

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované ekologie



Bakalářská práce

Vliv přidání biocharu a mykorrhízy do zasakovacího pásu na účinnost čištění šedých vod

Vedoucí práce: prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.
Bakalant: Martina Jenčíková

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Martina Jenčíková

Aplikovaná ekologie

Název práce

Vliv přidání biocharu a mykorrhízy do zasakovacího pásu na účinnost čištění šedých vod

Název anglicky

The effect of adding biochar and mycorrhiza to the infiltration trench on the efficiency of gray water treatment

Cíle práce

Cílem práce je na základě experimentální práce ověřit a vyhodnotit vhodnost různých aditiv filtračních materiálů (biocharu 5% a mykorrhízy) pro čištění šedých vod a porovnat vlastní výsledky s již existujícími daty z ranějších fází provozu zasakovacího pásu a vyhodnotit změny v účinnosti filtru během jeho dlouhodobého provozu.

Metodika

S využitím fyzikálního modelu zasakovacího pásu bude ověřena vhodnost a účinnost různých aditiv do filtračních loží (biochar 5% a mykorrhíza) pro čištění šedých vod.

Vyhodnocení proběhne na základě kvalitativních charakteristik šedé vody s přihlédnutím na stanovené koncentrační a jiné limity vybraných látek či charakteristik podmiňujících její znovuvyužití.

Doporučený rozsah práce

Dle Nařízení děkana č. 01/2020 – Metodické pokyny pro zpracování bakalářské práce na FŽP

Klíčová slova

šedá voda, zasakování, filtrace, biochar, mykorhíza

Doporučené zdroje informací

Allen, Lucy., & Pacific Institute. (2010). Overview of greywater reuse. Pacific Institute.

ČSN EN 16941-2: Zařízení pro využití nepitné vody na místě – Část 2: Zařízení pro využití čišťené šedé vody. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, Praha, 2021. 32 s.

Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., Ledin, A., 2002: Characteristics of grey wastewater. Urban Water 4, 85–104.

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. In Journal of Water Process Engineering (Roč. 48). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102908>

Předběžný termín obhajoby

2023/24 LS – FŽP

Vedoucí práce

prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 19. 12. 2023

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 2. 1. 2024

prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.

Děkan

V Praze dne 26. 03. 2024

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: „Vliv přidání biocharu a mykorhízy do zasakovacího pásu na účinnost čištění šedých vod“ vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, 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 vědoma, 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 27.3.2024

Martina Jenčíková

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala prof. RNDr. Daně Komínkové, Ph.D, Ing. Jaroslavu Vaculovi a Ing. Fatma Öykü Çömez za cenné rady a podporu při práci na bakalářské práci. Velký dík patří i mé rodině a přátelům za trpělivost a motivaci, kterou mi poskytovali.

Abstrakt

V bakalářské práci se zkoumá vliv aditiv na snižování koncentrace vybraných znečišťujících látek v syntetické šedé vodě. Filtrace probíhala pomocí vertikálních filtračních loží na venkovní experimentální ploše po dobu 3 měsíců. Celkem byly testovány tři skupiny filtrů, a to skupina kontrolní bez aditiva, skupina s aditivem mykorhiza a skupina s aditivem biochar s podílem 5 %. Účinnost filtračních materiálů byla posuzována na základě vybraných kvantitativních parametrů, jako jsou tenzidy, amoniakální dusík, nerozpuštěné látky, pH, vodivost, zákal, celkový organický uhlík (TOC), celkový uhlík (TC), anorganický uhlík (IC), celkový dusík (TN), těžké kovy (měď, zinek, nikl) a anionty. Z laboratorní analýzy z přefiltrované bílé vody vyplývá, že skupiny filtrů se stálou saturací 30 % dosahovali lepší výsledky než skupiny se střídavou saturací, kde se střídala saturace po 14 dnech (30 % a 70 %). Mezi testovanými materiály vykázal nejlepší účinnost biochar 5 %, který dosáhl nejvyšší účinnosti při snižování koncentrace TOC (73 %), TC (12 %), TN (79 %), dusičnanů (98 %), TP (11 %), niklu (96 %) a zákalu (85 %). Na druhé straně filtry s aditivem mykorhizou dosáhli nejlepších výsledků při snižování koncentrace fosforečnanů (13 %), tenzidů (94 %) a zinku (94 %).

Klíčová slova:

Mykorhiza, biochar, filtrace, čištění šedé vody, biofiltr

The effect of adding biochar and mycorrhiza to the infiltration trench on the efficiency of gray water treatment

Abstract

The bachelor thesis examines the influence of additives on treatment efficiency of biofilters and removal of selected pollutants from synthetic greywater. Filtration was carried out using vertical filtration beds on an outdoor experimental site for a period of 3 months. Three groups of filters were tested, including a control group without additives, a group with mycorrhiza additive, and a group with a 5 % biochar additive. The effectiveness of the filtration materials was assessed based on selected quantitative parameters such as concentration of surfactants, ammonia nitrogen, suspended solids, pH, conductivity, turbidity, TOC, TC, IC, TN, heavy metals (copper, zinc, nickel), and anions. Laboratory analysis of the filtered greywater showed that the groups of filters with a constant saturation of 30 % achieved better results than the groups with alternating saturation, where saturation alternated every 14 days (30 % and 70 %). Among the tested materials, the 5 % biochar exhibited the highest effectiveness, achieving the highest efficiency in reducing the concentration of TOC (73 %), TC (12%), TN (79 %), nitrates (98 %), TP (11 %), nickel (96 %), and turbidity (85 %). On the other hand, filters with mycorrhiza additive achieved the best results in reducing the concentration of phosphates (13 %), surfactants (94 %), and zinc (94 %).

Keywords:

Mycorrhiza, biochar, filtration, gray water treatment, biofilter

1 Obsah

1. Úvod	1
2. Cíle	2
3. Literární řešerše	3
3.1. Odpadní vody z domácností	3
3.1.1. Černá voda	3
3.1.2. Šedá voda	4
3.2. Metody úpravy (čištění šedých vod)	6
3.2.1. Filtrace.....	6
3.2.2. Biologická filtrace.....	7
3.2.3. Sedimentace	8
3.2.4. Dezinfekce.....	8
3.3. Typy filtrací a filtrační materiály	9
3.3.1. Písková filtrace.....	9
3.3.2. Pomalé pískové filtry	10
3.3.3. Rychlá písková filtrace.....	11
3.3.4. Pískové filtry s aditivou	12
3.3.5. Mykorrhiza	13
3.3.6. Biochar	14
4. Metodika	16
4.1. Experimentální část	16
4.1.1. Syntetická šedá voda	16
4.1.2. Složení filtrační lože	17
4.1.3. Průběh experimentu	19
4.2. Analytická část	20
4.3. Statistické hodnocení získaných dat.....	21
5. Výsledky	23
5.1. Uhlík a jeho formy	23
5.1.1. Celkový organický uhlík (TOC)	23
5.1.2. Anorganický uhlík (IC).....	24
5.1.3. Celkový uhlík (TC).....	25
5.2. Dusík a jeho formy	26
5.2.1. Celkový dusík	26
5.2.2. Amoniakální dusík.....	27
5.2.3. Dusičnany.....	28
5.3. Fluoridy	29

5.4.	Chloridy.....	30
5.5.	Sírany.....	31
5.6.	Fosforečnany	31
5.7.	Celkový fosfor (TP).....	32
5.8.	Tenzidy	33
5.9.	Kovy	35
5.9.1.	Níkl.....	35
5.9.2.	Měď	36
5.9.3.	Zinek	36
5.10.	Fyzikálně chemické parametry	37
5.10.1.	Zákal.....	37
5.10.2.	pH.....	38
5.10.3.	Vodivost	39
5.10.4.	Nerozpuštěné látky	40
6.	Diskuse.....	42
6.1.	Uhlík – TOC, TC, IC.....	42
6.2.	Tenzidy	42
6.3.	Celkový dusík a jeho formy	43
6.4.	Celkový fosfor	44
6.5.	Anionty	45
6.6.	Kovy (Měď, Zinek, Níkl)	46
6.7.	Vodivost	46
6.8.	pH.....	46
6.9.	Zákal a nerozpuštěné látky	47
7.	Závěr.....	48
8.	Zdroje	49

1. Úvod

Šedé vody, ať již pocházejí z domácností, nebo průmyslových zařízení, obsahují různé znečišťující látky, jako jsou organické látky, tuky, oleje, detergenty a další kontaminanty, které mohou ohrozit kvalitu životního prostředí a zdrojů pitné vody. Zásadním cílem moderního inženýrství životního prostředí je nalézt udržitelné a efektivní metody pro čištění šedých vod, které minimalizují negativní dopady na ekosystémy a lidské zdraví a umožňují jejich znovu využití a s tím snížení spotřeby pitné vody

V posledních letech se stále více zkoumá využití biocharu a mykorhizních hub jako inovativních materiálů a technologií pro zlepšení účinnosti čištění šedých vod a zvýšení udržitelnosti tohoto procesu. Biochar je uhlíkový materiál získaný z biomasy pyrolýzou, který má schopnost adsorbovat organické látky a těžké kovy. Mykorhizní houby jsou symbiotické organismy, které vytvářejí symbiotické vztahy s rostlinami a mohou zlepšit růst a odolnost rostlin proti stresovým podmínkám.

Tato bakalářská práce se zaměřuje na zkoumání vlivu přidání biocharu a mykorhizních hub do zasakovacího pásu za použití pískových filtrů na účinnost čištění šedých vod. Výsledky této studie by mohly přispět k rozšíření znalostí o udržitelných technologiích pro čištění šedých vod a poskytnout důležité informace pro inženýry životního prostředí, odborníky na vodní hospodářství a všechny zainteresované strany, které se zabývají ochranou životního prostředí a udržitelným využitím zdrojů vody.

2. Cíle

Cílem práce je dle experimentální práce zjistit využití různých materiálů vhodných pro filtraci ve filtračním loži zasakovacího pásu a zároveň ověřit, jak jsou moc jsou vhodné a účinné při odstraňování mikropolutantů obsažených v šedých vodách.

3. Literární rešerše

3.1. Odpadní vody z domácností

Odpadní vody, jsou vody, které jsou lidmi využity a znečištěny. Odpadní voda pochází z různých zdrojů například z domácností, průmyslu a ze zemědělství. Odpadní vody z domácností se nadále rozdělují na vody šedé a černé (Dionisi, 2017). Nezpracované odpadní vody mohou mít za následek zhoršení kvality podzemních vod, řek, jezer a dalších veřejných vodních ploch. Z těchto důvodů je nutné odpadní vody správně ošetřovat. To se nejčastěji děje v čistírnách odpadních vod, kde jsou využívány různé fyzikální, chemické a biologické procesy, aby byla voda zbavena znečišťujících látek a mikroorganismů (Nishat et al., 2023).

3.1.1. Černá voda

Černá voda je odpadní voda generované z toalet, kuchyní a koupelen (Jurga et al., 2019). Černá voda je druh odpadní vody, ve které je velké množství nečistot. Černá voda může mít negativní dopady na lidské zdraví a životní prostředí (Beránková, 2016). Obsahuje vysoké koncentrace organické hmoty, patogenů a živin, což ztěžuje její čištění ve srovnání s šedou vodou (Jurga et al., 2019). Černá voda se nadále rozděluje na vody žluté a hnědé. Žlutá voda neboli moč, je hlavně z močoviny a rozpuštěných solí. Obsahuje velké množství dusíku, fosforu, draslíku a dalších prvků. Žlutá voda se díky podobnosti k hnojivu NPK, po stabilizaci a naředění dešťovou vodou může využívat jako hnojivo. Hnědá voda obsahuje převážně uhlík, a dále prvky jako dusík, fosfor, vápník a další mikro prvky. Hnědá voda je synonymem pro fekálie. Fekálie je potřeba zpracovat, aby se co nejvíce eliminoval negativní vliv na životní prostředí a hygienu (Beránková, 2016).

3.1.2. Šedá voda

Dalším důležitým druhem odpadních vod je šedá voda, která tvoří 50 % až 80 % celkové produkce odpadních vod v domácnostech (Al-Jayyousi, 2003). Šedou vodou rozumíme podle normy EN 12056 splaškovou odpadní vodu, která nepřišla do kontaktu s odpadní vodou z toalet neboli s černou vodou (Amman, 2006).

Přesné složení šedé vody závisí na různých faktorech, například na zdrojích a instalacích, ze kterých je voda odebírána, životním stylu obyvatel, věku, atd. Tento druh odpadních vod vzniká v domácnostech, školách, veřejných budovách a v podobných budovách. Přesněji je to voda z koupelen, praček, sprch a umyvadel. Šedá voda obsahuje méně organických látek a živin než ostatní odpadní vody. Ale obsahuje xenobiotické organické sloučeniny (XOCs) a těžké kovy obsažené v šamponech, mýdlech, pracích práscích, zubní pastě a v podobných výrobcích (Beránková, 2016). Organické sloučeniny (XOCs) mohou obsahovat až tisíce různých sloučenin (Eriksson et al., 2002). Další faktor, který odlišuje šedou vodu od ostatních splaškových vod je vyšší poměr chemické spotřeby kyslíku (CHSK) a biochemické spotřeby kyslíku (BSK), kde poměr může dosahovat až 4 ku 1 a to je výrazně více než u ostatních odpadních vod, kde je poměr průměrně nižší (městské odpadní vody mají v průměru 2:1). Tento poměr, kdy CHSK je výrazně vyšší než BSK, indikuje přítomnost chemických látek, které nejsou snadno biologicky rozložitelné a vyžadují další chemické procesy pro jejich odstranění (Al-Jayyousi, 2003).

Vody, odtékající z kuchyňských dřezů a myček se často nazývají tmavě šedými vodami. Speciální označení mají, kvůli většímu množství organických látek a celkového znečištění. Kvůli vyššímu obsahu znečištění je tmavá šedá voda více náchylná k rozkladu a k tvorbě vedlejších produktů, které jsou často produkty rozkladu tuků, olejů a syntetických organických látek a jejich přítomnost v odpadní vodě napomáhá k růstu bakterií a mikroorganismů (Amman, 2006).

Šedá voda má vyšší kvalitu než ostatní odpadní vody, a to díky menšímu znečištění. Lepší kvalita znamená, že má voda větší potenciál pro vyčištění a znovu použití. Například pro splachování toalet, jako závlaha do zahrad anebo jako voda do

okrasných fontán. Upravenou šedou vodu, která byla vyčištěna pomocí různých čistících metod a technologií, nazýváme bílou vodou (Allen & Pacific Institute., 2010). Tabulka 1 obsahuje srovnání různých parametrů kvality vody mezi surovou šedou vodou a šedou vodou po sedimentaci

Parametr	Jednotka	Celkový počet vzorků	Surová šedá voda		Šedá voda po sedimentaci		Odstranění (%)
			Min - Max (Rozsah)	Průměr ± SD	Min - Max (Rozsah)	Průměr ± SD	
Zakalení	NTU	163	17,1 - 140,2	49,4 ± 16,0	3,0 - 263,0	16,2 - 81,3	41,8
TDS	mg/l	163	155 - 514	270 ± 87	22 - 726	130 - 510	263
pH	-	163	6,93 - 7,77	7,35 ± 0,16	5,8 - 9,82	6,93 - 7,72	7,35
EC	μS/m	163	220 - 871	481 ± 119	226 - 1296	270 - 873	462
BSK5	mg/l	23	33,1 - 113,9	70,8 ± 22,2	30,2 - 306	30,5 - 100	65,2
Chemický	mg/l	39	54,4 - 252,7	141,5 ± 49	47 - 596,2	49 - 207,3	123,1
NH4-N	mg/l	30	5,04 - 10,05	8,92 ± 2,24	0,1 - 44,7	4,74 - 8,56	8,02
PO4-P	mg/l	32	0,54 - 1,58	1,01 ± 0,31	0,2 - 18	0,53 - 1,56	0,98
FC	CFU/100 ml	8	-	-	-	-	-

Tabulka 1 Souhrn charakteristik ustálené šedé vody (I. N. Shaikh & Ahammed, 2021)

Recyklace šedých vod

Jedním závažným globálním problémem je nedostatek sladké vody. Obzvláště v oblasti Blízkého východu a severní Afriky. Kvůli nedostatku sladké vody nabývá recyklace odpadních vod stále většího významu (Jury & Vaux, 2007). Recyklace vody je velmi důležitá, a proto se začleňuje recyklace v mnohých zemích do celkového plánu hospodaření s vodou. Třeba v Izraeli se více než 70 % z recyklovaných odpadních vod využívá na závlahu zemědělských ploch (Matos et al., 2012).

Recyklace odpadních vod se nepoužívá jen pro zemědělskou závlahu, ale čím dál tím více se voda recykluje individuálně v domácnostech. I když se šedá voda může zdát méně znečištěná než voda černá, nemusí tomu tak vždy být (Al-Jayyousi, 2003).

V šedé vodě se mohou nacházet vysoké koncentrace chemických látek, které mohou mít závažné důsledky pro životní prostředí a lidské zdraví. Mezi tyto látky patří soli, tenzidy, oleje, syntetické chemikálie a mikrobiální kontaminanty (Gross et al., 2005). Abychom šedou vodu mohli znovu použít, potřebuje různé stupně úpravy. Mezi metody úpravy vody řadíme například sedimentaci, filtraci a dezinfekci. Voda se upravuje, aby se z vody odstranili nežádoucí látky a bylo možné ji znovu využít (Allen & Pacific Institute., 2010).

Tenzidy a oleje, které jsou často přítomny v šedé vodě, mohou způsobit narušení povrchového napětí a snížení hydraulické vodivosti půdy, což ovlivňuje schopnost

půdy absorbovat a udržovat vodu. Dochází také k rozptýlení půdních agregátů, což má negativní dopad na strukturu půdy. Vzhledem k těmto faktorům je klíčové provést odpovídající úpravu šedé vody před jejím znovu využitím (Lado & Ben-Hur, 2009). Je důležité brát v úvahu, že recyklace šedé vody vyžaduje správnou technologii a správný způsob zpracování, aby byla zajištěna bezpečnost vody pro opětovné použití. Proto je nutné provádět odpovídající úpravy a monitorování kvality vody, aby se minimalizovaly potenciální rizika pro lidské zdraví a životní prostředí (Gross et al., 2005).

3.2. Metody úpravy (čištění šedých vod)

3.2.1. Filtrace

Filtrace slouží k oddělování pevných částic od kapalin pomocí filtračních medií. Filtrační média fungují na principu propouštění kapalin a zadržení pevných částic. Po skončení filtrace získáváme vyčištěnou kapalinu a oddělené pevné částice. Hlavní požadavky pro filtraci jsou kapalina s pevnými částicemi, filtrační médium, hnací síla (například rozdíl tlaků), a mechanické zařízení, kterým může být například filtr. Mechanické zařízení udržuje filtrační médium na místě a umožňuje proces čištění (Gregersen, 2023).

Je řada druhů filtračních technik, které můžeme rozlišit na pomalou, rychlou a membránovou filtraci. Dále je možné filtrace dělit dle typu použitého filtru. Mezi základní filtrační techniky patří absorpce částic. Funguje tím způsobem, že některé filtrační média mohou například elektrostatickou silou nebo povrchovou energií přitahovat a udržovat pevné částice na povrchu. Pro tuto metodu se může například využívat aktivní uhlí, které váže organické látky a různé chemikálie, které jsou v šedé vodě (Kunkel & Manahan, 1973). Dalším způsobem filtrace může být sorpce. U sorpce se částice přitáhnou k povrchu mediu a tam jsou přidrženy. Také filtrace nemusí probíhat jen ve vrchní vrstvě, ale může procházet přes různé vrstvy filtračních medií. Hlavní rozdíl je, že absorpce se zaměřuje na vstup znečišťujících látek dovnitř struktury filtračního média, zatímco sorpce se soustředí na jejich přidržení na povrchu média. Další z filtrů je pórový filtr, které obsahují membránové a nukleoporové filtry z

derivátu celulózy. Filtr funguje na principu, že voda prochází přes mikroskopické póry, v kterých se zachytí nečistoty. Tento způsob filtrace je většinou prvním krokem při filtraci šedých vod. Filtrační média s póry zachycují hrubé nečistoty jako jsou vlasy, zbytky potravin a další tuhé látky (Ramon et al., 2004). K lepšímu zachycení částic se mohou používat procesy srážení a koagulace. Tyto procesy způsobí, že se částice spojí do větších aglomerátů. Při koagulaci šedých vod se můžou používat jako koagulační činidla například soli nebo polymery. Mezi běžně používané soli patří například síran hlinitý, chlorid železitý nebo chlorid hlinitý. Co se týče polymerů, mohou být použity například polyakrylamidové polymery nebo polymery na bázi hliníku (Shaikh & Ahammed, 2021).

Při výběru materiálů na filtraci musíme zohlednit několik faktorů, v závislosti na kvalitě čištěné vody. Například to musí být vlastnosti jako velikost a tvar pórů, nebo také chemické vlastnosti materiálů, které by mohly ovlivnit afinitu k látkám v kapalině. Dalšími důležitými faktory jsou průtok kapaliny, schopnost regenerace materiálu, náklady a zdravotní a environmentální dopady (Gregersen, 2023).

3.2.2. Biologická filtrace

Biologická filtrace je proces druhotného ošetření odpadních vod. Vody se čistí pomocí biochemických reakcí mikroorganismů, jako jsou například bakterie, řasy, prvoci a houby. Bakterie a houby napomáhají k rozkladu organických látek a dusičnanů na jednodušší sloučeniny. Řasy mají zase schopnost snižovat koncentrace fosfátů a dusičnanů. Prvoci jsou schopni konzumovat jiné mikroorganismy. Je to proces environmentálně šetrný, protože využívá přirozených procesů (Li et al., 2009). Díky šetrnosti se může využívat i v akváriích a rybnících. Biologická filtrace je velice účinná v odstraňování organických látek, dusičnanů, fosfátů a dalších znečišťujících látek z vody (Dionisi, 2017).

Biologická filtrace se rozděluje na dva hlavní typy. První je systém s pevným filmem, který využívá biologický růst na médiu, přes které protéká voda. Systém s plovoucím ložem je druhým typem biologické filtrace, ve kterém se biomasa nebo zoogleální sliz míchá s odpadní vodou. Plovoucí lože je růst biomasy nebo zoogleálního slizu na

volném povrchu vody nebo na plovoucím substrátu. Typické systémy s plovoucím ložem jsou různé modifikace procesu aktivovaného kalu (Drinan, 2012).

3.2.3. Sedimentace

Sedimentace je poměrně jednoduchý a účinný proces, při kterém se tok vody zpomalí, nejčastěji v sedimentačních nádržích. Během toho, co je voda v klidu, se pevné částice díky gravitační síle usazují na dno nádrže (Stickland et al., 2008). Sedimentace nevede k úplnému vyčištění vody, slouží hlavně k zachycení velkých suspendovaných pevných látek a jiných nečistot, které mohou ucpat filtr a snížit jeho účinnost (Nguyen et al., 2020).

3.2.4. Dezinfekce

Dezinfekce je proces při, kterém se snažíme o inaktivaci nebo eliminaci patogenních mikroorganismů, které mohou způsobovat u lidí onemocnění. Většinou dezinfekce probíhá ve dvou fázích. V primární fázi se snažíme usmrtit mikroorganismy. V sekundární fázi dezinfekce bráníme opětovnému množení mikroorganismů (Dionisi, 2017).

Kvůli množství druhů dezinfekcí a jejich vedlejším účinkům se musí více dbát na výběr vhodného druhu dezinfekce. Každý druh dezinfekce by před použitím měl splňovat několik kritérií. Prvním kritériem je, že dezinfekční látka musí dodržovat bezpečné koncentrace při její použití. Dále by látka měla být účinná i při změně pH nebo teploty. Posledním kritériem je, aby látka působila přiměřeně dlouhou dobu (Drinan, 2012).

Nejčastějším druhem je dezinfekce chlorem, při které se přidává do vody chlor anebo jeho sloučeniny. Vodu také můžeme čistit pomocí ozonu, který je velmi silný dezinfekční prostředek. K dezinfekci vody využíváme také tepelnou úpravu, která není tak účinná, ale je lehce dostupná (Dionisi, 2017).

Mezi poslední druh dezinfekce řadíme ultrafialové záření (Dionisi, 2017). UV záření je jedna z nejvíce environmentálně šetrných řešení, protože nepoužíváme žádné chemikálie, jako je tomu například u chloru, a účinnost je přitom stále vysoká. Nevýhodou UV záření je však nutnost pořízení adekvátní UV lampy, její průběžná údržba a krátká životnost (Ma et al., 2023).

3.3. Typy filtrací a filtrační materiály

3.3.1. Písková filtrace

Mezi jedny z nejstarších a neúčinnějších mechanických filtrů patří pískové filtry. K úpravě a čištění vody slouží filtrační médium, které je tady ve formě vrstvy písku. Odpadní voda prochází přes vrstvu jemného písku, který zachytí pevné částice, organické látky a další nečistoty. Tím, jak je písek jemný, tak má mezi zrny jen malé mezery, které brání průchodu větších částic a tím se voda čistí (Drinan, 2012), (Rolland et al., 2009).

Díky tomu, že k zachycení nečistot nejsou u pískových filtrů potřeba žádné chemické látky, můžeme je nazvat environmentálně šetrným. Další výhodou jsou nízké náklady na výstavbu a údržbu filtru. Filtr lze i poměrně jednoduše instalovat (Nassar & Hajjaj, 2013). Nevýhodou pískových filtrů je však horší filtrace velmi jemných částic a některých chemických látek, které jsou rozpustné ve vodě a mají hydrofobní vlastnosti anebo malé molekuly (Zhao et al., 2022).

Pískové filtry pro filtraci šedých vod jsou jedny z nejdůležitějších filtračních technologií. Mohd Saad et al., (2021) poukazují, že pískové filtry pomáhají k neutralizaci pH šedé vody na průměrnou hodnotu 7,6. Dalším výsledkem jejich studie byla významná redukce amoniakálního dusíku a to o 37 %. Dále snížení více než o 70 % suspendované látky. Také BSK₅ byla snížena o 96 % a chemická spotřeba kyslíku (CHSK) o 93 %. Ungvári et al. (2018) zkoumal kvalitu vzorků šedé vody před a po předúpravě pomocí různých filtrů, včetně křemičitého písku nebo aktivního uhlí,

a diskutuje účinnost těchto metod. Kvalita šedé vody byla hodnocena na základě několika parametrů, jak na neupravených, tak i předupravených vzorcích. Výsledky ukázaly, že nejúčinnější předúpravou pro přípravu šedé vody k opětovnému využití je filtrace na křemičitém písku nebo kombinovaném médiu aktivního uhlí a křemičitého písku, následovaná oxidací pomocí peroxidu vodíku (10 mmol/dm^3). Assayed et al. (2015) hodnotí výkon nové metody čištění šedé vody zvané Drawer Compacted Sand Filter (DCSF), což je upravený design pískového filtru pro čištění šedé vody. Tento přístup se snaží překonat běžné problémy tradičních pískových filtrů, jako je ucpávání, zápach a potřeba velké plochy pro filtr. Vzorky vody byly pravidelně odebírány na vstupu a výstupu DCSF a byly testovány na BSK₅, CHSK, nerozpuštěné látky. Výsledky ukázaly, že DCSF odstraní 78–96 % BSK₅ a CHSK a 69–98 % nerozpuštěných látek.

Pískové filtry mají široké využití. Pískové filtry jsou jedny z nejdůležitějších technologií pro úpravu pitné vody. Také slouží pro úpravu odpadních a průmyslových vod, které vznikají při výrobních procesech smícháním chemických látek, olejů a dalších průmyslových odpadů s vodou (Almojjly et al., 2018). Pískové filtry mají i velké využití v zemědělství, kde filtry čistí vodu na zavlažování, což napomáhá k předcházení šíření nemocí (Healy et al., 2007).

3.3.2. Pomalé pískové filtry

Pomalé pískové filtry se nazývají podle rychlosti pomalého průběhu filtrace, voda v nich proudí rychlostí 0,1 až 0,5 metrů za hodinu. Filtrace probíhá pomalu, kvůli malým pórům v jemném písku, které sice velmi dobře čistí vodu, zároveň ale zpomalují průchod vody. Kvůli pomalému průběhu filtrace je potřeba, aby filtrace měla větší plochu, tím však zvyšuje nároky na plochu, kde je filtr umístěn. Další nevýhodou jemného písku je, že se malé póry jednoduše ucpávají a musí se proto častěji udržovat a proplachovat, tím se znovu zvyšují náklady na provoz filtru (Drinan, 2012).

Pomalé pískové filtry jsou ale obecně vzato branné jako levná varianta filtru na surovou vodu ve srovnání s jinými pokročilými technologiemi. Surová voda, která se používá na úpravu pro pitnou vodu, kterou musíme zajistit, aby měla vysokou kvalitu,

ale neobsahuje koagulační činidla. I přesto, že se jedná o levnou variantu, je to účinná filtrace, která má účinnost v odstraňování bakterií a virů až 99 % (Association, 1967). Je to také ekologicky šetrná varianta, protože nevyužíváme žádné chemikálie a jako filtry mohou být použité lokální materiály.

Pomalé pískové filtry jsou jednoduché a spolehlivé procesy, které využívají fyzikální a biologické mechanismy pro filtraci vody. Odpadní voda nebo kalová voda je přiváděna do pomalého pískového filtru. Ve filtru se nachází jemný písek. Velikost zrn se pohybuje od 0,15 mm do 0,3 mm (Maurya et al., 2020).

Další důležitou částí pomalého pískového filtru je tenký biologický povlak, který se nazývá biologická blána. Biologická blána se tvoří na povrchu filtračního písku a hraje hlavní roli v biologickém procesu. Tuto vrstvu tvoří bakterie, houby, prvoci a další mikroorganismy. Mikroorganismy v biomembráně odstraňují organické látky, mikroorganismy tyto látky ve vodě konzumují a rozkládají, a tím je z vody odstraňují. Biologická blána je schopná se udržovat v rovnováze, a i po narušení se dokáže znovu obnovit. Je však důležité, aby narušení nebyla příliš rozsáhlá nebo častá. Také má schopnost se sama čistit v rámci svých přirozených procesů, pokud má dobré podmínky. Kvůli dosažení dobrých podmínek musíme pískový filtr pravidelně čistit (Ranjan & Prem, 2018) (Maurya et al., 2020).

Pomalé pískové filtrace jsou velmi využívaný typ filtrace u šedých vod. Zipf et al., 2016 uvádí, že při experimentu, který trval 28 týdnů byl sledován pokles řady parametrů kvality vody. Šedá voda byla po filtraci o 61 % méně zakalená. BSK₅ se snížilo o 56 % a CHSK o 60 %.

3.3.3. Rychlá písková filtrace

Rychlý pískový filtr se proslavil ve 20. letech 20. století, a to díky využití, menší plochy, než se využívá u pomalých filtrů a tím se stal nejběžněji používaným systémem. Aby filtrace byla co nejvíce efektivní, tak před samotnou filtrací rychlým

pískovým filtrem, musí voda projít předúpravou, která zahrnuje procesy jako je sedimentace a flokulace a následně dezinfekce. Díky vyšší rychlosti filtrace, která se pohybuje mezi 1 až 5 metry za hodinu, se může přefiltrovat větší množství vody (Maurya et al., 2020) (Drinan, 2012).

Rychlý pískový filtr využívá jen fyzikální procesy. Na rozdíl od pomalého pískového filtru neobsahuje biologickou vrstvu. Rychlý pískový filtr využívá k filtraci prosívaný křemičitý hrubozrnný písek, který má průměr zrn mezi 0,4 až 1,5 mm (Brandt et al., 2016). Velikost zrn písku se vybírá podle toho, co přesně chceme z vody filtrovat. Tyto procesy fungují, protože velikost póru u písku a štěrku často přesahují velikost částic, které mají být z vody odstraněny. Díky tomu také filtrace probíhá rychleji než u pomalé filtrace. Zároveň se ale rychlý pískový filtr rychleji ucpává a potřebuje pravidelnou údržbu a praní, aby si filtr udržel svou účinnost (Drinan, 2012).

Protože rychlému pískovému filtru chybí biologická vrstva je méně účinný při odstraňování suspendovaných pevných částic, bakterií a virů, a to včetně mikroskopických řas. Oproti tomu je ale rychlejší v odstraňování velkých částic. Celkově se rychlé pískové filtry spíše využívají ve větších systémech, ve kterých je potřeba odstranění větších suspendovaných částic (Brandt et al., 2016).

3.3.4. Pískové filtry s aditivy

Pro vylepšení procesu filtrace pískovými filtry se přidávají do procesu chemická aditiva nebo jiné materiály, které zvyšují účinnost při odstraňování nečistot z vody. Aditiva mohou být přidávána před vstupem vody do filtru, přímo do filtračního média nebo se přidávají během procesu filtrace. Samotná kombinace aditiv může být velmi variabilní a vybírají se podle konkrétních požadavků na úpravu vody (Drinan, 2012).

Koagulační činidlo je jedno z mnoha aditiv, které nám pomáhá shlukovat jednotlivé koloidní částice do větších částic, které se nazývají vločky. Koagulační činidlo je například chlorid železnatý nebo síran hlinitý (Zouboulis & Tzoupanos, 2010). Po

koagulačním činidlu se může použít flokulační činidlo, které nám spojí jednotlivé floky a tím zjednoduší sedimentaci (Beltrán-Heredia & Sánchez-Martín, 2009) (Nishat et al., 2023).

Určitá aditiva můžeme využít, také pro odstraňování určitých látek z vody. Například pro odstranění amoniaku přidáváme do pískového filtru biologický aktivní materiál (například to může být aktivní uhlí, zeolity, mykorrhizní houby), který dokáže amoniak přeměnit na méně toxické látky (Dionisi, 2017). K dosažení požadovaných účinků musíme brát ohled na spousty faktorů, jako je například složení vstupní vody, dávkování, rychlost filtrace atd. (Pohl, 2020). Mezi často používaná aditiva patří např. mykorrhiza, biochar, aktivní uhlí, rašelina, vegetace. Tato práce se zaměřuje na využití mykorrhizy a biocharu, proto tyto dvě aditiva jsou detailně popsány níže a ostatním aditivům už není věnována pozornost

3.3.5. Mykorrhiza

Mykorrhiza je druh mutualistické asociace mezi specifickou skupinou půdních hub a kořeny rostlin. Tato symbióza umožňuje výměnu živin mezi rostlinou a houbou. Z houby do rostlin se dostávají anorganické živiny a minerální prvky. Opačným směrem se pak pohybují uhlíkaté sloučeniny. Mykorrhiza napomáhá rostlinám přijímat živiny, které jsou vázány v půdě a bez mykorrhizy by byly nedostupné (Smith & Read, 2002 a). Existuje mnoho druhů a využití mykorrhizy. Využívá se například v zemědělství a lesnictví, kde napomáhá k lepšímu využití půdních zdrojů. Rostliny díky mykorrhize mají lepší příjem živin, dále jsou odolnější vůči patogenům a tím se snižuje závislost na pesticidech a hnojivech (Smith & Read, 2002 b).

Mykorrhiza se začíná používat i na čištění odpadních vod. Mykorrhizní houby by mohly představovat zajímavý potenciál pro udržitelnější a ekologicky šetrné metody čištění vod v budoucnosti. Mykorrhiza se používá při odstraňování těžkých kovů. Dále také pomocí schopnosti vázat a ukládat živiny, dokáže odstraňovat z vody dusičnany a fosfáty. Dalším procesem, kterému může pomoci je sedimentace, kdy mykorrhizní

houby mohou vytvářet aglomeráty, které napomáhají ke sražení částic ve vodě (Calheiros et al., 2019).

Dou et al. (2019) zkoumá použití arbuskulárních mykorhizních hub k posílení tolerance rostlin mokřadů na solný stres. Využili ekologické plovoucí záhony s arbuskulárními mykorhizními houbami, aby prozkoumaly nové technologie nejen pro čištění odpadních vod s nízkým a středním obsahem soli, ale také pro překonání nízké tolerance k solnému stresu a nízkého odstranění soli rostlinami. Po 21 dnech čištění ekologické plovoucí záhony s arbuskulárních mykorhizních odstranily 36,1 % celkových rozpuštěných pevných látek, 74,4 %, chemické spotřeby kyslíku, 57,6 % celkového dusíku a 59,1 % celkového fosforu a což bylo o 79,2 %, 36,4 %, 32,7 % a 37,6 % více než u čištění s využitím plovoucích záhonů bez arbuskulárních mykorhizních hub.

3.3.6. Biochar

Biochar je uhlíkový materiál. Vyrábí se z organických látek, těmi mohou být například rostlinné zbytky, zemědělské odpady nebo celkově odpadní materiál. Organický materiál se kontrolovaně zahřívá při teplotě 250 °C až 1200 °C bez přístupu kyslíku, tento proces se nazývá pyrolýza. Biochar si díky tomuto procesu zachovává velkou část uhlíku z biomasy a tím je materiál stabilnější. Vlastnosti výsledného biocharu závisí nejvíce na druhu biomasy, z které je biochar vyroben a na podmínkách procesu vzniku (Weber & Quicker, 2018). Biochar může mít rozdílné vlastnosti podle výroby. Například biochar, který je vyroben při 400 °C je účinnější, než biochar vyroben při nižších teplotách, při absorpci organických látek. Rozdílné vlastnosti jsou aromaticita (obsah aromatických uhlovodíků), polarita a povrchový náboj u biocharu, které také ovlivňují schopnost absorpce organických kontaminantů (Weber & Quicker, 2018). Díky vysoké stabilitě biocharu a vysokému obsahu uhlíku v biocharu, který je v uhlíkové formě, což znamená, že je relativně inertní a málo reaktivní a tím dokáže biochar po dlouhou dobu zadržovat uhlík.

Biochar se často využívá také na odstranění různých znečišťujících látek z vody a odpadních vod, díky jeho vysoké účinnosti, nízkým nákladům a dostupným

materiálem na výrobu. Tím že materiál je přírodního původu, tak jej můžeme považovat za ekologicky šetrné řešení. Pomocí mikro porozity a velké povrchové plochy dokáže účinně odstranit organické kontaminanty, těžké kovy, dusík a fosfor (Quispe et al., 2022). Další faktor, který hraje roli v absorpci organických sloučenin je pH. Při zvýšení pH se zvyšuje také účinnost při absorpci organických látek, protože povrch biocharu je poté více záporně nabitý a tím pomocí elektrostatické síly k sobě přitahuje kationty organických kontaminantů (Weber & Quicker, 2018).

Biochar má potenciál pomáhat se snižováním emisí skleníkových plynů, protože dokáže zadržovat uhlík v půdě a neuvolňuje ho zpět do atmosféry. Biochar se také používá na úpravu půdy. Napomáhá ke stabilizaci půdy a také reguluje obsah vody a živin. Také má pozitivní vliv na růst kořenů a půdní mikrobiální komunitu (Gwenzi et al., 2017).

Biochar se stává čím dál tím více populární v oblasti filtrace šedé vody. Biochar dokáže odstranit 50 % až 99 % znečišťujících látek. U jedné studie biocharové filtry snížili množství fosfátů o 62 % a celkový fosfor o 70 %. Biochar dokázal odstranit až 99 % organických látek a také poklesla chemická spotřeba kyslíku (Berger, 2012). Moges, Eregno a Heistad (2015) zkoumali účinnost biocharu a vysoce porézního filtru jako materiálů pro dokončovací filtrace při dalším odstraňování organických látek, fosforu, dusíku, zákalu a indikátorových mikroorganismů. Biochar se ukázal být nejúčinnější při odstraňování organických látek, jejichž koncentrace snížil až o 96 %, celkový dusík o 80 % a zákal o 97 %. Vysoce porézní filtr byl lepší v odstraňování fosforu a to o 65 %.

4. Metodika

4.1. Experimentální část

4.1.1. Syntetická šedá voda

Pro náš experiment jsme použili syntetickou šedou vodu rovnou z několika důvodů. Prvním důvodem je, že i když univerzita produkuje dostatek šedé vody, tak nemá technologie na shromažďování šedé vody a tím je syntetická šedá voda lépe dostupná. Dalším důvodem je konzistence a kontrola složení syntetické šedé vody. Složení reálné šedé vody se v čase mění a tím by výsledky nebyly konzistentní a přesné. Neposledním důvodem je bezpečnost, protože reálná šedá voda může obsahovat různé mikroorganismy a patogeny.

Na přípravu syntetické šedé vody jsme použili běžně dostupné produkty osobní hygieny. Množství přípravků osobní hygieny a pracího prostředku bylo stanoveno podle studie Diaper & kol., (2008), která poskytuje recept na syntetickou šedou vodu. Tento recept obsahuje specifikace pro množství použitého šamponu, mýdla na ruce, tělového mléka, zubní pasty, deodorantu a pracího prostředku. Výběr konkrétních produktů byl proveden na základě průzkumu provedeného pomocí internetového dotazníku, který pomohl identifikovat zástupce jednotlivých kategorií přípravků.

Konkrétně jsme do složení syntetické šedé vody zařadili následující produkty:

- Zubní pasta (Colgate Triple Action): 0,0325 g na 1 l
- Mýdlo na ruce (Dove Moisturising hand wash): 0,6575 g na 1 l
- Antiperspirant (Nivea Men Protect & Care roll-on): 0,01 g na 1 l
- Vlasový šampon (Head & Shoulders Classic clean): 0,033125 g na 1 l
- Tělové mléko (Nivea Body Milk): 0,01 g na 1 l
- Prací prostředek (Ariel Mountain Spring): 0,15 g na 1 l

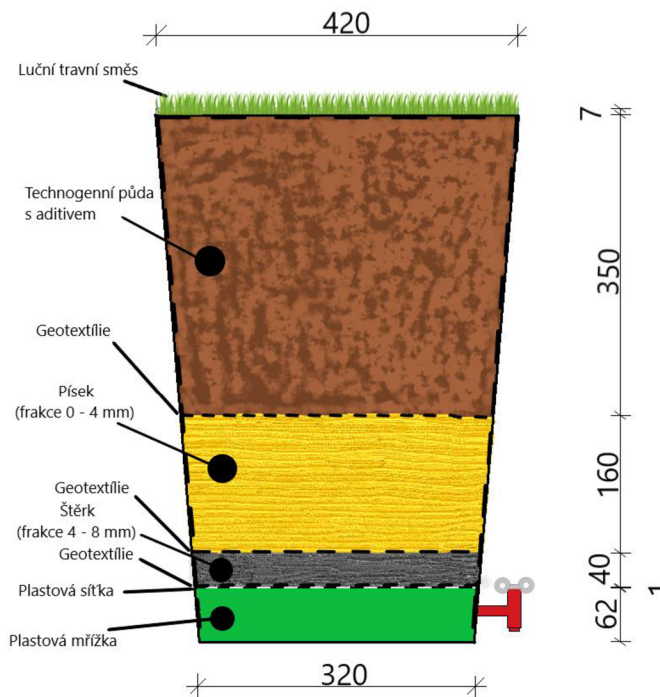
Dále jsme do naší syntetické vody přidávali těžké kovy. Těžké kovy byly přidávány v podobě sloučenin: síran měďnatý (CuSO_4), síran zinečnatý (ZnSO_4), a síran nikelnatý (NiSO_4). Do syntetické šedé vody jsme je přidávali v poměru:

- Měď: 0,31 mg na 1 litr
- Zinek: 0,36 mg na 1 litr
- Nikl: 0,34 mg na 1 litr

Syntetickou šedou vodu jsme ráno kolem 9 hodiny namíchali na experimentální ploše. Míchali jsme ji v IBC kontejneru o objemu 1000 litrů. Kontejner jsme doplnili námi stanoveným množstvím kohoutkové vody, které jsme potřebovali. Dále jsme do vody přidali navážené prostředky osobní hygieny a těžké kovy. Celý obsah kontejneru jsme promíchali pomocí čerpadla.

4.1.2. Složení filtrační lože

Filtrační lože se skládala z několika vrstev. Horní vrstva byla z technogenní zeminy, konkrétně z písku, ornice a aditiva, která slouží k zachycení hrubých nečistot. Půda také slouží k zakořenění rostlin. Přesné poměry vrstev ve filtračním loži jsou v tabulce 2. Aditivum slouží i jako filtrační materiál i pro látky, které nepatří mezi hrubé nečistoty. Horní vrstva měla 350 mm. Druhou vrstvou byl písek o velikosti zrn 0 až 4 mm a výška této vrstvy byla 160 mm. Tato vrstva pomáhala k zachycení menších částic. Poslední vrstvu tvořil štěrk o velikosti 4-8 mm a výška této vrstvy byla 40 mm. Štěrk měl za funkci zpevnit filtrační lože a umožnit průchod vody ke kohoutku. Nákres fyzikálního modelu je na obrázku 1.



Obrázek 1 Fyzikální model (Martina Jenčíková)

Testovaný filtrační materiál	Písek : Kompost : Zemina : Testovaný filtrační materiál
Bez aditiva	5:3:2:0
Mykorrhiza	4:3:2:1
Biochar	4:5:4:1

Tabulka 2 Objemový poměr materiálů ve svrchním filtračním loži

Celá tato filtrační lože byla umístěna v sudech z plastu, které můžeme vidět na obrázku 2. Na každém sudu byl ve spodní části výpustní kohoutek a každý sud byl obalen černou folií. Černá folie byla na sudech z důvodu prevence nadměrného růstu řas a fotosyntetizujících organismů uvnitř sudů. Každý sud byl vysoký 620 mm a měl horní průměr 420 mm a dolní 320 mm. Vnitřní strana byla vyložena geotextilií, aby zamezila vznik preferenčního proudění podél stěn. Stejná geotextilie byla mezi každou vrstvou filtrační lože, aby sousední vrstvy zůstaly rozděleny a částice se nepromíchávaly. Ve spodu sudu se nacházela plastová mřížka. Na vrchu filtračního lože byl ještě vegetační povrch. Složení vegetačního povrchu luční směsi obsahuje různé druhy rostlin, včetně jetelu plazivého (6 %), jetelu lučního (10 %), jetelu zvrhlého (4 %), jílku vytrvalého (10 %), lipnice luční (12 %), bojínku lučního (29 %), kostřavy luční (23 %) a kostřavy červené (7 %).



Obrázek 2 Sudy s filtračním materiálem

4.1.3. Průběh experimentu

Před začátkem experimentu jsme museli zjistit 100 % saturaci pro jednotlivé skupiny sudů. Maximální saturace je stav, při kterém se voda již nevsakuje a ustálí se nad povrchem zeminy. Zjistili jsme ji postupným přidáváním kohoutkové vody.

Pro přívod šedé vody z IBC kontejneru do sudů bylo použito vodní čerpadlo a série zahradních hadic. Aby se dosáhlo rovnoměrné distribuce šedé vody na filtrační lože, byla použita kapilární koncovka připojená na konec hadice. U každé skupiny se lišilo množství, které se nalilo do sudů, takže se přes čerpadlo a hadice napustilo do všech sudů jen to nejmenší množství a zbytek se doléval ručně přes plastové odměrky.

Experiment probíhal 3 měsíce každý všední den. Ráno kolem 9 hodiny jsme začali vypouštět přefiltrovanou vodu. Když ve filtru nebyla už žádná voda z předešlého dne uzavřeli jsme kohoutky a začali jsme napouštět šedou vodu přes čerpadlo. Od každého aditiva jsme měli dvě skupiny sudů po pěti filtračních ložích. Do jedné ze skupin jsme

dolávali šedou vodu k zajištění 30 % saturace, u druhé skupiny se měnila saturace po 14 dnech a to 30 % a 70 %. V tabulce 3 je uvedeno kolik jsme do skupin filtrů přidávali šedé vody. Použili jsme střídavou saturaci, a ne stálou saturaci 70 %, kvůli výsledkům Hladkého (2023), kde při dlouhodobé vysoké saturaci došlo k odumírání rostlin.

	Saturace 100 % [l]	Saturace 70 % [l]	Saturace 30 % [l]
Bez aditiva	22,2	15,5	6,6
mykorhiza	21,6	15,1	6,4
Biochar 5 %	21,3	15	6,3

Tabulka 3 Saturace filtrů

4.2. Analytická část

Odebírání vzorku k analýze probíhalo vždy ve čtvrtek od 9 hodin ráno. Odebíral se směsný vzorek jedné skupiny, která měla pět filtračních ložích. Nejprve jsme si odebrali vzorek nefiltrované šedé vody. Směsný vzorek jsme odebírali tak, že jsme z každého sudu z konkrétní skupiny odebrali stejné množství přefiltrované šedé vody a smíchali jsme takto odebrané vzorky skupiny do separátní nádoby. Dále jsme ze směsného vzorku odebrali jeden litr pro analýzu na nerozpuštěné látky a poté 50 ml vzorku pro analýzu ostatních ukazatelů kvality vody. Poté jsme jednou měsíčně odebírali ze všech skupin vzorek biomasy. Z každého sudu jsme ostříhali stejné množství trávy a udělali jsme směsný vzorek pro skupinu. Dále jsme biomasu dali usušit při teplotě 200 °C. Vzorek biomasy jsme po usušení namleli na jemný prášek, který jsme poté po 10 gramech rozdělili do 3 pytlíků pro jednu skupinu.

S využitím odebraných vzorků vody jsme zkoumali účinnost filtračních loží a rozdíly mezi jednotlivými aditivy. Vzorky vody mimo těch určených pro stanovení pH, vodivosti, zákalu a nerozpuštěných látek jsme přefiltrovali přes filtr PES označení Millex-GP (Merck & Co., Inc., USA) o velikosti pórů 0,22 µm, tento filtr se připevňuje na stříkačku. Vzorek jsme analyzovali na obsah forem uhlíku, konkrétně na celkový uhlík (TC), celkový anorganický uhlík (IC) a celkový organický uhlík (TOC), a to s využitím přístroje Skalar FormacsHT TOC/NT Analyzer. S využitím stejného

přístroje jsme měřili i celkový dusík. Dále byla stanovena koncentrace aniontů (Cl^- , F^- , NO_2^- , Br^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-}) pomocí iontové chromatografie na přístroji Metrohm 883 Basic IC Plus (Metrohm AG, CH). Dále jsme prováděli analýzy tenzidů s použitím kyvetového testu LCK 332 na spektrometru Hach Lange DR 3900. Měřili jsme také celkový fosfor, amonné ionty (NH_4^+) a nerozpuštěné látky. Celkový fosfor jsme stanovovali, že do vzorku 40 ml jsme přidali 1 ml kyseliny askorbové a 2 ml roztoku kyselého molybdenanu amonného, roztok jsme přivedli k varu po vychladnutí jsme přidali 4 ml peroxidisíranu a doplnili jsme destilovanou vodou do 50 ml. Pro analýzu amonných iontů jsme do vzorku přidali 0,4 ml vybarvovacího činidla, 0,4 ml alkalického roztoku a 0,2 ml destilované vody. Vzorek jsme promíchali a nechali po dobu 1 hodiny ve tmě. Při stanovování pH jsme využili přístroj InoLab pH 7110, a pro měření zákalu jsme využili mikroprocesorového měřiče Turbidimetr Hanna Instruments HI 93703. Množství celkových nerozpuštěných látek jsme zjistili pomocí filtrace přes filtrační papír Whatman quantitative filter paper, ashless, Grade 40. Obsah těžkých kovů, konkrétně zinku (Zn), mědi (Cu) a niklu (Ni), byl stanoven emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem ICP-OES na přístroji Agilent 5800. Vzorky pro stanovení kovů byly krátce po odběru stabilizovány přidávkem 0,25 ml kyseliny dusičné.

4.3. Statistické hodnocení získaných dat

Pro statistickou analýzu dat jsme nejprve data upravili v programu Microsoft excel, aby měli správný formát. Následně jsme data importovali do programu R Studio pro analýzu. Prvním krokem bylo ověření, jestli naše data splňují předpoklad normálního rozdělení pomocí Shapiro-Wilkova testu, který nám umožnil posoudit, zda data splňují předpoklad normálního rozdělení. Pokud dosažená hladina významnosti byla větší než stanovená úroveň 0,05, nulová hypotéza o normálním rozdělení byla potvrzena. Dále jsme pomocí Barlett testu zjišťovali, jestli data mají stejnou homogenitu. Pokud data měla normální rozdělení a stejnou homogenitu, tak jsme mohli využít parametrického testu ANOVA pro porovnání průměrů mezi skupinami. Pro vyhodnocení statistického signifikantního rozdílu mezi skupinami jsme využili funkci Turkey HSD. Pokud data

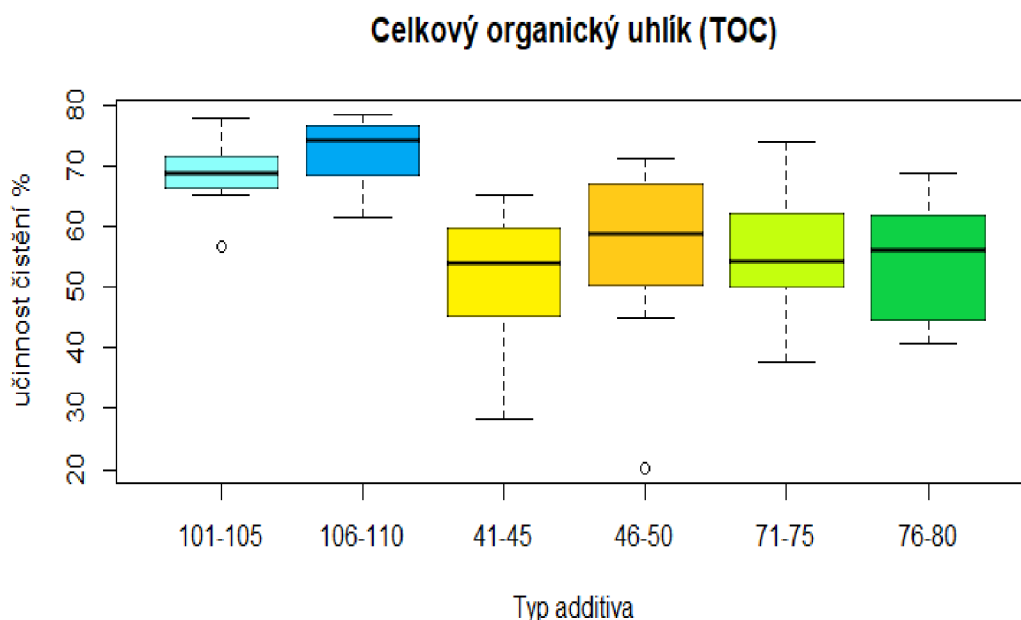
neměli normální rozdělení nebo stejnou homogenitu, tak jsme použili Kruskal-Wallisuv test. Na konec jsme vytvořili pomocí boxplot krabicové grafy.

5. Výsledky

5.1. Uhlík a jeho formy

5.1.1. Celkový organický uhlík (TOC)

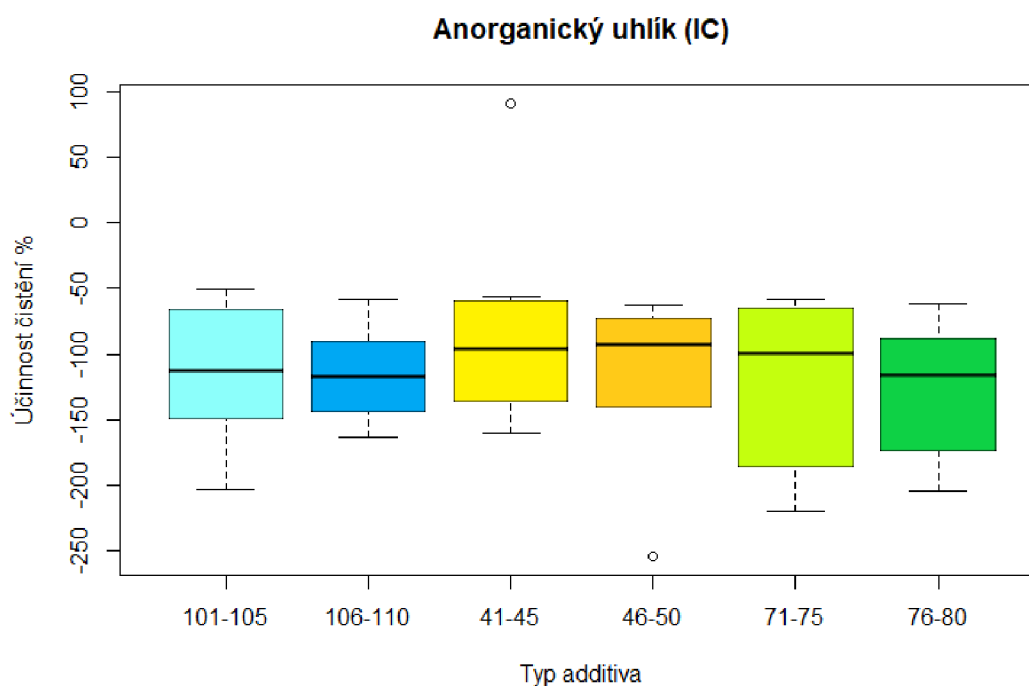
V analýze odstranění celkového organického uhlíku jsme zjistili statisticky významné rozdíly. Dále uvedené hodnoty jsme získali z grafu 1. Skupina s aditivem biochar 5 se střídáním saturace po 14 dnech, vykazovala průměrně vyšší účinnost ve srovnání se skupinou barelů bez aditiv. Skupiny s aditivem biochar 5 při střídavé saturaci měla účinnost 68,4 % a při stálé saturaci 73,7 %. Na rozdíl od ostatních skupin, nebyly prokázány statisticky významné rozdíly v účinnosti neboli ostatní filtry mají podobnou účinnost v odstranění TOC. Průměrná účinnost skupiny bez aditiv a se střídavou saturací byla 51,3 % a se stálou saturací byla 57,8 %. Skupina filtrů s mykorhizou, pokud se saturace střídala tak průměrná účinnost byla 56,5 % a při stálé saturaci byla 55,9 %.



Graf 1 Účinnost čištění celkového organického uhlíku (TOC): **101-105** - biochar 5% se saturací 30%/70%; **106-110** - biochar 5% se saturací 30%; **41-45** - bez aditiva (default) se saturací 30%/70%; **46-50** - bez aditiva (default) se saturací 30%; **71-75** - mykorhiza se saturací 30%/70%; **76-80** - mykorhiza se saturací 30%

5.1.2. Anorganický uhlík (IC)

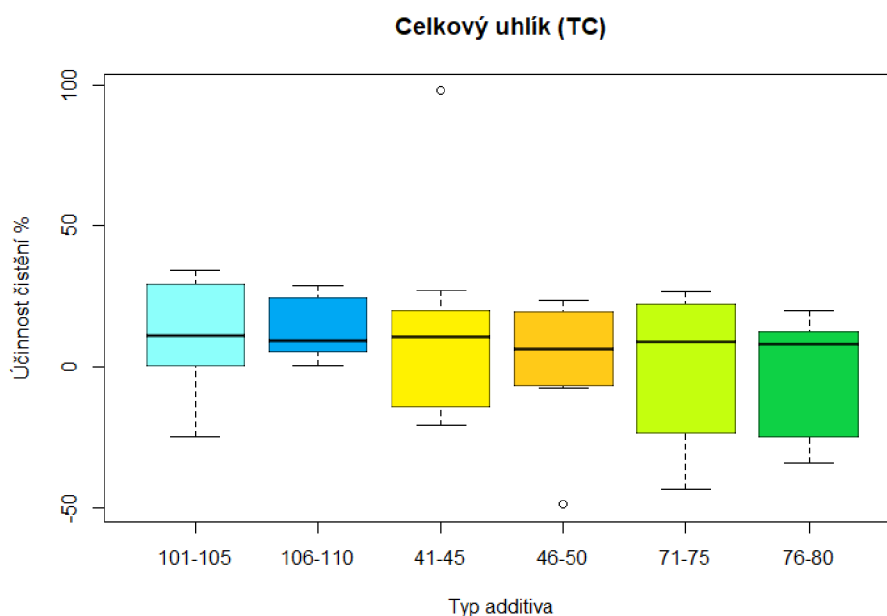
Z grafu 2 můžeme vyčíst, že účinnost odstranění anorganického uhlíku byla negativní. Neboli, že po pročistění šedé vody tam bylo anorganického uhlíku více než před začátkem filtrace, a to průměrně o 100 %. Mezi filtry s aditivem resp. bez aditiv, nebyly zjištěny žádné statisticky významné rozdíly. Pro skupinu bez aditiv se střídavou saturací bylo v bílé vodě průměrně o 99 % více anorganického uhlíku a u stálé saturace se jeho složka navýšila o 118,6 % oproti četnosti před filtrací. Skupina s aditivem mykorhiza, se střídavou saturací vykazovala v průměru o 112,4 % vyšší koncentraci než před filtrací, a u stálé saturaci to bylo 125,5 % více než před filtrací. Také u skupiny s biocharem bylo po filtraci v bílé vodě více anorganického uhlíku než ve vodě šedé, u střídavé saturace to bylo o 115,4 % více a u stálé saturace o 116 % více.



Graf 2 Účinnost čištění anorganického uhlíku: **101-105** - biochar 5% se saturací 30%/70%; **106-110** - biochar 5% se saturací 30%; **41-45** - bez aditiva (default) se saturací 30%/70%; **46-50** - bez aditiva (default) se saturací 30%; **71-75** - mykorhíza se saturací 30%/70%; **76-80** – mykorhíza se saturací 30%

5.1.3. Celkový uhlík (TC)

Lze říct, že filtrace je nepatrně účinná v odstranění celkového uhlíku, ale mezi jednotlivými skupinami filtrů nebyl zjištěn žádný signifikantní rozdíl. Dále uvedené hodnoty jsme získali z grafu 3. Průměrná účinnost čištění u skupiny filtru bez aditiv se střídavou saturací je 11 % a při stále saturaci to bylo 12 %. U další skupiny, kde jako aditivum byla použita mykorhiza, tak při střídavé saturaci byla účinnost filtru 8,9 % a při stále saturaci 8,1 %. Filtry s přidavkem biocharu při střídavé saturaci vykazovaly účinnost 11 % a při stálé saturaci 12,7 %.

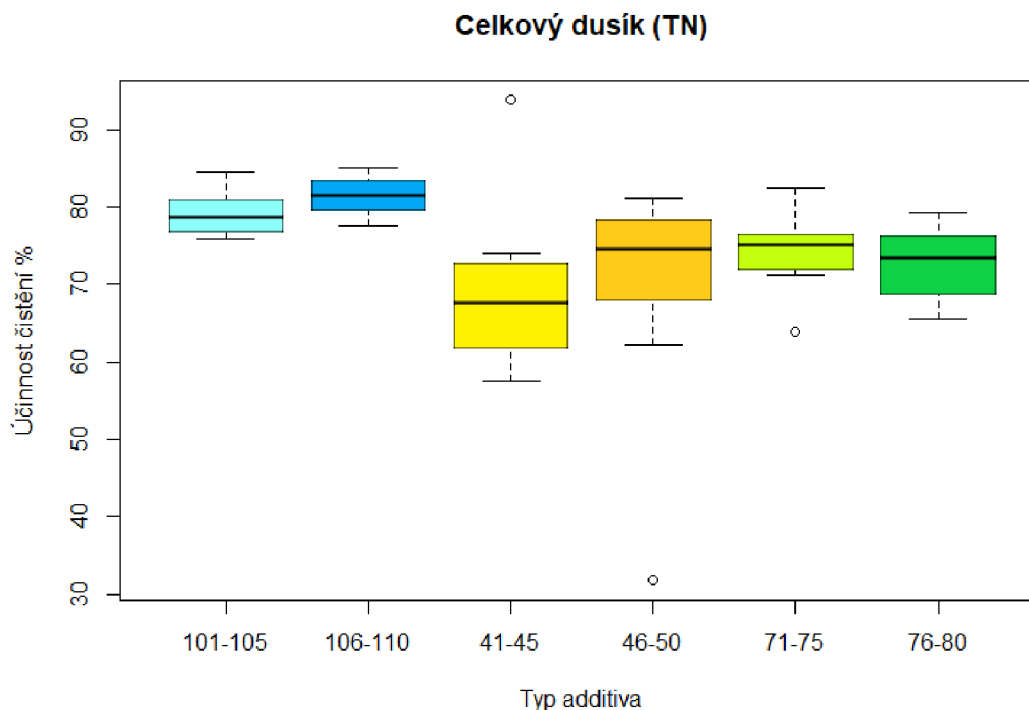


Graf 3 Účinnost čištění celkového uhlíku: **101-105** - biochar 5% se saturací 30%/70%; **106-110** - biochar 5% se saturací 30%; **41-45** - bez aditiva (default) se saturací 30%/70%; **46-50** - bez aditiva (default) se saturací 30%; **71-75** - mykorhiza se saturací 30%/70%; **76-80** - mykorhiza se saturací 30%

5.2. Dusík a jeho formy

5.2.1. Celkový dusík

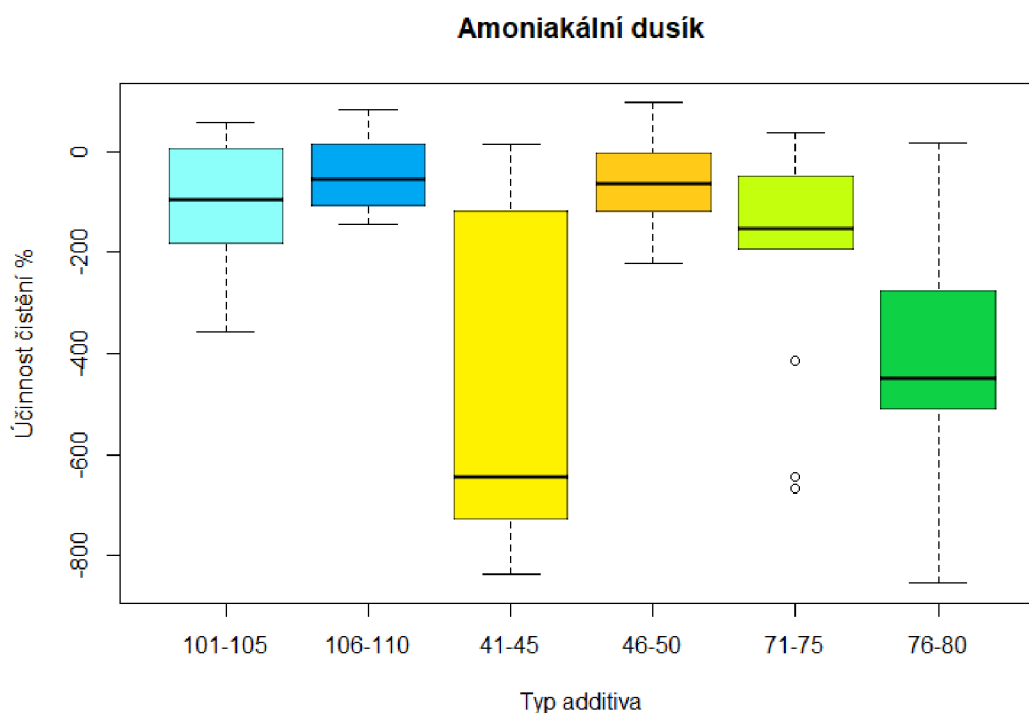
V naší studii jsme zjistili, že skupiny filtru nevhledě na aditivum jsou velmi účinné. Dále uvedené hodnoty jsme získali z grafu 4. U celkového dusíku nám vyšel, že jsou statisticky významné rozdíly, a to u dvou dvojic skupin. První dvojice jsou barely skupiny bez aditiv se střídavou saturací s průměrnou účinností čištění 67,3 %, které mají statisticky významně nižší hodnoty než skupina barelů s aditivem biochar, také se střídavou saturací, která má průměrnou účinnost 79 %. Druhou dvojicí, co vykazuje velký statistický rozdíl je skupina bez aditiv se stálou saturací, při účinnosti čištění 74,4 %, která má opět statisticky menší účinnost v čištění celkového dusíku oproti skupině barelu s aditivem biochar se stálou saturací, která má průměrnou účinnost odstranění celkového dusíku 81,4 %. U skupiny s mykorhizou při střídavé saturaci byla účinnost 76,6 % a při stálé saturaci 73,5 %.



Graf 4 Účinnost čištění Celkového dusíku: **101-105** - biochar 5% se saturací 30%/70%; **106-110** - biochar 5% se saturací 30%; **41-45** - bez aditiva (default) se saturací 30%/70%; **46-50** - bez aditiva (default) se saturací 30%; **71-75** - mykorhíza se saturací 30%/70%; **76-80** - mykorhíza se saturací 30%

5.2.2. Amoniakální dusík

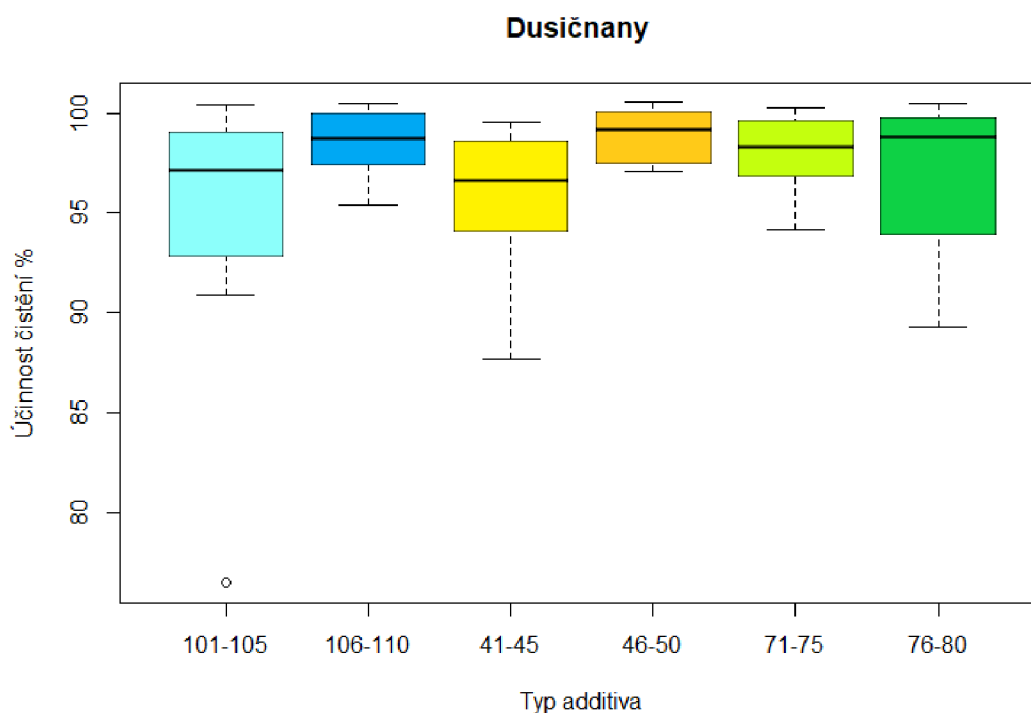
V grafu 5 můžeme vyčíst, že po filtraci šedé vody bylo v přefiltrované bílé vodě amoniakálního dusíku až několikanásobně více než před filtrací. Účinnost odstranění resp. uvolnění amoniakálního dusíku se ve skupinách velmi liší. Například ve skupinách bez aditiv, u kterých se střídala saturace, bylo po filtraci o 386,7 % více amoniakálního dusíku než v šedé vodě před filtrací, tak skupina se stálou saturací má statisticky méně amoniakálního dusíku v bílé vodě a to průměrně 71,5 %. Také oproti skupině s biocharem se stálou saturací je ve skupina barelů bez aditiv se střídavou saturací je v bílé vodě statisticky více amoniakálního dusíku než před filtrací. Skupina s mykorhizou jako aditivum a se stálou saturací je v přefiltrované bílé vodě signifikantně více amoniakálního dusíku než v šedé vodě, a to s rozdílem v obsahu amoniakálního dusíku v šedé vodě a bílé vodě průměrně více o 395 %, než skupiny bez aditiva se stálou saturací a barely s biocharem se střídavou saturací, ve kterých bylo po filtraci průměrně o 43 % více než před filtrací.



Graf 5 Účinnost čištění Amoniakálního dusíku: **101-105** - biochar 5% se saturací 30%/70%; **106-110** - biochar 5% se saturací 30%; **41-45** - bez aditiva (default) se saturací 30%/70%; **46-50** - bez aditiva (default) se saturací 30%; **71-75** - mykorhiza se saturací 30%/70%; **76-80** – mykorhiza se saturací 30%

5.2.3. Dusičnany

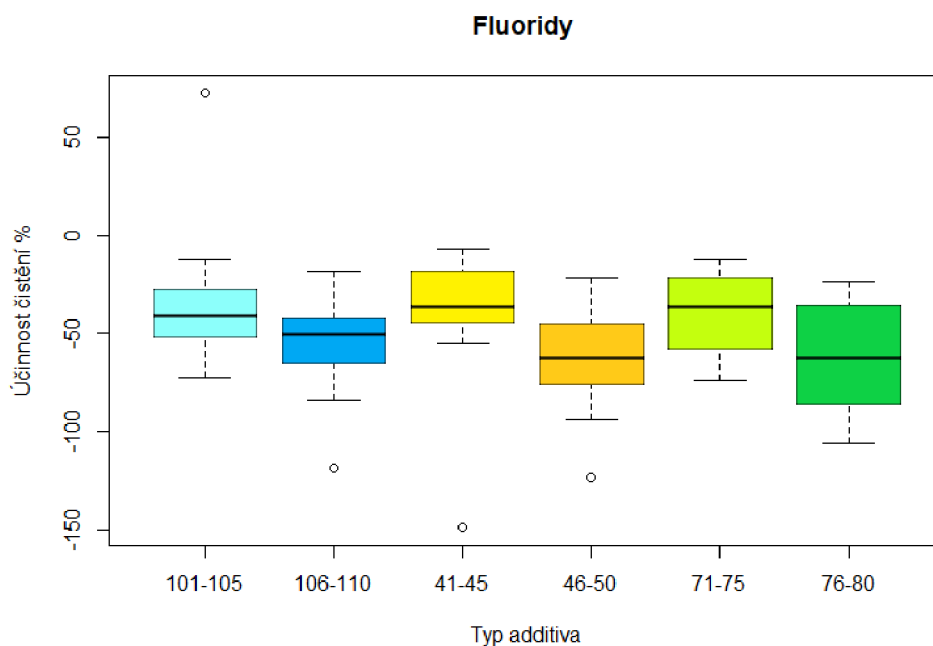
Mezi skupinami nebyl zjištěn žádný významný statistický rozdíl v účinnosti čištění dusičnanů. Ale z grafu 6 a dat můžeme vyčíst, že filtry byly velmi účinné a odstranily téměř veškeré dusičnany, který byly v šedé vodě. Skupina bez aditiva se střídavou saturací průměrně odstranila ze šedé vody 96,7 % dusičnanů. Ze stejné skupiny ale se stálou saturací byla průměrná účinnost 98,3 %. Dále u skupin s mykorhizou při stálé saturaci byla průměrná účinnost 95,5 % a při střídavé saturaci 97,6 %. A u skupiny, kde jako aditivum byl použit biochar, tak při střídavé saturaci bylo odstraněno ze šedé vody průměrně 95,9 % a při stálé saturaci 98,2 %.



Graf 6 Účinnost čištění dusičnanů: **101-105** - biochar 5% se saturací 30%/70%; **106-110** - biochar 5% se saturací 30%; **41-45** - bez aditiva (default) se saturací 30%/70%; **46-50** - bez aditiva (default) se saturací 30%; **71-75** - mykorhíza se saturací 30%/70%; **76-80** - mykorhíza se saturací 30%

5.3. Fluoridy

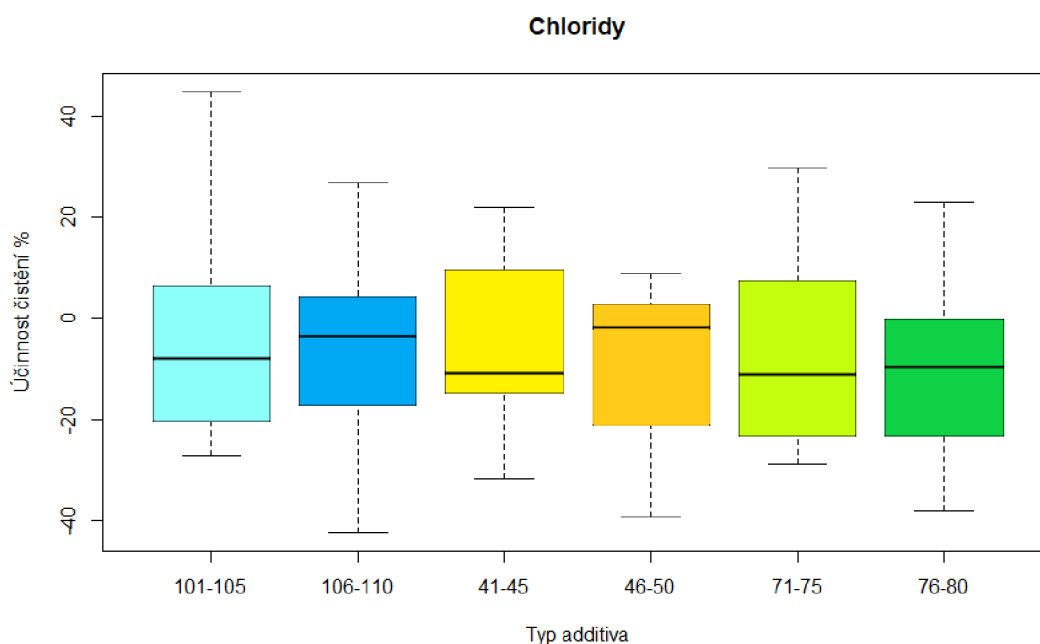
Z grafu 7 můžeme vyčíst, že po filtraci bylo v bílé vodě více fluoridu než před filtrací v šedé vodě. Statistické významné rozdíly byly zjištěny hlavně u skupiny bez aditiva se střídavou saturací, ve které se dostávalo do přefiltrované bílé vody nejméně fluoridu oproti skupinám bez aditiv se stálou saturací, a skupinami s mykorhizou. Také mezi skupinami s biocharem jsou statisticky významné rozdíly, a to že v bílé vodě ze skupiny se střídavou saturací bylo méně fluoridu než ve skupině se stálou saturací. Po filtraci bez aditiv při střídavé saturaci bylo v bílé vodě o 42 % více fluoridu než před filtrací, také u skupiny bez aditiva ale při stálé saturaci bylo o 68,4 % více než před filtrací. U skupin s mykorhizou, když byla saturace střídavá tak bylo po filtraci ve vodě o 47,6 % fluoridu více a při stálé saturaci o 61,1 % více. Ve filtrech, kde bylo použito aditivum biochar tak pokud jsme střídali saturaci, tak v bílé vodě bylo o 29,7 % více než bylo ve vodě šedé a při stálé saturaci byl rozdíl o 57,4 %.



Graf 7 Účinnost čištění Fluoridů: **101-105** - biochar 5% se saturací 30%/70%; **106-110** - biochar 5% se saturací 30%; **41-45** - bez aditiva (default) se saturací 30%/70%; **46-50** - bez aditiva (default) se saturací 30%; **71-75** - mykorhíza se saturací 30%/70%; **76-80** - mykorhíza se saturací 30%

5.4. Chloridy

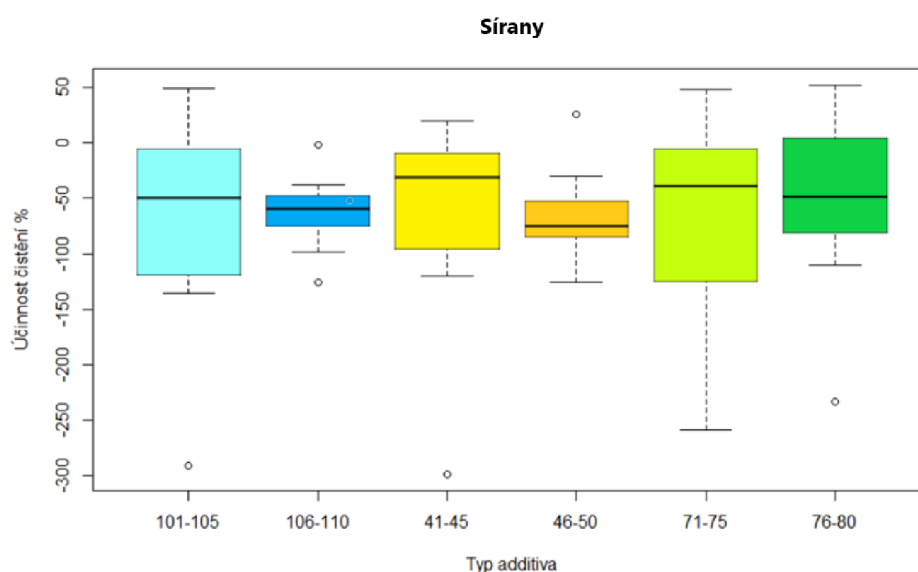
Z výsledků z grafu 8 můžeme vidět, že účinnost filtrů při odstraňování chloridů se pohybuje kolem nuly. Dva filtry dokázaly odstranit ze šedé vody alespoň malé množství chloridů, a to skupina s aditivem biochar se střídavou saturací s průměrnou účinností odstranění chloridu 2 % a druhá skupina s aditivem mykorhizou, také se střídavou saturací, a to průměrně o 0,5 %. V ostatních skupinách bylo v přefiltrované bílé vodě více chloridu než ve vodě šedé. Nejvíce chloridu se našlo po filtraci ve skupinách bez aditiva a s aditivem mykorhizou se stálou saturací. Bylo tam o 7 % více chloridu než před filtrací. Skupina bez aditiva se střídavou saturací a skupina s aditivem biocharem se stálou saturací mají průměrně v bílé vodě o 2 % více než ve vodě šedé.



Graf 8 Účinnost čištění Chloridů: **101-105** - biochar 5% se saturací 30%/70%; **106-110** - biochar 5% se saturací 30%; **41-45** - bez aditiva (default) se saturací 30%/70%; **46-50** - bez aditiva (default) se saturací 30%; **71-75** - mykorhiza se saturací 30%/70%; **76-80** - mykorhiza se saturací 30%

5.5. Síraný

V analýze na množství síranů po filtraci nám nevyšel žádný signifikantní rozdíl. Ve všech skupinách bylo po filtraci v bílé vodě více síranů než před filtrací. Dále uvedené hodnoty jsme získali z grafu 10. Nejvíce přibylo v obou skupinách bez aditiva, a to průměrně o 75 % a také ve skupině s aditivem biochar se střídavou saturací. Ostatní skupiny měli průměrně po filtraci v bílé vodě o 50 % síranů více než před filtrací.

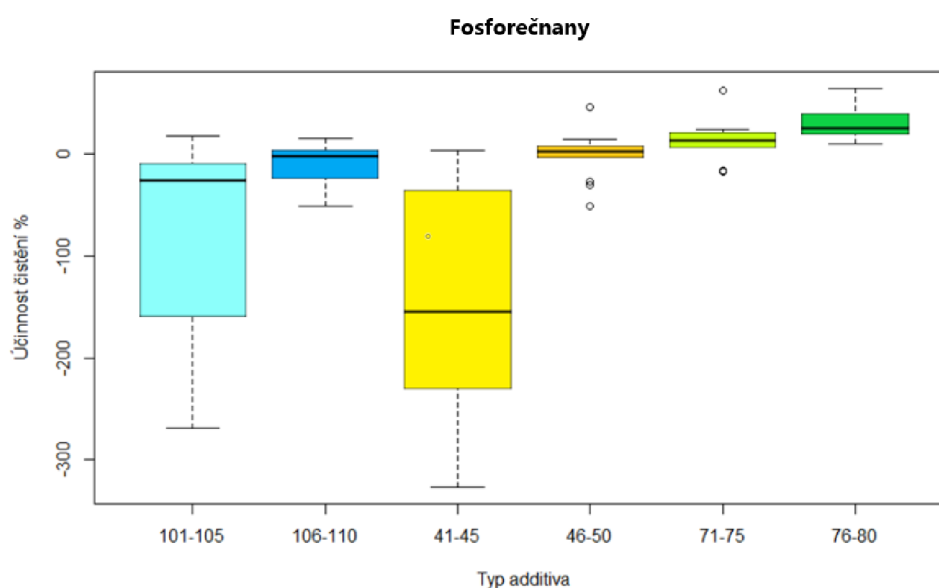


Graf 9 Účinnost čištění síranů: **101-105** - biochar 5% se saturací 30%/70%; **106-110** - biochar 5% se saturací 30%; **41-45** - bez aditiva (default) se saturací 30%/70%; **46-50** - bez aditiva (default) se saturací 30%; **71-75** - mykorhiza se saturací 30%/70%; **76-80** - mykorhiza se saturací 30%

5.6. Fosforečnany

Z grafu 9 můžeme vidět, že mezi skupinami jsou velmi velké rozdíly. Například u skupiny bez aditiva se střídavou saturací, bylo v přefiltrované bílé v průměru o 140 % fosforečnanů více než před filtrací, oproti tomu filtry bez aditiva se stálou saturací, měli průměrnou účinnost 5 %. Také mezi skupinami bez aditiva se střídavou saturací a s aditivem mykorhizou se střídavou saturací s průměrnou účinností 13 % je staticky významný rozdíl. I mezi skupinami bez aditiva se stálou saturací a s aditivem

mykorhizou se střídavou saturací byly zjištěny statisticky významné rozdíly. Dále máme skupinu s aditivem mykorhizou se stálou saturací, s průměrnou účinností 30 %, ve které byl významný statistický rozdíl oproti skupině bez aditiva se střídavou saturací. Mezi skupinou s aditivem mykorhizou se stálou saturací a skupinou s aditivem mykorhizou se střídavou saturací, byly také zaznamenány statisticky významné rozdíly. Ve filtrech s aditivem biochar bylo fosforečnanů po filtraci o 100 % více, pokud se střídala saturace a pokud saturace byla stejná tak bylo v bílé vodě o 11 % více fosforečnanů než před filtrací.



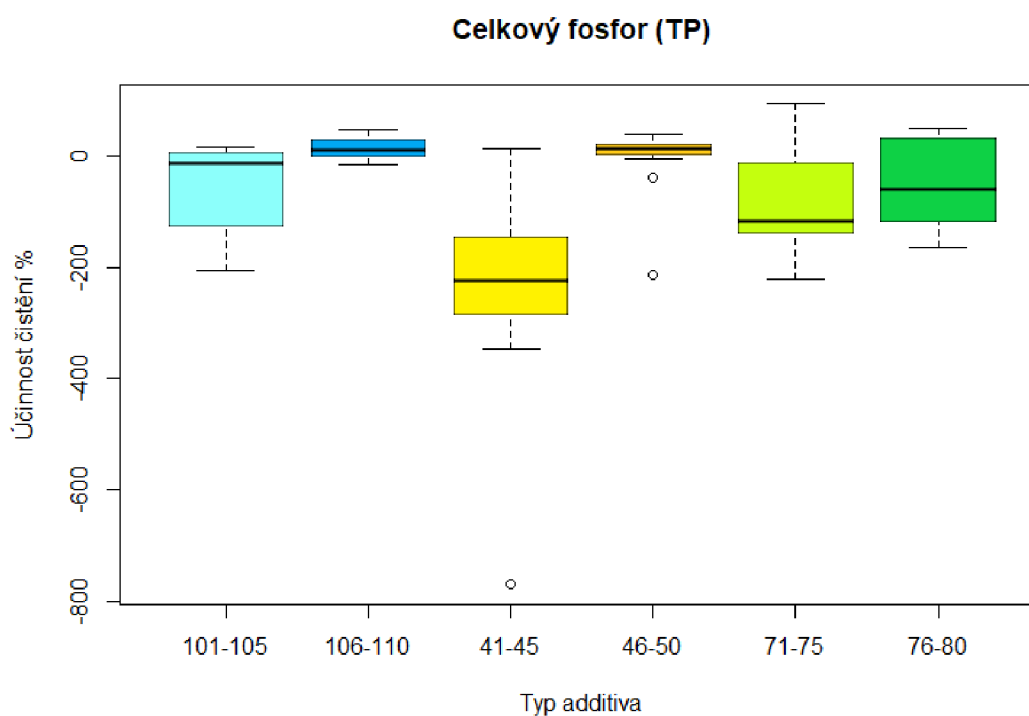
Graf 10 Účinnost čištění fosforečnanů: **101-105** - biochar 5% se saturací 30%/70%; **106-110** - biochar 5% se saturací 30%; **41-45** - bez aditiva (default) se saturací 30%/70%; **46-50** - bez aditiva (default) se saturací 30%; **71-75** - mykorhíza se saturací 30%/70%; **76-80** – mykorhíza se saturací 30%

5.7. Celkový fosfor (TP)

Z grafu 11 můžeme vyčíst, že rozdíly mezi druhy filtru jsou velmi velké, protože určité filtry měli aspoň malou účinnost, ale po filtraci jinými filtry bylo v bílé vodě několikanásobné množství celkového fosforu, než bylo před filtrací šedé vody.

Skupina bez aditiv se střídavou saturací, kde bylo průměrně o 211 % více celkového fosforu po filtraci než před filtrací, a to je signifikantně více celkového fosforu než u skupin barelů bez aditiv se stálou saturací s průměrnou účinností 10,6 %, barelů

s biocharem se stálou saturací a průměrné účinnosti 11,6 % a barely s mykorhizou se střídavou saturací průměrnou účinnosti 5,3 %. Dále se statisticky významně liší skupina s mykorhizou se stálou saturací, kde je o 75,1 % více celkového fosforu než před filtrací, oproti skupině bez aditiv se stálou saturací.

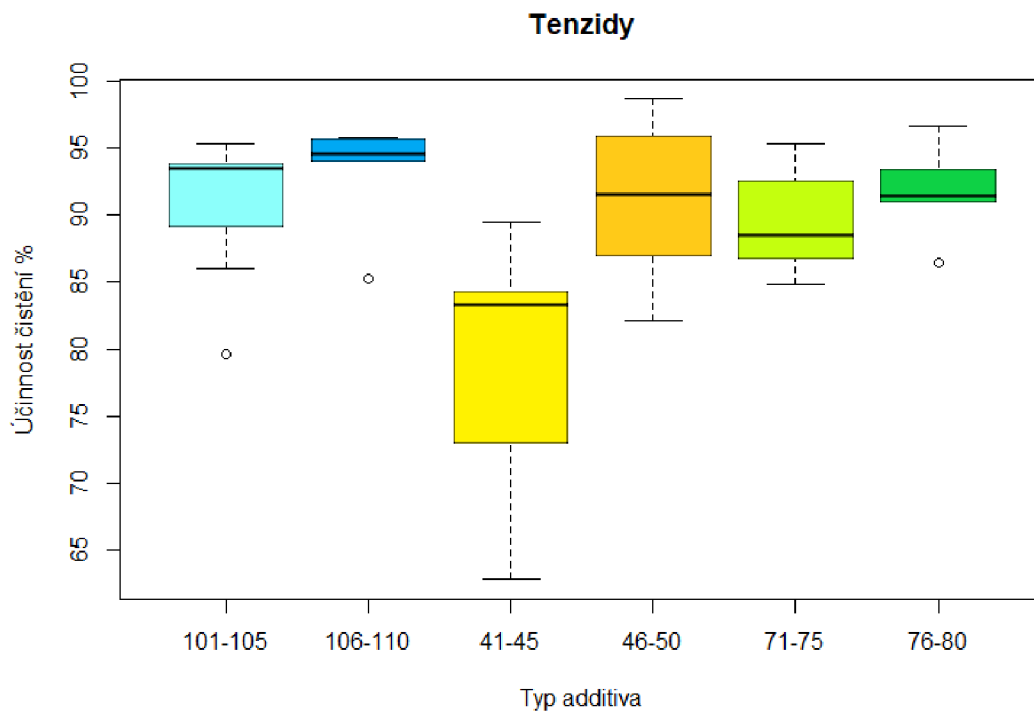


Graf 11 Účinnost čištění celkového fosforu: **101-105** - biochar 5% se saturací 30%/70%; **106-110** - biochar 5% se saturací 30%; **41-45** - bez aditiva (default) se saturací 30%/70%; **46-50** - bez aditiva (default) se saturací 30%; **71-75** - mykorhiza se saturací 30%/70%; **76-80** - mykorhiza se saturací 30%

5.8. Tenzidy

Z grafu 12 můžeme vyčíst, že filtry jsou velmi účinné v odstraňování tenzidů ze šedé vody. Významný rozdíl byl zjištěn mezi skupinou bez aditiv se střídavou saturací, která měla výrazně menší účinnost a to průměrně 80,6 % než skupina s biocharem, při střídavé saturaci měla účinnost 92,4 %. Další skupina s biocharem měla při stálé saturaci účinnost 94,3 %. Skupina s aditivem mykorhizy se střídavou saturací vykázala průměrnou účinnost čištění 90,73 %. Skupina s aditivem mykorhizy se stálou saturací

měla průměrnou účinnost čištění 92,73 %. Skupina bez aditiva se stálou saturací měla účinnost 91,3 %.

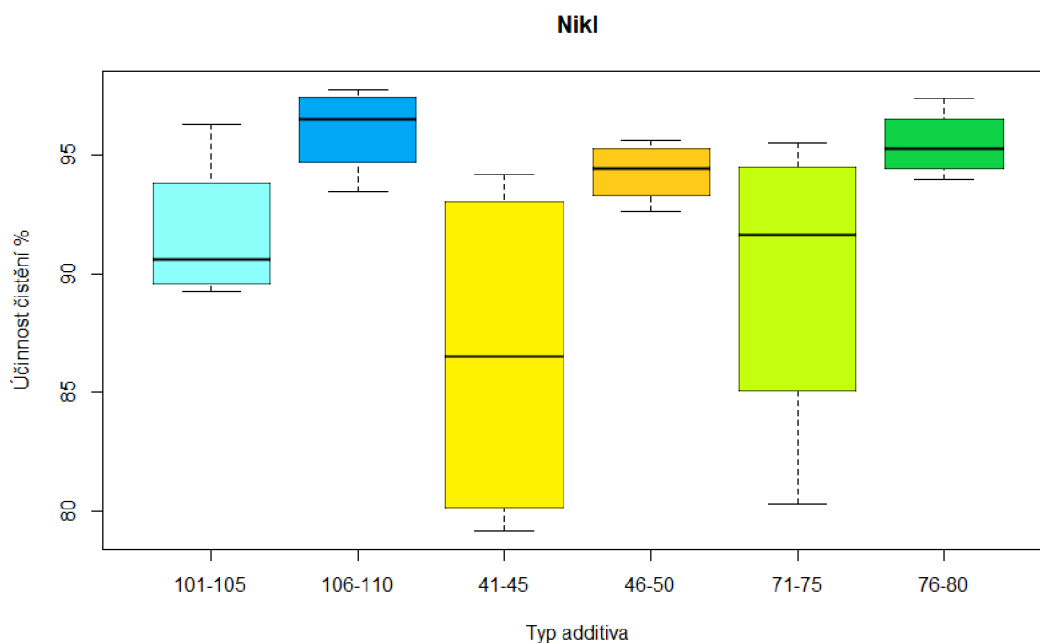


Graf 12 Účinnost čištění tenzidů: **101-105** - biochar 5% se saturací 30%/70%; **106-110** - biochar 5% se saturací 30%; **41-45** - bez aditiva (default) se saturací 30%/70%; **46-50** - bez aditiva (default) se saturací 30%; **71-75** - mykorhíza se saturací 30%/70%; **76-80** – mykorhíza se saturací 30%

5.9. Kovy

5.9.1. Nikl

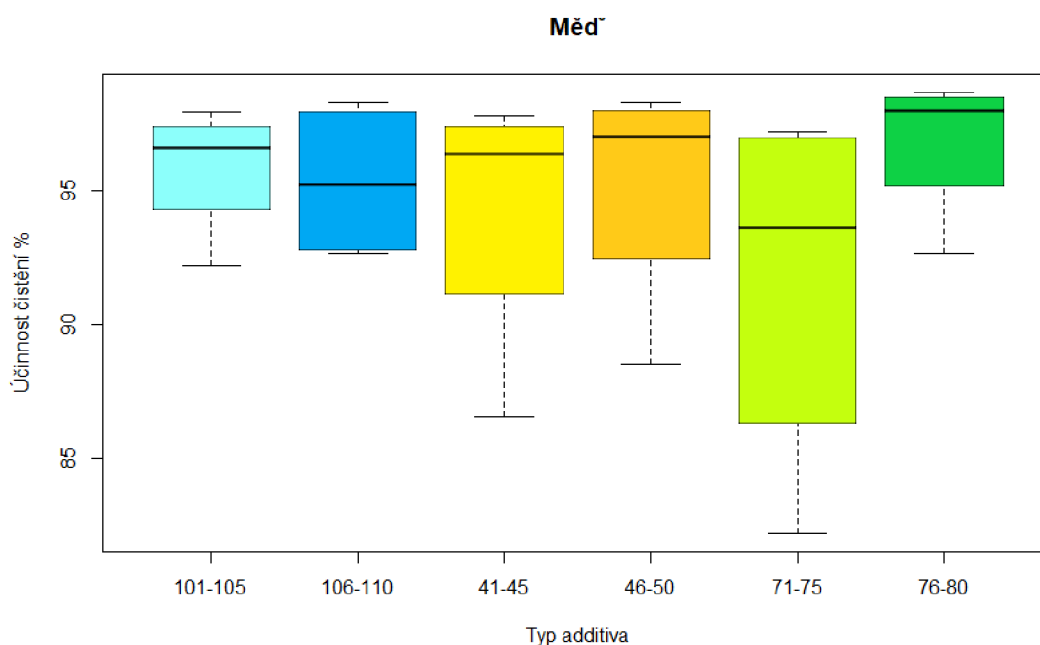
Z grafu 13 můžeme vyčíst, že filtry mají velkou účinnost v odstranění niklu ze šedé vody. Po analýze byly zjištěny statisticky významné rozdíly mezi skupinou bez aditiva se střídavou saturací, s průměrnou účinností čištění 86 %, a se dvěma skupinami se stálou saturací, a to skupinami s aditivou biochar s průměrnou účinností 96 % a s aditivem mykorrhizou s průměrnou účinností 95 %. Filtr s aditivem biochar se střídavou saturací měl průměrnou účinnost v odstranění niklu 91 %. Skupina bez aditiva se střídavou saturací měla průměrnou účinnost 94 % a skupina s aditivem mykorrhizou také se střídavou saturací s průměrnou účinností 89 %



Graf 13 Účinnost čištění niklu: **101-105** - biochar 5% se saturací 30%/70%; **106-110** - biochar 5% se saturací 30%; **41-45** - bez aditiva (default) se saturací 30%/70%; **46-50** - bez aditiva (default) se saturací 30%; **71-75** - mykorrhiza se saturací 30%/70%; **76-80** - mykorrhiza se saturací 30%

5.9.2. Měď

V naší analýze vyšlo, že všechny filtry jsou velmi efektivní v odstranění mědi ze šedé vody. Dále uvedené hodnoty jsme získali z grafu 14. Signifikantní rozdíl nám vyšel jen u skupin filtru s aditivem mykorrhizou. Skupina, ve které se střídala saturace, měla nejvyšší účinnost a to průměrně 96 % oproti tomu skupina se stálou saturací měla nejmenší průměrnou účinnost v odstranění mědi ze šedé vody a to 91 %. U skupiny bez aditiv, pokud byla saturace stejná tak průměrná účinnost byla 95 % a pokud se saturace střídala tak průměrná účinnost byla 94 %. U obou skupin s aditivem biochar byla průměrná účinnost 95 %.

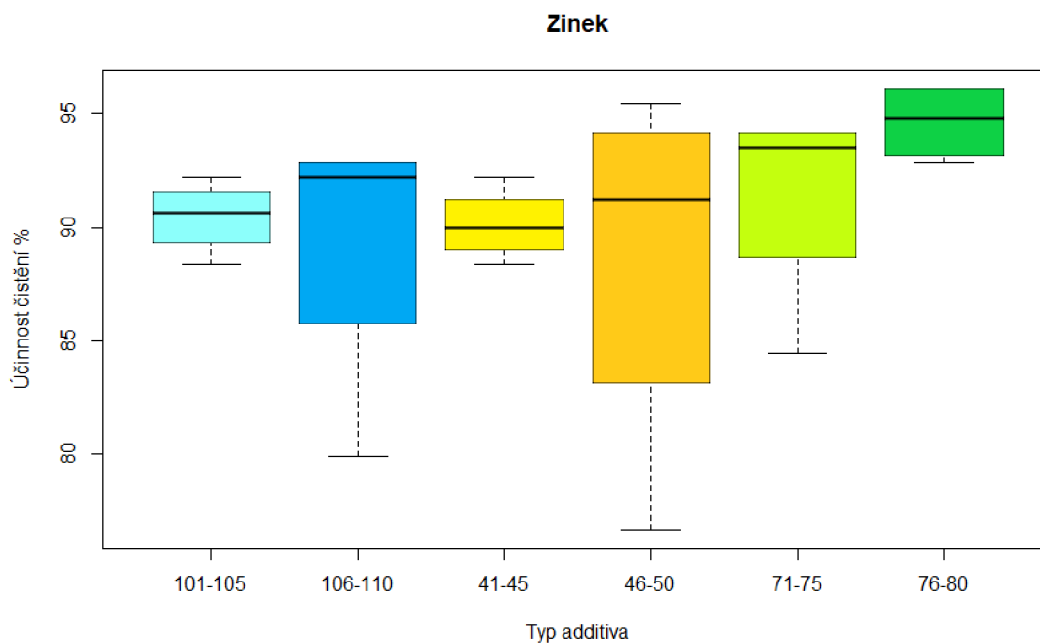


Graf 14 Účinnost čištění mědi: **101-105** - biochar 5% se saturací 30%/70%; **106-110** - biochar 5% se saturací 30%; **41-45** - bez aditiva (default) se saturací 30%/70%; **46-50** - bez aditiva (default) se saturací 30%; **71-75** - mykorrhiza se saturací 30%/70%; **76-80** - mykorrhiza se saturací 30%

5.9.3. Zinek

Po analýze nám vyšly statistické rozdíly mezi skupinami bez aditiva se střídavou saturací, která měla průměrnou účinnost čištění 90 %, a se stálou saturací s průměrnou účinností 88 % a také se skupinou s aditivem mykorrhiza se střídavou saturací s průměrnou účinností 91 %. Statistický rozdíl nám vyšel i u skupiny s aditivem s mykorrhizou se stálou saturací s průměrnou účinností 94 % oproti skupině s aditivem

biochar se stálou saturací, kde je průměrná účinnost 89 %. Skupina filtrů s aditivem biochar se střídavou saturací měla průměrnou účinnost 90 %. Výše uvedené hodnoty jsme čerpali z grafu 15.

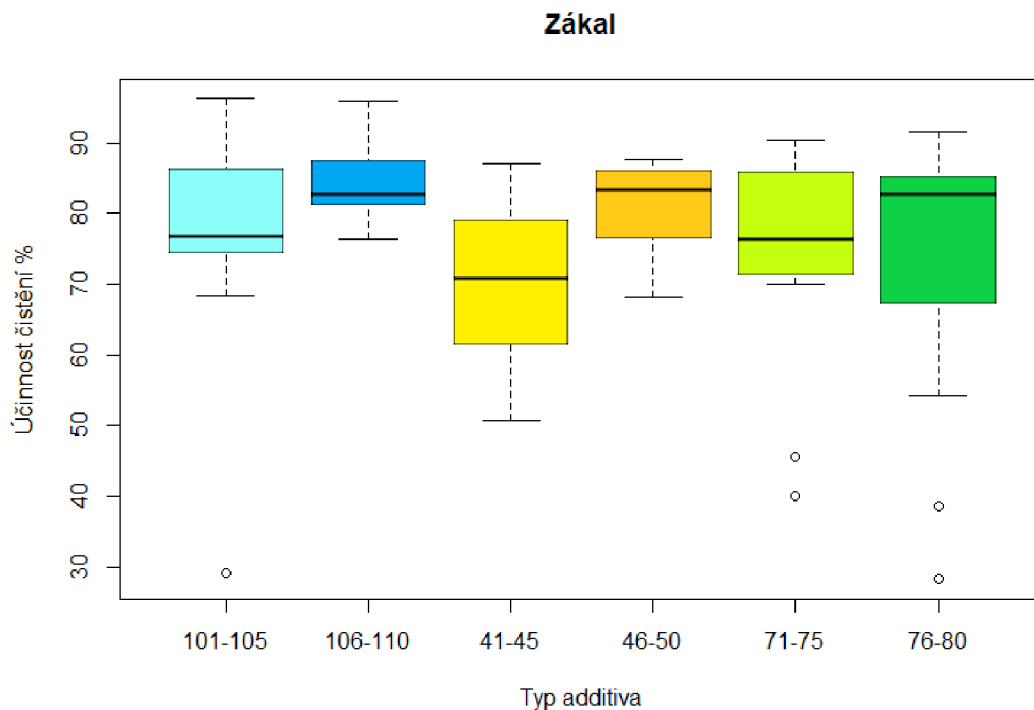


Graf 15 Účinnost čištění zinku: **101-105** - biochar 5% se saturací 30%/70%; **106-110** - biochar 5% se saturací 30%; **41-45** - bez aditiva (default) se saturací 30%/70%; **46-50** - bez aditiva (default) se saturací 30%; **71-75** - mykorhiza se saturací 30%/70%; **76-80** – mykorhiza se saturací 30%

5.10. Fyzikálně chemické parametry

5.10.1. Zákal

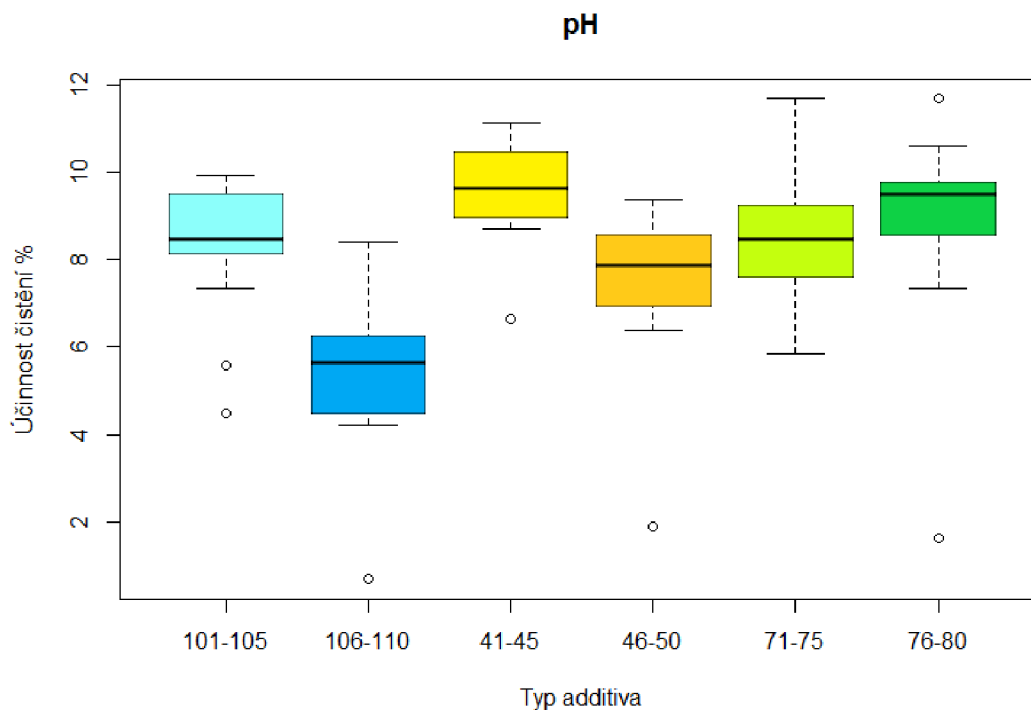
Filtry byly také velmi úspěšné při odstranění zákalu. Dále uvedené hodnoty jsme získali z grafu 16. Výsledky statistické analýzy ukazují, že existuje významný rozdíl mezi skupinami, a to skupina s biocharem se stejnou saturací, která je významně účinnější než skupina bez aditiv se střídavou saturací, protože skupina s biocharem má průměrnou účinnost 85,4 % a skupina bez aditiv se střídavou saturací má 72,8 %. Skupina s biocharem se střídavou saturací má průměrnou účinnost čištění 76,2 %. Skupina barelů bez aditiva se stálou saturací 79,8 %. Dále skupiny filtrů s aditivem mykorhizou, tak při stálé saturaci je průměrná účinnost čištění 74,5 % a při střídavé je to 75,6 %.



Graf 16 Účinnost čištění zákalu: **101-105** - biochar 5% se saturací 30%/70%; **106-110** - biochar 5% se saturací 30%; **41-45** - bez aditiva (default) se saturací 30%/70%; **46-50** - bez aditiva (default) se saturací 30%; **71-75** - mykorhíza se saturací 30%/70%; **76-80** – mykorhíza se saturací 30%

5.10.2. pH

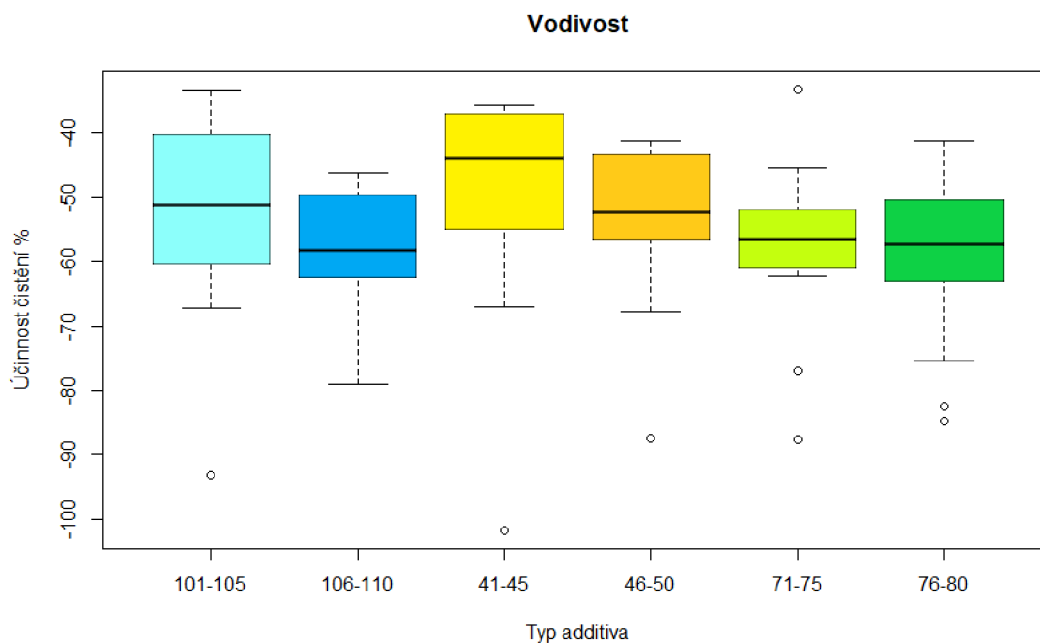
Statisticky významné rozdíly byly zjištěny u několika skupin. Dále uvedené hodnoty jsme získali z grafu 17. A to hlavně u skupiny s biocharem při stále saturaci, při průměrném snížení pH o 5,4 %, která je statisticky méně účinná ve snižování pH než skupiny s biocharem ale se střídavou saturací o průměrném snižování pH 7,7 %, než skupina bez aditiv se střídavou saturací o účinnosti 9,4 % a také než skupina s mykorhizou se střídavou saturací, i stálou saturací, které obě snižují pH průměrně o 8,2 %. Také nám vyšly rozdíly mezi skupinami bez aditiv. Skupina bez aditiv, ale se stejnou saturací průměrně snižuje pH o 7,7 %.



Graf 17 Účinnost čištění pH: **101-105** - biochar 5% se saturací 30%/70%; **106-110** - biochar 5% se saturací 30%; **41-45** - bez aditiva (default) se saturací 30%/70%; **46-50** - bez aditiva (default) se saturací 30%; **71-75** - mykorhiza se saturací 30%/70%; **76-80** – mykorhiza se saturací 30%

5.10.3. Vodivost

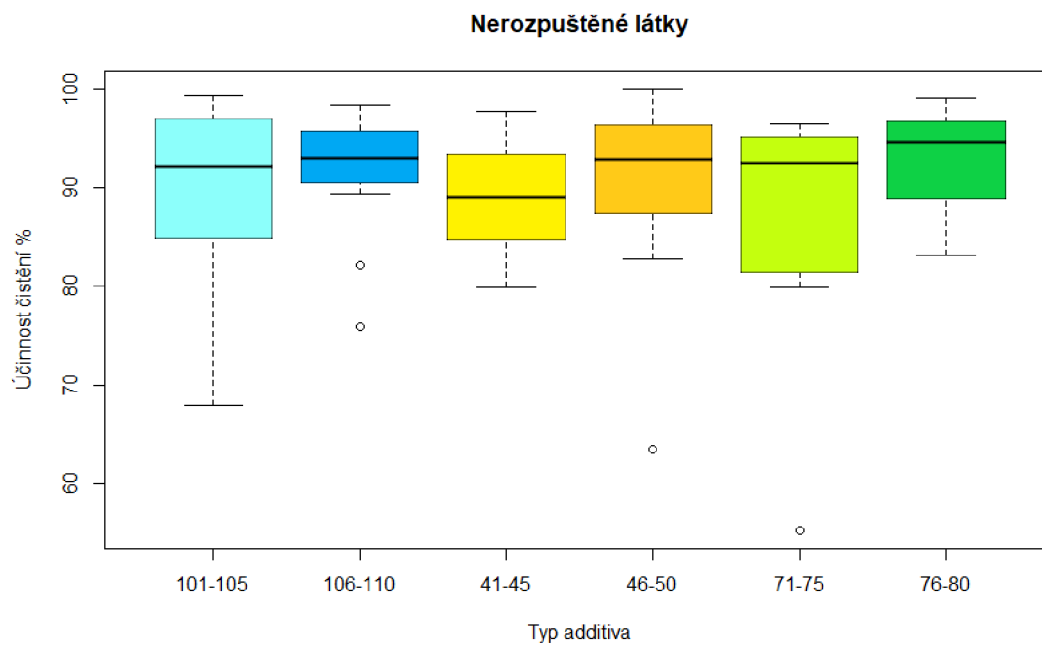
Z grafu 18 můžeme vidět, že po filtraci ze všech filtrů se nám vodivost oproti šedé vodě snížila. Signifikantní rozdíly nám vyšly u skupin bez aditiva. Filtry bez aditiva se stálou saturací měla o 56 % menší vodivost, skupina se střídavou saturací měla průměrně o 51 % menší vodivost. Skupina filtru bez aditiva se střídavou saturací měla také signifikantní rozdíly než skupina s aditivem biochar se stálou saturací, po filtraci byla voda o 60 % méně vodivá, a než skupina s mykorhizou se stálou saturací, která měla vodivost o 61 % menší. Voda po filtraci se skupinou s mykorhizou měla o 57 % menší vodivost a skupina s aditivem biochar se střídavou saturací měla po filtraci o 56% menší vodivost než před filtrací.



Graf 18 Účinnost čištění vodivosti: **101-105** - biochar 5% se saturací 30%/70%; **106-110** - biochar 5% se saturací 30%; **41-45** - bez aditiva (default) se saturací 30%/70%; **46-50** - bez aditiva (default) se saturací 30%; **71-75** - mykorhíza se saturací 30%/70%; **76-80** – mykorhíza se saturací 30%

5.10.4. Nerozpuštěné látky

Z grafu 19 můžeme vyčíst, že všechny filtry byly velmi účinné v odstranění nerozpuštěných látek ze šedé vody. Statisticky významný rozdíl nám vyšel u skupin s aditivem biochar, kde skupina se střídavou saturací měla průměrnou účinnost 88 % a skupina se stálou saturací 90 %. Skupina s aditivem biochar se stálou saturací se statisticky lišila i od skupiny bez aditiva s průměrnou účinností 89 % a od skupiny s mykorhizou s průměrnou účinností 88 %, obě skupiny měly střídavou saturací. Skupina s aditivem mykorhizy se střídavou saturací měla statisticky významný rozdíl od skupiny s mykorhizou se střídavou saturací i se lišila od skupiny se stálou saturací, která měla průměrnou účinnost 92 %. Skupina bez aditiva se stálou saturací měla průměrnou účinnost 91 %.



Graf 19 Účinnost čištění nerozpuštěných látek: **101-105** - biochar 5% se saturací 30%/70%; **106-110** - biochar 5% se saturací 30%; **41-45** - bez aditiva (default) se saturací 30%/70%; **46-50** - bez aditiva (default) se saturací 30%; **71-75** - mykorhíza se saturací 30%/70%; **76-80** – mykorhíza se saturací 30%

6. Diskuse

6.1. Uhlík – TOC, TC, IC

Filtry, ve kterých bylo použito aditivum biochar, byly zjištěny jako neúčinnější pro odstraňování celkového organického uhlíku (TOC), a to i jak u stálé 30 %, tak i u střídavé 30 %/70 % saturace. U všech aditiv se prokázalo, že i při rozdílné saturaci byla účinnost velmi podobná v odstranění TOC a to kolem 60 %. Výsledky jsou velmi podobné jako u experimentu Hladkého (2023), to poukazuje, že stáří filtrů neovlivňuje účinnost. Ve studii Li (2018), která využívá granulované aktivní uhlí v pomalém pískovém filtru vyšla účinnost o 30 % větší než v našem experimentu.

U celkového uhlíku nebyly v aditivech zjištěny žádné velké rozdíly. Stejně tak i u rozdílných saturacích, nebyl prokázán žádný velký rozdíl. Průměrná účinnost byla kolem 10 %.

Během měření oproti TOC a TC, které byly v odstranění účinné, tak anorganického uhlíku bylo v přefiltrované vodě zjištěno více než ve vodě šedé před filtrací, a to přibližně o 100 % více. Což je ale méně než vyšlo v experimentu minulý rok, kde nárůst anorganického uhlíku byl až 300 % (Kučera, 2023). Nejpravděpodobnější hypotéza, proč tomu tak je, je nejspíše transformace organického uhlíku. Transformace organického uhlíku je proces, kde mikroorganismy ve filtru dokážou rozkládat organické látky na jednodušší organické látky, například oxid uhličitý, který je rozpustný ve vodě a tím se více hromadí v přefiltrované vodě (Tobiason & O'melia, 1988).

6.2. Tenzidy

Filtrace u všech filtrů byla velmi účinná, protože snížila obsah tenzidů ze šedé vody o minimálně 90 %. Žádné velké rozdíly nebyly nalezeny ani mezi stálou saturací a

střídavou. Nejnižší účinnost filtrace byla zjištěna u filtru bez aditiva při střídavé saturaci, který měl účinnost v odstranění tenzidů jen 80 %. Velmi podobné výsledky vyšly i minulé roky. To poukazuje na to, že stárnutí filtru nejspíše nemá vliv na účinnost filtru (Kučera, 2023), (Hladký, 2021). Náš experiment měl o 10 % lepší výsledky než ve studii Zipf (2016), kde se využívaly pískové filtry s granulovaným aktivním uhlím.

6.3. Celkový dusík a jeho formy

Všechny druhy filtrů jsou schopny velmi dobře odstraňovat celkový dusík. Nejúčinnější byl filtr, který měl aditivum biochar. Skupina, která měla stálou saturaci byla nejvíce účinná, průměrně odstranila přes 81 % celkového dusíku. Skupina filtrů, u kterých byla střídavá saturace měla průměrnou účinnost 79 %. Jsou to podobné výsledky jako byly minulý rok (Kučera, 2023), ale oproti roku 2021 se účinnost filtrů zvýšila až o 20 % (Hladký, 2021). Může to být tím, že množství bakterií, které napomáhají při biologických procesech nitrifikace a denitrifikace, se v průběhu času ve filtru zvyšuje.

Všechny skupiny filtrů byly velmi účinné v odstranění dusičnanů, nevhledě na typ aditiva anebo různé saturace. Filtry odstranily téměř veškeré množství dusičnanů. Podobné výsledky byly i ve studii Saxeny (2016), kde účinnost v odstranění dusičnanů byla až 100 %.

V přefiltrované vodě bylo zjištěno až několikanásobně větší množství amoniakálního dusíku, a to až o 400 %. Ve skupinách ale byly velké rozdíly. Nejvíce amoniakálního dusíku v přefiltrované vodě bylo nalezeno u filtrů bez aditiva se střídavou saturací a u filtrů s aditivem mykorhizou se stálou saturací. Naopak nejméně amoniakálního dusíku se v přefiltrované bílé vodě našlo u skupin s biocharem se střídavou saturací a u skupiny bez aditiva se stálou saturací. Po filtraci bylo amoniakálního dusíku v bílé vodě jen o 45 % více než ve vodě šedé. Výsledky z minulého roku Hladkého (2023), které vyšly velmi podobně naznačují, že stárnutí filtru nemá vliv na výslednou filtraci.

Důvod proč filtry dobře odstraňují dusičnany, ale amoniakálního dusíku je v přefiltrované vodě až několikanásobně více může být důsledkem nitrifikace a denitrifikace. Nitrifikace je proces, při kterém se z amoniakálního dusíku stávají dusičnany pomocí oxidace. Při tomto procesu je potřeba přítomnosti kyslíku. Denitrifikace je anaerobní proces, při kterém se redukují dusičnany a dusitany na plynný dusík anebo oxid dusný. Střídání těchto podmínek v důsledku změn saturace umožňuje efektivní uplatnění obou procesů během filtrace. Pokud je ale během nitrifikace nedostatečný přísun kyslíku může se s organických forem dusíku stát opět amoniakální dusík. Dále pokud při denitrifikaci dojde k omezení anaerobních podmínek, může to vést k nižší účinnosti procesu a tím zvyšování amoniakálního dusíku ve filtru (Bitton, 2010).

6.4. Celkový fosfor

U celkového fosforu nám v experimentu vyšly velké rozdíly mezi skupinami. Některé skupiny mají alespoň malou účinnost v odstranění celkového fosforu, to je například skupina filtrů s aditivem biochar se stálou saturací a skupiny filtrů bez aditiv se stálou saturací. Jedna ze skupin, ve kterých bylo naopak po filtraci až několikanásobně více celkového fosforu, je například skupina filtrů bez aditiva se střídavou saturací, kde bylo až o 210 % více celkového fosforu než před začátkem filtrace. U všech typu filtrů byla větší účinnost při stálé saturaci. Důvodů, proč jsou při stálé saturaci lepší výsledky může být několik. Jedna z možností je, že stálá saturace může minimalizovat uvolňování fosforu z anoxických procesů (procesy, které probíhají bez molekulárního kyslíku). Stabilní oxické podmínky mohou pomoci udržovat železo ve formě, která efektivně váže fosfor, a tím zabraňuje jeho re-mobilizaci (He et al., 2021).

6.5. Anionty

Ve všech skupinách po filtraci bylo v bílé vodě více fluoridu než v šedé vodě před filtrací. Ale u všech skupin aditiv bylo zjištěno, že ve filtrech se střídavou saturací bylo po filtraci méně fluoridu než u skupin se stálou saturací. Oproti experimentu Hladkého (2021) ve kterém vyšlo, že v bílé vodě je několikanásobek fluoridu než ve vodě šedé, a to až o 300 %, došlo v našem experimentu ke snížení fluoridu v bílé vodě. Jedna z možností, proč se po filtraci uvolňuje méně fluoridu z filtru může být, že pokud je filtr využíván déle, může dojít k nasycení sorpčních míst a tím dochází k tomu, že filtry už nezadržují tolik fluoridu přímo ve filtru, a tím dochází k průběžnému vyplavování.

Filtry u odstranění chloridu ze šedé vody nemají velký vliv na množství chloridu v bílé vodě. Totéž vyšlo v tomto experimentu minulý rok Kučerovi (2023).

Ve skupinách filtrů u analýzy fosforečnanů nám vyšly velké rozdíly mezi jednotlivými skupinami. Skupina bez aditiva se střídavou saturací měla až o 140 % fosforečnanů v bílé vodě více než ve vodě před filtrací. Oproti tomu skupina bez aditiva se stálou saturací měla průměrnou účinnost 5 %. Ve všech skupinách nám vyšlo, že skupiny se stálou saturací měly méně fosforečnanů v přefiltrované bílé vodě než skupiny se střídavou saturací. Lepší výsledky stálé saturace mohou být z důvodů stabilnějších podmínek, které napomáhají k lepšímu fungování mikrobiálních společenstev, které jsou důležité pro biologické procesy. S porovnáním oproti experimentu Hladkého (2021) se nám účinnost filtrů lehce zlepšila. Může to být tím, že se ve filtrech usadí látky, například vápenec nebo železné hydroxidy, které mohou napomáhat k absorpci fosforečnanů, ze šedé vody.

Ani v odstranění síranů ze šedé vody nebyly filtry úspěšné. Všechny skupiny měly v bílé vodě o 60 % více síranů než ve vodě šedé.

6.6. Kovy (Měď, Zinek, Nikl)

V našem experimentu nám vyšlo, že všechny filtry měly velkou účinnost v odstranění všech našich použitých kovů, které jsme přidávali do šedé vody (měď, zinek, nikl). Skoro všechny skupiny měly téměř více než 90 % účinnost v odstranění všech druhů kovů. Také nám vyšlo, že u všech skupin filtrů byla nejvíce účinná skupina filtrů se stálou saturací. Nejúčinnější skupina nám vyšla, že byla skupina s aditivem mykorhiza. Dle experimentů z minulých let Hamdan (2022) a Kučera (2023), kde v obou experimentech vyšla účinnost také nad 90 %, můžeme říct, že účinnost filtrů by měla být stále stejná. Tyto výsledky tudíž poukazují na to, že stáří filtrů nemá větší vliv na účinnost filtrace těžkých kovů. Stejně výsledky vyšly i ve studii Aziz (2018), kde bylo odstraněno přes 90 % většiny těžkých kovů z odpadních vod.

6.7. Vodivost

Všechny skupiny filtrů snížily vodivost šedé vody přibližně o 50 %. U všech skupin filtrů vyšlo, že je méně účinná filtrace při stálé saturaci.

6.8. pH

U všech skupin se snížila hodnota pH. Nejméně se snížila u skupiny s aditivem biochar při stálé saturaci a nejvíce nám hodnotu pH snížily skupiny bez aditiva. Při změně pH se snažíme, aby šedá voda měla pH neutrální, proto by vysoká účinnost filtrů měla za následek vytvoření vody kyselé s příliš nízkým pH. Zásaditější pH šedé vody může být způsobeno použitím detergentů, které mají zásadité pH pro efektivnější odstraňování nečistot (Ang et al., 2011). Stejně výsledky vyšly i minulý rok Hladký (2023). Stejně výsledky byly zjištěny i ve studii Zipf (2016).

6.9. Zákaly a nerozpuštěné látky

Všechny skupiny měly velkou účinnost v odstranění zákalu a to od 75 % do 85 %. Jediná skupina filtrů, která měla průměrnou účinnost větší než 80 % byla skupina s aditivem biochar se střídavou saturací, s průměrnou účinností 85 %. U všech skupin byla prokázána větší účinnost u skupin filtrů se střídavou saturací. Velmi podobné výsledky vyšly i minulý rok ve stejném experimentu Hladký (2023). Naše výsledky jsou ale horší oproti studii Khyata (2020), ve které se dosáhlo účinnosti v odstranění zákalu průměrně 96 %.

V odstranění nerozpuštěných látek byly všechny filtry také velmi účinné. Všechny skupiny měly podobnou účinnost, a to průměrnou účinnost okolo 90 %. Oproti minulému roku tohoto experimentu Kučera (2023) došlo ke zvýšení účinnosti, protože minulý rok byla průměrná účinnost filtrů okolo 80 %.

7. Závěr

V rámci této práce jsme prostřednictvím experimentálních podmínek a využitím pískových filtrů testovali účinnost různých materiálů jako aditiv do filtračních loží při čištění šedých vod. Výsledky našeho výzkumu naznačují, že přidání mykorhizy a biocharu 5 % do filtrů mělo pozitivní vliv na účinnost odstraňování polutantů ve srovnání se systémem bez aditiv.

Nejlepších výsledků bylo dosaženo s biocharem 5 %, který dokázal odstranit vysoké procento celkového organického uhlíku, dusíku, fosforečnanů a dalších látek. Celkově měl nejlepší výsledky u 8 analýz parametrů. Tento materiál ukázal významný potenciál pro čištění šedých vod a jeho využití by mohlo vést k efektivnějšímu zpracování této odpadní vody.

Dále jsme zjistili, že úroveň saturace filtrů ovlivňuje jejich účinnost. Skupiny se stálou saturací 30 % měly lepší výsledky například u všech kovů (měď, zinek, nikl), tenzidů, u celkového fosforu. Celkově stálá saturace byla účinnější u 10 zkoumaných parametrů. Skupiny se střídavou saturací, kde se střídala saturace po 14 dnech a to 30 % a 70 % byly úspěšnější u 8 zkoumaných polutantů.

Celkově lze konstatovat, že naše práce přináší důležité poznatky o možnostech využití aditiv do filtračních loží pro efektivnější čištění šedých vod. Avšak pro dosažení uceleného pochopení a potenciálního využití těchto materiálů je nezbytné provést další výzkum a testování, aby bylo dosaženo komplexního porozumění jejich účinků a možnostech jejich aplikace v praxi. U takového výzkumu bych navrhovala uložit filtry do ustálených podmínek (př. sklep), díky tomu by se nám data nezkrusovala například dešťovou vodou, výzkum by také mohl pokračovat i přes zimu, a ne pouze v létě. Nadále by se pro výzkum měla používat reálná šedá voda z domácností, a ne pouze syntetická šedá voda, tím bychom zajistili znovu přesnější výsledky a využití aditiv v reálném životě.

8. Zdroje

Al-Jayyousi, O. R. (2003). Greywater reuse: towards sustainable water management. *Desalination*, 156(1), 181–192. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(03\)00340-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0011-9164(03)00340-0)

Allen, L., Christian-Smith, J., & Palaniappan, M. (2010). Overview of Greywater Reuse: The Potential of Greywater Systems to Aid Sustainable Water Management.

Almojjly, A., Johnson, D., Oatley-Radcliffe, D. L., & Hilal, N. (2018). Removal of oil from oil-water emulsion by hybrid coagulation/sand filter as pre-treatment. *Journal of Water Process Engineering*, 26, 17–27. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.09.004>

Amman, J. (2006). Overview of greywater management: Health considerations. Discussed and approved at the regional consultation on national priorities and plans of action on management and reuse of wastewater. WHO-EM/CEH/125/E.

Ang, W., Yip, N., Tiraferri, A., & Elimelech, M. (2011). Chemical cleaning of RO membranes fouled by wastewater effluent: Achieving higher efficiency with dual-step cleaning. *Journal of Membrane Science*, 382, 100–106. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2011.07.047>

Association, I. W. (1967). Water research. *In Water research*. <https://doi.org/10.1029/WR008i005p01159>

Assayed*, A., Chenoweth, J., & Pedley, S. (2015). Assessing the efficiency of an innovative method for onsite greywater treatment: Drawer compacted sand filter – A case study in Jordan. *Ecological Engineering*, 81, 525–533. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.042>

Aziz, H. A., Adlan, M. N., & Ariffin, K. S. (2008). Heavy metals (Cd, Pb, Zn, Ni, Cu and Cr(III)) removal from water in Malaysia: Post treatment by high quality limestone. *Bioresource Technology*, 99(6), 1578–1583. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.04.007>

Beltrán-Heredia, J., & Sánchez-Martín, J. (2009). Municipal wastewater treatment by modified tannin flocculant agent. *Desalination*, 249(1), 353–358. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.01.039>

Beránková, M. (2016). Odpadní voda – odpad nebo poklad? *Vodohospodářské Technicko-Ekonomické Informace*, 58(2), 43. <https://doi.org/10.46555/VTEI.2016.01.006>

Berger, C. M. (2012). Biochar and activated carbon filters for greywater treatment - comparison of organic matter and nutrients removal. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:130704419>.

- Bitton, G. (2010). Anaerobic Digestion of Wastewater and Biosolids. *In Wastewater Microbiology* (pp. 409–435). John Wiley & Sons, Ltd.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1002/9780470901243.ch14>
- Brandt, M. J., Johnson, K. M., Elphinston, A. J., & Ratnayaka, D. D. (2016). Twort's Water Supply. *Elsevier Science & Technology*.
<http://ebookcentral.proquest.com/lib/techlib-ebooks/detail.action?docID=4673329>
- Calheiros, C. S. C., Pereira, S. I. A., Franco, A. R., & Castro, P. M. L. (2019). Diverse arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) communities colonize plants inhabiting a constructed wetland for wastewater treatment. *Water (Switzerland)*, 11(8).
<https://doi.org/10.3390/w11081535>
- D. Stickland, A. D., Burgess, C., Dixon, D. R., Harbour, P. J., Scales, P. J., Studer, L. J., & Usher, S. P. (2008). Fundamental dewatering properties of wastewater treatment sludges from filtration and sedimentation testing. *Chemical Engineering Science*, 63(21), 5283–5290. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2008.07.016>
- Diaper, C.; Toifl, M.; Storey, M. Greywater technology testing protocol. *CSIRO*; 2008. procite:4235780c-dd9b-4ae9-9fd6-5e20971c6433.
<https://doi.org/10.4225/08/59aef594a011d>
- Dionisi, D. (2017). Biological Wastewater Treatment Processes: Mass and Heat Balances (1st ed.). *CRC Press*. <https://doi.org/10.1201/9781315163345>
- Drinan, J., & Spellman, F. (2012). Water and Wastewater Treatment (2nd ed.). *CRC Press*. Retrieved from <https://www.perlego.com/book/1686258/water-and-wastewater-treatment-a-guide-for-the-nonengineering-professional-second-edition-pdf> (Original work published 2012)
- Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., & Ledin, A. (2002). Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, 4(1), 85–104.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(01\)00064-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1462-0758(01)00064-4)
- Britannica, T. Editors of Encyclopaedia (2023, October 10). filtration. *Encyclopedia Britannica*. <https://www.britannica.com/science/filtration-chemistry>
- Gross, A., Azulai, N., Oron, G., Ronen, Z., Arnold, M., & Nejidat, A. (2005). Environmental impact and health risks associated with greywater irrigation: A case study. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 52, 161–169. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0251>
- Gwenzi, W., Chaukura, N., Noubactep, C., & Mukome, F. N. D. (2017). Biochar-based water treatment systems as a potential low-cost and sustainable technology for clean water provision. *In Journal of Environmental Management* (Roč. 197, s. 732–749). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.087>
- Hamdan, B. (2022). *Efektivita infiltračního čištění šedých vod pro odstranění chemického zatížení při různých hydraulických zatíženích pomocí různých biofiltrů*

[Nepublikovaná diplomová práce]. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí.

Hladký, R. (2021). *Ověření vhodnosti různých filtračních materiálů pro čištění šedých vod zasakovacím pásem* [Nepublikovaná bakalářská práce]. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí .

Hladký, R. (2023). *Experimentální porovnání vhodnosti filtračních materiálů pro odstranění vybraných mikropolutantů přítomných v šedých vodách* [Nepublikovaná diplomová práce]. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí .

He, X., Augusto, L., Goll, D. S., Ringeval, B., Wang, Y., Helfenstein, J., Huang, Y., Yu, K., Wang, Z., Yang, Y., & Hou, E. (2021). *Global patterns and drivers of soil total phosphorus concentration*. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.14583375>

Healy, M. G., Rodgers, M., & Mulqueen, J. (2007). Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. *In Bioresource Technology* (Roč. 98, Číslo 12, s. 2268–2281). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.036>

Tariku, M., & Meskel, B. G. (2022). *Journal of Civil & Environmental Engineering* Treatment of Greywater by using Banana Peel Biochar and Sand Filtration. <https://doi.org/10.37421/2165-784X.22.12.432>

Jury, W. A., & Vaux, H. J. (2007). The Emerging Global Water Crisis: Managing Scarcity and Conflict Between Water Users. *In Advances in Agronomy* (Roč. 95, s. 1–76). [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(07\)95001-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(07)95001-4)

Jurga, A., Janiak, K., Podstawczyk, D., & Ratkiewicz, K. (2019). An overview of blackwater data collection from space life support systems and its comparison to a terrestrial wastewater dataset. *Journal of Environmental Management*, 241, 198–210. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.135>

Lado, M., & Ben-Hur, M. (2009). Treated Domestic Sewage Irrigation Effects on Soil Hydraulic Properties in Arid and Semiarid Zones: A Review. *Soil and Tillage Research*, 106, 152–163. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.04.011>

Lai, C. H., & Chen, C. Y. (2001). Removal of metal ions and humic acid from water by iron-coated filter media. *Chemosphere*, 44(5), 1177–1184. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00307-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00307-6)

Li, F., Wichmann, K., & Otterpohl, R. (2009). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *In Science of the Total Environment* (Vol. 407, Issue 11, pp. 3439–3449). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.02.004>

Li, J., Zhou, Q., & Campos, L. C. (2018). The application of GAC sandwich slow sand filtration to remove pharmaceutical and personal care products. *Science of the Total Environment*, 635, 1182–1190. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.198>

Kučera, M. (2023). *Vliv filtračního materiálu na účinnost čištění šedých vod a odstranění vybraných mikropolutantů* [Nepublikovaná bakalářská práce]. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí.

Kunkel, Robert., & Manahan, S. E. (1973). Atomic absorption analysis of strong heavy metal chelating agents in water and waste water. *Analytical Chemistry*, 45(8), 1465–1468. <https://doi.org/10.1021/ac60330a024>

Ma, D., Weir, M., & Hull, N. (2023). Fluence-based QMRA model for bacterial photorepair and regrowth in drinking water after decentralized UV disinfection. *Water Research*, 231, 119612. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119612> UV disinfection. *Water Research*, 231. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119612>

Matos, C., Sampaio, A., & Bentes, I. (2012). Greywater Use in Irrigation: Characteristics, *Advantages and Concerns*. <https://doi.org/10.5772/30026>

Maurya, A., Singh, M. K., & Kumar, S. (2020). Chapter 7 - Biofiltration technique for removal of waterborne pathogens. In M. N. Vara Prasad & A. Grobelak (Ed.), *Waterborne Pathogens* (s. 123–141). Butterworth-Heinemann. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818783-8.00007-4>

Moges, M. E., Eregno, F. E., & Heistad, A. (2015). Performance of biochar and filterlite as polishing step for on-site greywater treatment plant. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 26(4), 607–625. <https://doi.org/10.1108/MEQ-07-2014-0101>

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*, 646(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/646/1/012056>

Nassar, A. M., & Hajjaj, K. (2013). Purification of Stormwater Using Sand Filter. *Journal of Water Resource and Protection*, 05(11), 1007–1012. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2013.511105>

Nguyen, D. N., Grybos, M., Rabiet, M., & Deluchat, V. (2020). How do colloid separation and sediment storage methods affect water-mobilizable colloids and phosphorus? An insight into dam reservoir sediment. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 606. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2020.125505>

Nishat, A., Yusuf, M., Qadir, A., Ezaier, Y., Vambol, V., Ijaz Khan, M., Ben Moussa, S., Kamyab, H., Sehgal, S. S., Prakash, C., Yang, H. H., Ibrahim, H., & Eldin, S. M. (2023). Wastewater treatment: A short assessment on available techniques. In *Alexandria Engineering Journal* (Roč. 76, s. 505–516). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2023.06.054>

Pohl, A. (2020). Removal of Heavy Metal Ions from Water and Wastewaters by Sulfur-Containing Precipitation Agents. In *Water, Air, and Soil Pollution* (Roč. 231, Číslo 10). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04863-w>

- 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. *In Journal of Water Process Engineering* (Roč. 48). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102908>
- Ramon, G., Green, M., Semiat, R., & Dosoretz, C. (2004). Low strength graywater characterization and treatment by direct membrane filtration. *Desalination*, 170(3), 241–250. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.02.100>
- Ranjan, P., & Prem, M. (2018). Schmutzdecke- A Filtration Layer of Slow Sand Filter. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 7(07), 637–645. <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2018.707.077>
- Rolland, L., Molle, P., Liénard, A., Bouteldja, F., & Grasmick, A. (2009). Influence of the physical and mechanical characteristics of sands on the hydraulic and biological behaviors of sand filters. *Desalination*, 248(1–3), 998–1007. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.10.016>
- Saxena, K., Singh, S., & Brighu, U. (2016, March). *Assessing the efficacy of locally available sand for the removal of COD, BOD, TKN, Nitrates, Phosphates, ammonical nitrogen, nitrate nitrogen from Greywater by slow sand filtration.*
- Shaikh, I., & Ahammed, M. M. (2021). Coagulation Followed by Continuous Sand Filtration for Treatment of Graywater. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 25(4), 4021032. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000640](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000640)
- Shaikh, I. N., & Ahammed, & M. M. (n.d.). *Effect of operating mode on the performance of sand filters treating greywater.* <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13413-8/Published>
- Smith, S. E., & Read, D. J. (2002a). 15 - The roles of mycorrhizas in ecosystems. In S. E. Smith & D. J. Read (Ed.), *Mycorrhizal Symbiosis (Second Edition)* (Second Edition, s. 409–452). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-012652840-4/50016-4>
- Smith, S. E., & Read, D. J. (2002b). 16 - Vesicular-arbuscular mycorrhizas in agriculture and horticulture. In S. E. Smith & D. J. Read (Ed.), *Mycorrhizal Symbiosis (Second Edition)* (Second Edition, s. 453–469). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-012652840-4/50017-6>
- Tobiason, J. E., & O'melia, C. R. (1988). Physicochemical Aspects of Particle Removal in Depth Filtration. *Journal American Water Works Association*, 80, 54–64. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:94437005>
- Ungvári, C., Andrea, S., & Bodnár, I. (2018). Analysis of Greywater Samples Treated by Filtration. *Műszaki Tudományos Közlemények*, 9, 247–250. <https://doi.org/10.33894/mtk-2018.09.57>

Weber, K., & Quicker, P. (2018). Properties of biochar. *In Fuel* (Roč. 217, s. 240–261). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.12.054>

Zhao, J., Deng, Y., Dai, M., Wu, Y., Ali, I., & Peng, C. (2022). Preparation of super-hydrophobic/super-oleophilic quartz sand filter for the application in oil-water separation. *Journal of Water Process Engineering*, 46. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102561>

Zouboulis, A. I., & Tzoupanos, N. (2010). Alternative cost-effective preparation method of polyaluminium chloride (PAC) coagulant agent: Characterization and comparative application for water/wastewater treatment. *Desalination*, 250(1), 339–344. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.053>

Zipf, M. S., Pinheiro, I. G., & Conegero, M. G. (2016). Simplified greywater treatment systems: Slow filters of sand and slate waste followed by granular activated carbon. *Journal of Environmental Management*, 176, 119–127. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.035>