

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE  
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE

VLIV ZÁLIVKY ŠEDOU VODOU NA  
VLASTNOSTI PŮDY PO PŘIDÁNÍ  
BIOCHARU

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí práce: doc. Ing. Kateřina Berchová, Ph.D.

Konzultant práce: Ing. Jiří Bouček

Bakalant: Jakub Vogel

2021

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Jakub Vogel

Krajinařství  
Územní technická a správní služba

Název práce

Vliv závlivky šedou vodou na vlastnosti půdy po přidání biocharu

Název anglicky

**Influence of gray water irrigation on soil properties after addition of biochar**

---

### Cíle práce

Cílem práce je stanovení biogenních prvků pomocí hmotnostní spektrometrie ve výluzech ze substrátu s přidáním biocharu. Suspenze bude vytvořena smícháním biocharu a šedé vody (odpadní voda obsahující tenzidy), vody kohoutkové a destilované. Obsahy biogenních prvků ve výluzech budou srovnány. Dílčí cíle práce jsou:

1. Stanovení biogenních prvků ve výluhu šedou vodou
2. Stanovení biogenních prvků ve výluhu kohoutkovou vodou
3. Stanovení biogenních prvků ve výluhu destilovanou vodou
4. Srovnání výsledků mezi výluhy
5. Zhodnocení možnosti využití šedé vody v kombinaci s biocharu pro pěstování rostlin

### Metodika

Práce bude mít experimentální charakter. V laboratorních podmínkách bude proveden pokus a získány výluhy z jednotlivých treatmentů. Obsah prvků bude stanoven pomocí ICP-MS spektrometrie. Získaná data budou statisticky vyhodnocena.

**Doporučený rozsah práce**

40 stran, 2 grafy

**Klíčová slova**

Šedá voda , Biochar, Tenzidy, Biogenní prvek

---

**Doporučené zdroje informací**

- ALI, Amjad, DI GUD, Parimala Gnana Soundari AROCKIAM JEYASUNDAR, Yiman LI, Ran XIAO, Juan DU, Ronghua LI a Zengqiang ZHANG. Application of wood biochar in polluted soils stabilized the toxic metals and enhanced wheat (*Triticum aestivum*) growth and soil enzymatic activity. *Ecotoxicology and Environmental Safety* [online]. 2019, 184 [cit. 2020-12-28]. ISSN 01476513. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecoenv.2019.109635
- Back, D. D., Scaringe, R. P., Ramos, C., Samad, N. A., & Gann Sr, S. D. (1999). U.S. Patent No. 5,868,937. Washington, DC: U.S. Patent and Trademark Office. Dostupné z :<https://patents.google.com/patent/US5868937A/en>
- DEEM, Lauren M. a Susan E. CROW, 2017. Biochar. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences [online]. Elsevier, 2017 [cit. 2020-12-28]. ISBN 9780124095489. Dostupné z: doi:10.1016/B978-0-12-409548-9.10524-X
- OTENG-PEPRAH, Michael, Mike Agbesi ACHEAMPONG a Nanne K. DEVRIES, 2018. Greywater Characteristics, Treatment Systems, Reuse Strategies and User Perception—a Review [online]. 2018, 229(8) [cit. 2020-12-28]. ISSN 0049-6979. Dostupné z: doi:10.1007/s11270-018-3909-8
- ŠMIDRKAL, J. (1999). Tenzidy a detergenty dnes. *Chemické listy*, 93, 421-427.
- 

**Předběžný termín obhajoby**

2020/21 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

doc. Ing. Kateřina Berchová, Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra aplikované ekologie

**Konzultant**

Ing. Jiří Bouček

Elektronicky schváleno dne 22. 3. 2021

**prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.**

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 23. 3. 2021

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 28. 03. 2021

---

## Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou/závěrečnou práci na téma .....vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

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

Jsem si vědom, že odevzdáním bakalářské/závěrečné práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby. Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne .....

.....

## **Poděkování**

Rád bych poděkoval doc. Kateřině Berchové, Ph.D. a Ing. Jiřímu Boučkovi za odbornou pomoc a vedení při zpracování této bakalářské práce.

## Abstrakt

Bakalářská práce s názvem Vliv závlivky šedou vodou na vlastnosti půdy po přidání biocharu je zaměřena na stanovení vyluhovatelnosti a sorbovatelnosti biogenních prvků a tenzidů z výluhu šedé vody a biocharu. Vzorky byly měřeny pomocí hmotnostní spektrometrie ICP-EOS ve výluzích ze suspenze s přidaným biocharem. Biochar byl smáčen šedou vodou (odpadní vody obsahující tenzidy) a kontrolní vzorky vodou kohoutkovou a destilovanou. Obsahy biogenních prvků ve výluzích budou srovnány mezi sebou ve třech variantách

V rešeršní části byla problematika například odpadních vod, tenzidů popsána obecně. Experimentální část práce se potom věnovala hlavně již pokusům. V laboratorních podmínkách byly provedeny dva. 1. pokus byl proveden za účelem zjištění obsahu prvků. Prvky byly stanoveny pomocí ICP-EOS spektrometrie a při každém odběru vzorku byly změřena základní data pH a EC konduktivita. Pokus byl proveden za účelem zjištění schopnosti biocharu sorbovat tenzidy. Statistické analýzy byly vyhodnoceny pomocí softwaru Statistica 13EN a k pomocným výpočtům byl použit excelem. K posouzení účinku jednotlivých měření byla použita jednosměrná analýza rozptylu (ANOVA) na  $p < 0,05$  následovaná Tukeyho testem HSD. Každý měřený pH, EC biogenní prvky a iontová analýza byly vyhodnoceny jako proměnné odezvy modelů ANOVA.

Biochar by bylo vhodné použít například pro přečištění šedé vody pro účel závlahy, nebo pro samotné využití biocharu jako doplněk půdní složky kde by zadržoval vodu a živiny. Těmto pokusům by bylo vhodné se ještě věnovat. Nasbírat větší množství dat a dále rozvinout pokus například o část kde by se voda ze sudů, ze kterých se odebíraly vzorky použila na závlahu rostlin. Takový pokus by mohlo naprosto přesně odhalit, jak by šedá voda s biocharem působila na rostliny.

Klíčová slova: Šedá voda, biochar, tenzidy, biogenní prvky

## Abstract

The bachelor's thesis entitled Influence of gray water irrigation on soil properties after the addition of biochar is focused on the determination of leachability and sorbability of biogenic elements and surfactants from exclusively gray water and biochar. Samples were measured by ICP-EOS mass spectrometry in exclusive suspensions with added biochemistry. Biochar was wetted with gray water and control tap and distilled water samples. The content of biogenic elements in the exclusive will be comparative with each other in three variants

In the research part, the issue of, for example, wastewater, surfactants was described in general. The experimental part of the work was then devoted mainly to experiments. Two were demonstrated in laboratory conditions. The first experiment was proved in order to determine the content of elements. The elements were determined by ICP-EOS spectrometry and the basic pH and EC conductivity data were changed with each sampling. The experiment was demonstrated to determine the ability of the biochar to sorb surfactants. Statistical analyzes were evaluated using Statistica 13EN software and were used by Excel to support calculations. To assess the effect of individual measurements, a one-way analysis of variance (ANOVA) was performed at  $p < 0.05$  followed by Tukey's HSD test. Each measured pH, EC biogenic elements and ion analysis were evaluated as variable response ANOVA models.

Biochar would be suitable for use, for example, to purify gray water for the purpose of irrigation, or to create the use of biochar as a supplement to the soil component where by retaining water and nutrients. It would be worthwhile to focus on these experiments. Collect a larger amount of data and further develop an experiment such as the part where the water from the barrels from which the sample was taken can be used to plant plants. Such an experiment could reveal exactly how gray water with biochar would affect plants.

Key words: Gray water, biochar, surfactants, biogenic elements

## Seznam použitých zkratk

CHSK	Chemická spotřeba kyslíku
ČOV	Čistírna odpadních vod
SOVAK	Sdružení oboru vodovodů a kanalizací
SWAMP	Responsible water management in built-up areas in relation to the surrounding landscape
NTU	jednotka zákalu vody (Nephelometric Turbidity Units)
EN	Evropská norma
TUV	Teplá užitková voda
NTU	(Nephelometric Turbidity Units), jednotka měření zákalu vody.
EC	elektrická vodivost.
TSS	(Total Suspended Solids), Celkové nerozpuštěné látky.
TDS	(Total Dissolved Solids), množství různorodých látek rozpuštěných ve vodě.
BSK <sub>5</sub>	Biochemická spotřeba kyslíku.
CHSK	Chemická spotřeba kyslíku.
FC	(Colony Forming Units), Kolonii tvořící jednotka, měří se tím počet bakterií.
E.coli	Bakterie způsobující onemocnění



## Obsah

1. Úvod.....	1
2. Cíle práce .....	3
3. Teoretická část .....	4
3.1. Projekt SWAMP .....	4
3.2. Spotřeba vody v ČR .....	5
3.3. Odpadní vody .....	5
3.4. Rozdělení odpadních vod .....	6
3.4.1. Splaškové vody .....	6
3.4.2. Průmyslové odpadní vody .....	7
3.4.3. Srážkové odpadní vody .....	7
3.4.4. Balastní odpadní vody .....	8
3.4.5. Odpadní podzemní voda .....	8
3.5. Složení odpadních vod .....	8
3.6. Možnosti čištění odpadních vod.....	11
3.7. Čistící systémy odpadních vod (ČOV).....	11
3.7.1. Jak fungují ČOV .....	11
3.8. Kořenové čistírny .....	13
3.9. Šedá voda .....	14
3.9.1. Legislativa šedých vod.....	15
3.9.2. Rozdělení šedých vod .....	16
3.9.3. Množství produkovaných šedých vod.....	16
3.10. Čistírny šedých vod .....	18
3.10.1. Technologie čištění šedých vod.....	21
3.10.2. Filtrační systém As-Gw/Aqualoop.....	21
3.10.3. Systém pro rekuperaci a částečné přečištění šedé vody .....	22

3.11.	Proč využívat šedou vodu .....	23
3.12.	Energie šedé vody a její využití .....	24
3.13.	Tenzidy neboli surfaktanty .....	24
3.14.	Rozdělení tenzidů .....	26
3.14.1.	Anionické tenzidy .....	26
3.14.2.	Kationické tenzidy .....	27
3.15.	Biochar .....	27
3.15.1.	Vlastnosti biocharu .....	28
3.15.2.	Stálost biocharu v půdě .....	29
3.15.3.	Možnost využití biocharu .....	30
3.16.	Možnosti propojení biocharu s šedou vodu .....	31
4.	Experimentální část .....	32
4.1.	Metodika a statistické metody .....	37
5.	Experimentální práce .....	33
5.1.1.	Příprava 1.pokusu .....	34
5.1.2.	Příprava 2. pokusu .....	34
5.1.3.	Odběr vzorků a měření pH a konduktivity u 1. pokusu .....	34
5.1.4.	Odběr vzorků u 2. pokusu .....	36
6.	Výsledky .....	<b>Chyba! Záložka není definována.</b>
6.1.	Výsledky 1. pokusu .....	<b>Chyba! Záložka není definována.</b>
6.2.	Výsledky 2. pokusu .....	<b>Chyba! Záložka není definována.</b>
7.	Diskuse .....	37
8.	Závěr .....	52
9.	Literatura .....	53
10.	Seznam obrázků .....	60
11.	Přílohy .....	<b>Chyba! Záložka není definována.</b>

# 1. Úvod

V minulosti byla voda brána jako samozřejmost a nedbalo se na to, že by v budoucnu mohla být pitná voda nedostatková. Posledních 50 let se začíná o vodu více pečovat, se snahou o její zachování a zlepšování její kvality. Je nutné s ní co nejlépe hospodařit, nejen z důvodu snížení finančních nákladů, ale i s přihlédnutím k budoucímu možnému nedostatku nezávadné a pitné vody. S tím se pojí opětovné použití neboli recyklace odpadní vody. K využití odpadních vod, převážně šedých vod, se v poslední době začíná přistupovat s mnohem větším zájmem. Proto je nezbytné věnovat pozornost recyklaci vody. Zpráva OSN z roku 2017 poukazuje na veliký problém s nedostatkem pitné vody týkající se 2,2 miliardy lidí na této planetě. Uvedený problém se z největší části týká industriálně nerozvinutých oblastí Asie a Afriky. Důvodem je nárůst lidské populace a znečišťování zdrojů pitné vody. Situace se v této oblasti bude v blízké budoucnosti zhoršovat (OSN, 2017).

Šedá voda je odpadní voda z domácností a dalších neprůmyslových budov, která neobsahuje fekálie ani moč. Takovou vodu je možné využít například pro pěstování rostlin ve vertikálních či střešních zahradách, k zalévání zahrad nebo ke splachování toalet. Toto její možné využití může rapidně snížit spotřebu pitné vody (Raček, 2016).

Využití šedé vody pro pěstování rostlin je jedním ze způsobů, jak zajistit potřebné množství vody pro rychle se rozvíjející technologie hydroponie a systém vertikálních zahrad (Nosek, 2020). Zakládání vertikálních zahrad by v budoucnu mohlo pomoci ve městech s bojem proti suchu, zlepšení klimatu a rozvoji městské biodiversity, čímž by se zmírnil jev takzvaných betonových pouští. Toto využití přispěje k rapidnímu snížení celkové produkce odpadních vod a tím se zmenší nápor na čistírnu odpadních vod, dále už jen ČOV. Dnes je šedá voda stále takřka nevyužita a ve velké míře odchází jako odpadní voda do kanalizací a ČOV, čímž vytváří zbytečnou zátěž pro tato zařízení.

Aby se šedá voda mohla použít pro výše zmíněné účely je potřebné ji přečistit (přefiltrovat) nebo v případě rostlin upravit, aby vyhovovala nárokům rostlin. Přidání biocharu by mohlo pomoci ke zkvalitnění vody, ve smyslu zachycení škodlivých látek

například těžkých kovů, tenzidů, a naopak k pozvolnému uvolňování živin – makro a mikro prvků. Pro tuto funkci filtrace se aplikace biocharu jeví jako vhodná metoda pro potvrzení naší hypotézy v této bakalářské práci. Biochar funguje jako sorbent díky jeho vysokému aktivnímu povrchu. Šedé vody lze tak před kontaktem s rostlinami přečistit. Další možností je přidání biocharu přímo do půdy pro zvýšení půdní retence v podobě mikro granulí pod 2 mm.

Práce navazuje na experiment v rámci projektu SWAMP, ve kterém byl testován růst rostlin za podmínek kombinujících zálivku šedou vodou s přidáním biocharu do interního substrátu perlitu či keramzitu. Ukázalo se však, že tato kombinace není pro růst rostlin vhodná (Nosek, 2020). Rostliny pěstované ve výše zmíněných podmínkách ukazovaly výrazně horší růst než rostliny kontrolní (bez aplikace biocharu a šedé vody). Důvod však není znám. Z toho vychází otázka: Proč se tak stalo? Na tuto otázku byla sestavena hypotéza: Biochar má vysoce aktivní povrch, na kterém dochází ke kumulaci sorbovaných rozpuštěných látek. To platí i pro tenzidy, které jsou v šedé vodě obsaženy. Tenzidy jsou vysokomolekulární látky, které způsobují toxicitu a narušují cytoplazmatickou membránu u rostlin. V případě, že je rostlina vystavena vodnímu stresu, tak sorbuje z biocharu vodu i s látkami, které biochar na sorboval. Mezi tyto látky patří i pro rostliny škodlivé tenzidy, které narušují cytoplazmatickou membránu rostlin, což způsobuje mortalitu rostlin. Tato práce by měla objasnit, zda je tento předpoklad platný.

## 2. Cíle práce

Cílem práce je stanovení vyluhovatelnosti biogenních prvků pomocí hmotnostní spektrometrie ICP-EOS ve výluzích ze suspenze s přidaným biocharem. Biochar bude smáčen šedou vodou (odpadní vody obsahující tenzidy) a kontrolní vzorky vodou kohoutkovou a destilovanou. Obsahy biogenních prvků ve výluzích budou srovnány mezi sebou ve třech variantách. Pomocí pokusu v menším měřítku bude srovnávána rychlost sorpce různých koncentrací tenzidů na biochar v suspenzi s vodou.

Dílčí cíle práce jsou:

1. Stanovení biogenních prvků a množství tenzidů ve výluhu s šedou vodou
2. Stanovení biogenních prvků ve výluhu kohoutkovou vodou 3.
3. Stanovení biogenních prvků ve výluhu destilovanou vodou
4. Srovnání výsledků mezi výluhy
5. Zhodnocení možnosti využití šedé vody v kombinaci s biocharem pro pěstování rostlin
6. Vyhodnocení schopnosti sorpce tenzidů biocharem.

## 3. Teoretická část

### 3.1. Projekt SWAMP

Je jedním z pilotních projektů České zemědělské univerzity v Praze spadající pod Fakultu životního prostředí. Zkratka SWAMP znamená Zodpovědný management vody v intravilánu obce ve vztahu k okolní krajině. Projekt je zaměřen na rozšíření a prohloubení spolupráce výzkumné organizace České zemědělské univerzity v Praze, konkrétně Fakulty životního prostředí (FŽP) a partnera projektu společnosti DEKONTA, a.s. v návaznosti na předchozí spolupráci v oblasti výzkumu. Oba subjekty se domluvily na výrazném prohloubení této spolupráce na úrovni převážně základního a průmyslového výzkumu, v tematické oblasti – racionální využití vody v intravilánu obce ve vztahu k okolní krajině. Hlavním cílem projektu je navrhnout a ověřit nové přístupy a opatření navyšující funkčnost krajiny, takzvané chytré krajiny, která dokáže odolat extrémním klimatickým jevům a přispěje tak k ochraně sídel. Principy takové chytré krajiny budou založeny na zvýšení retence a akumulace vody, ale rovněž na vytvoření sofistikovaného závlahového a odvodňovacího systému, který bude umět v obdobích sucha efektivně hospodařit s vodou při minimálních energetických nárocích. Současně bude systém doplněn o další funkci čištění povrchové vody prostřednictvím zapojením přírodních a umělých mokřadů s retenční, akumulací nebo závlahovou funkcí. Ve výsledku dojde k efektivnímu využití vody v krajině pro lidskou společnost žijící v přilehlých sídlech. Předmětem řešení je také hospodaření s vodou a optimalizace vnitřního prostředí v rámci velkých sídel. Předkládaný záměr je pojat komplexně a věnuje se zároveň vhodnosti veškerých navržených opatření i pro organismy, které jsou nedílnou součástí celého systému a jejichž ochrana je v podmínkách silných dopadů klimatických změn nezbytná. Budou tak minimalizovány negativní vlivy na životní prostředí a dojde k podpoře ekologických a biologických funkcí díky významné podpoře biodiverzity.

Pro realizaci výzkumného záměru bude klíčová úzká spolupráce České zemědělské univerzity v Praze a společnosti DEKONTA, a. s., která umožní v celospolečenském měřítku ověřit a validovat nové postupy pro nakládání s vodami v intravilánu obcí a managementu přilehlých pozemků, zejména zemědělského charakteru, se kterými

bude možné prostřednictvím akademického partnera seznámit jak odbornou veřejnost (projektanti, architekti, výzkumní pracovníci, pracovníci vodoprávních a stavebních úřadů a ostatní) tak uživatele půdy (vodohospodáři, zemědělci, majitelé pozemků a ostatní) (SWAMP, 2019).

### **3.2. Spotřeba vody v ČR**

Spotřeba vody v loňském roce v České republice dál stoupala a meziročně vzrostla o 1,8 litru na 133,5 litru na osobu a den, v domácnostech pak průměrný Čech spotřeboval denně 89,2 litru vody. To je o 0,5 litru více než v předchozím roce, přestože stoupl vodné i stočné (ČSÚ, 2018). Spotřeba domácností stoupá již několik let. Na minimu byla jejich spotřeba v roce 2013, kdy se v domácnostech spotřebovalo 87,1 litru na osobu a den. I nyní jde však stále zhruba o poloviční hodnoty proti spotřebě na konci 80. let, kdy se pohybovala kolem 170 litrů denně na osobu. "Nejvyšší spotřeba vody v domácnostech je v Praze. Převyšuje 107 litrů na osobu za den. Nejnižší je naopak ve Zlínském kraji, kde je přibližně o 32 litrů menší," uvedla Soňa Horáčková z oddělení statistiky životního prostředí (ČSÚ, 2018). Z hodnot spotřeby vody se vychází pro výpočet množství vody odpadní, a tedy i kapacity zařízení na její čištění.

### **3.3. Odpadní vody**

Podle Zákona o vodách č. 254/2001 Sb., se odpadní vodou myslí vody použité v obytných, průmyslových, zemědělských, zdravotnických a jiných stavbách, zařízeních nebo dopravních prostředcích, v případě, že po jejich použití se změní jejich jakost (složení nebo teplotu), jakož i jiné vody z těchto staveb, zařízení nebo dopravních prostředků odtékající, pokud mohou ohrozit jakost povrchových nebo podzemních vod. Jako odpadní vody jsou definovány i průsakové vody z odkališť, s výjimkou vod, které jsou zpětně využívány pro vlastní potřebu organizace a vod, které odtékají do vod důlních. Průsakové vody ze skládek odpadu jsou taktéž vedeny jako vody odpadní (dle § 38 Zákona č. 254/2001 Sb.).

Současná legislativa na úseku čištění odpadních vod v ČR vychází z principů příslušných směrnic Evropské unie (91/271/EEC a 2000/60/EC). Navazuje na tradici předchozí legislativy, která byla ve směru k čištění odpadních vod mimořádně dobře a prozíravě koncipována (zákon o vodách č. 138/1973 Sb. a prováděcí nařízení vlády č. 25/1975 Sb.). Určitým potvrzením kvality této původní právní úpravy je fakt, že vodní zákon byl celý změněn až v roce 2001, nyní zákon 254/2001 Sb. po předchozí novele o ochranných pásmech (zákon č. 14/1998 Sb.) a doplněn po změně nařízení vlády o úplatcích na zákon č. 58/1998 Sb. (zákon o poplatcích za vypouštění odpadních vod do vod povrchových). Nařízení vlády bylo změněno až v roce 1992 (č. 171/1992 Sb.), přičemž seznam ukazatelů množství látek v povrchových vodách zůstal zachován v tomto i dalším nařízení vlády (č. 82/1999 Sb.). Stávající vodní zákon (zákon č. 254/2001 Sb., v platném znění) se zabývá čištěním odpadních vod v Díle 5 „Ochrana jakosti vod“. V paragrafu 38 v odst. 3 je ukládána povinnost: „Kdo vypouští odpadní vody do vod povrchových nebo podzemních, je povinen zajišťovat jejich zneškodňování v souladu s podmínkami stanovenými v povolení k jejich vypouštění. Při stanovování těchto podmínek je vodoprávní úřad povinen přihlížet k nejlepším dostupným technologiím v oblasti zneškodňování odpadních vod, kterými se rozumí nejučinnější a nejpokročilejší stupeň vývoje použité technologie zneškodňování nebo čištění odpadních vod, vyvinuté v měřítku umožňujícím její zavedení za ekonomicky a technicky přijatelných podmínek a zároveň nejučinnější pro ochranu vod (Wanner, 2015).

### **3.4. Rozdělení odpadních vod**

#### ***3.4.1. Splaškové vody***

Splaškové vody jsou odpadní vody emitované z bytů, rodinných domů, domů městské vybavenosti jako jsou školy, restaurace, hotely, kulturní zařízení vypouštěné do kanalizace, které mají podobný charakter jako odpadní vody od obyvatel. Specifické množství splaškových vod (množství od 1 obyvatele za den) závisí na bytové vybavenosti (koupelny, sprchy, přívod teplé vody aj.) a je prakticky shodné se



spotřebou pitné vody. Průměrně se počítá se specifickou produkcí splaškových vod 150 l / osobu/ den (Doskočilová, 2013).

### **3.4.2. Průmyslové odpadní vody**

Mezi průmyslové odpadní vody řadíme odpadní vody vzniklé při výrobě v továrnách, nebo při zpracování surovin. K těmto vodám patří i tekuté odpady ze zemědělství. Průmyslové odpadní vody jako například vody splaškové mají i své charakteristické složení například barvu, pach, teplotu a specifické chemické složení. Složení odpadních průmyslových vod jako takových zaleží především na průmyslových odvětvích, odkud pocházejí. V takovýchto případech můžeme mluvit i o vodách procesních (Doskočilová, 2013).

### **3.4.3. Srážkové odpadní vody**

Srážková odpadní voda je obyčejná dešťová voda, u které došlo ke kontaminaci. Srážková voda ve formě padajícího deště ještě před samotným dopadem na zem obsahuje různé látky. Tyto látky se do ní dostaly ze vzduchu během její cesty atmosférou na zem. Jedná se o rozpuštěné plyny a organické i neorganické látky. Voda, která dopadne na zem, se obohatí o další látky, na které narazí při střetu se zemí, nebo při odtoku do recipientu. Látky buď rozpustí a smísí se s nimi, nebo je transportuje ve směru svého proudu.

Hlavní roli v kvalitě vody tedy hraje povrch, na který voda dopadla a po kterém dále odtéká. Srážky, které dopadnou na střechy, mívají vysoký obsah rozpuštěných oxidů ( $\text{CO}_2$  a  $\text{SO}_2$ , pH může klesnout až pod hodnotu 6), ale i proměnný podíl organických a anorganických látek (pyl, ptačí trus, prach). Srážková dešťová voda, která pochází z parkovišť a komunikací obsahuje stejné, nebo velice podobné látky jako voda ze střech, a navíc bývá často znečištěna i ropnými produkty. Srážková voda, která je nejvíce kontaminována, je zpravidla ze zelených ploch v oblasti městské zástavby a z pěších komunikací (Bartošová, 2012). Tyto zelené plochy fungují jako lapač prachu a v něm obsažené kontaminační látky (Bartošová, 2012).

#### **3.4.4. Balastní odpadní vody**

Jde o vody průsakové vznikající například při vysoké hladině podzemní vody spojené s netěsností odpadního potrubí. Jako takové nebývají znečištěné, znečistí se většinou až v potrubí. Balastní vody mohou vytvářet větší zátěž na kanalizační síť a na ČOV (Doskočilová, 2013).

#### **3.4.5. Odpadní podzemní voda**

Za odpadní vodu podzemní je považována voda prosakující z povrchu zeminy. Její složení je ovlivněno hloubkou, do které se vsakuje a materiálem, přes který se vsakuje (filtruje) podle toho tedy obsahuje různé látky. Jako odpadní voda je brána v případě, že je vypuštěna do kanalizace a odpovídá všeobecné definici odpadní vody (Bartošová, 2012).

### **3.5. Složení odpadních vod**

Nejvíce zastoupenými látkami v komunálních vodách jsou bílkoviny (40-60 %), sacharidy (25-50 %) a lipidy (10 %) pocházející z lidské činnosti (Sophonsiri a Morgenroth, 2004). V odpadních vodách splaškových je vždy obsažena močovina a produkty její hydrolýzy. Méně zastoupeny jsou v odpadních vodách fenoly, tenzidy pocházející především z prostředků na hygienu, praní prádla a mytí nádobí a pesticidy pocházející z oplachu potravin (Pecháček, 2000). Ačkoliv jsou bílkoviny hlavní složky odpadních vod a z celkové organické hmoty činí od 20 % do 80 % celkové CHSK, zbytek není identifikovatelný. Patří sem nejspíše organické sloučeniny (např. organických povrchově aktivních látek, nukleových kyselin, těkavých mastných kyselin) přítomné v odpadní vodě. Odchylka může být také způsobena interferencí analytických metod využívaných k rozpoznání a určení početnosti základních organických látek. (Sophonsiri a Morgenroth, 2004).

Látky produkované domácnostmi obsahují převážně živiny, jako jsou dusičnany a jejich deriváty, fosfor a jeho deriváty, odlišné xenobiotické organické sloučeniny (XOC) a biologické mikroby (Oteng-Peprah et al., 2018). Největším producentem

biogenních prvků, a to právě dusičnanů a fosforečnanů je kuchyňský odpad. Kuchyňský odpad obsahuje 4 až 74 mg/l dusíku a 4 až 14mg/l fosforečnanů (Boyjoo et al., 2013).

Jako u každé tekutiny tak i u odpadní vody se měří její konduktivita a podle konduktivity lze také hodnotit míru znečištění odpadních vod. Pro odpadní vody se konduktivita pohybuje zhruba v rozmezí od 120 až 170 mS/m (Petrůjová, 2015). Pro samotnou šedou vodu bývá konduktivita v rozmezí 0,0014 až 0,03 mS/m (Ciabattia, et al., 2009).

Velmi významnou složkou odpadních vod jsou i nejrůznější bakterie, a to zejména koliformní bakterie ve výkalech. Jedná se například o hojně se vyskytující patogenní bakterie *Salmonella*, *Campylobacter* a *Escherichia colia* (Oteng-Peprah et al., 2018). Na tuto hrozbu je velmi důležité myslet při nakládání s odpadními vodami a při čištění odpadních vod je co nejefektivněji eliminovat.

Další složkou, kterou je velice důležité odstranit, pokud to jen trochu jde, a zabránit emitování do recipientu, jsou těžké kovy. V běžných splaškových vodách tyto prvky pocházejí z farmaceutických, zdravotních a kosmetických produktů, aerosolů, či pigmentů (Eriksson et al., 2003). Těžké kovy jsou pro lidské tělo toxické stejně tak i pro jiné organismy, jde především o Pb, Ni, Cd, Cu, Hg a Cr (Aonghusa, Gray, 2002). Nalezení již zmíněných těžkých kovů, aerosolů, či pigmentů je důkazem toho, že postupem času narůstá složitost a množství těchto látek v těchto vodách (Eriksson et al., 2010).

Složení odpadní vody se odvíjí od fyzikálních faktorů a chemických kontaminantů, které ji ovlivňují a určují některé její vlastnosti jako je například rozpustnost látek, pevnost a stálost vazeb mezi rozpuštěnými látkami a biologickou degradací (Oteng-Peprah et al., 2018).

Ve vodě jsou také obsaženy biogenní prvky, které jsou přítomny ve všech živých organismech, jak v živočiších, tak v rostlinách. Kromě prvků, tvořících základ organických látek, tedy uhlíku, vodíku a kyslíku, rozlišujeme ještě prvky minerální, které se v přírodě vyskytují především ve formě anorganických sloučenin. Tzv. makrobiogenní prvky jsou v biomase obsaženy v množství větším než 1000 mg kg<sup>-1</sup> sušiny

a řadíme mezi ně C, H, O, N, K, Ca, Mg, P a S. Většina těchto prvků plní v rostlinách specifické úlohy, kdy se účastní metabolických procesů, nebo slouží k vytváření funkčních struktur a je tak pro rostlinu nepostradatelná (Pavlová, 2005). Uhlík, dusík a fosfor jsou rostlinám k dispozici ve formě jednoduchých organických molekul nebo iontů v atmosféře, případně iontů rozpuštěných ve vodě (dusičnany, fosforečnany, siřičitany atd.). Tyto látky pak mohou být včleněny do složitějších sloučenin uhlíku v biomase. Po přeměně vázaného uhlíku zpět na CO<sub>2</sub> se minerální živiny znovu uvolní v jednoduché anorganické formě a jsou tak dostupné dalším rostlinám (Begon et al., 1997). V závislosti na jejich vlastnostech a důležitosti jsou biogenní prvky jedním z hlavních hnacích motorů růstu rostlin. Z toho vyvstává velký problém spojený s eutrofizací vod.

Eutrofizace je takzvané zazelenění vodních ploch, nebo další poměrně výstižný název je vodní květ, který způsobují nejrůznější druhy řas a sinic. Sinice jsou ve velkém množství toxické a mohou způsobit až otravu živočichů. Protože veškeré zelené rostliny, řasy a sinice potřebují ke svému životu slunce, stěhují se k hladině a pokrývají hladinu vod a znemožňují přístup světla do hlubších vod. Velký problém je i vznik kyslíkových deficitů během noci kdy rostliny, řasy a sinice odebírají kyslík a vypouští do okolí oxid uhličitý. Deficit kyslíku je příčinou otravy ryb a vodních živočichů (Juneja et al., 2013). Pro užívání vod jako koupališť musí voda splňovat určité limity znečištění viz tabulka 1., které u citlivých jedinců dráždí pokožku a může vyvolat i silné alergické reakce. V případě požití i negativně ovlivňuje stav člověka například výskytem průjmových onemocnění. Tuto problematiku je potřeba řešit prostřednictvím co nejefektivnější filtrace a nejlepšího případného využití odpadních vod. Tím zamezit více zmíněné eutrofizaci vod a s tím spojeným problémům.

Tabulka.1. Limity pro kvalitu vody na venkovních koupalištích (Vogel podle Jašíková et al., 2019).

	<b>Enterokoky</b>	<b><i>Escherichia coli</i></b>	<b>Průhlednost</b>	<b>Znečištění odpadní Vody</b>	<b>Přírodní Znečištění</b>	<b>Výskyt sinic</b>
	KTJ/100ml	KTJ/100ml	cm	stupeň	stupeň	stupeň
<b>Vyhovující</b>	≤400	≤1000	≥100	0 a 1	0 a 1	0 a 1
<b>Nevyhovující</b>	>400	>1000	<100	2 a 3	2 a 3	2 a 3

Tabulka 1. zobrazuje limity pro kvalitu vody ve venkovních koupalištích.

### **3.6. Možnosti čištění odpadních vod**

Odpadní vody je důležité čistit z mnoha důvodů. Asi nejdůležitější je udržení čistoty a nezávadnosti vodních zdrojů, aby bylo možné je využívat jako zdroje pitné vody. Druhá nejdůležitější věc je, aby nedocházelo degradaci prostředí vlivem vypouštění nepřečištěných odpadních vod zpět do recipientu. Jde především o zabránění vzniku otrav organismů a zmírnění eutrofizace vod (Abbasi a Abbasi, 2012)

Pro čištění odpadních vod se v dnešní době nejčastěji používají dva typy zařízení: ČOV a kořenové čistírny.

### **3.7. Čistící systémy odpadních vod (ČOV)**

Čistírny odpadních vod jsou objekty, kde se zintenzivňují stejné rozkladné děje jako v přírodě a funguje zde princip samočištění obdobně jako ve vodních tocích. Díky tomu je dosahováno daleko vyšší rychlosti a efektivnosti odstranění nežádoucích látek než v přirozených podmínkách.

Proces čištění odpadních vod je zpravidla několika stupňový (Pecháček, 2000).

1. Mechanické čištění
2. Biologické čištění a odstranění biogenních prvků
3. Fyzikálně chemické čištění

#### ***3.7.1. Jak fungují ČOV***

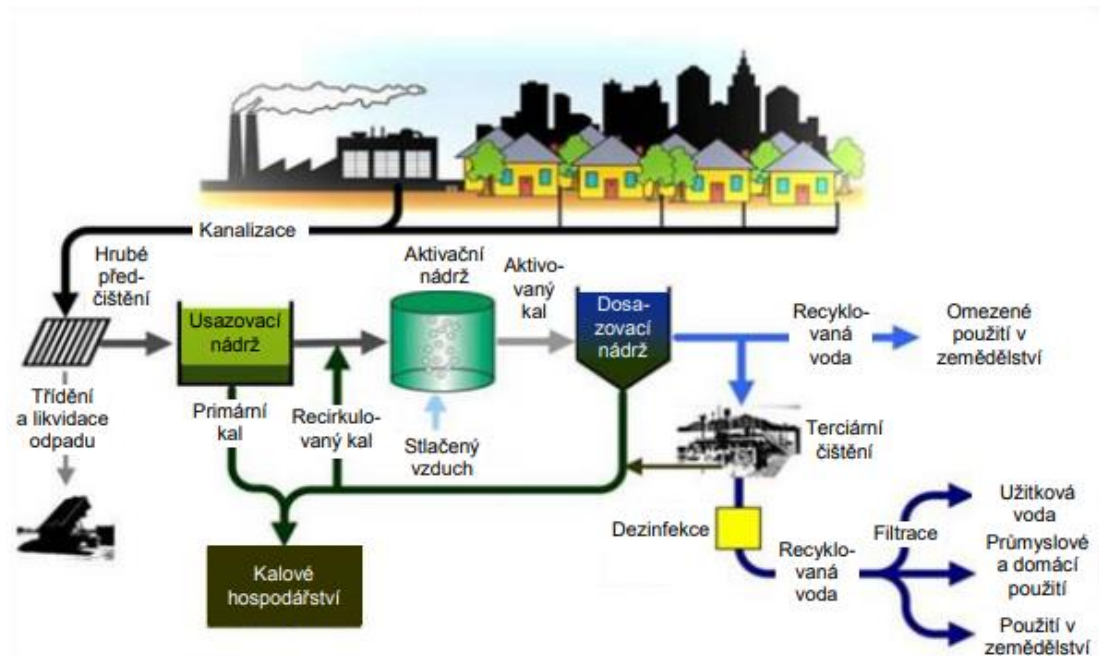
Odpadní voda od producentů tedy bytů, domů, továren, zemědělských družstev a podobně je do ČOV přiváděna nejčastěji gravitačním stokovým systémem. Voda následně prochází primární a sekundární úpravou, viz. Obr. 2.

V primární úpravě dojde k odstraňování hrubých splavenin a plavenin, šterku, písku a dalších jemných částic. Voda je přivedena do nádrže kruhového průřezu, ve které se

usazují těžší látky. V této nádrži je na hladině umístěno sběrné rameno, které vychází ze středu a dosahuje až na stěny nádrže. Pohyb ramena je konstantní o rychlosti 4 cm/s. Rameno sbírá nečistoty na hladině a podél stěn a shromažďuje je na dně nádrže. Voda, která je takto zbavena nečistot postupně přepadá přes okraje nádrže. Po dokončení zmíněných úprav je z vody odstraněno přibližně 40 % nečistot, které byly na vstupu.

Sekundární úprava odpadní vody se zabývá biologickým čištěním. Využívají se zde bakterie, které rozkládají zejména organické látky, které jsou převážně tvořeny N, P, C a dalšími prvky. Veškeré zbytky bakterií a látek se mění na kal, který je odčerpáván a voda putuje do usazovacích nádrží. Ve fermentačních nádržích je kal ohříván na teplotu okolo 40 °C a dochází tam k jeho mísení. Kal se odděluje od vody a je jasně viditelná hranice mezi kalem a vodou. Voda je odváděna k dalšímu přečištění a kal je buď mechanicky odvodňován, nebo vysoušen a v závislosti na jeho chemickém složení je buď transportován na skládku odpadu, nebo jinak využit například v zemědělství.

Voda na odtoku z ČOV je stále analyzována a v případě nevyhovujících hodnot jsou upravovány postupy čištění (Feiging et al., 2012).



Obrázek 1 Schéma čistění odpadních vod (vutbr.cz, 2021)

Na obrázku 3 jsou dobře znázorněny sedimentační a koagulační nádrže.



Obr.2. Ústřední čistírna odpadních vod, Praha (PVK.cz, 2021)

### 3.8. Kořenové čistírny

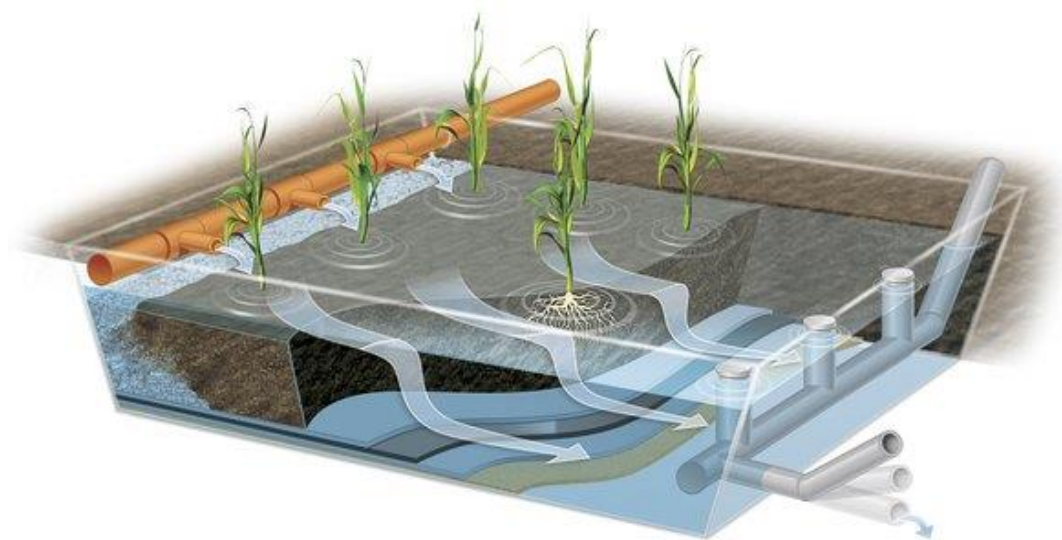
Kořenové (vegetační) čistírny odpadních vod využívají k čištění vody rostlin, které svými kořeny zachycují živiny a jiné látky a vytvářejí takzvaný kořenový filtr, kde dochází k rozkladu organických látek a jejich sloučenin. Kořenové čistírny fungují na stejných principech jako přirozené mokřady, kde probíhají samočistící procesy.

Jejich nesmírnou výhodou je poměrně snadná a nenáročná údržba, ale za to jsou velmi náročné na plochu, kterou zaujímají. Pro efektivní vyčištění odpadní vody musí kořenová čistírna zaujímat plochu 5 m<sup>2</sup> na jednoho obyvatele (Vymazal, 2016).

Ještě před průtokem kořenovým filtrem musí být voda zbavena mechanických nečistot a případně anaerobně předčištěna. To probíhá v anaerobním separátoru: vícekomorovém septiku, anebo (v případě obcí) v sedimentačních nádržích. Voda pak v dávkách vtéká na povrch kořenového filtru, kde pomalu putuje přes filtrační materiál osázený mokřadní vegetací. (Šímová, 2013)

Pro čištění vody využíváme v současné době vertikální pulzně skrápěné filtry, které se hojně využívají mimo jiné v Rakousku (Němcová, 2015). Předčištěná voda nejprve vtéká do pulzní šachty, kde se postupně shromažďuje, a když se šachta zaplní, je vypuštěna na kořenový filtr. Na povrchu filtru je umístěno rozvodné potrubí s mnoha otvory. Díky většímu množství najednou vypuštěné vody a tomuto rozvodnému potrubí, dojde k rovnoměrnému rozdělení vody po povrchu filtru. Voda pak protéká souvrstvím jemného štěrku a písku a zbavuje se nečistot, viz. Obr. 4. Druhy čistících procesů jsou aerobní a anaerobní (Vymazal, 2016).

Čistící procesy lze rovněž vnímat jako fyzikální, chemické a biologické. Mezi ty fyzikální patří například sedimentace pevných vysrážených látek a jejich filtrace v kořenovém poli. Do chemických reakcí lze zařadit sorpci, rozklad a přeměnu odpadních složek do jiných stabilních forem a komplexní oxidační i redukční procesy. (Šimová, 2013)



Obr.3. Ilustrace kořenové čistírny odpadních vod (chatař-chalupář.cz 2021)

### 3.9.Šedá voda

Šedé vody jsou definovány podle EN 12056 jako splaškové odpadní vody neobsahující fekálie ani moč, které odtékají z umyvadel, van, sprch, dřezů apod. Šedé vody prošlé úpravou, zejména vody z koupelen se využívají jako zdroj provozní vody, pro



splachování záchodů, pisoárů a zalévání zahrad. Vzniká tak úspora za nespotřebovanou vodu pitnou (Raček, 2016). Šedé vody jsou však znečištěny vysokým obsahem olejů a chemikálií, které jsou složkami mýdel, šamponů, barev na vlasy a zubních past. Dále pak šedé vody obsahují živiny jako je P a N, které pochází především z čisticích prostředků. V šedé vodě se vyskytuje také fekální kontaminace (NSW, 2007).

Nejčastějšími obavami, které jsou spojené právě s recyklací šedé vody a jejího opětovného užití, především jako vody pitné, byly z velké míry problémy s vnímáním veřejného zdraví a nevyhovující technologie zpracování šedé vody za účelem jejího možného opětovného použití (Vigneswaran a Sundaravadivel, 2004). Jedním z velkých problémů je také takzvaná Šedá vodní stopa, která je definována jako množství sladké vody, které je nezbytné pro asimilaci zátěže znečišťujících látek k dosažení úrovně stávajících standardů kvality vody (Ansorge, et al., 2020). Na tento problém navazuje složení šedé vody. Podle složení a množství dané šedé vody se bude volit i způsob přečištění šedé vody (Thompson et al., 2020).

### ***3.9.1. Legislativa šedých vod***

Česká republika zatím nemá v zákoně žádným způsobem řešenou normu pro šedé vody. Všeobecně se, ale pro šedou vodu využívá evropská norma číslo EN 12056. Existuje ještě další evropská norma o šedých vodách číslo EN 16941-1. Tato norma byla přeložena do českého jazyka a byla z ní vypracována česká norma ČSN EN 16941-1 „Systémy pro využití nepitné vody na místě – Část 1: Systémy pro využití srážkových vod“, která byla vydána 1. 12. 2018 a nabyla účinnosti 1. 1. 2019. Jedná se o první část, na kterou by v budoucnu měla navázat i druhá část této normy EN 16941-2 pro ČR jako norma ČSN EN 16941-2, která by se měla zabývat přímo využíváním šedých vod. Zatím, ale nedošlo k pokroku v jejím rozšíření o šedou vodu (Smetanová, 2019).

### **3.9.2. Rozdělení šedých vod**

Šedé vody lze rozdělit do kategorií, ze kterých konkrétních zdrojů pocházejí (Vikesland et al., 2001).

- A) Neseparované šedé vody
- B) Šedé vody z kuchyní a myček
- C) Šedé vody z praček
- D) Šedé vody z umyvadel, van a sprch
- E) Ostatní šedé vody

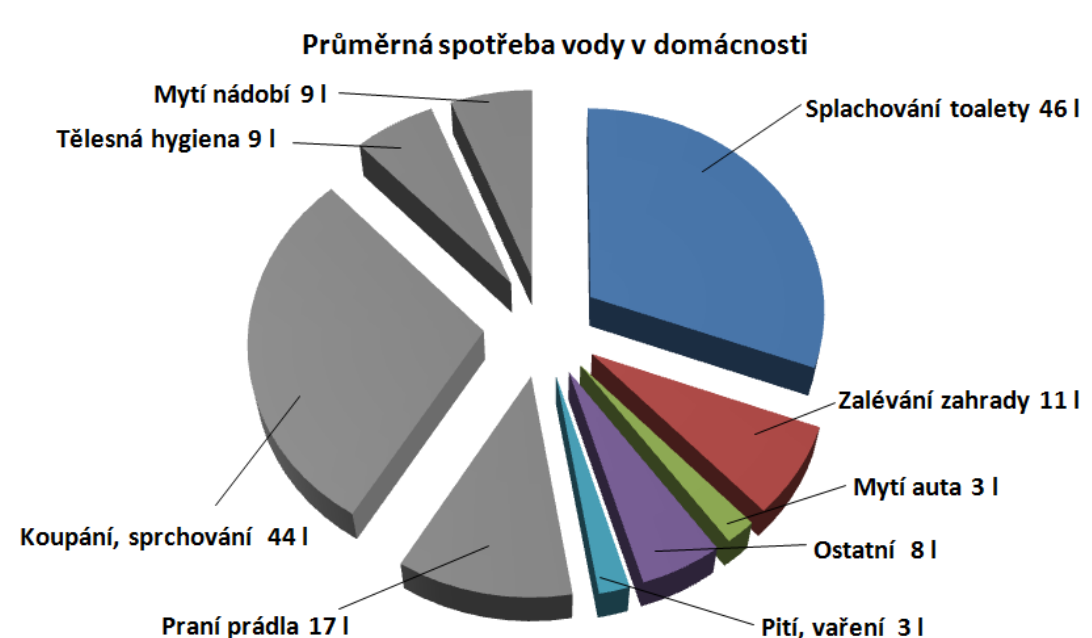
### **3.9.3. Množství produkováných šedých vod**

Množství šedé vody vyprodukované domácnostmi může být velice odlišné, a to v řádu desítek litrů. Přesněji od 15 l na osobu na den v chudých, a ne příliš industriálně rozvinutých společnostech. Na druhé straně v bohatých a prosperujících oblastech to může činit i několik set litrů na osobu za den. Faktory, které vytvářejí takové obrovské rozdíly, se většinou připisují mimo jiné zeměpisné poloze, životnímu stylu, klimatickým podmínkám, typu infrastruktury, kultuře a zvykům (Oteng-Peprah, et al., 2018).

Šedá voda představuje až 75 % objemu odpadních vod produkováných domácnostmi, což se může zvýšit na přibližně 90 %, pokud se používají suché toalety (Hernández Lea et al., 2010). Jamrah 2006 uvedl, že produkce šedé vody činí zhruba 69 % z celkové spotřeby domácnosti. Další zdroj uvádí, že šedá voda či jiné odpadní vody z domácnosti bez příměsí vod toaletních většinou zaujímá okolo 50-80 % odhadované denní spotřeby vody, přepočteno na litry činí tato spotřeba zhruba 90-140 litrů za den (Garland et al., 2004).

Literatura uvádí, že šedá voda z koupelnových zdrojů zaujímá zhruba 50–60 % z celkového množství vyprodukované šedé vody (Poyyamoli et al., 2013). Šedá voda pocházející z kuchyní zaujímá asi 10 % z celkového množství šedé vody. Někteří ji

ani za šedou vodu nepovažují, protože obsahuje částice potravin, oleje a tuky (Christova-Boal et al. 1996). Podle Friedlera 2004 by šedá voda z kuchyně a myčky měla být úplně vypuštěna z řazení do šedé vody, a to proto, že téměř z 50 % zodpovídá za hodnotu CHSK, tedy jednu z hlavních hodnot a měřítek pro kvalitu vody.



Obr.5. Průměrná spotřeba vody v domácnosti ASIO (asio.cz, 2021)

Na obr. 5 jsou šedé vody označeny šedou barvou, a jejich součet je 79 litrů na domácnost za den, a to z celkového množství 150 litrů (toto množství vody je v České republice obecně bráno jako množství vody na jednoho obyvatele za den). Procentuálně vyjádřeno, šedá voda zaujímá 52,67 % z celkové spotřeby vody v domácnosti (ASIO Čistírny šedých vod AS-GW/AQUALOOP, 2012).

Dle dostupných informací tedy nelze přesně určit produkci šedé vody a určit spotřebu vody pitné. Největší shoda je, že zhruba 70% vody pocházející z domácnosti tvoří šedá voda. Celkově ze zatím provedených výše zmíněných studií vyplývá, že obecně je daleko menší spotřeba vody v chudších a méně rozvinutých oblastech, oproti bohatším a vyspělejšími oblastem.

### 3.10. Čistírny šedých vod

Čistírny šedých vod slouží k odstraňování nečistot z odpadních vod, ale pouze těch odpadních vod, ve kterých se nevyskytují fekálie ani moč. Technologie funguje na aerobních procesech a membránové technologii. Membránová technologie zbavuje vyčištěnou vodu, která prošla aerací, většiny bakterií a virů. Šedá voda takto vyčištěná se nazývá vodou bílou. Tato bílá voda je podobné kvality jako voda dešťová (ASIO Energie šedých vod, 2012)

Systémy využití šedých vod ve vybraných objektech je možné dle způsobu čistících procesů rozdělit následovně:

- jednoduchá úprava (např. mechanické předčištění a dezinfekce systému);
- chemická úprava (např. fotokatalýza, elektro-koagulace a koagulace);
- fyzikální úprava (např. pískový filtr, adsorpce a membrány);
- biologická úprava (např. biologické provzdušňované filtry, rotující kontaktní bioreaktor a membránový bioreaktor);
- přírodní možnosti čištění (např. mokřady, kořenové čistírny, rákosová pole) (Raček, 2016).

Nejčastějším a nejvíce užívaným systémem čištění šedé vody je filtrace. Jedná se o proces odstranění pevných látek jak fyzikálními, tak biologickými procesy. V tomto přehledu se uvažuje pouze o fyzickém odstranění pouze pevných látek, a to kvůli tomu, že tato metoda se vyskytuje v převážném množství schémat pro přečištění šedé vody. Médium určené k filtraci lze uplatnit v podobě písku, štěrku, jemného pletiva a mnoha dalších.

Grosset a kolektiv řešili provedení a účinnost filtračního systému pro úpravu šedé vody, za využití oblázků o tloušťce 2 cm instalovaných do odtokových otvorů a jako další 12 centimetrové střední vrstvy z 12 centimetrového plastového filtračního média a jako finální vrstvu použili 4 centimetry tlustou vrstvou rašeliny (Grosset, 2007).

Dalahmeh a kolektiv zkoumali účinnost filtračního systému za použití jiných materiálů, a to borové kůry, aktivního uhlí (podobné vlastnosti jako biochar), polyuretanové pěny a písku jakož to filtrační médium pro úpravu šedé vody (Dalahmeh et al., 2012).

Účinnost systému s hrubou filtrací a množství přečištěné vody, s následnou pomalou filtrací přes pískové lože s hydraulickou retenční dobou 8 a 24 hodin zkoumal (Finley et al., 2009).

Parjane a Sane, 2011 využili k přečištění kokosové skořápky, hrubé piliny, dřevěné uhlí, cihly a písek jako materiál pro filtraci šedé vody a hodnotili účinnost těchto materiálů na kvalitu čištění.

Al-Hamaiedeh a Bino 2010 použili jako filtrační jednotku pro šedou vodu čtyři sudy. Sudy byly uspořádány do pořadí a do prvních tří sudů byl umístěn štěrk o průměru frakce (velikosti zrna) 2-3 centimetry. Poslední sud byl použit pro hromadění odpadu a pro možné zalévání s touto vodou

Gross 2008 zkoušel hybridní filtrační systém fungující na principu  $130 \mu\text{m}^{-1}$  síťové filtrace, tufového filtru, pískového filtru a na konci filtrace.

Zuma et al., 2009 se zaměřili na možnost využití systému mulčovací věže pro úpravu šedé vody v Jižní Africe. Do věže byly dány vrstvy mulče, hrubého písku, jemného a hrubého štěrku a to v 650 mm vysokém plastovém sloupci o průměru 150 mm se sítím z nerezové oceli nacházejícím se nahoře na sestavě, a to za účelem odstranění hrubých částic a zmenšení rizika zanášení filtru.

Výsledkem bylo, že z těchto možných filtračních systémů obstály pouze filtry s kůrou tedy filtrace od autorů Dalahmeh et al., 2012. Tyto filtry jako jediné dokázaly splnit kritéria pro vhodné pH, a tedy i znovu použití vody. A jen filtrace s uhlím může splnit BOD<sub>5</sub>, pro regulační standard a tím pro znovu použití šedé vody. Též i míra fosforu, kterou se podařilo odstranit, byla nejvyšší u tohoto typu filtru.

Přesný výkon filtračních médií na jednotlivé složky šedé vody je v tabulce 1 (Oteng-Peprah et al., 2018).

Tabulka 2. - Účinnosti čištění některých vybraných systémů čištění šedé vody (Oteng-Peprah et al., 2018).

Parametr	Filtrace	Mokřady	SBR	RBC	MBR	UASB
Zákal (NTU)	-	-	-	-	98-99%	-
EC ( $\mu\text{S}/\text{m}$ )	-	-	-	-	-	-
TSS (mg/l)	53-93%	90-98%	-	9-12%	až 100%	-
TDS (mg/l)	-	-	-	-	-	-
BSK5 (mg/l)	89-98%	až 99%	90-98%	27-52%	93-97%	až 67%
CHSK (mg/l)	37-94%	81-82%	90-98%	21-61%	86-99%	38-79%
Cl (mg/l)	-	92-94%	-	-	-	-
Oleje a tuky (mg/l)	až 97%	až 95,45%	-	-	-	83,70%
Dusičnan (mg/l)	17-73%	-	-	-	6-72%	-
T. dusičnan (mg/l)	5-98%	26-82%	80%	-	52-63%	24-58%
T. Phosp (mg/l)	až 100%	až 71%	-	-	až 19%	10-39%
FC (CFU)	-	-	-	85,5-99,9%	až 99%	-
E.coli (CFU)	až 100%	-	-	85,5-99,9%	-	-
Ca (mg/l)	až 100%	-	-	-	-	-
Mg (mg/l)	až 100%	-	-	-	-	-
Na (mg/l)	47%	-	-	-	-	-

Tabulka 2. zobrazuje účinnost vybraných systémů čištění šedé vody.

(SBR- (sequence batch reactor) systém cyklického čištění odpadních vod; diskontinuální, RBC- (rotating biological contactor) rotující biologický stykač, MBR – Membránový bioreaktor, UASB- (Upflow anaerobic sludge blanket) Anaerobní kalový reaktor

### **3.10.1. Technologie čištění šedých vod**

Proces čištění šedých vod začíná nejdříve mechanickým předčištěním. Po protečení vody filtrem mechanických nečistot teče voda do vyrovnávací nádrže, která slouží k akumulaci vody a jejímu postupnému dávkování do čistícího systému, a to kvůli bakteriím, které se v systému vyskytují. Bakterie v systému by při nedostatku nebo úplném výpadku přítoku odumřely. Z vyrovnávací nádrže je voda čerpána do aktivační nádrže, kde se v hojné míře vyskytují bakterie rozkládající organickou hmotu a zbytky pesticidů a herbicidů vyskytujících se na potravinách, léky. (Zheng et al., 2013). Jsou to například bakterie *Comomonas*, *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, - *Cytophaga* či *Paracoccus*. V této aktivační nádrži je membránový modul sloužící k přečištění vody prošlou aerací. Na spodní části membránového modulu se nachází aerační systém pro vhánění kyslíku do aktivační nádrže a čistí se jím i membrány. Nahoře nad membránovým modulem je čerpadlo, které pod tlakem odsává vodu přes filtrační membrány a vyčištěná voda je svedena do akumulační nádrže pro vyčištěnou vodu. Odtud je voda čerpána automatickou tlakovou stanicí za pomoci membránové tlakové nádoby do rozvodu provozní vody k jejímu dalšímu využití. Ještě před jejím čerpáním do systému provozní vody je v potrubí umístěno UV světlo jako poslední čistící stupeň, který slouží k dezinfekci vody. Všechny nádrže mají havarijní přepady a disponují možností doplnit pitnou vodu při nedostatku šedé vody (Melin et al., 20116).

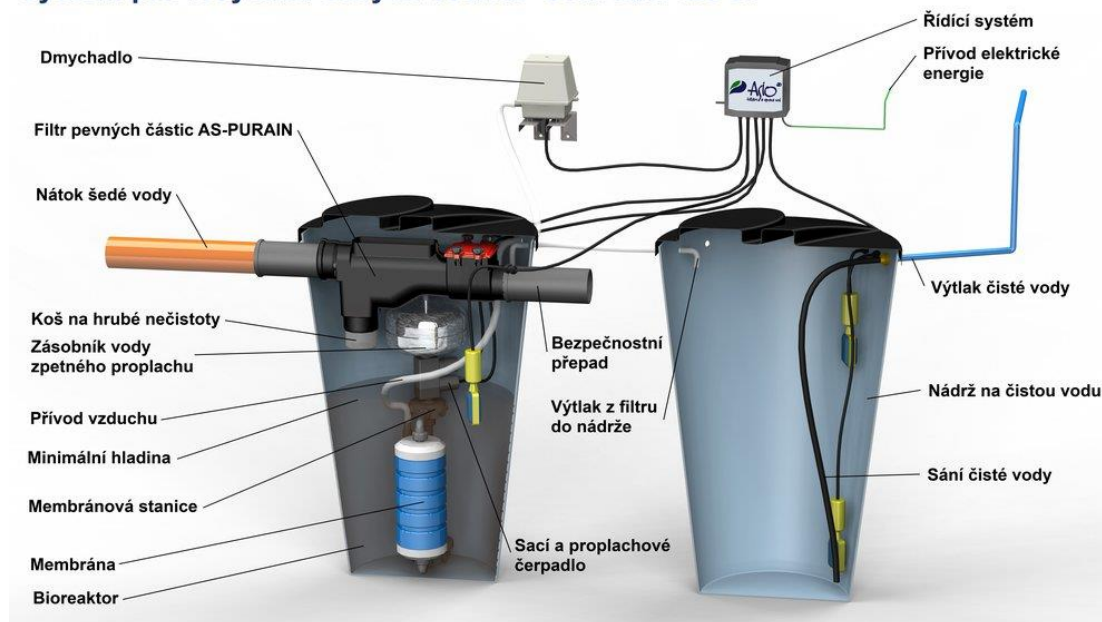
### **3.10.2. Filtrační systém As-Gw/Aqualoop**

Princip tohoto systému (obr. 6) je zatím jeden z nejefektivnějších systémů pro čištění šedých vod za účelem jejich dalšího využití.

Odpadní voda nejdříve vstupuje do zařízení přes filtr na odstranění větších mechanických nečistot a pak do reakční nádrže, kde je uložen membránový modul, v jehož spodní části je umístěn aerační systém určený k provzdušňování nahromaděné šedé vody v reakční nádrži. U membránového modulu se nalézá čerpadlo, a to podtlakem odsává vodu a vede ji k membránovému modulu. V membránovém modulu voda projde přes membrány a čistá je odváděna do akumulační nádrže. Systém je opatřen havarijním přepadem nacházejícím se v reakční nádrži. Voda z akumulační nádrže je transportována čerpadlem do systému rozvodu provozní vody. Systém má

možnost doplňování pitnou vodou například pro účel naředění vysoké koncentrace znečištění a zmenšení náporu na filtraci (ASIO Čistírny šedých vod AS-GW/AQUALOOP, 2012).

### Systém pro recyklaci šedých vod AS-GW/AQUALOOP



Obr.5. Znárodnění a popis filtrace čistírny šedých vody AS-GW/AQUALOOP (asio.cz,2021)

#### 3.10.3. Systém pro rekuperaci a částečné přečistění šedé vody

Jedná se o systém popsany v americkém patentu s číslem US5868937A pro recyklaci šedé vody produkované především myčkami nádobí, sprchami a pračkami prádla. Zároveň přečištěnou vodu okamžitě znovu využívá, a to beze změny výkonu oproti současné normální technologii praček a myček. Systém pracuje s ultrafiltrací za pomoci membrány z dutých vláken, přes kterou je voda přefiltrována a tím šedou vodu přečistí do takové míry, že její podstatné množství lze znovu uvést do oběhu praní prádla či mytí nádobí v přístrojích.

Pro pračky na prádlo je systém použití, nebo recyklace šedé vody navržen tak, že lze recyklovanou vodu využít okamžitě v uzavřené smyčce pro další cykly, nebo odklonit do skladovací nádrže. U tohoto zapojení se používá minimálně o 50% vody méně než



u normálních systémů prání (systémy bez recyklace vody), zároveň se snižuje spotřeba čisticích prostředků o 30 %, a to z důvodu, že se část oplachovací vody můžeme opět využít pro následující cykly. Obdobný princip je možné aplikovat i u myček nádobí (Back et al., 1999).

### **3.11. Proč využívat šedou vodu**

Největší využití pro šedé vody je v rámci jejího použití na splachování toalet a pro možné pěstování rostlin a závlahu zahrad (Tůmová, 2019). Navíc v dnešní době jsou různé systémy (jako LEED, BREAM a dalších), které hodnotí ekologické vlastnosti budov a využitím šedých vod se zlepšuje hodnocení v těchto systémech. Množství šedé vody, která připadá na jednoho člověka za den v České republice je okolo 55 až 100 l. na osobu a den, činí to zhruba polovinu spotřeby vody pitné. Využití šedé vody nejen, že výrazně snižuje náklady domácnosti, ale snižuje i odběr pitné vody a její znehodnocování (ASIO Energie šedých vod, 2012). Využití šedé vody pro další upotřebení je tak ekologicky velmi významným přínosem a finanční úsporou.

V České republice jsou systémy využití šedých vod v objektech v závislosti na konečném využití bílé vody rozděleny:

- nekontaktní využití: pro zavlažovací systémy;
- nízko kontaktní využití: pro splachování toalet, praní prádla, užitková voda na mytí podlahy a užití všude tam, kde se předpokládá minimální styk s lidskou pokožkou;
- kontaktní využití: po důkladném čištění a dezinfekci vody využití bílé vody pro koupání (umyvadla, sprchy a vany), mytí podlahy, u které se předpokládá styk s lidskou pokožkou;
- speciální využití: procesní voda pro užití v průmyslových odvětvích, např. velkých prádelnách.

Problémem pro zvýšení zájmu veřejnosti a rozvoje, je technická a ekonomická stránka. Široká veřejnost nemá o znovu využití šedé vody příliš dobré mínění. Snad proto, že má pocit, že i po přečištění je to původně odpadní voda (Raček, 2016).

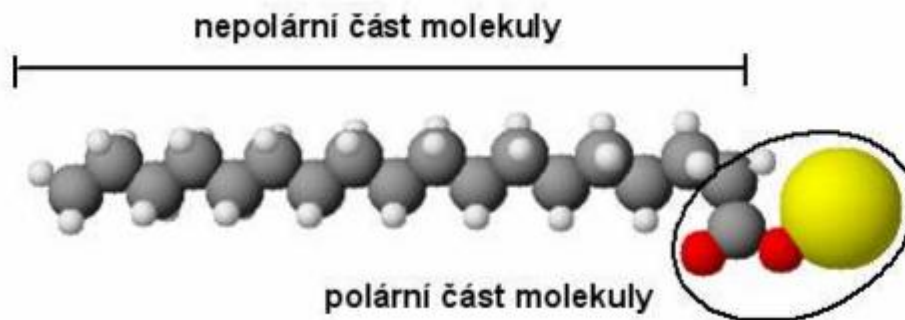
### **3.12. Energie šedé vody a její využití**

Šedá voda má rovněž neopomenutelný energický potenciál, přesněji se jedná o tepelnou energii. Využití této energie, tohoto potenciálu šedých vod se přímo nabízí. A to hned ze dvou důvodů. Za prvé jsou to relativně čisté vody, ve kterých se vyskytuje poměrně dost tepla. Díky tomu, že nejsou příliš znečištěné, se minimalizuje usazování ve výměnících oproti jiným odpadním vodám (ASIO Energie šedých vod, 2012). Využitelnost šedé vody jako tepelného zdroje se odvíjí od teploty, kterou šedé vody mají. Tato teplota závisí na několika faktorech. O jaké zařízení se jedná, to souvisí i se zdrojem například při mytí rukou, sprchování, praní prádla atd. Jak moc je zařízení užíváno a případně typ směnného provozu. Kvůli těmto faktorům by se měl každý objekt posuzovat zvlášť. Jde o to, že rekuperace tepla z šedé vody se více vyplatí v těch místech, kde je vyšší produkce šedé vody a třeba i zároveň vyšší teplota šedé vody. Rekuperace tepla z šedé vody může snížit finanční náklady na vytápění budovy (Truhlář, 2017).

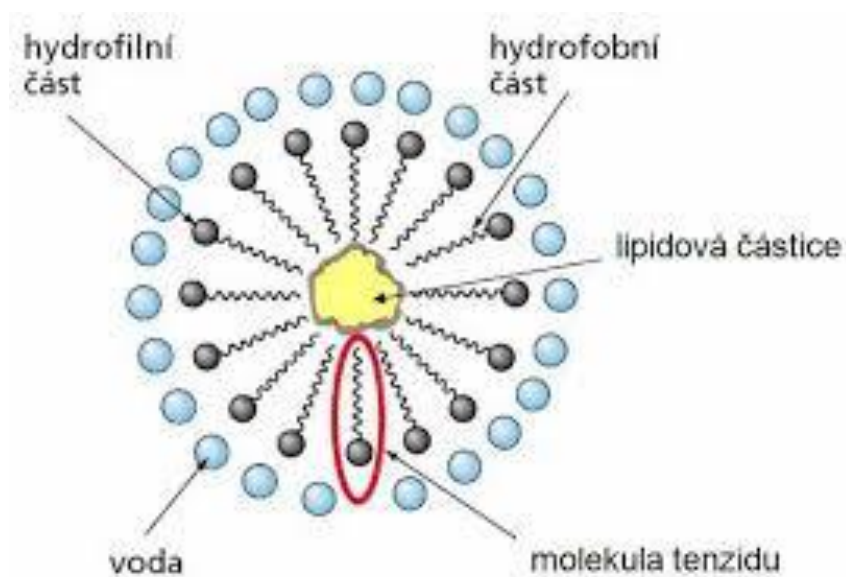
Energie spotřebovaná při ohřívání TUV zaujímá zhruba 25 % z celkových nákladů na energii, přičemž v domácnostech to činí 25-75 %. Tím, že TUV tvoří velkou část šedých vod, tak rekuperací tepla z ní ve výsledku snižujeme náklady na energii. Nejvíce znatelné úspory jsou například u pasivních domů (ASIO Energie šedých vod, 2012).

### **3.13. Tenzidy neboli surfaktanty**

Tenzidem se rozumí povrchově aktivní organická látka s bipolární strukturou (obr. 7), která je schopna se hromadit již při nízké koncentraci na fázovém rozhraní a tím snižovat mezifázovou energii soustavy. Nečistoty, které jsou zpravidla nepolárního (neboli hydrofobního) charakteru, jsou tak snáze převedeny do vodného roztoku (obr. 8).



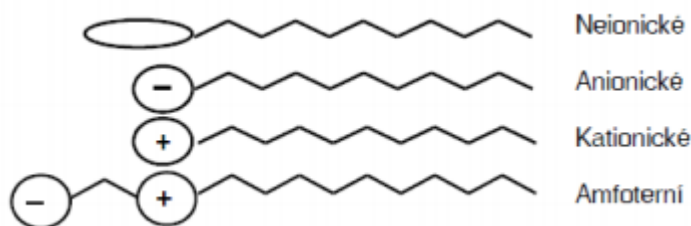
Obr.7. Základní složení molekuly tenzidu (Ladislav Zibura. Eu, 2021)



Obr.7. Vyobrazení funkce tenzidu na nečistotu ve formě lipidu (tuku) (vutbr.cz, 2021)

S tenzidy přijde do styku převážná část populace, protože jsou obsaženy v každém hygienickém nebo čisticím prostředku. Vzniklé nečistoty nemůžeme skladovat jako např. odpadky na skládkách, naneštěstí tato voda putuje zpět do ekosystému. Nečistoty nemůžeme ovlivnit, můžeme však ovlivnit to, jaký prací prášek použijeme v naší domácnosti (Šmidrkal, 1999).

### 3.14. Rozdělení tenzidů



Obr.8. Rozdělení tenzidů podle jejich hydrofilní části (vutbr.cz, 2021)

#### 3.14.1. Anionické tenzidy

Nejstarším používaným tenzidem je mýdlo, které je složeno ze sodné soli vyšších karboxylových skupin. Velkou nevýhodou mýdel je, že v tvrdé vodě tvoří nerozpustné hořečnaté a vápenaté soli.

Nejrozšířenější z této skupiny je tak biologicky rozložitelný lineární N natrium-dodecylbenzensulfonát (LAS), který nahradil špatně biologicky rozložitelný alkybenzensulfonát II. Dalšími velmi často používanými anionickými tenzidy jsou olefinsulfonáty (AOS), které se používají především do kapalných mycích prostředků.

Natrium-alkylsulfáty VII (AS) se používají jako další tenzidy vedle LAS v práškových pracích prostředcích, ale zejména pak v kapalných mycích a čistících prostředcích. Podobnou strukturu mají alkylétersulfáty (AES), který také můžeme najít v pracích práscích. Jejich hlavní využití je však hlavně ve výrobě tekutých mycích prostředků. Dále je můžeme najít v kosmetických prostředcích (vlasové a tělové šampony), jelikož tyto látky lidská pokožka dobře snáší (Šmidrkal, 1999).

Další látky patřící do této skupiny jsou: sulfosukcináty, isothináty, tauridy, sarkosináty a atd.

### 3.14.2. Kationické tenzidy

Tyto tenzidy se používají především v avivážních prostředcích, kde působí antistaticky a zároveň vykazují i významný mikrobicidní efekt. Jejich rozložitelnost je daleko horší v porovnání s aniotickými tenzidy. Optimální avivážní efekt mají ty tenzidy, které mají dva alkyly C18 a dvěma krátkými alkyly (methyl). Téměř u všech kationických tenzidů je kationtem kvartérní dusíkový atom – tedy kvartérní amoniové soli chloridů nebo methosulfát. Při snaze o zlepšení biologické rozložitelnosti tenzidů došlo k nahrazení klasických kvartérních amoniových solí, a ty byly nahrazeny esterquaty, které jsou běžné hlavně v levných pracích prostředcích. Kationtové tenzidy můžeme najít i v kondicionérech, které jsou tvořeny substituenty peptidu (Šmidrkal, 1999).

### 3.15. Biochar

Biochar neboli česky biouhel vzniká pyrolýzou organické hmoty, která je spalována buď jen s minimálním přístupem vzduchu (kyslíku) nebo absolutně bez přístupu vzduchu. Spalováním (pyrolýzou) vzniká vysoce uhlíkovitý materiál, který je dle dosavadních studií velice přínosným doplňkem pro půdy (Deem a Crow, 2017). Karami et al. a Uchimiya et al., popsal proces vzniku biocharu jako syntetizace biomasy (odpadů a kalů) pyrolýzou v prostředí s nízkým obsahem kyslíku (Karami et al., 2011), (Uchimiya et al., 2011). Vzniklý materiál je jemnozrnný, bohatý na uhlík, stabilní, s velkým specifickým povrchem, marginální toxicitou a vysokou biologickou rozložitelností (Maliňská, 2012).

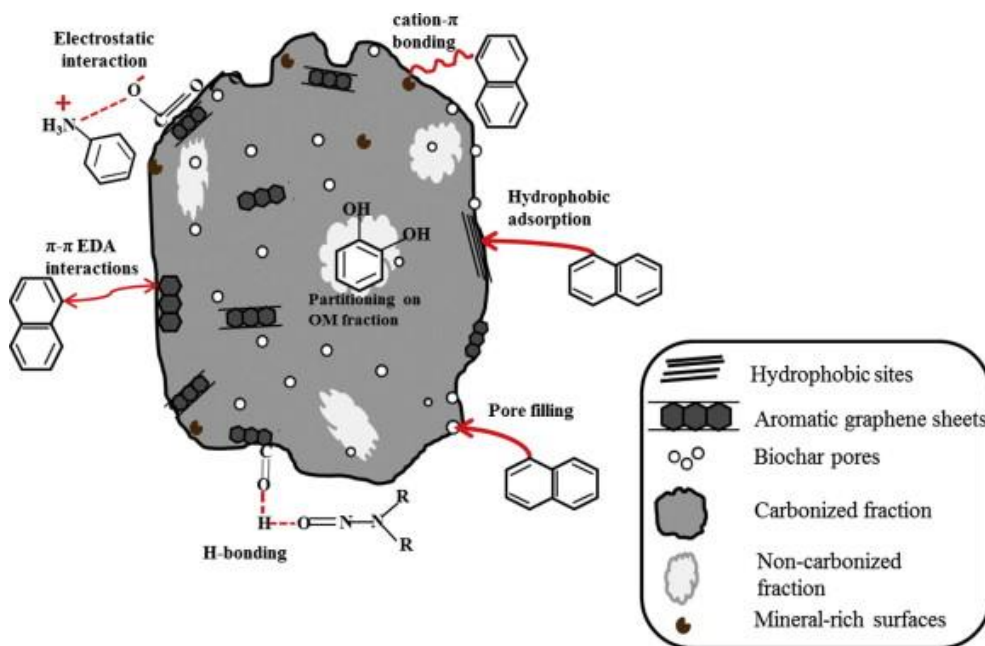
Quéré et al., 2016 napsali v „Global Carbon Budget 2018 (Globální uhlíkový rozpočet), že za roky 1750 až 2011 se do atmosféry dostalo zhruba 7000 Gt CO<sub>2</sub> a to kvůli špatné likvidaci odpadu z biomasy. Využití odpadní biomasy pro vytvoření biocharu a následná aplikace do půdy je velice účinným způsobem fixace uhlíku. Díky biocharu je možné dosáhnout zmírnění skleníkového efektu, jinak vyvolávaného produkcí zemědělského odpadu. Navíc má biochar skvělé funkce jako je zadržování živin a imobilizace kontaminujících látek (Yang et al., 2021).

Díky těmto vlastnostem je stále více diskutovanou látkou, a to vede k tomu, že vzrůstají studie zabývající se jeho ovlivněním charakteristických vlastností půd jako

jsou biologické, chemické a fyzikální vlastnosti půdy (Deem a Crow, 2017). Proto by biochar v budoucnu mohl být klíčovým faktorem pro regulaci desorpce a degradace kontaminantů. To by mohlo vést k ovlivnění nynější podoby biologické dostupnosti kontaminantů v půdě (Cabrera et al., 2014).

### 3.15.1. Vlastnosti biocharu

Fyzikálně-chemické vlastnosti biocharu ovlivňuje typ vstupní biomasy a podmínky pyrolýzy. Nejvýznamnější z nich je schopnost absorbovat poměrně vysoké množství vody, a tu pozvolna v době sucha předávat okolnímu prostředí a také retence a účinné snížení vyluhování živin z půdy (obr.10). Díky tomu zlepšuje půdní vlastnosti a úrodnost půdy. Po aplikaci biocharu do písčité půdy s nízkým obsahem živin došlo k nárůstu celkového obsahu uhlíku o 7-11 %, draslíku o 32-42 %, fosforu o 68-70 %, a vápníku o 69-75 % ve srovnání s kontrolní (nešetřenou) půdou (Tomczyk et al., 2019).



Obr. 9. Sorbční mechanismus biocharu (Inyang, Dickenson, 2015).

Využitelnost biocharu závisí také na pH, které je rovněž jako u šedých vod zásadní vlastností. Především pro možné ovlivnění kvality půdy a s tím spojenou prosperitu rostlin. Hodnota pH je zásaditá, nejspíše kvůli vysokému obsahu alkalických kationtů

(Yuan et al., 2011). Biochar má zároveň nižší hustotu a obsah popela a současně má mnohem větší specifický povrch ve srovnání s půdami. Takové vlastnosti jsou velice prospěšné, co se týká zlepšení sorpčních schopností půdy a lepšího provzdušnění. Navíc má biochar také velké množství funkčních skupin. Díky tomu absorbuje kontaminanty v půdě, a proto je velmi vhodný pro různé sanace. To, jak bude odstranění kontaminace účinné, závisí na specifickém povrchu sorbentu a kapacitě výměny kationtů (Tomczyk et al., 2019).

Důležité je biochar prozkoumat pro jeho schopnosti sorpce nejen živin, ale i těžkých kovů a jiných kontaminujících látek a tím i z pohledu nakládání s ním (Deem a Crow, 2017). Pak se nabízí otázka, jakou má biochar schopnost se navázat do půdní složky anebo jakou má životnost, než dojde k jeho úplné degradaci a tím opětovnému uvolnění navázaných látek. Na to odpověděla studie prezentovaná v článku Biochar od aurotů Deem, Lauren, Susan, Crow 2017. Biochar vykázal velice dobrou schopnost propojení se s půdou a sorpci látek. Tyto vlastnosti jsou ale znehodnocovány jeho poměrně rychlou degradací vlivem prostředí a zpětným uvolněním veškerých sorbovaných živin (Deem a Crow, 2017).

### ***3.15.2. Stálost biocharu v půdě***

Po aplikaci biocharu na pole byly hodnoceny různé faktory, které mohou ovlivnit stabilitu biocharu v půdním ekosystému. Je-li vystaven vlivům počasí, především opakovanému vysychání a smáčení, dochází postupně k jeho rozkladu na malé fragmenty, ze kterých se postupně uvolňuje rozpustná část do půdního roztoku (Spokas et al., 2014). Studie, které předcházely této, se cílily především na stálost sypkých částic biocharu, jenže smáčený biochar bylo velice snadné a lehké rozložit vzhledem k jeho náchylnosti k chemické oxidaci a biodegradaci (Singh et al., 2012). Velkým problémem také bylo, že rozpuštěná část velice snadno migrovala do povrchových vod nebo infiltrovala vody podzemní.

Kupříkladu Spokas 2014 uskutečnil pokus, kde nechal uměle rozkládat směs biocharu a destilované vody za pomoci protřepávání. Tímto experimentem zjistil, že rozpustný biochar vykázal ztráty něco okolo 10 % z celkového objemu. Braadbaart a kolektiv

2009 přišli na to, že fyzická disperze biocharu a jeho následné uvolňování v podobě rozpustného biocharu bylo podstatně znatelnější u nízkoteplotního biocharu (<500 °C), kdy ztráty činily až 50 % hmotnosti. Vyjasnění, jak přesně tento proces uvolňování, tedy chemické a biologické stálosti rozpustného biocharu funguje, by mělo zásadní vliv na možnost stabilizovat uhlík v půdách (Yang et al., 2021).

Stabilitu biocharu ovlivňují různé složky v půdě jako organická půdní hmota, mikroorganismy, a jílové minerály a oxidy kovů (Cross a Sohi, 2011). Bylo ukázáno, že půdní minerály vytváří s půdní organickou hmotou komplexy, čímž dokázaly bránit chemické a biologické oxidaci a degradaci (Yang et al., 2021).

Jako názorný příklad lze použít zjištění vědců Clough a Skjemstad, 2020, kteří prezentovali fakt, že v půdách s vysokým obsahem vápníku byla organická hmota daleko lépe chráněna proti degradaci. Rozpustný biochar vykazoval obdobné chemické složení a stejné vlastnosti jako půdní organická hmota (QU et al., 2016).

Qu et al., 2016 představili výzkum, ve kterém zjistili, že rozpustný biochar v sobě měl znatelně menší množství alifatického uhlíku, a naopak vyšší aromatický a karboxylový uhlík v porovnání s huminovými látkami v půdě. Díky těmto zmíněným rozdílům má rozpustný biochar daleko lepší schopnost se spojit s půdními minerály, v porovnání s organickou hmotou. Stabilitu biocharu je možné zvýšit spojením vazbou s kaolinitem (Yang et al., 2021). Bentonit je často využívaný jíl, a to pro svůj minimální dopad na životní prostředí, jeho poměrně velké hojnosti výskytu a strukturu přizpůsobivé chemickým modifikacím, díky čemuž je vhodná pro využití v mnoha oblastech (Aguilar et al., 2020).

### ***3.15.3. Možnost využití biocharu***

Využití biocharu má široké spektrum. Biochar je vhodný pro snižování skleníkového efektu svou schopností zadržet uhlík a spojit ho s půdní složkou. Tím snižuje množství uhlíku uvolňovaného do ovzduší a také výrazně doplňuje uhlík do půdy (Yang et al., 2021). Významný je i z pohledu jeho funkce jako sorpční látky. Pouze musí být aplikován do správné půdy, anebo s přidáním stabilizačních látek, jako je např: chlorid vápenatý, goethit, bentonit. Je také vhodným prostředkem pro asanaci znečištění



těžkými kovy, například již zmíněnou mědí. Zároveň bylo řečeno, že velice záleží na typu biocharu (druh biomasy a teplotě pyrolýzy, při které biochar vznikl) a střídání cyklů sucho mokro v závislosti na rychlosti rozpadu a následného uvolnění biocharu v rozpuštěné podobě (Yang et al., 2021, Tomczyk et al., 2019).

### **3.16. Možnosti propojení biocharu s šedou vodou**

V minulosti zkoušené procesy čištění šedé vody využívaly buď biologické procesy, anebo membránové filtrace. Biologické čištění je ale časově náročné a pro potřeby rychlé úpravy vody za účelem jejího využití nevyhovující. Membránové filtrace jsou zase v uvozovkách nevyhovující v poměru cena výkon. Proto Thompson a kolektiv v roce 2020 hledali možné levnější, ale zároveň i časově nenáročné způsoby čištění šedé vody. Použití aktivního uhlí a biocharu je výhodné především díky schopnosti sorbovat jak biogenní prvky, tak těžké kovy a jiné škodlivé látky. To jsou pro šedou vodu důležité faktory z hlediska odstranění vysokého obsahu biogenních prvků. Na rozdíl od biologického čištění jsou biochar i aktivní uhlí odolné vůči toxickým šokům, fluktuacím vlivů i omezení živin.

Z dosud známých poznatků, které se zabývaly šedou vodou a možnostmi využití aktivního uhlí uvádějí poměrně rychlé nasycení aktivního uhlí a ztrátu nebo omezení jeho účinnosti. Výjimkou jsou koupelňové šedé vody, u kterých by potenciál aktivního uhlí mohl být dostačující v případě jejich dalšího použití například pro závlahu. Nevýhodou ale jsou vyšší náklady, a proto je zapotřebí najít za aktivní uhlí náhradu. Touto náhradou by se mohl stát biochar, který je v porovnání s aktivním uhlím cenově mnohem dostupnější i z toho pohledu, že se mnohdy vyrábí například ze zemědělského odpadu či kůrovcového dříví (Thompson, 20120).

Sorpce je vhodným prostředkem pro čištění šedé vody, což Thompson a kolektiv, 2020 testovali ve studii s využitím aktivního uhlí a pěti různých druhů biocharu. Aby výsledné přečištění odpovídalo standardům, použili dvou metod předčištění. První byla biodegradace založená na současném čištění šedých vod. Druhá byla koagulace. Jako poslední byla řešena konečná desinfekce vody buď chlorem anebo UV lampou.

Z porovnání s aktivním uhlím vyplynulo, že biochar dokázal odstranit pouze přibližně 50 % rozpuštěného organického uhlíku oproti aktivnímu uhlí. Účinnou variantou je systém čištění šedé vody využívající předčištění koagulací a následné čištění sorbentem (aktivním uhlím), ale i tato varianta nebyla tak účinná jako biodegradace. Před samotným čištěním aktivním uhlím nebo biocharem je tedy nutný nějaký druh předúpravy. Například koagulace s kamencem nebo chloridem železitým, kdy dojde k odstranění zákalu a 40–60 % celkového organického uhlíku nebo rozpuštěného organického uhlíku (Fiedler et al., 2008).

Účinnost biocharu pro odstranění rozpuštěného organického uhlíku ve srovnání s aktivním uhlím byla vždy menší bez rozdílu způsobu systému předúpravy. Biochar je však v porovnání s aktivním uhlím mnohem cenově dostupnější a tím by v praxi byl výhodnější. Z tohoto důvodu by mohlo být například užito více biocharu a tím by mohlo dojít ke zlepšení přečištění šedé vody. Biochar zatím není zcela prozkoumán a v budoucnu by mohlo dojít ke zdokonalení jeho vlastností a tím i ke zlepšení schopností pro čištění šedé vody (Thompson et al., 2020).

## **4. Experimentální část**

### **Analytické metody**

pH a EC v půdních směsích bylo měřeno dle (EN 13041, 1999) a elektrická vodivost (EC) (EN, 13038, 1999) původní půdní a všechny konečné půdní varianty byly stanoveny v suspenzi s destilovanou vodou v poměru 1:5 (w / v) (Hodnota pH byla měřena před filtrací, zatímco EC byla stanovena po filtraci, k určení EC byl použit PVC/grafitový vodivostní článek. Organické formy P, S ve všech variantách byly stanoveny v suspenzi s destilovanou vodou v poměru 1:10 (hm./v).

Biologicky dostupné P, K, Ca, Mg, S a byly stanoveny ve výtažcích a byly měřeny indukčně vázanými plazmovými emisními spektrometriemi (ICP-OES, Agilent 720, Agilent Technologies Inc., Spojené státy americké).

## 5. Experimentální práce

Pokus 1. měl primárně za cíl zjistit, zda se sledované prvky budou vyluhovat či sorbovat a jaké množství sledovaných prvků se ve výluhu bude nacházet. Sledované prvky byly P, K, Ca, Mg, S.

Pokus 2. měl prokázat, jestli biochar sorbuje i tenzidy a v případě, že by je úspěšně sorboval, tak také určit jaké množství tenzidů je schopen na sorbovat.

### **Použité chemikálie:**

-biochar z kůrovcového dříví vzniklý při teplotě pyrolýzy cca. 800 °C

-uměle vytvořené tenzidy

### **Použité přístroje:**

-pro měření pH byl použit pH metr laboratorní WTW inoLab pH 7110

-pro měření konduktivity byl použit Konduktometr laboratorní WTW Cond 7310

-pro měření biogenních prvků (P, K, Ca, Mg, S) bylo použito zařízení ICP-OES Ultima Expert LT

-pro měření tenzidů byl použit kapalinový chromatograf Agilent 720, Agilent Technologies Inc., Spojené státy americké

### **5.1.1. Příprava 1.pokusu**

Pro pokus byly použity tři sudy o objemu 50 litrů a každý byl očíslován a popsán. Ze vzorků z těchto sudů byly získávány data týkající se prvků.

Do každého sudu je nalito 48 litrů vody, přidány 2 litry neboli poměr (48:2) smáčeného biocharu z kůrovcového dříví. Do sudu 1. jsou přidány (uměle spikované tenzidy) namíchané do sudu 2 kohoutková voda a biochar v poměru 48 l. a 2 l. do sudu 3. byly přidány (spikované tenzidy uměle) na míchané v množství 10mg. Všechny sudy se před odstavením a louhováním promíchaly. Pro míchání sudů bylo užito míchadlo v podobě bukových hranolů. Míchadla byla přiřazena k jednotlivým sudům a očíslována číslem sudu. Každý sud měl vlastní míchadlo, aby nedošlo ke smísení neboli kontaminaci vzorků a sudy byly odstaveny.

1.Sud =destilovaná voda 48 litrů +2 litry biocharu + tenzidy spike

2.Sud = kohoutková voda 48 litrů + 2 litry biocharu

3.Sud = kohoutková voda 48 litrů + 2 litry biocharu + tenzidy spike

### **5.1.2. Příprava 2. pokusu**

Pro pokus bylo použito deset lahví z tmavého skla o objemu 1 litr. Do každé lahve bylo nalito 995 ml kohoutkové vody, přidáno 5 g smáčeného biocharu z kůrovcového dříví a přidány tenzidy o odlišné koncentraci. Láhve byly promíchány a ponechány louhování.

Množství tenzidů v láhvích

0mg, 1mg, 5mg, 10mg, 50mg, 100mg, 250mg, 500mg, 750mg, 1000mg

### **5.1.3. Odběr vzorků a měření pH a konduktivity u 1. pokusu**

Před každým samotným odběrem vzorku byly barely promíchány příslušnými míchadly.

Z každého barelu se odebírají vždy 4 zkumavky o objemu 50 ml. 4 zkumavky o objemu 50 ml se odebíraly pro případ nutnosti zopakovat dané měření vzorku. Po odběru vzorků z jednotlivých barelů bylo potřeba opláchnout si ruce, aby nedošlo ke kontaminaci jak vzorku, tak i barelu. Odebrané vzorky se přefiltrovaly přes mikro membránu o velikosti 0,45  $\mu\text{m}$  podle stanovené normy. Tato velikost filtru umožňuje projít pouze rozpuštěným látkám nikoliv nerozpuštěným. Filtrování probíhalo za pomoci injekčních stříkaček – do stříkačky se nalil výluh a na stříkačku se nasadila mikro membrána v podobě stříkačkového filtru typ viz. obr.10.



Obr.10. - LLG stříkačkové filtry PTFE, Polytetrafluorethylene (bdl.cz, 2021)

Následně se výluh za pomoci stlačení injekční stříkačky přefiltroval přes mikro membránu do zkumavky o objemu 50 ml.

Všechny zkumavky byly vždy důkladně očíslovány a zaznamenány do tabulky. Pak bylo u vzorků měřeno pH za pomoci pH metru a konduktivita za pomoci konduktometru. Vzorky použité pro analýzu prvků byly na pipetovány do plastových zkumavek. Objem vzorku byl 10 ml ve zkumavce. Pro zjištění prvků byla použita jedna zkumavka pro každý vzorek, celkem tedy 72 zkumavek se vzorky.

Vzorky pro zjištění iontů mnou sledovaných prvků byly na pipetovány do skleněných zkumavek o objemu vzorku 24 ml a zazátkovány hliníkovou folií. Celkem se jednalo o 36 vzorků. Takto připravené vzorky byly předány do laboratoře ke zpracování.

Popis měření pH a konduktivity – do zkumavky byla umístěna elektroda a ponechána, dokud se číslo na přístroji neustálí následně se dané hodnoty zaznamenaly pro celkové vyhodnocení stavu výluhů. Mezi jednotlivými měřeními vzorků byly elektrody oplachovány destilovanou vodou a vysušovány buničinou. Tento proces oplachování byl prováděn za účelem zabránění kontaminaci vzorků. Stejný postup byl užit jak u měření pH, tak u konduktivity.

První odběr vzorků a měření pH a konduktivity den 14.1.2021

Druhý odběr vzorků a měření pH a konduktivity den 21.1.2021

Třetí odběr vzorků a měření pH a konduktivity den 28.1.2021

Čtvrtý odběr vzorků a měření pH a konduktivity den 4.2.2021

Pátý odběr vzorků a měření pH a konduktivity den 11.2.2021

Šestý odběr vzorků a měření pH a konduktivity den 17.2.2021

Sedmý odběr vzorků a měření pH a konduktivity den 25.2.2021

Osmý odběr vzorků a měření pH a konduktivity den 4.3.2021

#### ***5.1.4. Odběr vzorků u 2. pokusu***

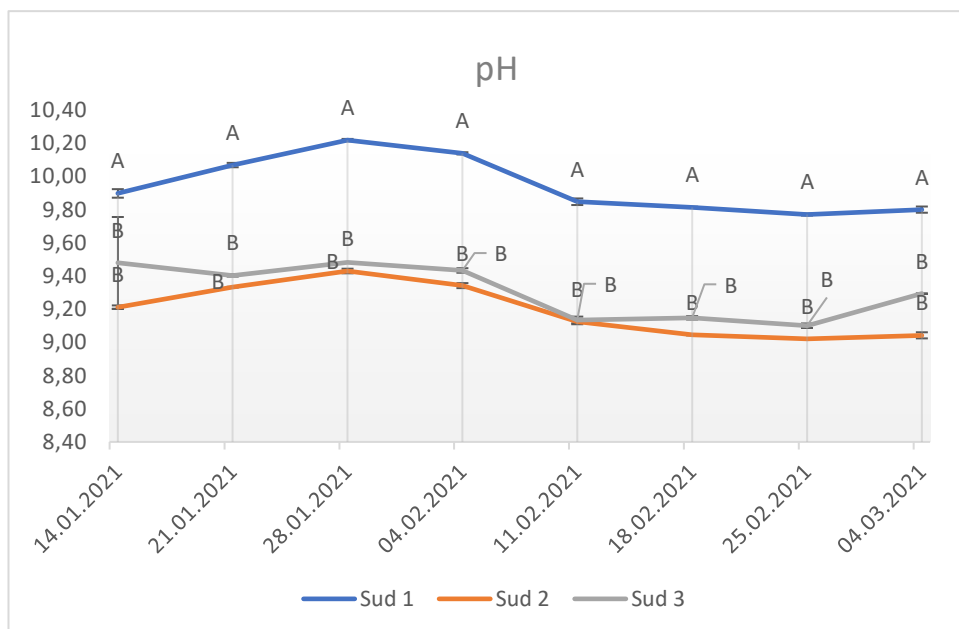
Láhve byly vždy před odebráním vzorku důkladně promíchány třesením s lahví. Odběr samotných vzorků se prováděl injekční stříkačkou. Pro každou láhev byla vždy injekční stříkačka zvlášť aby se vzorky láhve nekontaminovali navzájem. Injekční stříkačkou se odebralo v intervalu 10 a 20 ml a byly dány do zkumavky. Zkumavky byly popsány příslušnými koncentracemi a předávány do laboratoře k analýze.

## 5.1. Metodika a statistické metody

Práce měla experimentální charakter. V laboratorních podmínkách byly provedeny dva pokusy a z nich byly získány výluhy z jednotlivých částí. 1. pokus byl proveden za účelem zjištění obsahu prvků. Prvky byly stanoveny pomocí ICP-EOS spektrometrie a při každém odběru vzorku byly změřena základní data pH a EC konduktivita. Pokus byl proveden za účelem zjištění schopnosti biocharu sorbovat tenzidy. Statistické analýzy byly vyhodnoceny pomocí softwaru Statistica 13EN ([www.StatSoft.com](http://www.StatSoft.com)) a k pomocným výpočtům byl použit exceleem. K posouzení účinku jednotlivých měření byla použita jednosměrná analýza rozptylu (ANOVA) na  $p < 0,05$  následovaná Tukeyho testem HSD. Každý měřené pH, EC biogenní prvky a iontová analýza byly vyhodnoceny jako proměnné odezvy zejména modelů ANOVA. Pokus byl proveden za účelem zjištění schopnosti biocharu sorbovat tenzidy.

## 6. Výsledky

### 6.1. Výsledky 1. pokusu

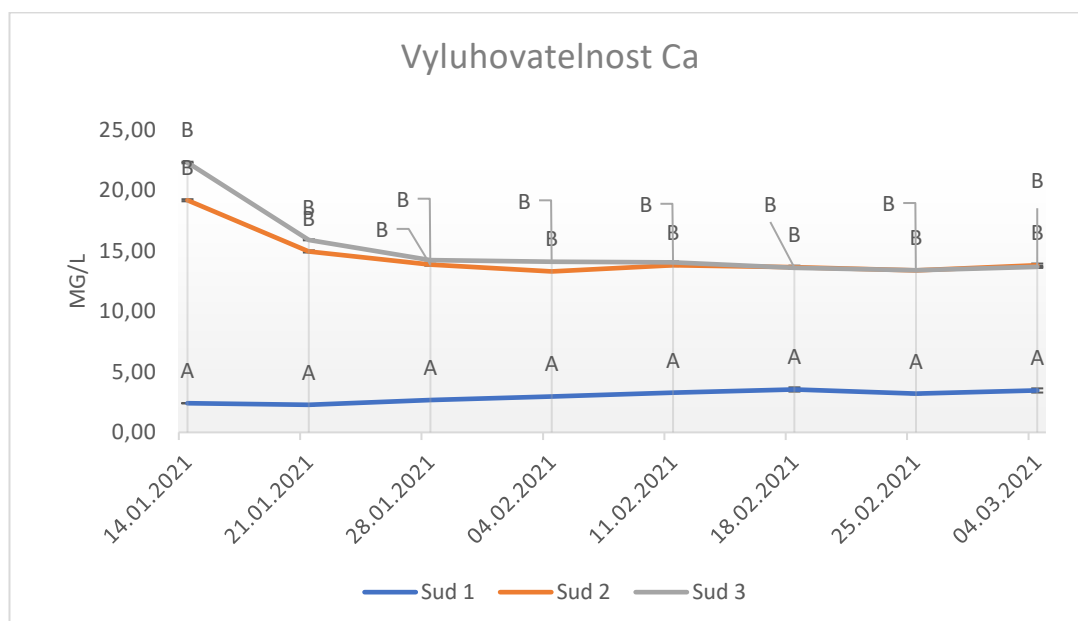


Obr.11. Průběh hodnoty pH během pokusu, ANOVA (Vogel, 2021).

Obrázek číslo 11. zobrazuje pH v sudu 1 během prvních dvou týdnů vystoupalo z 9,9 pH až nad 10,20. Během dvou následujících týdnů pH pokleslo zpět na počáteční hodnotu a do konce pokusu klesalo v řádu setin stupnice pH, tím předpokládáme, že se vyluhovatelnost po 4 odběru ustálila.

U sudu 2 je průběh stoupání a klesání hodnot pH úplně identická je výchozí pH pro sud 2 bylo přes 9, 20. Sud 3 měl také podobný vývoj hodnoty pH. Pouze začátek a konec průběhu pH byl opačný než u sudu 2 a 1. Statistický rozdíl byl mezi 1.sudem a sudy 2 a 3. Sudy dva a tři nebyly statisticky rozdílné.

Výkyvy ve vyluhovatelnosti prvků byly způsobeny pH působením daného designu experimentu. U každého prvku dochází k jeho vyluhování při jiných hodnotách pH, proto bylo pH měřeno. Podle změn pH u všech sudů se dá říct, že doba, po kterou byl pokus prováděn byla krátká, protože už u hodnot je patrné, že stále kolísají a mění se. V závislosti na to se prvky přestaly vyluhovat. Tím že se hodnoty pH stále mění tak se mění i možná rozpustnost a vyluhovatelnost sledovaných prvků. Pro lepší sledovatelnost doporučujeme v pokusu pokračovat a rozšířit ho o několik variant (například koncentrací biocharu ku vyluhovadlu, abychom mohli lépe vysvětlit všechny procesy).



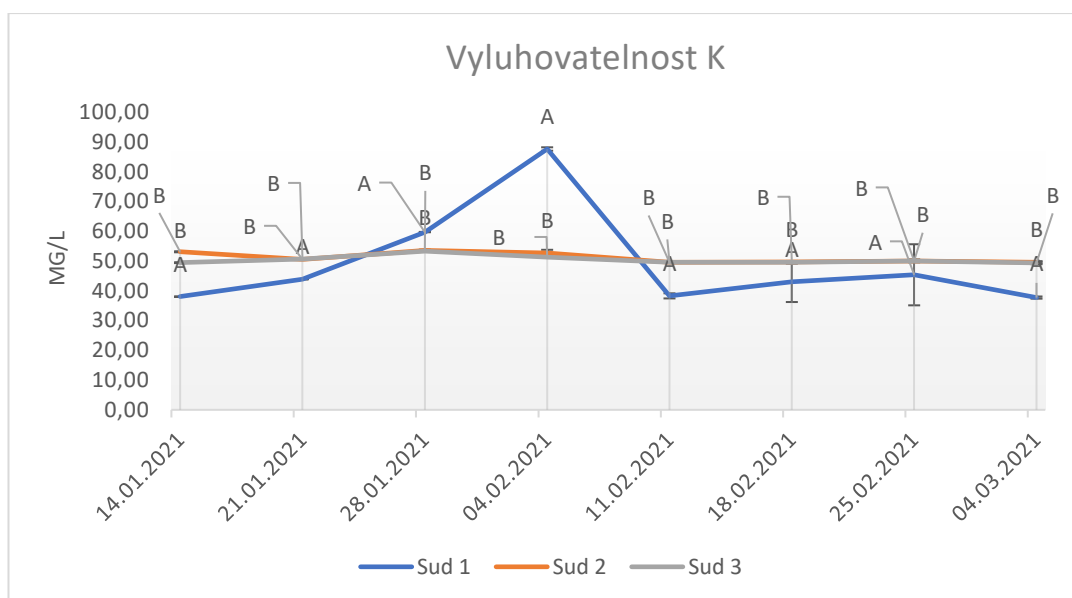
Obrázek 12. Vyluhovatelnost Ca, ANOVA (Vogel, 2021)



Obrázek 12 zobrazuje, že v sudu 1 se vápník postupně pozvolna vyluhoval po celou dobu pokusu, i když po 18.2.2021 došlo k menší sorpci, pak dál pokračovalo vyluhování. Sud 2 a 3 jsou rozdílné pouze na začátku, kde byly různé koncentrace a na konci už hodnoty byly srovnané a nebyl mezi nimi zaznamenán žádný statistický rozdíl. U obou sudů docházelo nejdříve k poměrně rychlé sorpci ta se pátý týden ustálila a sudy 2 a 3 měly naprosto konzistentní výsledky na hladině významnosti 0,05. Předposlední týden pokusu došlo nepatrnému zvýšení koncentrace. V vyluhovatelnosti Ca byl statisticky prokazatelný rozdíl mezi sudem 1 a sudy 2 a 3. sudy dva a tři nebyly průkazné.

Jelikož je vápník je biogenní prvek a jeho přítomnost je nezbytná pro spoustu organismů. Nejvíce zastoupen bývá ve formě vápence. Díky tomu, že sloučeniny vápníku a vápník samotný nejsou v přírodě dobře rozpustné je vápník hojně zastoupen v celém spektru přírodních látek. Vápník je důležitým kationtem u mnoha horninotvorných procesů – v křemičitanech a hlinitokřemičitanech i uhličitanových a síranových materiálech, jako jsou žuly, ruly, čediče, vápenec, dolomit, sádrovec.

Výskyt vápníku v pitné vodě je podle vyhlášky Ministerstva zdravotnictví č. 376/2000 Sb. požadován v zastoupení minimálně 30 mg/l a doporučená dávka pro obsah vápníku v pitné vodě je 100 mg/l.

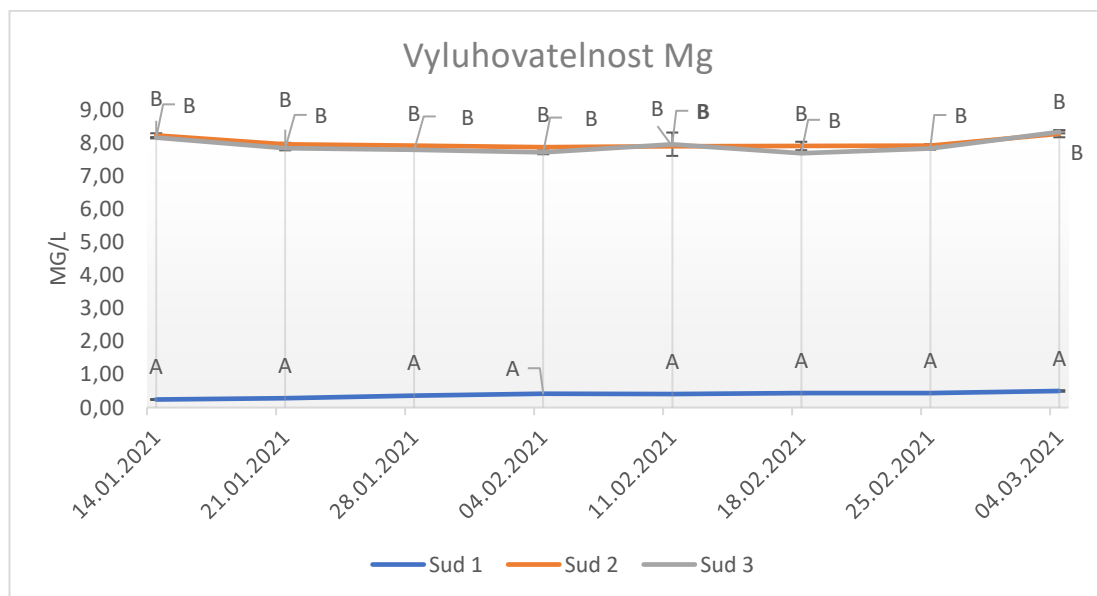


Obrázek 13. Vyluhovatelnost K, ANOVA (Vogel, 2021).

Obrázek 13 zobrazuje, že sud 1 první 4 týdny vyluhoval velké množství draslíku do 04.02.2021. Pak se začal pozvolna sorbovat zpět na stejnou hladinu, kde vyluhování začalo mezi prvním a posledním odběrem nebyl zaznamenán rozdíl. Sud 2 a 3 mají rozdílné koncentrace pouze u prvního odběru. V dalších odběrech už nebyl zaznamenán statistický rozdíl mezi těmito měření. Křivky vyluhovatelnosti se navzájem shodovaly. Docházelo tedy k lineární sorpci až do konce pokusu. Sudy dva a tři byly statisticky neprůkazné pouze sud jedna byl průkazný.

Draslík jako takový je velice reaktivní kov. Při styku draslíku s vodou může dojít až k explozi.

Při přidání draslíku do vody nastane u draslíku povrchová reakce, při které se kolem draslíku vytváří molekuly vodíku a spolu s reakcí s vodou a vzduchem se zahřívá. Teplem vzniklém při této reakci se draslík roztaví a zažehne se. Proces je velice rychlý v řádu desetin vteřin či vteřin. Pro tyto své vlastnosti se draslík vyskytuje v přírodě ve formě draselného ion  $K^+$ .



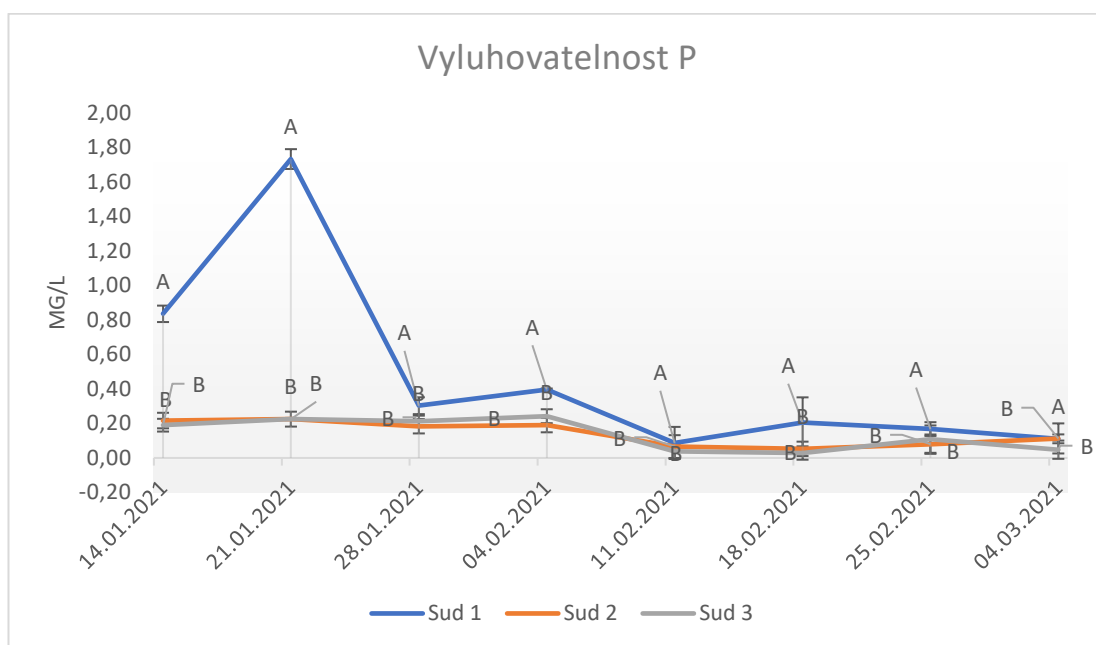
Obrázek 14. Vyluhovatelnost Mg, ANOVA (Vogel, 2021).

Obrázek 14. zobrazuje, že sud 1 se téměř lineárně vyluhoval pouze v desetinách mg a nebyl zde zaznamenán žádný trend. Sud 2 a 3 měly oproti tomu podobný průběh

vyluhování, to ale také probíhalo jen v desetínách mg. U všech tří sudů u hořčíku nedošlo během pokusu žádné velkému vychýlení a křivka byla spíše lineární. Mezi sudy 2 a 3 nebyl žádný statistický rozdíl a nebyly průkazné. Statistický rozdíl byl mezi sudem 1 a ku sudům 2 a 3.

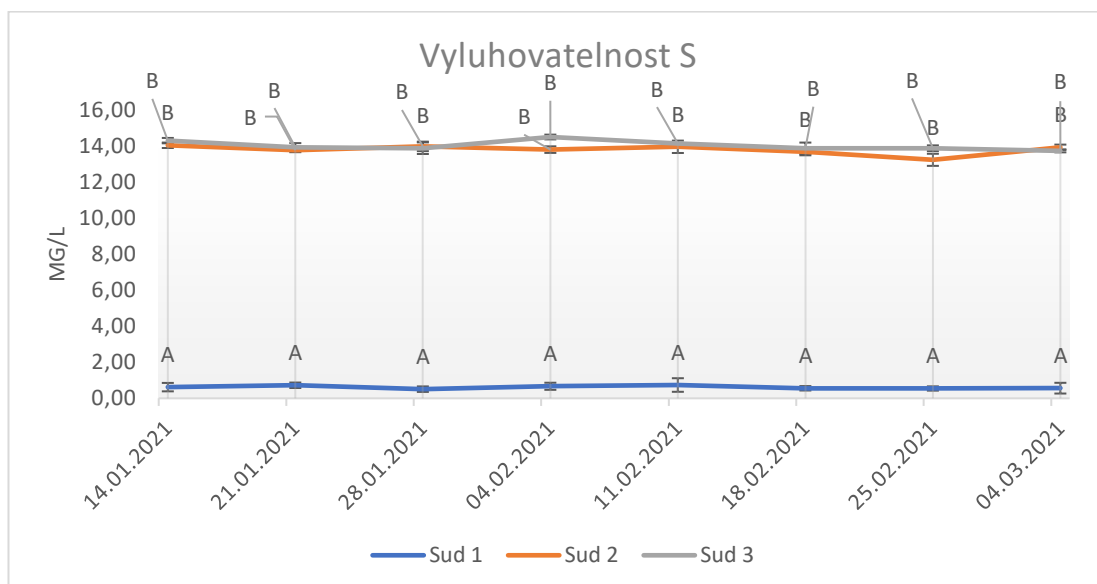
Hořčík je jedním z důležitých biogenních prvků. Většina sloučenin hořčíku není dobře rozpustná, a proto je hořčík významně zastoupen v přírodě. Hořčík je důležitým kationtem u horninotvorných procesů minerálů – křemičitanů a hlinitokřemičitanů i uhličitanových a síranových materiálů, jako jsou žuly, ruly, čediče, vápenec, dolomit, sádrovec.

Vyhláška Ministerstva zdravotnictví č. 376/2000 Sb. Řadí hořčík spolu s vápníkem do látek, které jsou dokonce požadovány v pitné vodě. Minimální hodnota pro hořčík je uváděna 10 mg/l a doporučená hodnota je 30 mg/l. V našem případě jsme se nedostali přes 10 mg/l (Pitter, 1999), (Yang et al., 1998).



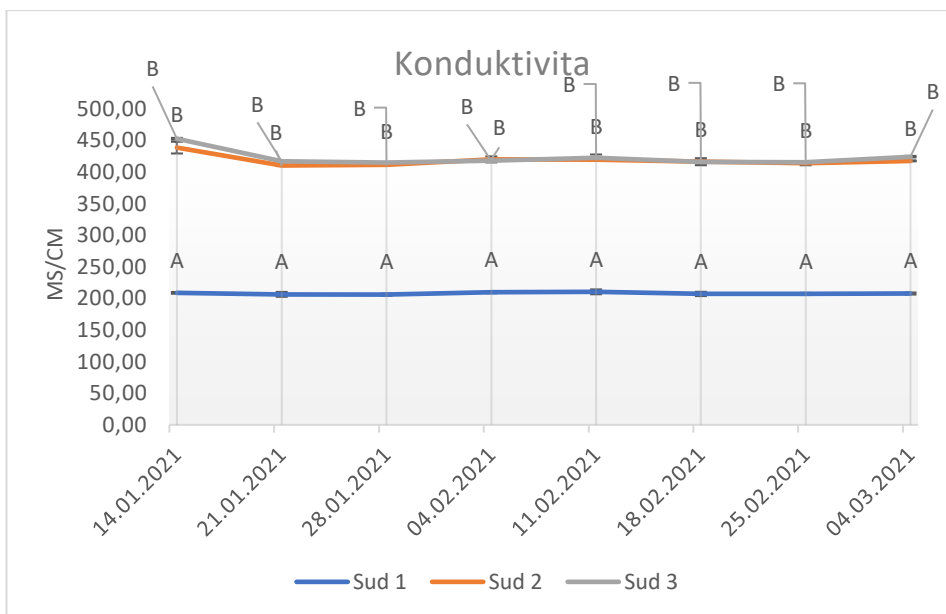
Obrázek 15. Vyluhovatelnost P, ANOVA (Vogel, 2021).

Obrázek 15. zobrazuje, že u sudu 1. došlo v prvním týdnu k prudkému vyluhování fosforu oproti sudům 2 a 3 u kterých k vyluhování téměř nedošlo. Je zajímavé, že oproti jiným biogenním prvkům, nebyl zaznamenán takový podobný trend jako v případě fosforu. Sudy 2 a 3 jsou statisticky neprůkazné. Sud 1 je statisticky průkazný s výjimkou odběrů 11.2. a 4.3.2021.



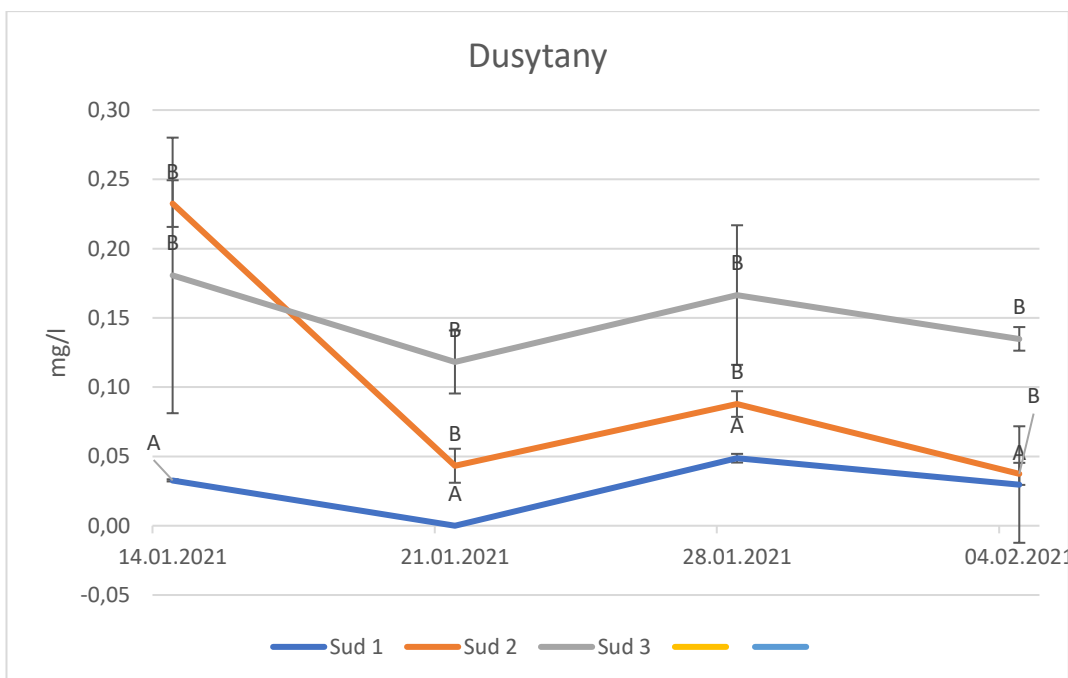
Obrázek 16. Vyluhovatelnost S, ANOVA (Vogel, 2021).

Obrázek 16. zobrazuje, že u síry mezi sudem 2 a 3 nebyl zaznamenán žádný rozdíl, trend vyluhovatelnosti byl shodný. V případě sudu 3 kde byla aplikována destilovaná voda nedocházelo prakticky k žádnému vyluhování v závislosti na čase. Došlo jen k odchylkám v rozmezí desetín a setin mg. Sud 2 a 3 jsou statisticky neprůkazné. Sud 1 je statisticky průkazný.



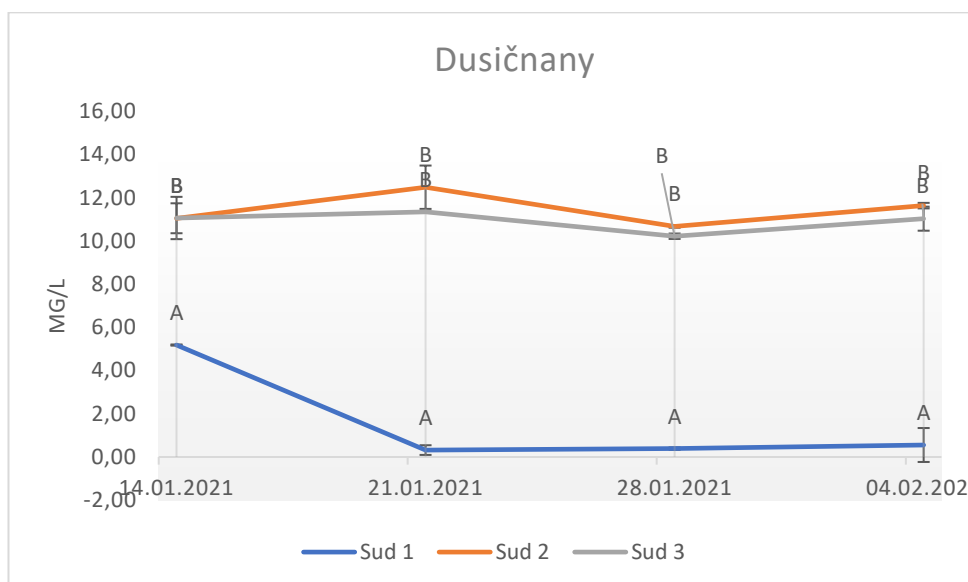
Obrázek 17. Průběh konduktivity po dobu pokusu, ANOVA (Vogel, 2021).

Obrázek 17. zobrazuje, že hodnoty konduktivity byly jasně vyšší u sudů 2 a 3 (ale mezi nimi samotnými nebyla pozorována závislost ani trend na vlivu času) s rozdílem 250  $\mu\text{S}/\text{cm}$  proti sudu 1. Zde je jasně viditelný rozdíl mezi kohoutkovou a destilovanou vodou v obsahu rozpuštěných látek ve vodě. Sud 2 a 3 jsou statisticky neprůkazné. Sud 1 je statisticky průkazný.



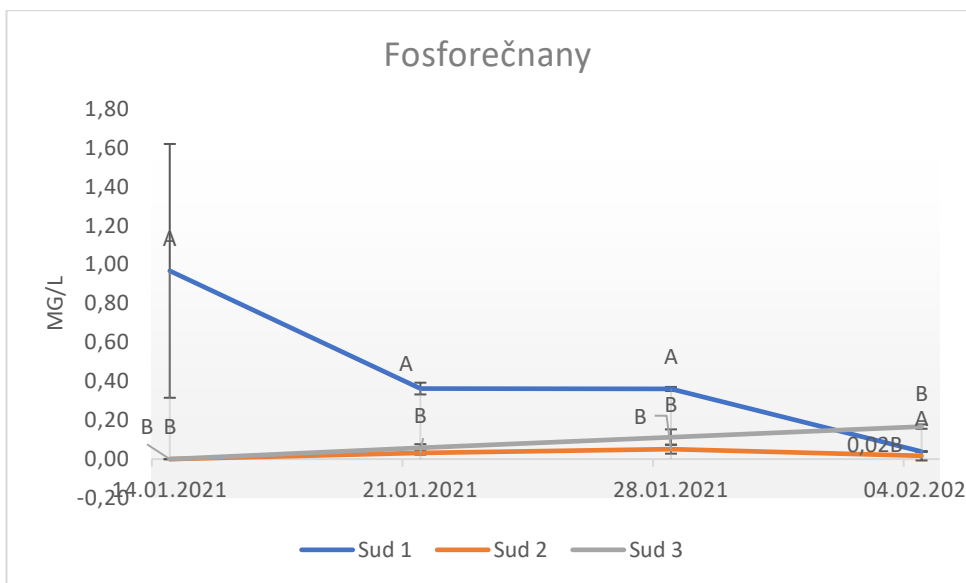
Obrázek 18. Vyluhovatelnost dusitanů, ANOVA (Vogel, 2021).

Obrázek 18. zobrazuje průběh vyluhování dusitanů je identický u sudu 1 a 3 s rozdílem že sud 3 má na počátku obsah 0,25 mg /l než sud 1. Sud 2 má v porovnání se sudy 1 a 3 vyšší počáteční hodnotu dusitanů, ale postupně došlo k jejich sorpci a celkovému poklesu z necelých 0,25 mg/l na 0,04 mg/l. Všechny sudy jsou statisticky průkazné.



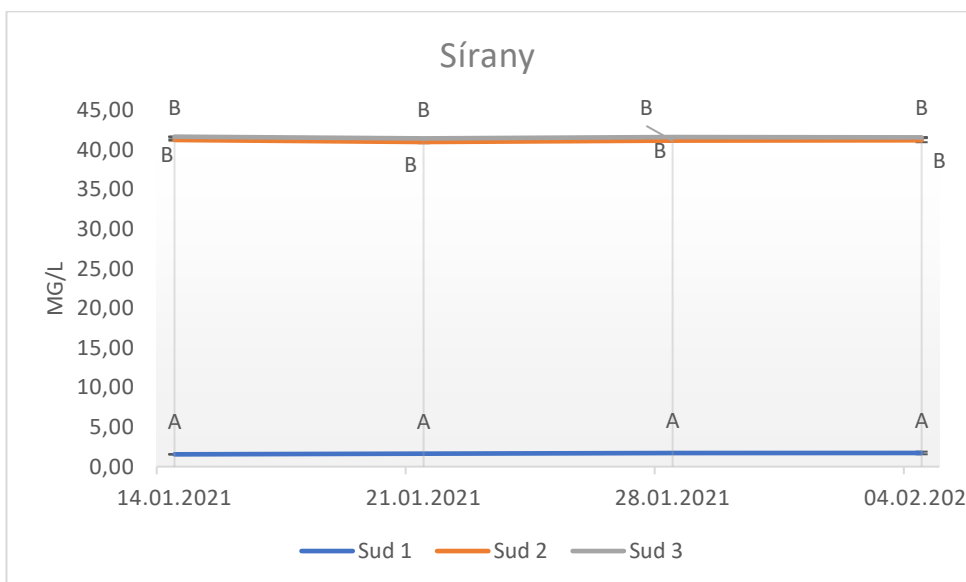
Obrázek 19. Vyluhovatelnost dusičnanů, ANOVA (Vogel, 2021).

Obrázek 19. zobrazuje, že v sudu 1 došlo během prvních čtrnácti dní k sorpci dusičnanů až na 0 a dále již nedošlo k jejich vyluhování. Sud 2 a 3 spolu měly podobný průběh fází a vyluhovatelnosti. Vyluhování se u sudu 2 a 3 pravidelně střídalo o prakticky stejné hodnoty, takže na začátku i konci pokusu byly hodnoty ve stejných číslech s rozdílem pát desetin mg/l. v sudu dva a tři tedy nedošlo k žádné sorpci oproti sudu jedna kde se na sorbovaly téměř veškeré dusitany. Sud 1 je statisticky průkazný v porovnání se sudy 2 a 3, které jsou skoro neprůkazné.



Obrázek 20. Vyluhovatelnost fosforečnanů, ANOVA (Vogel, 2021).

Obrázek 20. zobrazuje, že u sudu 1 proběhla během čtyř týdnů sorpce fosforečnanů z obsahu necelých 1 mg/l až na 0 mg/l. U sudu 2 došlo k nepatrnému vyluhování fosforečnanů ale množství, které se vylouhovalo se ke konci opět na sorbovalo zpět. Pouze sud 3 fosforečnany po celou dobu vylouhoval. Za čtyři týdny sud 3 vylouhoval 0,17 mg/l fosforečnanů. Sud 1 je v porovnání se sudy 2 a 3 statisticky průkazný. Sudy 2 a 3 jsou statisticky neprůkazné.



Obrázek 21. Vyluhovatelnost síranů, ANOVA (Vogel, 2021).

Obrázek 21. zobrazuje, že sírany zůstaly po celou dobu beze změny, nebyl zde zaznamenán žádný trend ani závislost na čase vyluhování. Mezi výsledky nebyly prokazatelné rozdíly. Sud 2 a 3 jsou absolutně statisticky neprůkazné. Statisticky průkazný je sud 1.

Sírany jsou spolu s chloridy a uhličitany základní anionty nacházející se ve vodě. Jejich účinky na lidské zdraví se projeví pouze v případě spojení síranů s vysokou koncentrací Hořčíku, tehdy mají sírany spolu s hořčíkem projímavé účinky na lidské tělo. Sírany jsou při vysokých koncentracích erodujícím faktorem pro beton a kovy. Koncentrace síranů přesahující limity má za následek vysokou vodivost. Odstranění síranů z vody se provádí reverzní osmózou. Sírany jsou zastoupeny v každé vodě převážně aniontem  $SO_4^{2-}$

V atmosférických vodách se sírany vyskytují v desetinách až setinách mg/l. U průmyslových vod se obsah síranů pohybuje v desítkách mg/l. U podzemních vod stejně tak i u povrchových se obsah síranů pohybuje v desítkách až stovkách mg/l (Pitter, 2009).

## 6.2. Výsledky 2. pokusu

Tabulka č.4. Vyluhovatelnost tenzidů (Vogel, 2021).

Sample ID	Weight [ mg ]	C [ ppm ]	c [ ppb ]	Recovery [ R ] ppb	Recovery [ % ]
0	<b>0</b>	0	0,00	< LOD	< LOD
1	<b>1</b>	0,02	20,00	< LOD	< LOD
5	<b>5</b>	0,1	100,00	< LOD	< LOD
10	<b>10</b>	0,2	200,00	< LOD	< LOD
50	<b>50</b>	1	1000,00	< LOD	< LOD
100	<b>100</b>	2	2000,00	< LOD	< LOD
250	<b>250</b>	5	5000,00	0,642	0,01284
500	<b>500</b>	10	10000,00	1,016	0,0001016
750	<b>750</b>	15	15000,00	1,263	0,0084200



1000	<b>1000</b>	20	20000,00	1,618	0,0080900
------	-------------	----	----------	-------	-----------

Tabulka 3. zobrazuje vyluhovatelnost tenzidů.

Z výše uvedené tabulky je jasně zřetelné, že schopnost biocharu sorbovat tenzidy je vysoká, když 5 g biocharu dokázalo na sorbovat přes 100 mg tenzidů. Biochar se ukazuje jako vhodný prostředek pro odstranění tenzidů z šedé vody.

## 7. Diskuse

Mnou provedené pokusy ukázaly jasnou schopnost biocharu z kůrovcového dříví sorbovat jak biogenní prvky, kromě S ta zůstala u všech tří sudů skoro neměnná, podobně jako sírany, tak i tenzidy. Sorpce u biogenních prvků je nejvýznamnější pro odstranění P. Pro odstranění P by velice dobře sloužil biochar pro úpravu šedé vody a následnému využití na sorbovaného P k pěstování rostlin. Biochar ale také vykázal významnou schopnost sorpce tenzidů. Tato schopnost je velice důležitá při čištění šedé vody. Biochar, který bude použit na čištění šedé vody, bude obsahovat vysoké procento aktivních tenzidů, proto nebude dále vhodný pro pěstování rostlin jako aditivum. Jedna z možností byla, kdyby tenzidy byla z biocharu odstraněny pomocí roztoku chloridu vápenatého. Protože tenzidy způsobují mortalitu rostlin. Proto s biocharem takto použitým by bylo nutno zacházet jako s odpadem. Ale na druhou stranu by čistý biochar byl nejspíše vhodný jako například půdní aditivum, které zvyšuje retenci vody v půdě. Tím, že biochar prvky na sorbuje je zafixuje v půdě a zabrání tak jejich odplavení a následné eutrofizaci vod. Prvky zafixované v půdě můžou být průběžně využívány pro potřeby rostlin.

Tomczyk et al. v roce 2019 provedli studii kde zkoumali, zda je biochar vhodný pro použití jako sorbentu k odstranění těžkých kovů konkrétně Cu. Pro pokus bylo použito spojení biocharu z dřevního odpadu vzniklého při teplotě pyrolýzy 650 ° C s dvěma typy půd. Půdy byly Haplic Luvisol (poměrně jílovitý typ půdy s vyšším obsahem drobnějších částic, je to neutrální, prachovitá půda se slabým obsahem písku) a půdy Haplic Podzol (je kyselá půda s vyšším obsahem písku a hrubší zrnitostí). Velikost částic biocharu byla 2 mm (Tomczyk et al., 2019).

Proces, díky kterému je odstraněna měď je silně závislý na pH a je také rozdílný co se týká forem mědi. Měď patří do kategorie těžkých kovů, nachází se v půdě, a to

převážně ve formě sulfidů, síranů a uhličitánů. Podle podmínek daného prostředí, kde se měď nachází, může nabývat rozpustné nebo nerozpustné formy. Základní podmínky, které ovlivňují formu mědi, závisí na pH, iontové síle, teplotě, koncentraci a molekulové hmotnosti organických částic obsažených v půdě. Měď také vytváří silně vázané komplexy a s jílovou hmotou a s půdní organickou hmotou. Měď jako i ostatní těžké kovy jsou pro lidské tělo toxické, a je jednou z priorit ji co nejefektivněji odstraňovat z životního prostředí. Hlavně z prostředí pro zemědělství odkud se prostřednictvím vypěstovaných potravin dostávají do lidského organismu. To je hlavním důvodem provádění studie adsorpce mědi za pomoci biocharu

Nejdříve se posuzoval vliv pouze samotných půd na sorpci mědi v závislosti na pH, protože pH je hlavním faktorem ovlivňující možnou sorpci mědi a jiných těžkých kovů. Zároveň s tím se posuzoval význam množství použitého biocharu viz tabulka 3.

Tabulka č. 3. Účinnost biocharu na odstranění mědi z půdy za rozdílného pH a množství biocharu (Vogel podle Tomczyk et al., 2019).

	Druh půdy	pH	Adsorbovaná měď v %
<b>Bez biocharu</b>	Haplic Luvisol	3	62
		5	97
		6,5	98
	Haplic Podzol	3	32
		5	64,5
		6,5	96
<b>S biocharem o koncentraci 0,01%</b>	Haplic Luvisol	3	72,5
		5	98
		6,5	98
	Haplic Podzol	3	35
		5	85,5
		6,5	96
<b>S biocharem o koncentraci 0,1 %</b>	Haplic Luvisol	3	74
		5	98
		6,5	99
	Haplic Podzol	3	36
		5	88
		6,5	96

Tabulka 3. zobrazuje účinnost biocharu na odstranění mědi z půdy za rozdílného pH a množství biocharu.

Půda Haplic Luvisol vykazala lepší schopnosti adsorpce mědi než půda Haplic Podzol. Haplic Luvisol má vyšší obsah organického uhlíku, funkčních skupin, jílovitých a bahenních frakcí a větší povrch díky menším a početnějším částicím, které ji tvoří. Přidání biocharu rapidně zvýšilo náboj půdy a tím se zvýšila i adsorpční schopnost a měď se adsorbovala v celém rozsahu koncentrací iontů. Navíc se ukázalo, že čím vyšší dávka biocharu se použila, tím rychleji došlo k adsorpci iontů mědi (Tomczyk et al., 2019).

Účinnost biocharu jako adsorbentu mědi je podmíněna velice výrazně druhem biomasy, ze které vznikl a teplotou pyrolýzy. Biochar z kukuřičné slámy vyrobený při teplotě pyrolýzy 600 °C a biochar ze dřeva při teplotě pyrolýzy 450 °C jsou velice účinné jako absorbátory těžkých kovů. Účinnost u dřevnatého biocharu činila 56,7 % procenta z obsažené mědi a účinnost biocharu z kukuřičné slámy byla 98,3 % (Chen et al., 2011).

Tomczyk a kolektiv prokázaly, že biochar opravdu funguje jako sorbent aspoň co se týká těžkých kovů. Těžké kovy jsou sice odlišné a mají jiné vlastnosti než biogenní prvky, ale i odstranění těžkých kovů z půdy či vody je nesmírně důležité pro budoucí v uvozovkách zdravou přírodu, nezávadné zdroje potravin a pitné vody.

V loňském roce provedená studie Panem Thompsonem a kolektivem jasně prokázala účinnost biocharu v případě jeho využití pro čištění šedé vody z koupelnových zdrojů. V kombinaci s předčištěním a použitím biocharu jako filtračního média dosahovali poměrně dobrých výsledků. A z pěti druhů biocharu se jim ukázal biochar z dřevěného odpadu jako nejefektivnější pro čištění šedé vody. Takže také potvrdil schopnost biocharu sorbovat nejen těžké kovy, ale i biogenní prvky a tenzidy. Voda, kterou takto vyčistili byla vhodná například pro závlahu (Thompson et al., 2020).

Inyang, Dickenson v roce 2015 publikovali studii kde zkoušeli vlastnosti biocharu na přečištění vody za účelem odstranění organických a mikrobiálních kontaminantů. Úspěšně potvrdili, že biochar dokáže poměrně dobře čistit vodu svými sorpčními schopnostmi. Také připustili že biochar je sice dobrým a poměrně levným a dostupným možným filtračním médiem, ale že jeho vlastnosti zatím nejsou dostačující, aby byl schopen vyčistit vodu pouze samotný. Proto by bylo vhodné ho spojit například s předfiltrací anebo najít biochar který by splňoval potřebné

specifikace stačil na přečištění vody bez dalších procesů jako je předfiltrace biologická degradace atd.

Ve studii provedené panem Spokasem a kolektivem v roce 2014 zkoumali možnou degradaci biocharu v půdě vlivem přírodních procesů. Biochar vystavený cyklům mokro a sucho poměrně rychle degradoval a rozpadl se na menší frakce až se úplně rozpustil. To znamená, že biochar během svého rozpadání bude vyluhovat na sorbované látky a poskytovat je okolním rostlinám.

Pan Nosek 2020 na jehož práci se dá říci navazuje tato práce zkoumal biochar jako možný doplněk do substrátu a se zálivkou s šedou vodou. Ve výsledku se ukázalo že zálivka s šedou vodou a biocharem v substrátu je horší než samotná šedá voda. Zálivka šedé vody společně s biocharem v substrátu způsobovala zhoršený růst rostlin až mortalitu rostlin během cyklování sucho mokro. A vzhledem ke zjištěným údajům je to opravdu z toho důvodu, že biochar na sorboval veškeré složky šedé vody jak biogenní prvky, tak těžké kovy a především tenzidy, kterých je v šedé vodě velké množství. Rostliny si tedy braly vláhu z biocharu a spolu s tím i ostatní látky, a právě tenzidy způsobily jejich špatný růst a mortalitu, tím že rostlinám narušily cytoplazmatickou membránu.

## 8. Závěr

Cílem této práce bylo stanovení biogenních prvků a množství tenzidů ve výluhu s šedou vodou. Práce dále navazoval na výsledky práce Pana Noska 2020, kde při spojení biocharu a šedé vody způsobovalo špatný růst rostlin až mortalitu. V první části pokusu se sledovaly biogenní prvky zastoupené ve výluhu biocharu s šedou vodou a tenzidy. Sledované prvky byly pro všechny tři varianty stejné. V každém sudu byly stanoveny stejné prvky jen v rozdílném množství. Stanovené prvky ve výluhu byly Ca, K, Mg, P, S. Tenzidy se stanovit nepodařilo kvůli příliš malému množství, které biochar ihned na sorboval a po celou dobu nedošlo k jejich vyluhování. V druhé části pokusu zaměřené pouze na tenzidy bylo zjištěno že smáčený biochar z kůrovcového dříví o hmotnosti 5 g dokázal okamžitě na sorbovat více jak 100mg tenzidu.

Práce prokázala schopnost biocharu sorbovat jak biogenní prvky, tak tenzidy z šedé vody. Počáteční naměřené hodnoty pro obsah biogenních prvků se u většiny prvků během pokusu snižovaly a to znamená, že biochar je sorboval. Tato vlastnost biocharu je vhodná pro přečištění šedé vody, ale ne pro využití biocharu jako aditivum substrátu pro pěstování rostlin, a to zejména ve spojení s zálivkou šedou vodou. Biochar sice sorbuje biogenní prvky, které by si z něj rostliny v období vodního stresu mohly brát, ale také velice významně sorbuje tenzidy. Tenzidy na sorbované do biocharu budou během vodního stresu taktéž rostlinami sorbovány z biocharu a to nejspíše způsobí narušení cytoplazmatické membrány a jak tomu došlo v práci Pana Noska 2020 tak rostliny budou ve zhoršeném stavu, nebo dojde k jejich mortalitě. Z tohoto důvodu je spojení šedé vody s biocharem jako substrátu pro pěstování rostlin nevhodné. Biochar by bylo vhodné použít například pro přečištění šedé vody pro účel závlahy, nebo pro samotné využití biocharu jako doplněk půdní složky kde by zadržoval vodu a živiny. Těmto pokusům by bylo vhodné se ještě věnovat. Násbírat větší množství dat a dále rozvinout pokus například o část kde by se voda ze sudů, ze kterých se odebíraly vzorky použila na závlahu rostlin. Takový pokus by mohlo naprosto přesně odhalit, jak by šedá voda s biocharem působila na rostliny.

## 9. Literatura

- 1.
2. Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2012). Is the use of renewable energy sources an answer to the problems of global warming and pollution?. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42(2), 99-154.
3. Aguiar, K. L., Pereira, K. A., Mendes, M. S., Pedroni, L. G., Oliveira, P. F., & Mansur, C. R. (2020). Study of the modification of bentonite for the formation of nanocomposite hydrogels with potential applicability in conformance control. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 195, 107600.
4. Al-Hamaiedeh, H., & Bino, M. (2010). Effect of treated grey water reuse in irrigation on soil and plants. *Desalination*, 256(1-3), 115-119.
5. Ali, A., Guo, D., Jeyasundar, P. G. S. A., Li, Y., Xiao, R., Du, J., ... & Zhang, Z. (2019). Application of wood biochar in polluted soils stabilized the toxic metals and enhanced wheat (*Triticum aestivum*) growth and soil enzymatic activity. *Ecotoxicology and environmental safety*, 184, 109635.
6. Ansorge, L., Stejskalová, L., & Dlabal, J. (2020). Grey water footprint as a tool for implementing the Water Framework Directive–Temelín nuclear power station. *Journal of Cleaner Production*, 263, 121541.
7. Aonghusa, C. N., & Gray, N. F. (2002). Laundry detergents as a source of heavy metals in Irish domestic wastewater. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 37(1), 1-6.
8. Asio, ©2012: Čistírny šedých vod AS-GW/AQUALOOP (online) [cit.2021.03.21], dostupné z <https://www.asio.cz/cz/as-gw-aqualoop> >.
9. Asio, ©2012: Energie šedých vod (online) [cit.2021.03.21], dostupné z <<https://www.asio.cz/cz/energie-sedych-vod>>.
10. Back, D. D., Scaringe, R. P., Ramos, C., Samad, N. A., & Gann Sr, S. D. (1999). U.S. Patent No. 5,868,937. Washington, DC: U.S. Patent and Trademark Office. Dostupné z [:https://patents.google.com/patent/US5868937A/en](https://patents.google.com/patent/US5868937A/en)
11. Bartošová, L., 2012: Odpadní vody (původ, zpracování a analýza). Univerzita Pardubice, Fakulta technologicky-chamická, Katedra analytické chemie, Pardubice. 47 s. (bakalářská práce). „nepublikováno“. Dep. Digitální knihovna univerzity Pardubice.

12. Begon, M., Harper, J. L., Townsed, C. R. 1997. *Ekologie: jedinci, populace a společenstva*. Olomouc. ISBN 80-706-7695-7
13. Boyjoo, Y., Pareek, V. K., & Ang, M. (2013). A review of greywater characteristics and treatment processes. *Water Science and Technology*, 67(7), 1403-1424.
14. Braadbaart, F., Poole, I., & Van Brussel, A. A. (2009). Preservation potential of charcoal in alkaline environments: an experimental approach and implications for the archaeological record. *Journal of archaeological science*, 36(8), 1672-1679.
15. Cabrera, A., Cox, L., Spokas, K. U. R. T., Hermosín, M. C., Cornejo, J., & Koskinen, W. C. (2014). Influence of biochar amendments on the sorption–desorption of aminocyclopyrachlor, bentazone and pyraclostrobin pesticides to an agricultural soil. *Science of the total environment*, 470, 438-443.
16. Ciabattia, I., Cesaro, F., Faralli, L., Fatarella, E., & Tognotti, F. (2009). Demonstration of a treatment system for purification and reuse of laundry wastewater. *Desalination*, 245(1-3), 451-459.
17. Clough, A., & Skjemstad, J. O. (2000). Physical and chemical protection of soil organic carbon in three agricultural soils with different contents of calcium carbonate. *Soil Research*, 38(5), 1005-1016.
18. Cross, A., & Sohi, S. P. (2011). The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. *Soil biology and biochemistry*, 43(10), 2127-2134.
19. ČSÚ, ©2018: ČSÚ (online) [cit.2021.03.13]. Dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/czso/vodovody-kanalizace-a-vodni-toky-2018>
20. Dalahmeh, S. S., Pell, M., Vinnerås, B., Hylander, L. D., Öborn, I., & Jönsson, H. (2012). Efficiency of bark, activated charcoal, foam and sand filters in reducing pollutants from greywater. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(7), 3657-3671.
21. Deem, L. M., Crow, S. E. (2017). *Biochar. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*, Elsevier, ISBN 9780124095489.
22. Doskočilová, D. 2013: *Chemikálie na čistírně odpadních vod*. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí, Brno. 68 s. (bakalářská práce). „nepublikováno“.



23. Eriksson, E., Auffarth, K., Eilersen, A. M., Henze, M., & Ledin, A. (2003). Household chemicals and personal care products as sources for xenobiotic organic compounds in grey wastewater. *Water Sa*, 29(2), 135-146.
24. Eriksson, E., Srigirisetty, S., & Eilersen, A. M. (2010). Organic matter and heavy metals in grey-water sludge. *Water Sa*, 36(1).
25. Feigin, A., Ravina, I., & Shalhevet, J. (2012). *Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection (Vol. 17)*. Springer Science & Business Media.
26. Finley, S., Barrington, S., & Lyew, D. (2009). Reuse of domestic greywater for the irrigation of food crops. *Water, air, and soil pollution*, 199(1), 235-245.
27. Friedler, E. (2004). Quality of individual domestic greywater streams and its implication for on-site treatment and reuse possibilities. *Environmental technology*, 25(9), 997-1008.
28. Friedler, E., Katz, I., & Dosoretz, C. G. (2008). Chlorination and coagulation as pretreatments for greywater desalination. *Desalination*, 222(1-3), 38-49.
29. Garland, J. L., Levine, L. H., Yorio, N. C., & Hummerick, M. E. (2004). Response of graywater recycling systems based on hydroponic plant growth to three classes of surfactants. *Water Research*, 38(8), 1952-1962.
30. Gross, A., Shmueli, O., Ronen, Z., & Raveh, E. (2007). Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW)—a novel method of recycling greywater for irrigation in small communities and households. *Chemosphere*, 66(5), 916-923.
31. Gross, A., Wiel-Shafran, A., Bondarenko, N., & Ronen, Z. (2008). Reliability of small scale greywater treatment systems and the impact of its effluent on soil properties. *International Journal of Environmental Studies*, 65(1), 41-50.
32. Chen, X., Chen, G., Chen, L., Chen, Y., Lehmann, J., McBride, M. B., & Hay, A. G. (2011). Adsorption of copper and zinc by biochars produced from pyrolysis of hardwood and corn straw in aqueous solution. *Bioresource technology*, 102(19), 8877-8884.
33. Christova-Boal, D., Eden, R. E., & McFarlane, S. (1996). An investigation into greywater reuse for urban residential properties. *Desalination*, 106(1-3), 391-397.

34. Inyang, M., & Dickenson, E. (2015). The potential role of biochar in the removal of organic and microbial contaminants from potable and reuse water: a review. *Chemosphere*, 134, 232-240.
35. Jamrah, A., Al-Omari, A., Al-Qasem, L., & Ghani, N. A. (2006). Assessment of availability and characteristics of greywater in Amman. *Water international*, 31(2), 210-220.
36. Juneja, A., Ceballos, RM, & Murthy, GS (2013). Účinky environmentálních faktorů a dostupnosti živin na biochemické složení řas pro výrobu biopaliv: přehled. *Energies*, 6 (9), 4607-4638.
37. Karami, N., Clemente, R., Moreno-Jiménez, E., Lepp, N. W., & Beesley, L. (2011). Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass. *Journal of hazardous materials*, 191(1-3), 41-48.
38. Leal, L. H., Temmink, H., Zeeman, G., & Buisman, C. J. N. (2011). Characterization and anaerobic biodegradability of grey water. *Desalination*, 270(1-3), 111-115.
39. Malinska, K. (2012). Biochar as a response to current environmental problems. *Engineering and Environmental Protection*; Czestochowa University of Technology, Institute of Environmental Engineering: Czestochowa, Poland, 15, 387-403.
40. Melin, T., Jefferson, B., Bixio, D., Thoeye, C., De Wilde, W., De Koning, J., ... & Wintgens, T. (2006). Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. *Desalination*, 187(1-3), 271-282.
41. Němcová, M., 2015: Modelování Biochemických pochodů ve filtračním prostředí kořenových čistíren. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství krajiny, Brno. 98 s. (diplomová práce) „nepublikováno“. Dep. Knihovnické informační centrum, Fakulta stavební, Vysoké učení technické v Brně, Veveří 331/95, 602 00 Brno.
42. NOSEK, D., 2020: Testování vhodnosti rostlin pro vertikální zahrady. Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Katedra aplikované ekologie, Praha. 80 s. (bakalářská práce). „nepublikováno“. Dep. SIC ČZU v Praze.

43. NSW (2007) New South Wales Government. NSW guidelines for gray water reuse in sewerred, single household residential premises. Department of Energy Utilities and Sustainability, Sydney
44. OSN 2017 Forbidden (online).[cit. 2021-03-13]. Dostupné z: <https://www.osn.cz/sdg-6-zajistit-vsem-dostupnost-vody-a-sanitacnich-zarizeni-a-udrzitelne-hospodareni-s-nimi/>
45. Oteng-Peprah, M., Acheampong, M. A., & DeVries, N. K. (2018). Greywater characteristics, treatment systems, reuse strategies and user perception—a review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 229(8), 1-16.
46. Parjane, S. B., & Sane, M. G. (2011). Performance of grey water treatment plant by economical way for Indian rural development. *International Journal of ChemTech Research*, 3(4), 1808-1815.
47. PAVLOVÁ, L., 2005: Fyziologie rostlin. Nakladatelství Karolinum, Praha, 254 s. ISBN 80-246-0985-1.
48. Pecháček, J. [2000] Čištění odpadních vod. Katedra energetických strojů a zařízení [online]. Fakulta strojní Západo České univerzity v Plzni [cit. 2021-03-13]. Dostupné z: [http://projekty.fs.vsb.cz/010/downloads/prednasky/Cistení\\_odpadnich\\_vod-Pechacek.pdf](http://projekty.fs.vsb.cz/010/downloads/prednasky/Cistení_odpadnich_vod-Pechacek.pdf)
49. Petruřjová, B., 2015: Účinnost čištění odpadních vod u malých domovních čistíren typu aktivace. Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, Hornicko-geologická fakulta, Institut environmentálního inženýrství., Ostrava. 89 s. (diplomová práce). „nepublikováno“. Dep. Technická univerzita Ostrav.
50. Pitter P. Hydrochemie, VŠCHT Praha, 1999 2 Rubenowitz E.: Magnesium in drinking water in relation to morbidity and mortality from myocardial infarction, *Epidemiology* 2000 Jul. 11(4) 416-21 3
51. PITTER, P.: Hydrochemie. 4. vyd. Praha: VŠCHT, 2009, 592 stran, ISBN 978-80-7080-701-9
52. Poyyamoli, G., Edwin, G. A., & Muthu, N. (2013). Constructed wetlands for the treatment of domestic grey water: an instrument of the green economy to realize the millennium development goals. In *The Economy of Green Cities* (pp. 313-321). Springer, Dordrecht.

53. Qu, X., Fu, H., Mao, J., Ran, Y., Zhang, D., & Zhu, D. (2016). Chemical and structural properties of dissolved black carbon released from biochars. *Carbon*, 96, 759-767.
54. Raček, J., 2016: Metoda návrhu systému využití šedých vod ve vybraných. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí, Brno. 198 s. (disertační práce). „nepublikováno“. Dep. Knihovnické informační centrum, Fakulta stavební, Vysoké učení technické v Brně, Veverří 331/95, 602 00 Brno.
55. Singh, B. P., Cowie, A. L., & Smernik, R. J. (2012). Biochar carbon stability in a clayey soil as a function of feedstock and pyrolysis temperature. *Environmental science & technology*, 46(21), 11770-11778.
56. Smetanová, V., 2019: Zpětné využití odpadních vod v bytovém domě v Pomezí. České vysoké učení technické, Fakulta stavební, Katedra technických zařízení budov, Praha. 72 s. (diplomová práce). „nepublikováno“. Dep. DSpace ČVUT v Praze
57. Sophonsiri, C., & Morgenroth, E. (2004). Chemical composition associated with different particle size fractions in municipal, industrial, and agricultural wastewaters. *Chemosphere*, 55(5), 691-703.
58. Spokas, K. A., Novak, J. M., Masiello, C. A., Johnson, M. G., Colosky, E. C., Ippolito, J. A., & Trigo, C. (2014). Physical disintegration of biochar: an overlooked process. *Environmental Science & Technology Letters*, 1(8), 326-332.
59. SWAMP - Fakulta životního prostředí ČZU v Praze. [online]. Copyright © 2019 Česká zemědělská univerzita v Praze [cit. 13.03.2021]. Dostupné z: <https://www.fzp.czu.cz/cs/r-6899-projekty-a-spoluprace-s-praxi/r-6923-projekty/r-13951-swamp>
60. Šimová, E., 2013: Kořenové čistírny odpadních vod. Vysoká škola Báňská – Technická univerzita Ostrava, Hornicko-geologická fakulta, Institut environmentálního inženýrství, Ostrava. 46 s. (bakalářská práce). „nepublikováno“.
61. ŠMIDRKAL, J. (1999). Tenzidy a detergenty dnes. *Chemické listy*, 93, 421-427.

62. Thompson, K. A., Valencia, E. W., Summers, R. S., & Cook, S. M. (2020). Sorption, coagulation, and biodegradation for graywater treatment. *Water Science and Technology*, 81(10), 2152-2162.
63. Tomczyk, A., Boguta, P., & Sokołowska, Z. (2019). Biochar efficiency in copper removal from Haplic soils. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(8), 4899-4912.
64. Truhlář, L., 2017: Netradiční zdroje pro tepelná čerpadla. Západočeská univerzita v Plzni, Fakulta elektrotechnická, Katedra elektroenergetiky a ekologie, Plzeň. 57 s. (diplomová práce). „nepublikováno“.
65. Tůmová, k., 2019: Uživatelé šedé vody – motivace a zkušenosti. Masarykova Univerzita, Fakulta sociálních studií, Katedra enviromentálních studií, Brno. 90 s. (diplomová práce). „nepublikováno“.
66. Uchimiya, M., Chang, S., & Klasson, K. T. (2011). Screening biochars for heavy metal retention in soil: role of oxygen functional groups. *Journal of Hazardous Materials*, 190(1-3), 432-441.
67. Vigneswaran, S., & Sundaravadivel, M. (2004). Recyklujte a znovu použijte domácí odpadní vodu. *Recyklace, opětovné použití a rekultivace odpadních vod*, 1 .
68. Vikesland, P. J., Ozekin, K., & Valentine, R. L. (2001). Monochloramine decay in model and distribution system waters. *Water Research*, 35(7), 1766-1776.
69. VYMAZAL, J. (2016). Kořenové čistírny odpadních vod: Využití ve světě, České republice a Plzeňském kraji. Plzeň: Krajský úřad Plzeňského kraje, odbor životního prostředí, 66.
70. Wanner, J. (2015). Čištění odpadních vod v ČR: vývoj a současná situace. *Vodní hospodářství*.
71. Yang CY, Chiu HF, Calcium and magnesium in drinking water and risk of death from rectal cancer, *J Cancer* 1998 Aug 12,77(4), 528-32
72. Yang, F., Xu, Z., Huang, Y., Tsang, D. C., Ok, Y. S., Zhao, L., ... & Cao, X. (2021). Stabilization of dissolvable biochar by soil minerals: Release reduction and organo-mineral complexes formation. *Journal of hazardous materials*, 412, 125213.

73. Yuan, J. H., Xu, R. K., & Zhang, H. (2011). The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. *Bioresource technology*, 102(3), 3488-3497.
74. Zákon č. 254/2001 Sb. O vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon) In: Sběrka zákonů 25.7.2001. ISSN 1211-1244
75. Zheng, C., Zhao, L., Zhou, X., Fu, Z., & Li, A. (2013). Treatment technologies for organic wastewater. *Water treatment*, 11, 250-286.
76. Zimmerman, A. R. (2010). Abiotic and microbial oxidation of laboratory-produced black carbon (biochar). *Environmental science & technology*, 44(4), 1295-1301.
77. Zuma, B. M., Tandlich, R., Whittington-Jones, K. J., & Burgess, J. E. (2009). Mulch tower treatment system Part I: Overall performance in greywater treatment. *Desalination*, 242(1-3), 38-56.

## 10. Seznam obrázků

Obr.1. Schéma čištění odpadních vod (online) [cit. 2021.04.18], Dostupné z <[https://www.vutbr.cz/www\\_base/zav\\_prace\\_soubor\\_verejne.php?file\\_id=48455](https://www.vutbr.cz/www_base/zav_prace_soubor_verejne.php?file_id=48455)>.

Obr.2. Ústřední čistírna odpadních vod, Praha (online) [cit. 2021.04.18], Dostupné z <<https://www.pvk.cz/o-spolecnosti/fotogalerie-spolecnost/ucov/>>.

Obr.3. Ilustrace kořenové čistírny odpadních vod (online) [cit. 2021.04.18], Dostupné z <<https://www.chatar-chalupar.cz/korenove-cisticky/>>.

Obr.4. Průměrná spotřeba vody v domácnosti ASIO (online) [cit. 2021.04.18], Dostupné z <<https://www.asio.cz/cz/as-gw-aqualoop>>.

Obr.5. Znázornění a popis filtrace čistírny šedých vody AS-GW/AQUALOOP(online) [cit. 2021.04.18], Dostupné z <<https://www.asio.cz/cz/as-gw-aqualoop>>.

Obr.6. Základní složení molekuly tenzidu (online) [cit. 2021.04.18], Dostupné z <<http://www.ladislavzaruba.eu/sites/default/files/tenzidy.pdf>>.

Obr.7. Vyobrazení funkce tenzidu na nečistotu ve formě lipidu (tuku) (online) [cit. 2021.04.18], Dostupné z <<http://www.ladislavzaruba.eu/sites/default/files/tenzidy.pdf>>.

Obr.8. Rozdělení tenzidů podle jejich hydrofilní části (online) [cit. 2021.04.18], Dostupné z <[https://www.vutbr.cz/www\\_base/zav\\_prace\\_soubor\\_verejne.php?file\\_id=191434](https://www.vutbr.cz/www_base/zav_prace_soubor_verejne.php?file_id=191434)>.

Obr.9. Sorpční mechanismy pro příjem organických kontaminantů na Biochar (Inyang, Dickenson, 2015). (online) [cit. 2021.04.18], Dostupné z : <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653515003161>>.

Obr.10. LLG stříkačkové filtry PTFE, Polytetrafluorethylene (online) [cit. 2021.04.18], Dostupné z <<https://www.bdl.cz/laboratorni-pristroje-3k/destilace-separace-filtrace-16k/filtrace-111k/strikackove-filtry-344k/llg-strikackove-filtry-ptfe-polytetrafluorethylene-102p>>.

## 11. Seznam tabulek

Tabulka č.1 Limity pro kvalitu vody na venkovních koupalištích -Mlejnková, H., Jašíková, L., Fojtík, T., Makovcová, M., Juranová, E., & Pumann, P. (2019). Water recreation in Prague from history to the present days. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 61(5), 12-21. (online) [cit. 2021.04.18], Dostupné z <<https://www.vtei.cz/2019/10/vodni-rekreace-v-praze-od-historie-po-soucasnost/>>.

Tabulka 2. Účinnosti čištění některých vybraných systémů čištění šedé vody (Oteng-Peprah, M., Acheampong, M. A., & DeVries, N. K. (2018). Greywater characteristics, treatment systems, reuse strategies and user perception—a review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 229(8), 1-16.).

Tabulka 3. Účinnost biocharu na odstranění mědi z půdy (Tomczyk, A., Boguta, P., & Sokołowska, Z. (2019). Biochar efficiency in copper removal from Haplic soils. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(8), 4899-4912.).

Tabulka č.4. Vyluhovatelnost tenzidů (Vogel, 2021).

## 12. Přílohy

Příloha 1. (Vogel, 2021)

		Ca	K	Mg	P	S	pH	Konduktivita
		[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]		μS/cm
Sud 1	1	2,42	38,05	0,26	0,86	0,46	9,898	210,00
Sud 1	2	2,39	37,88	0,24	0,77	0,45	9,929	207,00
Sud 1	3	2,42	38,08	0,24	0,88	0,95	9,866	210,00
Sud 2	4	19,23	52,88	8,30	0,23	14,23	9,199	452,00
Sud 2	5	19,28	53,03	8,22	0,25	14,10	9,218	434,00
Sud 2	6	19,07	53,31	8,14	0,17	13,87	9,219	431,00
Sud 3	7	22,33	49,54	8,14	0,24	14,47	9,870	454,00



Sud 3	8	22,38	49,52	8,18	0,16	14,39	9,289	451,00
Sud 3	9	22,23	49,21	8,14	0,17	14,12	9,278	454,00
Sud 1	10	2,35	43,74	0,28	1,81	0,70	10,050	212,00
Sud 1	11	2,23	43,96	0,28	1,69	0,55	10,078	203,00
Sud 1	12	2,27	43,82	0,28	1,69	0,92	10,078	205,00
Sud 2	13	15,09	50,80	7,89	0,29	13,75	9,337	410,00
Sud 2	14	14,92	50,43	7,99	0,18	13,69	9,318	410,00
Sud 2	15	14,88	50,46	7,98	0,21	13,95	9,343	412,00
Sud 3	16	15,96	50,49	7,91	0,19	13,91	9,396	417,00
Sud 3	17	15,87	50,75	7,76	0,20	13,71	9,412	417,00
Sud 3	18	15,94	50,52	7,83	0,29	14,26	9,402	418,00
Sud 1	19	2,69	59,73	0,36	0,31	0,52	10,213	204,00
Sud 1	20	2,71	59,73	0,35	0,36	0,69	10,215	207,00
Sud 1	21	2,65	59,60	0,37	0,24	0,32	10,229	208,00
Sud 2	22	13,76	53,18	7,93	0,19	14,01	9,433	413,00
Sud 2	23	13,96	53,78	7,90	0,19	14,33	9,428	412,00
Sud 2	24	13,89	53,65	7,91	0,18	13,68	9,429	411,00
Sud 3	25	14,25	53,39	7,77	0,25	14,22	9,480	415,00
Sud 3	26	14,22	53,22	7,82	0,21	14,04	9,482	416,00
Sud 3	27	14,24	53,25	7,77	0,17	13,46	9,484	415,00
Sud 1	28	2,95	88,37	0,42	0,39	0,48	10,130	212,00
Sud 1	29	3,01	87,03	0,42	0,40	0,59	10,145	208,00
Sud 1	30	2,96	87,35	0,42	0,40	0,94	10,143	210,00
Sud 2	31	13,28	51,70	7,87	0,14	13,57	9,347	418,00
Sud 2	32	13,36	52,16	7,88	0,24	13,91	9,323	427,00
Sud 2	33	13,28	54,16	7,86	0,19	13,99	9,356	416,00
Sud 3	34	14,08	51,61	7,64	0,28	14,36	9,415	419,00
Sud 3	35	14,12	51,26	7,72	0,19	14,68	9,437	418,00
Sud 3	36	14,11	51,07	7,78	0,26	14,54	9,448	418,00
Sud 1	37	3,24	37,75	0,40	0,22	0,31	9,874	207,00
Sud 1	38	3,29	37,57	0,41	0,04	0,68	9,843	209,00
Sud 1	39	3,33	39,48	0,40	0,00	1,23	9,826	216,00
Sud 2	40	13,72	49,38	7,89	0,04	14,40	9,137	420,00
Sud 2	41	13,88	49,49	7,91	0,16	13,55	9,133	421,00
Sud 2	42	13,87	49,85	7,89	0,00	14,00	9,103	419,00
Sud 3	43	14,15	49,51	8,46	0,00	14,17	9,163	418,00
Sud 3	44	13,94	49,53	7,73	0,02	14,19	9,126	430,00
Sud 3	45	14,06	49,49	7,69	0,09	14,14	9,116	421,00
Sud 1	46	3,33	52,53	0,41	0,33	0,65	9,819	212,00
Sud 1	47	3,55	38,12	0,42	0,28	0,38	9,809	206,00
Sud 1	48	3,76	38,24	0,47	0,00	0,64	9,813	204,00
Sud 2	49	13,65	49,91	7,80	0,02	13,96	9,042	422,00
Sud 2	50	13,53	49,18	7,83	0,00	13,70	9,044	419,00
Sud 2	51	13,82	49,90	8,08	0,13	13,47	9,050	409,00

Sud 3	52	13,60	49,22	7,68	0,08	14,29	9,159	415,00
Sud 3	53	13,57	49,23	7,69	0,00	13,89	9,151	414,00
Sud 3	54	13,68	50,16	7,68	0,00	13,51	9,134	420,00
Sud 1	55	3,15	37,89	0,43	0,16	0,39	9,775	205,00
Sud 1	56	3,25	38,30	0,43	0,12	0,67	9,762	209,00
Sud 1	57	3,19	59,85	0,46	0,22	0,58	9,774	208,00
Sud 2	58	13,43	50,17	7,97	0,00	12,94	9,017	415,00
Sud 2	59	13,33	49,36	7,91	0,12	13,72	9,020	418,00
Sud 2	60	13,40	50,51	7,86	0,12	13,11	9,026	410,00
Sud 3	61	13,47	50,45	7,80	0,07	13,87	9,082	414,00
Sud 3	62	13,40	49,57	7,88	0,04	14,11	9,104	416,00
Sud 3	63	13,35	49,92	7,82	0,22	13,73	9,115	417,00
Sud 1	64	3,37	37,42	0,48	0,13	0,64	9,826	206,00
Sud 1	65	3,71	37,44	0,53	0,13	0,89	9,791	210,00
Sud 1	66	3,32	38,21	0,49	0,07	0,17	9,783	208,00
Sud 2	67	13,73	49,37	8,29	0,09	14,14	9,017	418,00
Sud 2	68	14,02	50,05	8,14	0,02	13,78	9,050	419,00
Sud 2	69	13,71	49,24	8,40	0,23	13,95	9,060	417,00
Sud 3	70	13,58	49,26	8,36	0,12	13,64	9,294	423,00
Sud 3	71	13,79	48,85	8,35	0,00	13,79	9,293	426,00
Sud 3	72	13,69	49,90	8,27	0,02	13,84	9,294	425,00

Příloha 2. (Vogel, 2021)

No.	Name	Amount mg/L	Amount mg/L	Amount mg/L	Amount mg/L	pH	Konduktivita μS/cm
		nitrite	nitrate	phosp	sulphate		
1	Sud 1	0,03275	5,1774	1,8909	1,5825	9,898	210,00
2	Sud 1	0,0318	5,2164	0,513	1,5227	9,929	207,00
3	Sud 1	0,0337	5,1513	0,5001	1,5557	9,866	210,00
4	Sud 2	0,2166	12,0289	0	41,1415	9,199	452,00
5	Sud 2	0,2558	10,5432	0	41,275	9,218	434,00
6	Sud 2	0,2251	10,5755	0	41,3339	9,219	431,00
7	Sud 3	0,0403	12,443	0	41,6917	9,870	454,00
8	Sud 3	0,2433	10,2946	0	41,6398	9,289	451,00
9	Sud 3	0,2584	10,4472	0	41,6584	9,278	454,00
10	Sud 1	0	0,5947	0,36275	1,7443	10,050	212,00
11	Sud 1	0	0,31995	0,3998	1,5628	10,078	203,00
12	Sud 1	0	0,0452	0,3257	1,582	10,078	205,00
13	Sud 2	0,0295	11,0715	0,0433	40,9017	9,337	410,00

<b>14</b>	Sud 2	0,0411	13,0911	0,0204	40,8784	9,318	410,00
<b>15</b>	Sud 2	0,0593	13,2935	0,0336	41,2033	9,343	412,00
<b>16</b>	Sud 3	0,1486	11,3445	0,0332	41,4872	9,396	417,00
<b>17</b>	Sud 3	0,1121	11,3538	0,0804	41,435	9,412	417,00
<b>18</b>	Sud 3	0,0939	11,3377	0,0587	41,4269	9,402	418,00
<b>19</b>	Sud 1	0,0443	0,4662	0,36065	1,8078	10,213	204,00
<b>20</b>	Sud 1	0,0508	0,365	0,3736	1,6562	10,215	207,00
<b>21</b>	Sud 1	0,0511	0,3306	0,3477	1,6443	10,229	208,00
<b>22</b>	Sud 2	0,0773	10,591	0,0839	41,2918	9,433	413,00
<b>23</b>	Sud 2	0,0998	10,7011	0,0331	41,1023	9,428	412,00
<b>24</b>	Sud 2	0,0864	10,7215	0,0364	41,0886	9,429	411,00
<b>25</b>	Sud 3	0,097	10,3889	0,1681	41,5587	9,480	415,00
<b>26</b>	Sud 3	0,2147	10,094	0,0753	41,6353	9,482	416,00
<b>27</b>	Sud 3	0,1878	10,1693	0,0957	41,632	9,484	415,00
<b>28</b>	Sud 1	0,0892	1,6662	0,03865	1,9622	10,130	212,00
<b>29</b>	Sud 1	0	0	0,0405	1,6055	10,145	208,00
<b>30</b>	Sud 1	0	0	0,0368	1,6128	10,143	210,00
<b>31</b>	Sud 2	0,03745	11,6334 5	0	40,8663	9,347	418,00
<b>32</b>	Sud 2	0,0472	11,7897	0,0507	41,4527	9,323	427,00
<b>33</b>	Sud 2	0,0277	11,4772	0	41,3554	9,356	416,00
<b>34</b>	Sud 3	0,1233	11,8125	0,1807	41,579	9,415	419,00
<b>35</b>	Sud 3	0,1377	10,7128	0,1534	41,526	9,437	418,00
<b>36</b>	Sud 3	0,1436	10,5656	0,16705	41,6103	9,448	418,00