

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

**VLIV FILTRAČNÍHO MATERIÁLU NA ÚČINNOST
ČIŠTĚNÍ ŠEDÝCH VOD
A ODSTRANĚNÍ VYBRANÝCH MIKROPOLUTANTŮ**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí práce: prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

Konzultant: Ing. et. Ing. Fatma Öykü Cömez

Bakalant: Martin Kučera

2023

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Martin Kučera

Územní technická a správní služba v životním prostředí

Název práce

Vliv filtračního materiálu na účinnost čištění šedých vod a odstranění vybraných mikropolutantů

Název anglicky

Impact of filtration material on the efficiency of grey water treatment and removal of selected micro-pollutants

Cíle práce

Cílem práce je na základě experimentální práce s fyzikálním modelem zasakovacího pásu vyhodnotit vliv skladby filtračního lože na účinnost čištění šedých vod a odstranění vybraných mikropolutantů.

Metodika

1. Zmapování problematiky formou literární rešerše- šedé vody, jejich dělení, možnosti a způsoby jejich čištění s důrazem na využití různých filtračních materiálů
2. Formou experimentu porovnat různé skladby filtračního lože a na základě sledování změny fyzikálně chemických ukazatelů kvality vody a výskytu mikropolutantů před a po filtraci, stanovit účinnost čištění.

Doporučený rozsah práce

40 stran

Klíčová slova

šedá voda; čištění; mikropolutanty; biofiltry

Doporučené zdroje informací

- Berger, C., 2012: Biochar and activated carbon filters for greywater treatment—comparison of organic matter and nutrients removal. Swedish University of Agricultural Sciences.
- Boyjoo, Y., Pareek, V.K., Ang, M., 2013: A review of greywater characteristics and treatment processes. *Water Sci Technol* 67(7). P. 1403–1424.
- Fanguyue, L., Knut, W., Otterpohl, R., 2009: Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of The Total Environment* 407 (11). P. 3439-3449.
- Gross A., Maimon A., Alfiya Y., Friedler E., 2015: Greywater Reuse. Taylor & Francis Group LCC, Boca Raton, 301 s.
- Jung, J., Fowdar, H., Henry, R., Deletic, A., McCarthy, D. T. 2019: Biofilters as effective pathogen barriers for greywater reuse. *Ecological Engineering*, 138. P.79– 87.
- Morel A., Diener S., 2006: Greywater Management in Low and Middle-Income Countries. EAWAG Sandec, Dübendorf, 107 s.
- Murugaragavan R. et al., 2020: Effect of Domestic Grey Water on Soil Quality System: Grey Walter. LAP LAMBERT Academic Publishing, USA, 60 s.
- Santos C., Taveira-Pinto F., Cheng C.Y., Leite D. 2012: Development of an experimental system for greywater reuse. *Desalination*, 285, 301-305
-

Předběžný termín obhajoby

2022/23 LS – FŽP

Vedoucí práce

prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Konzultant

ing. et. ing. Fatma Öykü Cömez

Elektronicky schváleno dne 2. 9. 2022

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 31. 10. 2022

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 23. 02. 2023

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: „Vliv filtračního materiálu na účinnost čištění šedých vod a odstranění vybraných mikropolutantů“ vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědom, že na moji bakalářskou 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 bakalářské 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 30.3. 2023

Martin Kučera

Poděkování:

Tímto bych rád poděkoval vedoucí mé bakalářské práce prof. RNDr. Daně Komínkové, Ph.D. za odborné vedení , cenné rady a doporučení při zpracovávání této práce. Poděkování patří i kolegovi Radimovi Hladkému za mnoho rad a pomoc s metodickou částí experimentu. Na závěr bych chtěl poděkovat i rodině a přátelům, kteří mi byli oporou v průběhu mého studia.

Abstrakt:

V této bakalářské práci byl zkoumán vliv aditiv filtračních materiálů na snížení koncentrace vybraných polutantů v syntetické šedé vodě. Filtrace probíhala přes vertikální filtrační lože na venkovní experimentální ploše. Tento experiment byl provozován od 23.5. 2022 do 2.11. 2022. Byly testovány celkem tři skupiny filtrů. Byl použit kontrolní filtr bez aditiva (default), s vápencovou drtí a biochar 10 %. Účinnost filtračních materiálů byla hodnocena dle vybraných kvantitativních parametrů. Jednalo se o tenzidy, amoniakální dusík, celkové množství suspendovaných látek, hodnota pH, vodivost, zákal, TOC (celkový organický uhlík), TC (celkový uhlík), IC (anorganický uhlík), TN (celkový dusík), těžké kovy (měď, zinek, nikl), dusičnany, chlor a farmaceutické látky (DEET, diclofenac). Z laboratorní analýzy přefiltrované šedé vody bylo zjištěno, že filtry se saturací 30 % dosahovaly lepších výsledků než filtry s vyšší saturací. Z testovaných materiálů měl nejlepší výsledky biochar 10 %. Dosáhl nejvyšší účinnosti při snížení koncentrace TOC, TC, TN, farmak (DEET, diclofenac), tenzidů, dusičnanů a niklu. Filtry s aditivem vápencové drti dosáhly nejvyšší účinnosti při snížení zákalu, množství suspendovaných látek, chloru, zinku a mědi. Při porovnání s kontrolní skupinou filtrů (default) bylo zjištěno, že přidáním aditiv do filtračního lože byla pro většinu parametrů zvýšena účinnost čištění.

Klíčová slova:

Šedá voda, syntetická šedá voda, filtrace, vertikální filtr, filtrační materiály, mikro polutanty, bio filtr, fyzikální vlastnosti, chemické vlastnosti, saturace

Abstract:

This bachelor thesis studied effect of additives to filtration materials on treatment of greywater and removal of selected pollutants. Filtration was carried out through vertical filters on the outdoor experimental area. This experiment was operated from May 23, 2022, to November 2, 2022. A total of three group of were tested, namely (default) (control, without additives), limestone, and biochar 10 %. The efficiency of filtration materials additives was evaluated according to following chemical parameters: Surfactants, ammonia, TSS, pH, EC, turbidity, TOC, TC, IC, TN, toxic metals (Cu, Zn, Ni), nitrate, chlorine, and pharmaceuticals (DEET, diclofenac). From the laboratory analysis of the filtered grey water was found, that filters with 30 % saturation achieved better results than filters with higher saturation. Of the additives tested, biochar 10% had the best results. It achieved the highest efficiency in reducing the concentration of TOC, TC, TN, pharmaceutical compounds (DEET, diclofenac), surfactants, nitrate, and nickel. The filters with limestone achieved the highest efficiency in reducing turbidity, suspended solids, chlorine, zinc, and copper concentrations. When compared with the control group of filters (default), it was found that the treatment efficiency was increased for most parameters by adding additives to the filter bed.

Keywords:

Greywater, synthetic greywater, filtration, vertical filter, filter materials, micro pollutants, bio filter, physical properties, chemical properties, filter saturation

Obsah

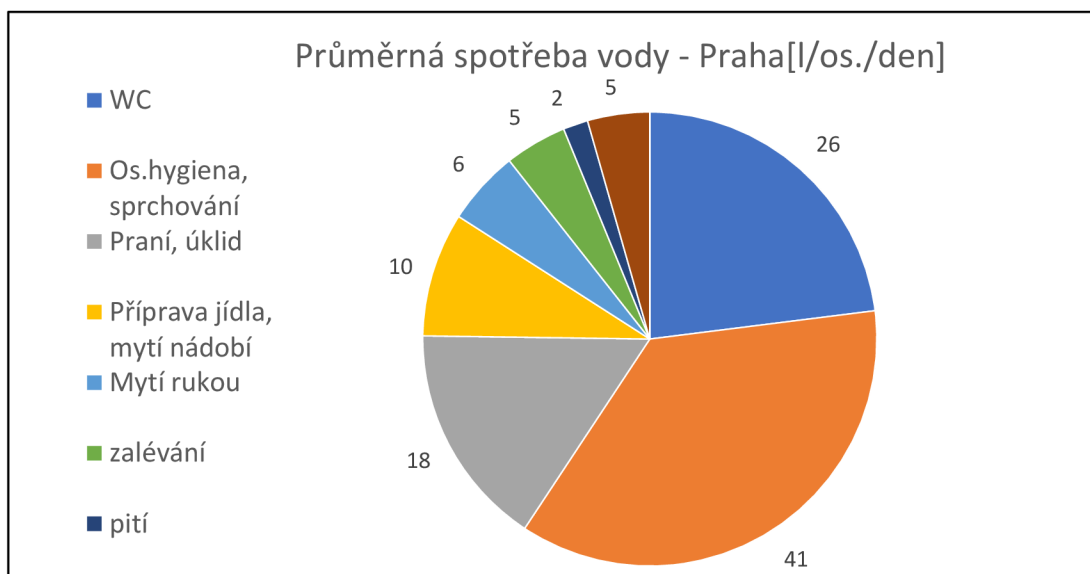
1	Úvod.....	1
2	Cíle.....	3
3	Literární rešerše	4
3.1	Odpadní vody	4
3.1.1	Černé vody.....	4
3.1.2	Šedé vody	4
3.2	Šedé vody, jejich složení a vlastnosti.....	4
3.2.1	Fyzikálně chemické vlastnosti.....	5
3.2.2	Mikrobiologické vlastnosti	8
3.3	Metody čištění šedé vody	9
3.3.1	Fyzikální metody	9
3.3.2	Biologické metody.....	17
3.3.3	Chemické metody	19
3.3.4	Umělé mokřady – přírodě blízké metody	20
3.4	Legislativní limity a využití šedé vody	22
4	Metodika	24
4.1	Syntetická šedá voda	24
4.2	Složení filtrační lože.....	27
4.3	Průběh experimentu.....	28
4.4	Sledované vlastnosti vody	29
4.5	Statistické metody použité při analýze.....	30
5	Výsledky	31
5.1	Uhlík a jeho formy	31
5.2	Dusík a jeho formy	35
5.3	Fyzikálně chemické parametry.....	39
5.4	Kovy	44
5.5	Ostatní parametry	47
5.6	Farmaka	50
6	Diskuse.....	52
6.1	Uhlík – TOC, TC, IC.....	52
6.2	Kovy – Měď, Zinek, Nikl.....	52
6.3	Zákal a suspendované látky.....	53
6.4	Tenzidy, DEET, diclofenac	54
6.5	pH.....	54

6.6	Dusík	55
6.7	Vodivost	56
6.8	Sírany.....	56
6.9	Chlor.....	57
7	Závěr	58
8	Zdroje:.....	60

1 Úvod

V současné době zažíváme celosvětovou osvětu v pohledu na naši společnou budoucnost. Společnost si pomalu, ale jistě začíná uvědomovat, jak nebezpečná je závislost na neobnovitelných přírodních zdrojích. Postupně rostoucí cena pohonných hmot získaných z ropy nebo také stoupající cena zemního plynu směřuje lidstvo blíže k trvale udržitelnému rozvoji. Používání energie získané z obnovitelných zdrojů je hlavním pilířem trvale udržitelného rozvoje. Dalším neméně důležitým principem je šetrné užívání přírodních zdrojů.

Jedním z těchto přírodních zdrojů, a možná také nejdůležitějším, je voda. To si ale občan středoevropského státu nemusí úplně uvědomit. Voda je v prostředí střední Evropy obecně dostupnou komoditou a její nedostupnost je místním lidem cizí. Toto však není celosvětovým standardem. Přestože celosvětově přístup k nezávadné pitné vodě stoupá, přesto nemá přístup k pitné vodě přes 884 mil. lidí (Prüss-Üstün et al 2008). Ale také dochází k celosvětovému nárůstu spotřeby vody na obyvatele. Tento nárůst poměrově nejvíce roste v rozvojových zemích (United Nations Water 2021). Na vysokých hodnotách spotřeby vody se dlouhodobě podílejí ekonomicky rozvinuté země. Z dat Eurostat vyplývá, že průměrná denní spotřeba vody na obyvatele ČR je přibližně 85 litrů. Společně s Polskem (93 l/os./den) a Rumunskem (75 l/os./den) máme nejnižší spotřebu vody v EU. Nejvyšší hodnoty v Evropě dosahují obyvatelé Velké Británie, a to 151 l/os./den. Oproti tomu průměrná spotřeba vody v Africe se pohybuje okolo 15 l/os./den.



Graf 1 Průměrná spotřeba vody – Praha, 2021

Dle společnosti Pražské vodovody a kanalizace se průměrná spotřeba vody v Praze pro rok 2021 pohybuje okolo 113 l/os./den. Při pohledu na složení této spotřeby si můžeme všimnout toho, že největší část vody, a to přibližně 55 % odváděné do veřejné kanalizační sítě je možné označit za šedé vody. Viz. Graf 1. Znovuvyužitím této velké části spotřebované vody, by došlo k značným úsporám celkové spotřeby vody.

2 Cíle

Cílem studie je na základě experimentální práce s fyzikálním modelem zasakovacího pásu vyhodnotit vliv skladby filtrační lože na účinnost čištění šedých vod a odstranění vybraných mikropolutantů.

3 Literární rešerše

3.1 Odpadní vody

Odpadní voda je druh vody, jejíž fyzikální nebo chemické vlastnosti byly lidskou činností změněny. Chemické vlastnosti jsou například hodnota pH, množství organických látek, množství anorganických látek, salinita aj. Fyzikální vlastnosti je teplota aj. (Abdel-Shafy et al 2014). Jedná se o všechny druhy vod, které jsou odváděny stokovou sítí. Mohou pocházet ze zemědělských, průmyslových, obytných nebo jiných staveb. [Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách]

Splaškové odpadní vody jsou pak odpadní vody pocházející z koupelen, kuchyní, prádelen, toalet a z technické občanské vybavenosti (Abdel-Shafy et al 2014). Tyto odpadní vody dále dělíme na dvě hlavní skupiny.

3.1.1 Černé vody

Do černých vod řadíme odpadní vody z toalet obsahující fekálie (voda hnědá), moč (voda žlutá) a vodu potřebnou na spláchnutí.

3.1.2 Šedé vody

Název „šedá voda“ pochází z vizuální změny barvy této vody při delším skladování. Jedná se o odpadní vody vypouštěné do kanalizační sítě z kuchyní (dřez, drtič kuchyňského odpadu, myčka nádobí) a koupelen (umyvadla, sprchy, vany). Dále tyto vody nesmí přijít do kontaktu s černými vodami. Při určitých způsobech následného využívání šedých vod je dále dělíme na „tmavě šedé vody“ a „světle šedé vody“. Do tmavě šedých vod patří voda z kuchyňských dřezů, myček nádobí a drtičů odpadu (CzWA Service s.r.o. ©2021). Kvůli vyšší úrovni znečištění je recyklace u těchto vod obtížná. Světle šedé vody zastupují největší část z celkové spotřeby vody a mají vysoký potenciál k recyklaci (Oron et al 2014).

3.2 Šedé vody, jejich složení a vlastnosti

Složení šedé vody a celková úroveň jejího znečištění je silně závislá na mnoha faktorech. Mezi ně můžeme zařadit životní styl, množství a typ používaných hygienických a čisticích prostředků, klimatické podmínky, země původu, aj. Polutanty v šedé vodě se zpravidla skládají z organických látek, těžkých kovů a mikrobiálního znečištění (Filali et al 2022). Viz. Tabulka 1.

Parametry	Jednotky	Austrálie	Taiwan	Korea	Francie	Německo	Velká Británie	Španělsko	Maroko	Oman
pH		6,4-8,1	6,5-7,5	7,27	7,58		6,6-7,3	6,8-7,6	7,60	7,67,1-7,4
Konduktivita	$\mu\text{S cm}^{-1}$	82-250		194,00	468,00				645-855	14-15
Zákal	NTU	60-240	43,10	12,60	150,00		35-42		29,00	133-375
Suspendované částice	mg L^{-1}	48-120	29,00		125,00		29,00	32,2-44		353-505
Dusičnany	mg L^{-1}	0,05-0,2					3,9-7,5			10,2-28,7
Amoniak	mg L^{-1}	0,1-15	0,15				0,7-1		6,6-11,8	
Celkový dusík	mg L^{-1}				9,50	5-10,1	7,6-16,4	4,1-11,4		
Fosforečnany	mg L^{-1}						0,5-1,3		1,00	
Celkový fosfor	mg L^{-1}	0,11-1,8			0,42	0,2-0,6			0,98-1,6	
BSKs	mg L^{-1}	76-200	23,00		240,00	50-300	20-166		53-59	40,1-130
CHSK	mg L^{-1}		55,00		399,00	100-633	86-575	72,7-171	109-122	58-294,3
Celkový organický uhlík	mg L^{-1}				50,60	26-95	20790,00	41-58		70,2-83,5
Tenzidy	mg L^{-1}				6,80					14,9-41,9
Celkové kóloformní bakterie	CFU /100ml	500 až $2,4 \times 10^7$		0,00		10 až $1,0 \times 10^3$	4,01			200,50

Tabulka 1 Vlastnosti šedých vod ve světě (Albalawneh 2015)

3.2.1 Fyzikálně chemické vlastnosti

Teplota

Teplota šedých vod pocházející z praček se pohybuje v rozmezí 28-32 °C. Voda odváděná z van, sprch a umyvadel se pohybuje v rozmezí 18-38°C. Vysoká teplota je způsobena vysokým procentem vody použité pro osobní hygienu. Kvůli tomuto faktu je tato voda náchylná na výskyt mikroorganismů (Bartoník et al 2012). Teplota má dále vliv na rozpustnost látek v plynném skupenství. Teplota šedé vody je také silně ovlivněna ročními obdobími (Sperling 2007).

pH

Hodnota pH se u běžných komunálních vod pohybuje v rozmezí pH 7-8. Vody znečištěné používáním pračky mají zásadité pH a to 9,3-10. Voda z van, sprch a umyvadel má znatelně nižší pH, a to 5-8,6. Vody z kuchyně a myčky mají pak pH 6,3-7,4 (Bartoník et al 2012). Hodnota pH má vliv na formu výskytu chemické látky v šedé vodě, například koncentrace amoniaku ve vodě s vyšší hodnotou pH stoupá (Sperling 2007).

Barva, zákal, suspendované látky

Co se týká barvy a zákalu šedých vod, jsou tyto hodnoty o něco vyšší u vod z koupelen než u vod z praček. Naopak šedé vody z praček vykazují vyšší množství suspendovaných látek (např. vlákna) než vody z van, sprch a umyvadel (např. vlasy). Největší množství suspendovaných látek lze zaznamenat u šedých vod z kuchyně a myček. Je to tím, že se zde vyskytují zbytky jídla. Koloidy a suspendované látky pak mohou být příčinou problémů při úpravě šedých vod (Raček 2016).

Biochemická spotřeba kyslíku-BSK

Biochemická spotřeba kyslíku neboli BSK, je nejvýznamnější pozorovaná vlastnost odpadních vod. Jedná se o nepřímý ukazatel úrovně znečištění odpadní vody organickými látkami. Hodnota BSK stanovuje množství kyslíku potřebného k rozložení organických látek vyskytujících se ve vodě (Pitter 1999).

Úplné rozložení organických látek trvá zpravidla 20 dní. V takovém případě mluvíme o BSK_u. Pro laboratorní testování se používá standardizovaná metoda BSK₅. Hodnota BSK₅ je měřena po pěti dnech. Test probíhá bez přístupu vzduchu a světla při teplotě 20 °C (Sperling 2007).

Chemická spotřeba kyslíku-CHSK

U BSK je zjištěno pouze množství biologicky rozložitelných látek ve vodním roztoku při teplotě 20 °C. CHSK nepřímo zjišťuje koncentraci všech organických látek za použití oxidačního činidla, tj. biochemicky rozložitelné i nerozložitelné organické látky (Pitter 1999).

Zpravidla se hodnota BSK₅ porovnává s hodnotou CHSK. U běžných komunálních odpadních vod se tento poměr CHSK/BSK₅ pohybuje okolo 2:1. U šedých vod se tento poměr pohybuje okolo 4:1, což naznačuje vyšší koncentraci biologicky nerozložitelných organických látek. Tato skutečnost platí hlavně pro vody pocházející ze sprch a van kvůli používání hygienických přípravků (Bartoník et al 2012).

TOC

Celkový organický uhlík je dalším parametrem stanovujícím množství organických sloučenin v odpadní vodě. Oproti předchozím dvěma metodám určení znečištění vody je rychlejší a tím pádem účinnější nástroj pro zjištění zvýšeného znečištění vod (Arnika ©2015).

TC

Jedná se parametr, který ukazuje celkové množství uhlíku. Skládá se z organického uhlíku a anorganického uhlíku (Sperling 2007).

IC

Parametr IC neboli a ukazuje množství anorganického uhlíku v testovaném vzorku. Parametr IC zahrnuje například rozpuštěný oxid uhličitý, veškeré uhličitany a hydrogenuhličitany (Sperling 2007).

Živiny

Dusík se v šedých vodách vyskytuje hlavně organicky vázaný ve formě bílkovin a aminokyselin (Sperling 2007). Dále se zde nachází dusík v amoniakálních nebo v oxidovaných formách, např. dusitany nebo dusičnany. Jejich koncentrace je ale v porovnání s organicky vázaným dusíkem zanedbatelná (Bartoník et al 2015).

Anorganický fosfor se v šedé vodě nachází ve formě orthofosforečnanů a polyfosforečnanů. Dále se fosfor v šedé vodě nachází vázaný v organických sloučeninách (Sperling 2007). Fosfor se do šedých vod nejvíce dostává používáním mycích přípravků do myček. Ale kvůli zákazu používání mycích prostředků obsahujících fosfáty v EU se jejich výskyt značně omezil (Bartoník et al 2015).

Fyzikálně-chemické parametry	Jednotky	Pračky	Vany, sprchy, umyvadla	Kuchyně a myčky	Neseparovaná šedá voda
pH	[-]	9,3-10	5-8,6	6,3-7,4	6,1-8,4
Teplota	[°C]	28-32	18-38	-	-
Barva	[Pt/C]	50-70	60-100	-	-
Zákal	[NTU]	14-296	20-370	-	-
Suspendované látky	[mg/l]	79-280	7-120	134-1300	-
Rozpuštěné látky	[mg/l]	-	126-599	-	-
Vodivost	[S/m]	190-1400	82-22000	-	360-520
Alkalita	[mg/l]	83-200	24-136	20-340	-
Tvrдость	[mg/l]		18-52	-	-
BSK₅	[mg/l]	48-682	19-200	669-756	41-194
CHSK	[mg/l]	375	64-8000	26-1600	495-623
TOC	[mg/l]	100-280	15-225	-	-
SO₄	[mg/l]	-	12-40	-	39,8-88,5
CL	[mg/l]	9-88	3,1-88	-	16,3-33,4
Oleje a tuky	[mg/l]	8-35	37-97	-	-

Tabulka 2 Chemicko-fyzikální parametry šedé vody (Bartoník et al 2015).

3.2.2 Mikrobiologické vlastnosti

Kontaminace šedých vod mikroorganismy pochází nejčastěji z fekálního znečištění. Šedé vody na rozdíl od černých vod neobsahují fekálie a moč, ale při osobní hygieně a mytí rukou dochází nevyhnutelně ke křížové kontaminaci. Jedním ze způsobů stanovení úrovně mikrobiologického znečištění je stanovení celkového množství koliformních bakterií. Tímto parametrem se historicky stanovovala hladina znečištění patogeny pocházejícími z lidského střevního traktu (Sperling 2007). Ale díky dalšímu výzkumu bylo zjištěno, že původcem koliformních bakterií mohou být také např. zbytky rostlin, půda aj. (Sperling 2007). Vhodnější ukazatel znečištění je množství fekálních koliformních bakterií. Do této skupiny řadíme především bakterie rodu *Escherichia*, *Klebsiella*, *Enterobacter* aj. Nejvhodnějším indikátorem fekální kontaminace vody je *Escherichia coli* (*E. coli*) a intestinální enterokoky (streptokok) (Baudišová a Mlejnková 2017).

Mikrobiologické parametry	Jednotky	Pračky	Sprchy, vany, umyvadla	Kuchyně, myčky nádobí	Neseparované vody
Fekální koliformy	KTJ/100 ml	10^1-10^4	10^1-10^6	-	10^2-10^6
Celkové koliformy	KTJ/100 ml	10^1-10^8	10^1-10^9	-	10^5-10^8
<i>E. coli</i>	KTJ/100 ml	10^1-10^6	10^1-10^7	10^5-10^8	10^1-10^2
Streptokoky	KTJ/100 ml	10^1-10^7	10^1-10^6	10^3-10^8	10^2

Tabulka 3 Mikrobiologické zatížení šedé vody (Bartoník et al 2015).

3.3 Metody čištění šedé vody

Pro odstranění polutantů z šedých vod bylo zkoumáno již velké množství technologických metod. Nejčastěji se jedná o metody již využívané pro čištění jiných druhů odpadních vod, například komunálních odpadních vod. Šedá voda je ale zpravidla méně znečištěna, což nabízí možnost použití technologií pro úpravu pitné vody. Metody odstraňování polutantů z šedých vod můžeme rozdělit na:

- fyzikální metody,
- chemické metody,
- biologické metody a
- přírodě blízké metody (Filali et al 2022).

3.3.1 Fyzikální metody

Nejdostupnějším a nejjednodušším způsobem čištění šedých vod jsou metody fungující na principu fyzikálního oddělení polutantů, nejčastěji pomocí filtrů, které můžeme rozdělit na dva základní typy: objemové filtry a membránové filtry (Bartoník et al 2015).

3.3.1.1 Pískové filtry

Zrnité filtry odstraňují polutanty z šedých vod průtokem skrz vrstvu filtračního lože. Tyto lože čistí protékající vodu následujícími procesy:

- mechanické oddělení nerozpustných částic ve vodě,
- fyzikální adsorpce, při které se částice fyzikálními silami hromadí na povrchu zrněk písku,
- asimilace, při které mikroorganismy přeměňují nutrienty a organické látky na biomasu (Abdel-Shafy et al 2014).

Tento způsob úpravy šedých vod vyniká svou jednoduchostí a nízkými investičními a provozními náklady. Mezi další výhody můžeme zařadit i jednoduchou implementaci do systému úpravy vod (Abdel-Shafy et al 2014).

Nejjednodušší složení filtračního lože je použití kombinace písečné vrstvy v kombinaci s vrstvou šterku. Saad et al (2021) sledovali vliv konfigurace pískových filtrů na účinnosti odstraňování vybraných polutantů. Celkem byly zkoumány tři konfigurací filtrů.

V těchto filtrech byl použit pouze písek o velikosti zrna 1,12 mm a štěrk o velikosti zrn 95 mm.

Mocnost vrstvy (mm)	S1	S2	S3
štěrk	80	130	180
písek	180	130	80

Tabulka 4 Složení filtru: písek – štěrk (Mohd Saad et al 2021)

Jako neúčinnější bylo zjištěno filtrační lože S1 (viz. Tabulka 4) s nejvyšší mocností písečné vrstvy (180 mm) a s vrstvou štěrku o mocnosti 80 mm. Použitím této konfigurace bylo odstraněno 81 % suspendovaných látek (TSS). Vysoká efektivita odstranění suspendovaných látek byla zjištěna i v dalších experimentálních studiích. Dále došlo ke snížení biochemické spotřeby kyslíku (BSK) a chemické spotřeby kyslíku (CHSK) o 37,91 % a 37,93 %. Celková hodnota přítomného dusíku (amoniak, dusičnany a dusitany) a fosforu v šedé vodě byla snížena o 28,9 % a 26,5 %. Viz Tabulka 5 (Mohd Saad et al 2021).

Parametry (mg/L)	Šedá voda před úpravou	S1	S1 (%)	S2	S2 (%)	S3	S3 (%)
pH	9,97	8,89	10,8	9,4	5,7	9,59	3,8
Suspendované látky	33	6	81,8	8	75,8	10	69,7
CHSK	630	391	37,9	466	26	478	24,1
BSK ₅	393	244	37,9	363	7,6	344	12,5
Celkový dusík	0,38	0,27	28,9	0,28	26,3	0,27	28,9
Fosforečnany	0,98	0,72	26,5	0,8	18,4	0,83	15,3

Tabulka 5 Vliv filtrů na fyzikálně-chemické vlastnosti (Mohd Saad et al 2021)

Při návrhu pískového filtru je důležitým parametrem velikost zrn písku. Shaikh a Ahmmed (2023) zkoumali vliv velikosti písku a úroveň průtoku šedé vody skrz filtr na účinnosti zadržení polutantů. Porovnávali malá zrna (0,3 – 0,6 mm), střední zrna (0,6 – 0,85 mm) a velká zrna (0,85 – 1,18 mm). Dále sledovali tři úrovně průtoku, 320 l/m²/den, 640 l/m²/den, 960 l/m²/den (Shaikh et Ahmmed, 2023).

Účinnost filtrů pozorovali na odstraňování zákalu, vodivosti, CHSK, BSK, amoniakálního dusíku, fosforečnanů a kovů (měď, zinek). Samotné filtraci předcházela sedimentace po dobu 1 hodiny. U všech pozorovaných konfigurací bylo

zaznamenáno snížení zákalu o více než 89 %, přičemž nejvyšší účinnosti (99,1 %) dosáhla konfigurace písku s malými zrny a s nejmenším průtokem. Napříč všemi modely byl zaznamenán mírný nárůst hodnoty pH a vodivosti. Hodnoty CHSK a BSK byly nejvíce sníženy nejjemnějším pískem s nejnižším průtokem, a to o 95,3 % a 93,8 %. Tato konfigurace nejvíce snížila koncentraci amoniakálního dusíku a fosforečnanů o 83,9 % a 99,9 %. Testované filtry se ukázaly nedostatečně účinné pro zadržení těžkých kovů mědi a zinku. Bylo zaznamenáno snížení pouze o 33 % a 48 % (Shaikh et Ahmed, 2023).

Touto studií bylo zjištěno, že velikost zrn písku a průtok mají značný vliv na účinnost filtrace. Nejúčinnější model byl kombinace nejjemnějšího písku (0,3 – 0,6 mm) s nejnižším průtokem (320 l/m²/den). Nevýhodou je však rychlejší zanesení filtrační lóže (Shaikh et Ahmed, 2023).

3.3.1.1.1 Aktivní uhlí

Aktivní uhlí se běžně používá v chemickém průmyslu, úpravě pitné vody, zdravotnictví, potravinářství aj. Uhlí zachytává polutanty pomocí adsorpce, při které se částice zachytávají na molekulární strukturu uhlí pomocí přitažlivých interakcí mezi molekulami (Van der Waalsovy síly). Aktivní uhlí má také vysoký měrný povrch. Kvůli těmto vlastnostem je vhodné pro odstraňování hygienických a čistících prostředků bez ohledu na jejich chemické vlastnosti (Abdel-Shafy et al 2014).

Aktivní uhlí může být vytvořeno tepelnou úpravou kokosových slupek při teplotě 300 °C po dobu 2 hodin a následnou aktivací kyselinou sírovou (Mohd Saad et al 2021).

výška (mm)	S4	S5	S6
štěrk	80	130	180
písek	180	130	80
aktivní uhlí	50	50	50

Tabulka 6 Složení filtru písek-štěrk-aktivovaný uhlí

Testovány byli celkem tři konfigurace obsahující rozdílné poměry štěrku, písku a aktivního uhlí (Mohd Saad et al 2021). Viz. Tabulka 6.

Nejúčinnějšího odstranění polutantů bylo dosaženo u filtru S4, který měl obdobný poměr písku a štěrku jako nejučinnější pouze pískový filtr (S1). Viz. Tabulka 4. Filtr S4 obsahoval vrstvu aktivního uhlí o mocnosti 50 mm. Hodnoty obsažených suspendovaných látek byly sníženy o 93,84 %, což je srovnatelná hodnota jako bez použití aktivního uhlí. Hodnoty parametrů BSK a CHSK byly sníženy o 96,31 % a 97,21 %. Obsah fosforu byl snížen o 57,1 % a dusík o 37 % (Mohd Saad et al 2021).

Implementace aktivovaného uhlí se ukázala jako účinná součást filtračního lože a v každé konfiguraci snížila znečištění. Z výsledků vyplývá, že aktivní uhlí je ekonomicky výhodným a velmi účinným materiálem pro úpravu šedých vod.

3.3.1.2 Zero valent iron (ZVI) (Nulmocné železo)

V posledních letech nově zkoumanou filtrační vrstvou je použití nulmocného železa (zero valent iron). Částice ZVI se skládají z Fe⁰ jádra, které svým předáváním elektronů podporuje rozklad kontaminantů. Obal se skládá z oxidů železa, který plní funkci adsorbentu. V prostředí, kdy je v přítomnosti nulmocného železa voda, dochází také k rozsáhlé oxidaci polutantů (Plessl et al 2022).

Použitím ZVI je možno oddělit řadu organických, anorganických i biologických polutantů. Využití nulmocného železa k úpravě šedých vod je nejvhodnější v kombinaci s pískovým filtrem. Tento typ filtrační lože zkoumali Kumar et al (2022). Zkoumané filtry se skládaly z dolní štěrkové vrstvy (5 cm), vrstvy hrubého písku (5 cm), vrstvy jemného písku (15 cm). Další vrstva se skládala z celkem

10 kg nulmocného železa promíseného s pískem, aby byla dosaženo rovnoměrného rozmístění aditiva. Byly testovány dvě formy ZVI, a to železné hřebíky a železný šrot. V kontrolním modelu byla tato vrstva nahrazena pouze pískem. Poslední vrstva byla tvořena pískem s jemnou frakcí (15 cm). Filtry byly testovány při 100 % saturaci.

U každého ze tří druhů filtrů byla zaznamenáno srovnatelné snížení úrovně zákalu, a to o více než 90 %. U filtrů používajících ZVI byla zjištěna znatelně vyšší úroveň snížení celkového množství rozpuštěných organických látek. Hodnoty BSK byly sníženy o 76 % u filtrů obsahující ZVI ve formě ocelového šrotu a o 66 % při použití ocelových hřebíků. U filtrů používající ZVI bylo zaznamenáno značné snížení výskytu celkových koliformních bakterií a fekálních koliformních bakterií (Kumar et al 2022).

Gubta et al (2023) zkoumal vliv množství použitého nulmocného železa na odstranění polutantů. Filtrační lóže se skládala z vrstvy jemného písku (0,15-1,18 mm) o mocnosti 15 cm, vrstvy nulmocného železa o mocnosti 10 cm a vrstvy jemného písku o mocnosti 15 cm. Na dně filtru se dále nacházela vrstva hrubého písku (1,15-4,75 mm) a vrstva šterku (4,75-12 mm) o mocnosti 5 cm. Jako nulmocné železo byl použit železný šrot v množství 2, 4 a 6 kg. Filtrační lóže byly provozovány v saturovaném režimu, kdy se na filtrační lóži nacházela stojatá vrstva šedé vody. Celkem bylo filtrováno 20 l šedé vody denně.

Z analýzy autoři zjistili, že množství použitého nulmocného železa má vliv na zadržení polutantů. Filtr s 6 kg ZVI dosáhl nejvyšší účinnosti u všech pozorovaných parametrů. Hodnota BSK a CHSK byla snížena o 66,5 % a 66,5 %. Zákal a suspendované látky byly sníženy o 98,1 % a 39,1 %. Koncentrace dusičnanů a amoniakálního dusíku byla snížena o 64 % a 68,2 % (Gubta et al 2023).

3.3.1.3 *Nano zero valent iron (nZVI)*

Další formou nulmocného železa je nano nulmocného železa. Jedná se o částice Fe^0 s velikostí 1–100 nm. Menší velikost částic způsobuje razantní nárůst reaktivního povrchu a mnohonásobně zrychluje reakční dobu (Barson 2013).

Jedním z nevýhod použití nZVI pro úpravu šedých vod je rychlá oxidace a následná agregace samotného železa (Rosická a Šambera 2009). Při agregaci se částice železa shlukují a sníží se jejich schopnost zachytávat polutanty. Jedním ze způsobů, jak předcházet nebo alespoň zpomalit tvorbu agregátů, je nZVI promístit s dalším

materiálem. Může se jednat například o hydroxid hořečnatý ($\text{Mg}(\text{OH})_2$), různé oxidy železa nebo syntetické polymery (Keller et al 2012).

Jako nízkonákladové aditivum k nZVI je možné použít kostní popel (bone ash), který byl upraven redukcí pomocí tetrahydridoboritanu sodného (NaBH_4) (Amiri et al 2019). Při použití této kombinace bylo po 6 hodinách dosaženo snížení hodnoty CHSK o 60 % a hodnota zákalu byla snížena o 75 % (Amiri et al 2019).

Běžně se v praxi používá nZVI pro sanaci znečištěné půdy a podzemních vod. Důležité je ale zmínit, že existuje řada studií zkoumajících vliv nulmocného železa na životní prostředí. Zvýšená koncentrace nZVI může mít negativní vliv na rostliny, např. zpomalení růstu, poškození kořenového systému, narušení procesu fotosyntézy aj. Dále byl zjištěn negativní vliv na rozmnožování půdních organismů. Tyto negativní účinky se projeví při vysokých koncentracích a jsou silně ovlivněné druhem živočicha či rostliny (Zhang et al 2022).

3.3.1.4 Zeolit

Zeolit je minerální látka, která v přírodě vzniká reakcí vulkanických hornin s alkalickými vodami. V současnosti se nejčastěji používá jako filtrační médium k úpravě pitné vody a vody v bazénech (Thazhamon 2021). Těžba zeolitů je možná po celém světě, díky čemuž se jedná o nízkonákladové aditivum pro filtraci šedých vod. Kvůli tomuto faktu může ale obsahovat velké množství různých nečistot. Zeolit je možné vyrábět synteticky, tím se dosáhne čistějšího a stabilnějšího materiálu.

Zeolit patří mezi hlinitokřemičitany, což jsou minerály tvořené hliníkem, křemíkem a kyslíkem spojené v krystalické mřížce. Kvůli této struktuře je zeolit velmi porézní a má vysoký měrný povrch. Velmi důležitou vlastností pro úpravu vody je negativní náboj v pórech zeolitu. Tento negativní náboj je vyrovnáván kationty, které se na struktuře zeolitu drží pomocí slabší iontové vazby. Získává tedy schopnost výměny iontů a funguje jako ionex (Widiastuti 2008).

Amiri et. al. (2019) zkoumali účinnost filtračního materiálu zeolit při zachycování polutantů. Po šesti hodinách filtrace bylo odstraněno 52,98 % hodnoty CHSK. Celkové množství suspendovaných látek bylo po šesti hodinách sníženo o 73,1 %, což bylo nejvíce ze všech testovaných materiálů, přičemž aktivní uhlí snížilo suspendované látky o 62,4 % a nZVI o 53,8 %.

Vysoká účinnost byla také zaznamenána při odstraňování zákalu, a to 75,79 % po šesti hodinách filtrace (Hamdan 2022). Použitím přírodního zeolitu bylo také dosaženo vysoké účinnosti odstranění fosforečnanů a dusičnanů, a to 100 % a 57 % (Al-Zou'by et al 2017).

Pro zvýšení účinnosti zeolitů je možná modifikace pomocí kladně nabitých tenzidů, např. tetramethylammonium ($C_4H_{12}N^+$) nebo cetrimoniumbromid ($C_{19}H_{42}BrN$) (Widiastuti et al 2008).

3.3.1.5 Membránové filtry

Druhá skupina je tvořena membránovými filtry. Separaci u této metody zajišťuje polopropustná membrána. Šedá voda se přes tento filtr dostává rozdílným tlakem před a za membránou. Efektivita odstranění kontaminantů ve vodě závisí převážně na velikosti pórů filtru. Podle tohoto parametru je můžeme rozdělit následovně (Euroclean ©2021):

1. Mikro – filtrace

Při mikro-filtraci dochází k zachycení částic o velikosti mezi 0,1 až 10 μm . Používá se převážně jako předčištění před procesem reverzní osmózy. Odstraňuje bakterie, kvasinky a koloidní látky (Euroclean ©2021).

2. Ultra – filtrace

Ultra filtrace odděluje kontaminanty o velikosti v rozmezí 2 nm až 100 nm. Při této pórovitosti se oddělují koloidní látky, bílkoviny a viry. Ultra filtrace se využívá převážně pro čištění odpadních vod pocházejících z textilního a papírenského průmyslu (Euroclean ©2021).

3. Nano – filtrace

Filtry s menší pórovitostí než 2 nm. Tyto membrány se nejčastěji používají jako alternativa procesu reverzní osmózy při změkčování vody. Dochází k oddělení rozpustných minerálních solí, veškerých bakterií, většiny vícemocných iontů (Ca, Mg) a části jednomocných iontů (Power plastics ©2022).

Membránové technologie mají své nezpochybnitelné výhody. Jsou vysoce efektivní pro snižování BSK, CHSK, TOC. Další výhodou této metody je schopnost oddělit i mikroorganismy menší než velikost pórů membrány. Nevýhodou tohoto

systemu je jeho vyšší náročnost na spotřebu energie a vyšší investiční náklady. Dále je oproti ostatním systémům nutná častější údržba, kvůli náchylnosti na zanášení membránového filtru a následnému snížení účinnosti filtru (Li et al 2009).

Diamantis (2021) zkoumal v malém měřítku výkonost membrány z dutých vláken s pórovitostí 100 nm. V tomto modelu byla použita elektrická pumpa, která zajistila průtok šedé vody skrz mikro-filtr. Celková filtrační plocha této membrány byla 1,5 m² s průtokem skrz membránu 42 litr/m²/h. Po filtraci 60 litrů šedé vody bylo zjištěno, že hodnota CHSK byla snížena o 41,6 %. Průtok membránou se lineárně snížil o 4,5 litr/m²/h za každých 30 litrů přefiltrované šedé vody. Oproti tomu koncentrace fosforečnanů nebyla filtrací touto membránou ovlivněna.

Nízká účinnost zachycení fosforu a dalších živin je způsobena velikostí pórů membrány (Wu 2019).

Li et al (2009) testovali filtrační membrány s nižší pórovitostí 6,2 nm. Model byl provozován při konstantním tlaku na membránu 0,12 bar a celková plocha membrány byla 8,2 m². Model byl provozován 10 minut v režimu filtrace, na který navazoval čistící režim trvající 30 sekund. Při tomto režimu byla voda čerpána opačným směrem skrz membránu s cílem vyčistit membránu. Při dosažení hodnoty 3000 mg/l suspendovaných látek v šedé vodě ve filtrační nádrži byla filtrace zastavena a tato voda vypuštěna z modelu. Průtok skrz membránu se z počátečních 10 litr/m²/h po dvou týdnech snížil na 6 litr/m²/h.

Tato ultra-filtrace dosahovala účinnost odstranění TOC (celkový organický uhlík) 83,4 %. Membrána úspěšně zachytila suspendované látky a zákal. Hodnota živin jako amoniakální dusík a fosforečnany nebyla filtrací membránou ovlivněna. Propuštění těchto živin skrz membránu je způsobeno velikostí pórů (Wu 2019).

Guilbaud et al (2010) se zabývali nano filtrací šedé vody pocházející z prání oblečení. Jako membránu použili polyamidové membrány značky PCI. Konkrétně AFC30, AFC40, AFC80. Průtok skrz membránu se po 20 minutách značně snížil a stabilizoval na 49 litr/m²/h, 65 litr/m²/h a 75 litr/m²/h u AFC30, AFC40 a AFC80. Všechny testované membrány měly celkovou filtrační plochu 0,033 m² a byly provozovány při tlaku 35 bar. Testované membrány dosahovaly vysoké účinnosti odstranění CHSK, TOC. CHSK byla snížena o 90 %, 91,3 % a o více než 98,1 % u AFC30, AFC40 a AFC80. Množství TOC bylo sníženo

90,05 % a 98,2 % u AFC40 a AFC80. Suspendované látky a salinita byly membránovou filtrací odstraněny. Nevýhodou této metody filtrace šedých vod je vysoká cena. Autoři odhadují cenu pro vyčištění m³ šedé vody na 5-6 €.

Použití nano filtrace produkuje upravenou šedou vodu s velmi nízkou koncentrací polutantů. Hlavní nevýhodou je tvorba vrstvy nečistot na povrchu membrány a postupnému znemožnění průtoku skrz filtr. Tomuto problému lze předejít krátkou dobou provozu filtru nebo častým proplachováním membrány (Wu 2019).

Účinný model by se skládal z předčištění pomocí ultra filtrace, čímž by se odstranily suspendované látky a zákal. Následovala by nano filtrace, která by odstranila živiny a organické látky, jež prošly přes ultra filtraci (Wu 2019).

3.3.2 Biologické metody

Oddělení kontaminantů u biologických metod čištění odpadních vod zajišťují mikroorganismy. Nejčastěji se jedná o bakterie, vláknité organismy, kvasinky, houby aj. Tyto organismy za příznivých podmínek rozkládají organické látky ve vodě a tím snižují celkové znečištění vody. Vedlejším produktem tohoto procesu může být voda, oxid uhličitý, methan a aktivovaný kal. Biologická úprava vody se typicky dělí na:

- aerobní,
- anaerobní.

U aerobních metod úpravy šedých vod mikroorganismy rozkládají organickou hmotu za přístupu vzduchu. Stablní množství mikroorganismů je regulováno přidáváním aktivovaného kalu.

Při anaerobním procesu dochází k rozkladu organické hmoty bez přístupu kyslíku mikroorganismy. Produktem toho vyhívání je bioplyn, který se skládá z methanu, oxidu uhličitého a sulfanu. Dalším produktem je vyhnílý substrát neboli digestát (Sperling 2007).

3.3.2.1 RBC

Do této skupiny spadá například rotující biologický stykač (ang. Rotating biological contractor). Aeraci vody zde zprostředkovává série paralelních kotoučů připevněných na rotující hřídeli o rychlosti 2–5 otáček/minutu. Hřídel je umístěna nad vodní plochou. Kotouče jsou zpravidla 30–40 % ponořeny ve vodě. Rotací hřídele dochází ke kontaktu kotoučů s odpadní vodou a k aeraci neponořenou částí kotoučů.

Na jejich povrchu dochází k hromadění mikroorganismů rozkládajících kontaminanty ve vodě. Tento proces se nejčastěji používá jako sekundární proces čištění vody. Předchází mu zpravidla proces oddělující větší nečistoty velikosti větší než 1 mm, např. zrnka písku, vlasy aj. Tuto funkci může plnit například sedimentační nádrž nebo hrubá filtrace.

Tato metoda je především vhodná pro šedé vody s vyšší úrovní znečištění

(Li 2009).

Efektivitu rotujícího biologického stykače pro úpravu šedé vody testoval Pathan et al (2011). Experiment byl realizován v nádrži o objemu 54 litrů. Kotouče byly umístěny na hřídeli poháněné elektrickým motorem na 1,7 ot. /min., a ze 40 % ponořeny v šedé vodě. Celková plocha kotoučů stykače byla 9,77 m². Šedá voda byla pro tento experiment získána ze studentských ubytoven na univerzitě v Jamshoro. U tohoto systému autoři zkoumali vliv času, kdy jsou kotouče ponořené v šedé vodě, tj. hydraulické retenční doby, na účinnost odstranění polutantů. (0,5; 1; 1,5 hodiny).

Snížení hodnoty BSK₅ bylo silně ovlivněno retenční dobou. Po 0,5 hodině se BSK₅ snížila o 28 %, o 40 % po 1 hodině a o 52 % po 1,5 hodině. Při delší době chodu systému může být očekávané vyšší snížení hodnoty BSK₅. Hodnota CHSK byla obdobně silně pozitivně ovlivněna retenční dobou. Nejnižšího odstranění organických látek bylo dosaženo po 0,5 hodině, a to o 20 %. Nejvyšší snížení hodnoty CHSK nastalo po 1,5 hodině o 60 %. Na celkové množství suspendovaných látek měla retenční doba malý vliv. Suspendovaných látek byly sníženy o 10±2 %. V tomto experimentu nebyla použita sedimentační nádrž, ani žádná jiná předúprava šedé vody (Pathan et al 2011).

Implementování sedimentační doby do tohoto systému by pozitivně ovlivnilo výslednou jakost vody (Li 2009).

3.3.2.2 SBR

Další biologickou metodou je sekvenční sádkový reaktor (ang. sequencing batch reactor). Tato metoda funguje na podobném principu jako chemická metoda úpravy vody pomocí koagulace. Odpadní voda je přivedena do bioreaktoru, kde je pomocí míchadla promísena za přístupu vzduchu. Tato postupná aerace urychlí množení mikroorganismů, které začnou rozkládat organickou hmotu. Organismy dále asimilují živiny a tvorbou biomasy se ve vodě začnou tvořit agregáty neboli vločky. V následujícím kroku tyto vločky sedimentují na dně bioreaktoru ve formě aktivovaného kalu.

Kvůli nízké efektivnosti a větší náročnosti na provoz nejsou aerobní biologické metody čištění šedých vod vhodné (Li 2009).

3.3.3 Chemické metody

3.3.3.1 Koagulace

Koagulace je proces čištění odpadních vod, který funguje na principu chemické reakce rozpuštěných koloidních látek ve vodě a koagulačního činidla. Koloidní částice ve vodě mají zpravidla negativní náboj. Přidáním kladně nabitého koagulačního činidla dojde k neutralizaci povrchu koloidu. Takto neutralizované koloidy se působením elektrostatických sil spojí do agregátů neboli vloček. Tyto vzniklé celky je možné od vody separovat pomocí sedimentační nádrže nebo filtrace. Tímto procesem dojde k oddělení rozptýlených organických a anorganických koloidních částic a mikroorganismů (Ústav pro hydrodynamiku AV ČR, ©2022).

Jako koagulační činidla se nejčastěji používají trojmocné hydrolyzující soli hliníku a železa. Nejvíce používané jsou pak:

- síran hlinitý $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$,
- hlinitan sodný NaAlO_2 ,
- síran železnatý $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$,
- síran železitý $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$,
- chlorid železitý $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ a další (Hofmanová 2018).

Dále lze jako koagulační činidlo použít dvojmocné sloučeniny (např. $\text{Ca}(\text{OH})_2$) nebo jednomocné sloučeniny (např. Na_2SiO_3). Ale kvůli značně nižší efektivnosti při tvorbě agregátů se v praxi nepoužívají. Jako pomocná nebo destabilizační agregační činidla se dále používají polymery. Tyto flokulanty urychlují sedimentaci vloček nebo

napomáhají vzniku vloček s lepšími vlastnostmi (např. s pevnější strukturou). Jejich použitím je v upravené vodě nižší obsah organických látek, zbytkového koagulantu a zákalu. Při použití polymerů je pro koagulaci potřeba nižší dávka anorganických koagulantu (Hofmanová 2018).

Efektivita koagulace šedých vod je silně ovlivněna složením odpadní vody, hodnotou pH, množstvím a typem koagulačního činidla.

Touto problematikou se zabývali Oguz Uceвли et al (2021). Autoři zkoumali čtyři typy koagulačních činidel. Dále zkoumali vliv hodnoty pH (pH 4; 6; 7,5; 8,5 a 10) a různé dávky koagulačního činidla (50, 100 a 250 mg/l) na účinnost koagulace. Jednalo se o síran hlinitý, chlorhydrát hliníku, síran železitý a chlorid železitý.

Experiment byl realizován v šesti kádinkách o objemu 500 ml při teplotě 25°C. Roztok byl nejdříve rychle promísen při 120 ot./min. na 90 sekund a následovně pomalu míchán při 30 ot./min po dobu 15 minut. Následně roztok sedimentoval po dobu 45 minut.

Koagulanty na bázi hliníku (síran hlinitý, chlorhydrát hliníku) dosahovaly nejvyššího odstranění polutantů při pH 6 a 7,5. Podobný trend byl zaznamenán u síranu železitého a chloridu železitého při hodnotě pH 8,5 a 10. Nejvyššího snížení obsahu rozpuštěných organických látek a zákalu bylo dosaženo při koncentraci 100 mg/l u síranu hlinitého, chlorhydrátu hliníku a síranu železitého. Zákal byl snížen o 81 %, 94,5 % a 95 %. Množství organických látek se snížilo v rozmezí 88-94 % u všech koagulantů (Uceвли a Kaya 2021).

3.3.4 Umělé mokřady – přírodě blízké metody

Kořenové čistírny odpadních vod jsou systémy, které jsou navrženy takovým způsobem, aby v nich probíhaly stejné filtrační a samočistící procesy jako v přirozených mokřadech. Umělé mokřady čistí protékající vodu kombinací fyzikálních, biologických a chemických procesů.

Kořenové čistírny běžné odpadní vody mají tendenci ke kolmataci a následnému úplnému zanesení filtračního materiálu a znemožnění filtrační funkce. Toto je způsobeno vyšší úrovní výskytu suspendovaných látek, kterému se předchází implementací usazovací nádrže do systému. Při úpravě šedé vody s nižší úrovní znečištění je riziko kolmatace nižší (Vysoké učení technické v Brně 2015).

Kořenové čistírny dělíme podle způsobu průtoku odpadní vody, úrovně hladiny a použitých rostlin. Dle způsobu průtoku odpadní vody filtračním ložem rozlišujeme kořenové čistírny:

- horizontální
- vertikální (Vysoké učení technické v Brně 2015).

U systému s vertikálním průtokem je voda přiváděna na povrch filtrační lože pomocí systému s vyšším množstvím potrubí pro dosažení rovnoměrné distribuce. Bez použití tohoto systému může docházet k tvorbě povrchových proudů a snížení účinnosti (Šálek a Tlapák 2006). Odpadní voda je na povrch filtrační lože dávkována přerušovaně pro dosažení optimální distribuce vody na loži a zamezení zahlcení lože.

Do systémů s horizontálním průtokem je odpadní voda přiváděna skrz boční stranu filtrační lože přes distribuční vrstvy, které docílí rovnoměrnou distribuci vody. Po průtoku vody přes filtrační lože je voda odvedena pomocí sběrné drenáže.

Umělé mokřady se běžně skládají z

- vegetace,
- distribuční vrstvy,
- filtračního materiálu,
- odtokové zóny a
- nepropustné vrstvy.

Pod celou plochou kořenové čistírny vody je nutné umístit nepropustnou vrstvu, aby se zamezilo vsaku odpadní vody do podloží, čímž by došlo ke kontaminaci podzemních vod. Tato vrstva je zpravidla tvořena ochrannou látkou a nepropustnou plastovou folií.

Distribuční a odtokové zóny jsou tvořeny kamenivem o velikosti 50-200 mm (Vymazal 2004). Samotná filtrační vrstva je tvořena kombinací menších vrstev šterku, drceného kameniva a písku. Pro dosažení nejvyšší efektivity je nutné substrát zbavit prachu a zeminy (Vysoké učení technické v Brně 2015).

Vegetace se vysazuje přímo do šterkové filtrační vrstvy. Rostliny podporují proces filtrace hlavně nepřímým způsobem. Kořeny a oddenky rostlin prorůstají substrátem a vytvářejí vhodné podmínky pro mikroorganismy, které se ve filtračním

materiálu nevyskytují kvůli převážně anoxickým, až anaerobním podmínkám. Kořeny rostlin dodávají do substrátu kyslík a vytvářejí částečně aerobní prostředí. Skrz kořenový systém rostliny odebírají přítomné živiny obsažené ve vodě. Dále také stabilizují povrch lóže a zvyšují poréznost substrátu. Nejčastěji se jako vegetace používají mokřadní rostliny.

Nejvhodnější a nejrozšířeněji používanou rostlinou v ČR je rákos obecný (*Phragmites australis*). Používaný je zejména kvůli vysoké odolnosti vůči silnému znečištění. Častá kombinace rostlinného složení je pak rákos obecný a chrastice rákosovitá (*Pharalis arundinacea*). Chrastice dosahuje rychlejšího růstu a tím zakládá podrost již v prvním vegetačním období (Vymazal 2004). V méně rozsáhlých nebo domácích kořenových čistírnách lze vysadit mokřadní rostliny s dekorativním charakterem. Například orobinec širokolistý nebo vodní hyacint (Sperling 2007).

Efektivita těchto systémů je různá kvůli velkému množství parametrů ovlivňujících účinnost. V metaanalýze publikované Boano F. et al (2020) bylo porovnáno 9 studií, ve kterých autoři zkoumali účinnost kořenových čistíren šedých vod. Napříč všemi studiemi hodnota BSK₅ byla snížena minimálně o 85 % a průměrně o 90 %. CHSK byla snížena minimálně o 60 % a průměrně o 83 %. Hodnota suspendovaných látek byla v průměru snížena o 85 %.

3.4 Legislativní limity a využití šedé vody

Recyklace a znovuvyužití šedých vod nabízí možnost značného snížení spotřeby pitné vody v budovách, avšak dlouhou dobu v ČR chyběla legislativní opora. První definice šedé vody pochází z evropské normy EN 12056, která se v ČR používá pod názvem ČSN 75 6760 o Vnitřní kanalizaci. Tato norma byla vydána v roce 2003. Avšak kromě definice touto normou nebyli stanoveny možnosti ani podmínky pro znovuvyužití šedých vod.

První technická norma, která specifikuje pravidla pro realizování recyklace šedé vody je evropská norma ČSN EN 16941 Zařízení pro využití nepitné vody na místě. Od 8.1 2021 vstoupila v platnost druhá část tohoto dokumentu: Zařízení pro využití čištěné šedé vody. Z této normy vychází standardy navrhování, montáže, uvedení do provozu a údržbu systémů znovupoužití šedé vody v budovách. Norma

určuje minimální bezpečnostní a hygienické požadavky na chod systémů. Dále definuje doporučené způsoby využití šedé vody, např.: zalévání zahrady, splachování WC, praní prádla, umývání podlahy aj. Norma zakazuje používání systémů přímého využití šedé vody bez předchozí úpravy, použití vody pro osobní hygienu, jako pitnou vodu nebo vodu pro přípravu jídla, pro zpětné získávání tepla nebo chlazení aj. Avšak tyto technické normy jsou dle zákona č. 71/2000 Sb. pouze nezávazného charakteru.

I přes zavedení evropských norem v ČR stále schází právní předpisy popisující opětovné využití šedé vody. Opětovné využití šedé vody zasahuje do mnoha odvětví. Může se jednat o recyklaci městských vod, průmyslových vod, vody pocházející z domácnosti aj. Tyto vody by se po příslušné úpravě jakosti mohly využívat pro závlahu, k průmyslovému využití, k hašení požárů, provozování vodních a okrasných prvků, doplňování vodních útvarů, mytí automobilů atd. V domácnostech pak k splachování WC, zavlažování zahrad aj. (CzWA Service s.r.o. ©2021).

V současné situaci, kdy není jediný právní předpis zabývající se touto problematikou, je nutné postupovat dle konkrétního způsobu využití a řídit se příslušným právním předpisem.

Dle zákona č. 254/2001 Sb. o vodách je šedá voda stále klasifikována jako voda odpadní. Tento zákon dále určuje, že jediný způsob nakládání s šedou vodou je její vypuštění do povrchových nebo podzemních vod nebo akumulace a následný odvoz do čistírny odpadních vod. Při použití šedé vody pro závlahu dochází k vsakování do podzemních vod a je zapotřebí povolení, které vydává vodoprávní úřad na základě vyjádření odborně způsobilé osoby. Vodoprávní úřad dále stanoví nejvyšší přípustné hodnoty znečištění, tj. emisní limity.

Změnou zákona č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví došlo k přidání definice a možnosti využití „užitkové vody“. Jako užitkovou vodu je možné považovat srážkové a šedé vody, které prošly úpravou jakosti a jsou hygienicky zabezpečeny. Při splnění těchto podmínek je možné použít užitkovou vodu na splachování toalet, praní, úklid, mytí vozidel, závlahu, vodní prvky aj.

Touto změnou od 1.2 2022 pro užitkové vody platí § 3-5 zákona č. 258/2000 Sb., ve kterých se uvádí hygienické požadavky na vodu a povinnosti osob při kontrole a dodávkách užitkové vody. V § 82 zákona č. 258/2000 Sb., se uvádí, že orgán veřejného zdraví, např. Krajská hygienická stanice, může v situaci ohrožení veřejného

zdraví zakázat užívání šedých vod ve veřejných budovách a bytových domech. Dále může provádět monitoring a stanovit limity kvalitativních parametrů šedé vody.

4 Metodika

Testování účinnosti jednotlivých filtračních materiálů při odstraňování vybraných polutantů probíhalo na demonstračním a pokusném poli na Suchdole, na území České zemědělské univerzity v Praze.

4.1 Syntetická šedá voda

V rámci tohoto experimentu byla použita syntetická šedá voda. Hlavními důvody byla nejistá přístupnost k dostatečnému množství šedé vody na území ČZU v době mezi koncem letního a začátkem zimního semestru. Dalšími důvody jsou měnící se složení šedé vody, obtížný přívod šedé vody na experimentální plochu a hygienická bezpečnost při práci na experimentu.

Syntetická šedá voda byla připravována každý den na experimentální ploše před zahájením napouštění filtrů. Složení syntetické šedé vody bylo zvoleno dle Abed & Scholz (2006) a Diaper et al (2008). Šedá voda se skládala z běžně užívaných osobních hygienických přípravků. Konkrétně se jednalo o zubní pastu Colgate Triple Action. Jako mýdlo na ruce byl zvolen Dove Moisturising hand wash. Zástupce antiperspirantů byl vybrán Nivea Men Protect & Care roll-on. Jako vlasový šampon a tělové mléko byly zvoleny přípravky Head & Shoulders Classic clean a Nivea Body Milk. Dále byl také přidáván prací prostředek Ariel Mountain Spring. Viz Tabulka 7.

Přípravky [g]	Koncentrace v šedé vodě [l]		
	na 1 l	na 800 l	na 1000 l
Zubní pasta (Colgate Triple Action)	0,0325	26	32,5
Mýdlo na ruce (Dove Moisturising hand wash)	0,6575	526	657,5
Antiperspirant (Nivea Men Protect & Care roll-on)	0,01	8	10
Vlasový šampon (Head & Shoulders Classic clean)	0,033125	26,5	33,125
Tělové mléko (Nivea Body Milk)	0,01	8	10
Prací prostředek (Ariel Mountain Spring)	0,15	120	150

Tabulka 7 Koncentrace přípravků v šedé vodě

Dále byly do šedé vody přidávány farmaceutické látky. Tyto látky byly do šedé vody přidávány rozpuštěné v 3 % roztoku metanolu (CH_3OH). Jednalo se o diclofenac. Tato látka se nachází například ve volně prodávaném produktu pod značkou Voltaren. Je to nesteroidní protizánětlivá a bolest tlumící látka. Diclofenac byl přidáván v koncentraci 1 g/litr do 1000 l šedé vody. Dále byl přidáván v koncentraci 1 g/litr do 1000 l šedé vody také kofein a benzotriazol. Jednalo se o sulfamethoxazol (SMX), což je látka používaná jako antibiotikum. Dále se do syntetické šedé vody přidávali látky flukonazol a ibuprofen. Množství přidávaných farmak je uvedeno v Tabulka 8



Obrázek 1 IBC kontejner na experimentální ploše

Farmaka [ml]	Koncentrace v šedé vodě [l]		
	1 l	800 l	1000 l
Diclofenac	0,05	40 ml	50 ml
Kofein	0,05	40 ml	50 ml
Benzotriazol	0,05	40 ml	50 ml
Sulfamethoxazol(SMX)	0,001	0,8 ml	1 ml
Flukonazol	0,001	0,8 ml	1 ml
Ibuprofen	0,001	0,8 ml	1 ml

Tabulka 8 množství farmak v šedé vodě

Poslední součástí šedé vody jsou tzv. těžké kovy, které byly přidávány ve formě svých sloučenin – síran měďnatý (CuSO_4), síran zinečnatý (ZnSO_4), kyselina boritá (H_3BO_3) a síran nikelnatý (NiSO_4). Množství kovů nacházejících se ve sloučeninách přidávaných do syntetické šedé vody (Tabulka 9).

Kovy [g]	Koncentrace v šedé vodě [l]		
	na 1 l	na 800 l	na 1000 l
Měď	0,00031	0,25165	0,31456
Bor	0,00100	0,79930	0,99913
Zinek	0,00036	0,28505	0,35632
Nikl	0,00034	0,27306	0,34133

Tabulka 9 Koncentrace kovů v šedé vodě

Samotná příprava šedé vody probíhala v IBC kontejneru o objemu 1000 litrů. Viz Obrázek 1. Navážené kontaminanty byly smíchány s odpovídajícím množstvím kohoutkové vody. Rovnoměrné promísení kontaminantů a vody bylo docíleno pomocí ponorného čerpadla umístěného v IBC kontejneru.

4.2 Složení filtrační lože

Filtrační lože byly umístěny v plastových sudech vybavených výpustním kohoutkem umístěným ve spodní části. Viz Obrázek 2. Rozměry sudů byly následující:

horní průměr sudu 420 mm, dolní průměr 320 mm a výška 620 mm. Vnější strana sudu byla pokryta černou folií. Tímto opatřením měl být zamezen průnik světla na filtrační materiál. Nadměrné množství světla by způsobilo nadměrný růst řas a jiných fotosyntetizujících organismů uvnitř sudu. Vnitřní strana sudů byla na celé ploše vyložena geotextilií pro zamezení tvorby preferenčního proudění podél stěn. Geotextilie byla také umístěna mezi jednotlivé vrstvy filtru pro zamezení odnosu a promísení částic sousedících vrstev. Každý sud byl tvořen svrchní vrstvou obsahující technogenní zeminu (písek, kompost, ornice) a testované



Obrázek 2 Sudy s filtračním materiálem

filtrační aditivum o celkové mocnosti 350 mm. Viz Tabulka 10. Další byla písková vrstva o frakci 0-4 mm a výšce 160 mm. Poslední filtrační vrstvu tvořil šterk o frakci 4-8 mm a výšce 40 mm. Spodní část sudu v úrovni kohoutku byla vyplněna plastovou mřížkou.

Filtrační materiál	Objemový poměr
Default	5 : 3 : 2 : 0
Vápencová drť	5 : 3 : 2 : 1
Biochar 10 %	5 : 2 : 2 : 1
Legenda:	P : K : O : A Půda : kompost : ornice : aditivum

Tabulka 10 Poměry testovaných filtračních materiálů (Hamdan 2022)

4.3 Průběh experimentu

Experimentu předcházela infiltrační zkouška, která proběhla 22.4.2022. Výsledkem byla maximální saturace (100 % saturace) jednotlivých skupin sudů. Tato hodnota byla zjištěna pozvolným plněním sudů kohoutkovou vodou až do momentu, kdy se voda dále nevsakuje do filtračního materiálu a ustálí se hladina stojaté vody těsně nad povrchem filtru.

Šedá voda byla z IBC kontejneru do sudů přiváděna pomocí vodního čerpadla a série zahradních hadic. Viz Obrázek 1. Rovnoměrné distribuce šedé vody na filtrační lože bylo dosaženo pomocí kapilární koncovky připojené na konec hadice, která se běžně používá na kapénkovou závlahu. U vybraných skupin sudů byla šedá voda přidávána manuálně pomocí plastové odměrky.

Pro testování filtračních materiálů bylo použito šest skupin filtrů o pěti filtračních lóžích. Skupiny byly rozděleny podle materiálu a úrovně saturace. Sběr vzorků probíhal jednou měsíčně v dopoledních hodinách mezi 9:00 a 12:00. Od každé z pěti filtračních lóží byly odebrány 2 litry přefiltrované šedé vody, z kterých byl v separátní nádobě vytvořen směsný vzorek o objemu 10 litrů. Z této nádoby pak byly odebrány 2 vzorky o objemu 1 litr, 2 vzorky o objemu 50 ml a 1 vzorek o objemu 50 ml. Dále byly odebrány vzorky určené k zmrazení: 2 vzorky o objemu 125 ml a 1 vzorek o objemu 1 litr. Dále bylo odebráno stejné množství vzorků nefiltrované šedé vody. Tento postup se opakoval pro každou skupinu filtrů.

Samotný experiment začal 23.5. 2022. V první fázi byla šedá voda míchána v celkovém objemu 1000 litrů. Každý filtrační materiál byl testován dvěma hodnotami hydraulického zatížení (saturace). V první etapě experimentu od 23.5. byly testovány saturace 70 % a 30 %.

	Saturace 100 % [1]	Saturace 70 % [1]	Saturace 50 % [1]	Saturace 30 % [1]
Bez aditiva	22	15,4	11	6,6
Vápencová drť	24	16,8	12	7,2
Biochar 10 %	26	18,2	13	7,8

Tabulka 11 Saturace filtračních materiálů

V průběhu experimentu došlo v návaznosti na pomalou infiltraci šedé vody spojenou se zanášením filtrů ke snížení saturace u skupiny filtrů se 70 % saturací. Od 20.7. 2022 byla snížena saturace ze 70 % na 50 %. Zbylým skupinám byla ponecháno původní hydraulické zatížení 30 %. Kvůli snížení množství filtrované šedé vody byl také snížen objem připravované syntetické šedé vody z 1000 litrů na 800 litrů.

4.4 Sledované vlastnosti vody

Pro stanovení účinnosti jednotlivých filtračních materiálů a jednotlivých úrovní saturace bylo u odebraných vzorků šedé vody sledováno více chemických kvalitativních parametrů. Bylo sledováno více forem uhlíku, a to celkový organický uhlík (TOC), celkový anorganický uhlík (IC) a celkový uhlík (TC). Dále byly zkoumány základní anionty $\{(SO_4)^{-II}, (PO_4)^{-III}, (NO_3)^{-I}, (NO_2)^{-I}, Br^{-I}, F^{-I}, Cl^{-I}\}$. Dále množství tenzidů, celkové množství dusíku (TN), suspendovaných látek a farmak (DEET a diclofenac).

Obsah uhlíku a celkový dusík byl naměřen pomocí Skalar Formacs^{HT} TOC/NT. Základní anionty byly stanoveny pomocí iontové chromatografie MagIC NETTM. Koncentrace tenzidů byla stanovena kyvetovým testem LCK 332 0,05-2,00 mg/l na spektrometru Hach Lang DR 3900. Amoniakální dusík byl změřen na spektrometru Agilent Cary 60 UV-VIS 190-1100 nm. Obsah kovů ve vzorcích byl zjištěn spektroskopii ICP-OES Agilent 5800. Farmaceutické látky byly stanoveny kapalinovou chromatografií HPLC Thermo scientificTM DionexTM UltimateTM 3000.

4.5 Statistické metody použité při analýze

Pro analýzu dat byly použity programy Microsoft Excel a R Studio. Nejprve byla data pomocí programu Microsoft Excel správně naformátována a následovně importována do programu R Studio. Prvním krokem analýzy dat byl Shapiro-Wilkův test normality. Nulová hypotéza (H_0) v tomto případě zněla: „Neexistuje rozdíl v průměrné účinnosti mezi jednotlivými skupinami“. V případě, kdy dosažená hladina významnosti (p-value) byla menší než stanovená hladina významnosti (0,05), nulová hypotéza byla zamítnuta tj. data měla normální rozdělení. V tomto případě bylo možné použít parametrický test ANOVA. Porovnání průměrů mezi jednotlivými skupinami bylo provedeno pomocí Tukeyho HSD testu. V případě pravdivosti nulové hypotézy (H_0) bylo nutné použití neparametrického Dunn testu s Bonferroniho korekcí. Pomocí těchto testů byl statisticky významný rozdíl mezi průměry potvrzen či vyvrácen.

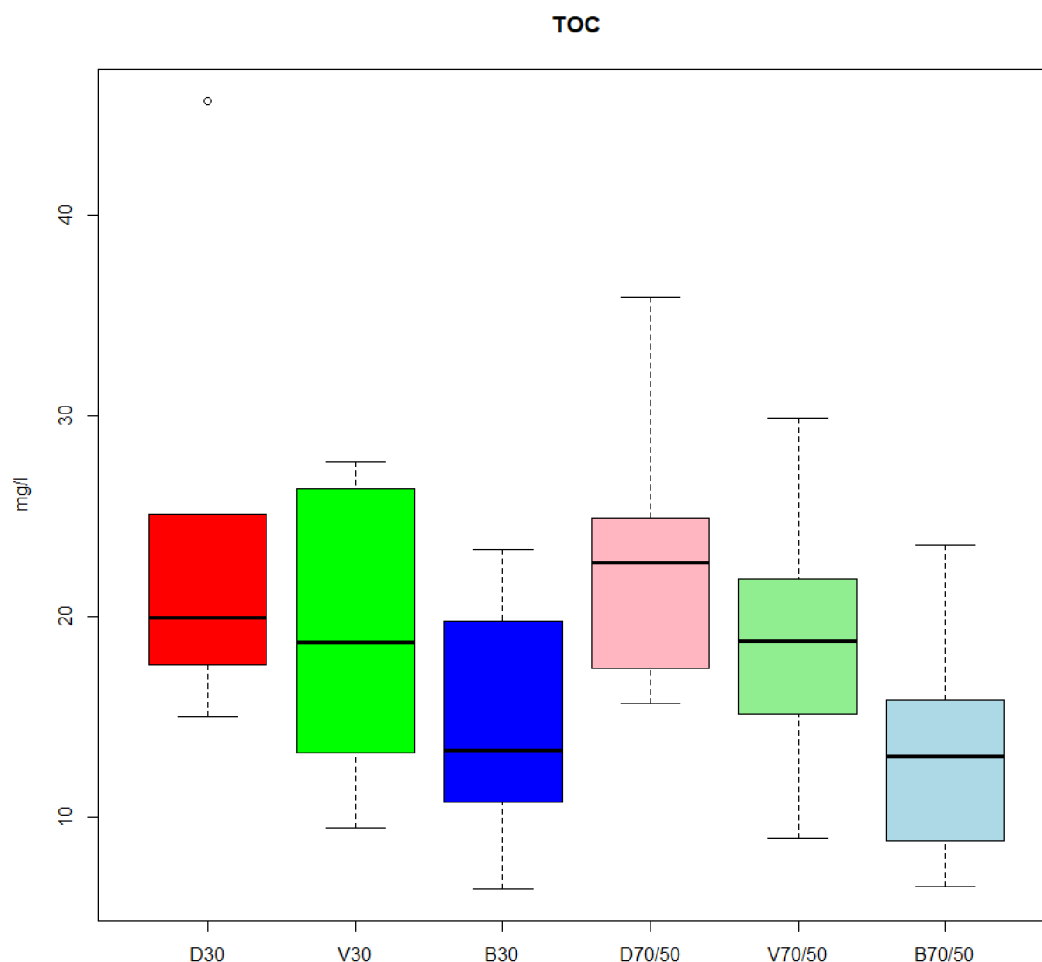
5 Výsledky

Pro stanovení účinnosti odstranění polutantů u jednotlivých testovaných filtračních materiálů byly odebírány vzorky nefiltrované syntetické šedé vody z IBC kontejneru a filtrované syntetické šedé vody na výpusti filtrů.

5.1 Uhlík a jeho formy

Celkový organický uhlík

Průměrná hodnota TOC u nefiltrované syntetické šedé vody byla 58,56 mg/l. Nejvyšší průměrná hodnota TOC u filtrů se saturací 30 % byla naměřena u filtru bez aditiva (default) 23,9 mg/l. U s aditivem vápencová drť bylo naměřeno 19,05 mg/l TOC. Nejnížší průměrná hodnota TOC byla zjištěna s aditivem biochar, a to 14,5 mg/l.



Graf 2 Hodnota celkového organického uhlíku (TOC) v šedé vodě po filtraci: **SGW** – syntetická šedá voda; **D30** – bez aditiva (default) se saturací 30 %; **V30** – vápencová drť se saturací 30 %; **B30** – biochar 10 % se saturací 30 %; **D70/50** - bez aditiva (default) se saturací 70/50 %; **V70/50** - vápencová drť se saturací 70/50 %; **B70/50** - biochar 10 % se saturací 70/50 %.

Nejvyšší průměrné množství TOC u filtrů se saturací 70/50 % bylo naměřeno bez aditiva (default), a to 23,22 mg/l. Průměrné množství TOC s aditivem vápencová drť bylo 28,9 mg/l. Nejnižší množství TOC bylo 13,4 mg/l s aditivem biochar. Naměřené hodnoty v průběhu celého experimentu **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů..**

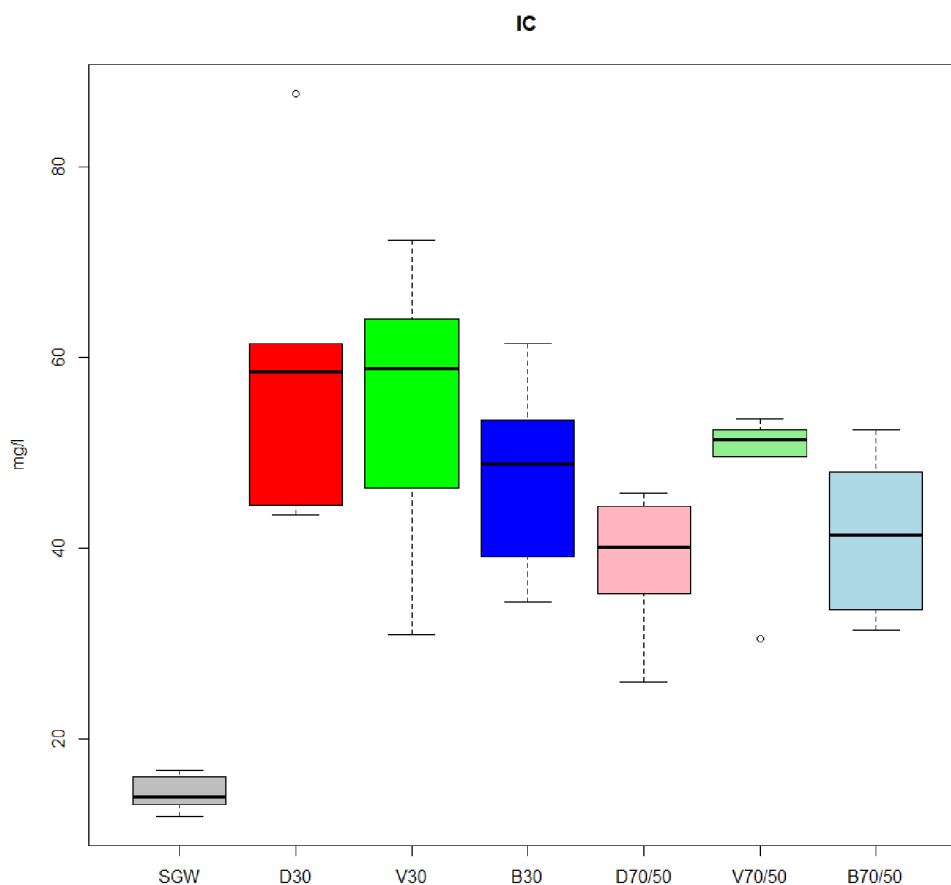
Nejvyšší účinnost odstranění TOC u filtrů se saturací 30 % bylo naměřeno s aditivem biochar, a to o 75,2 %. Aditivum vápencová drť snížila množství TOC o 67,4 %. Nejnižší účinnost 59,1 % byla zaznamenána u filtrů bez aditiva (default). U filtrů se saturací 70/50 % aditivum biochar odstranilo 72 % celkového organického uhlíku a filtrem bez aditiva (default) bylo množství TOC sníženo o 53,2 %. S aditivem vápencová drť došlo ke snížení TOC o 61,5 %. Nejúčinnější konfigurací pro zadržení celkového organického uhlíku bylo aditivum biochar s vyšší saturací 70/50 %, které snížilo TOC o 76,9 %.

Anorganické uhlík

Průměrná hodnota IC v syntetické šedé vodě byla 14,18 mg/l. Průměrná hodnota IC filtrů se saturací 30 % dosahovala u lóží bez aditiva (default) 54,74 mg/l. Aditivum vápencová drť dosahoval průměrné hodnoty IC 55,25 mg/l. Nejnižší průměrná IC byla 47,66 mg/l s aditivem biochar.

Nejvyšší průměrné množství anorganického uhlíku u filtrů se saturací 70/50 % bylo zjištěno s aditivem vápencová drť 48,1 mg/l. U filtrů bez aditiva (default) a s aditivem biochar bylo naměřeno 38,5 mg/l a 41,3 mg/l. Naměřené hodnoty v průběhu celého experimentu zobrazuje **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů..**

Z výsledků analýzy hodnot IC vzorků z filtrů se saturací 30 % a 70/50 % můžeme vyvodit, že při hladině významnosti 0,05 existuje statisticky signifikantní rozdíl mezi nefiltrovanou syntetickou šedou vodou a filtrovanou šedou vodou. U každé konfigurace filtrů vzrostlo množství anorganického uhlíku. Při saturaci 30 % u filtrů bez aditiva (default) a s aditivem vápenec vzrostla hodnota IC o 304,6 % a 304,1 %. Aditivum biochar zvýšilo hodnotu IC o 248,1 %. Nejvyšší nárůst u filtrů se saturací 70/50 % byl nalezen s aditivem vápenec o 239 %. Filtry bez aditiva (default) a aditivum biochar zvýšili množství anorganického uhlíku o 172 % a 191 %. Konfigurace filtrů se při hladině významnosti 0,05 mezi sebou v průměru statisticky signifikantně neliší.



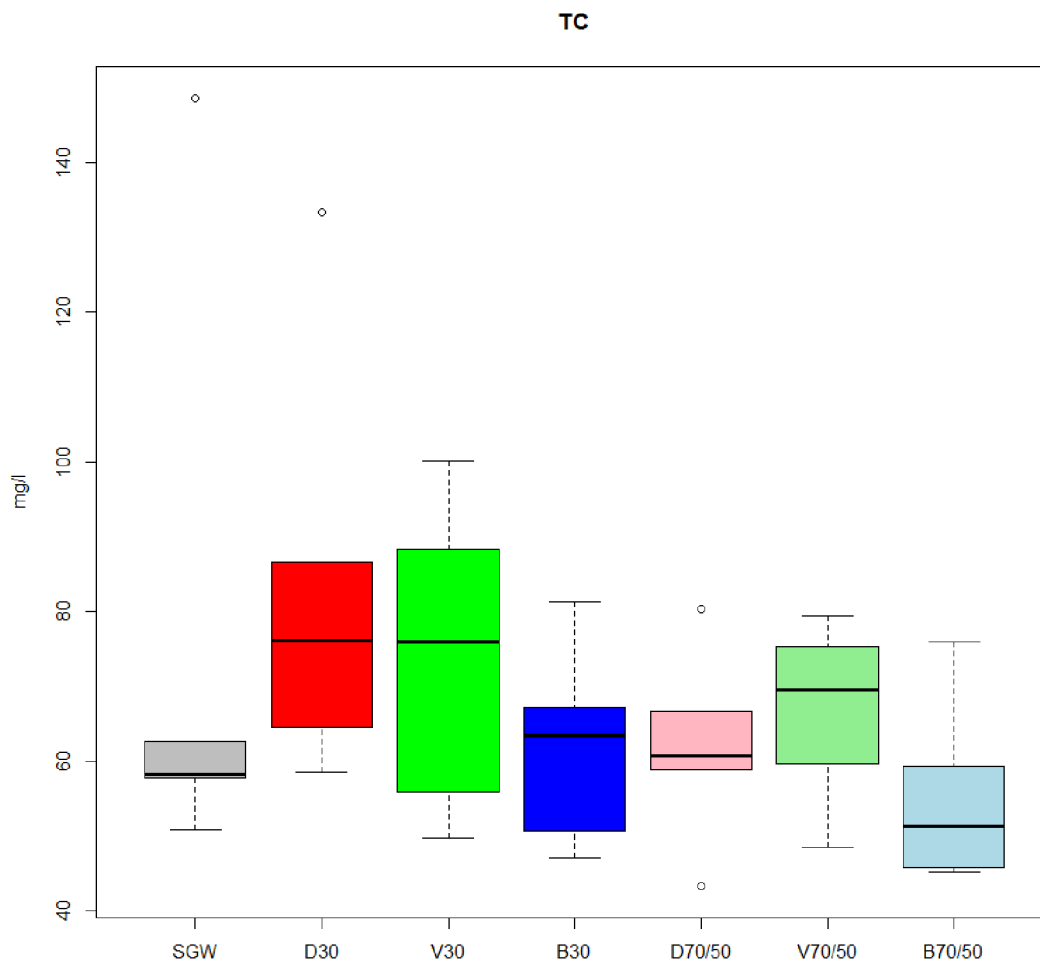
*Graf 3 Hodnota anorganického uhlíku (IC) v šedé vodě po filtraci: **SGW** – syntetická šedá voda; **D30** – bez aditiva (default) se saturací 30 %; **V30** – vápencová drť se saturací 30 %; **B30** – biochar 10 % se saturací 30 %; **D70/50** - bez aditiva (default) se saturací 70/50 %; **V70/50** - vápencová drť se saturací 70/50 %; **B70/50** - biochar 10 % se saturací 70/50 %.*

Celkový uhlík

Průměrná hodnota TC u syntetické šedé vody byla 72,75 mg/l. Nejvyšší průměrné množství celkového uhlíku u filtrů se saturací 30 % bylo 78,65 mg/l u filtrů bez aditiva (default). S aditivem vápencová drť byla naměřena průměrná hodnota 74,3 mg/l TC. Nejnižší průměrná hodnota byla 62,1 mg/l s aditivem biochar.

Nejvyšší průměrný celkový uhlík u filtrů se saturací 70/50 % byl naměřen s aditivem vápencová drť, a to 67 mg/l. U filtrů bez aditiva (default) bylo naměřeno průměrně 61,8 mg/l. Nejnižší průměrný celkový uhlík byl u filtrů s aditivem biochar, a to 54,8 mg/l. Naměřené hodnoty v průběhu celého experimentu zobrazuje **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů.**

Z výsledků analýzy hodnot TC vzorků z filtrů se saturací 30 % a 70/50 % můžeme vyvodit, že neexistuje statisticky významný rozdíl v průměrné hodnotě



Graf 4 Hodnota celkového uhlíku (TC) v šedé vodě po filtraci: **SGW** – syntetická šedá voda; **D30** – bez aditiva (default) se saturací 30 %; **V30** – vápencová drť se saturací 30 %; **B30** – biochar 10 % se saturací 30 %; **D70/50** - bez aditiva (default) se saturací 70/50 %; **V70/50** - vápencová drť se saturací 70/50 %; **B70/50** - biochar 10 % se saturací 70/50 %.

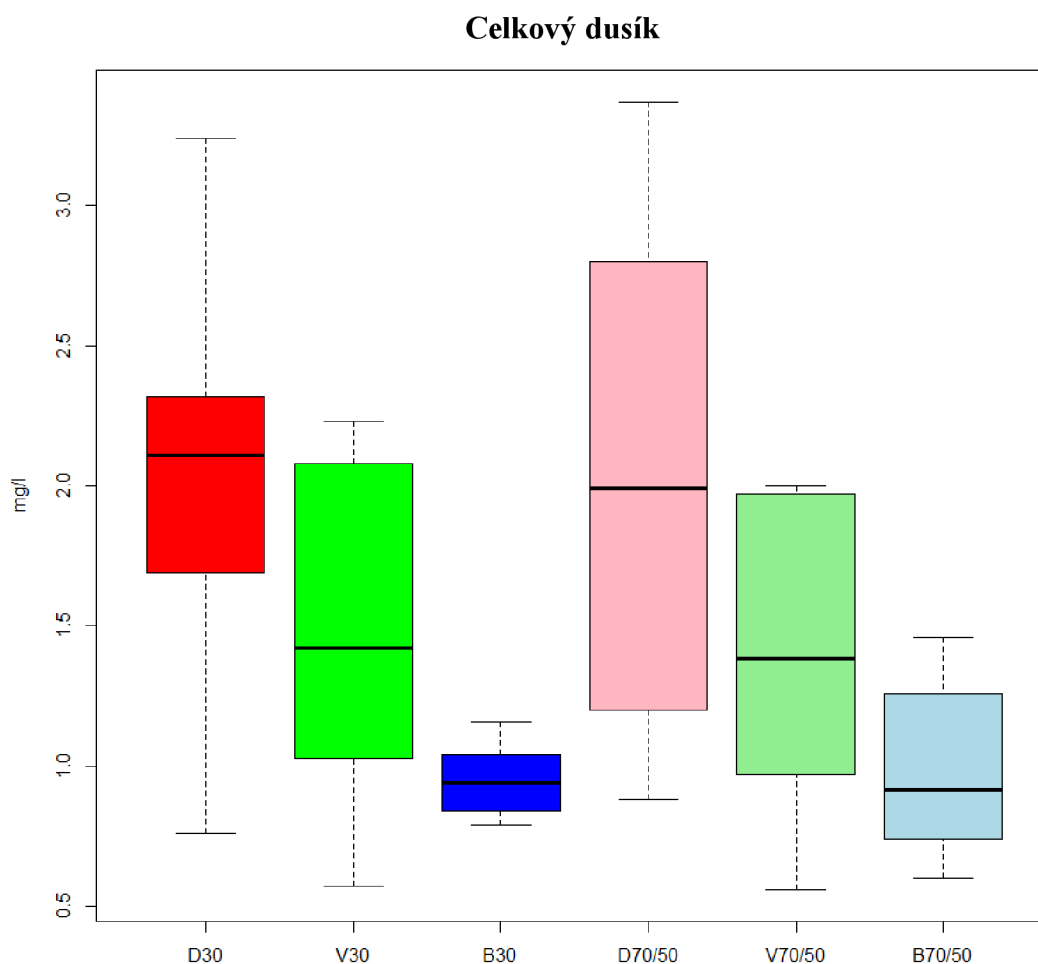
znečištění celkovým uhlíkem mezi jednotlivými filtračními materiály, ale i syntetickou šedou vodou.

Pokles v průměrné hodnotě TC u filtrů se saturací 30 % byl zaznamenán pouze s aditivem biochar o 14 %. U filtrů bez aditiva (default) a s aditivem vápencová drť se průměrná hodnota TC zvýšila o 8 % a o 2 %. U filtrů se saturací 70/50 % bez aditiva (default) a vápencové drti došlo ke snížení celkového uhlíku o 15 % a 7,8 %. Nejvyšší snížení celkového uhlíku nastalo s aditivem biochar o 24,6 %.

5.2 Dusík a jeho formy

Celkový dusík

U syntetické šedé vody bylo naměřeno průměrně celkové množství dusíku 8,28 mg/l. Průměrné celkové množství dusíku u filtrů se saturací 30 % bez aditiva (default) bylo 1,96 mg/l. U šedé vody upravené filtry s aditivem vápencová drť byla průměrná hodnota celkového dusíku 1,45 mg/l. Nejnižší průměrná hodnota celkového dusíku byla zjištěna u filtrů s aditivem biochar 0,95 mg/l. Nejnižší průměrné celkové množství dusíku u filtrů se saturací 30 % bylo 0,984 mg/l a bylo naměřeno s aditivem biochar. U filtrů bez aditiva (default) a s aditivem vápencová drť byl celkový dusík na úrovni 2,04 mg/l a 1,37 mg/l. Naměřené hodnoty v průběhu celého experimentu zobrazuje **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů..**



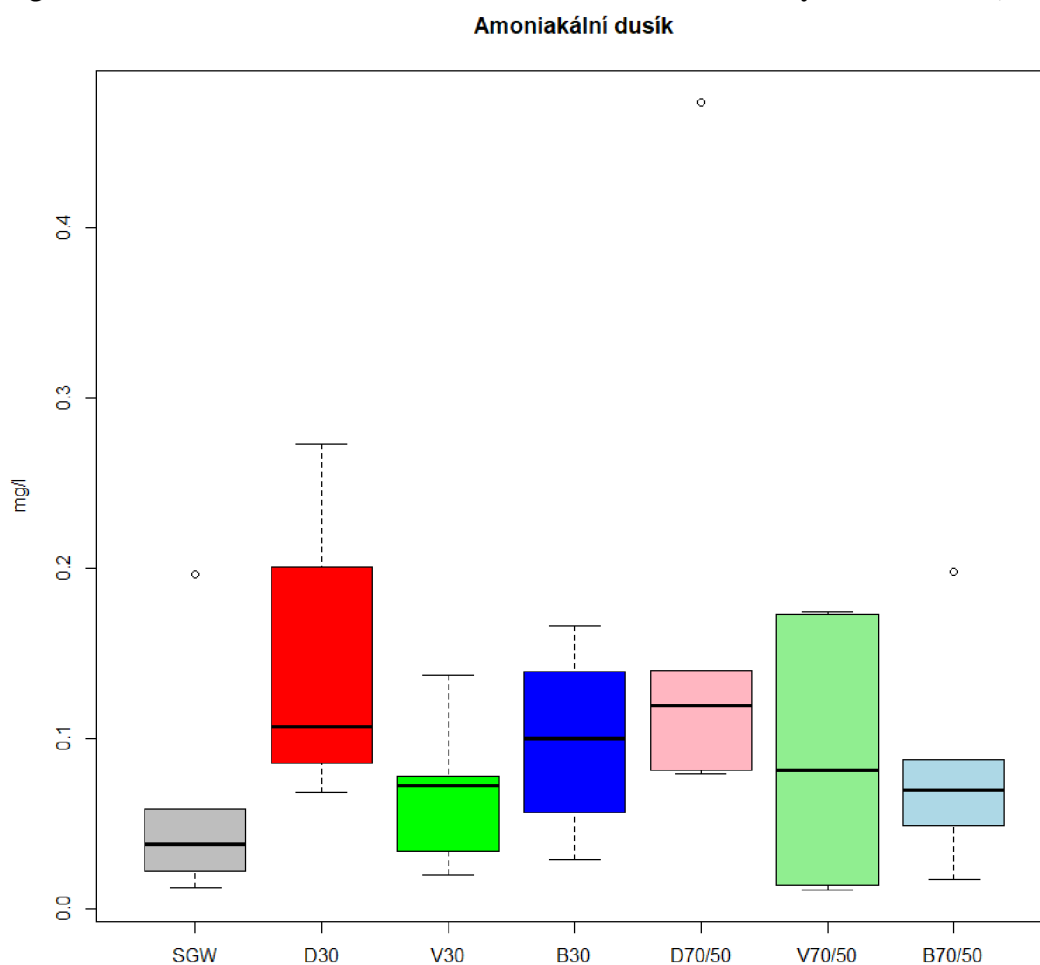
Graf 5 Hodnota celkového dusíku (TN) v šedé vodě po filtraci: **SGW** – syntetická šedá voda; **D30** – bez aditiva (default) se saturací 30 %; **V30** – vápencová drť se saturací 30 %; **B30** – biochar 10 % se saturací 30 %; **D70/50** - bez aditiva (default) se saturací 70/50 %; **V70/50** - vápencová drť se saturací 70/50 %; **B70/50** - biochar 10 % se saturací 70/50 %.

Z výsledků celkového dusíku u filtrů se saturací 30 % můžeme odvodit, že existuje statisticky významný rozdíl mezi aditivem biochar a (default). Největší pokles celkového dusíku o 88,5 % byl zaznamenán u aditiva biochar. Default oproti tomu snížil celkový dusík pouze o 76,3 %. U aditiva vápencová drť došlo ke snížení o 82,4 %.

Ze vzorků z filtrů se saturací 70 % a 50 % můžeme odvodit, že existuje statisticky významný rozdíl mezi průměrnou hodnotou aditiva biochar a (default). Biochar snížil celkový dusík o 88,1 %. Oproti tomu bez aditiva (default) došlo ke snížení celkového dusíku o 75,3 %. Vápencová drť snížila celkový dusík o 83,3 %. Saturace při hladině významnosti 0,05 neměla na účinnost vliv.

Amoniakální dusík

U syntetické šedé vody dosahovala hodnota amoniakálního dusíku průměru 0,061 mg/l. Hodnota amoniakálního dusíku u filtrů se saturací 30 % byla bez aditiva (default)

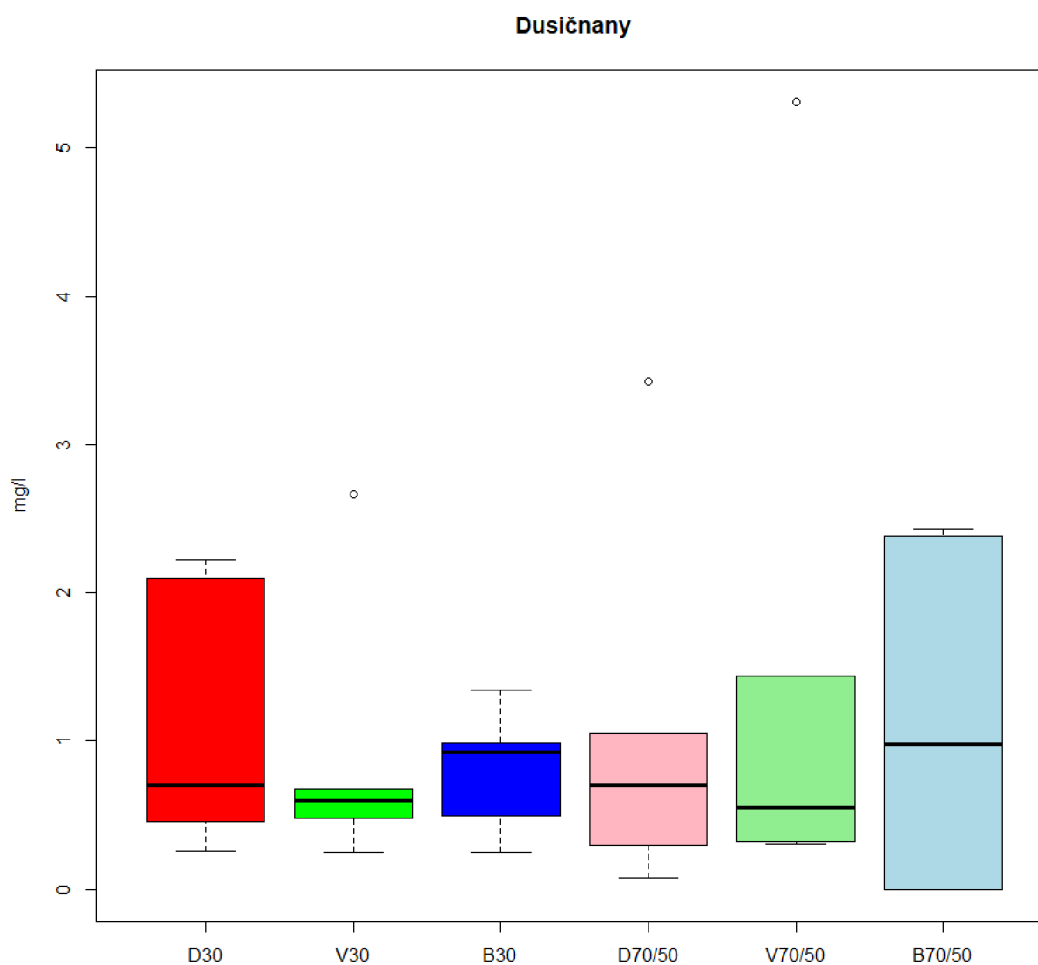


Graf 6 Hodnota amoniakálního dusíku v šedé vodě po filtraci: **SGW** – syntetická šedá voda; **D30** – bez aditiva (default) se saturací 30 %; **V30** – vápencová drť se saturací 30 %; **B30** – biochar 10 % se saturací 30 %; **D70/50** - bez aditiva (default) se saturací 70/50 %; **V70/50** - vápencová drť se saturací 70/50 %; **B70/50** - biochar 10 % se saturací 70/50 %.

0,158 mg/l. Vápencová drť a biochar pak dosahovali průměrně 0,068 mg/l a 0,098 mg/l. Při saturaci 70/50 % byla nejvyšší koncentrace amoniakálního dusíku zaznamenána u filtrů bez aditiv (default), a to 0,168 mg/l. Srovnatelných hodnot dosahovali filtry s aditivem vápencová drť a biochar, a to 0,089 mg/l a 0,081 mg/l. Naměřené hodnoty v průběhu celého experimentu zobrazuje **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů.**

U všech materiálů se saturací 30 % byl zaznamenán nárůst koncentrace amoniakálního dusíku, nejvíce pak o 161 % u filtrů bez aditiv (default). U vápencové drti a biochar byl zaznamenán nižší nárůst, a to o 13 % a 62 %. U vyšší saturace 70/50 % došlo k obdobnému nárůstu koncentrace nejvíce u (default) o 177 %. Zvýšení hodnot amoniakálního dusíku bylo zaznamenáno i u vápencové drti i biochar, a to o 46 % a 34 %. Z výsledků bylo zjištěno, že úroveň saturace nemá na koncentraci amoniakálního dusíku vliv a filtrační materiály se v průměrné hodnotě při hladině významnosti 0,05 statisticky významně neliší.

Dusičnany



Graf 7 Hodnota dusičnanů v šedé vodě po filtraci: **SGW** – syntetická šedá voda; **D30** – bez aditiva (default) se saturací 30 %; **V30** – vápencová drť se saturací 30 %; **B30** – biochar 10 % se saturací 30 %; **D70/50** - bez aditiva (default) se saturací 70/50 %; **V70/50** - vápencová drť se saturací 70/50 %; **B70/50** - biochar 10 % se saturací 70/50 %.

Průměrná koncentrace dusičnanů v nefiltrované syntetické šedé vodě byla 22,6 mg/l. U filtrů se saturací 30 % byla nejvyšší průměrná hodnota dusičnanů naměřena v lóžích bez aditiva (default) 1,18 mg/l. Pro aditiva vápencová drť a biochar byla průměrná koncentrace 0,879 mg/l a 0,821 mg/l.

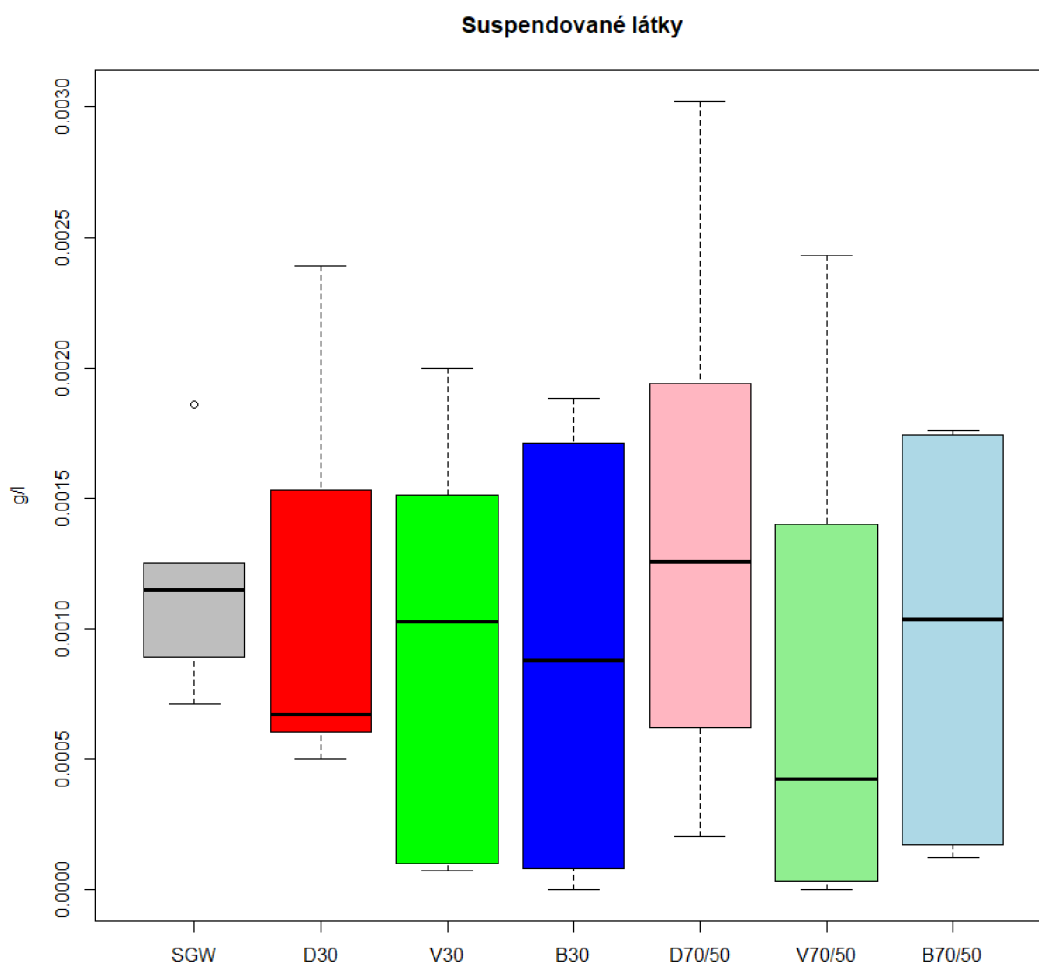
U vyšší saturace 70/50 % byla koncentrace 1,04 mg/l, 1,41 mg/l a 1,11 mg/l u filtrů bez aditiv (default), vápencová drť a biochar. Naměřené hodnoty v průběhu celého experimentu zobrazuje **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů..** Z výsledků vyplívá, že se jednotlivé materiály při obou úrovních saturace mezi sebou statisticky signifikantně neliší. Účinnosti vyšší než 93 % dosáhla každá testovaná konfigurace filtru, přičemž nejvyšší účinnosti dosáhl biochar se saturací 70/50 % a to 96,3 %.

5.3 Fyzikálně chemické parametry

Suspendované látky

Průměrné množství ze všech pozorování suspendovaných látek u šedé vody bylo 0,001167 g/l. Při saturaci 30 % dosahovali filtry bez aditiva (default) 0,00098 g/l. U aditiv vápencová drť a biochar bylo naměřeno 0,00095 g/l a 0,00087 g/l. U filtrů bez aditiv (default) s vyšší saturací 70/50 % dosahovali 0,00138 g/l. U filtrů s aditivem vápencová drť a biochar bylo naměřena průměrná hodnota 0,00078 g/l a 0,00098 g/l. Naměřené hodnoty v průběhu celého experimentu zobrazuje

Chyba! Nenalezen zdroj odkazů.



Graf 8 Hodnota suspendovaných látek v šedé vodě po filtraci: **SGW** – syntetická šedá voda; **D30** – bez aditiva (default) se saturací 30 %; **V30** – vápencová drť se saturací 30 %; **B30** – biochar 10 % se saturací 30 %; **D70/50** - bez aditiva (default) se saturací 70/50 %; **V70/50** - vápencová drť se saturací 70/50 %; **B70/50** - biochar 10 % se saturací 70/50 %.

Z výsledků bylo zjištěno, že při hladině významnosti 0,05 se testovaná aditiva s oběma úrovněmi saturace statisticky významně neliší.

Při saturaci 30 % dosahoval nejvyšší účinnosti 22,5 % aditivum biochar. Aditivum vápencová drť a filtry bez aditiva (default) snížili koncentraci suspendovaných látek o 18,1 % a 16 %.

Při vyšší saturaci 70/50 % došlo u filtrů bez aditiva (default) ke zvýšení koncentrace suspendovaných látek o 18,2 %. Nejúčinnější aditivum pak byla vápencová drť, která odstranila 32,8 % suspendovaných látek. Aditivum biochar dosahovalo účinnosti 16,2 %.

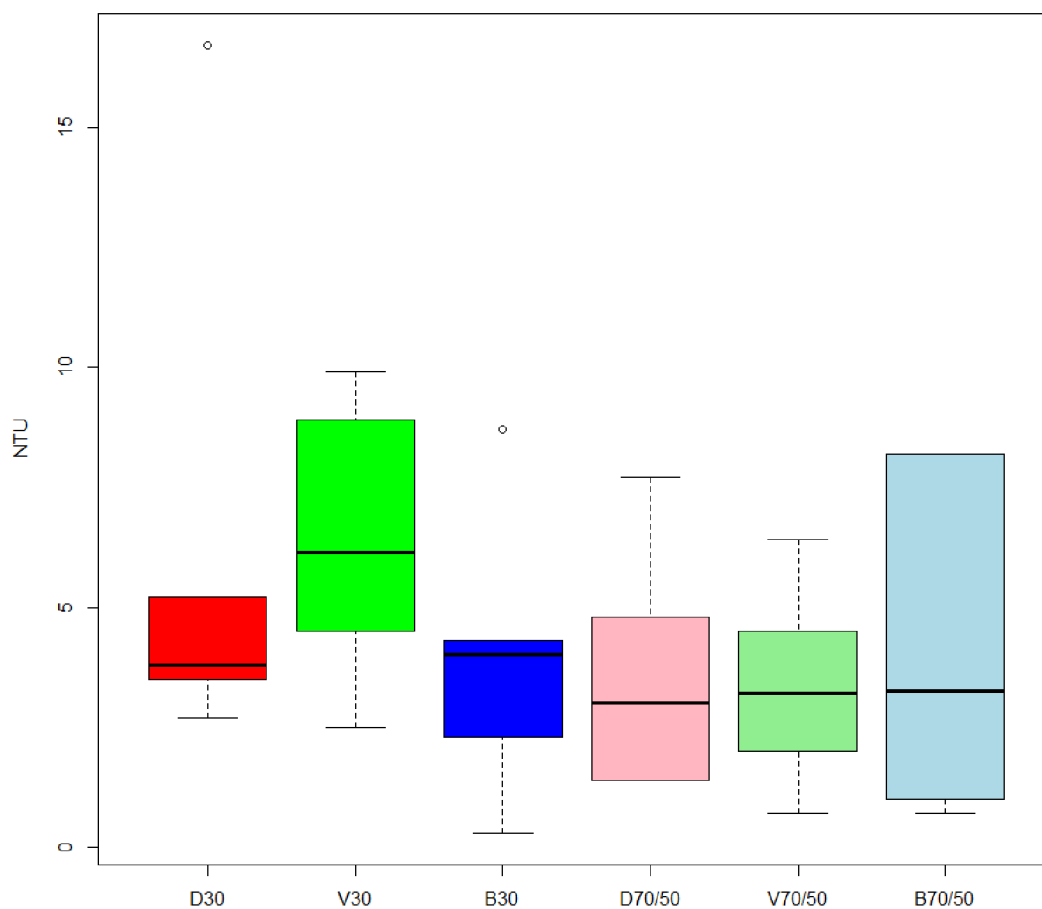
Zákal

Z výsledků byla zjištěna průměrná hodnota zákalu u syntetické šedé vody 20,4 NTU. S nižší saturací byla nejvyšší hodnota zákalu naměřena u filtrů bez aditiv (default) 6,4 NTU. U filtrů s vápencovou drtí a biochar bylo naměřeno 6,3 NTU a 3,9 NTU.

U vyšší saturace dosahoval zákal nejvyšších hodnot filtrů s aditivem biochar, a to 4 NTU. Filtry bez aditiv (default) a s vápencovou drtí dosahovali 3,5 NTU a 3,3 NTU. Naměřené hodnoty v průběhu celého experimentu zobrazuje Naměřené hodnoty v průběhu celého experimentu zobrazuje **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů..**

Z výsledků bylo zjištěno, že filtry se při hladině významnosti 0,05 mezi sebou statisticky signifikantně neliší. Jako nejúčinnější aditivum při nižší saturaci byl vyhodnocen biochar s účinností 80,7 %. Filtry bez aditiva (default) a vápencová drť vykazovali účinnost 68,5 % a 69 %. Plošně účinnější byli filtry s vyšší saturací. U filtrů bez aditiva (default), s vápencovou drtí a biochar byla naměřena průměrná účinnost 82,6 %, 83,7 % a 80,1 %.

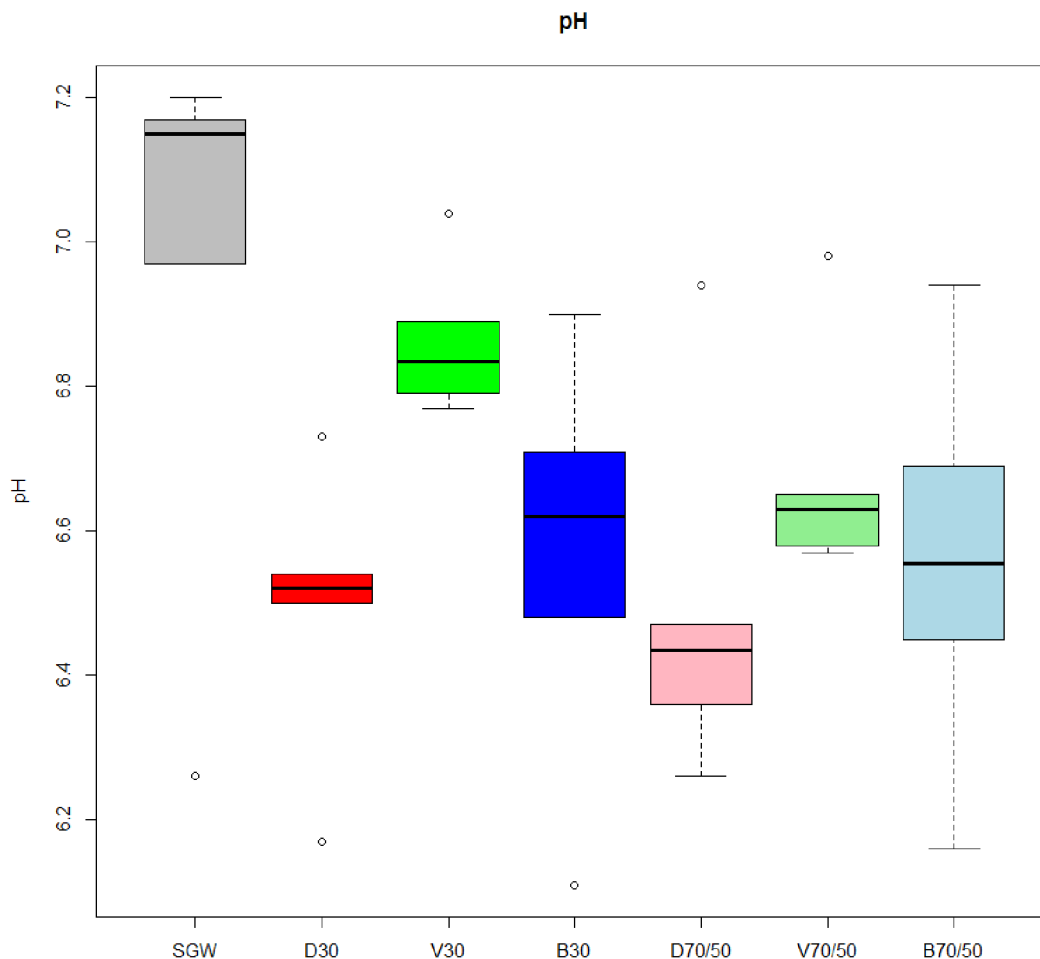
Zákal



*Graf 9 Hodnota zákalu v šedé vodě po filtraci: **SGW** – syntetická šedá voda; **D30** – bez aditiva (default) se saturací 30 %; **V30** – vápencová drť se saturací 30 %; **B30** – biochar 10 % se saturací 30 %; **D70/50** - bez aditiva (default) se saturací 70/50 %; **V70/50** - vápencová drť se saturací 70/50 %; **B70/50** - biochar 10 % se saturací 70/50 %.*

pH

Průměrná hodnota pH ze všech pozorování byla 6,98. U šedé vody filtrované lóžemi s nižší saturací bez aditiv (default) byla pH 6,58. Hodnota pH u filtrů s aditivem vápencová drť a biochar byla 6,86 a 6,57. Filtry s vyšší saturací dosahovali hodnoty pH: bez aditiv (default) 6,48, vápencová drť 6,67 a biochar 6,55.

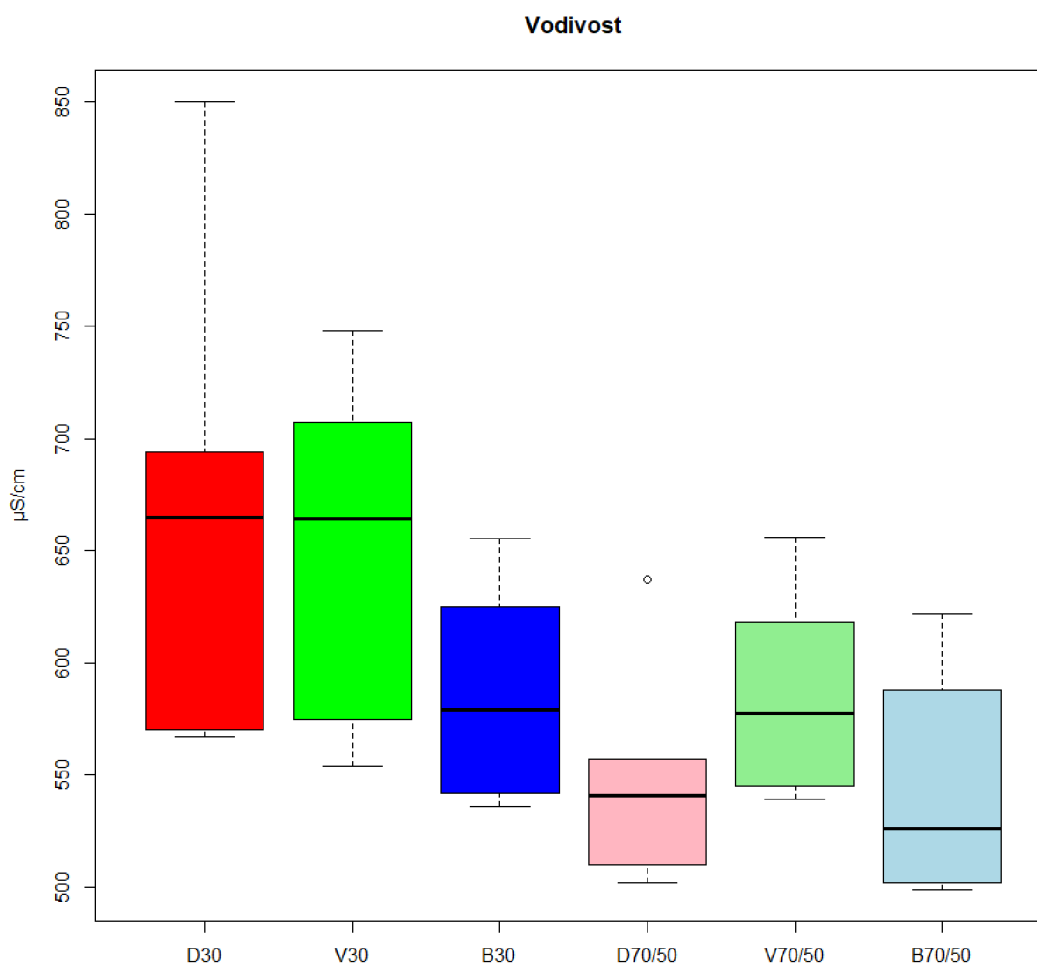


Graf 10 Hodnota pH v šedé vodě po filtraci: **SGW** – syntetická šedá voda; **D30** – bez aditiva (default) se saturací 30 %; **V30** – vápencová drť se saturací 30 %; **B30** – biochar 10 % se saturací 30 %; **D70/50** - bez aditiva (default) se saturací 70/50 %; **V70/50** - vápencová drť se saturací 70/50 %; **B70/50** - biochar 10 % se saturací 70/50 %.

Naměřené hodnoty v průběhu celého experimentu zobrazuje **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů.**

Vodivost

Z výsledků analýzy byla zjištěna průměrná hodnota vodivosti u syntetické šedé vody 399,17 $\mu\text{S}/\text{cm}$. U filtrů s nižší saturací bez aditiv (default) byla průměrná vodivost 648,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Aditivum vápencová drť dosahovala vodivosti 652 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a u aditiva biochar byla naměřena nejnižší průměrná hodnota vodivosti 586 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Při vyšší



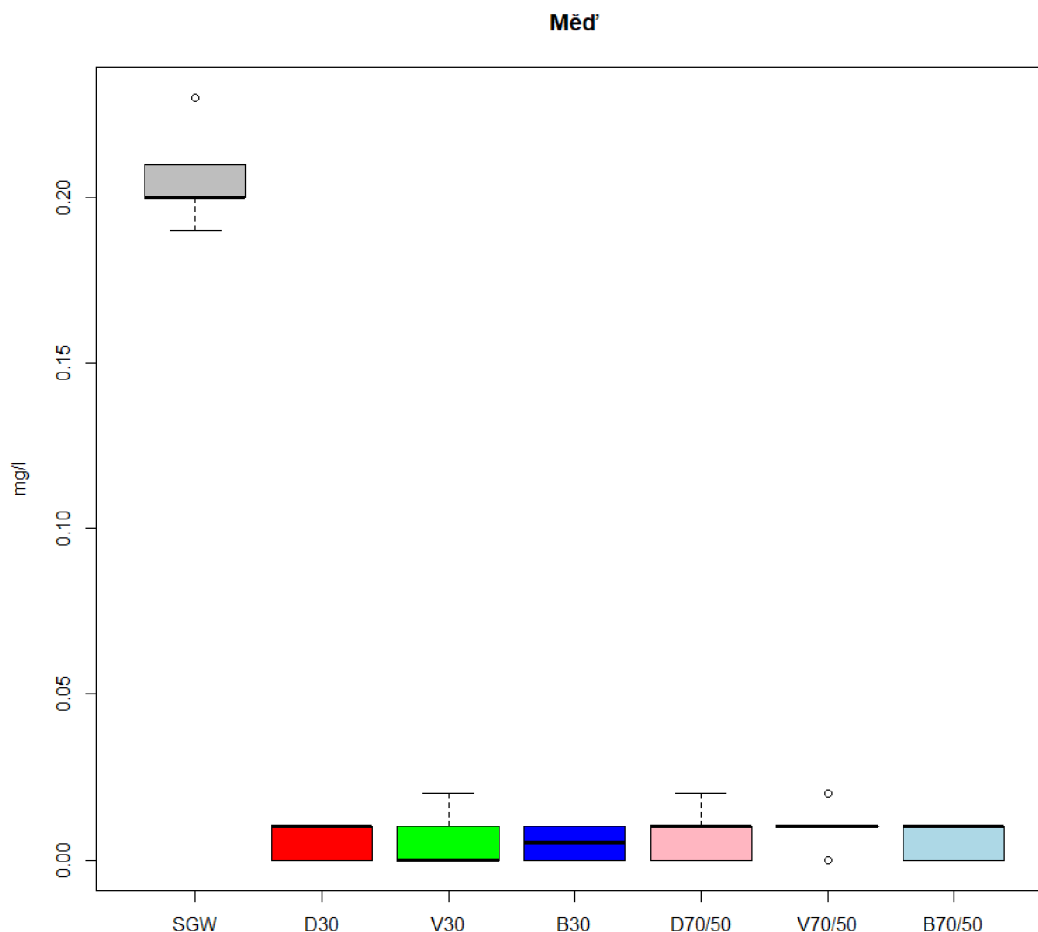
*Graf 11 Hodnota vodivosti v šedé vodě po filtraci: **SGW** – syntetická šedá voda; **D30** – bez aditiva (default) se saturací 30 %; **V30** – vápencová drť se saturací 30 %; **B30** – biochar 10 % se saturací 30 %; **D70/50** - bez aditiva (default) se saturací 70/50 %; **V70/50** - vápencová drť se saturací 70/50 %; **B70/50** - biochar 10 % se saturací 70/50 %.*

saturaci došlo k plošnému poklesu hodnoty vodivosti. Filtry bez aditiva (default) dosahovali vodivosti 547 $\mu\text{S}/\text{cm}$, filtry s aditivou vápencová drť a biochar pak 585 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 543 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Naměřené hodnoty v průběhu celého experimentu zobrazuje **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů..** Byl zaznamenán statisticky signifikantní rozdíl mezi aditivem biochar se saturací 70/50 % a aditivem vápencová drť a filtry bez aditiva (default) s nižší saturací 30 %.

5.4 Kovy

Měď

Průměrná koncentrace mědi u šedé vody byla 0,207 mg/l. Hodnota mědi u filtrů s nižší saturací byla následující: bez aditiva (default) 0,0125 mg/l, s aditivem vápencová drť 0,0061 mg/l a s aditivem biochar 0,0113 mg/l. Při vyšší saturaci byla průměrná



Graf 12 Množství mědi v šedé vodě po filtraci: **SGW** – syntetická šedá voda; **D30** – bez aditiva (default) se saturací 30 %; **V30** – vápencová drť se saturací 30 %; **B30** – biochar 10 % se saturací 30 %; **D70/50** - bez aditiva (default) se saturací 70/50 %; **V70/50** - vápencová drť se saturací 70/50 %; **B70/50** - biochar 10 % se saturací 70/50 %.

koncentrace mědi nejnižší u filtrů bez aditiva (default), a to 0,006 mg/l. Lóže s aditivem vápencová drť a biochar dosáhli koncentrace 0,0087 mg/l a 0,0094 mg/l. Naměřené hodnoty v průběhu celého experimentu zobrazuje **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů.**

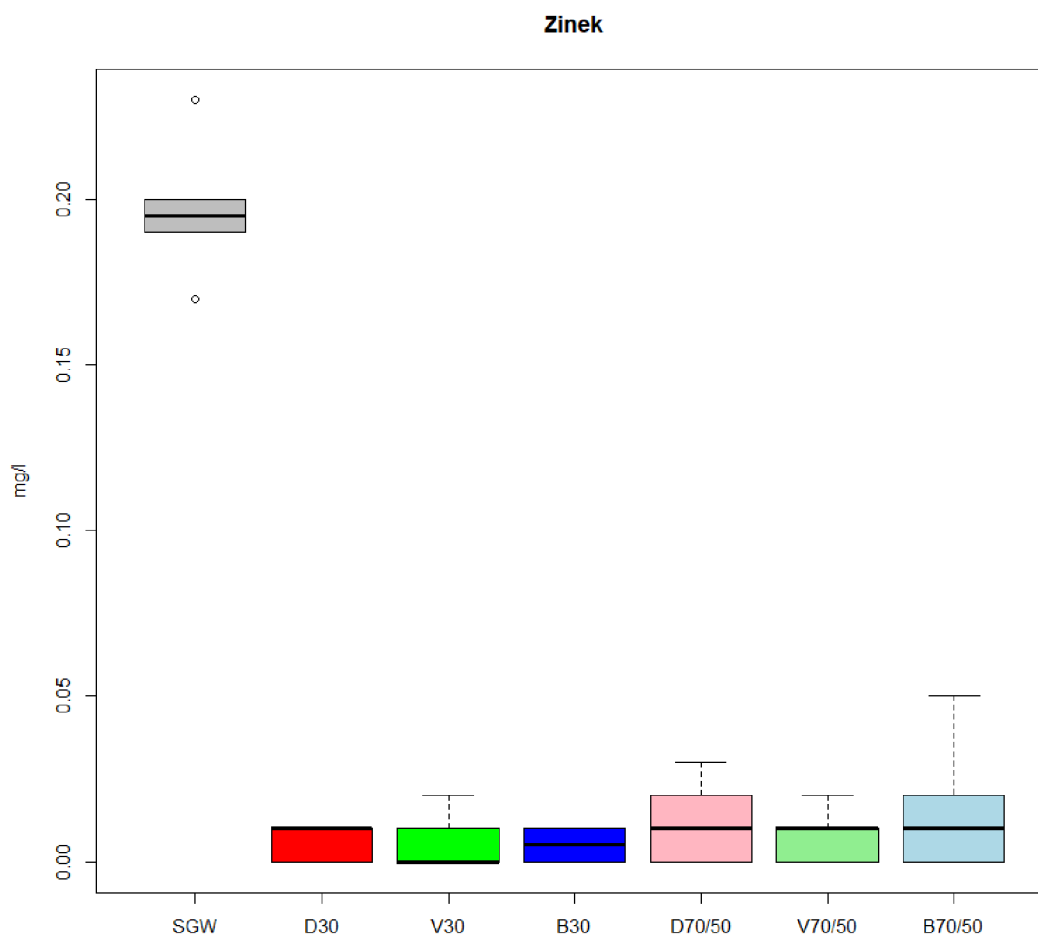
Z výsledků můžeme vyvodit, že při hladině významnosti 0,05 se filtry v účinnosti statisticky signifikantně neliší. Větší než 95 % účinnosti zadržení mědi bylo dosaženo

každou konfigurací filtračních lůží, přičemž aditivum vápencová drť se saturací 30 % dosáhla s 97,6 % nejlepšího výsledku.

Zinek

U syntetické šedé vody dosahovalo množství zinku průměrně 0,195 mg/l. Průměrné množství zinku ze vzorků pocházející z filtrů s 30 % saturací bez aditiv (default) s aditivem biochar bylo 0,008 mg/l a 0,006 mg/l. U aditiva vápencová drť bylo naměřeno 0,005 mg/l. Při vyšší saturaci bylo naměřeno 0,010 mg/l u filtrů bez aditiv (default), 0,095 mg/l s vápencovou drtí a 0,016 mg/l s biochar. Naměřené hodnoty v průběhu celého experimentu zobrazuje **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů..**

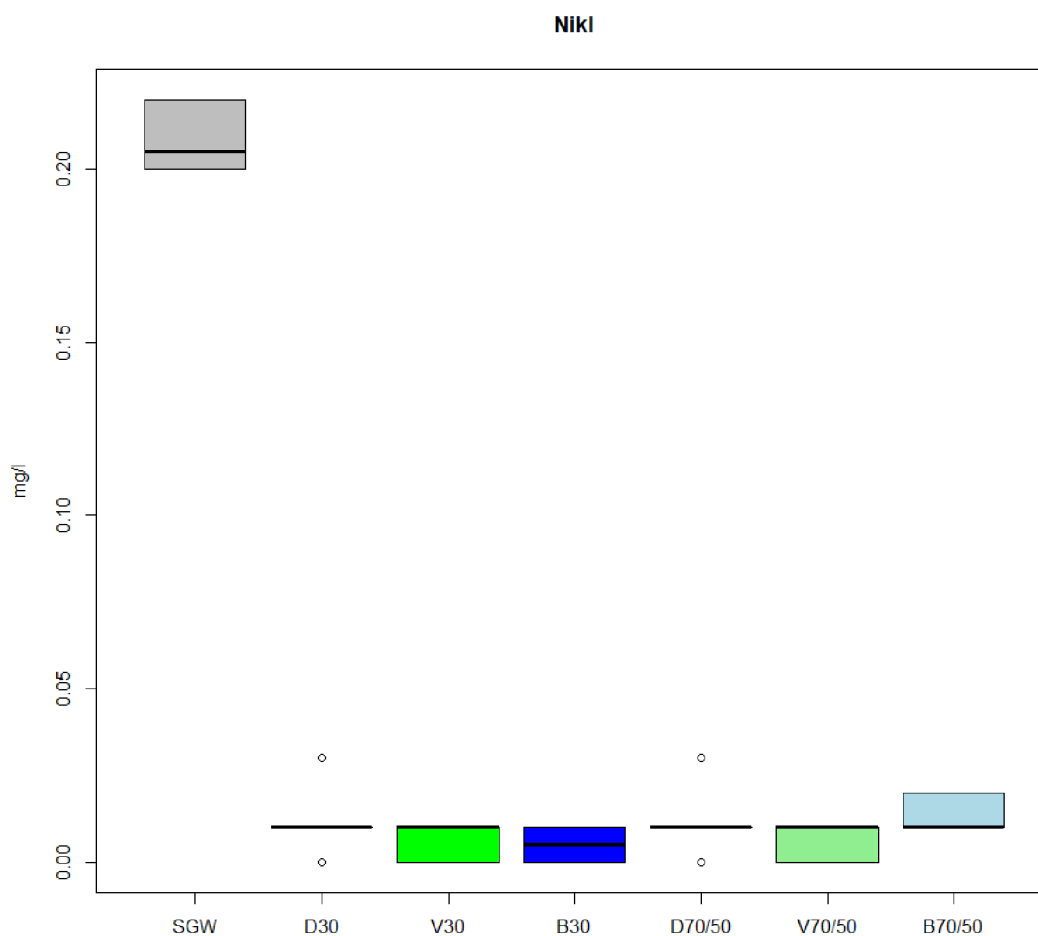
Obdobně jako u mědi byla dosažena vysoká účinnost u všech testovaných konfigurací filtrů. Při hladině významnosti 0,05 nebyl zjištěn statisticky signifikantní rozdíl v průměrné hodnotě. Nejvyšší účinnost byla zaznamenána u filtrů s vápencovou drtí při saturaci 30 %.



Graf 13 Množství zinku v šedé vodě po filtraci: **SGW** – syntetická šedá voda; **D30** – bez aditiva (default) se saturací 30 %; **V30** – vápencová drť se saturací 30 %; **B30** – biochar 10 % se saturací 30 %; **D70/50** - bez aditiva (default) se saturací 70/50 %; **V70/50** - vápencová drť se saturací 70/50 %; **B70/50** - biochar 10 % se saturací 70/50 %.

Nikl

Koncentrace niklu u syntetické šedé vody byla 0,210 mg/l. U filtrů se saturací 30 % bez aditiv (default) byla průměrná hodnota niklu 0,0116 mg/l, s vápencovou drtí 0,0072 mg/l a s biochar 0,0058 mg/l. Při saturaci 70/50 % bylo naměřeno 0,0103 mg/l u filtrů bez aditiv (default), 0,0075 mg/l s vápencovou drtí a 0,0108 mg/l s aditivem biochar. Naměřené hodnoty v průběhu celého experimentu zobrazuje **Chyba!**



*Graf 14 Množství niklu v šedé vodě po filtraci: **SGW** – syntetická šedá voda; **D30** – bez aditiva (default) se saturací 30 %; **V30** – vápencová drť se saturací 30 %; **B30** – biochar 10 % se saturací 30 %; **D70/50** - bez aditiva (default) se saturací 70/50 %; **V70/50** - vápencová drť se saturací 70/50 %; **B70/50** - biochar 10 % se saturací 70/50 %.*

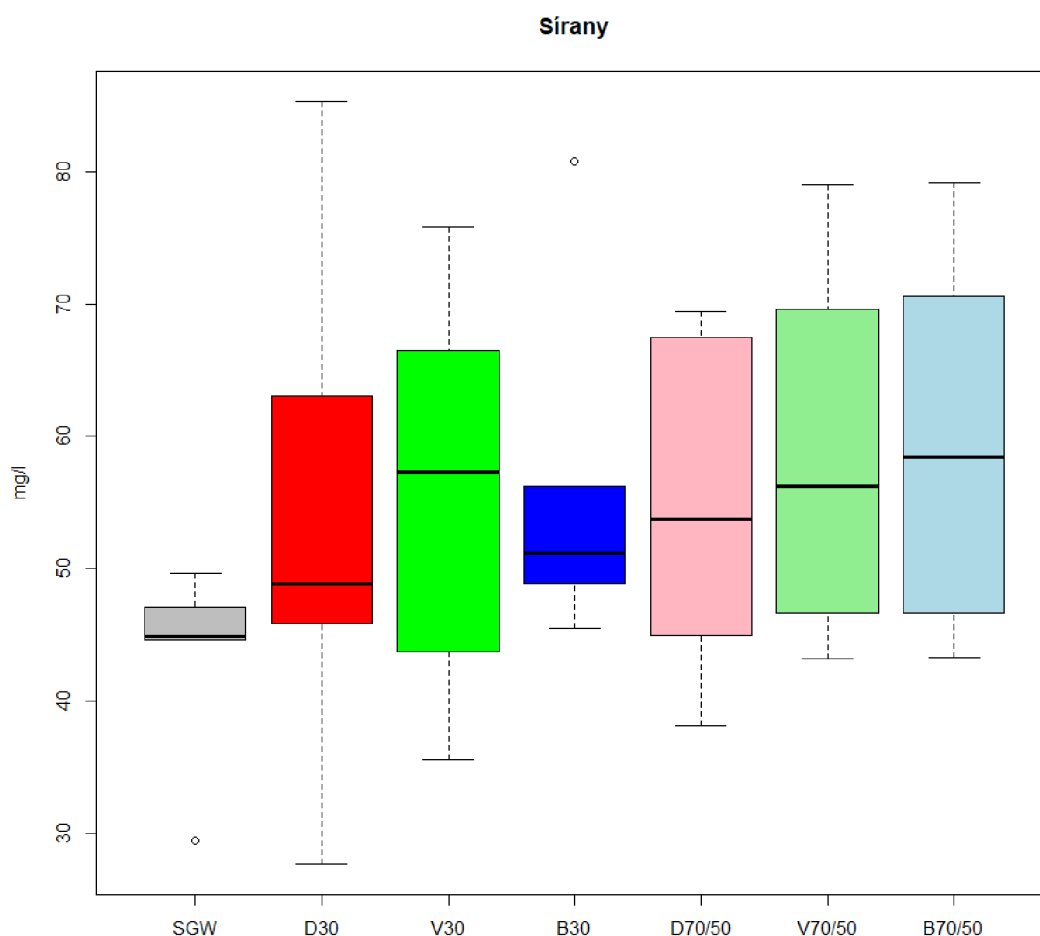
Nenalezen zdroj odkazů..

U testovaných konfigurací filtrů nebyl při hladině významnosti 0,05 zjištěn statisticky signifikantní rozdíl v jejich účinnosti. Vysoká účinnost byla zaznamenána u každé testované konfigurace, kdy nejnižší dosáhla 94 %. Filtrační lóže s aditivem biochar a saturací 30 % dosáhla 97,2 % účinnosti.

5.5 Ostatní parametry

Sírany

Koncentrace síranů v syntetické šedé vodě dosahovala průměrné hodnoty 43,3 mg/l. U filtrů se saturací 30 % byla průměrná hodnota síranů 54,4 mg/l u filtrů bez aditiv (default), 56 mg/l s aditivem vápencová drť a 55,6 mg/l s aditivem biochar. Při vyšší saturaci byla naměřena u filtrů bez aditiv (default) 54,5 mg/l. S aditivem vápencová drť 58,4 mg/l a biochar 59,4 mg/l. Naměřené hodnoty v průběhu celého experimentu zobrazuje **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů.**



*Graf 15 Hodnota síranů v šedé vodě po filtraci: **SGW** – syntetická šedá voda; **D30** – bez aditiva (default) se saturací 30 %; **V30** – vápencová drť se saturací 30 %; **B30** – biochar 10 % se saturací 30 %; **D70/50** - bez aditiva (default) se saturací 70/50 %; **V70/50** - vápencová drť se saturací 70/50 %; **B70/50** - biochar 10 % se saturací 70/50 %.*

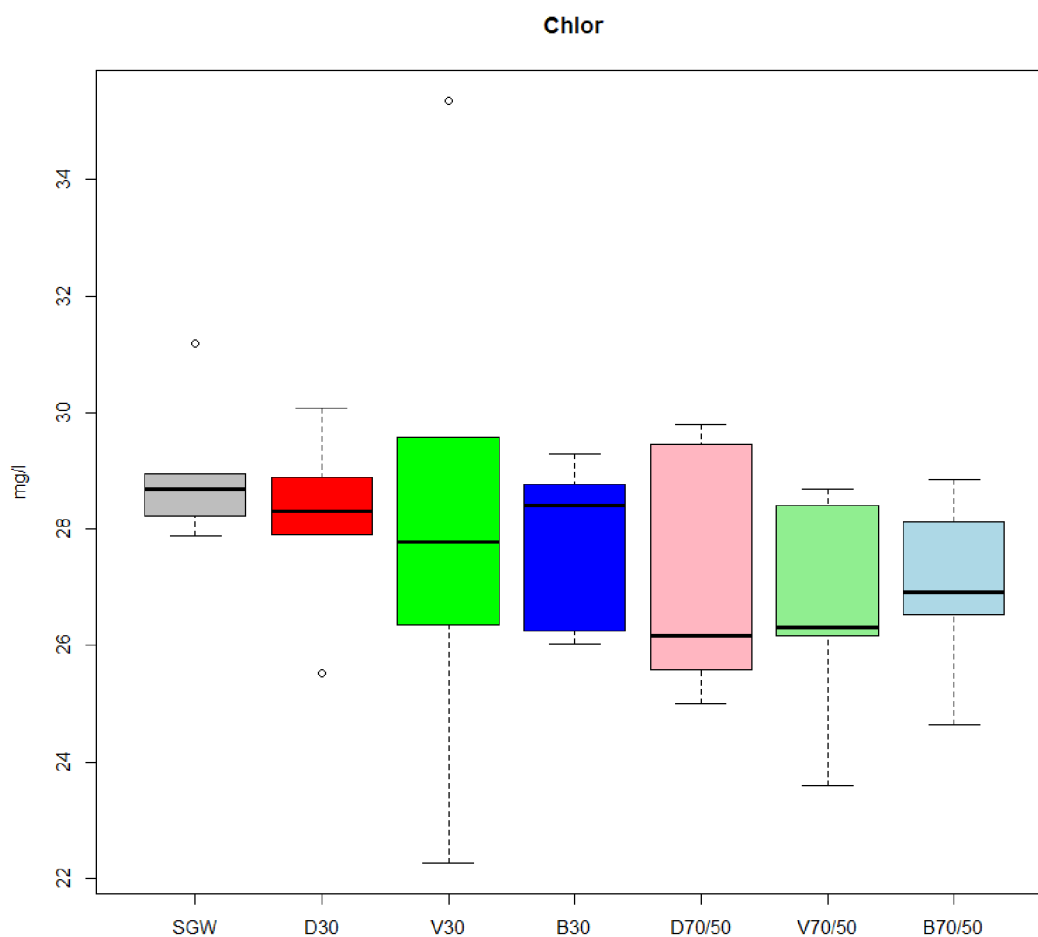
Napříč všemi testovanými konfiguracemi došlo k nárůstu množství síranů. Při testované saturaci 30 % vzrostla koncentrace u filtrů bez aditiv (default) o 25,5 %. Vyšší hodnoty byly zaznamenány s aditivem vápenec i biochar, a to o 29,1 % a 28,1 %. Nárůst byl zjištěn i při saturaci 70/50 %. U lóží bez aditiv (default) došlo

k podobnému nárůstu, 25,8 %, jako s nižší saturací. Nejvyšší nárůst nastal u lóží s vápencovou drtí a biochar o 34,7 % a 37 %. Dále nebyl zjištěn statisticky signifikantní rozdíl v účinnosti testovaných filtrů.

Chlor

Průměrná koncentrace chloru u syntetické šedé vody byla 28,9 mg/l. Napříč všemi konfiguracemi filtrů nedošlo ke značné změně koncentrace chloru. U lóže bez aditiv (default) byla průměrná hodnota 28,4 mg/l. Filtry s vápencovou drtí a biochar dosáhli koncentrace 28,1 mg/l a 27,8 mg/l. Naměřené hodnoty v průběhu celého experimentu zobrazuje **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů..**

Hodnota naměřena u filtrů se saturací 70/50 % bez aditiv (default) ze dne 25.4. splňuje



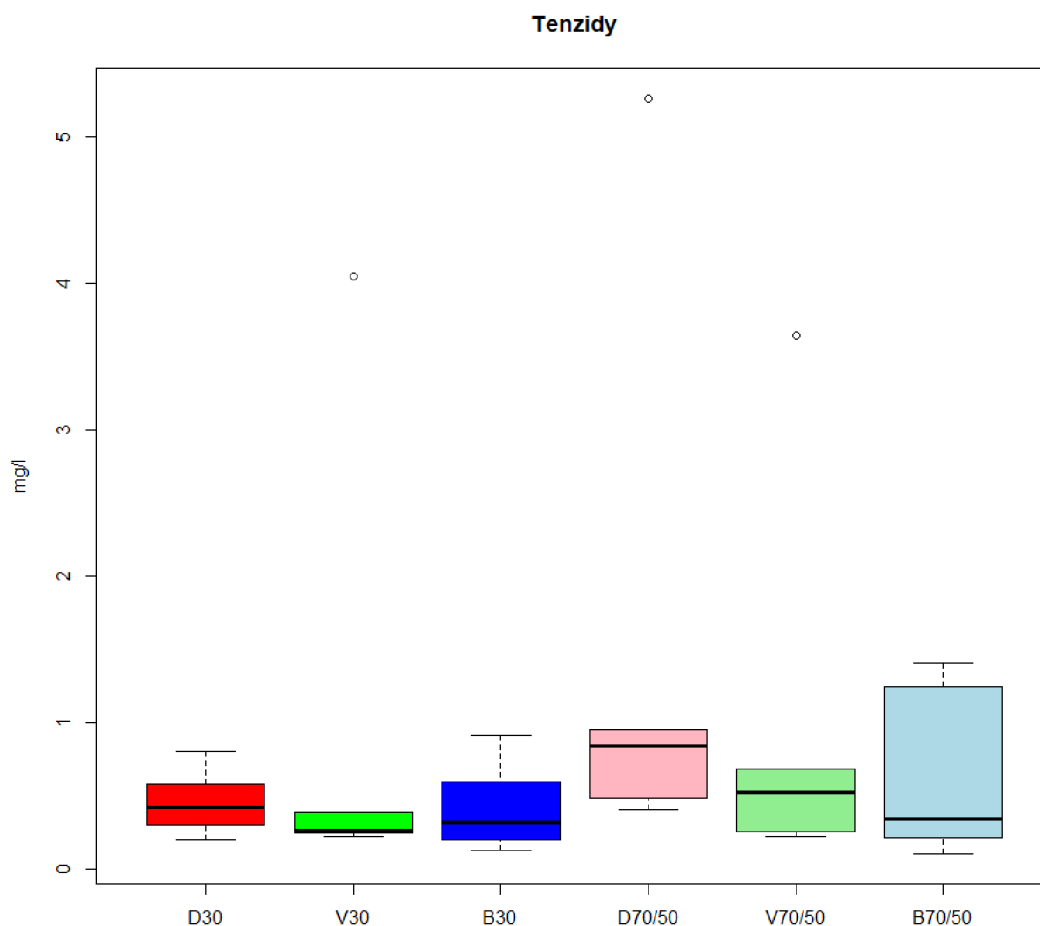
Graf 16 Hodnota chloru v šedé vodě po filtraci: **SGW** – syntetická šedá voda; **D30** – bez aditiva (default) se saturací 30 %; **V30** – vápencová drt se saturací 30 %; **B30** – biochar 10 % se saturací 30 %; **D70/50** - bez aditiva (default) se saturací 70/50 %; **V70/50** - vápencová drt se saturací 70/50 %; **B70/50** - biochar 10 % se saturací 70/50 %.

charakteristiku odlehlé hodnoty (101,15 mg/l). S touto odlehlou hodnotou dosahuje

průměrné koncentrace chloru 39,7 mg/l. Při vynechání pozorování ze dne 25.4. je průměrná koncentrace 27,4 mg/l. Filtry s vápencovou drť a biochar dosahovali hodnot 26,5 mg/l a 26,9 mg/l.

Tenzidy

Průměrné množství tenzidů v nefiltrované syntetické šedé vody bylo 100,5 mg/l. Napříč všemi testovanými materiály bylo zaznamenáno velmi vysoké snížení obsahu tenzidů. U filtrů bez aditiva (default) se saturací 30 % byla hodnota tenzidů snížena o 99,12 % (0,87 mg/l). Obdobných hodnot při stejné saturaci dosahovali filtry s aditivem vápencová drť a s aditivem biochar, a to 99,11 % (0,90 mg/l) a 99,58 % (0,41 mg/l). Naměřené hodnoty v průběhu celého experimentu zobrazuje **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů..**



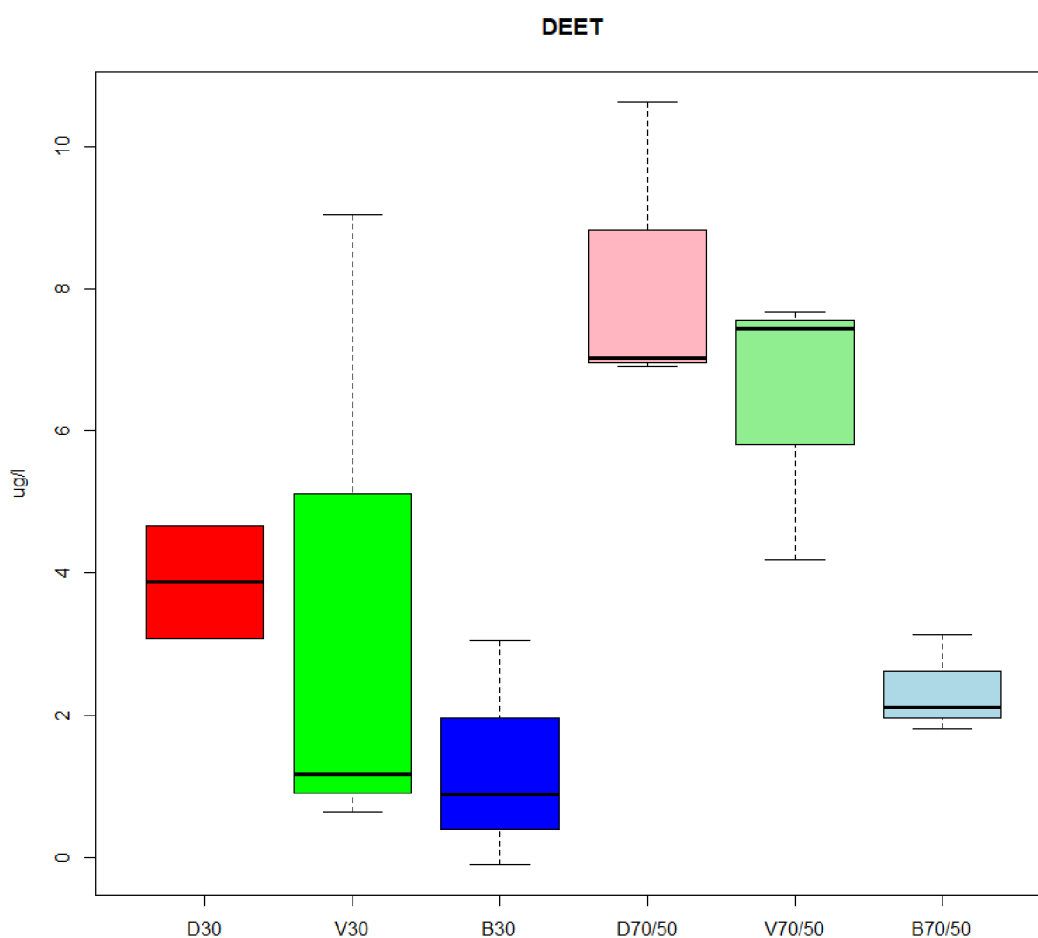
Graf 17 Hodnota tenzidů v šedé vodě po filtraci: **SGW** – syntetická šedá voda; **D30** – bez aditiva (default) se saturací 30 %; **V30** – vápencová drť se saturací 30 %; **B30** – biochar 10 % se saturací 30 %; **D70/50** - bez aditiva (default) se saturací 70/50 %; **V70/50** - vápencová drť se saturací 70/50 %; **B70/50** - biochar 10 % se saturací 70/50 %.

Testované filtry se při obou úrovních saturace mezi sebou statisticky signifikantně neliší. Všechny filtry dosáhli více než 98 % účinnosti.

5.6 Farmaka

DEET

Průměrná koncentrace DEET u nefiltrované syntetické šedé vody byla 37,18 ug/l. Naměřené hodnoty v průběhu celého experimentu zobrazuje **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů..** Vysoká účinnost odstranění DEET bylo zaznamenáno u všech testovaných konfigurací: se saturací 30 % bez aditiv (default) o 86 %, aditivum vápencová drť 90,2



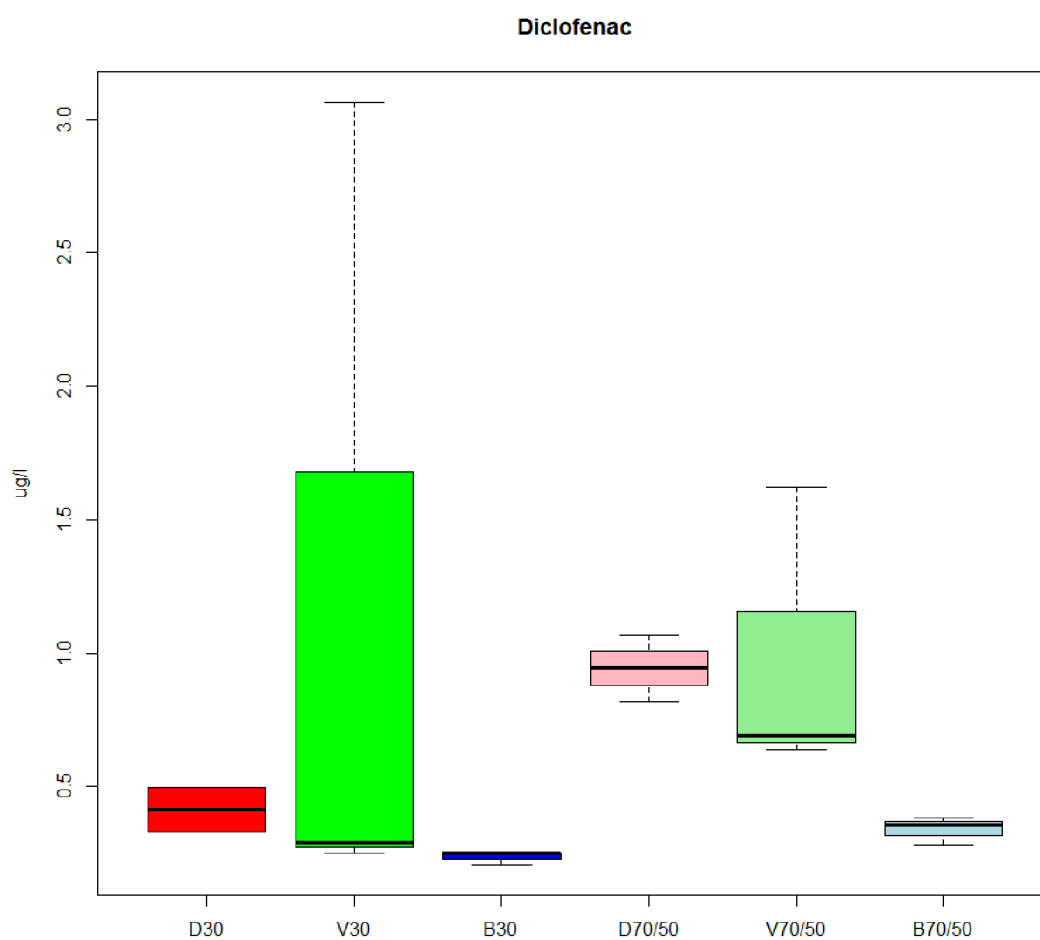
Graf 18 Množství DEET v šedé vodě po filtraci: **SGW** – syntetická šedá voda; **D30** – bez aditiva (default) se saturací 30 %; **V30** – vápencová drť se saturací 30 %; **B30** – biochar 10 % se saturací 30 %; **D70/50** - bez aditiva (default) se saturací 70/50 %; **V70/50** - vápencová drť se saturací 70/50 %; **B70/50** - biochar 10 % se saturací 70/50 %.

% a biochar o 96,5 %. Filtry se saturací 70/50 % dosáhli plošně nižší účinnosti: bez aditiv (default) 77,9 %, s aditivem vápencová drť a biochar o 82,7 % a 93,6 %. Při

hladině významnosti 0,05 nebyl nalezen statisticky signifikantní rozdíl v průměrné hodnotě testovaných konfigurací filtrů

Diclofenac

Rovněž při zadržování diclofenac dosahovali filtry vysokých hodnot účinnosti, kdy nejnižší účinnost byla 94,6 %. Jako neúčinnější konfigurací se ukázali být filtry s aditivem biochar při saturaci 30 % s účinností 98,9 %. Naměřené hodnoty v průběhu celého experimentu zobrazuje **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů.**



Graf 19 Množství diclofenac v šedé vodě po filtraci: **SGW** – syntetická šedá voda; **D30** – bez aditiva (default) se saturací 30 %; **V30** – vápencová drť se saturací 30 %; **B30** – biochar 10 % se saturací 30 %; **D70/50** - bez aditiva (default) se saturací 70/50 %; **V70/50** - vápencová drť se saturací 70/50 %; **B70/50** - biochar 10 % se saturací 70/50 %.

6 Diskuse

6.1 Uhlík – TOC, TC, IC

Jeden z nejdůležitějších parametrů při úpravě šedé vody jsou formy uhlíku.

Pro odstraňování celkového organického uhlíku se ukázaly být nejúčinnější filtry s aditivem biochar. Bylo zjištěno, že tyto filtry dosahovaly nejvyšší účinnosti z testovaných filtrů u obou úrovní saturace, a to 75,2 % u 30 % saturace a 76,9 % u 70/50 % saturace. Tato dosažená účinnost odstranění celkového organického uhlíku je srovnatelná s experimenty Kaetzel et al (2018), kdy bylo použitím pouze aditiva biochar a vrstvy šterku odstraněno průměrně 77 % TOC.

Dále z výsledků vyplývá, že saturace nemá vliv na výslednou účinnost filtrů při odstraňování TOC. Jednotlivé filtrační materiály měly obdobné výsledky při saturaci 30 % i saturaci 70/50 %.

Oproti tomu byl zaznamenán značný nárůst anorganického uhlíku (až 300 %). Souběžný nárůst anorganického uhlíku a úbytek organického uhlíku by mohl být vysvětlen transformací. Rozkladem organického uhlíku mikroorganismy vzniká řada anorganických látek, přičemž nejhojnější je oxid uhličitý. Tato sloučenina je velmi dobře rozpustná ve vodě. Filtrací by v tomto případě nedošlo k odstranění organického uhlíku, ale pouze ke změně jeho formy. Tuto tezi částečně potvrzuje celkové množství uhlíku, které se filtrací snížilo pouze částečně nebo dokonce vzrostlo. Nárůst anorganického uhlíku může také způsobovat proces denitrifikace, kdy se dochází k rozkladu dusičnanů a vznikají hydrogen uhličitany, což jsou anorganické sloučeniny uhlíku.

6.2 Kovy – Měď, Zinek, Nikl

V tomto pokusu bylo z velkého množství kovů nacházejících se v šedé vodě testovány tři a to měď, zinek a nikl. Bylo zjištěno, že každý filtrační materiál dokázal vysoce efektivně odstranit tyto kovy. Účinnost dosahovala vždy > 90 % se statisticky málo významnými rozdíly mezi jednotlivými filtračními materiály.

Obdobných výsledků dosáhli Muhammad et al (2005) pomocí pískových filtrů s jemnou frakcí při nízké rychlosti filtrace (0,1-0,4 l/h). Koncentraci mědi snížili o 99,6 %. Oproti tomu Irshad et al (2023) dosáhli účinnosti pouze zadržení 35 % mědi a 45 % zinku. I přes podobné složení filtrů se jedná o značný rozdíl. Dle Muhammad et

al 2005 existuje korelace mezi zvýšeným průtokem filtrů a sníženou účinností zadržování těžkých kovů.

Vysoká účinnost při zachycování kovů může být způsobena adsorbční kapacitou, která je u těchto typů filtrů vysoká.

Farmaka – DEET, Diclofenac

Dle Martínez-Alcalá et. al. (2018) je účinné zachycování farmaceutických látek velmi důležitým parametrem filtrů šedých vod. Farmaka, která jsou často začleňována mezi emergentní polutanty, mají tendenci se shlukovat v prostředí.

Farmaceutická látka DEET byla snížena nejvíce pomocí filtrů s aditivem biochar o 96,5 % (bez aditiv (default) o 86 %, vápencová drť o 90,2 %). Filtry se saturací 70/50 % dosáhly lehce nižší účinnosti, a to (default) o 77,9 % a vápencová drť o 82,7 %. Obdobně nejvyšší účinnost byla zjištěna u materiálu biochar o 93,6 %.

Látka diclofenac byla pomocí filtrace značně snížena u všech pozorovaných konfigurací lóží.

Bylo tedy zjištěno, že každý testovaný filtrační materiál ve všech konfiguracích vysoce účinně zachycoval farmaceutické látky.

6.3 Zákal a suspendované látky

Zákal byl testovanými filtračními materiály značně snížen, přičemž filtry s vyšší saturací dosáhly vyšší účinnosti. Dle Irshad et al (2023) existuje korelace mezi velikostí filtračního média a snížením zákalu, kdy s jemnějším médiem se účinnost zvyšuje. Kaetzl et al (2018) dosáhl průměrně 93 % účinnosti snížení zákalu použitím filtračního aditiva biochar.

V této práci bylo při použití aditiva biochar dosaženo účinnosti 80,7 % a 80,1 %. Tato vysoká účinnost může být způsobena sedimentací větších částic ve svrchní části filtru, následovaná filtrací a adsorpcí na materiálu biochar (Kaetzl et al 2018). Úroveň zákalu byla v průběhu celého experimentu relativně stabilní, oproti tomu hodnoty suspendovaných látek měly velký rozptyl. Účinnost dosahovala nízkých hodnot a v některých případech byl zaznamenán i nárůst suspendovaných látek. Toto může být způsobeno nedostatečným propláchnutím použitých aditiv a následovného

uvolnění jemných částic nebo postupným rozkladem a uvolněním látek do vody (Quispe et al 2022).

6.4 Tenzidy, DEET, diclofenac

Z výsledků analýzy bylo zjištěno, že koncentrace tenzidů byla snížena u všech testovaných materiálů o více než 98 %. Z tohoto vyplývá, že způsob filtrace šedých vod testovaný v tomto experimentu je universálně účinný při odstraňování tenzidů. Saturace a přítomnost aditiv se neukázala jako faktor ovlivňující účinnost odstranění tenzidů. U další látky pocházející z produktů pro osobní péči, diclofenac, bylo dosaženo obdobných výsledků. Filtry odstranili více než 94 % původního množství diclofenac, přičemž aditivum biochar dosahovalo marginálně vyšší účinnosti, a to 98,9 % se saturací 30 % a 98,4 % se saturací 70/50 %.

Pišťková a Šálek (2008) testovali filtraci použitím hlinité půdy (42 % jílnatých částic), jemného písku o velikosti zrna 1 až 2 mm a vápencového kameniva frakce 4 až 8 mm na odstranění tenzidů z odpadní vody. Filtry s pískem a hlinitou půdou o mocnosti filtračního materiálu 450 mm dosáhli 99,98 % účinnosti, přičemž vápencové kamenivo dosáhlo pouze 29,11 %.

Odstraňování tenzidů a dalších látek pocházejících z produktů pro osobní péči závisí na zrnitosti a sorpčních vlastnostech filtračního materiálu, kdy jemnější frakce dosahuje lepších výsledků (Pišťková a Šálek 2008). Jelikož tenzidy se skládají z velkých molekul, nejlepším způsobem pro jejich zadržení je použití materiálů, které mají větší povrch, množství a četnost pórů (Shreya et al 2021). Dosažená vysoká účinnost v této studii může být přisuzována těmto vlastnostem, které vytvářejí dobré podmínky pro adsorpci, jenž je hlavním procesem pro zachycení tenzidů a dalších látek pocházejících z produktů pro osobní péči.

6.5 pH

U filtrované šedé vody se u všech filtrů snížila hodnota pH. Došlo tedy k velmi malému okyselení této vody.

Dle Oteng-Peprah et. al. (2018) tuto změnu můžeme přisoudit skutečnosti, že v nefiltrované šedé vodě se nachází velké množství čistících prostředků a jiných detergentů, které obsahují látky zásaditého charakteru.

6.6 Dusík

Z výsledků testů celkového dusíku bylo zjištěno, že neúčinnějším filtračním aditivem byl biochar. Nejvyšší účinnosti dosáhl při saturaci 30 % a to 88,5 %. Při vyšší saturaci dosáhl velmi podobného zachycení celkového dusíku o 88,1 %. Kaetzl et. al. (2018) dosáhli při použití materiálu biochar účinnosti odstranění celkového dusíku pouze 14 %. Quiespe et al 2022 popisuje, že mnoho studií zkoumající biochar pro odstranění celkového dusíku dosahují rozličných výsledků i při stejné velikosti frakce biochar. Mezi faktory ovlivňující výslednou účinnost může být hodnota pH, kdy studie s neutrálním pH 7 dosáhli vysoké účinnosti (Quiespe et al 2022).

Kromě neutrálního pH může být důvodem vysoké účinnosti zaznamenané v této studii výskyt rostlin na filtračních lóžích. Rostliny využívají dusík při procesu fotosyntézy a jeho vyšší výskyt v půdě obecně podporuje růst. Rostliny vyskytující se na lóžích musely být v průběhu experimentu pro svůj rychlý růst zastříhávány.

Oproti tomu se v průběhu experimentu koncentrace amoniakálního dusíku napříč filtračními materiály zvýšila. Tento jev můžeme přisoudit procesu, jakým NH_3 vzniká. To jest rozkladem organické hmoty a sekundárně redukcí dusíku, např. $(\text{NO}_2)^-$ a další $(\text{NO}_3)^-$ (Pitter 1999).

U filtrů se saturací 30 % byl zaznamenán nárůst amoniakálního dusíku (bez aditiva (default) o 161 %, vápencová drť o 13 %, biochar o 62 %). Obdobný nárůst znečištění byl zaznamenán i u filtrů se saturací 70/50 % (bez aditiva (default) o 177 %, vápencová drť o 46 %, biochar o 34 %). Dále bylo zjištěno, že úroveň saturace měla jen slabý vliv na zachycení amoniakálního dusíku. Tento nárůst může způsobovat rozklad organické hmoty, při které kromě oxidu uhličitého vzniká i amoniakální dusík. Proces zodpovědný za rozklad amoniaku je nitrifikace, což je aerobní proces, který vyžaduje velké množství rozpuštěného kyslíku. V ČOV se proto provádí aerace odpadní vody. V tomto experimentu je kvůli nedostatečnému množství rozpuštěného kyslíku ve vodě proces nitrifikace omezený. Při procesu nitrifikace dochází k přeměně amoniakálního dusíku na dusičnany, vodu a také na kyselinu dusičnou.

Vznik této kyseliny může vysvětlovat snížení alkality prostředí, tj. okyselení vody (Sperling 2007).

Hladina dusičnanů byla úspěšně snížena všemi testovanými filtračními materiály, kdy účinnost dosahovala vždy hodnot $> 93 \%$. Nebyl zjištěn signifikantní rozdíl mezi testovanými filtračními materiály. Při porovnání výsledků dle úrovně saturace byl zjištěn pouze marginální rozdíl, kdy filtry se saturací 30 % měli vyšší účinnost (bez aditiva (default) o 94,7 %, vápencová drť o 96,1 %, biochar o 96,3 %). Vyšší saturace dosahovala účinnosti: (default) 95,3 %, vápencová drť 93,7 %, biochar 95 %. Snížení dusičnanů může být způsoben denitrifikací. Při procesu denitrifikace se za pomoci denitrifikačních bakterií dusičnany mění na elementární dusík (N_2), amoniakální dusík (NH_4) a hydrogen uhličitany (HCO_3). Toto mohlo mít také vliv na koncentraci amoniakálního dusíku. Oproti nitrifikaci, která mohla probíhat kvůli nedostatku rozpuštěného kyslíku pouze omezeně, mohla denitrifikace probíhat ve větším rozsahu, protože se jedná o anaerobní proces.

6.7 Vodivost

V průběhu experimentu byl zaznamenán plošný nárůst vodivosti upravené vody. Tento nárůst může být způsoben uvolněním minerálů, solí a suspendovaných látek z filtrů. V této studii byl zaznamenán nárůst suspendovaných látek, což může být jeden z faktorů, který ovlivnil i vodivost.

Z výsledků vyplývá, že úroveň saturace měla značný vliv na výslednou vodivost vody. U filtrů se saturací 30 % byl naměřen značně vyšší nárůst hodnoty vodivosti (bez aditiva (default) o 62 %, vápencová drť o 64 %, biochar o 47 %). Oproti tomu filtrační lóže se saturací 70/50 % znečistila šedou vodu méně (bez aditiva (default) o 37,2 %, vápencová drť o 46,6 %, biochar o 36,2 %).

6.8 Síraný

Obdobně jako u vodivosti v průběhu experimentu byl znamenán nárůst koncentrace síranů. Dále bylo zjištěno, že úroveň saturace měla pouze malý vliv na znečištění síraný. Filtry s přidanými aditivý způsobily oproti filtrům bez aditiva větší uvolnění obsahu síranů. Síraný se tedy uvolnily z aditiv i ze zbylých vrstev filtru.

Došlo tedy k uvolnění síranů z filtračních materiálů a zvýšení jejich množství oproti syntetické šedé vodě. Hodnoty však nepřekračují 250 mg/l, což je maximální stanovená hodnota pro pitnou vodu.

6.9 Chlor

Z výsledků vyplývá, že testované filtrační materiály nemají významný vliv na koncentraci chloru ve filtrované vodě. Množství chloru se oproti syntetické šedé vodě téměř neliší.

7 Závěr

V této experimentální práci bylo cílem prozkoumat vliv složení filtračních lóží na účinnost odstranění polutantů vyskytujících se v šedých vodách. Byly zkoumány celkem tři složení filtrační lóže (dvě filtrační aditiva a jedna bez aditiva) s dvěma úrovněmi saturace filtru.

Z výsledků této experimentální práce lze vyhodnotit, že obecně nejúčinnějším testovaným filtračním materiálem byl biochar 10 %. Dosahoval nejvyšší účinnosti u největšího množství monitorovaných mikropolutantů.

Nejlepších výsledků dosáhl u deseti z celkových osmnácti monitorovaných mikropolutantů. Dosáhl buď nejvyšší účinnosti nebo u něj byl zaznamenán nejnižší nárůst znečištění. Velmi dobrých výsledků tento filtr dosáhl při zadržování farmaceutických látek DEET a diclofenac. Nejvyšších hodnot bylo dosaženo u obou úrovní saturací.

Při testování úrovně saturace bylo zjištěno, že vyšší saturace (70/50 %) způsobovala vyšší účinnost při odstraňování organických látek. Dle mého názoru to bylo způsobeno vyšším množstvím rozpuštěného kyslíku, který se ve větším množství šedé vody do filtrů vsakoval. Aerobní mikroorganismy tak měly lepší podmínky pro rozklad organických látek. Argumentuji, že právě kvůli tomuto jevu se u vzorků z filtrů s vyšší saturací nacházelo i více amoniakálního dusíku, jelikož právě tato látka je vedlejším produktem aerobního rozkladu. Oproti tomu hodnota odstraněných dusičnanů a celkového dusíku se u obou úrovní saturace téměř nelišila, jelikož jsou odstraňovány denitrifikací, což je anaerobní proces, který není ovlivněn množstvím rozpuštěného kyslíku ve vodě. Kvůli tomu si myslím, že úroveň saturace, respektive množství rozpuštěného kyslíku ovlivnila parametry: amoniakální dusík, celkový organický uhlík.

Nárůst znečištění šedé vody kvůli uvolnění částic z filtrů bylo zjištěno u vodivosti a síranů.

Těžké kovy (měď, zinek, nikl) a farmaceutické látky (DEET, diclofenac) byly lépe zadrženy filtry s nižší saturací, jelikož při vyšším množství vsakující se vody docházelo k překročení adsorbční kapacity filtrů.

Kdybychom počet zkoumaných parametrů, u kterých byl účinnější filtr se saturací 30 % porovnali s počtem parametrů, u kterých dosahoval lepších výsledků filtr se saturací 50/70 %, saturace 30 % byla „lepší“ u deseti zkoumaných polutantů a saturace 50/70 % u sedmi polutantů.

Touto studií bylo zjištěno, že testované filtrační lóže s aditivem biochar 10 % dosahovaly vysokých účinností snížení polutantů. Hodnoty mikropolutantů u šedé vody byly dostatečně sníženy, aby tato již užitková voda mohla být použita pro napájení vodních prvků, mytí vozidel nebo závlahu. Tyto filtry by bylo možné umístit na zahradu a používat je pro filtraci méně znečištěné šedé vody pocházející z umyvadel v domácnosti.

Pro budoucí zkoumání této problematiky by mohly kromě vertikálních objemových filtrů být zkoumány i filtry s horizontálním průtokem. Dále by bylo možné zkoumat rostliny zalévané takto filtrovanou šedou vodou.

8 Zdroje:

Abdel-Shafy, H. I., El-Khateeb, M. A., Shehata, M. (2014): Greywater treatment using different designs of sand filters. *Desalination and Water Treatment*, 52/28–30. P. 5237–5242

Albalawneh, A., 2015: Review of the greywater and proposed greywater recycling scheme for agricultural irrigation reuses. *International Journal of Research – GRANTHAALAYAH* 3. P. 16-35

Al-Zou'by, J. Y., Al-Zboon, K. K., Al-Tabbal, J. A. 2017: Low-cost treatment of grey water and reuse for irrigation of home garden plants. *Environmental Engineering and Management Journal* 16/2. P. 351-359

Amiri M. J., Bahrami M., Badkouby M., et al. 2019: Greywater Treatment Using Single and Combined Adsorbents for Landscape Irrigation. *Environmental Processes* 6, P. 43–63

Amiri, M. J., Bahrami, M., Badkouby, M., Kalavrouziotis, I. K., 2019: Greywater Treatment Using Single and Combined Adsorbents for Landscape Irrigation. *Environmental Processes* 6/1. P. 43-63

Arnika, 2015: Celkový organický uhlík (online) [cit. 2022.09.30] Dostupné z: <https://arnika.org/toxicke-latky/databaze-latek/celkovy-organicky-uhlik-toc>

Barson, P., 2013: Interakce nulmocného nanoželeza s důlními vodami. Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Brno. 74 s. (diplomová práce). „nepublikováno“.

Bartoník, A., Holba, M., Vrána, J., Šlejšková, M., Ploštěný, K., 2012: Šedé vody – možnosti využití jejich energetického potenciálu a způsoby jejich čištění a znovuvyužití. *Vodní hospodářství*, roč. 62/2. s. 60–65.

Baudišová, D., Mlejnková, H. 2017: Mikrobiální znečištění povrchových vod. *Vodohospodářské Technicko-Ekonomické Informace* 59/6. S. 12-16

Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Ridolfi, L., Fiore, S., Demichelis, F., Galvão, A., Pisoeiro, J., Rizzo, A., Masi, F. 2020: A review of nature-based solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits. *Science of the Total Environment* 711

CZWA Service s.r.o., zpracovatelská skupina: BARTONÍČEK, Jan, DOLEJŠ, Petr, KABELKOVÁ, Ivana, MATĚJŮ, Ladislav, STRÁNSKÝ, David, ŠÁTKOVÁ, Barbora, Studie problematiky šedých vod v sídlech ČR. [online –

studie zadavatele MŽP ČR]. 2021 [cit. 2021-10-30]. Dostupné z: [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/prioritni_osa_6_seznam_projektu/\\$FILE/ofeu-studie_sede_vody-20210517.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/prioritni_osa_6_seznam_projektu/$FILE/ofeu-studie_sede_vody-20210517.pdf)

Diamantis, V., 2021: Performance of a micro-scale membrane reactor for greywater treatment at household level. *Membranes*, 11/1.

Euroclean, 2021: Membránová filtrace v čištění odpadních vod (online) [cit. 2022.10.15] Dostupné z: < <https://euroclean.cz/clanky/membranova-filtrace-v-cistení-odpadnich-vod/> >

Filali, H., Barsan, N., Souguir, D., Nedeff, V., Tomozei, C., Hachicha, M. 2022: Greywater as an Alternative Solution for a Sustainable Management of Water Resources—A Review. *Sustainability (Switzerland)* 14/2

Guilbaud, J., Massé, A., Andrs, Y., Combe, F., Jaouen, P. 2010: Laundry water recycling in ship by direct nanofiltration with tubular membranes. *Resources, Conservation and Recycling*, 55/2. P 148-154

Gupta, G., Mansoor Ahammed, M., Shaikh, I. N., 2023: Greywater treatment by zero-valent iron-modified sand filters: Performance and modelling using artificial neural network. *Materials Today: Proceedings*.

Hamdan. B., 2022: Greywater infiltration treatment efficiency for the chemical load removal in different hydraulic loads using different biofilters. Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Praha, 85 s. (diplomová práce)

Hofmanová, L., 2018: Modelový výzkum účinnosti separačních technologií úpravy vody. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Brno. 105 s. (diplomová práce)

Shaikh N. I., Mansoor Ahammed M., 2023: Sand filtration for greywater treatment: long-term performance evaluation and optimization by response surface methodology. *Urban Water Journal* 20/4. P. 450-464

James, D. T. K., Ifelebuegu, A. O., 2018: Low cost sustainable materials for grey water reclamation. *Water Science and Technology* 2017/3. P. 667–678.

Kaetzl, K., Lübken, M., Gehring, T., Wichern, M., 2018: Efficient low-cost anaerobic treatment of wastewater using biochar and woodchip filters. *Water (Switzerland)* 10/7

Keller A. A., Garner K., Miller R. J., Lenihan H. S., Chin W., 2012: Toxicity of nano-zero valent iron to freshwater and marine organisms. *PLoS ONE* 7/8.

Kumar, A., Ahammed, M. M., Shaikh, I. N. 2022: Zero-valent iron-modified sand filters for greywater treatment. *International Journal of Environmental Science and Technology*. P. 1-14

Li, F., Gulyas, H., Wichmann, K., Otterpohl, R. 2009: Treatment of household grey water with a UF membrane filtration system. *Desalination and Water Treatment* 5/1. P

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. P. 3439-3449

Mohd Saad, F. N., Jamaludin, S. Z. A., Tengku Izhar, T. N. 2021: Investigation of using sand filter in treating grey water. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 1. P. 1-7

Muhammad, N., Parr, J., Smith, MD., Wheatley, A., 2005: Removal of heavy metals from storm and surface water by slow sand filtration: the importance of speciation. *Urban Water Journal* 2, P. 33-37

NYPL, Vladimír a Marcela SYNÁČKOVÁ. *Zdravotně inženýrské stavby 30: Stokování*. Praha: Vydavatelství ČVUT, únor 2002.

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.

Pathan, A. A., Mahar, R. B. U. X., Ansari, K. 2011: Preliminary Study of Greywater Treatment through Rotating Biological Contactor. *Mehran University Research Journal of Engineering Technology* 30/3.

Pišťeková, M., Šálek, J., 2008: Poutání tenzidů (online) [cit. 2023.02.25], dostupné z < <https://vodnihospodarstvi.cz/poutani-tenzidu/>>

Pitter, P., 1999: *Hydrochemie*. VŠCHT Praha, 568 s. ISBN 80-7080-340-1.

Plessl, K., Russ, A., Vollprecht, D., 2022: Application and development of zero-valent iron (ZVI) for groundwater and wastewater treatment. *International Journal of Environmental Science and Technology*. P. 1-16

Power plastics, 2022: Membránové filtrační systémy (online) [cit. 2022.10.16] Dostupné z: <<https://www.powerplastics.cz/uprava-vody-membranova-filtrace/>>

Prüss-Üstün A., Bos, R., Gore, F., Bartram, J., 2008: Safer water, better health: costs, benefits and sustainability of interventions to protect and promote health. *World Health Organization, Geneva*, s. 53

Quispe, J. I. B., Campos, L. C., Mašek, O., Bogush, A., 2022: Use of biochar-based column filtration systems for greywater treatment: A systematic literature review. *Journal of Water Process Engineering* 48. P. 102908

Raček, J., 2016: Metodika návrhu systému využití šedých vod ve vybraných objektech. *Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Brno*. 198 s. (disertační práce)

Rosická, D., Šembera, J., 2009: Model agregace železných nanočástic. In: Hokr, M., Plešinger, M., (eds.): *SiMoNA 2009*. Technická univerzita v Liberci, Liberec. S. 111-118

Shreya, Verma, A. K., Dash, A. K., Bhunia, P., Dash, R. R., 2021: Removal of surfactants in greywater using low-cost natural adsorbents: A review. *Surfaces and Interfaces* 27.

Šálek, J., Tlapák, V., 2006: Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod. *Informační centrum ČKAIT, Praha*, 283 s.

Thazhamon, D., 2021: Zeolite – A Superior Water Purification Material (online) [cit. 2023.02.27], dostupné z: < <https://wcponline.com/2021/03/15/zeolite-a-superior-water-purification-material/> >

Uceвли, O., Kaya, Y. 2021: A comparative study of membrane filtration, electrocoagulation, chemical coagulation and their hybrid processes for greywater treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 9(1)

United Nations Water, 2021: UN World Water Development Report 2021 (online) [cit. 2022.05.16], dostupné z < <https://www.unwater.org/publications/un-world-water-development-report-2021> >

Ústav pro hydrodynamiku AV ČR, ©2022: *Hydrochemie a technologie vody* (online) [cit. 2022.09.15], dostupné z < https://www.ih.cas.cz/vyzkum_sk/uprava-vody >

von Sperling, M., 2007: *Wastewater characteristics, treatment and disposal*. IWA Publishing, London. 304 s.

Vymazal, J., 2004: *Kořenové čistírny odpadních vod*. ENKI, Třeboň, 14 s.

Vysoké učení technické v Brně, 2015: *Kořenové čistírny odpadních vod – Metodická příručka pro návrh a realizaci*. Dekonta, Brno, 45 s.

Widiastuti, N., Wu, H., Ang, M., & Zhang, D. ke. 2008: The potential application of natural zeolite for greywater treatment. *Desalination* 218/1-3. P. 271-280

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

Zhang, S., Yi, K., Chen, A. et al. 2022: Toxicity of zero-valent iron nanoparticles to soil organisms and the associated defense mechanisms. *Ecotoxicology* 31. P. 873–883