímo v reaktoru. Celý proces čištění probíhá v jednom zařízení (modulu). V případě druhé konfigurace, tedy s bočním proudem se membránový modul nachází mimo bioreaktorové zařízení. Čištěná voda je z reaktoru odváděna bokem na porézní membránu, kde dochází k oddělování pevných látek (Wisniewski, 2007). Pro takovýto systém je vyžadováno recirkulační čerpadlo, jímž je zaručena recirkulace z bioreaktorového modulu do membránového modulu, což je finančně a energeticky náročný proces (Kanaujiya et al., 2019).

Membránový filtr pracuje na principu zachycení mikroorganismů, suspendovaných pevných látek, ale i choroboplodných zárodků v bioreaktoru, což má za následek lepší kontrolu nad biologickými reakcemi a možnost změny podmínek pro mikroorganismy v provzdušňované nádrži (Fane, 2002; Wisniewski, 2007; Wen et al., 2010). Membrána je tvořena z různých materiálů, jakými mohou být buď organické polymery nebo anorganické, jako je například keramika (Fane, 2002). Membránové technologie, jež se využívají v bioreaktorech lze rozdělit na mikrofiltrační a ultrafiltrační. Velikost pórů membrány může být pod hodnotou 0,1 μm (Wen et al., 2010). Le-Clech et al. (2006) píše, že velikost pórů membrán je od 0,05 do 0,1 μm . Kromě pevných látek je membrána také schopna zadržet vysokomolekulární sloučeniny, jež běžně odtékají spolu s vyčištěnou vodou do recipientu, pokud se jako konečný separační krok využije usazovací, respektive dosazovací nádrž, jež je běžnou součástí aktivačního procesu ve velkých čistírnách odpadních vod (Wisniewski, 2007).

Zařízení membránového reaktoru (MBR) se jeví jako atraktivní metoda pro čištění šedé vody. Využití může nalézt v bytových domech (Fountoulakis et al., 2016). Membránový bioreaktor je schopen produkovat vysoce kvalitní vyčištění odpadních vod (Wen et al., 2010). Sohail et al. (2023) zmiňují, že MBR ve srovnání s konvenčními procesy aktivovaného kalu dosahuje vyšší účinnosti odstraňování organických sloučenin. Ovšem uplatnění tohoto systému pro širší využití je limitované z důvodu zanášení membrány (Wen et al., 2010).

3.8 Řešení založená na přírodě (NBS)

Vzhledem k rostoucí poptávce po šetrnějších technologiích ve prospěch životního prostředí se mnozí autoři (Prodanovic et al., 2020; Addo-Bankas et al., 2021; Thomaidi et al., 2022) zaměřují na tzv. NBS technologie (Siriwardhana et al., 2023). Řešení založená na přírodě neboli NBS (Nature-based solutions) jsou způsoby pro řešení společenských výzev, jež jsou inspirovány přírodou a založeny procesech probíhajících v přírodě. Takovéto systémy jsou efektivní z pohledu zdrojů a zároveň se dokážou adaptovat v oblastech, jež čelí ekologickým, ekonomickým či sociálním výzvám (Somarakis et al., 2019).

Hlavním cílem NBS metod je posílení udržitelné urbanizace, obnova degradovaných ekosystémů a podpora adaptace na změnu klimatu, tedy zmírňování rizik a zlepšení odolnosti. NBS se zabývají globálními výzvami, jež souvisí s cíli udržitelného rozvoje (SDGs) (Somarakis et al., 2019). NBS metody mohou přicházet s inovativními řešeními nových výzev, jímž čelí města, zejména se jedná o adaptaci na změnu klimatu, hospodaření s vodou a ztrátu biologické rozmanitosti (Mendes et al., 2020). Mezi NBS se řadí umělé mokřady, zelené střechy, zelené stěny/obytné stěny a městské zelené plochy, jako jsou např. parky a stromy na ulicích (Boano et al., 2020).

3.8.1 Umělé mokřady

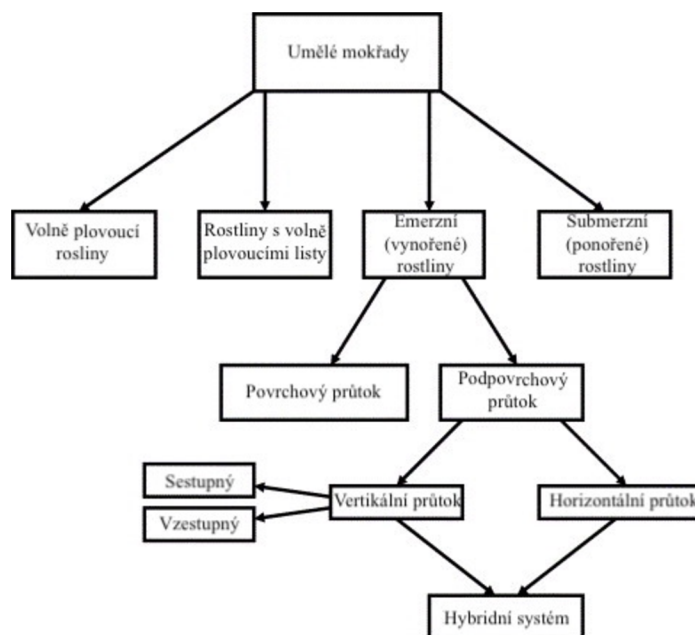
Umělé mokřady jsou inženýrské systémy, jež jsou navrženy a zkonstruovány tak, aby využívaly přirozené procesy mokřadů vyskytujících se ve volné přírodě pro čištění odpadních vod, ale činí tak v kontrolovaných podmínkách (Vymazal, 2022; Siriwardhana et al., 2023). Jedná se kombinovanou metodu čištění, jež pro své přirozené procesy využívá fyzikální a biologické složky (Siriwardhana et al., 2023). Přirozené procesy zahrnují půdu, mokřadní vegetaci a související mikrobiální shromáždění, jež pomáhají čištění odpadních vod (Vymazal, 2010). Přírodní procesy, jež probíhají v umělých mokřadech napomáhají stabilizovat, sekvestrovat, akumulovat, degradovat a metabolizovat nebo mineralizovat kontaminanty (Sijimol, Joseph, 2021).

V oblasti čištění šedé vody mohou umělé mokřady představovat efektivní metodu úpravy s cílem jejího opětovného využití (Avery et al., 2007). Což potvrzují i autoři Arden, Ma (2018), podle nichž tato metoda může v kombinaci s vhodnými dezinfekčními opatřeními vytvářet bezpečnou a energeticky nenáročnou alternativu decentralizovaného čištění šedé vody, zejména s ohledem na její následné využití pro nepitné účely.

Různé druhy umělých mokřadů se liší jednak konstrukcí, tak také procesy, které v nich probíhají a jež jsou odpovědné za odstraňování znečištění (Vymazal, 2010). Umělé mokřady lze rozdělit dle životní formy převládajícího makrofytu na systémy s volně plovoucí vegetací, volně plovoucími listy a zakořeněné emerzní (vynořené) a submerzní (ponořené) vegetace. Makrofyta je označení pro větší vodní rostliny, jež se nacházejí v mokřadech (Brix, 1997). Dle hydrologie lze umělé mokřady rozdělit na systémy s povrchovým a podpovrchovým průtokem (Vymazal, 2010). Systémy s podpovrchovým prouděním vždy obsahují emerzní makrofyty a lze je rozdělit do čtyř druhů na základě směru proudění přítoku: horizontální proudění, vertikální sestupné proudění, vertikální vzestupné proudění a plnění a vypouštění (Fonder, Headley, 2011). Schéma podrobné dělení je k nalezení v obrázku č. 5.

Některé druhy umělých mokřadů je možné kombinovat do tzv. hybridních systémů. Za nejběžnější hybridní systém je považována kombinace vertikálního a horizontálního umělého mokřadu. Každý systém (stupeň) poskytuje rozdílné redoxní podmínky, které slouží pro dosažení lepších výsledků čištění, zejména dusíku (Vymazal, 2010; Vymazal, Březinová, 2015). Dále v textu budou představeny oba zástupci umělých mokřadů s podpovrchovým průtokem, tedy vertikální a horizontální, protože se dle autorů Oteng-Peprah et al. (2018) jedná o nejrozšířenější a nejpoužívanější systémy.

Obrázek č. 5: Schématické rozdělení umělých mokřadů (Vymazal, 2007)



Umělé mokřady s horizontálním podpvrchovým prouděním

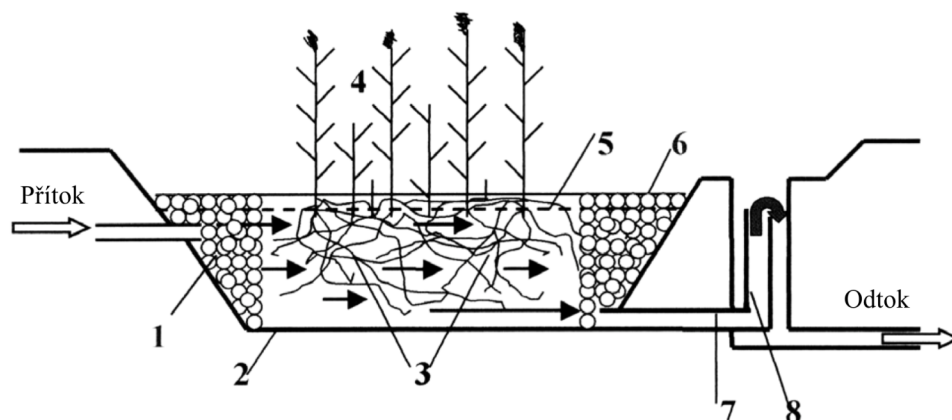
Umělé mokřady s horizontálním podpvrchovým průtokem jsou schopny poskytovat vysoké a stabilní odstraňování organických a nerozpuštěných látek. Princip čištění probíhá tak, že je odpadní voda kontinuálně přiváděna do filtračního lože, které je naplněné porézním materiálem a osázené makrofytem (obrázek č. 6). Filtrační lože je zajištěno plastovou vložkou, které zadržuje odpadní vodu v umělém mokřadu a zabráňuje protékání do spodních vod. Odpadní voda se během protékání umělého mokřadu dostává do kontaktu s aerobními, anoxickými a anaerobními zónami (Vymazal, 2022).

Nejběžnějším materiálem, který se v používá pro náplň filtračního média je hrubý štěrk (hráčový štěrk, přírodní štěrk), drť a štěrkopísek s velikostí frakce 4/8 a 8/16 mm (Vymazal, 2002). Vymazal (2002) zmiňuje, že systémy, které byly vyplněny filtračním ložem s frakcí 8/16 mm poskytují dostatečnou hydraulickou vodivost a zároveň přispívají růstu makrofyt, čímž podporují dobrou účinnost čištění.

Makrofyta kterou jsou umělé mokřady osázeny pomáhá vytvářet vhodné podmínky pro odstraňování znečištění. Makrofyty pomáhají stabilizovat povrch záhonů, poskytují dobré podmínky pro filtraci, pomáhají izolovat povrch mokřadu v období chladného počasí a uvolňují exsudáty, jež mohou mít protimikrobiální vlastnosti (Brix, 1997; Vymazal, 2022). Mezi nejvíce využívaný makrofyt v umělých mokřadech s horizontálním podpvrchovým tokem se řadí rákos obecný (*Phragmites australis*), ale využívají se i další jako např. orobinec (*Typha*), chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), skřipinec (*Schoenoplectus*), kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*) a další (Vymazal, 2011).

K zachycení suspendovaných pevných látek dochází zejména filtrací, gravitační sedimentací či adsorpcí na biofilmu, jež je přichycen ke štěrku a kořenovým systémům (Vymazal, Kröpfelová, 2008b). V důsledku velmi omezené koncentrace rozpuštěného kyslíku uvnitř filtračního média jsou organické sloučeniny efektivně degradovány za anoxický či anaerobních podmínek. Rozklad těchto sloučenin je způsoben zejména mikrobiální degradací anaerobními i aerobními mikroorganismy. (Vymazal, Kröpfelová, 2008a; Vymazal, 2022). Aerobní degradace je většinou omezena na úzké zóny okolo kořenů a oddenků, ve kterých se může uvolňovat kyslík. V důsledku velkého organického zatížení a neustálého nasycení filtračního lože převládají uvnitř mokřadu anoxické/anaerobní procesy (Vymazal, Kröpfelová, 2009). Anoxické/anaerobní prostředí ve filtračním loži nabízí vhodné podmínky pro denitrifikaci. V důsledku nízkého obsahu kyslíku je ale značně omezen proces nitrifikace (Vymazal, 2022).

Obrázek č. 6: Schéma uspořádání umělého mokřadu s horizontálním podpovrchovým tokem (Vymazal, 2010)



1. distribuční zóna vyplněná velkými kameny; 2. nepropustná vrstva; 3. filtrační lože (štěrk); 4. vegetace; 5. hladina vody; 6. sběrná zóna vyplněná velkými kameny; 7. drenážní potrubí; 8. výpustní konstrukce pro udržení hladiny vody.

Arden, Ma (2018) na základě průzkumu třinácti studií vypracovali tabulku s průměrnými přítoky, odtoky a mírou odstranění znečištění šedé vody v umělých mokřadech s horizontálním podpovrchovým tokem. Výsledky této studie jsou z nalezení v tabulce č. 5.

Tabulka č. 5: Průměrná účinnost úpravy šedé vody umělým mokřadem s horizontálním podpovrchovým tokem

Parametry	Přítok	Odtok	Odstranění
BSK (mg/l)	196	25	87 %
TSS (mg/l)	52	21	64 %
Zákal (NTU)	89	38	47 %
TN (mg/l)	7.2	4	44 %
TP (mg/l)	2.7	2.3	24 %
Totální koliformní (log10)	7.1	5.1	2.1
Fekální koliformní (log10)	7.2	4.4	2.8
<i>E. coli</i> (log10)	4.0	2.6	1.4
<i>Enterococci</i> (log10)	2.8	1.1	1.7
<i>Clostridia</i> (log10)	3	1.7	1.3
<i>P. aeruginosa</i> (log10)	5.6	2.6	3

Umělé mokřady s vertikálním podpovrchovým prouděním

Vertikální umělý mokřad je ekologicky šetrná a stále se rozvíjející se technologie, jež se využívá pro čištění odpadních vod. Tato technologie vyniká velmi dobrými čistícími efekty, zejména organických a nerozpuštěných látek, patogenů a živin s relativně nízkými provozními náklady. Zároveň ale nabízí velmi omezený prostor pro denitrifikaci (Vymazal, 2008; Pillai, Vijayan 2012; Stefanakis et al., 2014).

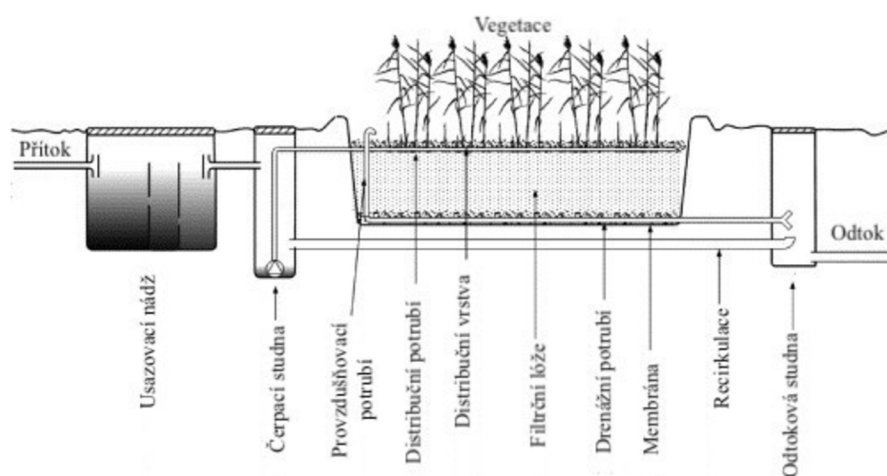
Při navrhování vertikálních mokřadů se jako nejdůležitější faktory jeví vhodné navržení filtračního lože a dostatečná povrchová plocha. Je nezbytné navrhnou filtrační médium, jež bude umožňovat průchod odpadních vod, předtím než dojde k přísunu další dávky. Zároveň ale musí být schopno zadržet vodu dostatečně dlouho, aby byl umožněn kontakt s bakteriemi, jež se v loži nachází a pomocí kterých dosáhne odpadní voda požadovaného stupně úpravy. Povrchová plocha umělého mokřadu musí být tak velká, aby zaručila dostatečný přenos kyslíku a růst bakterií (Cooper, 2005; Vymazal, 2008).

Umělé mokřady s vertikálním podpovrchovým průtokem se skládají z vrstvy porézního materiálu, jež je osázen makrofytem. Odpadní vody jsou přiváděny na povrch filtračního lože, jímž protékají vertikálním směrem nahoru či dolů (Vymazal, 2022). Dle hydrologie je lze kategorizovat na: vertikální sestupné proudění a vertikální vzestupné proudění (Fonder, Headley, 2011). Schéma vertikálního umělého mokřadu s podpovrchovým tokem dolů, je znázorněno na obrázku č. 7.

Odpadní voda je do umělého mokřadu s vertikálním prouděním přiváděna ve velkém množství a nepravidelně-přerušovaně. Střídá se období zatížení a období klidu (Pillai, Vijayan 2012; Vymazal, 2022; Siriwardhana, 2023). Vertikálním podpovrchovým prouděním dolů odpadní voda prosakuje gravitačně skrz filtrační lože a na dně je shromažďována do pasivně provzdušňované drenážní sítě (Kadlec et al., 2000; Brix, Arias, 2005; Pillai, Vijayan 2012; Vymazal, Březinová, 2015). Toto lože bývá obvykle naplněno šterkem nebo pískem (Vymazal, Březinová, 2015). V průběhu volného odtoku čištěných vod dochází k naplnění lože vzduchem (Kadlec et al., 2000; Brix, Arias, 2005; Pillai, Vijayan 2012; Vymazal, Březinová, 2015). Během dalšího přítoku odpadní vody tato kapalina vzduch zachytí a společně s provzdušňováním způsobeným rychlým dávkováním, jež je přiváděno na povrch mokřadu dochází k efektivnímu přenosu kyslíku. Tím je zaručena vysoká hladina kyslíku ve filtru a zároveň je umožněna schopnost nitrifikovat amoniakální dusík (Kadlec et al., 2000; Brix, Arias, 2005). Dle Pillai, Vijayan (2012) má umělý mokřad s vertikálním prouděním výrazně větší kapacitu přenosu kyslíku která má za následek dobrý proces nitrifikace. Část kyslíku bude do rhizosféry přiváděna také i z makrofyty, jež se vyskytuje v umělých mokřadech. Toto množství je ale ve srovnání s dávkovacím zařízením malé (Kadlec et al., 2000). Stejně jako v případě umělých mokřadů s horizontálním podpovrchovým tokem i tyto umělé mokřady bývají nejčastěji osázeny rákosem obecným (*Phragmites australis*) (Vymazal, 2022).

Ve srovnání s umělými mokřady s horizontálním podpovrchovým tokem mají vertikální mokřady menší plochu, tedy zabírají méně půdy (Siriwardhana, 2023; Vymazal, 2008). Čištění tímto systémem je ale náročnější na údržbu a provoz, v důsledku využívání čerpadla, časovače a mechanických i elektrických zařízení (Vymazal, 2008).

Obrázek č. 7: Schéma uspořádání umělého mokřadu s vertikálním podpovrchovým tokem (Brix, Arias, 2005)



Arden, Ma (2018) na základě průzkumu třinácti studií vypracovali tabulku s průměrnými přítoky, odtoky a mírou odstranění znečištění šedé vody v umělých mokřadech s vertikálním podpovrchovým tokem. Výsledky této studie jsou z nalezení v tabulce č. 6.

Tabulka č. 6: Účinnost úpravy šedé vody umělým mokřadem s vertikálním podpovrchovým tokem.

Parametry	Přítok	Odtok	Odstranění
BSK (mg/l)	99	10	85 %
TSS (mg/l)	58	17	71 %
Zákal (NTU)	67	12	77 %
TN (mg/l)	4.9	2.6	46 %
TP (mg/l)	5.2	2.3	55
Totální koliformní (log10)	7	4.2	2.8
<i>E. coli</i> (log10)	4.3	2.1	2
<i>Enterococci</i> (log10)	2.8	0.5	2.3
<i>Clostridia</i> (log10)	3	1	2
<i>P. aeruginosa</i> (log10)	5.6	1.6	4

3.8.2 Zelené střechy

Zelené střechy jsou udržitelnou technologií, jež se využívá pro čištění šedé vody (Nagase, Dunnett, 2011; Whittinghill, Rowe, 2012). Pojem zelená střecha je označení pro střechu, jež částečně či zcela pokryta pěstebním médiem a osázena vegetací (Chang et al., 2011). Tato technologie tedy umožňuje růst vegetace na střechách budov, čímž dojde k efektivnímu nahrazení zelené plochy, jež byla zastavěna budovou (Getter, Rowe, 2006). Kromě čištění má i řadu dalších schopností a výhod, jako je ozelenění městských oblastí, snížení odtoku ze střech budov, stanoviště pro volně žijící ptáky, snížení efektu tepelného ostrova, pěstování potravin, úspora energie a lepší izolační schopnosti (Nagase, Dunnett, 2011; Whittinghill, Rowe, 2012). Během zimních měsíců mohou zelené střechy bránit úniku tepla z budovu díky větší izolační schopnosti. A zároveň během teplých měsíců mohou ochlazovat budovu v důsledku evapotranspirace z rostlin a odpařování vody z půdy (Chang et al., 2011).

Jsou velmi podobné umělým mokřadům. Z tohoto důvodu je lze označit za modifikované podpovrchové umělé mokřady. Zelené střechy se skládají z porézního média, které je osázeno rostoucí vegetací a jímž protéká voda, buď horizontálně nebo vertikálně. Tím dochází k vzájemné interakci všech složek systému, tedy pěstebního substrátu, vegetace a mikroorganismů (Boano et al., 2020; Thomaidi et al., 2022).

Oproti umělým mokřadům zelené střechy používají lehčí materiály. Mezi další rozdíl se řadí hloubka pěstební média, která je mělčí, aby nedocházelo nadměrnému zatížení konstrukce budovy a výběr vegetačního pokryvu by měl mít vyšší estetickou hodnotu, než je tomu u umělých mokřadů (Thomaidi et al., 2022). Konvenční technologie zelených střech se skládá z více vrstev, mezi než se řadí vegetační vrstva, pěstební médium, filtrační tkanina která zabraňuje ztrátě částic půdy a chrání drenážní vrstvu od zanášení, drenážní vrstva jež slouží pro odvádění vody a kořenová bariéra, aby nedošlo k poškození konstrukce stavby (Getter, Rowe, 2006; Berndtsson, 2010; Feitosa, Wilkinson, 2016).

Zelené střechy lze dělit na intenzivní a extenzivní technologie, které se liší se dle užitého rostlinného materiálu a využití plochy střechy (Getter, Rowe, 2006; Berndtsson, 2010; Feitosa, Wilkinson, 2016). Označení intenzivní zelené střechy se používá kvůli tomu, že tuto technologii je nezbytné intenzivně udržovat například ve formě pletí, hnojení a zalévání (Berndtsson, 2010). Jejich estetický vzhled se podobá přírodě v krajině. Rostlinný pokryv může být velmi různorodý, lze využít i stromy a keře. Z tohoto důvodu je žádoucí, aby pěstební médium bylo hlubší než u extenzivních systému, obvykle se udává hloubka větší než 15 cm (Getter, Rowe, 2006). Vyznačují se vysokou schopností zadržovat vodu, až přes 50 %, vysokými náklady a velkou hmotností (Cascone, 2019). Úplným opakem je extenzivní zelená střecha, jejíž údržba je zcela minimální, investiční náklady jsou relativně nízké a jež nemá takové požadavky na hloubku substrátu (Berndtsson, 2010). Hloubka substrátu je obvykle do 15 cm. Vyznačuje se v důsledku mělčí hloubky se jako rostlinný pokryv běžně používají mechy, trávy, byliny a sukulenty, které dokážou přežívat během období sucha (Getter, Rowe, 2006).

Pro pěstební médium se často využívají lehké materiály, které lze dobře odvodnit, tím může být rašelina, perlit, kokosové vlákno, jíl, lávové kameny, zeolit, vermikulit, břidlice a další (Kazemi, Mohorko, 2017). Nicméně za běžný postup Cascone (2019) označuje míšení více materiálů s rozdílnými vlastnosti, v předem určeném poměru tak, aby došlo k vytvoření růstového substrátu. Převážná většina substrátu je složena z minerálních materiálů, jejichž objem se pohybuje v rozmezí od 50 do 90 %. Minerální materiály poskytují pěstebnímu médiu vyšší pórovitost, vyšší odvodňovací kapacitu během nasycení, nižší hustotu a umožňuje snadnější přístup kyslíku ke kořenům. Avšak nezbytnou složkou pěstební média jsou organické složky, jež obsahují živiny důležité pro podporu růstu vegetace. Mezi hojně využívané organické složky se řadí mulč, rašelina a komposty (Cascone, 2019). Pěstební médium obsahující 10% organické hmoty se jeví jako ideální, protože rostliny vykazují stálý růst i bez dodatečné zavlažování (Nagase, Dunnett, 2011).

Thomaidi et al. (2022) zkoumali čištění šedé vody pomocí zelené střechy, která byla modifikována jako vertikální mokřad s podpovrchovým gravitačním prouděním. Výsledky tohoto výzkumu odhalili, že nejlepší kombinace rostlin a substrátů dosahovala lebeda slanomilná (*Atriplex halimus*) a vermikulit s hloubkou substrátu 20 cm. Tato kombinace dokázala odstranit 93 % zákalu, 93 % TSS, 91 % CHSK, 91 % BSK, 52 % TN a 54 % TP.

3.8.3 Zelené stěny

Zelené stěny je relativně nově vznikající udržitelná technologie, která se používá pro úpravu šedé v městských municipalitách (Fowdar et al., 2017; Prodanovic et al., 2020). Zelená stěna je živý ekosystém, který do jisté míry replikuje stejné procesy, jež probíhají v umělých mokřadech (Addo-Bankas et al., 2021). Označení zelená stěna se používá pro vegetaci, která roste přímo na fasádách budov nebo je pěstována v samostatných konstrukčních systémech. Ty mohou být buď samostatně stojící, přilehlé nebo připojené k fasádě (Fowdar et al., 2017). Technologie úpravy šedých vod pomocí zelených stěn má vysoký potenciál pro čištění šedých vod na místě, tedy decentralizovaně a zároveň může pomoci zmírnění nedostatku vody v municipalitách (Prodanovic et al., 2020).

Zelené stěny se v současné době stále více využívají v hustě obydlených metropolitních oblastech. Kromě potenciálního čištění šedých vod nabízí i mnoho dalších výhod, jako jsou: tepelná izolace, ochlazování mikroklimatu okolí budovy, tlumení akustiky, zlepšení kvality vzduchu. Jejich použitím na stěnách budov může vést ke zvýšení hodnoty nemovitosti (Prodanovic et al., 2019).

Důležitou součástí zelených stěn je substrát, který zastává významnou roli při odstraňování znečišťujících látek z šedých vod a také ovlivňuje výkonnost čištění. Je hlavním přispěvatelem při odstraňování dusíku, fosforu a kovů. Proto je volba správného substrátu v technologii zelené stěny klíčovou pro úpravu vod (Addo-Bankas et al., 2021). Pro náplň pěstebního, tedy filtračního média jsou důležité vlastnosti, jako je pórovitost, povrch a náboj, neboť ovlivňují aerobní a anaerobní procesy jež v nich probíhají (Prodanovic et al., 2018). Směs perlitu a kokosového vlákna má nejvyšší potenciál pro účinné odstraňování znečišťujících látek ze šedé vody. Zejména proto se jeví tato kombinace jako optimální pěstební médium s dobrým potenciálem (Prodanovic et al., 2017). Kokosové vlákno má vysokou hustotu, kvůli tomu by mohlo potenciálně docházet ke zhutnění substrátu, což by mohlo vést k ucpávání. Proto se používá v kombinaci s perlitem, jehož přidáním dochází ke zvýšení provzdušnění a hydraulické vodivosti a tím se riziko ucpaní snižuje. Optimální poměr mezi těmito látkami, tedy perlitem a kokosovým vláknem je 1:2. Tento poměr zaručuje vysokou míru odstranění znečišťujících látek z šedých vod (Prodanovic et al., 2018).

Další důležitou složkou jsou rostliny. V systémech zelených střech se využívají popínavé nebo nepopínavé rostliny. Nepopínavé rostliny se typicky používají v modulárních systémech (Addo-Bankas et al., 2021). Prodanovic et al. (2019) ve studii uvádí, že kvalitní odstranění jsou schopny poskytovat tyto rostliny: ostřice (*Carex appressa*), ledviník (*Nephrolepis obliterata*), sasanka japonská 'Praecox' (*Anemone hupehensis 'Praecox'*), modřenec širokolistý (*Muscari latifolium*), lenovník obecný (*Phormium tenax*) a *Myoporum parvifolium* (*Myoporum parvifolium*), které se ukázaly být nejúčinnější pro odstraňování dusíku a fosforu z šedé vody.

Technologie lze kategorizovat do dvou hlavních systémů, tím jsou zelené fasády a živé stěny (Manso, Castro-Gomes, 2015). Pro zelené stěny se využívají různé designy, ale za účelem čištění šedé vody se používají pouze vertikální modulární konstrukce, jejichž základem jsou kontejnery. Využívají se zejména z důvodu jejich lehké povahy a významného množství pěstební média, které je dostupné pro odstranění znečišťujících látek vyskytujících se ve vodách. Náplní kontejnerů jsou lehká filtrační média, jako je směs kokosového vlákna a perlitu a také rostliny (Prodanovic et al., 2019).

Modulární kontejnery lze rozdělit na dva odlišné dílčí návrhy, a to blokový nebo květináčový design. Blokový design je složen z bloku tvořeného jednou jednotkou, která je naplněna pěstebním médiem a osázena více rostlinami. Květináčový design je složen z jednotlivých nádob, jež jsou vyplněny substrátem a obvykle se v nich nachází pouze jedna rostlina. Oba systémy jsou usazeny v nosných konstrukcích. Ty jsou většinou vyrobeny z tvrdého plátu. Blokový a květináčový design používají pro zavlažování systém kapkové závlahy (Prodanovic et al., 2020).

Ve studii provedené autory Prodanovic et al. (2020) byly pro provoz zelených stěn využívané za účelem úpravy šedé vody použity oba druhy modulárních kontejnerů (blokový a květináčový). Pěstební médium se skládalo ze směsi perlitu a kokosového vlákna v poměru 1:2, které bylo osázeno vegetací. K tomu se využila rostlina ostřice (*Carex appresa*). Obě systémy byly schopny odstranit přes 98 % celkových nerozpuštěných látek, 93 % CHSK, 91 % TN, 40 % TP a 86 % *E.coli*.

3.9 Oxid manganu a železa

Oxidy manganu a železa se používají ke zlepšení a zvýšení čistících účinků, zejména v oblasti odstraňování farmak v vod. Technologie, jež jsou založeny na principu využití oxidu manganu a železa lze kategorizovat na základě dvou mechanismů, a těmi jsou: fyzikálně-chemické odstraňování a chemické odstraňování (Liu et al., 2016). Fyzikální a fyzikálně-chemické procesy se sloučeninami železa a manganu, zahrnují procesy, jako je flokulace, koagulace, adsorpce a koprecipitace. V důsledku těchto procesů jsou znečišťující látky imobilizovány interakcí s částicemi železa nebo manganu a následně dochází k jejich sedimentaci. Takovéto technologie se používá k odstranění léčiv z vodné fáze, ovšem nikoli k přeměně nebo degradaci (Liu et al., 2016).

Koagulace a flokulace jsou jednou z nejčastěji používaných technik k dosažení účinné separace pevné látky od kapalina (Wei et al., 2018). Jedná se o dvoufázový proces, jež má za cíl vytvoření větších agregátů, které lze oddělit od roztoku sedimentačním procesem (Ho et al., 2020). Během procesu koagulace dochází k přidání koagulantů s opačným nábojem do vody, což má za následek destabilizaci částic snížením odpudivých sil mezi koloidy (Wei et al., 2018). Flokulačním procesem dochází k vázání destabilizovaných částic dohromady, čímž dochází k vzniku vloček, které lze účinně odstranit sedimentací (Wei et al., 2018; Ho et al., 2020).

Běžně se jako koagulanty a flokulanty používají různé látky, včetně organických polymerů, kovových solí, jako FeCl_3 a $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ a předem hydrolyzovaných kovových solí, jako je polyželeznatý síran (Liu et al., 2016).

Železo, mangan a jejich oxidy jsou efektivní adsorbenty, zvláště ve formě nanočástic o velikosti 10 až 100 nm. Tyto nanočástice mají vysoký specifický povrch, což podporuje účinné odstraňování léčiv. Schopnost léčiv vytvářet komplexy s Fe(III) se liší u každého farmaka, což má za následek selektivní adsorpci. Efektivita adsorpce závisí na podmínkách, jako je pH. Nanočástice Fe, jako je například nulamocné železo (nZVI), jsou účinné adsorbenty léčiv. Dále se používají také magnetická permanentně ohraničená micelová pole (Mag-PCMA), jež obsahují magnetitové jádro uzavřené v porézní vrstvě oxidu křemičitého a také kovovo-organické struktury (MOF). MnO_2 je také účinným adsorbentem pro farmaceutické látky a další znečišťující látky. Adsorpce na MnO_2 probíhá podobně jako u Fe(III) prostřednictvím tvorby povrchových komplexů, které jsou ovlivněny vlastnostmi léčiv (Liu et al., 2016).

Železo a mangan mají klíčovou úlohu jako oxidační a redukční činidla nebo katalyzátory při chemickém odstraňování léčiv. Chemické odstraňování léčiv může probíhat oxidací s pomocí různých oxidačních činidel, jako je Fe(III) , Fe(VI) , Mn(IV) a Mn(VII) , nebo redukcí s využitím redukčních činidel, například nZVI. Vedle běžných oxidačních procesů jsou pro odstraňování léčiv využívány pokročilé oxidační procesy (AOP), jako je Fentonova reakce, fotolýza a ozonizace. V těchto procesech se druhy železa a manganu podílejí jako katalyzátory při vytváření volných radikálů, jako jsou hydroxylové a sulfátové radikály, které slouží jako silné oxidanty k rozkladu organických sloučenin (Liu et al., 2016).

Železo se ve formě Fe(III) , Fe(V) a Fe(VI) používá pro oxidační procesy odstraňování léčiv, zejména ve vodním prostředí. Ferrátové sloučeniny (Fe(V) , Fe(VI)) jsou schopny reagovat s léčivy obsahujícími elektronově bohaté struktury, což vede k tvorbě netoxických vedlejších produktů a železa (Fe(III)). Tato schopnost interakce je důležitá z hlediska bezpečnosti a účinnosti procesu odstraňování. Takového sloučeniny mají vyšší standardní redoxní potenciál v kyselém pH, přibližně 4-5 než při neutrálním pH (7). Mangan (Mn) v oxidačních stavech Mn(VII) a Mn(IV) představuje další klíčový prvek v procesu odstraňování léčiv a znečišťujících látek ve vodním prostředí a odpadních vodách. Jejich efektivita je především dána vysokým standardním redoxním potenciálem. Manganistan (MnO_4^-) se ukazuje jako účinný při odstraňování léčiv a mikropolutantů obsahujících elektronově bohaté struktury. Dále, Mn(VII) je efektivní při oxidaci nesteroidních protizánětlivých léků, což naznačuje jeho potenciál v procesu čištění vody. Mangan v oxidačním stavu Mn(IV) je rovněž významným aktérem v odstraňování léčiv. Jeho vyšší oxidační potenciál ve srovnání s Fe(III) mu poskytuje výhodu při účinnějším odstraňování určitých léčiv, jako jsou karbamazepin, sulfamethazin a diklofenak. Účinnost tohoto procesu závisí na pH prostředí, přičemž je nejvíce efektivní při pH nižším než 6 (Liu et al., 2016).

Železo a mangan se také používají jako katalyzátory. Fe(II) a peroxid vodíku v klasickém Fentonově činidle generují hydroxylové radikály, které účinně oxidují léčiva. Vysoká účinnost odstraňování léčiv byla pozorována v oxidacích systémech Fe/H₂O₂. Kromě toho mohou jiné druhy Fe, jako je nZVI, fungovat jako katalyzátory ve Fentonově reakci. Systémy foto/Fe/H₂O₂, elektro/Fe/H₂O₂ a sono/Fe/H₂O₂ jsou účinné při odstraňování léčiv. Persulfát aktivovaný různými druhy Fe může také účinně odstraňovat léčiva, stejně jako ozonizace podporovaná katalyticky aktivními druhy Fe. Mn se také uplatňuje jako katalyzátor při odstraňování léčiv pomocí ozonizace. Tento proces se vyznačuje vysokou účinností odstraňování léčiv, zejména při použití různých katalyticky aktivních forem oxidu manganu (Liu et al., 2016).

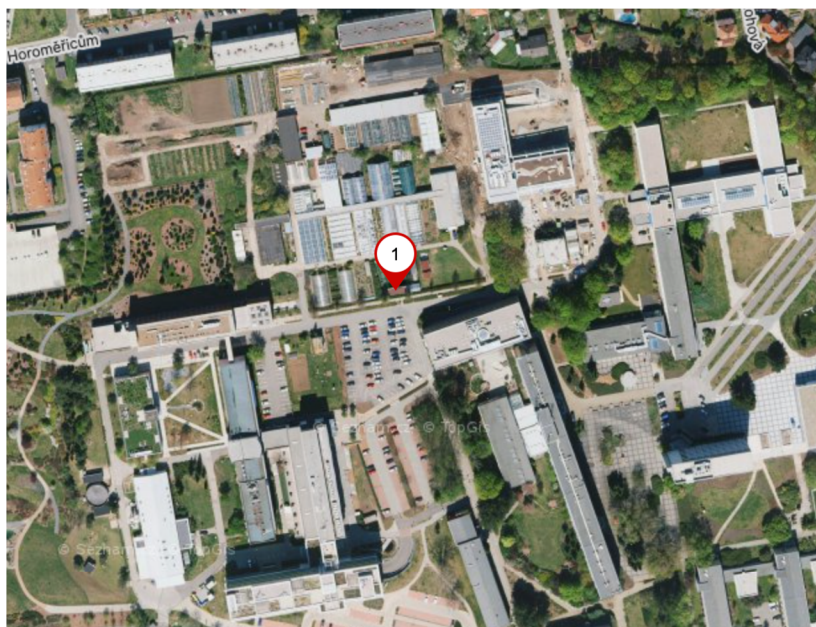
Chemická redukce často slouží k odstranění nebezpečných látek, včetně dusičnanů a těžkých kovů. Nicméně, použití této metody k odstraňování farmaceutických látek zatím nebylo dostatečně prozkoumáno. Během chemické redukce léčiva přijímají elektrony od jiných chemických sloučenin. Například nZVI (nanoměřítko nulamocného železa) může redukovat farmaceutické látky a tím oxidovat železo. Tento proces může probíhat samostatně nebo ve spojení s dalšími metodami odstraňování, jako je adsorpce (Liu et al., 2016).

4. Metodika

4.1. Charakteristika studijního území

Experiment byl realizován v Hlavním městě Praze, v městské části Praha - Suchdol, kde se nachází kampus České zemědělské univerzity v Praze. Průběh experimentu se odehrával na pozemcích, které spadají pod Fakultu životního prostředí, konkrétně na zahradě Demonstračních biotopů. Geografická poloha této zahrady je graficky zaznamenána na příslušném obrázku č. 8. Tato lokalita je vybavena konstrukcí kolon umělých mokřadů s vertikálním podpovrchovým tokem, které byly využívány v rámci experimentu. Zařízení slouží k simulaci přirozených procesů čištění vody a jsou klíčové pro studium udržitelných metod ochrany životního prostředí.

Obrázek č. 7: Geografická poloha zahrady, na které probíhal pilotní experiment (mapy.cz)



4.2. Experimentální nastavení

Experimentální průběh byl koncipován na období osmi týdnů, od 4. října do 23. listopadu 2023. Toto časové rozmezí bylo pečlivě zvoleno s cílem dosáhnout optimálních podmínek pro účinné monitorování a vyhodnocení procesu čištění šedé vody, minimalizujícího případné zkreslení výsledků. Experimentální systémy pro čištění šedé vody byla realizována pomocí umělých mokřadů s vertikálním podpovrchovým tokem dolů (gravitačně). Tato implementace se liší od tradičních umělých mokřadů, jelikož se jedná o konstrukci s dvanácti kolonami, připojenými k nosné konstrukci. Jednotlivé kolony byly naplněny různými filtračními médii určenými k eliminaci znečištění šedé vody. Specifikace jednotlivých kolon jsou detailně uvedeny v tabulce č. 7. Každým filtračním médiem byly vyplněny čtyři kolony, přičemž dvě z nich byly dále osázeny makrofytem. Pro vegetaci byl vybrán kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*). Součástí konstrukce je zařízení pro regulaci průtoku vody do umělých mokřadů, které pracuje plně automaticky a je připojeno k železné konstrukci. Vedle této konstrukce je umístěna nádrž o objemu 120 litrů, určená pro šedou vodu, z níž byla čerpána voda pro experimentální účely.

Tabulka č. 7: Druhy filtračních médií a jejich označení

Název	Přítomnost rostlin	Druh materiálu
P+R	Ano	Písek
P-R	Ne	
Fe+R	Ano	Hydroxid železitý
Fe-R	Ne	
Mn+R	Ano	Oxid manganu
Mn-R	Ne	

P+R = písek s vegetací, P-R = písek bez vegetace, Fe+R = hydroxid železitý s vegetací, Fe-R = hydroxid železitý bez vegetace, Mn+R = oxid manganu s vegetací, Mn-R = oxid manganu bez vegetace

4.2.1 Filtrační materiály

Umělé mokřady (kolony) byly naplněny pískem, hydroxidem železitým (GEH®) a oxidem manganu, přičemž filtrační médium dosahovalo výšky 70 cm. V každé koloně byl použit písek, který byl vyplněn do výšky 50 cm, avšak kolony vyplněné pouze pískem byly zcela naplněny tímto materiálem. Horní část filtračního média o výšce 20 cm byla tvořena buď hydroxidem železitým nebo oxidem manganu, přičemž tyto látky byly v každé koloně smíchány s pískem v poměru 1:1.

GEH® je synteticky vyráběný granulovaný hydroxid železitý, které se používá více než 20 let ve světě pro úpravu pitné vody za účelem selektivního odstranění arsenu (Banerjee et al., 2008; Hering et al., 2017). Adsorpční materiál má vysokou pórovitost a vysoký specifický povrch přibližně 300 m²/g (metoda BET). Rozsah velikosti zrn se pohybuje od 0,2 do 2 mm (GEH Wasserchemie, 2021). Kvalita produktu splňuje specifikace evropské normy EN 15029:2012 (Bahr et al., 2022).

Zdroj oxid manganu, který se používal jako filtrační médium v experimentu byla přírodní pyrolusitová ruda MnOx (G-1 active medium™; 0,5-1,2 mm; max. obsah Mn >50 % hmotn.), jež byla získána od Ecopol Sp. z o.o. (Polsko) (Sochacki et al., 2021).

4.3 Proces výroby syntetické šedé vody

V experimentu byla použita synteticky vytvořená šedá voda, jež sloužila jako přítok do jednotlivých kolon. Tento přítok byl připravován tak, aby v co největší míře imitoval skutečnou šedou vodu. Podrobný soupis látek a jejich hmotnost je uveden v tabulce č. 8.

Syntetická šedá voda se vytvářela v budově Mezifakultního centra environmentálních věd II, v Laboratoři kovů. Poté co byly zmíněné látky v tabulce č. 8 naváženy došlo k jejich promísení. Jedinou výjimkou byl glycerin, který se pomíchal sám. To bylo učiněno, aby se předešlo jeho vysrážení. Obě namíchané směsi, tedy všechny látky a glycerin byly finálně propojeny až v nádrži určené na přítok, jež má obsah 120 litrů. Poté dochází k přidání mikropolutantů. Mikropolutanty byly přidávané jako zásobní roztok v deionizované vodě nebo v methanolu. Seznam mikropolutantů, včetně koncentrací je uveden v tabulka č. 9.

Tabulka č. 8: Seznam látek a hmotnosti pro výrobu syntetické šedé vody

Látky	Sumární vzorce	Množství (g)
Dihydrogenfosforečnan draselný	KH ₂ PO ₄	2,62
Glycerin	C ₃ H ₈ O ₃	4,86
Fluorid amonný	NH ₄ F	0,11
Pentahydrát síranu měďnatého	CuSO ₄ *5H ₂ O	0,1
Kyselina boritá	H ₃ BO ₃	0,68
Hydrogenuhličitan sodný	NaHCO ₃	18
Heptahydrát síranu zinečnatého	ZnSO ₄ *7H ₂ O	0,108
Hexahydrát síranu nikelnatého	NiSO ₄ *6H ₂ O	0,108

Tabulka č. 9: Seznam použitých mikropolutantů a jejich koncentrace

Název	Koncentrace (µg/L)
Flukonazol	10
Sulfamethoxazol	10
Diklofenak	50
Fipronil	50
Ketoprofen	50
Klimbazol	50
Bisfenol S	50
Metoprolol	10
Benzotriazol	50
5-methylbenzotriazol	50
Acesulfam	50
Acetaminofen	50
Kofein	50
Cyklamát	50
DEET	50
Ibuprofen	50
Oxybenzon	10
Sacharin	50
Furosemid	10
Metformin	10
Hydrochlorothiazid	10
o-desmethylvenlafaxin	10
Triklosan	10
Methylparaben	50
Gemfibrozil	10
Chloramfenikol	10

4.4. Proces zpracování vzorků

4.4.1 Odběr a přeúprava

Vzorky byly odebírány z umělých mokřadů s použitím systematického vzorkování. Odběr odtoku z mokřadů probíhal jednou týdně, přičemž během každého odběru bylo odebráno celkem dvanáct vzorků, z nichž jeden byl získán z každého mokřadního sloupce. Tyto vzorky byly následně podrobeny zpracování a dílčímu vyhodnocení.

Vzorky odpadních vod byly před analýzou standardních parametrů filtrovány pomocí 0,22 µm polyethersulfonových injekčních filtrů od Rotilabo (Carl Roth, Česká republika).

4.4.2 Analýza vzorků

Pro analýzu aniontů (fluoridů, chloridů, dusitanů, dusičnanů, síranů a fosforečnanů) byl použit iontový chromatograf 883 Basic IC Plus Metrohm. Kolona použitá pro separaci aniontů byla Metrosep A Supp 5, 15 cm x 4 mm I.D., velikost částic 5 μm (Metrohm 6.1006.520), s mobilní fází složenou z 3,2 mM uhličitanu sodného a 1,0 mM hydrogenuhličitanu sodného při průtoku rychlost 0,7 ml/min; a injekční objem byl 20 μl . Analyzátor celkového organického uhlíku/celkového dusíku FormacsHT (Skalar) byl použit pro analýzu rozpuštěného uhlíku (DC), DOC, rozpuštěného anorganického uhlíku (DIC) a celkového dusíku (TN). Koncentrace amonného dusíku (N-NH₄) byla stanovena fotometricky pomocí metody indofenolové modři a měřením absorbance pomocí spektrometru Cary 60 UV-Vis (Agilent). pH odpadní vody bylo měřeno pomocí WTW pH-metru 3630 IDS s elektrodou IDS pH Electrode SenTix® 940. Vodivost byla měřena pomocí WTW konduktometru Cond 7110 s elektrodou Tetra Con 325. Byla provedena analýza prvků ve filtrovaných vzorcích pomocí indukčně vázané plazmové optické emisní spektrometrie (ICP-OES, Agilent Technologies 730 Series). Před analýzou byl vzorek okyselen (upraveno na pH <2 pomocí kyseliny dusičné Suprapur® od Merck).

Analýza organických mikropolutantů

SPE clean-up – předúprava vzorků, extrakce pevné fáze

Čištění vzorků vody bylo provedeno pomocí SPE s kazetami Oasis Prime HLB (200 mg, 6 ml) od Waters (Milford, MA, USA). Po nanesení vzorku (20 ml) byly patrony promyty 2 ml vody a dále eluovány 2,5 ml methanolu a 2,5 ml MeOH:H₂O s 0,1 % kyselinou mravenčí a 2,5 ml MeOH:H₂O s 0,1 % hydroxidem amonným. Eluáty byly analyzovány pomocí LC-MS/MS.

LC-MS/MS analýza

Separace byla provedena pomocí systému Agilent 1290 Infinity II UHPLC (Agilent Technologies). Chromatografické separace bylo dosaženo použitím analytického přístroje Luna Omega PS C18 kolona 2,1 x 100 mm, velikost částic 3 μm od Phenomenex při průtoku 0,3 ml/min. Mobilní fáze sestávaly z (A) H₂O s 0,5 mM NH₄F + 0,01 % HCOOH a (B) acetonitril + methanol (1:1). Gradient byl 98,5 % A v 0 min, 0 % A v 7 min až 8 min, 98,5 % A v 8,1 min. Doba postu byla 2,9 minuty s 98,5 % A a doba zastavení 11 minut. HPLC systém byl spojen s hmotnostním spektrometrem Agilent G6495A Triple Quadrupole vybaveným ionizačním zdrojem Agilent Jet Stream s elektrosprejem. Pro sběr dat byl použit software Agilent MassHunter Acquisition a pro analýzu dat software Agilent MassHunter Workstation.

5. Výsledky práce

5.1 Účinnost čištění šedé vody

5.1.1 Standardní kontaminanty

V tabulce č. 10 jsou uvedeny standardní parametry, které byly v průběhu experimentu měřeny. Do standardních sledovaných parametrů byly zahrnuty i železo a mangan, neboť jsou součástí filtračních médií.

Tabulka č. 10: Výsledky účinnosti čištění standardních parametrů šedé vody umělými vertikálními mokřady s různými filtračními médii, aritmetický průměr + směrodatná odchylka (účinnost odstranění, %)

Parametry	Přítok	Odtok					
		Fe-R	Fe+R	P-R	P+R	Mn-R	Mn+R
TOC (mg/l)	18,65±9,92	0,46±0,63 (97,5 %)	1,09± 0,8 (94,1 %)	4,81±0,91 (74,2 %)	5,01±0,83 (73,1 %)	2,58±0,85 (86,2 %)	2,46±0,60 (86,8 %)
IC (mg/l)	48,20±9,32	ND	ND	9,66±5,39 (80 %)	10,84±7,49 (77,5 %)	0,23±0,34 (99,5 %)	0,14±0,20 (99,7 %)
TN (mg/l)	26,69±3,89	21,38±2,12 (19,9 %)	26,03±1,47 (2,5 %)	23,73±1,48 (11,1 %)	21,28±0,98 (20,3 %)	25,29±2,26 (5,5 %)	23,17±0,71 (13,2 %)
F ⁻ (mg/l)	0,59±0,02	0,03±0,01 (94,5 %)	0,02±0,01 (97 %)	0,70±0,24 (-18,6 %)	0,77±0,22 (-29,5 %)	0,04±0,01 (92,7 %)	0,07±0,06 (88,2 %)
Cl ⁻ (mg/l)	84,81±1,15	142,31±3,39 (-67,8 %)	125,08±4,49 (-47,5 %)	80,29±10,02 (5,3 %)	87,34±1,08 (-3 %)	86,97±1,13 (-2,5 %)	87,69±0,79 (-3,4 %)
N-NO ₂ (mg/l)	0,151±0,212	0,884±0,958	0,014±0,005	0,052±0,032	0,084±0,075	0,034±0,019	0,027±0,020
N-NO ₃ (mg/l)	16,65±11,94	74,81±12,02	100,39±4,87	89,59±13,87	88,82±2,99	102,59±6,96	96,24±2,44
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	15,81±0,97	0,06±0,01 (99,7 %)	0,05±0,01 (99,7 %)	12,23±2,43 (22,6 %)	11,32±1,88 (28,4 %)	0,05±0,01 (99,7 %)	0,08±0,05 (99,5 %)
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	38,97±9,20	0,60±0,23 (98,5 %)	0,52±0,11 (98,7 %)	41,69±5,20 (-7 %)	45,51±0,99 (-16,8 %)	57,68±3,98 (-48 %)	55,34±10,28 (-42 %)
N-NH ₄ (mg/l)	23,61±2,50	3,65±1,69 (84,6 %)	1,71±1,24 (92,8 %)	0,88±0,96 (96,3 %)	0,29±0,18 (98,8 %)	0,65±0,27 (97,2 %)	0,60±0,61(9 7,5 %)
pH	7,8±0,2	5,5±0,4	6,5±0,1	7,5±0,4	7,5±0,4	7,0±0,2	7,0±0,1
Konduktivita (μS/cm)	918,6±111,0 4	806,5±50,25	724,1±27,86	690,4±68,7	713±50,38	673,56±17,6	664,7±14,4
Fe (mg/l)	0,04±0,04	0,03±0,02 (37,3 %)	0,07±0,1 (-52,1 %)	0,03±0,02 (28 %)	0,04±0,04 (6,1 %)	0,02±0,01 (54,7 %)	0,03±0,04 (28 %)
Mn (mg/l)	0,03±0,02	0,76±0,56 (-2395,7 %)	0,37±0,21 (-1097,4 %)	0,20±0,25 (-538,5 %)	0,22±0,17 (-280,5 %)	0,12±0,08 (-289 %)	0,08±0,04 (-173 %)

Fe-R = hydroxid železitý bez vegetace, Fe+R = hydroxid železitý s vegetací, P-R = písek bez vegetace, P+R = písek s vegetací, Mn-R = oxid manganu bez vegetace, Mn+R = oxid manganu s vegetací, ND = nižší než byla hranice detekce

Nejvyššího odstranění celkového organického uhlíku (TOC) bylo dosaženo v kolonách, jež byly vyplněny hydroxidem železitým. Toto odstranění dosahovalo hodnoty 97,5 % a 94,1 % pro kolony Fe-R a Fe+R, v tomto pořadí. Tedy přidáním hydroxidu železitého došlo ke zlepšení účinnosti čištění. Ke zlepšení docházelo i v kolonách s oxidem manganu, ovšem ne v tak velké míře.

Kolony ve kterých byl přidán hydroxid železitý a oxid manganu dosahovaly výborných hodnot čištění anorganického uhlíku (IC). Zejména Fe-R a Fe+R dosahoval takové míry odstranění, že hodnota z odtoku byla pod hranicí detekce. Kolony s příměsí oxidu manganu také dosahovaly výborných hodnot odstranění, přes 99 % anorganického uhlíku.

Celkový dusík (TN) se z kolon neodstraňoval v tak velké míře. Nejlepších výsledků dosahovala kolona P+R, která byla schopna odstraňovat 20,3 % celkového dusíku z přítoku. Nejnížší míru odstranění celkového dusíku produkovaly kolony Fe+R, jež byly schopny odstranit pouze 2,5 % celkového dusíku.

Fluoridy (F^-) se v kolonách vyplněných pouze pískem (P-R, P+R) neodstraňovaly vůbec, naopak je zřejmé, že došlo k jejich nárůstu na odtoku z umělých mokřadů. Tento nárůst byl větší u kolon P+R, konkrétně o 29,5 %. Úplným opakem je to v případě kolon s hydroxidem železitým a oxidem manganu. Na odtoku z těchto kolon bylo odstraňování velmi dobré, přes 88 %. Nejvyšší míry odstranění fluoridů bylo dosaženo v koloně Fe+R, a to 97 %.

V případě chloridů (Cl^-) docházelo k lehkému odstranění pouze v koloně P-R. Toto odstranění bylo pouze 5,3 %. U všech ostatní kolon došlo k přírůstu chloridů na odtoku z umělých mokřadů. K nejvyššímu přírůstku, a to o 67,8 % docházelo v koloně Fe-R.

V kolonách, ve kterých se vyskytoval pouze písek bylo odstranění fosforečnanů (PO_4^{3-}) nízké, 22,6 % pro P-R a 28,4 % pro P+R. Oproti tomu kolony ve kterých byl přidán hydroxid železitý (Fe-R, Fe+R) a oxid manganu (Mn-R, Mn+R) vykazovaly výbornou míru odstranění přes 99,5 %.

K odstraňování síranů (SO_4^{2-}) docházelo pouze v kolonách, jejichž filtrační médium obsahovalo hydroxid železitý (Fe-R, Fe+R). Výkon odstraňování v těchto kolonách dosahoval velmi dobrých hodnot, přes 99 %. U zbylých kolon, tedy písku (P-R, P+R) a oxidu manganu (Mn-R, Mn+R) došlo nárůstu hodnot síranů na odtoku. K nejvyššímu nárůstu síranů docházelo v kolonách Mn-R, s průměrným nárůstem 48 %.

Amoniak ($N-NH_4$) se nejlépe odstraňoval (nitrifikoval) v kolonách P+R, v nichž dosahovalo odstranění hodnot 98,8 %. Kolony vyplněné oxidem manganu (Mn-R, Mn+R), byly schopni odstranit přes 97 %. Nejnížší míry, 84,6 % odstranění dosahovaly kolony Fe-R. V těchto kolonách (Fe-R a Fe+R) došlo ke zhoršení oproti kolonám vyplněných pouze pískem.

Ve všech kolonách došlo ke snížení pH oproti přítoku. K největší změně došlo v koloně Fe-R. Z původního pH 7,8 na přítoku, z této kolony odtékala šedá voda s průměrným pH 5,5, tedy kyselým. Odtok z obou kolon, v nichž byl přimíchán oxid manganu (Mn-R, Mn+R) měl pH neutrální (7).

K největšímu snížení elektrické vodivosti (konduktivita) došlo v kolonách vyplněných oxidem manganu (Mn-R, Mn+R). Naopak ke zvýšení elektrické vodivosti došlo v kolonách vyplněných hydroxidem železa (Fe-R, Fe+R).

Nejlépe se železo (Fe) odstraňovalo v kolonách Fe-R, průměrně o 54,7 %. Úplným opak byl odtok z vertikálního umělého mokřadu Fe+R. V odtoku z této kolony došlo k nárůstu železa, průměrně o 52,1 %.

V případě manganu (Mn) došlo ve všech kolonách pouze k nárůstu. Nejvyšší nárůst manganu byl zjištěn v odtoku z kolony Fe-R. Tento nárůst byl v průměru vyšší o 2395,7 % než tomu bylo v přítoku. K nejmenšímu nárůstu docházelo v odtoku šedé vody z kolony Mn+R, a to o 173 %.

5.1.2 Bor, měď, nikl a zinek

V tabulce č. 11 jsou uvedeny parametry, jmenovitě bor, měď, nikl a zinek, které byly v průběhu experimentu měřeny.

Tabulka č. 11: Výsledky účinnosti čištění kovů a dalších prvků z šedé vody umělými vertikálními mokřady s různými filtračními médii

Parametry	Přítok	Odtok					
		Fe-R	Fe+R	P-R	P+R	Mn-R	Mn+R
B (mg/l)	0,98±0,02	0,64±0,078 (35,1 %)	0,76±0,07 (23,2 %)	0,98±0,03 (0,4 %)	0,99±0,023 (-0,7 %)	0,93±0,05 (5,5 %)	0,95±0,04 (4 %)
Cu (mg/l)	0,09±0,06	0,003±0,00 1(97,1 %)	0,001±0,00 04 (98,6%)	0,003±0,00 1(96,3 %)	0,003±0,00 1(96,1 %)	0,003±0,00 1(96,6 %)	0,001±0,00 1 (98,5 %)
Ni (mg/l)	0,201±0,00 6	0,106±0,00 3 (47,3 %)	0,050±0,00 6 (75,2 %)	0,031±0,01 3 (84,6 %)	0,033±0,01 2 (83,7 %)	0,011±0,00 5 (94,7 %)	0,005±0,00 1 (97,7 %)
Zn (mg/l)	0,255±0,03 2	0,012±0,00 4 (95,4 %)	0,003±0,00 2 (99 %)	0,002±0,00 2 (99,2 %)	0,001±0,00 2 (99,5 %)	0,103±0,10 2 (59,6 %)	0,001±0,00 1 (99,7 %)

Fe-R = hydroxid železitý bez vegetace, Fe+R = hydroxid železitý s vegetací, P-R = písek bez vegetace, P+R = písek s vegetací, Mn-R = oxid manganu bez vegetace, Mn+R = oxid manganu s vegetací

Bor se ve vertikálních umělých mokřadech s různými filtračními médii odstraňoval pouze velmi omezeně. K nejvyššímu odstranění docházelo v koloně Fe-R, konkrétně 35,1 %. U filtračního média P+R dokonce došlo k mírnému nárůstu množství borů na odtoku z kolon.

Odstranění mědi z šedé vody bylo velmi dobré ve všech druzích filtračních médií, přes 96 % (Tabulka č. 11). Avšak nejvyšší míry odstranění dosahovaly kolony Fe+R, jež byly schopny odstraňovat 98,6 % mědi. Z výsledků je patrné že přidáním hydroxidu železitého a oxidu manganu v jednotlivých kolonách nemělo významný vliv na účinnost čištění šedé vody.

Nikl se nejlépe odstraňoval v umělých mokřadech s filtračním materiálem obsahující oxid manganu. Toto odstranění dosahovalo hodnot 97,7 % pro Mn+R a 94,7 % pro Mn-R. Nejhorší míra odstranění probíhala v kolonách Fe-R, pouze 47,3 %. I v případě kolony Fe+R bylo odstranění menší než kolonách P-R a P+R.

V případě odstranění zinku z šedé vody, byla tato míra odstranění velmi vysoká. K nejvyššímu odstranění došlo u kolon Mn+R, a to 99,7 %. Úplným opakem byla naopak kolona Mn-R, jež byla schopna odstraňovat pouze 59,6 %. U zbylých kolon (Fe-R, Fe+R, P-R, P+R) bylo odstranění zinku v rozmezí 95,4-99,5 %.

5.1.3 Mikropolutanty

Výsledky odstranění sledovaných mikropolutantů jsou uvedeny v tabulce č. 12.

Tabulka č. 12: Výsledky účinnosti čištění mikropolutantů z šedé vody umělými vertikálními mokřady s různými filtračními médii.

Název	Odtok					
	Fe-R	Fe+R	P-R	P+R	Mn-R	Mn+R
Acetaminofen (µg/l)	96 %	96 %	93 %	93 %	96 %	96 %
Bisfenol S (BPS) (µg/l)	99 %	99 %	21 %	42 %	25 %	44 %
Kofein (µg/l)	97 %	98 %	97 %	97 %	97 %	97 %
Diklofenak (µg/l)	99 %	84 %	-6 %	-15 %	93 %	98 %
Flukonazol (µg/l)	14 %	10 %	6 %	6 %	4 %	6 %
Furosemid (µg/l)	94 %	94 %	31 %	39 %	89 %	94 %
Gemfibrozil (µg/l)	85 %	80 %	18 %	17 %	30 %	63 %
Hydrochlorothiazid (µg/l)	40 %	6 %	8 %	2 %	32 %	35 %
Ibuprofen (µg/l)	99 %	99 %	79 %	78 %	92 %	96 %
Ketoprofen (µg/l)	99 %	92 %	28 %	33 %	34 %	44 %
Metformin (µg/l)	96 %	96 %	93 %	92 %	96 %	96 %
Metoprolol (µg/l)	68 %	76 %	59 %	69 %	68 %	83 %
o-desmethylvenlafaxin (µg/l)	91 %	91 %	91 %	91 %	91 %	91 %
Sulfamethoxazol (µg/l)	96 %	45 %	42 %	46 %	49 %	63 %
Cyklamát (µg/l)	99 %	55 %	70 %	46 %	38 %	40 %
Acesulfam (µg/l)	75 %	13 %	8 %	4 %	9 %	9 %
Sacharin (µg/l)	96 %	89 %	71 %	66 %	23 %	36 %
Oxybenzon (µg/l)	83 %	83 %	83 %	83 %	83 %	83 %
Diethyltoluamid (DEET) (µg/l)	44 %	69 %	99 %	99 %	79 %	92 %
Methylparaben (µg/l)	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %
Triklosan (µg/l)	87 %	87 %	87 %	87 %	87 %	87 %
5-methylbenzotriazol(µg/l)	Analyzováno, nedetekováno					
Benzotriazol (µg/l)						
Klimbazol (µg/l)	Degradace/sorpce v přítoku					
Chloramfenikol (µg/l)	Degradace/sorpce v přítoku					
Sukralóza (µg/l)	Neanalyzováno					
Fipronil (µg/l)	Degradace/sorpce v přítoku					
Celkem	84 %	74 %	56 %	56 %	63 %	69 %

Fe-R = hydroxid železitý bez vegetace, Fe+R = hydroxid železitý s vegetací, P-R = písek bez vegetace, P+R = písek s vegetací, Mn-R = oxid manganu bez vegetace, Mn+R = oxid manganu s vegetací

Z tabulky č. 12 je patrné, že některé mikropolutanty se z šedé vody odstraňovaly velmi dobře, mezi ně se řadí acetaminofen (93-96 %), kofein (97-98 %), metformin (92-96 %), o-desmethylvenlafaxin (91%), methylparaben (99 %), triklosan (87 %) a oxybenzonu (83%). Maximální procentuální rozpětí u těchto mikropolutantů jsou 4%. Z tabulek č. 13 a 14 je patrné, že na jejich odstraňování neměl téměř žádný vliv druh použitého filtračního média, ani zda byla, či nebyla použita vegetace.

Mikropolutanty, jako jsou: diklofenak, furosemid a ibuprofen se velmi dobře odstraňovali jak v kolonách s příměsí hydroxidu železitého (Fe-R, Fe+R), tak i s příměsí oxidu manganu (Mn-R, Mn+R). Diklofenak se v kolonách s hydroxidem železitým odstraňoval takto: Fe-R = 99 %, Fe+R = 84 %. Kolony, jejichž filtrační médium obsahovalo příměs oxidu manganu byly schopny takto odstraňovat diklofenak takto: Mn-R = 93 %, Mn+R = 98 %. Velmi kvalitní odtok z umělých mokřadů poskytovaly kolony Fe-R, FE+R a Mn+R, jež byly schopny odstranit 94 % furosemidu z šedé vody. I kolona Mn-R dosahovala dobrých výsledků (89 %). Ibuprofen se nejlépe odstraňoval v kolonách s hydroxidem železitým (Fe-R, Fe+R), ve kterých jeho odstranění dosahovalo hodnot 99%. Velmi kvalitní odtok byly schopny také produkovat kolony s příměsí oxidu manganu, a sice, 92 % z Mn-R a 96% z Mn+R.

Kolony obsahující hydroxid železitý byly schopny dosahovat velmi vysokého stupně odstranění pro mikropolutanty, jako je bisfenol S, ketoprofen, sacharin a gemfibrozil. Kolony Fe-R a Fe+R byly schopny odstranit 99 % bifenuolu S z šedé vody. Ketoprofen dosahoval 99 % účinnosti odstraňování v kolonách Fe-R a 91 % v kolonách s Fe+R. Sacharin byl odstraňován s účinností 96 % v kolonách Fe-R a 89 % v kolonách s Fe+R. Odstranění gemfibrozilu bylo 85% v kolonách Fe-R a 80 % v kolonách Fe+R.

V kolonách s příměsí hydroxidu železitého se také dobře odstraňoval sulfamethoxazol, cyklamát, acesulfam, ovšem pouze v kolonách, které nebyly osázeny vegetací, tedy Fe-R. Z tabulky č. 13 je patrné, že v případě těchto mikropolutantů, došlo vlivem použití vegetace v kolonách ke zhoršení čistících schopností umělých mokřadů. Kolona Fe-R byla schopna odstranit 96 % sulfamethoxazolu, zatímco kolona s vegetací (Fe+R) odstranila pouze 45 %. V případě cyklamátu, byla kolona (Fe-R) schopna odstranit 99 % a kolona s vegetací (Fe+R) 55 %. Také odstranění acesulfamu bylo lepší v kolonách bez vegetace (Fe-R), jež byly schopny odstranit 75 %, zatímco kolony Fe+R odstranily pouze 13 %. Obdobným případem je také hydrochlorothiazid. Jeho odstranění také dosahovalo nejlepších hodnot v kolonách Fe-R, avšak toto odstranění bylo pouze 40 %.

Diethyltoluamid (DEET) byl jediným sledovaným mikropolutantem, který se odstraňoval v kolonách s pískem, s/bez vegetace (P-R, P+R) lépe, než v kolonách s příměsí hydroxidu železitého a oxidu manganu. V kolonách s pískem (P-R, P+R) se odstranilo 99 %. Z tabulky je patrné, že nejhorší odstraňující schopnosti poskytovaly kolony s hydroxidem železitým, jež byly schopny odstranit 44 % v Fe-R a 69 % v Fe+R.

Flukonazol je jediným mikropolutantem, u kterého lze pozorovat velmi malou míru odstranění a minimálními rozdíly mezi testovanými filtračními médii s a bez vegetace. Kolony naplněné pískem byly schopny odstranit 6 % flukonazolu, zatímco kolony Fe-R, které dosahovaly nejvyšší míry odstranění byly schopny odstranit 14 %. Kolony Mn-R dokonce vykazovaly pouze 4 % účinnost odstranění.

Zvláštností metoprololu je, že jak filtrační médium s hydroxidem železitým, tak oxidem manganu pomohly stejnou mírou k jeho čištění z šedé vody, a to konkrétně o 10 % (tabulka č. 14). V tabulce č. 13 je patrné, že i vegetace, dokonce ve všech filtračních médiích, tedy písek, hydroxid železitý a oxid manganu pomohla ke zvýšení čistících účinků. Nejlepších účinků odstraňování metoprololu dosahovaly kolony Mn+R, průměrně 83 %.

Výsledky účinnosti čištění mikropolutantů benzotriazol, 5-metylbenzotriazol, klímbazol, chloramfenikol, sukralóza a fipronil se v tabulce nevyskytují, protože v odtoku z kolon umělých mokřadů nebyly detekovány.

Celkový vliv na odstranění mikropolutantů v kolonách s hydroxidem železitým, oxidem manganu a pískem nabízí zcela rozdílné výsledky. Toto celkové odstranění bylo vypočteno jako průměr zlepšení, či zhoršení jednotlivých mikropolutantů. Dle těchto celkových průměrů lze tvrdit, že kolony, jež obsahovaly hydroxid železitý a nebyly osázeny vegetací (Fe-R) nabízely nejlepší podmínky pro odstranění zkoumaných mikropolutantů. V těchto kolonách došlo v průměru k odstranění mikropolutantů z 84 %. Naopak nejhorší výsledky poskytovaly kolony s pískem (P-R, P+R), jež byly schopny odstranit 56 %.

V tabulce č. 13 je porovnán vliv rostlin v kolonách s různými filtračními médii. Porovnání je vždy mezi kolonou bez vegetace a s vegetací stejného druhu filtračního média.

Tabulka č. 13: Vliv rostlin na odstranění mikropolutantů

Název	Vliv rostlin		
	P	Fe	Mn
Acesulfam (ug/l)	-4 %	-62 %	0 %
Acetaminofen (ug/l)	0 %	0 %	0 %
Bisfenol S (ug/l)	21 %	0 %	19 %
Kofein (ug/l)	0 %	0 %	0 %
Cyklamát (ug/l)	-24 %	-44 %	3 %
Diethyltoluamid (DEET) (ug/l)	0 %	25 %	13 %
Diklofenak (ug/l)	-9 %	-14 %	5 %
Flukonazol (ug/l)	1 %	-4 %	2 %
Furosemid (ug/l)	7 %	0 %	6 %
Gemfibrozil (ug/l)	-2 %	-5 %	33 %
Hydrochlorothiazide (ug/l)	-6 %	-33 %	3 %
Ibuprofen (ug/l)	0 %	0 %	4 %
Ketoprofen (ug/l)	5 %	-6 %	11 %
Metformin (ug/l)	-1 %	0 %	0 %
Methylparaben (ug/l)	0 %	0 %	0 %
Metoprolol (ug/l)	11 %	7 %	15 %
o-desmethylvenlafaxin (ug/l)	0 %	0 %	0 %
Oxybenzon (ug/l)	0 %	0 %	0 %
Sacharin (ug/l)	-5 %	-7 %	13 %
Sulfamethoxazole (ug/l)	4 %	-51 %	14 %
Triklosan (ug/l)	0 %	0 %	0 %
Celkem	0 %	-9 %	7 %

Fe = hydroxid železitý, P = písek, Mn = oxid manganu

Významný vliv byl vyzorován u odstraňování acesulfamu v kolonách vyplněných hydroxidem železa, ve kterých mělo využití vegetace velmi negativní vliv. Oproti kolonám bez vegetace, vykazovaly kolony s vegetací o 62 % horší čistící účinky. K nejvýznamnějšímu rozdílu odstranění hydrochlorothiazidu docházelo v kolonách Fe-R. Vliv rostliny na odstranění tohoto mikropolutantu byl o 33 % horší. Velmi rozdílné výsledky odstranění způsobilo využití vegetace v kolonách Fe+R pro odstranění sulfamethoxazolu. V těchto kolonách došlo k průměrnému zhoršení odstranění o 51 %, než tomu bylo u Fe-R. U filtrační náplně obsahující hydroxid železitý s vegetací docházelo k odstranění cyklamátu o 44 % horšímu, než tomu bylo v případě kolon bez vegetace. Využití vegetace v kolonách vyplněných pískem vedlo ke zhoršení účinků čištění o 24 %.

Kolony vyplněné pískem a oxidem manganu, jež byly osázeny vegetací zlepšily odstraňování bisfenolu S z šedé vody. V kolonách s pískem o 21 %, a v koloně s oxidem manganu o 19 %.

V kolonách, jež byly vyplněny hydroxidem železitým a oxidem manganu, došlo vlivem výskytu vegetace ke zlepšení procesu čištění diethyltoluamidu (DEET). Pro hydroxid železitý bylo průměrné zlepšení o 25 %. V kolonách vyplněných oxidem manganu bylo pozorováno zlepšení o 13 %.

Využití vegetace mělo pozitivní vliv na odstranění gembifrozitu z šedé vody v koloně, jež byla vyplněna filtračním médiem s příměsí oxidu manganu. Průměrný účinek čištění byl o 33 % lepší, než tomu bylo u kolony bez vegetace. Naopak ve ostatních kolonách došlo k mírnému zhoršení.

Zajímavé výsledky nabízí metoprolol, protože použitím vegetace došlo ke zlepšení jeho odstranění z šedé vody ve všech filtračních médiích. Toto zlepšení bylo o 7, 11 a 15 % pro hydroxid železitý, písek a oxid manganu, v tomto pořadí.

Celkový vliv vegetace na odstranění v kolonách s hydroxidem železitým, oxidem manganu a pískem nabízí zcela rozdílné výsledky. Toto celkové odstranění bylo vypočteno jako průměr zlepšení, či zhoršení jednotlivých mikropolutantů. Dle těchto celkových průměrů lze tvrdit, že kolony vyplněné hydroxidem železitým s vegetací (Fe+R) odstraňovaly mikropolutanty o 9 % hůře, než tomu byl v kolonách bez vegetace (Fe-R). Celkový vliv rostlin v kolonách s příměsí oxidu manganu (Mn+R) byl kladný. Kolony Mn+R dosahovaly průměrně o 7 % lepších odstraňujících účinků, než kolony bez vegetace (Mn-R). V kolonách vyplněných pískem nedošlo v průměru z žádné změny.

V tabulce č. 14. Byl srovnán vliv druhu filtračního média na odstraňování mikropolutantů a jejich porovnání mezi sebou. Přičemž v tabulce jsou uvedeny pouze kolony s hydroxidem železitým a oxidem manganu bez vegetace. Tím je eliminován vliv vegetace na odstraňování, jež byl prokázán v tabulce č. 13.

Tabulka č. 14: Vliv materiálu - rozdíl mezi odstraňováním v kolonách bez rostlin s hydroxidem železitým, oxidem manganu a kontrolních kolonách s pískem

Název	Vliv materiálu	
	Fe-R	Mn-R
Acesulfam (ug/l)	67 %	1 %
Acetaminofen (ug/l)	3 %	3 %
Bisfenol S (ug/l)	78 %	4 %
Kofein (ug/l)	0 %	0 %
Cyklamát (ug/l)	29 %	-32 %
Diethyltoluamid (DEET) (ug/l)	-55 %	-20 %
Diklofenak (ug/l)	105 %	100 %
Flukonazol (ug/l)	8 %	-2 %
Furosemid (ug/l)	63 %	57 %
Gemfibrozil (ug/l)	66 %	12 %
Hydrochlorothiazide (ug/l)	31 %	24 %
Ibuprofen (ug/l)	20 %	13 %
Ketoprofen (ug/l)	71 %	5 %
Metformin (ug/l)	3 %	3 %
Methylparaben (ug/l)	0 %	0 %
Metoprolol (ug/l)	10 %	10 %
o-desmethylvenlafaxin (ug/l)	0 %	0 %
Oxybenzon (ug/l)	0 %	0 %
Sacharin (ug/l)	25 %	-48 %
Sulfamethoxazole (ug/l)	54 %	7 %
Triklosan (ug/l)	0 %	0 %
Celkem	28 %	7 %

Fe-R = hydroxid železitý bez vegetace, Mn-R = oxid manganu bez vegetace

Diklofenak a furosemid jsou jediní dva zástupci z monitorovaných mikropolutantů u kterých došlo ke zlepšení v obou kolonách, tedy jak s hydroxidem železitým, tak i oxidem manganu, ve vyšší míře (přes 50 %). Zejména odstranění diklofenaku z kolon vyplněných hydroxidem železitým vedlo ke zlepšení odstraňování až o 105 %, a v případě oxidu manganu o 100 %. U furosemidu došlo v kolonách s hydroxidem železitým ke zlepšení o 63 % a v kolonách s oxidem manganu o 57 %.

Využitím hydroxidu železitého došlo k výraznějšímu zlepšení odstraňujících účinků pro mikropolutanty, jako jsou: acesulfam, bisfenol S, furosemid, gemfibrozil, ketoprofen a sulfamethoxazole. Hydroxid železitý zlepšil odstranění acesulfamu až o 67 %, než tomu bylo v případě využití pouze písku. Bisfenol S měl v těchto kolonách také prokazatelně vyšší míru odstranění a to o 78 %. V případě odstraňování gemfibrozilu došlo ke zlepšení o 66 %, oproti kolonám, které byly vyplněny pouze pískem. Pozitivní účinky na odstranění měl hydroxid železitý také na ketoprofen. Tyto kolony měly ve srovnání s kolonami vyplněným pouze pískem o 71 % lepší čisticí účinky. K výraznému zlepšení odstraňujících účinků došlo v případě sulfamethoxazolu. Hydroxid železitý dokázal zlepšit kvalitu jeho odstranění až o 54%.

Cyklamát je zajímavý tím, že v kolonách naplněných hydroxidem železitým došlo ke zlepšení odstraňujících účinků, průměrně o 29 %, ale v kolonách s oxidem manganu byl čisticí účinek ve srovnání s pískem horší o 32 %. U mikropolutantu sacharinu došlo vlivem použití hydroxidu železitého ke zlepšení jeho odstranění o 28 %, než tomu v kolonách vyplněných pouze pískem. Naopak kolony s oxidem manganu měly významný negativní vliv na jeho odstranění, a to o 48 %

U mikropolutantu diethyltoluamidu (DEET) je z tabulky č. 14 zřejmé, že v kolonách s hydroxidem železitým došlo ke zhoršení jeho odstranění až o 55 %. Ke zhoršení došlo také u oxidu manganu, ale ne až v tak velké míře (20 %). A zároveň je patrné, že DEET byl jediný sledovaný mikropolutant u kterého došlo ke zhoršení odstraňujících účinků v kolonách s příměsí hydroxidu železitého.

Celkový vliv na odstranění v kolonách s hydroxidem železitým a oxidem manganu nabízí zcela rozdílné výsledky. Toto celkové odstranění bylo vypočteno jako průměr zlepšení, či zhoršení jednotlivých mikropolutantů. Dle těchto celkových průměrů lze tvrdit, že kolony, jež obsahovaly příměs hydroxidu železitého nabízely lepší odstraňující účinky než tomu bylo u kolon vyplněných pouze pískem. Průměrné zlepšení kvality čištění bylo o 28 %. V kolonách vyplněných oxidem manganu naopak došlo ke zhoršení čisticích účinků. Průměrně se z těchto kolon mikropolutanty odstraňovaly o 7 % hůře ve srovnání s kolonami vyplněnými pískem.

6. Diskuse

Za odstranění celkového organického uhlíku (TOC) v kolonách naplněných filtračním médiem s příměsí hydroxidu železitého, je pravděpodobně zodpovědná adsorpce (Sizirici, Yildiz, 2020). Amoniak (N-NH_4) se velmi dobře nitrifikoval v kolonách vyplněných oxidem manganu (Mn-R, Mn+R), což by mohlo být způsobeno, tím že oxid manganu zrychluje a zlepšuje oxidaci amoniaku (Wang et al., 2021; Cheng et al., 2022). Anorganický uhlík (IC) se výborně odstraňován v kolonách s příměsí hydroxidu železitého. Pravděpodobným procesem jeho odstranění byla adsorpce (Su, Suarez, 1997). Celkový dusík (TN) se v kolonách odstraňoval velmi omezeně. Nejlepších hodnot dosahoval P+R. Lze tedy předpokládat, že jeho odstranění v kolonách bylo způsobeno zejména biotickými procesy. Vymazal (2007) zmiňuje, že je nemožné dosáhnout vysokých hodnot odstranění v jednostupňovém umělém mokřadu, protože nejsou schopny zajistit aerobní a anaerobní podmínky. Pro zlepšení odstranění se systémy musí kombinovat, jedná se tedy o hybridní mokřad. Fosforečnany (PO_4^{3-}) se velmi dobře odstraňovaly v kolonách s hydroxidem železitým a oxidem manganu. Pravděpodobným mechanismem v kolonách vyplněných hydroxidem železitým byla adsorpce (Zeng et al., 2004). Pravděpodobným mechanismem jejich odstranění v kolonách s oxidem manganu je také adsorpce (Chen et al., 2022). Fluoridy (F^-) se nejlépe odstraňoval v kolonách vyplněných hydroxidem železitým, pravděpodobným mechanismem byla adsorpce (Raul et al., 2012). Nejvyšší míry odstranění dosahoval síran v kolonách s hydroxidem železitým. Předpokládaný proces jejich odstranění je adsorpce (Boukhalfa, 2010). Bor se odstraňoval pouze v kolonách s hydroxidem železitým. Předpokládaným mechanismem byla pravděpodobně adsorpce (Zelmanov a Semiat, 2014). K odstranění mědi, zinku a niklu mohlo dojít vysrážením oxidy železa a manganu, i v kolonách s pískem (Kadlec a Wallace, 2008). Nižší odstraňování niklu v kolonách Fe-R mohlo být spojeno s rozpouštěním hydroxidů železa za mírně redukčních podmínek bez přítomnosti rostlin (Ing. Adam Jan Sochacki Ph.D, 2024, in verb.).

Mikropolutanty acetaminofen, kofein, metformin, o-desmethylvenlafaxin, methylparaben, triklosan a oxybenzon byly velmi dobře, v některých případech až výborně odstraňovány ve všech kolonách, bez rozdílu na druhu filtračního média a přítomnosti či nepřítomnosti rostlin. Prvních pět jmenovaných dosahovaly účinnosti čištění přes 91 %. Triklosan a oxybenzon se odstraňovali velmi dobře, 87% a 83% v tomto pořadí. Dle mých předpokladů, jež jsou založeny na výsledcích odstranění těchto mikropolutantů jsou za takto vysoké hodnoty odstranění pravděpodobně zodpovědné biotické procesy, jež probíhaly v kolonách. Tento předpoklad potvrzují i autoři Zraunig et al., (2019), kteří uvádí, že kofein a methylparaben jsou snadno biologicky odbouratelné látky. Odstranění kofeinu ve vertikálních umělých mokřadech studovali Matamoros et al. (2007) a Matamoros et al. (2009), jež prokázali odstranění kofeinu z 99 %. Wu et al. (2017) potvrzuje předpoklad, tvzením, že methylparaben lze snadno degradovat za aerobních podmínek. Také odstranění acetaminofenu, dle autorů Matamoros et al., 2012 a Ranieri et al., 2011 probíhá většinou biodegradačními procesy, zejména za aerobních podmínek. Tento

předpoklad potvrzuje i Zraunig et al. (2019), v jejichž intenzifikovaném vertikálním mokřadě došlo k odstranění acetaminofenu z 98 %. Biotické procesy jsou také hlavní příčinou odstranění triklosanu, což lze předpokládat na základě výzkumu autorů Carranza-Diaz et al. (2014) a Hijosa-Valsero et al. (2010). Tito autoři prokázali jeho rozklad v horizontální umělých mokřadech. Na základě výzkumu autorů lze tvrdit, že triklosan je možné odstraňovat substrátem, rostlinou sorpcí a také biodegradací. Ve studii Ávila et al., (2014), bylo prokázáno jeho efektivní odstranění ve vertikálních mokřadech, a to konkrétně 84 %. V intenzifikovaném vertikálním mokřadě dokonce přes 90% (Zhao et al., 2015). Dobré odstranění oxybenzonu lze také pravděpodobně pravděpodobně připisovat biodegradaci. Toto tvrzení je podloženo studii autorů Ávila et al., (2014) a Matamoros et al. (2009), jež zkoumali jeho odstranění ve vertikálních a horizontálních umělých mokřadech. V obou systémech se oxybenzon odstraňoval velmi podobně, 93 % ve vertikálních a 98 % v horizontálních umělých mokřadech. O-desmethylvenlafaxine je metabolitem venlafaxinu, jež dosahoval velmi dobrých hodnot odstranění ve všech kolonách. Z toho důvodu lze usuzovat, že za jeho odstranění je zodpovědná biologická degradace. K tomuto předpokladu přispívá i Rühmland et al. (2015), jež ve své studii s použitím vertikálních mokřadů, také uvádí, že hlavním mechanismem odstranění o-desmethylvenlafaxinu je pravděpodobně biodegradace. Tento předpoklad je také v souladu s výsledky Gasser et al. (2012), jež toto tvrzení rozšiřují o předpoklad velmi dobré biodegradace za aerobních podmínek. Za odstranění metformin jsou pravděpodobně jako u všech dosud zmíněných zodpovědné také biotické procesy. Toto potvrzuje také Poursat et al. (2019), jež uvádí, že hlavní procesem odstranění je biodegradace. Auvinen et al. (2017) definovali metformin jako snadno degradovatelný, zejména v aerobních podmínkách, a uvádí odstranění 99%.

Mikropolutanty diklofenak, furosemid a ibuprofen dosahovaly výborných hodnot odstranění ve filtračních médiích obsahující hydroxid železitý a oxid manganu. Lze tedy předpokládat, že k jejich odstranění z šedé vody významně přispěly abiotické procesy. Pravděpodobným hlavním procesem degradace diklofenaku z odpadních vod je anaerobní digesce (Ávila et al., 2010). Tento předpoklad by mohl být vysvětlením záporných hodnot odstranění diklofenaku v mé práci. Diklofenak byl dobře odstraněn pouze ve sloupcích s Fe a Mn. Mechanismem odstranění pomocí oxidu manganu byla pravděpodobně oxidace (Huguet et al., 2013), ale v případě hydroxidu železitého lze pravděpodobně předpokládat sorpci (Albers et al., 2013). Pravděpodobným mechanismem odstranění ibuprofenu v kolonách vyplněných oxidem manganu, byla oxidace (Liu et al., 2016). Mechanismus jeho odstranění v kolonách vyplněných hydroxidem železitým byla pravděpodobně adsorpce. Furosemid se také jako předešlé mikropolutanty nejlépe odstraňoval v kolonách s hydroxidem železitým a oxidem manganu. V kolonách Fe-R a Fe+R byl hlavním mechanismem pravděpodobně adsorpce (Devi et al., 2020). V případě oxidu manganu nelze vyloučit, že roli hrála i oxidace, protože podobně jako diklofenak je furosemid přítomen v aniontové formě a má nízkou afinitu k oxidu manganu. Furosemid také obsahuje karboxylovou skupinu, která je vysoce reaktivní s oxidem manganu (Ing. Adam Jan Sochacki Ph.D, 2024, in verb.).

Nejlepšího míry odstranění bisfenolu S, ketoprofenu, sacharinu a gemfibrozilu dosahovaly kolony vyplněné hydroxidem železitým (Fe-R, Fe+R). Lze tedy usuzovat, že za jejich odstraněním stály abiotické procesy. Za vysvětlení nízkého odstranění ketoprofenu může být jeho velká odolnost vůči biologické degradaci (Zraunig et al., 2019). Sacharin je umělé sladidlo, jež je velmi omezeně degradovatelné biologickými technologiemi (Tran et al., 2014; Castronovo et al., 2017). Bisfenol S se velmi dobře odstraňoval v kolonách vyplněných hydroxidem železitým. Za pravděpodobný proces byl jeho odstranění byla zodpovědná adsorpce (Cai et al., 2022). Za hlavní mechanismus odstranění ketoprofenu v kolonách vyplněných s hydroxidem železitým byla pravděpodobně zodpovědná sorpce (Ren et al., 2023). Sacharin měl pravděpodobně mnohem nižší afinitu k oxidu manganu než písek kvůli jeho přítomnosti v aniontové formě. Nižší odstranění sacharinu v kolonách s oxidy manganu lze také vysvětlit předpokládanou nižší aktivitou nebo abundancí mikrobiálního společenstva. Gemfibrozil má podobné vlastnosti jako diklofenak a furosemid, to znamená, že je přítomen v aniontové formě ve vodných roztocích při pH nad 4,5 a má ve své struktuře karboxylovou skupinu. Odstraňování v kolonách hydroxidem železitým bylo pravděpodobně spojeno s adsorpcí (Ing. Adam Jan Sochacki Ph.D, 2024, in verb.).

Sulfamethoxazol, Cyklamát, Acesulfam a Hydrochlorothiazid také dosahovaly nejvyšších hodnot odstranění v kolonách s hydroxidem železitým, ale pouze v těch, jež nebyly osázeny vegetací (Fe-R). Za vysvětlení nízkého odstranění sulfamethoxazolu a hydrochlorothiazidu v kolonách vyplněných pískem, může být jeho velká odolnost vůči biologické degradaci (Zraunig et al., 2019). Umělá sladidla jako jsou acesulfam a cyklamát jsou obtížně degradovatelná biologickými technologiemi (Tran et al., 2014; Buerge et al., 2009). Cyklamát se velmi dobře odstraňoval v kolonách s Fe, pravděpodobným proces degradace byla sorpce (Li et al., 2021). Sulfamethoxazol, acesulfam a gemfibrozil se také dosahovaly nejvyšších hodnot v kolonách s hydroxidem železa bez vegetace (Fe-R). Za pravděpodobný mechanismus jejich odstranění v těchto kolonách byla sorpce.

DEET je jediným monitorovaným mikropolutantem, který se nejlépe odstraňoval v kolonách vyplněných pískem. Tedy kolony vyplněné hydroxidem železitým a oxidem manganu na jeho měly na jeho odstranění velmi negativní vliv. Lze tedy předpokládat, že odstranění DEETu ze šedé vody probíhalo biotickými procesy. Tento předpoklad potvrzují i Li et al. (2017) a Sgroi et al. (2018). Tito autoři píší, že DEET se odstraňuje zejména v aerobních podmínkách.

Nižší hodnoty odstranění metoprololu můžou být dány jeho vyšší odolností vůči biologické degradaci (Zraunig et al., 2019). I přesto však Rühmland et al., (2015) uvádí, že za pravděpodobný proces odstranění metoprololu stojí biodegradační mechanismus. K čemuž přispívá i Ramil et al. (2010), jež konstatují, že metoprolol nabízí mírnou biologickou rozložitelnost za aerobních podmínek. Rühmland et al., (2015) ovšem zmiňuje, že vyšší koncentrace kyslíku ve vertikálních mokřadech přispívá k vyšší míře odstranění. Z této studie (Rühmland et al., 2015) je také možné

vypozorovat vliv teploty na odstranění metoprololu, neboť během letních měsíců docházelo k odstranění 64% a v zimních měsících 80%.

Flukonazol je antimykotikum, jež je známé svou velkou perzistencí (Rühmland et al., 2015). Tato informace by mohla přispět k pochopení, tak nízkého odstranění, ke kterému docházelo ve všech kolonách, jež nepřekračovalo ani 15%. Rühmland et al. (2015) ve své studii také testovali odstranění flukonazolu ve vertikálních mokřadech. Z jejich výsledků je patrné, že vertikální mokřad byl schopen odstranit méně než 5% flukonazolu. Sochacki et al. (2021) také zkoumali osud flukonazolu a jeho čištění ve vertikálních mokřadech. I v této studii byla prokázána malá míra odstranění flukonazolu, a to konkrétně méně než 8%. Sochacki et al. (2021) v této práci rozvíjí myšlenku použití konvenčních činidel v pevné fázi, jako je oxid manganu, ke zlepšení účinků čištění. Má práce ale naznačuje, že použití oxidu manganu, ani hydroxidu železitého neměla výrazný vliv na jeho odstranění. Z tohoto důvodu je nezbytné provést více studií se zaměřením na oxid manganu a hydroxid železitý, a zároveň je nutné se zaměřit na hledání nových koncepcí.

7. Závěr

V této práci byla šedé voda čištěna v umělých mokřadech vyplněných komerčními oxidy manganu a hydroxidy železa. Cílem použití těchto materiálů bylo zlepšit odstraňování sloučenin, které by nebyly biodegradovány nebo sorbovány v systémech s běžným filtračním materiálem, jako je písek nebo štěrky.

Jak oxidy manganu, tak oxidy železa mají přidanou hodnotu ve zlepšení odstraňování celkového organického uhlíku (TOC), anorganického uhlíku (IC), fluoridů (F^-), fosforečnanů (PO_4^{3-}), ale také i diklofenaku, furosemidu a ibuprofenu. Hydroxid železitý měl také pozitivní vliv na odstraňování boru (B), síranů (SO_4^{2-}), ale také i bisfenolu S, gemfibrozilu, ketoprofenu, sulfamethoxazolu, cyklamátu a sacharinu. Oxid manganu měl pozitivní vliv na odstranění železa, niklu a diethyltoluamidu (DEET). Mechanismus odstranění v kolonách s hydroxidem železitým byl spojen se sorpcí, v případě oxidu manganu mohla hrát roli oxidace a adsorpce.

Hydroxidy železitý zvýšil celkové odstranění organických mikropolutantů o 28 % a oxidy manganu o 7 %. Přítomnost rostliny neměla žádný vliv na odstranění organických mikropolutantů v kontrolních kolonách s pískem, ale v kolonách s oxidy manganu zvýšila odstranění o 7 %. Přítomnost rostlin mohla zvýšit reaktivitu oxidů manganu tím, že poskytla dodatečnou zásobu kyslíku a uvolnila rostlinné exsudáty, které mají schopnost rozpouštět oxidy manganu a zvyšovat jejich reaktivitu. Na druhé straně v kolonách s hydroxidy železa bylo odstranění organických mikropolutantů v přítomnosti rostlin sníženo o 9 %. Naopak, v kolonách obsahujících hydroxid železitý bylo odstranění organických mikropolutantů za přítomnosti rostlin sníženo o 9 %.

Je diskutabilní, zda by toto relativně nízké zlepšení odstraňování oxidy manganu a hydroxidy železa učinilo tyto materiály dobrými kandidáty pro použití v plném měřítku. Aplikace těchto materiálů by nyní měla být testována ve větším systému na úpravu skutečné šedé vody.

Důležitým zjištěním této studie je, že umělé mokřady bez jakýchkoliv přísad, tedy pouze s pískem mohou také poskytnout vysoké odstranění některých sloučenin, pravděpodobně v důsledku biologického rozkladu. Naopak některé sloučeniny byly shledány vzdorujícími a budou vyžadovat více pozornosti z hlediska jejich vlivu na životní prostředí. Konkrétně sloučeninami, které nebyly v umělých mokřadech pískem účinně odstraněny, byla některá umělá sladidla, flukonazol, diklofenak a hydrochlorthiazid.

Jak ukázala tato studie, ne všechny organické mikropolutanty lze z šedé vody snadno odstranit. Proto by měl být osud a účinek organických polutantů v případě opětovného použití šedé vody pro splachování toalet nebo zavlažování dále studován a sledován.

8. Přehled literatury a použitých zdrojů

Odborné články

Addo-Bankas, O., Zhao, Y., Vymazal, J., Yuan, Y., Fu, J., & Wei, T., 2021: Green walls: A form of constructed wetland in green buildings. *Ecological Engineering*, 169, 106321.

Al-Mughalles, M. H., Rahman, R. A., Suja, F. B., Mahmud, M., & Jalil, N., 2012: Household greywater quantity and quality in Sana'a, Yemen. *EJGE*, 17, 1025-1034.

Al-Rekabi, W. S., Qiang, H., & Qiang, W. W., 2007: Review on sequencing batch reactors. *Pakistan Journal of nutrition*, 6(1), 11-19.

Albalawneh, A., Chang, T. K., & Chou, C. S., 2016: Impacts on soil quality from long-term irrigation with treated greywater. *Paddy and water environment*, 14, 289-297.

Albers, A., Schmoock, C., Börnick, H., & Worch, E., 2013: Sorption and Transformation of Diclofenac by Iron (III)-and Manganese (IV)-Hydro-Oxides

Alfiya, Y., Dubowski, Y., & Friedler, E., 2018: Diurnal patterns of micropollutants concentrations in domestic greywater. *Urban Water Journal*, 15(5), 399-406.

Allen, L., Christian-Smith, J., & Palaniappan, M., 2010: Overview of greywater reuse: the potential of greywater systems to aid sustainable water management. *Pacific Institute*, 654(1), 19-21.

Alomar, T. S., Habila, M. A., Alothman, Z. A., AlMasoud, N., & Alqahtany, S. S., 2020: Evaluation of groundwater and grey water contamination with heavy metals and their adsorptive remediation using renewable carbon from a mixed-waste source. *Water*, 12(6), 1802.

Alotaibi, M. D., McKinley, A. J., Patterson, B. M., & Reeder, A. Y., 2015: Benzotriazoles in the aquatic environment: a review of their occurrence, toxicity, degradation and analysis. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226, 1-20.

Alsulaili, A. D., & Hamoda, M. F., 2015: Quantification and characterization of greywater from schools. *Water Science and Technology*, 72(11), 1973-1980.

Ameer, B., & Greenblatt, DJ., 1977: acetaminofen. *Annals of internal Medicine* , 87 (2), 202-209.

Aminoshariae, A., & Khan, A., 2015: Acetaminophen: old drug, new issues. *Journal of endodontics*, 41(5), 588-593.

Arden, S., & Ma, X., 2018: Constructed wetlands for greywater recycle and reuse: a review. *Science of the Total Environment*, 630, 587-599.

Auvinen, H., Havran, I., Hubau, L., Vanseveren, L., Gebhardt, W., Linnemann, V., ... & Rousseau, D. P., 2017: Removal of pharmaceuticals by a pilot aerated sub-surface flow constructed wetland treating municipal and hospital wastewater. *Ecological Engineering*, 100, 157-164.

Avery, L. M., Frazer-Williams, R. A., Winward, G., Shirley-Smith, C., Liu, S., Memon, F. A., & Jefferson, B., 2007: Constructed wetlands for grey water treatment. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 7(3-4), 191-200.

Ávila, C., Nivala, J., Olsson, L., Kassa, K., Headley, T., Mueller, R. A., ... & García, J., 2014: Emerging organic contaminants in vertical subsurface flow constructed wetlands: influence of media size, loading frequency and use of active aeration. *Science of the total environment*, 494, 211-217.

Ávila, C., Pedescoll, A., Matamoros, V., Bayona, J. M., & García, J., 2010: Capacity of a horizontal subsurface flow constructed wetland system for the removal of emerging pollutants: an injection experiment. *Chemosphere*, 81(9), 1137-1142.

Bahr, C., Jekel, M., & Amy, G., 2022: Vanadium removal from drinking water by fixed-bed adsorption on granular ferric hydroxide. *AWWA Water Science*, 4(1), e1271.

Bailey, C. J., 2017: Metformin: historical overview. *Diabetologia*, 60(9), 1566-1576.

Bailey, C. J., & Turner, R. C., 1996: Metformin. *New England Journal of Medicine*, 334(9), 574-579.

Bakare, B. F., Mtsweni, S., & Rathilal, S., 2017: Characteristics of greywater from different sources within households in a community in Durban, South Africa. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 7(4), 520-528.

Balakrishnan, A., Sillanpää, M., Jacob, M. M., & Vo, D. V. N., 2022: Metformin as an emerging concern in wastewater: Occurrence, analysis and treatment methods. *Environmental Research*, 213, 113613.

Banerjee, K., Amy, G. L., Prevost, M., Nour, S., Jekel, M., Gallagher, P. M., & Blumenschein, C. D., 2008: Kinetic and thermodynamic aspects of adsorption of arsenic onto granular ferric hydroxide (GFH). *Water research*, 42(13), 3371-3378.

Bani-Melhem, K., Al-Qodah, Z., Al-Shannag, M., Qasaimeh, A., Qtaishat, M. R., & Alkasrawi, M., 2015: On the performance of real grey water treatment using a submerged membrane bioreactor system. *Journal of Membrane Science*, 476, 40-49.

- Beck, S. E., Rodríguez, R. A., Salveson, A., Goel, N., Rhodes, S., Kehoe, P., & Linden, K. G., 2013: Disinfection methods for treating low TOC, light graywater to California title 22 water reuse standards. *Journal of Environmental Engineering*, 139(9), 1137-1145.
- Bedoux, G., Roig, B., Thomas, O., Dupont, V., & Le Bot, B., 2012: Occurrence and toxicity of antimicrobial triclosan and by-products in the environment. *Environmental Science and Pollution Research*, 19, 1044-1065.
- Benami, M., Gillor, O., & Gross, A., 2016: Potential health and environmental risks associated with onsite greywater reuse: a review. *Built Environment*, 42(2), 212-229.
- Berndtsson, J. C., 2010: Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: A review. *Ecological engineering*, 36(4), 351-360.
- Blanky, M., Rodríguez-Martínez, S., Halpern, M., & Friedler, E., 2015: Legionella pneumophila: From potable water to treated greywater; quantification and removal during treatment. *Science of the Total Environment*, 533, 557-565.
- Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Ridolfi, L., Fiore, S., Demichelis, F., Galvão, A., Piscoiro, A., 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, 134731.
- Bonmatin, J. M., Giorio, C., Girolami, V., Goulson, D., Kreuzweiser, D. P., Krupke, C., ... & Tapparo, A., 2015: Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. *Environmental science and pollution research*, 22, 35-67.
- Boon, A. G., 2003: Sequencing batch reactors: a review. *Water and Environment Journal*, 17(2), 68-73.
- Boukhalfa, C., 2010: Sulfate removal from aqueous solutions by hydrous iron oxide in the presence of heavy metals and competitive anions: Macroscopic and spectroscopic analyses. *Desalination*, 250(1), 428-432.
- Boyjoo, Y., Pareek, V. K., & Ang, M., 2013: A review of greywater characteristics and treatment processes. *Water Science and Technology*, 67(7), 1403-1424.
- Brix, H., 1997: Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. *Water science and technology*, 35(5), 11-17.
- Brix, H., & Arias, C. A., 2005: The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological engineering*, 25(5), 491-500.

Brown, M., & Hebert, A. A., 1997: Insect repellents: an overview. *Journal of the American Academy of Dermatology*, 36(2), 243-249.

Bruton, T., Alboloushi, A., De La Garza, B., Kim, B. O., & Halden, R. U., 2010: Fate of caffeine in the environment and ecotoxicological considerations. In *Contaminants of emerging concern in the environment: Ecological and human health considerations* (pp. 257-273). American Chemical Society.

Buerge, I. J., Buser, H. R., Kahle, M., Muller, M. D., & Poiger, T., 2009: Ubiquitous occurrence of the artificial sweetener acesulfame in the aquatic environment: an ideal chemical marker of domestic wastewater in groundwater. *Environmental science & technology*, 43(12), 4381-4385.

Butkovskiy, A., Leal, L. H., Zeeman, G., & Rijnaarts, H. H. M., 2017: Micropollutants in source separated wastewater streams and recovered resources of source separated sanitation. *Environmental research*, 156, 434-442.

Cai, J., & Zhang, Y., 2022: Enhanced degradation of bisphenol S by persulfate activated with sulfide-modified nanoscale zero-valent iron. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(6), 8281-8293.

Carranza-Diaz, O., Schultze-Nobre, L., Moeder, M., Nivala, J., Kusch, P., & Koeser, H., 2014: Removal of selected organic micropollutants in planted and unplanted pilot-scale horizontal flow constructed wetlands under conditions of high organic load. *Ecological Engineering*, 71, 234-245.

Cascone, S., 2019: Green roof design: State of the art on technology and materials. *Sustainability*, 11(11), 3020.

Castronovo, S., Wick, A., Scheurer, M., Nödler, K., Schulz, M., & Ternes, T. A., 2017: Biodegradation of the artificial sweetener acesulfame in biological wastewater treatment and sandfilters. *Water research*, 110, 342-353.

Cooper, P., 2005: The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. *Water Science and Technology*, 51(9), 81-90.

Cortez, S., Teixeira, P., Oliveira, R., & Mota, M., 2008: Rotating biological contactors: a review on main factors affecting performance. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 7, 155-172.

Craddock, H. A., Panthi, S., Rjoub, Y., Lipchin, C., Sapkota, A., & Sapkota, A. R., 2020: Antibiotic and herbicide concentrations in household greywater reuse systems and pond water used for food crop irrigation: West Bank, Palestinian Territories. *Science of the total environment*, 699, 134205.

Dann, A. B., & Hontela, A., 2011: Triclosan: environmental exposure, toxicity and mechanisms of action. *Journal of applied toxicology*, 31(4), 285-311.

Devi, Y., Ang, I., Soetaredjo, F. E., Santoso, S. P., Irawaty, W., Yuliana, M., ... & Ju, Y. H., 2020: An iron-carboxylate-based metal-organic framework for Furosemide loading and release. *Journal of Materials Science*, 55, 13785-13798.

Diaper, C., Jefferson, B., Parsons, S. A., & Judd, S. J., 2001: Water-recycling technologies in the UK. *Water and Environment Journal*, 15(4), 282-286.

Diaper, C., Tjandraatmadja, G., Pollard, C., Tusseau, A., Price, G., Burch, L., Gozukara, Y., Sheedy, C., & Moglia, M., 2008: Sources of critical contaminants in domestic wastewater: contaminant loads from household appliances. CSIRO: Water for a Healthy Country National Research Flagship.

DiNardo, J. C., & Downs, C. A., 2018: Dermatological and environmental toxicological impact of the sunscreen ingredient oxybenzone/benzophenone-3. *Journal of cosmetic dermatology*, 17(1), 15-19.

Dixon, A. M., Butler, D., & Fewkes, A., 1999: Guidelines for greywater re-use: Health issues. *Water and Environment Journal*, 13(5), 322-326.

Dubey, A., & Shiwani, S., 2012: Adsorption of lead using a new green material obtained from Portulaca plant. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 9, 15-20.

Dutta, A., & Sarkar, S., 2015: Sequencing batch reactor for wastewater treatment: recent advances. *Current Pollution Reports*, 1, 177-190.

El-Samaligy, M. S., Yahia, S. A., & Basalious, E. B., 2004: Formulation and evaluation of diclofenac sodium buccoadhesive discs. *International Journal of Pharmaceutics*, 286(1-2), 27-39.

Eladak, S., Grisin, T., Moison, D., Guerquin, M. J., N'Tumba-Byn, T., Pozzi-Gaudin, S., ... & Habert, R., 2015: A new chapter in the bisphenol A story: bisphenol S and bisphenol F are not safe alternatives to this compound. *Fertility and sterility*, 103(1), 11-21.

Elmitwalli, T., Zeeman, G., & Lettinga, G., 2001: Anaerobic treatment of domestic sewage at low temperature. *Water Science and Technology*, 44(4), 33-40.

Eriksson, E., Auffarth, K., Eilersen, A. M., Henze, M., & Ledin, A., 2003: Household chemicals and personal care products as sources for xenobiotic organic compounds in grey wastewater. *Water Sa*, 29(2), 135-146.

Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., & Ledin, A., 2002: Characteristics of grey wastewater. *Urban water*, 4(1), 85-104.

Eriksson, E., Donner, E., & Ledin, A., 2010: Presence of selected priority and personal care substances in an onsite bathroom greywater treatment facility. *Water Science and Technology*, 62(12), 2889-2898.

Fane, A. G., 2002: Membrane bioreactors: design & operational options. *Filtration & separation*, 39(5), 26-29.

Fang, H. H., 2000: Microbial distribution in UASB granules and its resulting effects. *Water Science and Technology*, 42(12), 201-208.

Fang, H. H. P., Chui, H. K., & Li, Y. Y., 1994: Microbial structure and activity of UASB granules treating different wastewaters. *Water Science & Technology*, 30(12), 87-96.

Fang, Y., Karnjanapiboonwong, A., Chase, D. A., Wang, J., Morse, A. N., & Anderson, T. A., 2012: Occurrence, fate, and persistence of gemfibrozil in water and soil. *Environmental toxicology and chemistry*, 31(3), 550-555.

Feitosa, R. C., & Wilkinson, S., 2016: Modelling green roof stormwater response for different soil depths. *Landscape and Urban Planning*, 153, 170-179.

Fonder, N., & Headley, T., 2011: Systematic classification, nomenclature and reporting for constructed treatment wetlands. *Water and nutrient management in natural and constructed wetlands*, 191-219.

Fountoulakis, M. S., Markakis, N., Petousi, I., & Manios, T., 2016: Single house on-site grey water treatment using a submerged membrane bioreactor for toilet flushing. *Science of the total environment*, 551, 706-711.

Fowdar, H. S., Hatt, B. E., Breen, P., Cook, P. L., & Deletic, A., 2017: Designing living walls for greywater treatment. *Water research*, 110, 218-232.

Gan, T. J., 2010: Diclofenac: an update on its mechanism of action and safety profile. *Current medical research and opinion*, 26(7), 1715-1731.

Gasser, G., Pankratov, I., Elhanany, S., Werner, P., Gun, J., Gelman, F., & Lev, O., 2012: Field and laboratory studies of the fate and enantiomeric enrichment of venlafaxine and O-desmethylvenlafaxine under aerobic and anaerobic conditions. *Chemosphere*, 88(1), 98-105.

GEH Wasserchemie, 2021: Product Data Sheet for GEH Granular Ferric Hydroxide, by GEH Wasserchemie GmbH & Co. KG

Getter, K. L., & Rowe, D. B., 2006: The role of extensive green roofs in sustainable development. *HortScience*, 41(5), 1276-1285.

Ghaitidak, D. M., & Yadav, K. D., 2013: Characteristics and treatment of greywater—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 2795-2809.

Guo, N., Wang, Y., Yan, L., Wang, X., Wang, M., Xu, H., & Wang, S., 2017: Effect of bio-electrochemical system on the fate and proliferation of chloramphenicol resistance genes during the treatment of chloramphenicol wastewater. *Water research*, 117, 95-101.

Gupta, R. C., & Anadón, A., 2018: Fipronil. In *Veterinary toxicology* (pp. 533-538). Academic press.

Gupta, V. K., Gupta, M., & Sharma, S., 2001: Process development for the removal of lead and chromium from aqueous solutions using red mud—an aluminium industry waste. *Water research*, 35(5), 1125-1134.

Handa, O., Kokura, S., Adachi, S., Takagi, T., Naito, Y., Tanigawa, T., ... & Yoshikawa, T., 2006: Methylparaben potentiates UV-induced damage of skin keratinocytes. *Toxicology*, 227(1-2), 62-72.

Héliès-Toussaint, C., Peyre, L., Costanzo, C., Chagnon, M. C., & Rahmani, R., 2014: Is bisphenol S a safe substitute for bisphenol A in terms of metabolic function? An in vitro study. *Toxicology and applied pharmacology*, 280(2), 224-235.

Hering, J. G., Katsoyiannis, I. A., Theoduloz, G. A., Berg, M., & Hug, S. J., 2017: Arsenic removal from drinking water: Experiences with technologies and constraints in practice. *Journal of Environmental Engineering*, 143(5), 03117002.

Hernandez Leal, L., Zeeman, G., Temmink, H., & Buisman, C., 2007: Characterisation and biological treatment of greywater. *Water Science and Technology*, 56(5), 193-200.

Hernández-Leal, L., Temmink, H., Zeeman, G., & Buisman, C. J. N., 2011: Removal of micropollutants from aerobically treated grey water via ozone and activated carbon. *Water research*, 45(9), 2887-2896.

Heshammuddin, N. A., Al-Gheethi, A., Mohamed, R. M. S. R., & Khamidun, M. H. B., 2023: Eliminating xenobiotics organic compounds from greywater through green synthetic nanoparticles. *Environmental research*, 222, 115316.

Hijosa-Valsero, M., Matamoros, V., Sidrach-Cardona, R., Martín-Villacorta, J., Bécares, E., & Bayona, J. M., 2010: Comprehensive assessment of the design configuration of constructed wetlands for the removal of pharmaceuticals and personal care products from urban wastewaters. *Water research*, 44(12), 3669-3678.

Ho, Y. C., Chua, S. C., & Chong, F. K., 2020: Coagulation-flocculation technology in water and wastewater treatment. In *Handbook of Research on Resource Management for Pollution and Waste Treatment* (pp. 432-457). IGI Global.

Ho, Y. C., Chua, S. C., & Chong, F. K., 2020: Coagulation-flocculation technology in water and wastewater treatment. In *Handbook of Research on Resource Management for Pollution and Waste Treatment* (pp. 432-457). IGI Global.

Holliday, S. M., & Benfield, P., 1995: Venlafaxine: a review of its pharmacology and therapeutic potential in depression. *Drugs*, 49, 280-294.

Huguet, M., Deborde, M., Papot, S., & Gallard, H., 2013: Oxidative decarboxylation of diclofenac by manganese oxide bed filter. *Water research*, 47(14), 5400-5408.

Chang, N. B., Rivera, B. J., & Wanielista, M. P., 2011: Optimal design for water conservation and energy savings using green roofs in a green building under mixed uncertainties. *Journal of Cleaner Production*, 19(11), 1180-1188.

Chen, P., Zhou, Y., Xie, Q., Chen, T., Liu, H., Xue, S., ... & Rosso, K. M., 2022: Phosphate adsorption kinetics and equilibria on natural iron and manganese oxide composites. *Journal of Environmental Management*, 323, 116222.

Chen, W., Liang, S., Guo, Y., Cheng, K., Gui, X., & Tang, D., 2013: Investigation on the thermal performance and optimization of a heat pump water heater assisted by shower waste water. *Energy and Buildings*, 64, 172-181.

Chen, Z., Ngo, H. H., & Guo, W., 2013: A critical review on the end uses of recycled water. *Critical reviews in environmental science and technology*, 43(14), 1446-1516.

Cheng, C., He, Q., Zhang, J., Chai, H., Yang, Y., Pavlostathis, S. G., & Wu, H., 2022: New insight into ammonium oxidation processes and mechanisms mediated by manganese oxide in constructed wetlands. *Water Research*, 215, 118251.

Christova-Boal, D., Eden, R. E., & McFarlane, S., 1996: An investigation into greywater reuse for urban residential properties. *Desalination*, 106(1-3), 391-397.

Jaén-Gil, A., Buttiglieri, G., Benito, A., Gonzalez-Olmos, R., Barceló, D., & Rodríguez-Mozaz, S., 2019: Metoprolol and metoprolol acid degradation in UV/H₂O₂ treated wastewaters: An integrated screening approach for the identification of hazardous transformation products. *Journal of hazardous materials*, 380, 120851.

James, D. T. K., Surendran, S., Ifelebuegu, A. O., Ganjian, E., & Kinuthia, J., 2016: Grey water reclamation for urban non-potable reuse—challenges and solutions: a review. In *Proceeding 7th International Conference on Sustainable Built Environment At: Sri Lanka (Kandy)*.

- James, L. P., Mayeux, P. R., & Hinson, J. A., 2003: Acetaminophen-induced hepatotoxicity. *Drug metabolism and disposition*, 31(12), 1499-1506.
- Jefferson, B., Burgess, J. E., Pichon, A., Harkness, J., & Judd, S. J., 2001: Nutrient addition to enhance biological treatment of greywater. *Water research*, 35(11), 2702-2710.
- Kadlec, R., Knight, R., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., & Haberl, R., 2000: *Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation*. IWA publishing.
- Kanaujiya, D. K., Paul, T., Sinharoy, A., & Pakshirajan, K., 2019: Biological treatment processes for the removal of organic micropollutants from wastewater: a review. *Current pollution reports*, 5, 112-128.
- Kantor, T. G., 1986: Ketoprofen: a review of its pharmacologic and clinical properties. *Pharmacotherapy: The Journal of Human Pharmacology and Drug Therapy*, 6(3), 93-102.
- Kazemi, F., & Mohorko, R., 2017: Review on the roles and effects of growing media on plant performance in green roofs in world climates. *Urban Forestry & Urban Greening*, 23, 13-26.
- Keren, R. (1996). Boron. *Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods*, 5, 603-626.
- Khalil, M., & Liu, Y., 2021: Greywater biodegradability and biological treatment technologies: A critical review. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 161, 105211.
- Khanam, K., & Patidar, S. K., 2022: Greywater characteristics in developed and developing countries. *Materials Today: Proceedings*, 57, 1494-1499.
- Kim, H., Lim, J., Hong, J. H., Kim, A. R., Shin, M. S., & Kim, H., 2014: Solubility of climbazole in various alcohols at different temperatures. *The Journal of Chemical Thermodynamics*, 77, 1-6.
- Kirpichnikov, D., McFarlane, S. I., & Sowers, J. R., 2002: Metformin: an update. *Annals of internal medicine*, 137(1), 25-33.
- Lange, F. T., Scheurer, M., & Brauch, H. J., 2012: Artificial sweeteners—a recently recognized class of emerging environmental contaminants: a review. *Analytical and bioanalytical chemistry*, 403(9), 2503-2518.
- Larcher, S., & Yargeau, V., 2012: Biodegradation of sulfamethoxazole: current knowledge and perspectives. *Applied microbiology and biotechnology*, 96, 309-318.

- Larson, A. M., 2007: Acetaminophen hepatotoxicity. *Clinics in liver disease*, 11(3), 525-548.
- Le-Clech, P., Chen, V., & Fane, T. A., 2006: Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. *Journal of membrane science*, 284(1-2), 17-53.
- Leal, L. H., Temmink, H., Zeeman, G., & Buisman, C. J. N., 2011: Characterization and anaerobic biodegradability of grey water. *Desalination*, 270(1-3), 111-115.
- Leal, W. S., 2014: The enigmatic reception of DEET—the gold standard of insect repellents. *Current opinion in insect science*, 6, 93-98.
- Legeay, S., Clere, N., Apaire-Marchais, V., Faure, S., & Lapied, B., 2018: Unusual modes of action of the repellent DEET in insects highlight some human side effects. *European journal of pharmacology*, 825, 92-98.
- Li, F., Wichmann, K., & Otterpohl, R., 2009: Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of the total environment*, 407(11), 3439-3449.
- Li, J., Zhou, Q., & Campos, L. C., 2017: Removal of selected emerging PPCP compounds using greater duckweed (*Spirodela polyrhiza*) based lab-scale free water constructed wetland. *Water Research*, 126, 252-261.
- Li, Z., Yu, X., Yu, F., & Huang, X., 2021: Occurrence, sources and fate of pharmaceuticals and personal care products and artificial sweeteners in groundwater. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 20903-20920.
- Liao, C., Liu, F., & Kannan, K., 2012: Bisphenol S, a new bisphenol analogue, in paper products and currency bills and its association with bisphenol A residues. *Environmental science & technology*, 46(12), 6515-6522.
- Liu, W. R., Ying, G. G., Zhao, J. L., Liu, Y. S., Hu, L. X., Yao, L., Liang, Y. Q., & Tian, F., 2016: Photodegradation of the azole fungicide climbazole by ultraviolet irradiation under different conditions: Kinetics, mechanism and toxicity evaluation. *Journal of Hazardous Materials*, 318, 794-801.
- Liu, W., Sutton, N. B., Rijnaarts, H. H., & Langenhoff, A. A., 2016: Pharmaceutical removal from water with iron-or manganese-based technologies: A review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 46(19-20), 1584-1621.
- Liu, Z. H., Kanjo, Y., & Mizutani, S., 2009: Urinary excretion rates of natural estrogens and androgens from humans, and their occurrence and fate in the environment: a review. *Science of the Total Environment*, 407(18), 4975-4985.

- Lu, Z. J., Shi, W. J., Gao, F. Z., Ma, D. D., Zhang, J. G., Li, S. Y., Long, X. B., Zhang, Q.Q., & Ying, G. G., 2023: Climbazole causes cell apoptosis and lipidosis in the liver of grass carp. *Aquatic Toxicology*, 263, 106698.
- Luo, D., Pan, Y., Zeng, L., Du, B., Li, J., & Mei, S., 2020: Occurrence of multiple bisphenol S derivatives in breast milk from Chinese lactating women and implications for exposure in breast-fed infants. *Environmental Science & Technology Letters*, 8(2), 176-182.
- Mahmoudi, A., Mousavi, S. A., & Darvishi, P., 2021: Greywater as a sustainable source for development of green roofs: Characteristics, treatment technologies, reuse, case studies and future developments. *Journal of environmental management*, 295, 112991.
- Maimon, A., Friedler, E., & Gross, A., 2014: Parameters affecting greywater quality and its safety for reuse. *Science of the Total Environment*, 487, 20-25.
- Maimon, A., Tal, A., Friedler, E., & Gross, A., 2010: Safe on-site reuse of greywater for irrigation—a critical review of current guidelines. *Environmental science & technology*, 44(9), 3213-3220.
- Manso, M., & Castro-Gomes, J., 2015: Green wall systems: A review of their characteristics. *Renewable and sustainable energy reviews*, 41, 863-871.
- Matamoros, V., Arias, C. A., Nguyen, L. X., Salvadó, V., & Brix, H., 2012: Occurrence and behavior of emerging contaminants in surface water and a restored wetland. *Chemosphere*, 88(9), 1083-1089.
- Matamoros, V., Arias, C., Brix, H., & Bayona, J. M., 2007: Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from urban wastewater in a pilot vertical flow constructed wetland and a sand filter. *Environmental science & technology*, 41(23), 8171-8177.
- Matamoros, V., Arias, C., Brix, H., & Bayona, J. M., 2009: Preliminary screening of small-scale domestic wastewater treatment systems for removal of pharmaceutical and personal care products. *Water research*, 43(1), 55-62.
- McCusker, R. R., Goldberger, B. A., & Cone, E. J., 2003: Caffeine content of specialty coffees. *Journal of analytical toxicology*, 27(7), 520-522.
- Mendes, R., Fidélis, T., Roebeling, P., & Teles, F., 2020: The institutionalization of nature-based solutions—a discourse analysis of emergent literature. *Resources*, 9(1), 6.
- Monapathi, M. E., Oguegbulu, J. C., Adogo, L., Klink, M., Okoli, B., Mtunzi, F., & Modise, J. S., 2021: Pharmaceutical pollution: azole antifungal drugs and resistance

of opportunistic pathogenic yeasts in wastewater and environmental water. *Applied and Environmental Soil Science*, 2021, 1-11.

Mutombo, D. T., 2004: Internal circulation reactor: pushing the limits of anaerobic industrial effluents treatment technologies. In Proceedings of the 2004 Water Institute of Southern Africa (WISA) Biennial Conference (pp. 608-616). Water Institute of Southern Africa NPC.

Nagase, A., & Dunnett, N., 2011: The relationship between percentage of organic matter in substrate and plant growth in extensive green roofs. *Landscape and Urban Planning*, 103(2), 230-236.

Naik, A. Q., Zafar, T., & Shrivastava, V. K., 2021: Environmental impact of the presence, distribution, and use of artificial sweeteners as emerging sources of pollution. *Journal of Environmental and Public Health*, 2021.

Náthia-Neves, G., Berni, M., Dragone, G., Mussatto, S. I., & Forster-Carneiro, T., 2018: Anaerobic digestion process: technological aspects and recent developments. *International journal of environmental science and technology*, 15, 2033-2046.

Nawrot, P., Jordan, S., Eastwood, J., Rotstein, J., Hugenholtz, A., & Feeley, M., 2003: Effects of caffeine on human health. *Food Additives & Contaminants*, 20(1), 1-30.

Nogué, S., Sanz, P., Munné, P., & Gadea, E., 2000: Copper contamination from domestic tap water with a descaler. *Bulletin of the World Health Organization*, 78(4), 565.

Oh, S. W., & Han, S. Y., 2015: Loop diuretics in clinical practice. *Electrolytes & Blood Pressure: E & BP*, 13(1), 17.

Okun, D. A., 1997: Distributing reclaimed water through dual systems. *Journal-American Water Works Association*, 89(11), 52-64.

Oron, G., Adel, M., Agmon, V., Friedler, E., Halperin, R., Leshem, E., & Weinberg, D., 2014: Greywater use in Israel and worldwide: standards and prospects. *Water research*, 58, 92-101.

Osimitz, T. G., & Murphy, J. V., 1997: Neurological effects associated with use of the insect repellent N, N-diethyl-m-toluamide (DEET). *Journal of Toxicology: Clinical Toxicology*, 35(5), 435-441.

Oteng-Peprah, M., Acheampong, M. A., & DeVries, N. K., 2018: Greywater characteristics, treatment systems, reuse strategies and user perception—a review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 229(8), 255.

- Ottoson, J., & Stenström, T. A., 2003: Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water research*, 37(3), 645-655.
- Parsons, D. S., & Jefferson, B., 2006: Introduction to potable water treatment processes (Vol. 5). Hoboken, NJ, USA: Blackwell Pub.
- Paulzen, M., Groppe, S., Tauber, S. C., Veselinovic, T., Hiemke, C., & Gründer, G., 2014: Venlafaxine and O-desmethylvenlafaxine concentrations in plasma and cerebrospinal fluid. *The Journal of clinical psychiatry*, 76(1), 22165.
- Peng, X., Huang, Q., Zhang, K., Yu, Y., Wang, Z., & Wang, C., 2012: Distribution, behavior and fate of azole antifungals during mechanical, biological, and chemical treatments in sewage treatment plants in China. *Science of the Total Environment*, 426, 311-317.
- Pererva, Y., Miller, C. D., & Sims, R. C., 2020: Approaches in design of laboratory-scale UASB reactors. *Processes*, 8(6), 734.
- Pidou, M., Avery, L., Stephenson, T., Jeffrey, P., Parsons, S. A., Liu, S., Fayyaz, A. M., & Jefferson, B., 2008: Chemical solutions for greywater recycling. *Chemosphere*, 71(1), 147-155.
- Pillai, J. S., & Vijayan, N., 2012: Decentralized greywater treatment for nonpotable reuse in a vertical flow constructed wetland. In 2012 International conference on green technologies (ICGT) (pp. 058-063). IEEE.
- Pillard, D. A., Cornell, J. S., DuFresne, D. L., & Hernandez, M. T., 2001: Toxicity of benzotriazole and benzotriazole derivatives to three aquatic species. *Water research*, 35(2), 557-560.
- Płatkiewicz, J., Frankowski, R., Grześkowiak, T., Stanisz, E., & Zgoła-Grześkowiak, A., 2023: Photochemical degradation of bisphenols and fluconazole by UV-activated persulfate—Benefits for cost-efficient removal in wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(6), 111601.
- Poursat, B. A., van Spanning, R. J., Braster, M., Helmus, R., de Voogt, P., & Parsons, J. R., 2019: Biodegradation of metformin and its transformation product, guanylurea, by natural and exposed microbial communities. *Ecotoxicology and environmental Safety*, 182, 109414.
- Prathapar, S. A., Jamrah, A., Ahmed, M., Al Adawi, S., Al Sidairi, S., & Al Harassi, A., 2005: Overcoming constraints in treated greywater reuse in Oman. *Desalination*, 186(1-3), 177-186.

Prodanovic, V., Hatt, B., McCarthy, D., & Deletic, A., 2020: Green wall height and design optimisation for effective greywater pollution treatment and reuse. *Journal of environmental management*, 261, 110173.

Prodanovic, V., Hatt, B., McCarthy, D., Zhang, K., & Deletic, A., 2017: Green walls for greywater reuse: Understanding the role of media on pollutant removal. *Ecological Engineering*, 102, 625-635.

Prodanovic, V., McCarthy, D., Hatt, B., & Deletic, A., 2019: Designing green walls for greywater treatment: The role of plants and operational factors on nutrient removal. *Ecological Engineering*, 130, 184-195.

Prodanovic, V., Zhang, K., Hatt, B., McCarthy, D., & Deletic, A., 2018: Optimisation of lightweight green wall media for greywater treatment and reuse. *Building and Environment*, 131, 99-107.

Rainsford, K. D., 2009: Ibuprofen: pharmacology, efficacy and safety. *Inflammopharmacology*, 17, 275-342.

Ramil, M., El Aref, T., Fink, G., Scheurer, M., & Ternes, T. A., 2010: Fate of beta blockers in aquatic-sediment systems: sorption and biotransformation. *Environmental science & technology*, 44(3), 962-970.

Ranieri, E., Verlicchi, P., & Young, T. M., 2011: Paracetamol removal in subsurface flow constructed wetlands. *Journal of Hydrology*, 404(3-4), 130-135.

Raul, P. K., Devi, R. R., Umlong, I. M., Banerjee, S., Singh, L., & Purkait, M., 2012: Removal of fluoride from water using iron oxide-hydroxide nanoparticles. *Journal of nanoscience and nanotechnology*, 12(5), 3922-3930.

Ravichandran, M. K., Yoganathan, S., & Philip, L., 2021: Removal and risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in a decentralized greywater treatment system serving an Indian rural community. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(6), 106832.

Raymond, C., Breil, M., Nita, M., Kabisch, N., de Bel, M., Enzi, V., Frantzeskaki, N., Geneletti, G., Lovinger, L., Cardinaletti, M., Basnou, C., Monteiro, A., Robrecht, H., Sgrigna, G., Muhari, L., Calfapietra, C., & Berry, P., 2017: An impact evaluation framework to support planning and evaluation of nature-based solutions projects. Report prepared by the EKLIPSE Expert Working Group on Nature-Based Solutions to Promote Climate Resilience in Urban Areas. Centre for Ecology and Hydrology.

Ren, T., Perdana, M. C., Kříženecká, S., Sochacki, A., & Vymazal, J., 2023: Constructed wetlands for the treatment of household organic micropollutants with contrasting degradation behaviour: Partially-saturated systems as a performance all-rounder. *Chemosphere*, 314, 137645.

- Richardson, K., Cooper, K., Marriott, M. S., Tarbit, M. H., Troke, F., & Whittle, P. J., 1990: Discovery of fluconazole, a novel antifungal agent. *Reviews of infectious diseases*, 12(Supplement_3), S267-S271.
- Rochester, J. R., & Bolden, A. L., 2015: Bisphenol S and F: a systematic review and comparison of the hormonal activity of bisphenol A substitutes. *Environmental health perspectives*, 123(7), 643-650.
- Roush, G. C., Kaur, R., & Ernst, M. E., 2014: Diuretics: a review and update. *Journal of cardiovascular pharmacology and therapeutics*, 19(1), 5-13.
- Rúa-Gómez, P. C., & Püttmann, W., 2012: Occurrence and removal of lidocaine, tramadol, venlafaxine, and their metabolites in German wastewater treatment plants. *Environmental Science and Pollution Research*, 19, 689-699.
- Rühmland, S., Wick, A., Ternes, T. A., & Barjenbruch, M., 2015: Fate of pharmaceuticals in a subsurface flow constructed wetland and two ponds. *Ecological Engineering*, 80, 125-139.
- Rumack, B. H., & Matthew, H., 1975: Acetaminophen poisoning and toxicity. *Pediatrics*, 55(6), 871-876.
- Ryan, C. C., Tan, D. T., & Arnold, W. A., 2011: Direct and indirect photolysis of sulfamethoxazole and trimethoprim in wastewater treatment plant effluent. *Water research*, 45(3), 1280-1286.
- Sadaria, A. M., Labban, C. W., Steele, J. C., Maurer, M. M., & Halden, R. U., 2019: Retrospective nationwide occurrence of fipronil and its degradates in US wastewater and sewage sludge from 2001-2016. *Water research*, 155, 465-473.
- Saku, K., Gartside, P. S., Hynd, B. A., & Kashyap, M. L., 1985: Mechanism of action of gemfibrozil on lipoprotein metabolism. *The Journal of clinical investigation*, 75(5), 1702-1712.
- Saleh, M. M., & Mahmood, U. F., 2003: UASB/EGSB applications for industrial wastewater treatment. In Seventh International Water Technology Conference Egypt (pp. 1-3).
- Samsonova, J. V., Cannavan, A., & Elliott, C. T., 2012: A critical review of screening methods for the detection of chloramphenicol, thiamphenicol, and florfenicol residues in foodstuffs. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, 42(1), 50-78.
- Sanderson, J. E., Chan, S. K., Yip, G., Yeung, L. Y., Chan, K. W., Raymond, K., & Woo, K. S., 1999: Beta-blockade in heart failure: a comparison of carvedilol with metoprolol. *Journal of the American College of Cardiology*, 34(5), 1522-1528.

- Sang, Z., Jiang, Y., Tsoi, Y. K., & Leung, K. S. Y., 2014: Evaluating the environmental impact of artificial sweeteners: a study of their distributions, photodegradation and toxicities. *Water Research*, 52, 260-274.
- Seeland, A., Oetken, M., Kiss, A., Fries, E., & Oehlmann, J., 2012: Acute and chronic toxicity of benzotriazoles to aquatic organisms. *Environmental Science and Pollution Research*, 19, 1781-1790.
- Sgroi, M., Pelissari, C., Roccaro, P., Sezerino, P. H., García, J., Vagliasindi, F. G., & Ávila, C., 2018: Removal of organic carbon, nitrogen, emerging contaminants and fluorescing organic matter in different constructed wetland configurations. *Chemical Engineering Journal*, 332, 619-627.
- Shaikh, I. N., & Ahammed, M. M., 2020: Quantity and quality characteristics of greywater: a review. *Journal of Environmental Management*, 261, 110266.
- Shi, Z. Q., Liu, Y. S., Xiong, Q., Cai, W. W., & Ying, G. G., 2019: Occurrence, toxicity and transformation of six typical benzotriazoles in the environment: A review. *Science of the Total Environment*, 661, 407-421.
- Schneider, S. L., & Lim, H. W., 2019: Review of environmental effects of oxybenzone and other sunscreen active ingredients. *Journal of the American Academy of Dermatology*, 80(1), 266-271.
- Sica, D. A., Carter, B., Cushman, W., & Hamm, L., 2011: Thiazide and loop diuretics. *The journal of clinical hypertension*, 13(9), 639-643.
- Sijimol, M. R., & Joseph, S., 2021: Constructed wetland systems for greywater treatment and reuse: A review. *International Journal of Energy and Water Resources*, 5(3), 357-369.
- Siller, A., Blaszkak, S. C., Lazar, M., & Harken, E. O., 2018: Update about the effects of the sunscreen ingredients oxybenzone and octinoxate on humans and the environment. *Plastic and Aesthetic Nursing*, 38(4), 158-161.
- Simon-Delso, N., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L. P., Bonmatin, J. M., Chagnon, M., Downs, C., ... & Wiemers, M., 2015: Systemic insecticides (neonicotinoids and fipronil): trends, uses, mode of action and metabolites. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 5-34.
- Singh, M., & Srivastava, R. K., 2011: Sequencing batch reactor technology for biological wastewater treatment: a review. *Asia-pacific journal of chemical engineering*, 6(1), 3-13.
- Siriwardhana, K. D., Miguntanna, N., Jayaneththi, D. I., Kantamaneni, K., & Rathnayake, U., 2023: Vertically constructed wetlands for greywater reuse:

Performance analysis of plants. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 20, 100881.

Sizirici, B., & Yildiz, I., 2020: Simultaneous removal of organics and metals in fixed bed using gravel and iron oxide coated gravel. *Results in Engineering*, 5, 100093.

Smith, A., 2002: Effects of caffeine on human behavior. *Food and chemical toxicology*, 40(9), 1243-1255.

Sohail, N., Riedel, R., Dorneanu, B., & Arellano-Garcia, H., 2023: Prolonging the Life Span of Membrane in Submerged MBR by the Application of Different Anti-Biofouling Techniques. *Membranes*, 13(2), 217.

Sochacki, A., Kowalska, K., Felis, E., Bajkacz, S., Kalka, J., Brzeszkiewicz, A., ... & Jakóbk-Kolon, A., 2021: Removal and transformation of sulfamethoxazole in acclimated biofilters with various operation modes—Implications for full-scale application. *Chemosphere*, 280, 130638.

Sochacki, A., Marsik, P., Chen, Z., Sisa, M., & Vymazal, J., 2021: Fate of antifungal drugs climbazole and fluconazole in constructed wetlands—diastereoselective transformation indicates process conditions. *Chemical Engineering Journal*, 421, 127783.

Somarakis, G., Stagakis, S., Chrysoulakis, N., Mesimäki, M., & Lehvävirta, S., 2019: ThinkNature nature-based solutions handbook.

Soni, M. G., Taylor, S. L., Greenberg, N. A., & Burdock, G., 2002: Evaluation of the health aspects of methyl paraben: a review of the published literature. *Food and chemical Toxicology*, 40(10), 1335-1373.

Stefanakis, A., Akrotos, C. S., & Tsihrintzis, V. A., 2014: Vertical flow constructed wetlands: eco-engineering systems for wastewater and sludge treatment. Newnes.

Stoschitzky, K., Koshucharova, G., Zweiker, R., Maier, R., Watzinger, N., Fruhwald, F. M., & Klein, W., 2001: Differing beta-blocking effects of carvedilol and metoprolol. *European journal of heart failure*, 3(3), 343-349.

Su, C., & Suarez, D. L. , 1997: In situ infrared speciation of adsorbed carbonate on aluminum and iron oxides. *Clays and Clay Minerals*, 45, 814-825.

Suarez-Torres, J. D., Orozco, C. A., & Ciangherotti, C. E., 2021: The numerical probability of carcinogenicity to humans of some antimicrobials: Nitro-monoaromatics (including 5-nitrofurans and 5-nitroimidazoles), quinoxaline-1, 4-dioxides (including carbadox), and chloramphenicol. *Toxicology In Vitro*, 75, 105172.

Teerlink, J., Hernandez, J., & Budd, R., 2017: Fipronil washoff to municipal wastewater from dogs treated with spot-on products. *Science of the total environment*, 599, 960-966.

Temple, J. L., Bernard, C., Lipshultz, S. E., Czachor, J. D., Westphal, J. A., & Mestre, M. A., 2017: The safety of ingested caffeine: a comprehensive review. *Frontiers in psychiatry*, 8, 80.

Thomaidi, V., Petousi, I., Kotsia, D., Kalogerakis, N., & Fountoulakis, M. S., 2022: Use of green roofs for greywater treatment: Role of substrate, depth, plants, and recirculation. *Science of the Total Environment*, 807, 151004.

Tiedje, J. M., 1983: Denitrification. *Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties*, 9, 1011-1026.

Tjandraatmadja, G., Diaper, C., Gozukara, Y., Burch, L., Sheedy, C., & Price, G., 2008: Sources of critical contaminants in domestic wastewater: contaminant contribution from household products. Report for the CSIRO: Water for a Healthy Country National Research Flagship.

Todd, P. A., & Ward, A., 1988: Gemfibrozil: a review of its pharmacodynamic and pharmacokinetic properties, and therapeutic use in dyslipidaemia. *Drugs*, 36, 314-339.

Tombola, R., Buttiglieri, G., Auset, M., & Gonzalez-Olmos, R., 2019: Recycled corrugated wire hose cover as biological carriers for greywater treatment in a sequential batch biofilm reactor. *Journal of environmental management*, 240, 475-484.

Tran, N. H., Hu, J., Li, J., & Ong, S. L., 2014: Suitability of artificial sweeteners as indicators of raw wastewater contamination in surface water and groundwater. *Water research*, 48, 443-456.

Turner, R. D., Warne, M. S. J., Dawes, L. A., Thompson, K., & Will, G. D., 2019: Greywater irrigation as a source of organic micro-pollutants to shallow groundwater and nearby surface water. *Science of The Total Environment*, 669, 570-578.

Uzelac, M. M., Srđenović Čonić, B., Kladar, N., Armaković, S., & Armaković, S. J., 2023: Removal of hydrochlorothiazide from drinking and environmental water: Hydrolysis, direct and indirect photolysis. *Energy & Environment*, 34(5), 1243-1257.

Van de Walle, A., Kim, M., Alam, M. K., Wang, X., Wu, D., Dash, S. R., Rabaey, K., & Kim, J., 2023: Greywater reuse as a key enabler for improving urban wastewater management. *Environmental Science and Ecotechnology*, 100277.

Vo, H. N. P., Le, G. K., Nguyen, T. M. H., Bui, X. T., Nguyen, K. H., Rene, E. R., Vo, T. D. H., & Mohan, R., 2019: Acetaminophen micropollutant: Historical and current occurrences, toxicity, removal strategies and transformation pathways in different environments. *Chemosphere*, 236, 124391.

Vo, H. N. P., Le, G. K., Nguyen, T. M. H., Bui, X. T., Nguyen, K. H., Rene, E. R., ... & Mohan, R., 2019: Acetaminophen micropollutant: Historical and current occurrences, toxicity, removal strategies and transformation pathways in different environments. *Chemosphere*, 236, 124391.

Vuppaladadiyam, A. K., Merayo, N., Prinsen, P., Luque, R., Blanco, A., & Zhao, M., 2019: A review on greywater reuse: quality, risks, barriers and global scenarios. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 18, 77-99.

Vymazal, J., 2002: The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering*, 18(5), 633-646.

Vymazal, J., 2007: Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the total environment*, 380(1-3), 48-65.

Vymazal, J., 2008: Constructed wetlands for wastewater treatment: a review. In *Proceedings of TAAI2007: The 12th World lake conference* (Vol. 965, p. 980).

Vymazal, J., 2010: Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water*, 2(3), 530-549.

Vymazal, J., 2011: Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia*, 674(1), 133-156.

Vymazal, J., 2022: The historical development of constructed wetlands for wastewater treatment. *Land*, 11(2), 174.

Vymazal, J., & Březinová, T., 2015: The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: a review. *Environment international*, 75, 11-20.

Vymazal, J., & Kröpfelová, L., 2008a: Is concentration of dissolved oxygen a good indicator of processes in filtration beds of horizontal-flow constructed wetlands?. *Wastewater treatment, plant dynamics and management in constructed and natural wetlands*, 311-317.

Vymazal, J., & Kröpfelová, L., 2009: Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a review of the field experience. *Science of the total environment*, 407(13), 3911-3922.

Wang, D., Lin, H., Ma, Q., Bai, Y., & Qu, J., 2021: Manganese oxides in Phragmites rhizosphere accelerates ammonia oxidation in constructed wetlands. *Water Research*, 205, 117688.

Wang, J., & Wang, S., 2018? Microbial degradation of sulfamethoxazole in the environment. *Applied microbiology and biotechnology*, 102, 3573-3582.

Washton, H., 1989: Review of fluconazole: a new triazole antifungal agent. *Diagnostic Microbiology and Infectious Disease*, 12(4), 229-233.

Weeks, J. A., Guiney, P. D., & Nikiforov, A. I., 2012: Assessment of the environmental fate and ecotoxicity of N, N-diethyl-m-toluamide (DEET). *Integrated Environmental Assessment and Management*, 8(1), 120-134.

Wei, H., Gao, B., Ren, J., Li, A., & Yang, H., 2018: Coagulation/flocculation in dewatering of sludge: A review. *Water research*, 143, 608-631.

Whittinghill, L. J., & Rowe, D. B., 2012: The role of green roof technology in urban agriculture. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 27(4), 314-322.

Wile, D., 2012: Diuretics: a review. *Annals of clinical biochemistry*, 49(5), 419-431.

Winward, G. P., Avery, L. M., Stephenson, T., & Jefferson, B., 2008: Chlorine disinfection of grey water for reuse: effect of organics and particles. *Water research*, 42(1-2), 483-491.

Wisniewski, C., 2007: Membrane bioreactor for water reuse. *Desalination*, 203(1-3), 15-19.

Wong, L. T., Mui, K. W., & Guan, Y., 2010: Shower water heat recovery in high-rise residential buildings of Hong Kong. *Applied Energy*, 87(2), 703-709.

Wu, B., 2019: Membrane-based technology in greywater reclamation: A review. *Science of the total environment*, 656, 184-200.

Wu, Y., Sun, Q., Wang, Y. W., Deng, C. X., & Yu, C. P., 2017: Comparative studies of aerobic and anaerobic biodegradation of methylparaben and propylparaben in activated sludge. *Ecotoxicology and environmental safety*, 138, 25-31.

Wurochekke, A. A., Mohamed, R. M. S., Al-Gheethi, A. A., Atiku, H., Amir, H. M., & Matias-Peralta, H. M., 2016: Household greywater treatment methods using natural materials and their hybrid system. *Journal of water and health*, 14(6), 914-928.

Yang, A., Palmer, A. A., & De Wit, H., 2010: Genetics of caffeine consumption and responses to caffeine. *Psychopharmacology*, 211, 245-257.

Yang, X., Zou, R., Tang, K., Andersen, H. R., Angelidaki, I., & Zhang, Y., 2021: Degradation of metoprolol from wastewater in a bio-electro-Fenton system. *Science of the Total Environment*, 771, 145385.

Zelmanov, G., & Semiat, R., 2014: Boron removal from water and its recovery using iron (Fe³⁺) oxide/hydroxide-based nanoparticles (NanoFe) and NanoFe-impregnated granular activated carbon as adsorbent. *Desalination*, 333(1), 107-117.

Zeng, L., Li, X., & Liu, J., 2004: Adsorptive removal of phosphate from aqueous solutions using iron oxide tailings. *Water research*, 38(5), 1318-1326.

Zhang, Z., Ren, N., Li, Y. F., Kunisue, T., Gao, D., & Kannan, K., 2011: Determination of benzotriazole and benzophenone UV filters in sediment and sewage sludge. *Environmental science & technology*, 45(9), 3909-3916.

Zhao, C., Xie, H., Xu, J., Xu, X., Zhang, J., Hu, Z., ... & Wang, J., 2015: Bacterial community variation and microbial mechanism of triclosan (TCS) removal by constructed wetlands with different types of plants. *Science of the Total Environment*, 505, 633-639.

Zraunig, A., Estelrich, M., Gattringer, H., Kissler, J., Langergraber, G., Radtke, M., Rodriguez-Roda, I., & Buttiglieri, G., 2019: Long term decentralized greywater treatment for water reuse purposes in a tourist facility by vertical ecosystem. *Ecological Engineering*, 138, 138-147.

Odborné knihy

Dohányos, M., Koller, J., & Strnadová, N., 1994: *Čištění odpadních vod*. Vysoká škola chemicko-technologická, Praha, 177 s, ISBN 80-7080-207-3.

Chudoba, J., 1991: *Odpadní vody a jejich čištění*. Praha [s.n.]. 121 s, ISBN 80-85122-09-X

Chudoba, J., Dohányos, M., & Wanner, J., 1991: *Biologické čištění odpadních vod*. Nakladatelství technické literatury. Praha. 465 s. ISBN 80-03-00611-2

Kadlec, R. H., & Wallace, S., 2008: *Treatment wetlands*. CRC press. 965 s. ISBN 9780429137952

Pošta, J., 2005: *Čistírny odpadních vod: [učební texty]*. Česká zemědělská univerzita. Praha. 207 s. ISBN 80-213-1366-8

Rešetka, D., 1990: *Stokování a čištění odpadních vod II: Čištění odpadních vod*. 3. vyd. Vysoké učení technické. Brno. ISBN 80-214-0168-0

Šálek, J., 1995: *Přírodní způsoby čištění odpadních vod*. Vysoké učení technické. Brno. 115 s. ISBN 80-214-0712-3.

Vymazal, J., & Kröpfelová, L., 2008: Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow (Vol. 14). Springer science & business media. 561 s. ISBN: 987-1-4020-8579-6.

Wen, G., Ma, J., Zhang, L., & Yu, G., 2010: 4.07—Membrane Bioreactor in water treatment, in comprehensive membrane. In: Drioli, E., & Giorno, L. (Eds.). Comprehensive membrane science and engineering (Vol. 1). Newnes.

9. Přílohy

Příloha č. 1: Standardní parametry - 4. 10. 2023

Kolony	Prvky											
	TOC	IC	TN	F	Cl	NO2	NO3	PO43-	SO42-	N-NH4	pH	cond. uS/cm
Fe-R	0	0	15,73503	0,046	148,396	0,035	38,165	0,144	0,431	4,84	5,19	724
	3,069775	0	21,97411	0,046	141,397	0	55,386	0	0,538	6,00	5,97	730
Fe+R	1,405558	0	30,4979	0	125,519	0	93,551	0	0,565	5,26	6,29	722
	0,286829	0	27,75758	0,019	109,653	0	100,696	0	0,513	2,20	6,27	649
P-R	6,067779	4,716113	25,95949	0,76	86,077	0,08	77,272	12,131	44,403	4,96	7,29	657
	5,250685	0	27,36476	0,559	86,507	0,21	104,018	9,987	44,953	1,02	6,48	663
P+R	5,972504	0	23,45956	0,547	88,83	0,527	92,095	8,965	46,846	0,56	6,64	651
	4,907018	0	23,19865	0,401	88,751	0	94,176	9,572	46,281	0,03	6,68	646
Mn-R	2,166704	0	23,72093	0,044	86,93	0,066	104,214	0,117	60,374	1,88	6,66	647
	2,110587	0	24,48087	0,049	87,029	0,071	95,774	0	55,651	0,87	6,62	652
Mn+R	2,574959	0	23,21618	0,048	88,229	0	94,902	0	49,861	0,07	6,77	644
	1,899027	0	23,3592	0,044	88,491	0	95,494	0	51,317	0,07	6,80	647
Přítok	31,5772	33,93308	31,33993	0,582	84,97	0	25,105	15,156	31,844	14,09	7,65	776

Příloha č. 2: Standardní parametry - 12. 10. 2023

Kolony	Prvky											
	TOC	IC	TN	F	Cl	NO2	NO3	PO43-	SO42-	N-NH4	pH	cond. uS/cm
Fe-R	0,026693	0	17,79527	0,044	142,19	0,712	54,937	0	1,219	4,40	5,02	827
	1,765786	0	23,50528	0,037	134,094	0,029	75,854	0	0,559	5,03	5,36	759
Fe+R	1,6317	0	25,76663	0,014	123,813	0	85,182	0	0,707	4,74	6,49	692
	0,171338	0	25,39771	0,018	111,993		99,697	0	0,629	0,44	6,38	653
P-R	6,90797	0	25,21531	0,346	86,738	0,121	101,941	12,143	44,278	0,00	6,40	655
	4,17318	0	23,54207	0,363	87,498	0,026	97,048	11,178	44,663	0,00	6,54	645
P+R	5,891776	0,131704	22,48252	0,422	89,953	0,058	93,383	9,768	48,087	0,00	6,91	654
	6,185886	0	22,11791	0,41	88,838	0,036	92,131	8,768	45,658	0,00	6,72	639
Mn-R	2,277865	0	30,25807	0,042	89,98	0,071	116,238	0	53,715	0,46	6,62	704
	2,888885	0	26,04123	0,05	87,775	0,069	102,413	0	52,902	0,29	6,73	664
Mn+R	3,124449	0	24,28111	0,041	88,749	0,03	100,371	0,253	50,396	0,00	6,98	657
	2,090874	0	26,56418	0,042	89,145	0,031	108,032	0	48,941	0,00	6,92	668
Přítok	28,66129	36,69337	31,02619	0,566	85,828		24,912	17,763	44,665	19,32	7,34	762

Příloha č. 3: Standardní parametry - 19. 10. 2023

Kolony	Prvky											
	TOC	IC	TN	F	Cl	NO2	NO3	PO43-	SO42-	N-NH4	pH	cond. uS/cm
Fe-R	0	0	16,11607	0,028	144,574	2,724	55,208		0,463	2,777	5,05	865
	0	0	22,13027	0,036	138,929	0,03	77,584		0,392	4,701	5,14	746
Fe+R	1,270429	0	22,85197	0,014	128,115		86,961		0,487	2,33	6,28	711
	1,460711	0	25,77648	0,016	120,914		102,378		0,332	0,481	6,29	701
P-R	4,375057	4,410313	21,57513	0,568	84,722	0,046	89,279	10,277	44,935	0,00	7,33	667
	5,292494	10,21695	19,61538	1,169	84,694	0,042	80,729	10,427	44,669	0,31	7,56	689
P+R	4,808428	4,530991	19,67289	0,846	86,927	0,139	83,63	9,528	43,341	0	7,45	662
	5,651449	3,009273	19,56333	0,747	85,849	0,042	82,216	6,751	45,823	0	7,16	639
Mn-R	2,024714	0	27,58017	0,044	88,037	0,033	108,996		42,203	0,571	6,84	655
	1,926986	0	19,08327	0,041	85,702	0,026	79,018		61,309	0,346	6,70	621
Mn+R	2,1615	0	23,52258	0,516	88,463		96,607	0,28		0	6,82	632
	1,71341	0	22,02156	0,034	87,413	0,028	91,679		49,174	0	6,91	628
Přítok (nový)	26,78788	52,70476	28,64921	0,557	82,747		25,066	15,996	45,029	24,796	8,18	911
Přítok (starý)	7,373813	35,70892	23,50783	0,602	86,989		0,048	14,528	45,311	22,972	7,88	753

Příloha č. 4: Standardní parametry - 24. 10. 2023

Kolony	Prvky											
	TOC	IC	TN	F	Cl	NO2	NO3	PO43-	SO42-	N-NH4	pH	cond. uS/cm
Fe-R	0	0	21,78616	0,032	149,292	2,147	74,19	0	1,285	4,982	5,08	852
	0	0	26,0756	0,028	142,792	0,027	88,201	0	0,556	7,143	5,02	796
Fe+R	0,633271	0	24,86503		133,25	0,024	98,233	0	0,64	1,47	6,52	759
	0	0	31,60564	0,015	123,877	0,023	115,132	0	0,45	3,902	6,41	747
P-R	4,552807	5,734134	24,40296	1,037	84,816	0,034	99,203	13,533	44,498	0,36	7,44	703
	4,697853	13,1216	22,291	1,07	84,285	0,045	91,955	12,468	43,666	0,32	7,73	729
P+R	4,932252	8,311817	20,71578	1,108	86,84	0,03	86,769	11,249	45,737	0,312	7,65	697
	4,696497	13,33159	20,66702	1,218	85,066	0,039	86,145	10,982	44,257	0,29	7,64	717
Mn-R	1,496885	0	30,67658	0,038	86,29	0,039	120,576	0	54,73	0,515	7,13	707
	1,227711	0	27,06052	0,042	84,844	0,04	106,859	0	61,803	1,302	6,86	686
Mn+R	2,11785	0,112297	23,34776	0,044	88,705	0,029	96,496	0	59,258	0,38	6,98	676
	1,828029	0	23,19151	0,038	86,502	0,024	96,071	0	64,116	0,38	7,02	674
Přítok (nový)	26,0978	55,93587	29,8996	0,581	85,424	0,216	24,813	16,551		28,284	7,94	938
Přítok (starý)	5,515431	56,13608	21,12126	0,602	83,801		0	13,354	44,495	23,604	7,87	879

Příloha č. 5: Standardní parametry - 2. 11. 2023

Kolony	Prvky											
	TOC	IC	TN	F	Cl	NO2	NO3	PO43-	SO42-	N-NH4	pH	cond. uS/cm
Fe-R	0,00	0,00	21,69	0,033	146,404	1,852	85,513		0,646	0,909	5,46	997
	0,00	0,00	25,27	0,03	145,161	0,025	89,994		0,39	2,495	5,76	803
Fe+R	0,68	0,00	25,18		132,468	0,028	104,133		0,709	0,68	6,46	761
	0,28	0,00	26,06	0,014	130,208	0,023	104,682		0,464	0,942	6,37	746
P-R	3,67	12,12	24,50	1,076	86,683	0,042	101,152	14,808	43,925	0,37	7,68	750
	4,00	16,62	22,82	0,71	86,414	0,035	96,076	14,583	43,451	0,41	7,88	757
P+R	4,42	14,21	20,50	1,048	88,569	0,025	87,632	13,292	44,806	0,425	7,87	732
	3,80	17,95	21,56	0,838	87,414	0,038	91,477	12,754	43,623	0,503	7,91	759
Mn-R	1,70	0,00	27,62	0,039	87,743	0,028	112,187		57,85	0,582	7,07	692
	1,89	0,00	25,07	0,039	86,535	0,024	103,597		62,525	0,695	6,94	680
Mn+R	2,11	0,58	23,07	0,043	88,354	0,022	96,939		62,606	0,56	7,09	677
	1,86	0,00	23,36	0,037	87,677		97,811		64,617	0,548	7,02	676
Přítok (nový)	25,72	57,53	29,10	0,599	84,685	0,042	24,973	16,406	45,419	26,19	7,80	926
Přítok (starý)	5,15	59,04	21,99	0,626	86,15	1,038	0,038	14,843	43,87	23,334	7,88	890

Příloha č. 6: Standardní parametry - 7. 11. 2023

Kolony	Prvky											
	TOC	IC	TN	F	Cl	NO2	NO3	PO43-	SO42-	N-NH4	pH	cond. uS/cm
Fe-R	0,956924	0	22,15097	0,026	141,806	1,69	84,52	0	0,609	2,158	5,36	892
	1,09858	0	24,40039	0,032	143,459	0	85,145	0	0,392	5,567	5,01	792
Fe+R	1,621899	0	25,75379	0,017	129,402	0	101,439	0	0,632	0,537	6,65	753
	3,832887	0	25,21886	0,016	129,683	0	99,936	0	0,478	1,426	6,45	746
P-R	6,439633	13,83888	25,2972	0,941	85,169	0,043	100,963	15,145	44,55	0,436	7,80	760
	6,061607	16,80236	23,67545	0,627	85,162	0,032	95,863	14,289	43,49	4,36	7,93	763
P+R	6,32261	16,90481	21,67584	1,202	87,439	0,037	89,531	13,381	45,473	0,458	7,91	759
	6,667684	19,28307	22,11616	0,715	86,553	0,047	91,49	13,061	44,311	0,413	7,92	771
Mn-R	5,178514	0,261517	25,87503	0,042	88,265	0,022	103,779	0	55,67	0,436	7,47	684
	5,138381	0,468249	24,86043	0,045	85,292	0	99,783	0	64,019	0,503	7,11	683
Mn+R	3,785224	1,181045	23,02691	0,057	87,665	0	94,827	0	60,932	0,413	7,23	676
	4,95107	0	23,36549	0,024	87,13	0	96,892	0	65,632	0,413	7,12	683
Přítok (nový)										27,002		
Přítok (starý)										24,144		

Příloha č. 7: Standardní parametry - 16. 10. 2023

Kolony	Prvky												
	TOC	IC	TN	F	Cl	NO2	Br	NO3	PO43-	SO42-	N-NH4	pH	cond. uS/cm
Fe-R	0,420431	0	21,56824	0,028	139,162	1,692	0,039	86,972	0	1,049		6,64	770
	0	0	21,58504	0,028	145,508	0,025	0,031	82,764	0	0,653		6,34	785
Fe+R	2,773533	0	25,51088	0	125,323	0	0,023	103,327	0	0,53		6,75	732
	0,197832	0	25,9837	0	127,595	0	0	104,313	0	0,394		6,58	741
P-R	3,963101	12,16873	24,4253	0,772	85,388	0,024	0	99,854	15,378	44,828		7,77	762
	4,384218	13,46091	24,50948	0,615	85,488	0,027	0	99,719	14,859	44,871		7,89	768
P+R	4,499893	18,19363	20,13153	0,882	87,214	0,03	0	84,296	14,272	45,541		7,96	758
	4,279667	17,82156	21,47367	0,644	85,993	0,034	0	88,955	13,339	44,817		7,97	767
Mn-R	2,189848	0	23,42072	0,042	88,516	0	0	97,15	0	57,043		7,39	674
	3,30783	0,633647	24,34781	0,05	85,615	0	0	99,825	0	63,336		7,31	688
Mn+R	2,204743	0,176982	21,37573	0,038	87,374	0	0	89,662	0	63,792		7,27	669
	2,683977	0	22,62606	0,031	86,538	0	0	93,605	0	68,719		7,20	681

Příloha č. 8: Standardní parametry - 23. 11. 2023

Kolony	Prvky												
	TOC	IC	TN	F	Cl	NO2	Br	NO3	PO43-	SO42-	N-NH4	pH	cond. uS/cm
Fe-R	0	0	20,792772	0,018	139,235	2,865	0,045	87,192	0	0,349	0,909		
	0	0	19,525958	0,03	134,581	0,274	0,021	75,304	0	0,137	2,495		
Fe+R	1,1657008	0	24,704429	0	125,213	0	0,017	106,413	0	0,636	0,68		
	0,0867715	0	23,618345	0	124,283	0	0	100,21	0	0,219	0,942		
P-R	2,1686581	15,794817	22,265145	0,622	84,858	0	0	98,29	14,472	45,725	0,37		
	4,9512352	15,622186	22,21254								0,42		
P+R	3,6431935	19,779184	20,157899	0,708	87,527	0,191	0	87,104	13,528	46,87	0,425		
	3,5496744	20,050768	20,956059	0,553	85,601	0,068	0	90,015	11,978	46,692	0,503		
Mn-R	2,798052	0	24,084172	0,04	87,411	0	0	101,809	0	58,703	0,582		
	2,9513684	2,3005988	20,535969	0,045	85,485	0	0,053	89,273	0	61,065	0,695		
Mn+R	2,065544	0,2006996	22,326641	0,04	87,484	0	0	96,172	0	63,322	0,56		
	2,1391993	0	22,035395	0,039	85,168	0,174	0	94,231	0	62,623	5,48		
Přítok (nový)	18,211563	53,052577	26,724223	0,572	82,249	0	0,06	24,798	15,916	43,897	23,334		
Přítok (starý)	2,4607807	54,194517	18,754575	0,646	85,237	0	0	0,098	15,086	45,034	26,192		

Příloha č. 9: Kovy a další prvky - 4. 10. 2023

04.10.2023	Prvky					
Kolony	B	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
Fe-R	0,0125963	0,0132614	0,0178644	0,0260569	0,0163238	0,0595548
	0,0128136	0,0104982	0,0191335	0,0270609	0,014521	3,535E-06
Fe+R	0,0128597	0,0270223	0,0185378	0,0042112	0,0116166	0,0069625
	0,0202502	0,0049089	0,0543711	0,872849	0,0693561	0,0832937
P-R	0,0209443	0,0262891	0,0189146	0,6092372	0,0273188	0,1557485
	0,029137	0,0035116	0,1381515	0,7351505	0,021799	0,0251395
P+R	0,0098881	0,0208836	0,0189317	0,014461	0,0127316	0,1197403
	0,0102747	0,0241207	0,0115824	0,0003301	0,0094185	0,0317049
Mn-R	0,0102912	0,0235551	0,0090905	0,0024544	0,0101493	0,042253
	0,019748	0,007101	0,0172329	0,0710654	0,0113659	0,0011264
Mn+R	0,0106882	0,0477373	0,0158353	0,1647481	0,2031982	0,3016345
	0,0094872	0,0419233	0,0177565	0,1235131	0,0157244	0,4079261
Přítok	0,01	0,01	0,02	0,00	0,00	0,02

Příloha č. 10: Kovy a další prvky - 12. 10. 2023

12.10.2023	Prvky					
Kolony	B	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
Fe-R	0,0070302	0,0075577	0,1145421	0,0037375	0,0008728	0,0163582
	0,0022845	0,0146218	0,0055552	0,0329619	0,0168947	0,0267947
Fe+R	0,0084082	0,009701	0,4282777	0,0335481	0,0164351	0,0080505
	0,0096483	0,0190667	0,010182	0,0248962	0,0140712	0,017256
P-R	0,0063529	0,0060824	0,0406823	0,5186519	0,0456668	0,060929
	0,0074615	0,0296822	0,0370826	0,5681598	0,0307153	0,0772417
P+R	0,0102873	0,0072393	0,3219331	0,7037534	0,1441736	0,0323763
	0,0071095	0,0158681	0,06252	0,0722108	0,0275155	0,1847861
Mn-R	0,006035	0,0194151	0,0299584	0,0035605	0,0154063	0,0448845
	0,0056498	0,0160666	0,0109206	0,0031422	0,0139432	0,0244211
Mn+R	0,0050129	0,0065033	0,0139115	0,0082244	0,0089106	0,004145
	0,0062688	0,0473874	0,0259243	0,0885068	0,0189666	0,2960348
Přítok	0,01	0,03	0,02	0,04	0,01	0,19

Příloha č. 11: Kovy a další prvky - 19. 10. 2023

19.10.2023	Prvky					
Kolony	B	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
Fe-R	0,0112048	0,0013496	0,0369849	0,0129172	0,0015543	2,427E-06
	0,0088079	0,0091442	0,0192704	0,0037563	0,0030182	0,0284492
Fe+R	0,0086423	0,0122608	0,0128601	0,0500855	0,0189477	0,0281185
	0,0096457	0,0104156	0,0095199	0,0203795	0,0167694	0,0102168
P-R	0,0112058	0,0188149	0,0060316	0,0474197	0,016538	0,0129522
	0,0049147	0,0060812	0,0348346	0,3842317	0,0471203	0,0472671
P+R	0,0082888	0,0150534	0,0105886	0,7936507	0,0199797	0,0395093
	0,0098111	0,0063662	0,0350664	0,1761092	0,0315805	0,0200266
Mn-R	0,0076029	0,0216025	0,0046961	0,0281794	0,0152504	0,2325955
	0,0084968	0,0187295	0,067059	0,000596	0,0120611	0,0279943
Mn+R	0,006731	0,016407	0,0192019	0,1434536	0,0124197	0,0329106
	0,0101822	0,0378441	0,0205339	0,0230089	0,0098305	0,0262293
Přítok (nový)	0,01	0,06	0,02	0,10	0,02	0,32
Přítok (starý)	0,01	0,03	0,01	0,05	0,01	0,15

Příloha č. 12: Kovy a další prvky - 24. 10. 2023

24.10.2023	Prvky					
Kolony	B	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
Fe-R	0,5191804	0,0019042	0,0051556	1,1456361	0,1063029	0,007436
	0,6103447	0,0034099	0,0202435	1,1358732	0,1058088	0,0087151
Fe+R	0,7031746	0,0008244	0,0007358	0,7558421	0,0657038	0,0015584
	0,7821384	0,0022534	0,4657738	0,4579747	0,0534392	0,0055001
P-R	0,9297718	0,0026438	0,0032622	0,0221637	0,0666587	1,271E-06
	0,9340082	0,0050324	0,0514933	0,0097716	0,0507072	0,001411
P+R	0,9658954	0,0054901	0,0094369	0,06206	0,0707209	2,296E-06
	0,9485302	0,0034986	0,0040791	0,0158606	0,0436676	1,077E-06
Mn-R	0,9517505	0,0019567	0,0151866	0,2565759	0,0099537	0,0017387
	0,9447123	0,0048789	0,000518	0,1938946	0,0264981	0,2756588
Mn+R	1,0243745	0,001733	0,0095887	0,0585234	0,0046966	4,86E-07
	0,9942198	0,0015798	0,0134733	0,1571832	0,0073033	0,0013947
Přítok (nový)	0,9891705	0,0324798	0,0342255	0,0026651	0,2048583	0,2919721
Přítok (starý)	0,9678192	0,1080515	0,267816	0,029413	0,1940446	0,2633882

Příloha č. 13: Kovy a další prvky - 2. 11. 2023

02.11.2023	Prvky					
Kolony	B	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
Fe-R	0,5787927	0,0016097	0,023603	1,9383968	0,1155158	0,0102324
	0,7156997	0,0035234	0,017874	1,1951366	0,1076939	0,0096112
Fe+R	0,7609596	0,0012754	0,0053193	0,6163837	0,0527468	0,0010754
	0,861123	0,0010206	0,0048228	0,4786017	0,0551758	0,0014992
P-R	0,9993464	0,0023028	0,0203747	0,005079	0,0353761	0,0053234
	0,9998761	0,0044099	0,0259816	0,002563	0,0251254	0,0069355
P+R	1,0014936	0,0027159	0,0135759	0,0097742	0,0420181	2,417E-06
	0,9962302	0,0032678	0,0017293	0,0038676	0,0245769	3,089E-06
Mn-R	0,9370575	0,0010673	0,0294795	0,2140053	0,0073129	0,001297
	0,9546878	0,0039495	0,0044304	0,1913713	0,0159715	0,2372839
Mn+R	0,9709946	0,0009232	0,0080604	0,0361114	0,0035059	2,44E-06
	0,9600461	0,0006974	0,0028125	0,1182796	0,0059314	4,824E-07
Přítok (nový)	1,0016703	0,0249372	0,0166317	0,0190353	0,214737	0,3044718
Přítok (starý)	1,0072045	0,1400535	0,0103823	0,0294253	0,1996694	0,2491198

Příloha č. 14: Kovy a další prvky - 7. 11. 2023

07.11.2023	Prvky					
Kolony	B	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
Fe-R	0,5649347	0,0015071	0,009704	1,1784212	0,1072461	0,0095087
	0,7396777	0,0038902	0,0377786	1,1166436	0,1036287	0,0187315
Fe+R	0,7149848	0,0008937	0,0048504	0,5385715	0,0495841	0,0040139
	0,8365916	0,0009355	0,0003889	0,4323074	0,0513561	0,0014445
P-R	1,000045	0,0030102	0,0028282	0,0020585	0,0249196	2,727E-06
	0,993992	0,0034865	0,0429935	0,0118695	0,0211896	0,0015511
P+R	1,0157923	0,0027087	0,0159851	0,0028139	0,0349826	2,311E-06
	1,0109781	0,0036822	0,0429361	0,0013984	0,021759	0,0001588
Mn-R	0,888459	0,0018504	0,0140966	0,1913031	0,0073852	0,0010317
	0,9402894	0,0036888	0,0030581	0,1593259	0,0132719	0,2329847
Mn+R	0,8977278	0,000971	0,014624	0,0322447	0,0035823	0,0009349
	0,9465591	0,0006178	1,98E-06	0,1058944	0,004935	0,0002182

Příloha č. 15: Kovy a další prvky - 16. 11. 2023

16.11.2023	Prvky					
Kolony	B	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
Fe-R	0,5918864	0,0011829	4,32E-07	1,1102338	0,1004259	0,0052614
	0,7980465	0,0046343	0,0972884	1,1461736	0,1096445	0,01098
Fe+R	0,6617868	0,0004786	0,0184978	0,4290397	0,0418435	4,8E-07
	0,8672746	0,0011023	9,606E-08	0,3883029	0,0454469	0,000154
P-R	1,0268535	0,0018635	0,0237995	0,0023159	0,0175158	3,02E-06
	1,0101928	0,0036744	0,0117513	0,0130719	0,0197986	0,0001538
P+R	1,0229408	0,0024917	0,0033125	0,0013209	0,0232182	2,657E-06
	1,0166339	0,0030557	0,0651007	0,0022055	0,0218177	1,081E-06
Mn-R	0,8888764	0,0039382	0,0222728	0,1805064	0,0066908	0,0053619
	1,0821343	0,0035318	0,0113152	0,1118977	0,0077745	0,1766396
Mn+R	0,9326159	0,0012876	0,0003199	0,0342849	0,0032206	2,794E-06
	0,9878277	0,0032386	0,008265	0,0968683	0,0048564	3,55E-08

Příloha č. 16: Kovy a další prvky - 23. 11. 2023

23.11.2023	Prvky					
Kolony	B	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
Fe-R	0,5734877	0,0024685	0,0049675	1,1170538	0,1032812	0,0217732
	0,6911181	0,0012033	6,557E-07	1,0333405	0,0991846	0,0146313
Fe+R	0,6238285	0,0018277	0,0034981	0,410462	0,0413759	0,0035059
	0,7465763	0,0014016	0,0053542	0,3511947	0,0419799	0,0068074
P-R	0,9281115	0,0024963	0,0045853	5,094E-07	0,0167618	0,0040163
	-	-	-	-	-	-
P+R	0,965444	0,0030197	0,0004024	0,0014537	0,019813	0,0066519
	0,9689331	0,0039541	0,0269899	0,0023133	0,0239804	0,0060209
Mn-R	0,8706074	0,0015833	0,0618522	0,2033875	0,0070973	0,0059078
	0,8455056	0,0027071	0,0095558	0,0941838	0,0052799	0,0921802
Mn+R	0,8955271	0,0010254	0,0025107	0,0510852	0,0036554	1,257E-07
	0,8392377	0,0007907	0,3209857	0,0957081	0,0049027	0,0041236
Přítok (nový)	0,9919617	0,1942236	0,0207231	0,0167711	0,1937262	0,2306734
Přítok (starý)	0,9464981	0,0177178	0,0086372	0,0017976	0,1973767	0,1886777

Příloha č. 17: Průměrné koncentrace mikropolutantů

Mikropolutanty	Přítok				Kolony											
	Přítok (N)		Přítok (O)		Fe-R		Fc+R		P-R		P+R		Mn-R		Mn+R	
	AV	SD	AV	SD	AV	SD	AV	SD	AV	SD	AV	SD	AV	SD	AV	SD
5-methylbenzotriazol (ug/l)	6,96	3,17	11,04	7,90	13,63	8,04	4,81	2,12	1,17	1,17	0,92	0,56	5,73	4,41	2,45	2,33
Acetsulfam (ug/l)	13,32	2,74	12,26	0,27	3,35	3,44	11,65	2,18	12,27	1,10	12,75	1,27	12,12	1,50	12,06	1,00
Acetaminofen (ug/l)	16,67	4,73	13,39	1,79	0,63	0,00	0,63	0,00	1,21	1,42	1,17	0,86	0,63	0,00	0,63	0,00
Benzotriazol (ug/l)	8,27	3,06	13,48	9,66	18,29	8,95	8,33	3,33	15,49	7,52	11,48	4,19	23,10	8,29	17,53	5,82
Bisfenol S (ug/l)	69,53	17,01	59,39	7,59	1,01	0,53	0,85	0,40	54,93	6,93	40,06	15,82	51,97	9,14	38,88	10,22
Kofein (ug/l)	86,41	25,06	69,73	3,98	2,17	2,79	2,14	2,77	2,44	3,06	2,33	3,02	2,59	3,33	2,64	3,55
Klimbazol (ug/l)	1,20	0,62	0,79	0,39	0,63	0,00	0,63	0,00	0,63	0,00	0,63	0,00	0,63	0,00	0,63	0,00
Cyklamát (ug/l)	59,70	19,18	51,56	3,77	0,63	0,00	26,93	17,55	18,03	17,16	32,48	8,94	37,29	10,40	35,58	10,60
DEET (ug/l)	83,37	33,00	78,50	9,26	46,41	6,99	25,80	9,53	0,81	0,40	0,85	0,51	17,49	12,54	6,52	7,17
Diklofenak (ug/l)	45,40	42,62	37,72	37,74	0,63	0,00	7,19	9,15	48,33	40,40	52,32	40,37	3,15	4,43	0,90	0,78
Fipronil (ug/l)	1,92	3,66	0,63	0,00	0,63	0,00	0,71	0,33	3,04	8,05	4,87	9,83	5,25	8,23	1,80	1,34
Flukonazol (ug/l)	12,73	4,18	12,19	0,72	10,98	1,35	11,49	1,10	11,97	0,97	11,91	1,11	12,18	1,12	11,94	1,54
Furosemid (ug/l)	10,76	1,95	5,12	3,73	0,63	0,00	0,63	0,00	7,40	4,03	6,59	4,17	1,23	1,33	0,63	0,00
Gemfibrozil (ug/l)	8,22	1,02	7,95	0,78	1,25	0,00	1,62	1,08	6,71	1,60	6,86	1,78	5,73	1,33	3,02	1,69
Hydrochlorothiazid (ug/l)	16,56	2,32	14,73	1,38	10,01	3,46	15,53	2,48	15,22	2,49	16,27	2,76	11,31	2,63	10,78	2,19
Chloramfenikol (ug/l)		0,00		0,00						0,00		0,00		0,00		0,00
Ibuprofen (ug/l)	53,86	7,20	48,07	7,92	0,50	0,00	0,50	0,00	11,44	9,26	11,66	7,68	4,57	7,17	2,33	3,42
Ketoprofen (ug/l)	49,40	26,41	42,61	32,01	0,63	0,00	3,75	8,21	35,48	22,54	33,20	19,44	32,84	20,05	27,62	19,27
Metformin (ug/l)	14,00	4,93	11,47	4,67	0,58	0,06	0,58	0,06	0,98	0,91	1,13	1,22	0,58	0,06	0,58	0,06
Methylparaben (ug/l)	64,33	18,73	1,23	1,49	0,63	0,00	0,63	0,00	0,63	0,00	0,63	0,00	0,63	0,00	0,63	0,00
Metoprolol (ug/l)	14,64	3,09	13,00	0,54	4,61	0,53	3,53	0,53	6,05	1,35	4,47	0,78	4,64	0,59	2,44	0,99
o-desmethylvenlafaxin (ug/l)	7,23	0,89	6,70	1,00	0,63	0,00	0,63	0,00	0,63	0,00	0,63	0,00	0,63	0,00	0,63	0,00
Oxybenzon (ug/l)	2,86	1,25	2,94	2,11	0,50	0,00	0,50	0,00	0,50	0,00	0,50	0,00	0,50	0,00	0,50	0,00
Sacharin (ug/l)	56,09	17,82	53,72	2,41	2,27	2,19	6,36	4,04	16,26	16,25	19,31	14,39	43,20	7,59	36,10	9,46
Sulfamethoxazole (ug/l)	16,92	5,84	14,33	2,09	0,63	0,00	9,26	4,17	9,83	5,30	9,17	5,05	8,65	2,25	6,32	1,59
Triclosan (ug/l)	4,78	2,12	0,90	0,68	0,63	0,00	0,63	0,00	0,63	0,00	0,63	0,00	0,63	0,00	0,63	0,00

Přítok (N) = nový přítok, Přítok (O) = starý přítok, AV = průměr, SD = směrodatná odchylka