

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Filtrace odpadní vody přes vrstvu vermikompostu za
účelem odstranění mikropolutantů**

Diplomová práce

Autor práce

Bc. Kateřina Grambličková (WASTEM)

Vedoucí práce

Ing. Pavel Švehla, Ph.D.

© 2022 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Filtrace odpadní vody přes vrstvu vermikompostu za účelem odstranění mikropolutantů" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 13. 4. 2023

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala zejména panu Ing. Pavlu Švehlovi, Ph.D za cenné rady a odborné vedení diplomové práce. Dále bych chtěla poděkovat také panu Ing.Pavlu Míchalovi, Ph.D a paní Mgr. Aleně Grasserové za spolupráci a pomoc v laboratoři. V neposlední řadě bych ráda poděkovala své rodině a přátelům za podporu během celého studia.

Výzkum ralizovaný v rámci diplomové práce byl součástí aktivit spojených s projektem QK1910095, podporovaným Ministerstvem zemědělství České republiky v rámci Národní agentury pro zemědělství a venkovský rozvoj. Ráda bych touto cestou poděkovala poskytovateli dotace za finanční podporu výzkumu.

Filtrace odpadní vody přes vrstvu vermikompostu za účelem odstranění mikropolutantů

Souhrn

Aktuálním tématem, kterému je věnována značná pozornost, je přítomnost residuí farmak a látek hormonální povahy jakožto mikropolutantů v odpadních vodách. Tento problém je důsledkem zvyšující se úrovně lidského života, spojené s vyšší spotřebou léčiv a prostředků osobní potřeby. Léčiva jsou vylučována močí a stolicí v metabolizované i nemetabolizované formě do odpadních vod. Na standardních čistírnách odpadních vod jsou látky odstraňovány různými mechanismy a s odlišnou účinností, avšak ne ve zcela dostatečné míře. Cílem této práce je posoudit možnosti využití filtrace synteticky připravené odpadní vody přes vrstvu vermikompostu za účelem odstranění vybraných mikropolutantů spadajících do kategorie léčiv a prostředků osobní potřeby.

Použitá synteticky připravená odpadní voda obsahovala sedm vybraných mikropolutantů. Vzorky, které prošly jednotlivými vermifiltračními systémy, byly odebrány a zanalyzovány pomocí kapalinové chromatografie v Mikrobiologickém ústavu AV ČR. Byly použity čtyři varianty reaktorů, první reaktor obsahoval vermikompost včetně žížal (R1), druhý rektor obsahoval samotný nijak neupravený vermikompost (R2), třetí reaktor obsahoval sterilizovaný vermikompost (R3) a čtvrtý reaktor (referenční reaktor) neobsahoval vrstvu vermikompostu (R4). Kromě výsledků účinností odstranění vybraných mikropolutantů v reaktorech byly stanoveny hodnoty pH a obsah rozpuštěného kyslíku, CHSK, veškeré látky a veškeré organické látky.

Výsledky účinností odstranění mikropolutantů v reaktorech ukázaly dobré odstranění triclosanu, ibuprofenu a bisphenolu A. Triclosan byl nejlépe odstraněn za pomoci žížal v reaktoru R1 s účinností od 78 do 100 %, kde účinnost 100 % měla nejdelší trvání v porovnání s ostatními způsoby odstraňování dané látky. Ibuprofen byl účinně odstraněn za pomoci žížal v reaktoru R1 při naměřených hodnotách v rozmezí 62 až 100 %, dále aktivitou mikroorganismů s účinností 67 až 100 % a sorpcí na sterilizovaný vermikompost o účinnostech od 45 do 100 %. Nejúčinnější odstranění bisphenolu A bylo zaznamenáno v reaktoru R1 za pomoci žížal v rozsahu hodnot 59 až 100 % a pomoci mikrobiální aktivity v rozmezí hodnot od 60 do 100 %. Naopak ke špatnému odstranění docházelo v případech polutantů jako hydrochlorothiazid a carbamazepin.

Ze zaznamenaných hodnot účinností vyplývá, že největší potenciál pro odstranování zde uvedených mikropolutantů má reaktor R1 s vermikompostem pomocí žížal. Slibně vypadají i účinnosti odstranění mikropolutantů pomocí mikrobiální aktivity v reaktoru R2. Pro nakládání s odpadními vodami obsahujícími pestrou škálu mikropolutantů se však tyto metody odstranění jeví jako neefektivní a v průběhu času mají vysoké rozdíly v účinnosti. Vermifiltrace však může být potenciálně vhodnou metodou pro odstranění kontaminace konkrétních polutantů.

Klíčová slova: mikropolutanty, vermikompost, vermifiltrace, odpadní voda, sorpce, mikrobiální rozklad, žížaly

Filtration of Wastewater through Vermicompost Layer for Micro-pollutants Removal

Summary

A current topic that is receiving significant attention is the presence of residues of pharmaceuticals and personal care products as micropollutants in wastewater. This problem is a consequence of the standard of human life, associated with higher consumers of medicines and personal care products. Medicines are excreted in urine and faeces in a metabolized and non-metabolized form into waste water. In standard wastewater treatment plants, substances are removed by various mechanisms and with varying efficiency, but not entirely to a sufficient extent. The aim of the diploma thesis is to assess the possibilities of using filtration of synthetically prepared wastewater through a layer of vermicompost in order to remove selected micropollutants falling into the category of pharmaceuticals or personal care products.

The synthetically prepared wastewater used contained seven selected micropollutants. Samples that passed through individual vermifiltration systems were collected and analysed using liquid chromatography at The Institute of Microbiology of the CAS. Four variants of reactors were used, the first reactor contained vermicompost including earthworms (R1), the second reactor contained untreated vermicompost alone (R2), the third reactor contained sterilised vermicompost (R3) and the fourth reactor (reference reactor) without contain a layer of vermicompost (R4). In addition to the results of the removal efficiency of selected micropollutants in the reactors, the values of pH and content of dissolved oxygen, COD, total solid and organic solid.

The results of micropollutant removal efficiency in the reactors showed good removal of triclosan, ibuprofen and bisphenol A. Triclosan was best removed by earthworms in reactor R1 with efficiencies ranging from 78 to 100 %, where 100 % efficiency had the longest duration compared to other removal methods. Ibuprofen was launched using earthworms in reactor R1 with measured values in the range of 62 to 100 %, further by the activity of microorganisms with an efficiency of 67 to 100 % and sorption onto sterilized vermicompost with an efficiency of 45 to 100 %. The most efficient removal of bisphenol A was recorded in reactor R1 with the help of earthworms in the range of values from 59 to 100 % and with the help of microbial activity in the range of values from 60 to 100 %. Conversely, poor removal occurred for pollutants such as hydrochlorothiazide and carbamazepine.

From the recorded efficiency values, it follows that reactor R1 with vermicompost using earthworms has the greatest potential for removing the micropollutants mentioned here. The effectiveness of removing micropollutants using microbial activity in reactor R2 also looks promising. However, for the management of waters containing a wide range of micropollutants, these removal methods appear to be inefficient and have high differences in effectiveness over time. Vermifiltration maybe a potentially suitable method for removing contamination of specific pollutants.

Keywords: micropollutants, vermicompost, vermifiltration, wastewater, sorption, microbial decomposition, earthworms

Obsah

1	Úvod	10
2	Vědecká hypotéza a cíle práce	11
3	Literární rešerše	12
3.1	Léčiva a prostředky osobní potřeby	12
3.1.1	Endokrinní disruptory (ED)	13
3.2	Odstranění léčiv na mechanicko-biologických ČOV	14
3.3	Vermifiltrace	15
3.3.1	Mechanismus	16
3.3.2	Charakteristika filtrační vrstvy	17
3.3.3	Žížaly	17
3.3.4	Výhody a nevýhody	18
3.4	Základní mechanismy odstranění léčiv	18
3.4.1	Sorpce	18
3.4.2	Biologická degradace	19
3.5	Vybraná léčiva a prostředky osobní potřeby	20
3.5.1	Bisphenol A	21
3.5.2	Karbamazepin	21
3.5.3	Diklofenak	23
3.5.4	Hydrochlorothiazid	24
3.5.5	Ibuprofen	24
3.5.6	Sulfapyridine	25
3.5.7	Triklosan	26
4	Metodika	28
4.1	Syntetická odpadní voda	28
4.2	Filtrační reaktory	28
4.3	Referenční reaktor	30
4.4	Analytické metody	30
4.4.1	Stanovení PPCPs	31
4.4.2	Stanovení účinnosti vermifiltrace z hlediska odstranění mikropolutantů	32
4.4.3	Měření pH a rozpuštěného kyslíku	32
4.4.4	Stanovení chemické spotřeby kyslíku	33
4.4.5	Stanovení veškerých látek, rozpuštěných a nerozpuštěných látek, stanovení ztráty žíhání	35
5	Výsledky	37
5.1	Zkouška vyplavování mikropolutantů v referenčním reaktoru	37

5.2	Obsah mikropolutantů ve vstupu do reaktorů	37
5.3	Obsah mikropolutantů v odtoku z reaktorů	39
5.4	Účinnostvermifiltracez hlediska odstranění jednotlivých mikropolutantů	39
5.4.1	Účinnost odstranění bisphenolu A.....	39
5.4.2	Účinnost odstranění carbamazepinu	40
5.4.3	Účinnost odstranění diclofenacu	41
5.4.4	Účinnost odstranění hydrochlorotiazidu	42
5.4.5	Účinnost odstranění ibuprofenu.....	43
5.4.6	Účinnost odstranění sulfapyridinu.....	44
5.4.7	Účinnost odstranění triclosanu.....	44
5.5	Koncentrace rozpuštěného kyslíku	45
5.6	pH	46
5.7	Chemická spotřeba kyslíku	47
5.8	Veškeré látky a veškeré organické látky.....	48
6	Diskuze	51
6.1	Účinnost eliminace jednotlivých mikropolutantů.....	51
6.1.1	Eliminace bisphenolu A.....	51
6.1.2	Eliminace carbamazepinu	51
6.1.3	Eliminace diclofenaku	52
6.1.4	Eliminace hydrochlorothiazidu	52
6.1.5	Eliminace ibuprofenu	53
6.1.6	Eliminace sulfapyridinu	53
6.1.7	Eliminace triclosanu	53
6.2	Průběh experimentu v jednotlivých reaktorech	54
7	Závěr	55
8	Literatura.....	56
9	Samostatné přílohy	I

1 Úvod

Léčiva a produkty osobní potřeby, jakožto chemické látky sloužící k prevenci, léčbě nemocí a zvyšující kvalitu života, se kvůli nadužívání dostávají do životního prostředí ve stále větší míře (Abraham 2010; Morgan 2006; Phoon et al., 2020). Tyto látky se dostávají do odpadní vody exkrecí lidského těla, v metabolizované i nemetabolizované formě. Účinnost, které dosahují současných čistíren odpadních vod (ČOV) při odstranění těchto mikropolutantů, není dostačující, protože látky mají negativní vliv na živé organismy již v nízkých koncentracích (Daughton et al., 1999; Reis et al. 2019). To je důvodem, proč je potřeba hledat a dávat prostor jiným a pokročilejším technologiím.

Studie o vermikompostování ukazují, že mikroorganismy ve spolupráci s žížalami dokáží účinně odstranit určité mikropolutanty (Zeb et al., 2020). Proto se jako vhodná metoda pro ověření účinnosti eliminace reziduí léčiv jeví filtrace přes biologickou vrstvu vermikompostu (tzv. vermifiltrace), která se využívá při čištění odpadních vod (Singh et al., 2017).

Cílem diplomové práce je posouzení účinnosti odstranění sedmi mikropolutantů za pomoci filtrace přes vrstvu vermikompostu. Volba mikropolutantů spadající do skupiny léčiv a prostředků osobní potřeby představuje nejčastěji se vyskytující látky v odpadních vodách. Řeč je o ibuprofenu, carbamazepinu, diclofenaku, hydrochlorothiazidu nebo triclosanu, sulfapyridin a bisphenol A. Každá látka má jinou chemickou strukturu a tudíž rozdílné fyzikálně-chemické vlastnosti, a proto je nutné pro eliminaci každé z nich použít odlišný mechanismus. Zvolené varianty reaktorů posoudí jednotlivé způsoby odstranění reziduí léčiv. Reaktor s obsahem vermikompostu se žížalami zohlední aktivitu žížal, reaktor bez žížal poté mikrobiální aktivitu, model se sterilizovaným vermikompostem srovná schopnost a reaktor bez jakéhokoliv vermikompostu ověří účinnost biologických vrstev u předchozích reaktorů a možnost adsorpce na anorganickou vrstvu písku a šterku.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem diplomové práce je posoudit možnost využití vermikompostu vznikajícího při vermikompostování substrátu obsahujícího čistírenský kal za účelem odstranění mikropolutantů z odpadních vod specifického složení.

Hypotézy diplomové práce:

1. Filtraci přes vrstvu vhodného vermikompostu je možno využít za účelem eliminace různých mikropolutantů z odpadních vod.
2. Sledované mikropolutanty budou z testované vody odstraňovány fyzikálně-chemickými procesy (zejména sorpcí), mikrobiálním rozkladem a v rámci aktivity žížal žijících ve vermikompostu.
3. Efektivita jednotlivých mechanismů odstraňování sledovaných mikropolutantů se bude pro jednotlivé mikropolutanty lišit.

3 Literární rešerše

3.1 Léčiva a prostředky osobní potřeby

PPCP (Pharmaceuticals and personal care products) představuje akronym zahrnující poměrně různorodou skupinou chemikálií využívaných v humánní a veterinární medicíně. Skupina se rozděluje na dvě hlavní skupiny (viz. Tabulka 1):

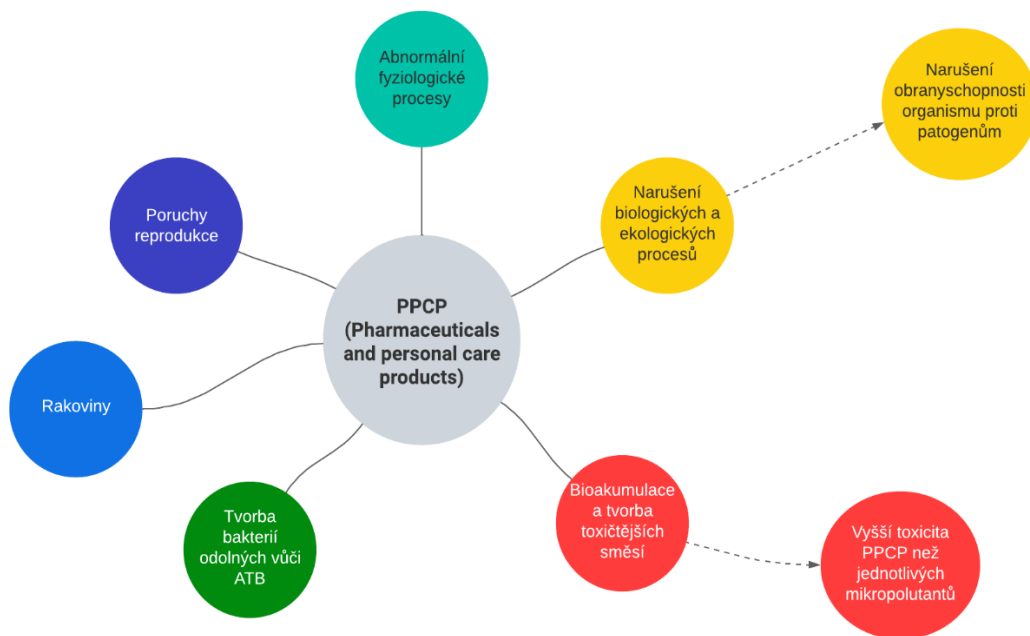
- **Léčiva**–látky nebo jejich směsi, které jsou určeny k příznivému ovlivnění zdraví lidí nebo zvířat
- **Prostředky osobní péče (PCP)** – jde většinou o látky zvyšující životní úroveň lidí, patří sem např. kosmetika, vůně, přípravky k péči o pokožku a chrup nebo přípravky sloužící k ochraně před hmyzem či sluncem.

Tabulka 1Vybraná léčiva a prostředky osobní potřeby (PPCP) - (Ellis 2006)

Léčiva	
Veterinární a humánní antibiotika	<i>Trimethoprim, erythromycin, lincomycin, sulfamethoxazol, chloramfenikol, amoxicilin</i>
Analgetika a protizánětlivé léky	<i>Ibuprofen, diclofenac, denoprofen, acetaminofen, kyselina acetylsalicylová, fluoxetin, ketoprofen, indometacin, paracetamol</i>
Antidepresiva	<i>Diazepam, karbamazepin, primidon, salbutamol</i>
Regulátory tuků	<i>Clobridin, bezafibrát, kyselina fenofibrová, etofibrát, gemfibrozil</i>
β-blokátory	<i>metoprolol, propranolol, timolol, sotalol, atenolol</i>
Kontrastní média pro rentgeny	<i>ioprimid, iopamidol, diatrizoát</i>
Steriora a hormony	<i>Estradiol, estron, estriol, diethylstilbestrol</i>
Prostředky osobní péče	
Vůně	<i>Nitro, polycyklické a makrocyclické mošusy, ftaláty</i>
UV- filtry	<i>benzofenon, methylbenzyliden, camphor</i>
Repelenty proti hmyzu	<i>N,N-diethyltoluamid</i>
Sufraktanty	<i>Alkylbenzen sulfonáty, ethoxysulfáty, alkyl sulfáty</i>
Antiseptika	<i>Triclosan, triclosarban, hexachlorofen</i>

Jelikož se PPCP vyskytují v životním prostředí ve velmi nízkých koncentracích (ng- µg/l), lze je řadit mezi mikropolutanty.

Důvodem, proč je těmto látkám dopřávána pozornost, jsou potenciální nežádoucí účinky pro lidstvo a přírodní ekosystémy – viz. Obrázek 1.



Obrázek 1 Potenciální nežádoucí účinky PPCP na lidi a ekosystémy (Kujawska et. al., 2022) [1]

Významné postavenímají antibiotika (ATB), která jsou rozsáhle používaná jak ve veterinární tak humánní medicíně je příčinou podstatného problému, jako je tvorba a šíření bakteriální odolnosti (rezistence), právě vůči antibiotikům. To je pochopitelně značně nežádoucí pro účinnou prevenci a zejména léčbu infekčních onemocnění různého charakteru, která jsou způsobena patogenními organismy (Kujawska et. al., 2022; Ebele et al., 2017; WHO, 2015).

PPCP se mohou v životním prostředí akumulovat. Ačkoliv mnoho léčiv nebo prostředků osobní potřeby je do vodního prostředí vypouštěno v nízkých koncentracích, nevykazují tak toxické účinky, při hromadění mohou vznikat směsi, které společně zvyšují toxicitu. Například karbamazepin a kyselina klofibrová vykazují daleko silnější účinek na *Daphniamagna* v kombinaci, než-li samostatně (Cleaver, 2003; Thorpe et. al., 2001; Godoy et. al., 2017; Swiacka et. al., 2020; Cleavers, 2008).

Za zmínku také stojí, že přítomnost léčiv a prostředků osobní potřeby ve vodním prostředí má schopnost narušit endokrinní systémy, což způsobí nepříznivé účinky na organismus a jeho potomstvo. Za tento problém jsou zodpovědné látky, které jsou, dle Světové zdravotnické organizace (WHO-World Health Organization) označovány jako endokrinní disruptory (ED). S jejich výskytem ve vodním prostředí je spojena tzv. feminizace samců ryb, to je rozvoj sekundárních pohlavních znaků důsledkem hormonální poruchy (Kujawska et. al., 2022; Wielogorska et. al., 2015; Zhongming et. al., 2010).

3.1.1 Endokrinní disruptory (ED)

Dle EPA (Environmental Protection Agency) jsou endokrinními disruptory látky nebo směsi látek, které narušují endokrinní systém. K narušení dochází tím, že dojde k napodobení přirozeného hormonu, což vede k oklamání těla - například k produkci inzulínu, když to není potřeba. Mezi nežádoucí mechanismy účinku endokrinních disruptorů patří např. narušení

produkce, transportu, uvolnění, metabolismu či působení nebo eliminace přirozených hormonů v těle (Kavlock et. al., 1996; Ankley et. al., 1997).

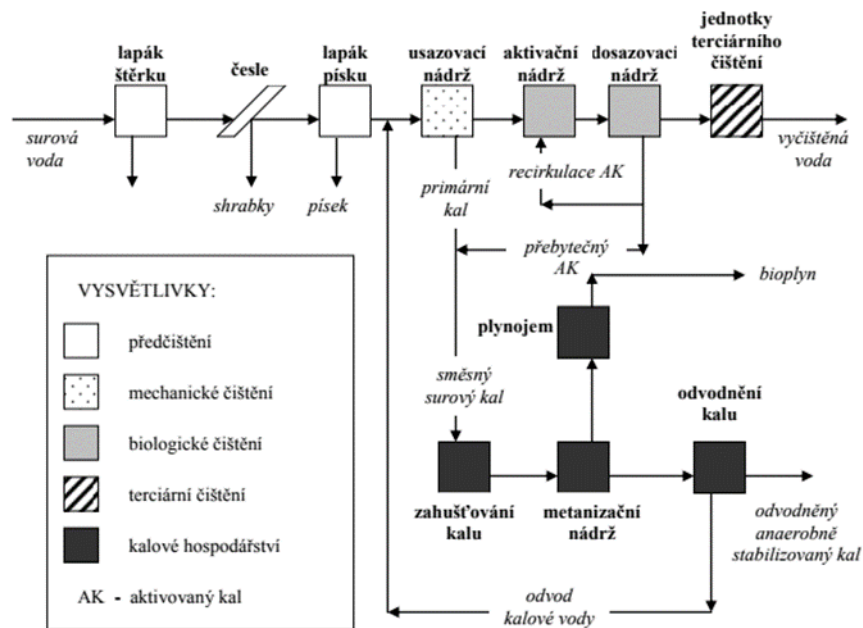
Skupina těchto látek je velmi různorodá. Jde o látky jak přírodního původu, tak o uměle vytvořené látky, se kterými se setkáme v průmyslu. Patří sem skupiny plastů, jejímž zástupcem je bisphenol A, těžké kovy jako je rtuť, rozpouštědla a další (Kumar et. al., 2020). Dalším významným zdrojem kontaminace životního prostředí a zejména odpadních vod je hormonální antikoncepce (Mendes 2002).

3.2 Odstranění léčiv na mechanicko-biologických ČOV

Většina odpadních vod putuje kanalizační sítí do městské čistírny odpadních vod (ČOV). Jelikož tyto typy ČOV nebyly primárně navrženy a konstruovány pro zachycení a vyčištění léčiv a endokrinních disruptorů, tak účinnost odstranění těchto látek je mnohdy velmi nízká (Kotýza et al. 2009).

Většina ČOV funguje na mechanicko-biologickém principu čištění odpadních vod (OV) což vychází z procesu samočištění, který probíhá v přírodních tocích (Švehla et al. 2007).

V prvním stupni, které se skládá z předčištění a mechanického čištění, je surová odpadní voda zbavena nerozpuštěných nečistot a v druhém stupni (biologické čištění) dochází k odstranění zejména rozpuštěných organických látek. Jak je vidět na obrázku č. 2 - první stupeň v sobě zahrnuje předčištění, tedy OV prochází přes lapák šterku, česle a lapák písku a následně pak prochází přes usazovací nádrž, kde dochází k sedimentaci jemných lehčích pevných částic. V primární části vzniká tzv. primární kal, kde lze léčiva odstranit pomocí sorpčního mechanismu. Druhý stupeň biologického čištění OV je na většině komunálních ČOV řešen aktivačním procesem. Aktivační proces je aerobní způsob čištění OV, který probíhá uvnitř aktivační nádrže, za pomoci mikroorganismů obsažených v aktivovaném kalu. Aktivovaný kal je směsnou kulturou mikroorganismů (bakterií, hub, kvasinek, prvoků atd.) a dále koloidních a adsorbovaných suspendovaných látek z OV. Oddělení biomasy aktivovaného kalu od vyčištěné OV probíhá v dosazovací nádrži, která je nedílnou součástí aktivačního procesu. Přebytný aktivovaný kal, který je také označován jako sekundární kal je dále v kalovém hospodářství samostatně, nebo společně s primárním kal, zahušťován a dále zpracován. V biologické části ČOV lze léčiva zachytit a odstranit sorpčním mechanismem na aktivovaný kal nebo biodegradací. V některých případech je zařazeno ještě terciální čištění, které má za úkol dočistit a zbavit OV zbylého znečištění. Dočištění může být zásadní stupeň při odstranění mikropolutantů (Kotýza et al., 2009; Pošta et al., 2005; Švehla et al., 2007).



Obrázek 2 Schéma mechanicko-biologické ČOV (Švehla et al. 2007)

Vedle klasických procesů v komunálních ČOV viz. popsáno výše, existují i další procesy, které vedou k eliminaci a vyčištění OV od léčiv. Jednou z možností je využití granulovaného nebo práškového aktivního uhlí, tedy procesu založeného opět na sorpčním mechanismu. Výhodou využívání aktivního uhlí je jednoduchost, ale nevýhodou je ekonomická náročnost. Adsorpce na aktivní uhlí dochází zejména k odstranění organického znečištění nepolárního charakteru (Kotyza et al. 2009). Další relativně progresivní metodou je membránová separace, kdy základem je polopropustná membrána, která zachycuje částice na základě velikosti a tvaru (Baker 2012). K odstranění léčiv se využívá zejména nanofiltrace nebo reverzní osmóza, které patří mezi tlakové membránové procesy (Baker 2012; Purkait and Singh 2018). Membránové metody jsou vhodné zejména při odstranění nízkých koncentrací xenobiotik, ale využívají se spíše při úpravě pitných vod (Kotyza et al. 2009). Pokročilé oxidační procesy jsou také cestou k odstranění léčiv z OV. Při tomto procesu se využívá generování hydroxylových radikálů, které oxidací narušují odolné struktury chemických vazeb jednotlivých léčiv. Jako nejčastější oxidanty se využívají kyslík, ozon nebo plynný chlor (Kotyza et al. 2009; Úterský 2021).

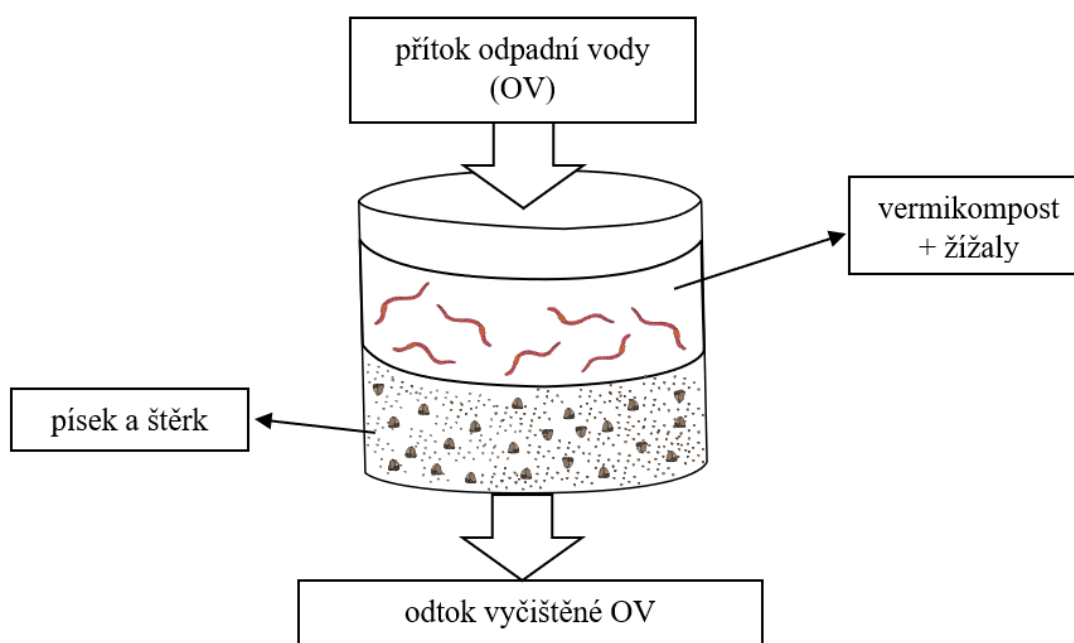
3.3 Vermifiltrace

Vermifiltrace by měl být aerobní způsob čištění odpadních vod, avšak nevzniká při tomto procesu velké množství kalu jako u konvenčních aerobních způsobů čištění OV (Krishnasamy et al. 2013; Kumar et al. 2014). Technologie patří mezi přírodní alternativy v decentralizovaném systému čištění domácích a průmyslových OV pro malé a vzdálené lokality. Jde o energeticky nenáročnou technologii, tedy je to extenzivní způsob, který není závislý na trvalé dodávce elektrické energie. Díky žížalám, které jsou zabudované v samotné vrstvě vermifiltru, dochází ke stimulaci a urychlení mikrobiálního rozkladu organických látek (Sinha et al. 2008a). Zajímavým přínosem vermifiltrace je schopnost podpořit a posilovat

bakteriální flóru, která napomáhá ke snížení patogenů v systému samotném (Li et al. 2008; Sinha et al. 2008a).

3.3.1 Mechanismus

Obecná základní struktura vermifiltrační jednotky se skládá z přívodu OV do systému, filtrační vrstvy a odtoku OV (viz. obr. 3). Filtrační lože se skládá z vermikompostu včetně žížal, což lze klasifikovat jako organickou/biologickou část, a poté z anorganické části-představující vrstvu písku a štěrku (Domínguez 2004; Singh et al. 2017).



Obrázek 3 Schéma vermifiltrační jednotky

Vermifiltrace funguje zejména na základě dvou hlavních mechanismů. Důležitou funkci má samotná vrstva vermikompostu jako takového a druhou významnou roli zde hrají žížaly. Kombinace mechanismů je podstatná při čištění OV. Vermikompostová vrstva je zdrojem potravy pro žížaly a pochopitelně výrazně ovlivňuje odstranění znečišťujících látek z OV. Vermikompost odstraňuje znečištění pomocí sorpčního mechanismu. Dochází k zachycení pevných částí z OV, což dává opět příležitost žížalám, aby tyto látky zkonzumovaly a vyloučily ve změněné formě (Sinha et al. 2008a; Zhao et al. 2010). Látky rozpuštěné ve vodě, systémem putují jsou adsorbovány a rozloženy kombinací mikrobiologické aktivity, enzymatického působení a aktivity žížal (Arora et al. 2014a).

Žížaly způsobují mikrobiální degradaci látek, protože ve svém střevě hostí miliony mikroorganismů (Singleton et al. 2003; Singh et al. 2020). Rozložení pevných látek na menší částice v důsledku aktivity žížal pomáhá k urychlení mikrobiální aktivity, zvýšení povrchu a pórovitosti filtračního lože (Komarowski 2001; Sinha et al. 2008a; Wang et al. 2011). Přeměna nerozpustných organických látek na jejich rozpustnou formu je další přínos žížal, jelikož jsou látky pak biologicky dostupné a lépe degradovatelné (Goswami et al. 2016; Sahariah et al. 2015; Singh et al. 2017). Žížala dobře provzdušňuje systém, jelikož tvoří ve vrstvě malé nory, to je bez pochyby další podporou v účinném fungování aerobního systému

(Sinha et al. 2002). Slizovité výměšky, které do půdy žížala přináší, obsahují enzymy napomáhající k mineralizaci znečišťujících látek obsažených v OV (Arora et al. 2014b; Goswami et al. 2014). Slizovitý výměšek (hlen), pomáhá udržovat správný poměr C:N, což zvyšuje biochemickou aktivitu a vytváří dobré prostředí pro bakterie podílející se na rozkladu látek (Wang et al. 2011).

3.3.2 Charakteristika filtrační vrstvy

Filtrační vrstva výrazně ovlivňuje dobu zdržení látek, která je podstatná pro rozklad látek a ekosystém žížal (Singh et al. 2017). U filtrační vrstvy je důležité brát v potaz hydraulickou propustnost a adsorpční kapacitu média. Pokud je hydraulická propustnost vrstvy ve špatném stavu (je neprůchozí), může docházet k ucpaní systému, což vede k nedostatečné účinnosti (Grace et al. 2016). Pro zvýšení mikrobiální aktivity, by měla vrstva obsahovat dostatek organických látek. Pro zachování a podporu poréznosti je vhodný přírůstek např. pelet, listů či menších oblázků. Podstatné je, aby náplň vermifiltrační jednotky neobsahovala toxické kovy, kvůli citlivosti žížal na tyto látky (Calheiros et al. 2012; Tripathi and Bhardwaj 2004). Volba filtrační výplně je důležitá pro kondici žížal, části s příliš ostrými hranami mohou žížaly totiž poranit a nevytvářejí tak bezpečné prostředí pro jejich pohyb a život jako takový (Yang and Zhao 2008).

Důležitým parametrem je i hloubka filtrační vrstvy. Obecně bylo vyzpozorováno, že čím vyšší je vrstva média, tím je aktivita žížal nižší. Při větší hloubce, může docházet k menšímu provzdušnění a v prostředí mohou vznikat anaerobní oblasti, kam se nedostává kyslík (Jiang et al. 2016; Wang et al. 2014). Aktivita a růst žížal je v takovém případě nižší (Jiang et al. 2016; Taylor et al. 2003). Ideální účinná hloubka pro čištění OV se pohybuje okolo 40 cm (Nie et al. 2015).

3.3.3 Žížaly

Druhy žížal, které jsou nejvhodnější pro vermifiltraci OV jsou uvedeny v tabulce 2, nejznámějším druhem z tohoto výčtu je *Eiseniafetida* (Edwards 2004; Singh et al. 2017). Zmíněným druhům prospívá velmi vlhké až podmáčené prostředí, konkrétně pak *Eiseniafetida* má ráda život v prostředí částečně rozložených odpadů (Edwards 2004).

Tabulka 2 Seznam vybraných žížal vhodných pro vermifiltraci (Singh et al. 2017)

Druh žížal	Průměrná váha
<i>Eiseniafetida</i>	0,6 g (Wen et al. 2004)
<i>Perionyx sansibaricus</i>	0,7 g (Suthar 2007)
<i>Lumbricus rubellus</i>	1,6 g (Ma 1984)
<i>Eudriluseugeniae</i>	1,85 g (Deepthi et al. 2021)
<i>Eisenia hortensis</i>	1,5 g (Kiyasudeen et al. 2016)

Výše uvedené druhy žížal jsou charakteristické zejména tím, že dokáží pozřít větší množství půdy než většina druhů, čímž i jejich výměšek je větší a tedy je i větší podpora

mikrobiální populace a dochází k účinnější degradaci látek (Binet et al. 1998; Hughes et al. 2005; Singh et al. 2017; Wang et al. 2010).

Pro optimální funkci vermifiltrační jednotky je důležitá i koncentrace žížal, avšak stanovit přesné množství žížal není snadné a příliš studií se touto problematikou nezaobírá. Určitou roli hraje velikost jednotlivců. Pochopitelně větší žížaly mají výrazně větší nároky na příjem, než-li menší jedinci. Některé studie nepozorují významný vliv v množství žížal ve vermifiltru, jiná studie zase optimální hustotu udává přibližně kolem 12,5 g žížal na 1 l filtrační lože (Li et al. 2013; Nie et al. 2015; Singh et al. 2017; Xing et al. 2010; Xu et al. 2014).

3.3.4 Výhody a nevýhody

V porovnání s běžnými biologickými systémy čištění OV, má vermifiltrace řadu výhod. Přínosem jsou nízké investiční i provozní náklady (Singh et al. 2020; Xing et al. 2005). Během procesu nevzniká velké množství kalu a zejména díky žížalám systém nezapáchá (Singh et al. 2017; Singh et al. 2020).

Jako každá technologie má vermifiltrace i svá úskalí a omezení. Většina systémů je stále provozována v laboratorním měřítku. Může docházet k ucpání vermifiltru, hloubka vrstvy je omezená a při vyšší míře rozmnožování žížal dochází k nedostatku potravy nebo prostoru pro jejich život (Singh et al. 2020). Nelze do systému přivádět a následně čistit OV s velkým obsahem NaCl, protože taková OV je pro žížaly významně toxická (Hughes et al. 2008). Dále žížalám neprospívá sluneční světlo, proto je potřeba vermifiltrační jednotku umístit mimo dosah slunečního záření (Singh et al. 2020).

3.4 Základní mechanismy odstranění léčiv

3.4.1 Sorpce

Sorpce probíhá v zásadě dvěma hlavními mechanismy- adsorpcí a absorpcí. Adsorpce funguje na principu elektrických interakcí kladně nabitě skupiny látky a záporně nabitého povrchu biomasy či mikroorganismů. Při absorpci spolu interagují hydrofilní části látky (alifatické a aromatické skupiny) s lipofilními skupinami biomasy nebo buněčnou membránou mikroorganismů (Ternes et al. 2004a,b; Zhang 2019).

Distribuční koeficient K_d (sorpční koeficient) je definován (viz. rovnice 1) jako podíl hmotnostní koncentrace látky sorbované na pevnou fázi – C_s ($\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$) a objemové koncentrace látky rozpuštěné ve vodné fázi – C_w ($\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}$) (Zamakhaeva 2019).

$$K_d = \frac{C_s}{C_w} \quad (\text{dm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}) \quad /1/$$

Účinnost sorpce na kal, což je u sorpce sloučenin v OV stěžejní sorbent, vyjádřena pomocí $\log K_d$ je v tabulce 3 (Joss et al. 2005; Ternes et al. 2004a).

Tabulka 3 Klasifikace sorpce dle K_d (Joss et al. 2005; Ternes et al. 2004a)

$\log K_d < 2,7$	zanedbatelná schopnost sorpce
$\log K_d > 2,5$	vysoká schopnost sorpce

Rozdělovací koeficient *n*-oktanol-voda K_{ow} popisuje lipofilitu látky a souvisí tak s mechanismem absorpce. Koeficient K_{ow} je definován jako poměr podíl koncentrace látky v oktano-1-olu – $C_{oktanol}$ ($\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}$) a koncentrace látky ve vodě – C_{voda} ($\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}$) (viz. rovnice 2). Lze jej uvádět také ve formě dekadického logaritmu – $\log K_{ow}$ (Bannan et al. 2016).

$$K_{OW} = \frac{C_{oktanol}}{C_{voda}} \quad /2/$$

Účinnost a míra sorpce je vyjádřena pomocí $\log k_{ow}$ je uvedena v tabulce č. 4 (Brose et al. 2019; Pilli et al. 2020).

Tabulka 4 Klasifikace sorpce dle K_{ow} (Brose et al. 2019 ; Pilli et al. 2020)

$\log K_{ow} > 4$	vysoká schopnost sorpce
$2,5 < \log K_{ow} < 4$	střední schopnost sorpce
$\log K_{ow} < 2,5$	zanedbatelná schopnost sorpce

Jak již bylo výše zmíněno, tak koeficient K_{ow} vyjadřuje, do jaké míry se látka chová lipofilně a do jaké míry hydrofilně. Vyšší hodnoty K_{ow} značí, že látka je lipofilní a nižší hodnoty, že je látka hydrofilní (Ferrari a kol. 2003; Jjemba 2006). Lipofilní látky jsou dobře rozpustné v tucích a hydrofilní naopak ve vodě. Dle US FDA je rozdělovací koeficient K_{ow} , považován za stěžejní hodnotu v posuzování cizorodých látek v prostředí, nicméně získat spolehlivé hodnoty není jednoduché.

Satnovení je založeno na principu Nernstově rozdělovacím zákoně. Principem je, že se měřená chemická látka o koncentraci $< 0,01$ mol/l přidá do dvou omezeně mísitelných fází (*n*-oktanol/voda) a protřepe se ve třepací láhvi. Veškeré použité látky a rozpouštědla musí být v nejvyšší možné kvalitě čistoty. Po protřepání a ustavení rovnováhy, se změří koncentrace dané látky v obou fázích (OECD 1995).

3.4.2 Biologická degradace

Biologická degradace je jeden ze základních procesů, jak může být v systému ČOV odstraněno z OV organické znečištění (popř. i sloučeniny dusíku a fosforu). Za proces biodegradace ve většině případů zodpovídají heterogenní skupiny mikroorganismů, které jsou součástí aktivovaného kalu. Při biodegradaci mohou být chemické struktury léčiv přeměněny na hydrofobnější sloučeniny, které se následně mohou adsorbovat na povrch aktivovaného kalu nebo mohou být přeměněny na hydrofilnější sloučeniny, které jsou tedy ve vodě obsaženy jako rozpuštěné látky (Wang 2009; Zhang 2019).

Biologický rozklad léčiv je proces, který závisí na samotné struktuře látky, na přítomnosti kyslíku, druhovém mikrobiálním zastoupení a v neposlední řadě také na hodnotě pH (Semblante et al., 2015; Zhang 2019).

V aerobních podmínkách se lépe rozkládá většina léčiv zejména pak naproxen nebo ibuprofen (Semblante et al. 2015). V anoxickém prostředí, může docházet k podpoře sorpce hydrofobních sloučenin, a tím se usnadní biologický rozklad u některých léčiv (Ma et al. 2018; Semblante et al. 2015; Stadler et al. 2015). Anaerobní prostředí podporuje pochopitelně činnost anaerobních mikroorganismů a konečným produktem v tomto procesu jsou většinou methan a oxid uhličitý. V takovém prostředí může probíhat dehalogenace chlorovaných sloučenin přeměna přírodních hormonů jako je estrogen. Určitý přínos má střídání podmínek aerobních a anoxických nebo aerobních a anaerobních, dochází tak k zvýšení účinnosti biologického rozkladu (Semblante et al. 2015; Stadler et al. 2015).

Avšak i vzhledem k přítomnosti různých druhů mikroorganismů v aktivovaném kalu, nelze říci, že léčiva v OV mohou být odstraněna pouze samotnou biologickou degradací. Léčiva vykazují určitou bioaktivitu, která inhibuje metabolismus mikroorganismů a také jsou v OV obsažena v nízkých koncentracích (Wang 2009).

Schopnost biologické degradace určitých látek charakterizuje tzv. biologická degradační konstanta K_{biol} ($l \cdot g_{ss}^{-1} \cdot d^{-1}$), která představuje konkrétně eliminaci na aktivovaném kalu. Biodegradační konstantu lze definovat vztahem viz rovnice, kde C je celková koncentrace sloučeniny ($\mu g \cdot l^{-1}$), t představuje čas (dny), S je koncentrace rozpustné sloučeniny ($\mu g \cdot l^{-1}$) a X_{SS} je koncentrace nerozpuštěných látek ($g_{ss} \cdot l^{-1}$) (Isaza Botero et al. 2019; Joss et al. 2006).

$$K_{biol} X_{SS} S = \frac{dC}{dt} \quad /3/$$

Suárez et al. vytvořil za pomoci K_{biol} ($l \cdot g_{ss}^{-1} \cdot d^{-1}$) klasifikaci biologického rozkladu mikropolutantů, která je uvedena v tabulce č. 5 (Suárez et al., 2010).

Tabulka 5 Klasifikace biodegradace dle K_{biol} (Suárez et al., 2010)

$K_{biol} < 0,5$	nízká biodegradace
$0,5 < K_{biol} < 1$	střední biodegradace
$1 < K_{biol} < 5$	vysoká biodegradace
$K_{biol} > 5$	velmi vysoká biodegradace

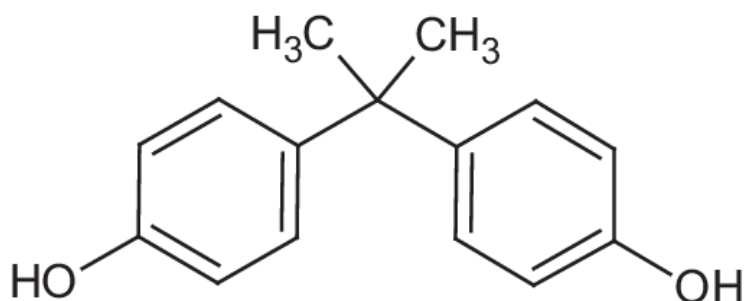
3.5 Vybraná léčiva a prostředky osobní potřeby

Z chemické struktury lze odvodit vlastnosti látky a to zejména prostupnost přes biologické membrány, sorpce na jiné molekuly nebo polarita a reaktivnost molekuly, což hraje důležitou roli v chování látky v prostředí (Jjemba, 2006; Tolls, 2001; Bialer, 2012).

Velký význam hrají fyzikálně-chemické vlastnosti, jako jsou - rozpustnost, rozdělovací koeficient oktanol/voda (K_{ow}) a disociační konstanta K_d . Při čištění OV je důležitá také míra a ochota látky biologicky se rozkládat, což lze odhadnout pomocí biodegradační konstanty K_{biol} . Látky, kterými se tato kapitola bude zabývat jsou součástí synteticky připravené odpadní vodě, která důležitým předmětem v experimentální části (viz. kapitola 4.1)

3.5.1 Bisphenol A

Bisfenol A (BPA; také Bisphenol A) je endokrinní disruptor, který se používá při výrobě potravinářských obalů. BPA je součástí polykarbonátových plastů a jde o nejdu z nejvíce vyráběných látek na světě (Gregory et al. 2008; Vandenberg et al. 2009).



Obrázek 4 Struktura BPA (Legeay and Faure 2017)

Tabulka 6 Základní informace o BPA (Legeay and Faure 2017)

Sumární vzorec	C ₁₅ H ₁₆ O ₂
Systematický název	4,4'-(propan-2,2-diyldifenol
Molární hmotnost	228,29 g/mol

BPAderivát difenylmethanu má, jak je vidět na obr. 4, ve své struktuře dvě fenylové skupiny, dvě hydroxylové skupiny, které jsou bohaté na elektrony, a dvě methylové skupiny (Gupta 2014). Látka se váže na estrogenové receptory, a tím způsobuje řadu reprodukčních a vývojových poruch u lidí a zvířat (Allardand Colaiácovo2011; Li et al. 2015).

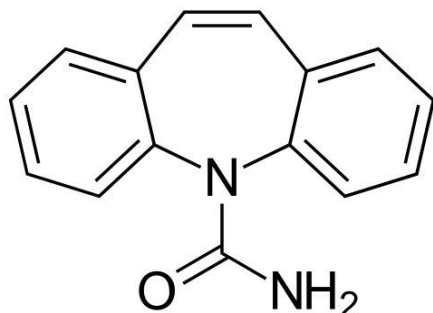
Dle literárních zdrojů se hodnota log K_{ow} pro BPA pohybuje v rozmezí 3,18 - 3,7, jedná se o hydrofobní organickou sloučeninu, která má ve své volné formě ochotu spojit se s lipidy (Borrirukwisitsak et al. 2012; Robinson et al., 2009; Tsai et al. 2006).

S využitím semiempirických modelů došlo výpočtem k získání hodnot log K_d v intervalu 2,5 – 2,87 (Matter-Müller et al. 1981) a 2,9 – 3,2 (Jacobsen et al. 1993). Z praktické studie, zabývající se sorpcí BPA na čistírenský kal vychází, že se hodnota distribučního koeficientu log K_d, se pohybuje v rozmezí 2,5 – 2,68 (Banihashemi and Droste 2014). Ze všech získaných hodnot, lze předpokládat vysokou sorpční schopnost BPA. Bisfenol A je látka, patří spolu s ibuprofenem mezi látky snadno biologicky rozložitelné. V komunálních ČOV s aktivačním procesem se účinnost biologického rozkladu pohybuje okolo 90 %. A hodnota K_{biol} se pohybuje nad 10 l.g_{ss}⁻¹.d⁻¹ (Koumaki et al. 2021).

3.5.2 Karbamazepin

Karbamazepin (CBZ; také Carbamazepine) je farmakologickou optikou účinná látka (léčivo), která se využívá k léčbě epilepsie. Podrobnějším zařazením jde o antiepileptika (antikonvulziva) II. Generace -iminostilbeny (derivát inminostilbenu), což jsou tricyklické látky, jejichž mechanismem účinku je inhibice sodíkových kanálků. Další využití je při léčbě bolesti neurálního původu, zmírnění nervových poruch - mánie, bipolárních afektivních

poruch nebo diabetické neuropatie. Jak již terapeutická indikace napovídá, látka se užívá dlouhodobě na předpis lékaře (čimž je většinou zajištěno úplné využití léku pacientem) a denní dávka pro dospělého jedince se pohybuje přibližně kolem 1200 mg (SUKL2012; Bialer 2012; Hynie 2001).



Obrázek 5 Struktura CBZ (Maan et al. 2022)

Tabulka 7 Základní informace o CBZ (Maan et al., 2022; Yazdanbakhsh et al., 2019)

Sumární vzorec	$C_{15}H_{12}N_2O$
Systematický název	5H-dibenzo(b,f)azepin-5-karboxamid
Molární hmotnost	236,269g/mol

CBZ má v porovnání s jinými antiepileptiky odlišnou strukturu. Postrádá chirální uhlík, má tricyklickou strukturu a vázaný amid není součástí heterocyklického kruhu (obr.5). Nejreaktivnější částí molekuly je dvojná vazba heterocyklu (10. a 11. uhlík)(Bialer 2012; Maan et al. 2022).

Některé zdroje udávají hodnotu K_{ow} pro karbamazepin 2,45 (Cunningham et al. 2010) jiné 2,93 (Kasim et al. 2004), vždy se však pohybujeme v hodnotách menších, než-li 3,5, z čehož vyplývá, že se jedná o látku hydrofilní. Proto by se karbamazepin v životním prostředí neměl akumulovat. Přesto byl nalezen v povrchových vodách takřka po celém světě (Fenet et al. 2012; Glassmeyer et al. 2005).

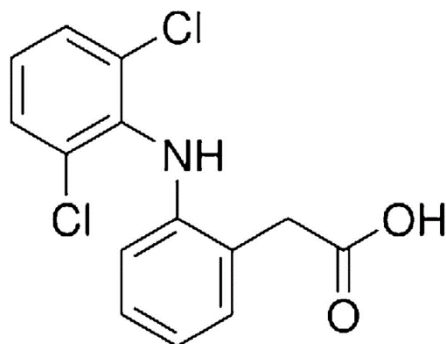
Velkou roli v tomto ohledu hraje množství, které je pacientům předepisováno a také, že dochází k velmi nízkému odstranění látky v ČOV. CBZ jak ukazuje nízká hodnota K_{ow} , je látkou dobře rozpustnou v polárním rozpouštědle, tedy ve vodě. Tendence karbamazepinu přetrvávat ve vodě naznačuje špatnou sorpci na kal (Jjemba 2006; Miao et al. 2005).

Hodnota $\log K_d$ určující sorpční schopnost se pohybuje v rozmezí 1,31-1,83 (Carballa et al. 2008). Zdroje, kde byla hodnota uvádějí $\log K_d$ pro primární kal 1,60 – 2,34 a pro sekundární kal 3,24-3,66 (Martín et al. 2012). Tím se dá předpokládat, že CBZ má větší tendenci se sorbovat na sekundární kal. Dle dalších zdrojů, $\log K_d$ 1,4 (Jones et al., 2002) a $\log K_d$ 1,15 (Barron et al. 2009), je sorpce zanedbatelná.

CBZ velmi neochotně podléhá biologickému rozkladu. Účinnost rozkladu v běžných ČOV je méně než 10 %. Důležitým faktorem při biologickém rozkladu CBZ je koncentrace a teplota. Nízká koncentrace a nízká teplota mají negativní vliv na rozklad CBZ (Joss et al. 2006; Li et al. 2013; Stamatelatos et al. 2003).

3.5.3 Diklofenak

Diklofenak (DCF; také Diclofenac) je neopioidní analgetikum, konkrétně pak nesteroidní antiflogistikum, což znamená, že působí proti bolesti, horečce a také proti zánětu. Používá se jak krátkodobě, při akutních stavech, tak dlouhodobě (Hynie 2001).



Obrázek 6 Struktura DCF (Minetto et al. 2012)

Tabulka 8 Základní informace o DCF (Minetto et al. 2012; Muller 1999)

Sumární vzorec	C ₁₄ H ₁₁ Cl ₂ NO ₂
Systematický název	2-[2-(2,6-dichlorofenylamino)fenyl] octová kyselina
Molární hmotnost	296,148 g/mol

DCF je derivátem kyseliny fenylové, chemická struktura (obr. 6) obsahuje atomy chloru, jelikož se jedná o silnou vazbu, nebude tato látka v životním prostředí snadno odbouratelná (Haiba et al. 2017).

Vzhledem k vyšší hodnotě rozdělovacího koeficientu oktanol/voda, log K_{ow} 4,51 (Hannesson et al. 2022; SRC 2013), se předpokládá dobrá sorpční schopnost látky na čistírenský kal. Hodnota distribučního koeficientu logK_d, která určuje účinnost sorpce, se pohybuje mezi hodnotami 1,2 a 2,7, záleží na typu čistírenského kalu (Carballa et al. 2008; Ternes et al. 2004a,b).

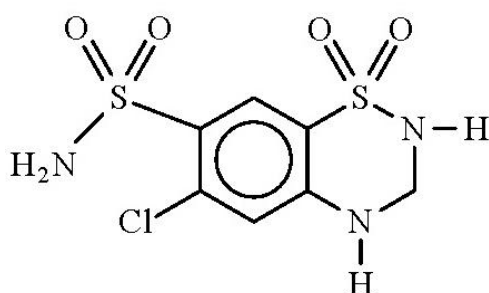
Bylo prokázáno, že lépe se diclofenak sorbuje na primární, než-li na sekundární kal. Sorpce diclofenaku na primární kal byla přibližně 5-15 % a na sekundární pouze 5 % (Ternes et al., 2004a). Ve Švédsku bylo dokonce zaznamenáno, že primárním čištěním (mechanickým stupněm čištění), bylo z odpadní vody odstraněno až 50 % diklofenaku (Zorita et al. 2009). Z toho vyplývá, že DCF se na kal primárně adsorbuje. Hodnotu pH v tomto případě hraje velmi značnou roli. Čím nižší pH, tím lépe se DFC adsorbuje na kal. Protože při kyselém pH se DFC stává elektricky neutrální, naopak při neutrální hodnotě pH se karboxylová část negativně ionizuje, což vede k odpuzování látky od záporně nabitého čistírenského kalu (Ternes et al. 2004a). Při hodnotě pH 6,8-8,0 došlo pouze k 10 % odstranění diclofenaku, zatímco při pH 4,3-5,0 byl DCF odstraněn z 80 % (Urase et al. 2005).

Obecně se DCF velmi špatně a pomalu biologicky rozkládá. Hodnoty biodegradční konstanty (K_{biol}) se pohybují pod 0,11.g_{ss}⁻¹.d⁻¹, záleží ale na prostředí (Joss et al. 2005; Lee et

al. 2012). V anoxickém prostředí byla naměřena hodnota $K_{\text{biol}} = 0,04 \text{ l.g}_{\text{ss}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, tedy DCF se nerozkládal. Aerobní prostředí je vhodnější při rozkladu DCF, hodnota K_{biol} dosahovala $1,2 \text{ l.g}_{\text{ss}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (Suarez et al. 2010; Vieno and Sillanpaa 2014).

3.5.4 Hydrochlorothiazid

Hydrochlorothiazid (HCTZ) patří mezi diuretika, konkrétně distální diuretika, tedy látky podporující tvorbu a vylučování moči. Distální diuretika jsou nejčastěji užívanou skupinou diuretik, mají středně silné účinky a velmi hojně se podávají při léčbě edémů a hypertenze (vysokého krevního tlaku). HCTZ se podává samostatně nebo v kombinaci s jinými látkami určenými proti vysokému krevnímu tlaku. Lék není volně prodejný, tedy jen na předpis lékaře a denní dávka je přibližně 25 mg (Lullmann et. al. 2004; Remedia 2009; Hynie 2001).



Obrázek 7 Struktura HCTZ (IARC 2016)

Tabulka 9 Základní informace o HCTZ (IARC 2016; O'Neil 2001)

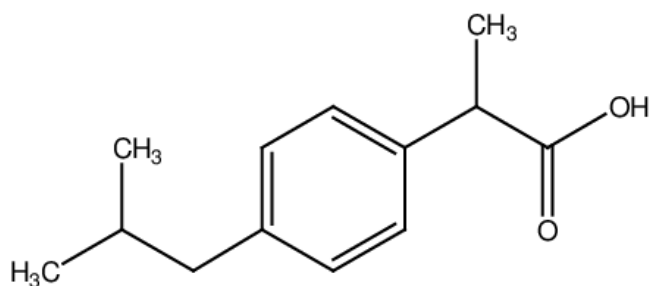
Sumární vzorec	$\text{C}_7\text{H}_8\text{ClN}_3\text{O}_4\text{S}_2$
Systematický název	6-chloro-3,4-dihydro-2H-1,2,4-benzothiadiazin-7-sulfonamid-1,1-dioxin
Molární hmotnost	297,74 g/mol

Z pohledu chemické struktury je HCTZ charakteristický přítomností cyklické a necyklické sulfonamidové skupiny (obr.7) (IARC 2016).

Velmi nízká až záporná hodnota $\log K_{\text{ow}} -0,07$ prokazuje, že se jedná o látku dobře rozpustnou ve vodě, tedy hydrofilní (Chemspider 2013).

3.5.5 Ibuprofen

Z pohledu farmakologie řadíme ibuprofen (IBP) mezi tzv. nesteroidní protizánětlivé látky. V nižších dávkách má výraznější protizánětlivé účinky a ve vyšších pak převážně analgetické účinky (Hynie2001).



Obrázek 8 Struktura IBP (Abualhasan et al. 2015)

Tabulka 10 Základní informace o IBP (Abualhasan et al. 2015; Bahamon et al. 2017)

Sumární vzorec	C ₁₃ H ₁₈ O ₂
Systematický název	(2RS)-2-(4-isobutylfenyl)propionové kyseliny
Molární hmotnost	206,28 g/mol

IBP patří mezi deriváty kyseliny propionové (obr. 8). Obvykle je tvořen dvěma svými izomerními formami – R (-) a S (+) konfigurace. Levotočivá S (+) forma vykazuje vyšší biologickou aktivitu než-li pravotočivá R (-) forma (Anzenbacher and Jezdinský 2003).

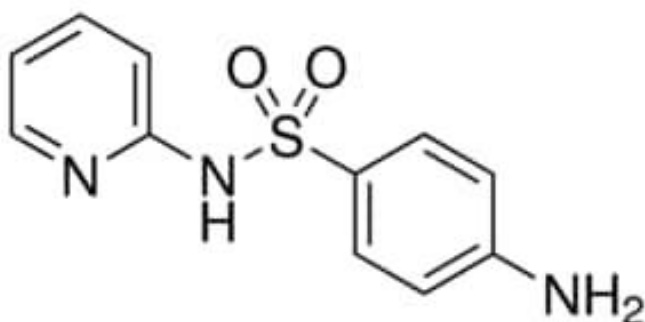
Vyšší hodnota rozdělovacího koeficientu oktanol/voda, log K_{ow} 3,44 (Avdeef and Tsinman 2006), log K_{ow} 3,97 (Potthast et al. 2005) ukazuje, že se jedná o látku obtížně rozpustnou ve vodě, hydrofobní.

Hodnota log K_d , určující sorpční schopnost nakal se pohybuje v rozmezí 0,3 - 2,7 (Stuer-Lauridsen et al. 2000). Jiné zdroje, v rámci kterých byly hodnoty stanoveny výpočtem na experimentálních koncentracích, uvádějí hodnoty log K_d pro primární kal 1,62 - 2,33 a pro sekundární kal 1,82 - 3,01 (Martín et al. 2012).

Účinnost biodegradace v běžných komunálních ČOV s aktivačním procesem pro IBP se pohybuje kolem 99,9 %. Rozklad této látky je tedy velmi dobrý, což značí také hodnota biodegradace konstanty $K_{biol} = 21 - 35 \text{ l.g}_{ss}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (Joss et al. 2006; Maarooof and Uysal 2017).

3.5.6 Sulfapyridine

Sulfapyridine (SPY) je antibakteriální lék, který patří mezi sulfonamidová antibiotika. V minulosti se využíval v humánní medicíně pro léčbu infekce herpetiformní dermatitidy, avšak zejména kvůli krystalizaci v močovém měchýři se již nepoužívá. V současnosti se využívá k veterinárním účelům (Chen et al. 2017).



Obrázek 9 Struktura SPY (Delgado et al. 2013)

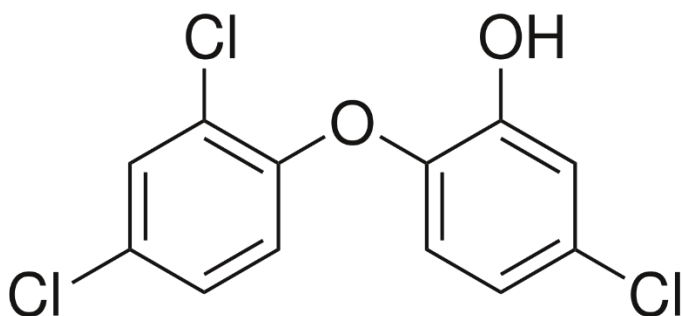
Tabulka 11 Základní informace o SPY (Chen et al., 2017)

Sumární vzorec	C ₁₁ H ₁₁ N ₃ O ₂ S
Systematický název	4-amino-N-pyridin-2-ylbenzenesulfonamid
Molární hmotnost	249, 29 g/mol

SPY obsahuje pyridinovou skupinu (obr. 9), což je příčinou dobré adsorpce na aktivní uhlím, která se zvyšuje se zvyšujícím se pH roztoku (Chen et al. 2017). Koeficient log K_{ow} pro SPY je 0,35 (Gao and Pedersen 2005), tedy jde o hydrofilní látku, rozpustnost ve vodě je však závislá na pH.

3.5.7 Triklosan

Triklosan (TCS; také Triclosan) řadíme mezi antiseptika, tedy látky inhibující růst mikroorganismů na neživém i živém substrátu (Hynie 2001). Jedná se o fenolový derivát s antimykotickými, bakteriostatickými a antiflogistickými účinky. V látkách osobní potřeby (PCPs) se triclosan objevuje také jako konzervační látka (Farley 1996). Nalezneme jej např. v mýdle, antiperspirantech či čistících prostředcích. Velmi dobře však působí proti zubnímu plaku, tedy triclosan se přidává do zubních past či ústních vod (Slezák 2007).



Obrázek 10 Struktura TCS (Li et al. 2012)

Tabulka 12 Základní informace o TCS (Dann, Hontela 2011; McDonnell, Russell 1999)

Sumární vzorec	C ₁₂ H ₇ Cl ₃ O ₂
Systematický název	5-chlor-2-(2,4-dichlorfenoxy)fenol
Molární hmotnost	289,54 g/mol

TCS je látka, obsahující hydroxylovou, etherovou funkční skupinu (obr. 10) a také má ve své molekule tři atomy chloru, což nasvědčuje, že se jedná o stabilní sloučeninu (Libánský et al. 2014).

Roční světová výroba triklosanu stále roste, v současnosti přesahuje přibližně 1500 t (Venkatesan et al. 2012; Xue et al. 2015). Z hlediska rozpustnosti, je TCS látkadobře rozpustná v tučných a organických látkách, tedy má lipofilní povahu. Rozdělovací koeficient *n*-oktanol/voda (K_{ow}) tedy nabývá vysokých hodnot 4,8 (Cantwell et al. 2010), 4,76 (Carr et al. 2016).

Vzhledem ke své lipofilní povaze a tedy vysokému rozdělovacímu koeficientu K_{ow} se ukazuje velký sorpční potenciál. Proto se předpokládá, že TCS lze z části odstranit pomocí sorpce na čistírenský kal. Studie uvádí, že sorpcí na kal došlo až k 15 % úbytku TCS z odpadní vod, průchodem ČOV biodegradaci podlehlo 79 % triklosanu a zbylých 6 % prošlo čistírnou v nezměněné podobě (Singer et al. 2002). Bylo prokázáno, že triklosan lépe podléhá degradaci v aerobních podmínkách, než-li anaerobních podmínkách (McAvoy et al. 2002).

Vysoká hodnota K_{ow} je také indikátorem vysokého bioakumulačního potenciálu látky, což je důvodem výskytu těchto látek v živých organismech. Ovšem některé půdní bakterie, jako např. *Pseudomonasputida*, jsou vůči TCS rezistentní a jiné bakterie jej dokáží inaktivovat, což je vhodné např. u čistírenských kalů, které následně putují na zemědělskou půdu (Bedoux et al. 2012).

Výpočtem pomocí semiempirických modelů byla zjištěna hodnota $\log K_d$, která se pohybuje v rozmezí 3,4 – 3,6 (Matter-Müller et al. 1981), resp. 3,7 – 3,9 (Jacobsen et al. 1993). Dle studie, zabývající se sorpcí a desorpcí TCS na čistírenský kal, bylo zjištěno, že $\log K_d$ je v rozmezí 3,2 – 3,4 (Banihashemi and Droste 2014). Ve všech případech jsou hodnoty distribučního koeficientu K_d , vyjádřené v dekadickém logaritmu, vyšší než 2,5 a tak se dá předpokládat, že TCS má vysokou sorpční schopnost. Účinnost biodegradčních procesů u TCS jsou účinné od 20 % do 90 % (Koumaki et al. 2021). Biologický rozklad látky je ale spíše mírný, i když hodnoty biodegradční konstanty K_{biol} jsou ve velkém rozpětí od 0,1 $l \cdot g_{ss}^{-1} \cdot d^{-1}$ do 10 $l \cdot g_{ss}^{-1} \cdot d^{-1}$ (Barbosa et al. 2016; Koumaki et al. 2021; Rout et al. 2021).

4 Metodika

4.1 Syntetická odpadní voda

Pro účely experimentální části této diplomové práce byla využita synteticky připravená odpadní voda (OV), která obsahovala sedm vybraných mikropolutantů. K přípravě OV byla použita vodovodní kohoutková voda a vybrané mikropolutanty – Bisphenol A, Karbamazepin, Diklofenak, Hydrochlorothiazid, Triclosan a Sulfapyridin o koncentraci $10 \mu\text{g.l}^{-1}$ a Ibuprofen o koncentraci $50 \mu\text{g.l}^{-1}$. Do použitého roztoku byly vybrány látky, které jsou nejčastěji vyskytující v odpadních vodách. Koncentrace byly řádově voleny v souladu s maximálními hodnotami vyskytujícími se v odpadních vodách, přičemž konkrétní hodnoty byly vyšší než reálně se vyskytující v OV. Důvodem byla snaha o získání dobře vyhodnotitelných výsledků a snadná detekce sledovaných látek. Vstupní hodnoty koncentrace jednotlivých mikropolutantů v OV byly proměřeny při každém odběru přefiltrované OV z reaktorů.

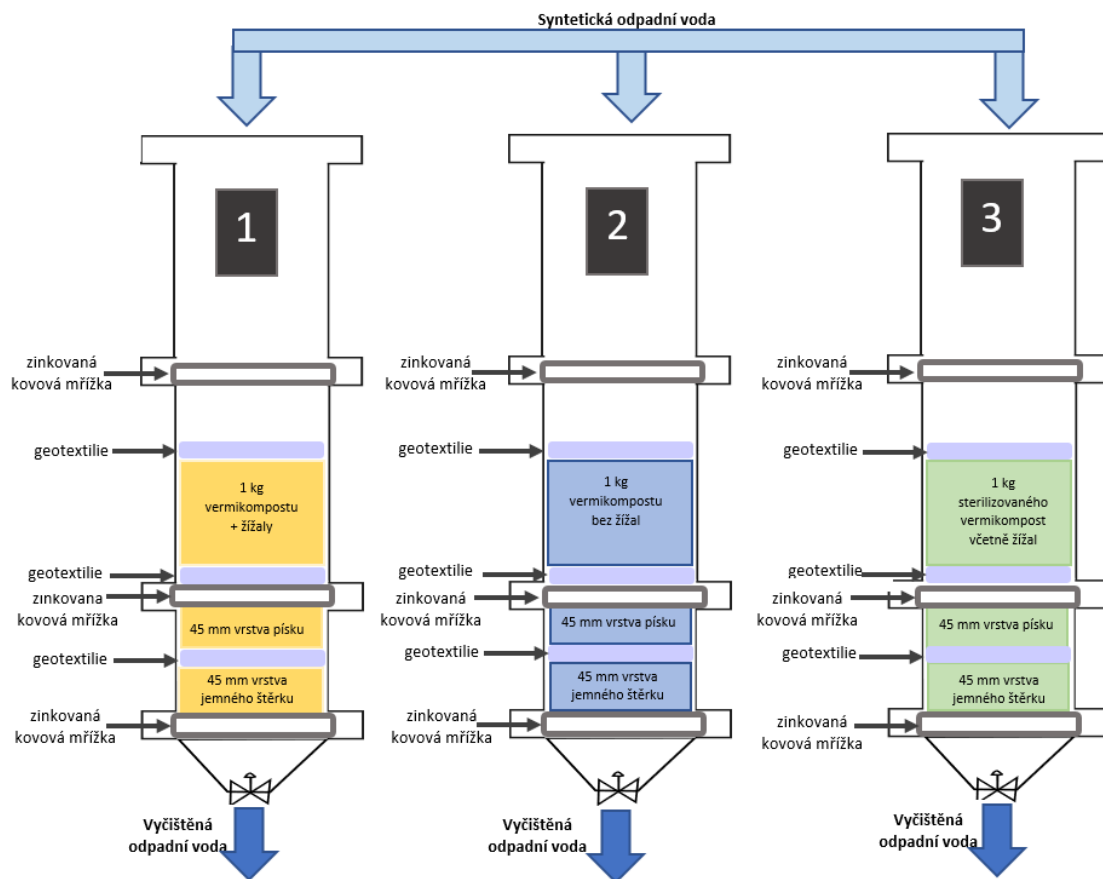
Zásobní roztok synteticky připravené odpadní vody byl připravován do zásobní nádoby každý týden. Zpočátku byl uchováván v plastové nádobě, z důvodu rizika sorpce sledovaných látek na stěny nádoby byl následně po 15 dnech přemístěn do skleněné nádoby. Synteticky připravená odpadní voda procázela reaktory v průtočném množství 3120 ml.den^{-1} .

4.2 Filtrační reaktory

Synteticky připravená OV byla filtrována v jednotlivých reaktorech, které se od sebe konstrukčně nelišily, avšak složení vrstev, zejména vermikompostu, bylo variabilní. Reaktory byly naplněny organickým a anorganickým filtračním médiem, které byly od sebe odděleny přepážkami (geotextilie a kovová mřížka).

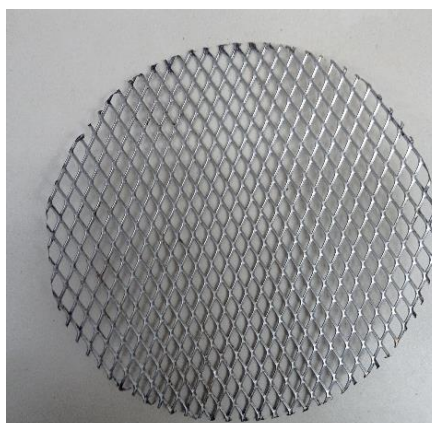
Anorganickou část filtračního média výplně reaktoru představovala vrstva písku a jemného štěrku. Jednalo se o praný a tříděný akvarijní, terarijní a dekorativní křemičitý písek bílé barvy o zrnitosti 0,8 – 1,6 mm. Štěrk bílé barvy byl také pro akvarijní potřeby s hrubostí 4 – 8 mm. Křemičitý písek a štěrk byly před použitím jako náplň do reaktorů důkladně propláchnuty. Tloušťka vrstev písku i štěrku činila 45 mm a byla zachována u všech reaktorů.

Organickou část výplně představoval vermikompost, sloužící jako filtrační médium, který vznikl zpracováním kalu z čistírny odpadních vod, který vznikl z provozu ČOV o kapacitě 33 000 EO (ekvivalent obyvatel). Kal byl odvodněn a následně zpracován anaerobní stabilizací a následně byl smíchán se slámou v poměru 1:4 (sláma:čistírenský kal v sušině). Reaktor č. 1 (R1) obsahoval vermikompost včetně žížal. Obsahoval 184 kusů žížal resp. 22,62 g jejich biomasy. V R2 byl vermikompost ručně zbaven žížal a jejich kokonů. V R3 byl vermikompost ve stejném množství jako u R1, avšak nejprve byl sterilizován ve vodní páře po dobu tří hodin a při 121°C v autoklávu SANYO LaboAutoclave MLS-3781L. Všechny tři reaktory obsahovaly stejné množství vermikompostu, tedy 1 kg tohoto materiálu.



Obrázek 11 Schéma vermifiltračních reaktorů

Jak je vidět na obr.11, každý reaktor měl na spodní části, u výpusti vyčištěné OV, umístěn jednu kovovou mřížku s oky o průměru 0,5 cm x 0,5 cm (viz. obr. 12), druhá mřížka oddělovala biologickou vrstvu vermikompostu od spodní vrstvy písku a štěrku. Třetí kovová mřížka byla umístěna ve vrchní části nad vermikompostem, kde jejím účelem bylo zejména tříštění filtrované OV, tak aby se alespoň částečně rozptýlila po větší ploše reaktoru a neproudila jen do jednoho bodu, popřípadě do omezené plochy. Jelikož se kovová mřížka vyskytovala ve vodním prostředí a docházelo by tak ke korozi materiálu, byla povrchově upravena zinkovou vrstvou.



Obrázek 12 Kovová mřížka



Obrázek 13 Geotextílie

Pro oddělení jednotlivých vrstev byl reaktor také vybaven třemi geotextíliemi. Jedna geotextílie oddělovala vrstvu písku od vrstvy štěrku, druhá byla nad kovovou mřížkou mezi vermikompostem a pískem. Třetí geotextílie umístěná nad vrstvou vermikompostu byla proděravěná (viz. obr. č. 13), aby systémem lépe proudil vzduch.

4.3 Referenční reaktor

Souběžně se třemi reaktory, které jsou blíže popsány v kapitole 4.1.2 Filtrační reaktory, byl uveden do provozu i čtvrtý reaktor (R4), který sloužil jako referenční reaktor. V první fázi od 6. 4. 2022 do 18. 5. 2022 (42 dní), byl provozován v podobě jako reaktor R1, ale neprocházela jím uměle připravená OV, ale pouze kohoutková vodovodní voda neobsahující mikropolutanty. Účelem bylo zjistit, zda-li se z jednotlivých médií neuvolňují sledované látky. Po skončení první fáze byl referenční reaktor odstaven a byly provedeny úpravy jeho parametrů. Po předělání byla odebrána organická část filtračního média - vermikompost. Aby byl reaktor až na odstranění vermikompostu ve stejném uspořádání (se stejným počtem geotextílií a kovových mřížek) jako R1-R3, tak na spodní kovovou mřížku byla vložena geotextílie (viz. obr.13). Dále však reaktorem procházel synteticky připravený roztok OV jako u R1-R3. Tato druhá fáze provozu reaktoru R4 v popsáném uspořádání probíhala od 27.5. 2022 do 16.9. 2022 (111 dní). Účelem druhé fáze R4 bylo odhalit, zda se anorganické filtrační médium (písek a štěrk) podílí na odstranění mikropolutantů z OV a pokud ano, tak v jaké míře. Provoz reaktoru R4 byl ukončen 163. den od spuštění experimentu, ale jelikož byl spuštěn až od později, tak skutečná doba provozu byla 112 dní.

4.4 Analytické metody

Analytické metody byly rozděleny na hlavní analytické metody – stanovení PPCPs a doplňková analytická stanovení – měření pH, rozpuštěného kyslíku, stanovení chemické spotřeby kyslíku, stanovení veškerých látek, rozpuštěných, nerozpuštěných látek a stanovení ztráty žíhání. Všechny odběry a následné analýzy probíhaly ve třech opakování.

Doplňková stanovení sloužila k dokreslení a kontrole celého procesu a byla prováděna v laboratoři Katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin České zemědělské univerzity v Praze bezprostředně po odebrání vzorků dle metodiky Horáková et al. (2003). Vzorky odpadních vod byly před stanovením odstředěny po dobu 10 minut rychlostí 13 500 ot/min na odstředivce Sigma 2-16P srotorem 12139.

Stanovení koncentrace PPCPs bylo prováděno na vzorcích, které byly odebrány do skleněných vialek, uchovány v mrazáku a následně stanoveny v laboratořích Mikrobiologického ústavu AV ČR. Stanovení bylo prováděno navzorcích odpadní vody na odtoku, ale také na přítoku kvůli následnému určení účinnosti.

4.4.1 Stanovení PPCPs

Stanovení PPCPs ve vodném roztoku, bylo provedeno pomocí kapilární chromatografie a trojitým kvadrupólovým hmotnostním spektrometru Agilent 6470 (obr.14). Pro chromatografickou separaci analytů byla použita kolona AgilentPoroshell 120 EC-C18 (1000 mm x 3 mm; 2,7 μ m) a na před koloně AgilentPoroshell 120 EC-C18 (5 mm x 3 mm; 2,7 μ m). Kolona byla vyhřívána a udržována při teplotě 40 °C. K separaci se využila mobilní fáze při průtoku 0,6 ml/min, kde použitá rozpouštědla a aditiva byla v odpovídající kvalitě pro kapalinovou chromatografii s hmotnostní spektrometrií (LC/MS). Mobilní fáze byla tvořena z fáze A (0,5 mM fluorid amonnýv MiliQ vodě + 0.01% kyselina mravenčí) a fáze B (100% methanol). Objem nástřiku vzorku byl 2 μ l. Teplota zdroje hmotnostního spektrometru byla 180 °C s průtokem plynu ve zdroji 6 l/min. Celkový čas analýzy byl 16,5 min a gradientová eluce analytů měla průběh uvedený v tabulce 13.

Tabulka 13 Průběh gradientové eluce analytů

Čas[min]/ % fáze B	0/5	0,5/5	3,17/50	4,5/50	12,5/100	14,5/100	15,17/5	15,83/5
-----------------------	-----	-------	---------	--------	----------	----------	---------	---------

Optimalizace podmínek měření probíhala v počítačovém programu MassHunter Workstation Optimizer a Source optimizer (Verze 10.0, SR1, Agilent) a vyhodnocení dat bylo provedeno v programu MassHunter Workstation QuantitationAnalysis (Verze 10.0, Agilent).



Obrázek 14 Hmotnostní spektrometr Agilent 6470 (Agilent 6470)

Podrobnější podmínky metody, jako je např. hmotnostní přechod, polarita, kolizní energie či urychlovací napětí pro jednotlivé detekované látky jsou uvedeny v tabulce 14.

Tabulka 14 Podmínky metody stanovení PPCPs

Sledovaná látka	Hmotnostní přechod	Polarita	Kolizní energie [V]	Fragmentor [V]	Urychlovací napětí [V]
Bisfenol A (BPA)	227.1 → 212.1	negativní	20	115	4
	227.1 → 133.0	negativní	28	115	4
Diklofenak	296.0 → 213.9	pozitivní	40	85	4
	296.0 → 179.0	pozitivní	60	85	4
Hydrochlorothiazid	296.0 → 268.9	negativní	18	80	3
	296.0 → 205.0	negativní	18	80	3
Ibuprofen	205.1 → 161.1	negativní	4	65	4
	-				
Karbamazepin	237.1 → 194.1	pozitivní	20	120	4
	237.1 → 179.1	pozitivní	40	120	4
Sulfapyridin	250.1 → 92.0	pozitivní	28	110	3
	250.1 → 156.0	pozitivní	18	110	3
Triklósan	289.0 → 35.0	negativní	8	70	3
	289.0 → 37.0	negativní	8	70	3

4.4.2 Stanovení účinnosti vermifiltrace z hlediska odstranění mikropolutantů

Pro stanovení účinnosti odstranění mikropolutantů v reaktorech byl využit vztah (viz. rovnice 4). Účinnost(η) udává o kolik procent byla snížena koncentrace mikropolutantů v odpadní vodě.

$$\eta = \frac{(vstup\ OV - výstup\ OV)}{vstup\ OV} \cdot 100 \quad /4/$$

„Vstup OV“ udává koncentraci mikropolutantů naměřených ve vstupní synteticky připravené odpadní vodě a „výstup OV“ udává množství mikropolutantů ve zpracované odpadní vodě u dané varianty. Koncentrace jsou udávány v ppb (parts per milion).

4.4.3 Měření pH a rozpuštěného kyslíku

Pro stanovení hodnoty pH vzorků OV bylo využito elektrochemické měření pomocí pH metru WTW 340i (viz. obr. 15) s kombinovanou plastovou sondou SenTix21 s gelovým elektrolytem. Společně s pH odpadní vody, bylo měřeno pH vermikompostové vrstvy v jednotlivých reaktorech a to za pomoci vpichového pH metru Sentron SI600 se sondou s ocelovým hrotem pro snadné měření. Měření pH vermikompostu neprobíhalo o samotného počátku, provádělo se až 15. dne experimentu (21. 4. 2022) jako kontrola.



Obrázek 15 pH metr WTW 340i



Obrázek 16 Oxymetr WTW Oxi3210

Koncentrace rozpuštěného kyslíku (mg/l) ve vzorku OV probíhalo za pomoci kombinovaného oxymetru WTW Oxi3210 (viz. obr. 16) s membránovou sondou CellOx 325. U měření koncentrace rozpuštěného kyslíku bylo důležité vzorek proměřit bezprostředně po odebrání, aby bylo patrné, kolik kyslíku obsahuje vzorek OV v reaktoru, resp. z dalsystémem proudí kyslík.

4.4.4 Stanovení chemické spotřeby kyslíku

Metoda pro stanovení chemické spotřeby kyslíku (CHSK) byla založena na oxidaci organických látek obsažených ve vzorku odpadní vody za pomoci silného oxidačního činidla. Jelikož se jednalo o odpadní vodu, jako oxidační činidlo byl využit dichroman draselný (CHSK_{Cr}). Metoda sloužila k určení veškerých organická látek v odpadní vodě, které jsou chemicky oxidovatelné.



Obrázek 17 Mineralizační box HACH DRB 200



Obrázek 18 Spektrofotometr HACH DR 3900

Stanovení CHSK se provádělo v odstředěných i neodstředěných vzorcích odpadní vody. Do zkumavek HACH o průměru 16 mm bylo odpipetováno 2,5 ml vzorku odpadní vody, k němuž bylo přidáno pomocí pístoventilového dávkovače 3,5 ml katalyzovaného roztoku a 1,5 ml oxidačního roztoku. Katalyzovaný roztok obsahoval síran stříbrný a kyselinu sírovou, iont Ag^+ sloužil jako katalyzátor procesu a kyselina sírová zajišťovala silnou kyselost prostředí, aby chemická reakce probíhala správně. Oxidační roztok představoval roztok dichromanu draselného v roli oxidačního činidla, kyseliny sírové a síranu rtuťnatého. Síran rtuťnatý sloužil pro tzv. „maskování chloridů“, tedy aby chloridy (Cl^-), které za normálních okolností v důsledku reakce s dichromanem draselným přechází na elementární chlor (Cl_2) nezpůsobovaly pozitivní chybu stanovení. Zkumavka se vzorkem a přidanými roztoky se zašroubovala a důkladně promíchala a následně byla vložena do předem vyhřátého

mineralizačního boxu HACH DRB 200 (viz. obr. 17) na dobu 120 minut při teplotě 150 ± 2 °C. Po uplynulé době, kdy došlo k redukci šestimocného chromu (Cr^{6+}) na trojmocný chrom (Cr^{3+}), byla zkumavka vyjmuta a ochlazená na laboratorní teplotu ve studené vodě. HACH zkumavka byla po ochlazení otřena buničinou a vložena do spektrofotometru, kde došlo k proměření stanovení množství vzniklých Cr^{3+} iontů. Měření na spektrofotometru HACH DR 3900 (viz. obr. 18) probíhalo při vlnové délce 600 nm. Provedená spektrofotometrická semimikrometoda byla použita, kvůli svým značným výhodám. Hlavní výhodou je snadná proveditelnost metody a menší nároky na spotřebu chemikálií v porovnání s klasickou titrační metodou stanovení CHSK_{Cr} (Horáková et al. 2003).

Stanovení CHSK_{Cr} bylo prováděno pro kontrolu, zda-li se neuvolňovaly další znečišťující látky z jednotlivých vrstev vermifiltračního reaktoru do odpadní vody.

4.4.5 Stanovení veškerých látek, rozpuštěných a nerozpuštěných látek, stanovení ztráty žihání

Veškeré látky (VL) byly stanovovány gravimetricky, tedy vážením na analytických vahách. VL představují rozpuštěné (RL) a nerozpuštěné látky (NL) organického a anorganického znečištění ve vzorku OV. Stanovení VL bylo provedeno na neodstředěných homogenizovaných vzorcích OV. Do předem zvážených jednorázových hliníkových misek bylo odpipetováno 10 ml vzorku. Miska se vzorkem byla na několik minut umístěna na vodní lázeň, která byla zahřívána na varné desce STUART CB 500, dokud nedošlo k odpaření vody ze vzorku. Odpařený vzorek v hliníkové misce byl následně vložen na 2 hodiny do sušárny Ecocell 55 (viz. obr. 19) při teplotě 105 ± 2 °C. Poté byl vzorek vyndán ze sušárny a umístěn do exikátoru, aby došlo k vychladnutí a zároveň vzorek nepojmul vzdušnou vlhkost. Nakonec byl vzorek opět zvážen na analytických vahách. Koncentrace VL (g/l) byla vypočtena podle vztahu uvedeného v rovnici 5, kde v čitateli je rozdíl hmotnosti hliníkové misky v gramech po vysušení vzorku (m_2) a prázdné hliníkové misky (m_1), ve jmenovateli je objem odpipetovaného vzorku (V_{vz}) v ml.

$$\rho (VL/RL) = \frac{(m_2 - m_1)}{V_{vz}} \cdot 1000 \quad /5/$$

Obsah RL byl stanoven stejným způsobem jako VL, ale použit byl vzorek OV, který byl nejprve odstředěn. Koncentrace RL (g/l) byla vypočtena pomocí dle rovnice 5, která je stejná jako při výpočtu VL.

Množství NL (g/l) bylo vypočteno z rozdílu obsahu VL a RL (viz. rovnice 6).

$$\rho (NL) = \rho(VL) - \rho(RL) \quad /6/$$

Stanovením ztráty žiháním (ZŽ) sloužilo k rozlišení organického a anorganického znečištění ve vzorku. Zvážená a vysušená miska po stanovení VL a RL byla následně vložena do Mufové pece MF5 ELSKO (viz. obr. 20) na 60 minut při teplotě 550 °C, vzorek byl tedy žihán. Po vyžihání byl vzorek vložen do exikátoru, aby vychladl a mohl se následně opět zvážit na analytických vahách. Koncentrace organického podílu veškerých látek VL_{org} (g/l) byla vypočtena dle rovnice 7, kde v čitateli je rozdíl hmotnosti hliníkové misky v gramech po

vysušení vzorku (m_2) a hmotnosti hliníkové misky po vyžhání (m_3) v gramech. Obsah organického podílu rozpuštěných látek RL_{org} (g/l) se stanovil obdobně, jen použijeme opět odstředěný vzorek OV. A organický podíl nerozpuštěných látek NL_{org} (g/l) , se vypočítá stejným způsobem jako NL (viz. rovnice 8) (Horáková et al. 2003).

$$\rho(VL_{org}/RL_{org}) = \frac{(m_2 - m_3)}{V_{vz}} \cdot 1000 \quad /7/$$

$$\rho(NL)_{org} = VL_{org} - RL_{org} \quad /8/$$



Obrázek 19 Sušárna Ecocell 55



Obrázek 20 Mufova pece MF5 ELSKO

Stanovení VL, VL_{org} , RL, RL_{org} , NL, NL_{org} byla prováděno pro kontrolu, zda-li se neuvolňovaly další znečišťující látky z jednotlivých vrstev vermifiltračního reaktoru do odpadní vody.

5 Výsledky

5.1 Zkouška vyplavování mikropolutantů v referenčním reaktoru

Vyplavování sledovaných mikropolutantů z referenčního reaktoru se prokázala u bisphenolu A a carbamazepinu (viz. tabulka 15). Bisphenol A byl naměřen ve vzorcích odpadní vody po 15 dnech ($1,01 \pm 0,72$ ppb) a po 29 dnech ($0,68 \pm 0,97$ ppb) od spuštění reaktoru. Carbamazepin byl naměřen v nízkých koncentracích 1. den spuštění ($0,42 \pm 0,00$ ppb), 2. den ($0,31 \pm 0,00$ ppb), 6. den ($0,18 \pm 0,00$ ppb) a 15. den ($0,01 \pm 0,00$ ppb).

Tabulka 15 Koncentrace vyplavených mikropolutantů z referenčního reaktoru

Koncentrace [ppb]							
Čas [dny]	Bisphenol A	Carbamazepine	Diclofenac	Hydrochlorothiazide	Ibuprofen	Sulfapyridine	Triclosan
1	$0,00 \pm 0,00$	$0,42 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$
2	$0,00 \pm 0,00$	$0,31 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$
6	$0,00 \pm 0,00$	$0,18 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$
15	$1,01 \pm 0,72$	$0,01 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$
29	$0,68 \pm 0,97$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$

5.2 Obsah mikropolutantů ve vstupu do reaktorů

Z podrobné analýzy uvedené v tabulce č. 16 lze vidět skutečné množství jednotlivých mikropolutantů naměřených navstupu v synteticky připravené odpadní vodě. Skutečné hodnoty koncentrací jsou variabilní a od teoretické koncentrace uvedené v kapitole 4.1. se liší.

Obsah mikropolutantů ve vstupu do reaktorů byl zaznamenán v koncentracích ppb ($\mu\text{g/l}$), které se pohybovaly u bisphenol A (BPA) v rozmezí od $6,59 \pm 2,66$ do $12,22 \pm 2,22$, carbamazepinu $7,80 \pm 0,08$ až $13,23 \pm 3,63$, diclofenac (DCF) o spodní hranici $8,63 \pm 0,00$ a horní hranici $16,35 \pm 4,99$ a hydrochlorothiazide (HCTZ) $6,24 \pm 0,11$ až $11,13 \pm 2,04$. U koncentrací ibuprofenu (IBP) na vstupu do reaktoru byly zaznamenány nejvyšší koncentrace $35,50 \pm 0,36$ až $56,87 \pm 8,60$. Nízké vstupní koncentrace mikropolutantů do reaktorů byly u sulfapyridine (SPY) $2,40 \pm 0,08$ až $6,21 \pm 0,80$ a triclosan (TCS) od $2,55 \pm 0,00$ do $11,37 \pm 0,47$.

Tabulka 16 Koncentrace PPCPs ve vstupu do reaktoru

Čas [dny]	Koncentrace [ppb]						
	Bisphenol A (BPA)	Carbamazepine (CBZ)	Diclofenac (DCF)	Hydrochlorothiazide (HCTZ)	Ibuprofen (IBP)	Sulfapyridine (SPY)	Triclosan (TCS)
1	7,45±0,00	9,01±0,00	9,13±0,00	8,94±0,00	42,28±0,00	3,83±0,00	3,94±0,00
6	7,37±0,00	7,69±0,00	8,63±0,00	5,70±0,00	37,99±0,00	4,61±0,00	2,55±0,00
15	9,08±0,59	8,82±0,01	9,23±0,07	7,78±0,95	45,09±3,62	3,76±0,14	6,49±0,36
22	9,37±0,45	9,12±0,14	9,99±0,24	7,57±0,63	47,13±1,92	4,68±0,05	7,17±0,31
29	7,86±0,94	9,15±0,14	9,80±0,14	6,24±0,11	43,60±2,06	4,48±0,07	6,47±0,29
36	7,41±1,22	9,46±0,22	10,24±0,39	5,69±0,49	47,06±1,96	3,92±0,21	7,62±0,55
42	7,13±0,00	9,71±0,00	10,71±0,00	6,28±0,00	46,69±0,00	4,18±0,00	7,58±0,00
51	10,36±1,01	11,71±0,30	14,68±0,45	10,39±0,41	37,70±1,70	4,09±0,09	9,25±0,41
57	8,59±0,49	9,4±0,09	11,03±0,13	8,29±0,63	50,29±3,40	5,02±0,03	7,80±0,18
71	12,22±2,22	13,23±3,63	16,35±4,99	11,13±2,04	56,87±8,60	6,21±0,80	11,37±0,47
85	7,72±0,76	8,21±0,03	9,81±0,18	8,24±0,39	39,23±4,40	4,62±0,05	7,56±0,15
92	9,08±0,76	8,30±0,16	9,36±0,33	7,88±1,00	43,64±6,40	4,79±0,07	7,34±0,34
106	8,22±0,40	8,46±0,08	10,04±0,08	7,35±0,50	39,04±3,58	4,81±0,06	7,98±0,23
113	6,59±2,66	8,44±0,15	8,99±0,13	8,43±0,46	47,90±4,05	3,09±0,16	6,70±0,14
119	8,47±1,52	8,88±0,27	10,20±0,40	8,38±0,33	48,36±4,93	4,55±0,07	8,79±0,30
126	8,26±1,07	8,58±0,21	9,98±0,31	6,95±1,30	44,83±5,12	4,21±0,35	7,36±0,65
133	8,05±4,25	8,92±0,13	10,57±0,18	8,60±1,06	49,19±5,12	3,04±0,06	3,14±0,12
139	7,44±2,85	8,82±0,09	10,13±0,34	8,54±0,41	38,31±2,32	3,44±0,07	7,82±0,27
163	7,90±0,42	7,80±0,08	9,33±0,31	8,10±0,50	35,50±0,36	4,63±0,24	7,40±0,22
170	7,70±0,80	8,43±0,19	10,57±0,05	8,80±0,51	41,73±2,72	4,90±0,16	8,50±0,08
175	14,07±0,90	8,40±0,14	10,27±0,33	8,03±0,57	38,80±1,42	2,40±0,08	7,30±0,33
181	8,00±0,57	8,57±0,26	9,63±0,31	6,70±0,14	40,43±0,41	2,40±0,08	7,37±0,25
188	7,53±0,62	8,33±0,24	10,40±0,29	8,93±0,09	37,50±0,94	4,90±0,08	7,87±0,21

5.3 Obsah mikropolutantů v odtoku z reaktorů

Analýzy měření obsahu koncentrací mikropolutantů v odtoku z reaktorů (R1- R4), jsou uvedeny v Příloze I-IV.

Nízké koncentrace mikropolutantů na odtoku z reaktoru R1 (viz. Příloha I) byly znamenány u bisphenol A $0,00\pm 0,00$ až $4,20\pm 0,14$, triclosanu od $0,00\pm 0,00$ do $10,95\pm 3,95$ a sulfapyridinu v rozmezí hodnot $0,82\pm 0,18$ a $3,53\pm 0,12$. Naopak vyšší hodnoty koncentrací byly měřeny u diclofenacu od $1,42\pm 0,04$ do $8,65\pm 0,33$, hydrochlorothiazidu $4,32\pm 0,00$ až $8,33\pm 0,21$ a ibuprofenu v rozmezí $0,00\pm 0,00$ až $31,57\pm 2,16$.

V reaktoru R2 (viz. Příloha II) byly nízké koncentrace naměřeny u bisphenolu A od $0,00\pm 0,00$ do $3,00\pm 0,08$, sulfapyridinu v rozmezí naměřených hodnot $0,67\pm 0,00$ a $2,77\pm 0,06$ a triclosanu $0,00\pm 0,00$ až $1,87\pm 0,57$. Vyšší hodnoty koncentrací byly měřeny u mikropolutantů carbamazepinu od $1,33\pm 0,00$ do $9,40\pm 0,38$, diclofenacu $1,34\pm 0,00$ až $9,57\pm 0,12$, hydrochlorothiazidu v rozmezí od $1,95\pm 0,00$ do $9,20\pm 0,16$ a Ibuprofenu $0,00\pm 0,00$ až $26,93\pm 0,25$.

Zaznamenané koncentrace v reaktoru R3 (viz. Příloha III) byly nízké u bisphenolu A $0,00\pm 0,00$ až $3,48\pm 0,23$, sulfapyridinu od $0,47\pm 0,04$ do $2,98\pm 0,53$ a triclosan v rozmezí $0,00\pm 0,00$ až $6,46\pm 0,31$. Zvýšené hodnoty koncentrací byly zaznamenány u carbamazepinu $1,06\pm 0,00$ až $12,94\pm 0,07$, diclofenacu od $1,10\pm 0,00$ do $11,64\pm 0,08$, hydrochlorothiazidu v rozmezí od $1,80\pm 0,00$ do $10,11\pm 0,14$ a ibuprofenu $0,00\pm 0,00$ až $23,15\pm 0,00$.

Na odtoku z reaktoru R4 (viz. Příloha IV) byly naměřeny nízké koncentrace u prvků sulfapyridin od $1,57\pm 0,09$ do $4,64\pm 0,14$ a triclosan s koncentracemi v rozmezí $0,82\pm 0,02$ až $6,85\pm 0,31$. Vysoká koncentrace byly zaznamenány u ibuprofenu od $33,10\pm 2,22$ do $49,81\pm 2,70$. Dále byly měřeny koncentrace bisphenol A v rozmezí hodnot $1,73\pm 0,38$ až $10,52\pm 0,00$, carbamazepinu od $7,99\pm 0,09$ do $11,41\pm 1,26$, diclofenacu $4,07\pm 0,05$ až $10,87\pm 0,14$, hydrochlorothiazidu v rozmezí $6,86\pm 0,85$ až $9,59\pm 0,61$.

5.4 Účinnostvermifiltracez hlediska odstranění jednotlivých mikropoltantů

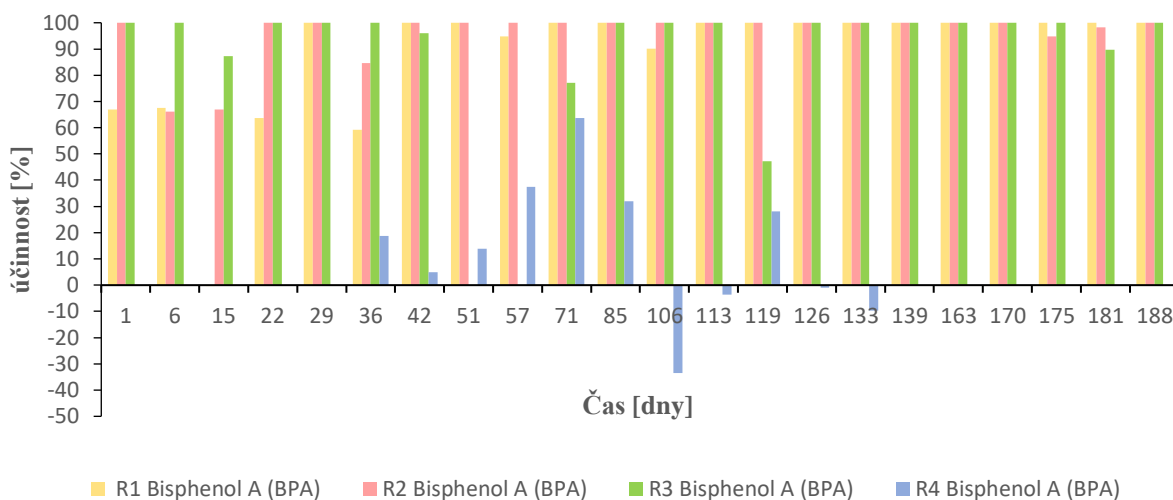
5.4.1 Účinnost odstranění bisphenolu A

Účinnost odstranění BPA u R1 byla do 22. dne přibližně 67 %, 29. den byla 100 %, ale 36.den došlo k zaznamenání poklesu účinnosti na 60 %. Následně od 42. dne byla zjištěna účinnost 100 %, s výjimkou 57. den (95 %) a 106. den (90 %).

V R2 1. den účinnost odstranění BPA dosahovala 100 %, následně v 6. a 15. dni byl pozorován pokles účinnosti na 66 %. Od 22. dne činila účinnost 100 % s výjimkou 36. dne (85 %), 175. dne (95 %) a 181. dne (98 %).

Účinnost rektoru R3 při odtranění BPA dosahovala 1. den a 6. den 100 % až na výjimky, kdy došlo k poklesu v 15.den (87 %), 42.den (96 %), 71. den (77 %), 119. den (47 %) a 181. den (90 %). V 51. dni a 57. dni nebyl BPA detekován.

V R4 byly hodnoty účinností odstranění BPA velmi nízké až záporné s nejvyšší hodnotou ve 106. dni, kde byla účinnost 64 %.



Graf 1 Účinnost odtranění bisphenolu A v R1, R2, R3 a R4

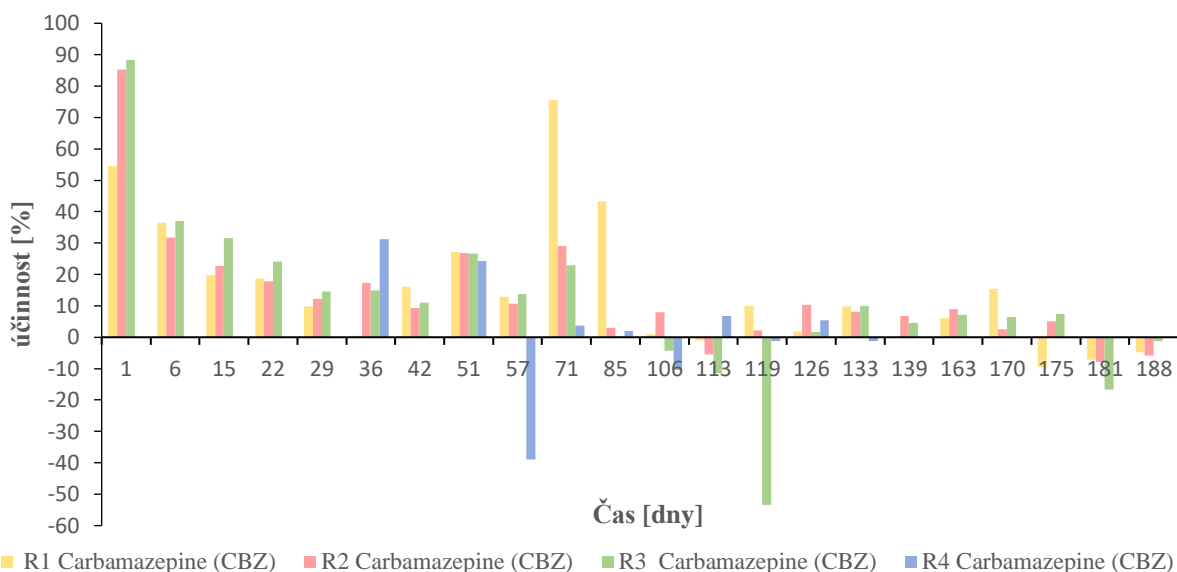
5.4.2 Účinnost odstranění carbamazepinu

Účinnost odstranění CBZ v R1 dosahovala v průběhu experimentu hodnot v rozmezí od -10 do 20%. Výjimku tvořil 1. den (55 %), 6. den (37 %), 51. den (27%), 85. den (43%). Nejvyšší hodnota účinnosti odstranění byla 71. den (76%). Od 2. dne do 85. dne, s výjimkou 36. dne (0,44 %), se účinnost pohybovala v rozmezí 16 – 36 %.

U R2 účinnost odstranění dosahovala hodnot v rozmezí od -8 do 32 % (s rozdílem prvního dne). Po 1. dni činila účinnost 85 %, ke značnému poklesu došlo 113. den (-5 %), 181. den (-8 %) a posel dní 188. den (-6 %).

V R3 1. den účinnost dosáhla 88 % následující dny došlo k poklesu, kdy byla účinnost velmi nízká až záporná v rozmezí od -53 do 37 %. Přičemž po 2. dni do 71. dne byla účinnost v rozmezí od 11 do 34 %.

Účinnost odstranění CBZ u reaktoru R4 dosahovala nízkých až záporných hodnot v rozmezí od -39 do 31 %, přičemž nejvyšší naměřená hodnota byla po 51. dni a nejnižší po 85. dni provozu.



Graf 2 Účinnost odstranění carbamazepinu v R1, R2, R3 a R4

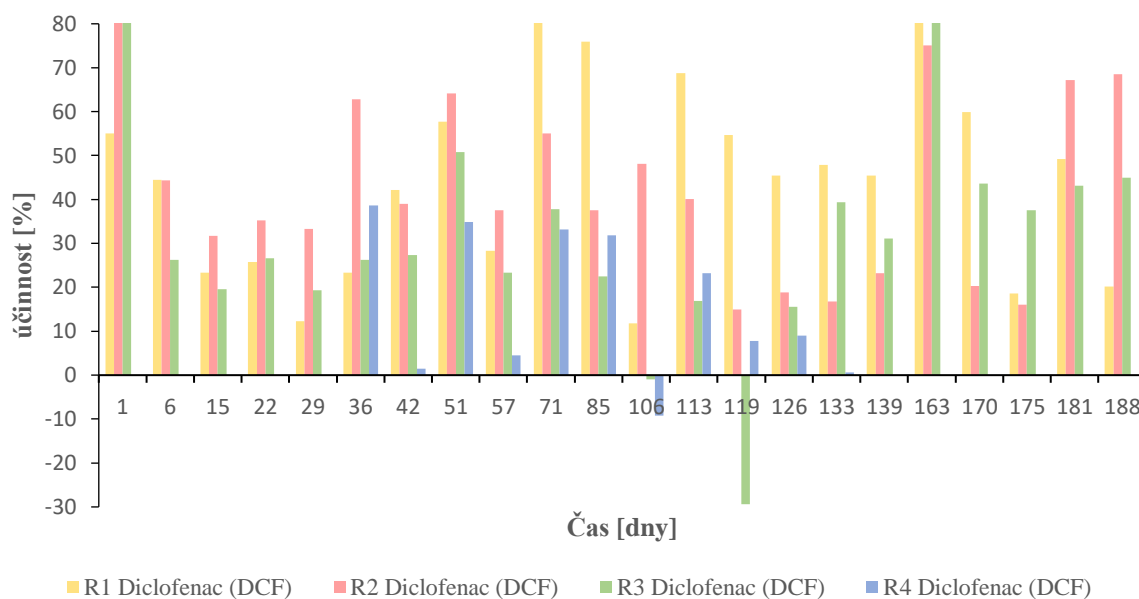
5.4.3 Účinnost odstranění diclofenacu

Účinnost odstranění DCF v R1 činila po 1. dni 55 %, následně klesala do 15. dne na 23 %, poté byl zaznamenán mírný nárůst 22. den na 26 %. Ve 29. den dosahovala účinnost 12 % a 71. dne došlo k nárůstu 86 %, což byla nejvyšší dosažená účinnost. Následně se hodnoty pohybovaly v rozmezí účinnosti od 12 do 87 %.

V R2 činila nejvyšší zaznamenaná hodnota 85 % po 1. dni experimentu, následně hodnoty poklesly dosahovaly účinnosti od 15 do 75 %.

U varinaty R3 k nejvyšší účinnosti odstranění došlo 1. den (88 %) a 163. den (84 %). V ostatních dnech byla účinnost od 16 do 51 %. Výjimka nastala 119. dni, kdy účinnost činila -29 % a 106. den -1 %.

Reaktor R4 odstranil DCF s účinností v rozmezí od -9 do 38 %. K nejvyšší účinnosti došlo po 1. dni experimentu a zásadní pokles -9 % byl zaznamenán 119. den.



Graf 3 Účinnost odtraněnídiclofenacu v R1,R2,R3 a R4

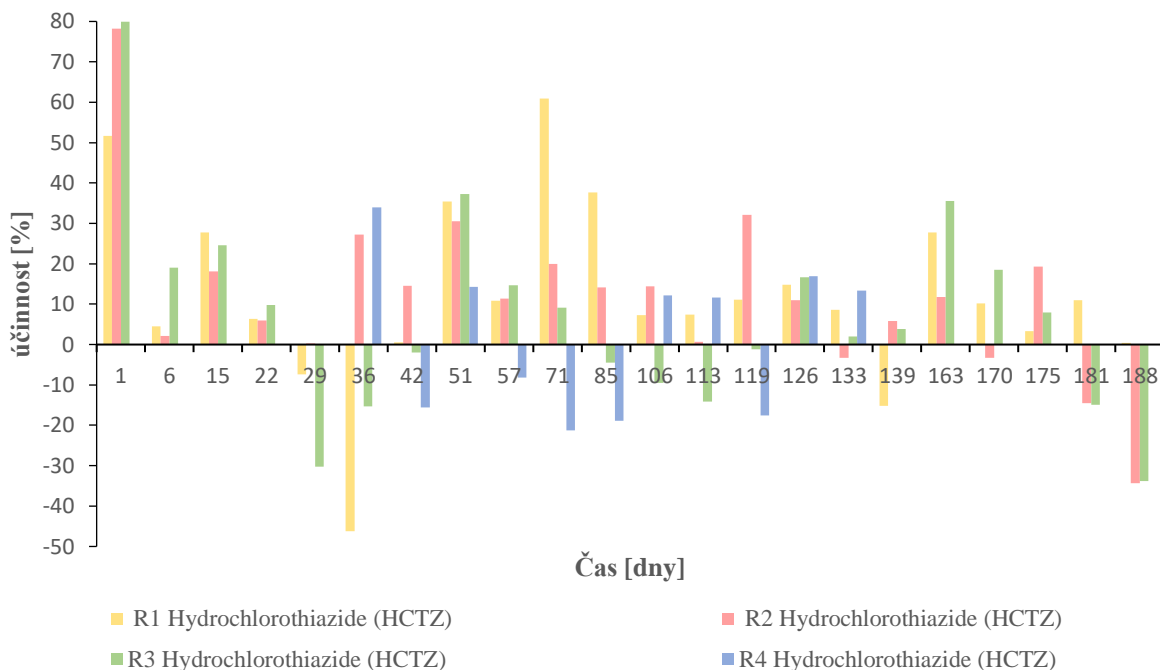
5.4.4 Účinnost odstranění hydrochlorotiazidu

Účinnost odstranění HCTZ detekována v R1 nabývala hodnot od -46 do 61 %. Účinnost nad 50 % byla pozorována 1. den a 71. den s výjimkou záporných hodnot. Záporné účinnosti odstranění byly 29. den (-7 %), 36. den (-46 %) a 139. den (-15 %).

V R2 nejvyšší účinnost 1. den činila 78 % a ostatní hodnoty byly detekovány v rozmezí od -34 do 32 %. Záporné hodnoty u R2 nastaly 133. den a 170.den (-3 %), 181. den (-15 %) a 188. den (-34 %).

Účinnost reaktoru R3 byla zjištěná, jako nejvyšší, po 1. dni (80 %). Následné účinnosti dosahovaly nižších hodnot v rozmezí od -34 do 35 %.

Referenční reaktor R4 odstranil HCTZ s účinností od -21 do 34 %. Nejvyšší zaznamenaná účinnost byla 51. den a naopak nejnižší 106. den.

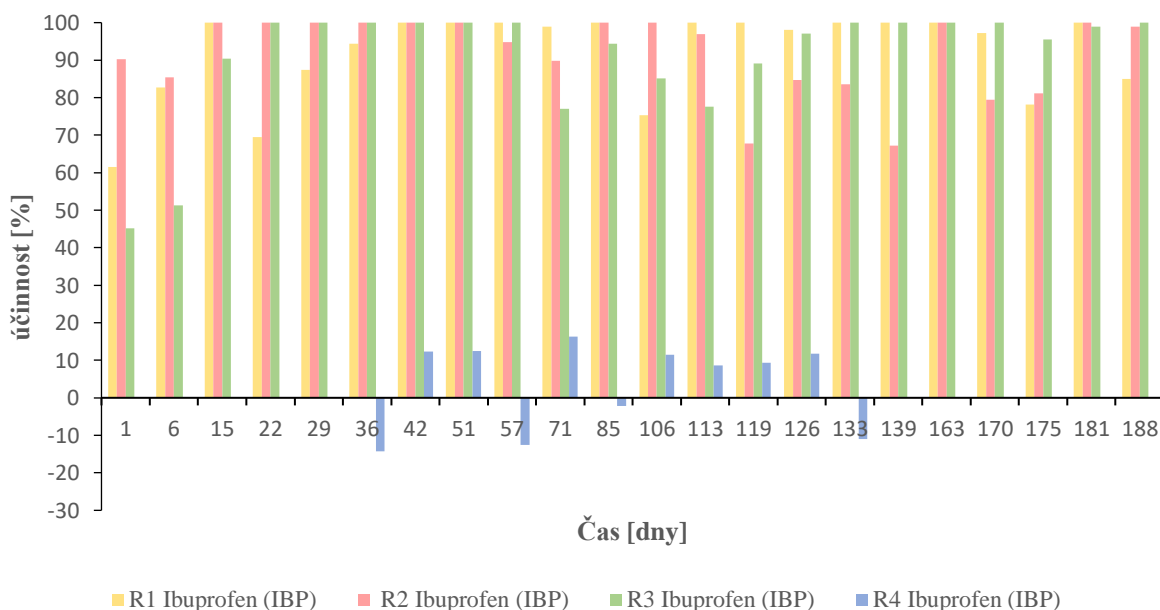


Graf 4 Účinnost odtranění hydrochlorotiazidu v R1, R2, R3 a R4

5.4.5 Účinnost odstranění ibuprofenu

Účinnost odstranění IBP činila 62 - 100 % . V R2 byla účinnost odstranění od 67 % do 100 % . V 1. dne a 6.dne trvání dosahovala účinnost maximálně 51 % a poté účinnosti nabývaly rozmezí od 78 do 100% u varianty R3.

V referenčním reaktoru R4 byly zjištěny nízké hodnoty účinnosti po celou dobu provozu, v rozmetí od -14 do 16 % .



Graf 5 Účinnost odtranění ibuprofenu v R1, R2, R3 a R4

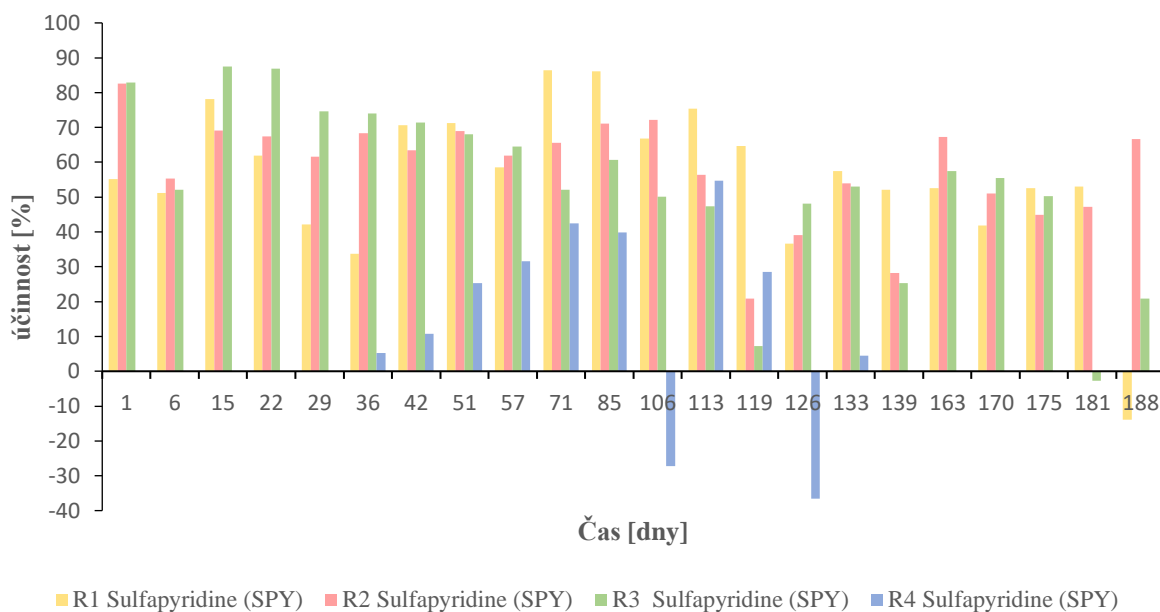
5.4.6 Účinnost odstranění sulfapyridinu

Účinnost odstranění SPY v R1 činila 34 až 86 % s výjimkou 188. dne. Nejnižší naměřená hodnota byla 188. den -14 %.

V R2 činila účinnost 21 - 83 %. Po 2. dni experimentu došlo k poklesu účinnosti na 55 % a následně až do 106. dne účinnost stoupala. Další dny provozu byla účinnost variabilní.

Účinnost v R3 se pohybovala v rozmezí 7 - 87 % s výjimkou ve 181. dni (-3 %). K nejvyššímu odstranění SPY, došlo po patnácti dnech.

V R4 byly hodnoty účinnosti proměnlivé od -37 do 55 %, k nejvyššímu odstranění došlo 126. den 55 % a nejnižší, záporné hodnota byla ve 119. dni -27 % a 139. dni -37 %.



Graf 6 Účinnost odstranění sulfapyridinu v R1, R2, R3 a R4

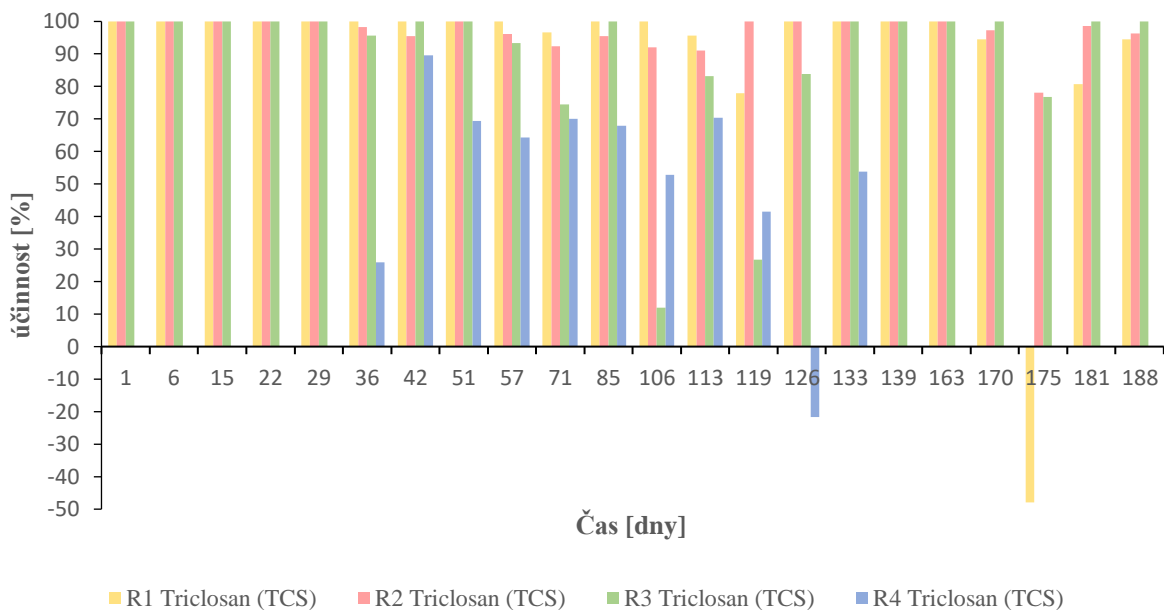
5.4.7 Účinnost odstranění triclosanu

Účinnost odstranění TCS v R1 byla od 78 do 100 % s výjimkou ve 175. dni (-48%). K úplnému odstranění (100 %) došlo nepřetržitě do 57. dne provozu.

U varianty R2 činila účinnost odstranění 91 - 100 % až na 175. den, kdy došlo k poklesu účinnosti na 78 %. Do 29. dne provozu, byla konstatní účinnost odstranění 100 %.

Účinnost reaktoru R3 dosahovala hodnot od 75 do 100 %. Výjimku tvořil 106. den (12 %) a 119. den (27 %).

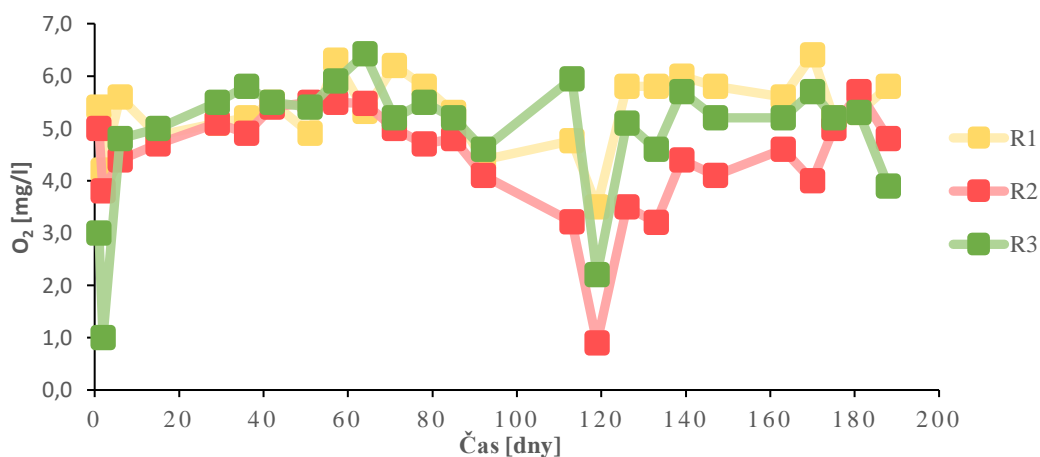
V R4 byla účinnost od 41 do 90 % až na 51. den, kde účinnost činila 26 % a 139. den -22 %, přičemž po 1. dni došlo k zlepšení odstranění TCS, avšak hodnoty byly v čase variabilní.



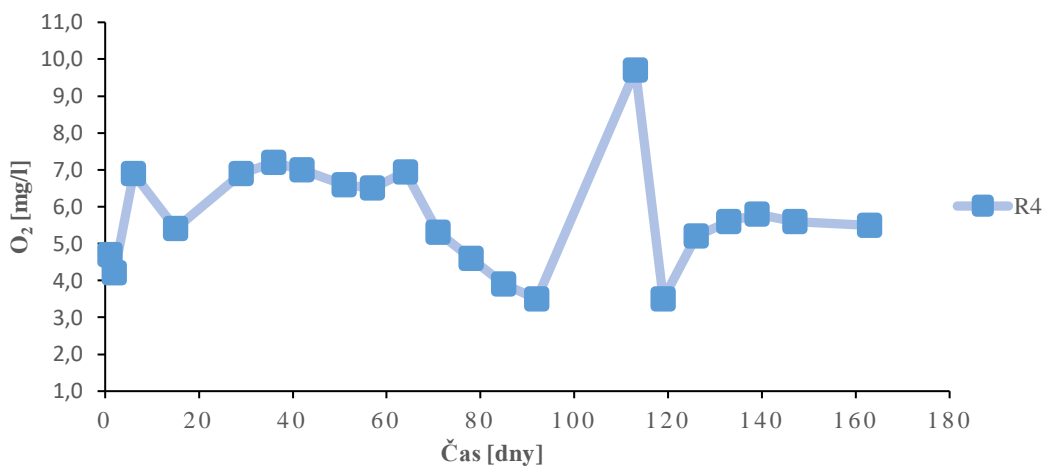
Graf 7 Účinnost odtranění triclosanu v R1, R2, R3 a R4

5.5 Koncentrace rozpuštěného kyslíku

Koncentrace rozpuštěného kyslíku v jednotlivých reaktorech se až na výjimky byla od začátku na vysokých hodnotách nad 3 mg/l. Na počátku (2. den) po založení experimentu byla koncentrace kyslíku u R3 1,0 mg/l (viz. graf č. 8). Ve 119. den došlo k poklesu rozpuštěného kyslíku u všech variant (R1, R2, R3), největší pokles byl u R2 na 0,90 mg/l, u R3 činil pokles 2,20 mg/l (viz. graf č. 8). Ve variantě R4 nastal náhý nárůst ve 113. dni 9,71 mg/l (viz. graf č. 9).



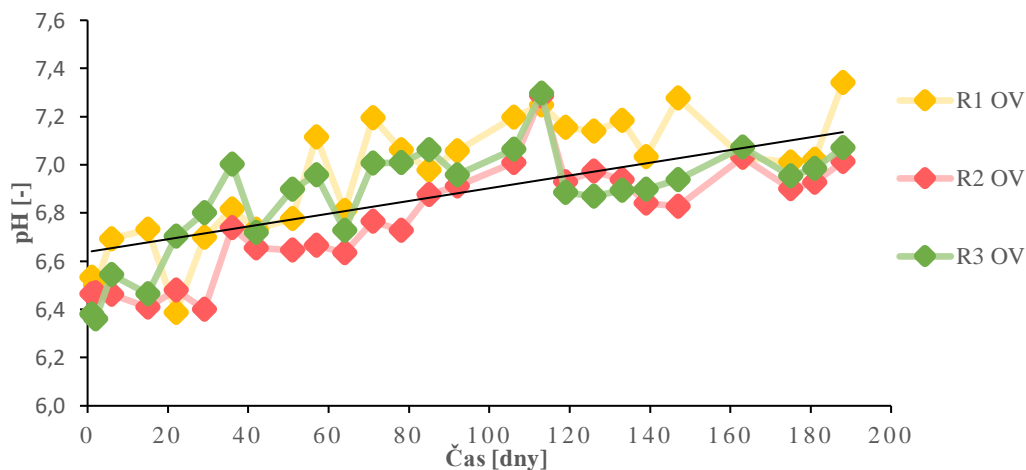
Graf 8 Průběh koncentrací rozpuštěného kyslíku v R1, R2, R3



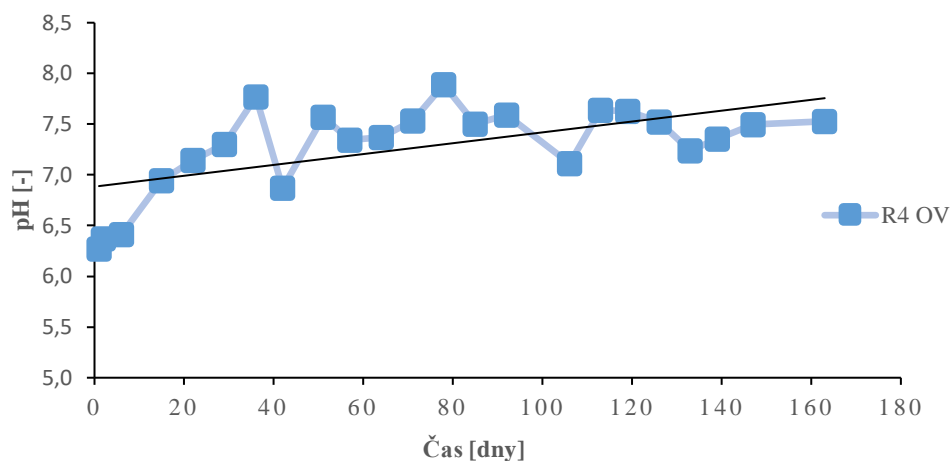
Graf 9 Průběh koncentrací rozpuštěného kyslíku R4

5.6 pH

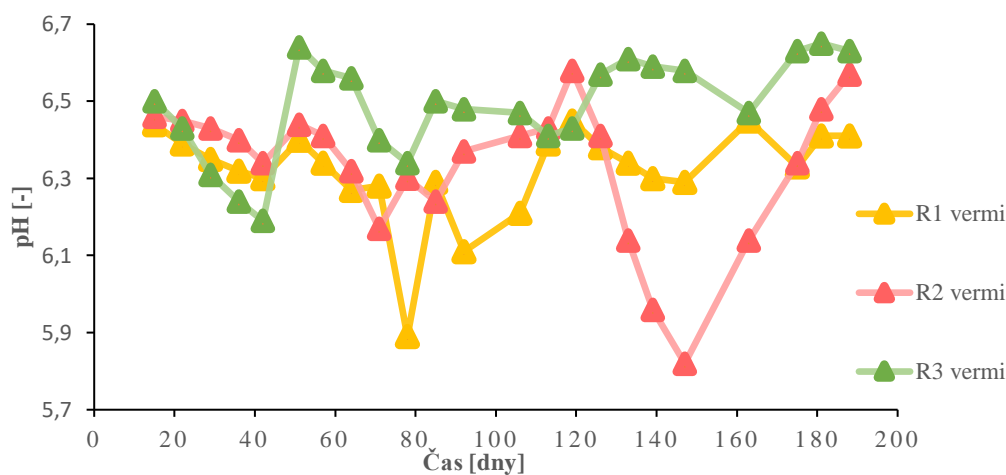
Během celého experimentu byl zaznamenán pozvolný nárůst pH u odpadní vodě z R1 - R3 s drobnými výjimkami (viz. graf č. 10). Stejný pozvolný nárůst (s výjimkami) pH byl u R4 (viz. graf č. 11). Hodnoty pH vermikompostů u R1, R2, R3 byly nad 5,9, až na výjimky (viz. graf č. 12). Větší pokles pH byl zaznamenán u R1 78. den (5,89). Pokles hodnot pH byl také u R2 a to od 133 do 147. dne na 5,82 a poté docházelo opět k nárůstu.



Graf 10 Průběh pH odpadní vody v R1, R2, R3



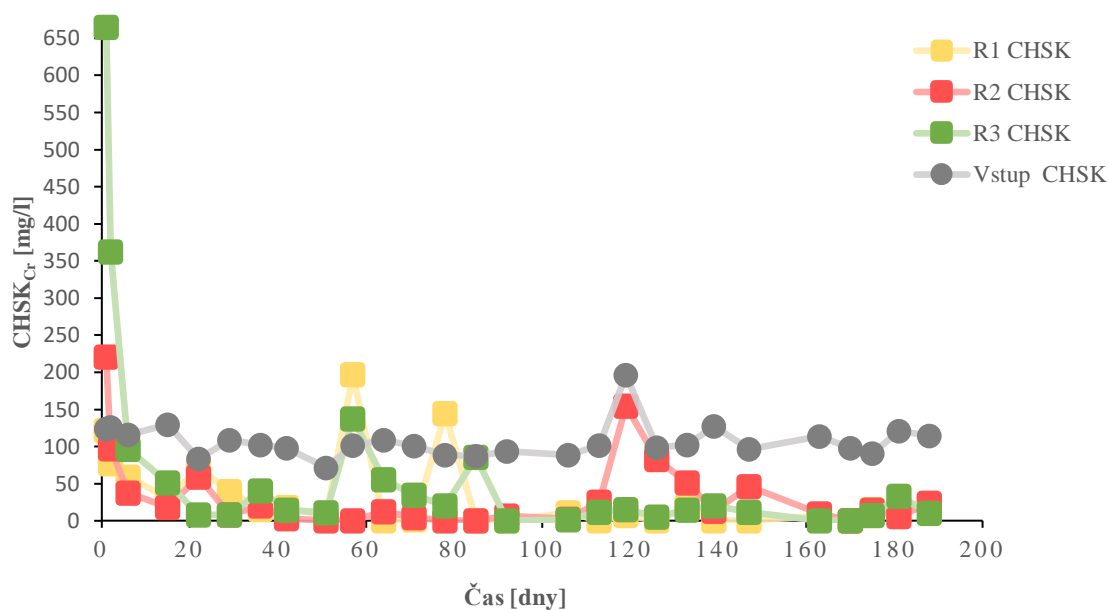
Graf 11 Průběh pH odpadní vody R4



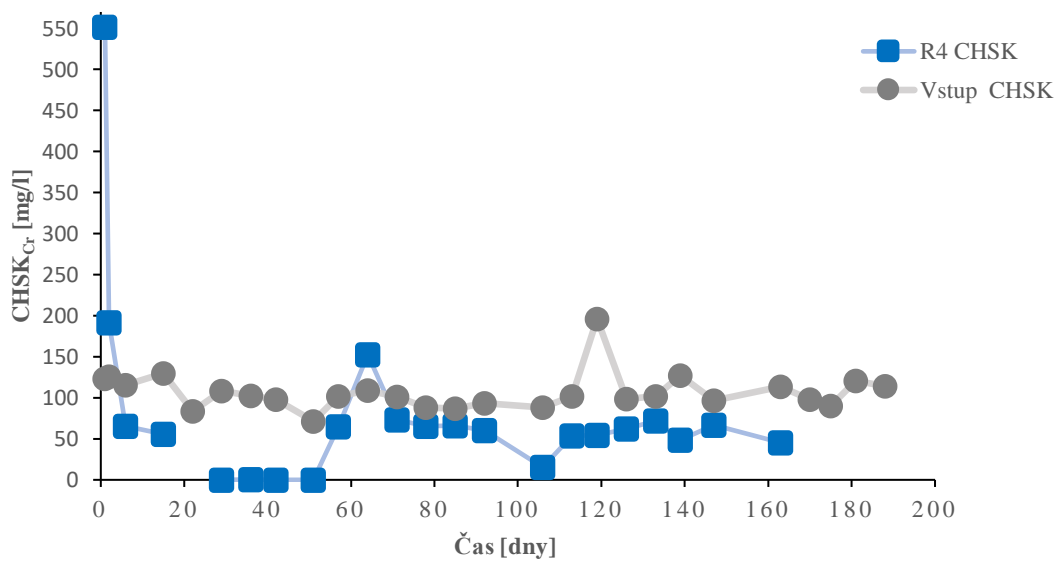
Graf 12 Průběh pH vermikompostu v R1,R2,R3

5.7 Chemická spotřeba kyslíku

Hodnota $CHSK_{Cr}$ na výstupu ze všech reaktorů (R1,R2,R3,R4) byla nižší než koncentrace vstupního vzorku OV, pohybovala se rozsahu cca od 0 do 108 mg/l až na některé výjimky. V R1 byly 57. den (197,29 mg/l) a 78. den (144,26 mg/l) zaznamenány výkyvy koncentrace $CHSK_{Cr}$ na hodnoty vyšší než vzorek vstupní OV. Ve variantě R2 byla vyšší hodnota na výstupu proti vstupu po 1. dni (220,89 mg/l). U R3 byla hodnota vyšší proti vstupu také na počátku po 1. dni (665,07 mg/l), 2. dni (362,13 mg/l) a v 57. dni (137,54 mg/l) (viz. graf č. 13). U referenčního reaktoru R4 byla vyšší hodnota oproti vstupu po 1. dni (551,83 mg/l), 2. dni (191,64 mg/l) a také 64. dni (152,65 mg/l) (viz. graf č. 14).



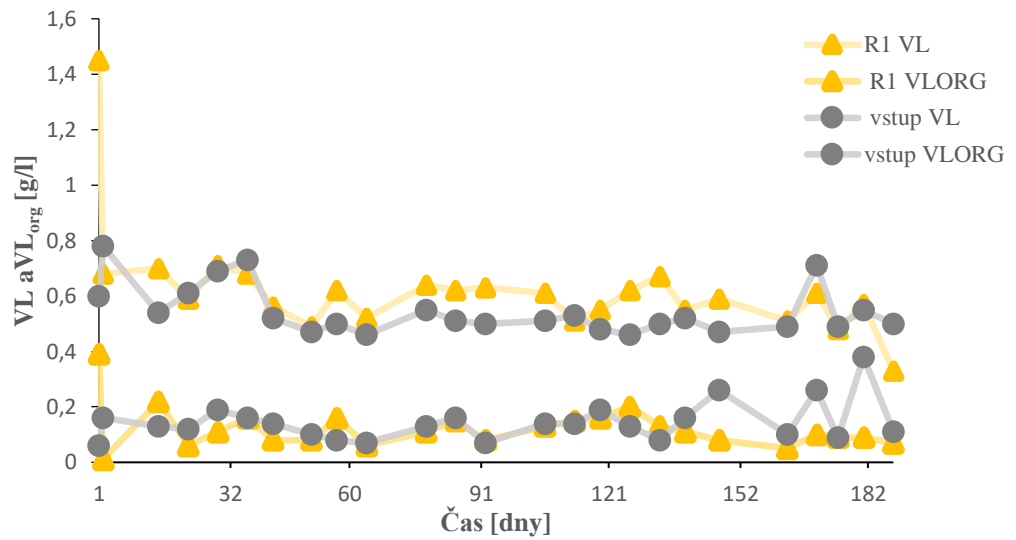
Graf 13 Porovnání průběhu koncentrace $CHSK_{Cr}$ u odtoku R1,R2,R3 a vstupu



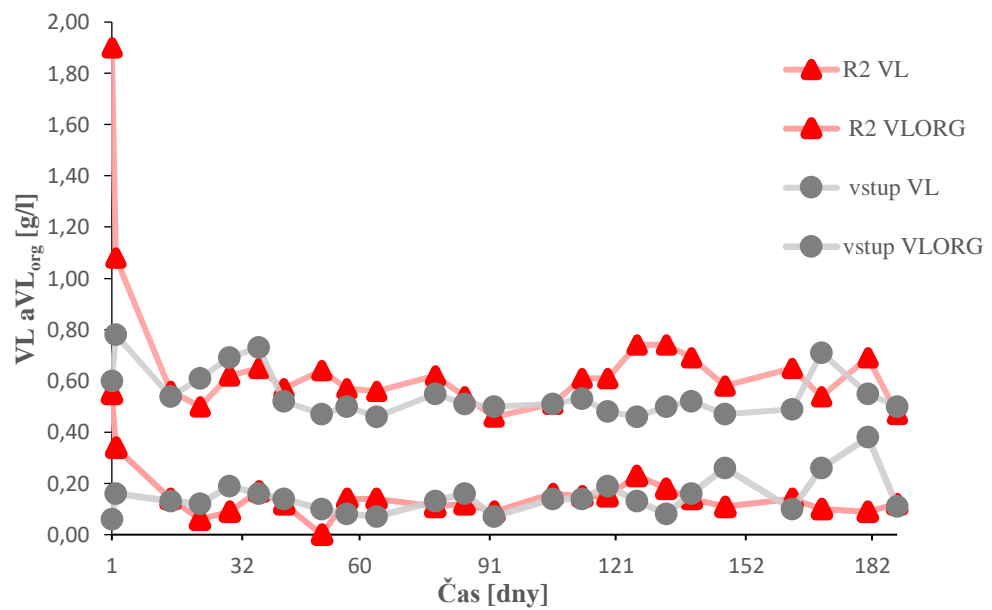
Graf 14 Porovnání průběhu koncentrace $CHSK_{Cr}$ u odtoku R4 a vstupu

5.8 Veškeré látky a veškeré organické látky

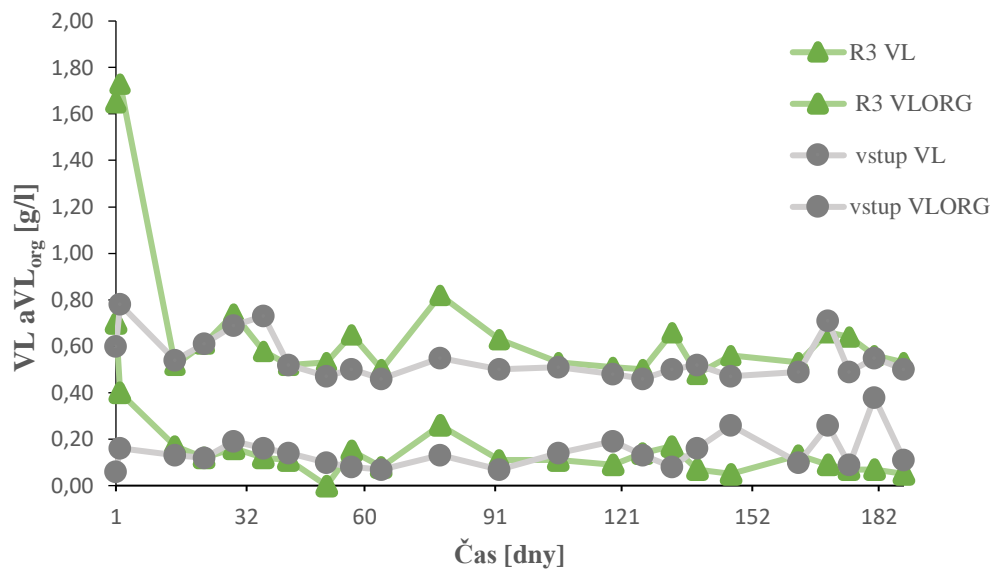
Koncentrace VL a VL_{org} u vzorků OV z R1,R2,R3 a R4, nebyly příliš odlišné od vstupních hodnot vzorků OV. Větší změna byla po jednom dni experimentu u R1, R2 a R3. U varianty R1 byla koncentrace VL po 1. dni 1,45 g/l (viz. graf č. 15), u R2 to činilo 1,9 g/l (viz. graf č. 16). A u varianty R3 byla hodnota VL po 1. dni 1,65 g/l a po 2. dni 1,73 g/l (viz. graf č. 17).



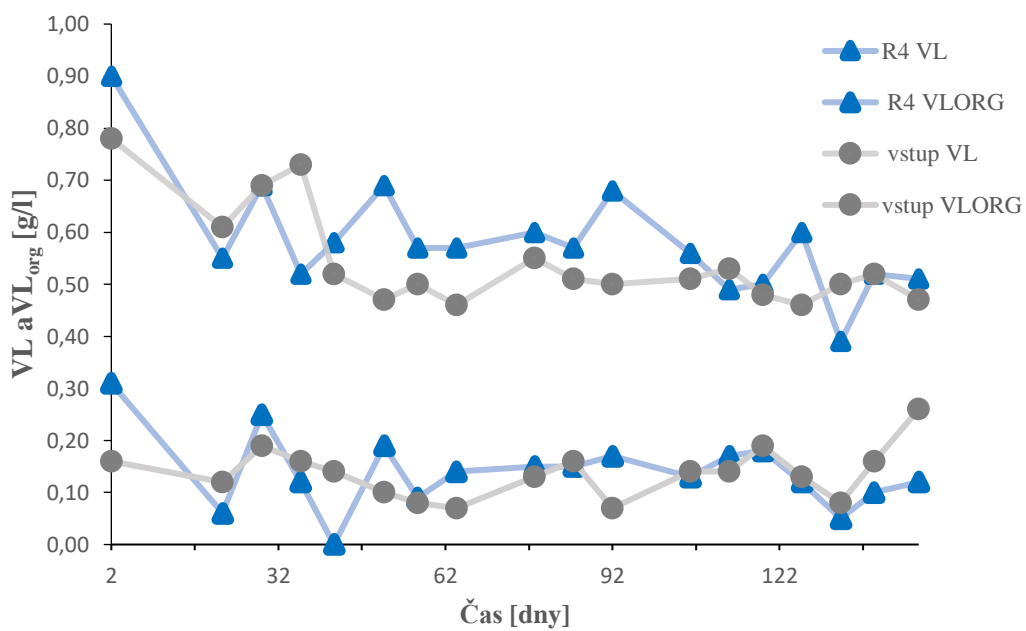
Graf 15 Porovnání koncentrací VL a VL_{org} v čase u výstupu R1 a vstupu



Graf 16 Porovnání koncentrací VL a VL_{org} v čase u výstupu R2 a vstupu



Graf 17 Porovnání koncentrací VL a VL_{org} v čase u výstupu R3 a vstupu



Graf 18 Porovnání koncentrací VL a VL_{org} v čase u výstupu R4 a vstupu

6 Diskuze

6.1 Účinnost eliminace jednotlivých mikropolutantů

6.1.1 Eliminace bisphenolu A

Hodnoty dosažené u varianty reaktoru s vermikompostem včetně žížal (R1), se pohybovaly v rozmezí 59 – 100 % s výjimkou 15. dne (-0,33 %), ale od 113. dne do ukončení byla účinnost 100 %. V reaktoru s vermikompostem bez žížal (R2) se účinnost odstranění pohybovala v rozmezí 66 – 100 %, kdy konstantně došlo k odstranění bisphenolu A od 42. dne do 170. dne. Reaktor sesterilizovaným vermikompostem (R3) odstranil BPA s účinností 47 – 100 %, po delší dobu bylo odstraněno 100 % BPA od 126. dne do 188. dne, s výjimkou 118. dne (90 %). Bezpochyby nejhůře se bisphenol A odstraňoval z OV v reaktoru bez jakékoliv vrstvy vermikompostu (R4), tím lze konstatovat, že biologická vrstva vermikompostu má určitý význam při eliminaci této látky. Obecně na základě výsledků lze konstatovat, že bisphenol A nebyl zřejmě odstraněn adsorpcí, nýbrž aktivitou žížal a mikrobiální aktivitou, jelikož nejlepší účinnosti zaznamenal R1 a R2.

Při porovnání účinností se standardně využívanými technologiemi v ČOV, na které v souvislosti s eliminací BPA, upozornili Koumaki et al. (2021), lze říci že nemá v tomto případě příliš velký smysl a účinek využívat filtraci přes vermikompostové lože. Účinnost odstranění BPA na klasických ČOV dosahuje 90 % (Koumaki et al. 2021). Velmi dobrá schopnost biodegradace bisphenolu A lze také podložit biodegradací konstantou (K_{biol}), která se pohybuje nad $10 \text{ l.g}_{\text{ss}}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (Koumaki et al. 2021).

6.1.2 Eliminace carbamazepinu

V reaktoru s vrstvou vermikompostu včetně žížal (R1) byla účinnost odstranění carbamazepinu -10 - 55 %, s výjimkou 71. dne (76 %). Záporné účinnosti byly zaznamenány ve čtyřech měření, konkrétně ve dnech 113, 175, 181 a 188 v rozmezí od -10 do -1 %. Důvodem mohou být nahromadění, akumulace látek v tělech žížal, které jej nedokázaly rozložit a opět je vyloučit. Problematiku, vermikakumulace mikropolutantů probádal ve své práci Pospíšil (2022), který došel až k 93 % účinnosti akumulace CBZ.

Účinnost v reaktoru s vermikompostem bez žížal (R2) byla -8 – 32 % s výjimkou 1. dne (85 %). V této variantě také došlo k naměření záporných hodnot účinnosti ve třech dnech (113., 181., 188. den) v rozmezí od -8 do -5 %. V reaktoru se sterilizovaným vermikompostem (R3) byla účinnost -53 – 37 % až na 1. den (88 %). Záporné účinnosti naměřené ve dnech 106, 113, 119, 181 a 188 v rozmezí od -53 do -1 %. Tyto naměřené hodnoty jsou důkazem, že tento jev nelze vysvětlit pouze akumulací látky ve tělech žížal. Vysvětlením v těchto variantách však může být vznik ložisek v některé vrstvě a díky malému průtoku tohoto laboratorního pokusu se nepropláchne vrstva reaktoru důkladně a po celé ploše. Nízká účinnost byla zaznamenána také v reaktoru bez vermikompostu (R4) -39 – 31 %.

Obecně lze konstatovat, že se carbamazepin obtížně eliminoval ve všech variantách. Účinnost odstranění na klasických ČOV dosahuje běžně $< 10 \%$ (Joss et al. 2006; Li et al. 2013). Porovnáním naměřených výsledků odstranění carbamazepinu s účinností odstranění běžné ČOV, je zřejmý potenciál filtrace přes vermikompost. V R1 došlo nepřetržitě

od 2 do 85. dne (83 dní), s výjimkou 36. dne (- 0,44 %), k eliminaci CBZ v účinnosti 16 – 36 %. Toto zjištění dává prostor pro zamyšlení popř. zdokonalení využití filtrace přes vrstvu vermikompostu včetně žížal.

Nízká sorpční schopnost se dá vysvětlit nízkou hodnotou $\log K_d$ 1,31-1,83 (Carballa et al. 2008) a $\log K_{ow}$ 2,45 (Cunningham et al. 2010).

6.1.3 Eliminace diclofenaku

Účinnost odstranění v reaktoru s vrstvou vermikompostu včetně žížal (R1) byla v rozmezí 12 – 69 % s výjimkou 71. a 163. den, kde dosáhla 86 a 87 %. V reaktoru s vermikompostem bez žížal (R2) byla nejvyšší účinnost po 1. dni (85 %) ale po zbytek experimentu byla účinnost 16 – 67 %. V reaktoru se sterilizovaným vermikompostem (R3) byla účinnost -29 – 50 % s výjimkou 1. den s hodnotou 88 % a 163. den o naměřené hodnotě 84 %. Záporné účinnosti byly naměřeny 106. den (-1 %) a 119. den (-29 %). Záporné účinnosti mohla vzniknout patrně nahromaděním látky ve vrstvě vermikompostu, k následnému vyplavení tedy mohlo dojít až určitý den. Av reaktoru bez vermikompostu R4 byla účinnost 1 – 39 % s výjimkou 119. dne, kde byla hodnota -9 %.

Dá se předpokládat, že látka byla v R1 a R2 odstraněn podobnou účinností, tyto varianty reaktorů byly zároveň nejúčinnější a tedy žížaly i samotná vermikompostová vrstva s mikrobiální aktivitou budou mít určitý efekt při eliminaci diclofenacu.

Zorita et al. (2009) zaznamenali až 50 % odstranění diclofenacu při mechanickém čištění odpadních vod, čímž by se vysvětlila relativně dobrá účinnost u R4 v porovnání třeba s hydrochlorotiazidem. Vysoká hodnota $\log K_{ow}$ 4,51 (Hannesson et al. 2022) dává předpoklad účinné sorpci. Dle Urase et al. (2005) účinnost odstranění dosahuje až 80 % při pH 4,3 – 5,0, zatímco při pH 6,8 - 8,0 dosahuje nižších účinností. Všechny reaktory měly prostředí s pH nad 5,5. Schopnost biodegradace mohla být ovlivněna nízkou hodnotou biodegradčního koeficientu $K_{biol} = 0,04 \text{ l.g}_{ss}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ v anoxickém prostředí, nedá se předpokládat, že prostředí reaktorů ve celém objemu bude aerobní, popř. ve variantě se žížalama (R1) je aerobní prostředí více pravděpodobné.

6.1.4 Eliminace hydrochlorothiazidu

Účinnost odstranění hydrochlorothiazidu byla ve všech variantách velmi nízká. V reaktoru s vrstvou vermikompostu včetně žížal (R1) to bylo -46 - 61 %. V reaktoru s vermikompostem bez žížal (R2), bylo dosaženo účinnosti od -34 do 32 % s výjimkou (78 %). V reaktoru se sterilizovaným vermikompostem (R3) byla účinnost -34 – 36 %, s výjimkou prvního dne, kdy byla zaznamenána hodnota 80 %. Reaktor bez vermikompostové vrstvy (R4) byl účinný v rozmezí -21 – 34 %. Účinnosti ve všech reaktorech byly velmi variabilní. Nedostatečné odstranění je možno předpokládat na základě nízké hodnoty $\log K_{ow}$ -0,07 (Chemspider 2013). Záporné hodnoty účinností, které se objevily ve všech variantách reaktorů, mohly být způsobeny obsahem atomu chloru ve struktuře a potenciálem akumulace. I když nedošlo k příliš dostatečným hodnotám, lze však říci, že nejúčinnější byl zřejmě reaktor se žížalama R1, kde bylo naměřeno nejmenším množstvím výjimek v podobě záporných hodnot a účinnost byla až na tyto případy viditelná.

6.1.5 Eliminace ibuprofenu

V reaktorů vrstvou vermikompostu včetně žížal (R1) byla účinnost odstranění ibuprofenu 62 – 100%. Reaktor s vermikompostem bez žížal (R2) byl také dobře účinný 67 -100 % a totéž lze říci o reaktoru se sterilizovaným vermikompostem (R3), kde byla účinnost 45-100%. V reaktoru bez jakékoliv vrstvy vermikompostu byla účinnost velmi nízká -14 -16 %. Ačkoliv byla účinnost odstranění ibuprofenu na dobré úrovni, nelze zcela říci, že v případě tohoto mikropolutantu by filtrace přes vrstvy vermikompostu, měla význam. Důvodem je již dobrá účinnost eliminace na běžných ČOV, kde dochází k téměř 99,9 % odstranění (Joss et al. 2006; Maarooof and Uysal 2017). Za nejvýznamnějším způsobem odstranění v této práci, z pohledu odstranění ibuprofenu, je pravděpodobně biodegradace vlivem mikrobiální aktivity, žížal a sorpce. Dle naměřených výsledků byla shledána jako nejúčinnějším mechanismem, mikrobiální aktivita. Tato zjištění lze podložit vysokou hodnotou $\log K_{ow}$ 3,97 (Potthast et al. 2005), vysokou hodnotou K_{biol} 21 - 35 $l.g_{ss}^{-1}.d^{-1}$ (Joss et al. 2006; Maarooof and Uysal 2017).

6.1.6 Eliminace sulfapyridinu

Efekt odstranění sulfapyridinu v reaktoru s vrstvou vermikompostu včetně žížal (R1) byla 34 – 86% s výjimkou posledního dne (188. den) experimentu, kde byla účinnost -14 %. Vysvětlením může být, že ke konci experimentu byl R1 zatopen vlivem špatné propustnosti filtračního media, tím byl omezen průchodu zpracovávané vody. V reaktoru s vermikompostem bez žížal (R2) byla účinnost 21 - 82 %. U reaktoru se sterilizovaným vermikompostem (R3) byla do 113. dne účinnost 52 - 87 %, poté následoval spíše pokles až na hodnotou -3 % ve 181. den. Důležité je si uvědomit, že efekt sterilizace vermikompostu s časem klesá, přičemž nelze vyloučit následné pozvolné obnovení mikrobiální aktivity. To může mít vliv na funkčnost systému. Reaktor bez vrstvy vermikompostu (R4) pracoval s účinností 4 – 55% ale 119. den (-27 %) a 139. den (-37 %) byl zaznamenán pokles čili nefunkčnost, což byl patrně způsobeno zatopením systému.

Vzhledem k nejnižší účinnosti v reaktoru R4, který neobsahoval žádnou vrstvu vermikompostu, lze konstatovat pozitivní vliv biologické vrstvy. Dojisté míry lze říci, že reaktor se žížalami (R1) byl nejúčinnějším systémem, tedy při odstranění SPY hrála prim aktivita žížal. Vzhledem k nízké hodnotě $\log K_{ow}$ 0,35 (Gao and Pedersen 2005) by přicházelo v úvahu, že sorpcí selátka příliš neeliminuje. Můžeto být však malinko v rozporu s účinností v reaktoru R3, který do cca 113. dne pracoval s velmi dobrou účinností odstranění.

6.1.7 Eliminace triclosanu

Účinnost eliminace triclosanu v reaktoru s vrstvou vermikompostu včetně žížal (R1) byla od začátku experimentu 78 – 100 %, s výjimkou 175. dne, kde byla účinnostv záporných hodnotách -48 %. V odpadní vodě, která prošla reaktorem s vermikompostem bez žížal (R2) byl podobný trend, kdy účinnost byla 91 – 100 % až na výjimkou opět 175. dne, kdy mírně poklesla na 78 %. Reaktor se sterilizovaným vermikompostem pracoval s účinností 75 – 100 % s výjimkou 106. den, kdy byla naměřena účinnost 12 % a 119. den účinnost 27 %, kde nastal

pokles. Účinnost odstranění v reaktoru bez jakékoli vrstvy vermikompostu se účinnost pohybovala v rozmezí 26 - 90% s výjimkou 139. dne, kdy byla naměřena hodnota -22 %.

Vzhledem k tomu, že eliminace triclosanu ve standartních ČOV je velmi kvalitní, 79 % odstraněno biodegradací a 15 % sorpcí (McAvoy et al. 2002), dá se konstatovat, že využívání vermifiltrace nebo filtrace přes vermikompostové vrstvy nemá příliš velký význam.

Ačkoliv má látkadobrou sorpční schopnost, což vychází ze znalosti hodnot $\log K_{ow}$ 4,8 (Cantwell et al. 2010) a $\log K_d$ 3,2 – 3,4 (Banihashemi and Droste 2014), lez říci že jako nejlepší způsob odstranění je varianta R1 tedy s aktivitou žížal, jelikož zde účinnost 100 % měla nejdelší trvání – od 1. dne do 106. dne s výjimkou 71. dne (97 %).

6.2 Průběh experimentu v jednotlivých reaktorech

Během celého experimentu se koncentrace kyslíku u reaktorů R1-R3 pohybovala nad 3 mg/l k velkému poklesu došlo 119. dne. V tento den došlo u R1 k malému poklesu na 3,5 mg/l, větší pokles byl zaznamenán u R2 0,9 mg/l a R3 2,20 mg/l. Pokles rozpuštěného kyslíku měl patrně značný vliv na účinnost eliminace mikropolutantů, jelikož v tomto dni byly zaznamenány nízké účinnosti. Hydrochlorothiazid byl ve 119. den u R3 odstraněn s účinností -1 %. Diclofenac ve stejný den byl odstraněn v R2 s účinností 15 % a u R3, s naměřenou hodnotou -29 %. Účinnost odstranění ve 119. den u varianty R3 byla -53 %.

Koncentrace VL a VLorg během celého procesu byly ve většině případů nižší než u vstupu v odpadní vodě. Výjimkou byl počátek experimentu, což mohlo být zapříčiněno neustálením systému. Zejména poté ve variantě se žížalama (R1) určitou roli mohlo hrát vyhladovění žížal. Při opakování experimentu by bylo vhodné nechat žížaly nejprve adaptovat na prostředí. Určitý podíl VL budou patrně představovat soli z vodovodní vody, ze které byla připravována vstupní syntetická odpadní voda.

V budoucnu by bylo patrně vhodné se zaměřit na druh žížal, který by mohl ve vlhkém prostředí lépe pracovat, popř. otestovat více možností a variant. Vermikompostové vrstvy v reaktorech R1- R2 byly tvořeny z vermikompostování čistírenských kalů, čímž se naskytuje úvaha, vyzkoušet vermikompost s jinou historií.

7 Závěr

- Bylo potvrzeno, že s využitím filtrace přes vrstvu vermikompostu byly eliminovány některé ze sedmi sledovaných mikropolutantů, léčiv a prostředků osobní potřeby ze synteticky připravené odpadní vody.
- Mikropolutanty – ibuprofen, triclosan nebo bisphenol A jsou standardní cestou v ČOV odstraňovány s velmi dobrou účinností. Proto lze říci, že při eliminaci těchto látek, vermifiltrace jako taková nebo filtrace přes vermikompost nepředstavuje potenciální využití. Vermifiltrace má určitý potenciál při odstranění carbamazepinu, který je aktuálně na klasické ČOV odstraňován s účinností menší než 10 %. Vermifiltrací v časovém úseku 85. dnů se účinnost odstranění pohybovala v rozmezí 16 – 36 %. Nejedná se o velmi vysokou účinnost, ale při kombinaci s jinou metodou nebo při optimalizaci podmínek se jedná o slibnou metodu.
- U všech mikropolutantů byla účinnost odstranění v reaktoru bez jakékoliv vrstvy vermikompostu menší, než u ostatních reaktorů s touto biologickou vrstvou. Samotná sorpce na anorganickou vrstvu písku a šterku nebyla v eliminaci všech mikropolutantů příliš podstatná. Carbamazepin, hydrochlorothiazide a triclosan byly lépe odstraněny v reaktoru se žížalami (R1), tedy aktivita žížal zde hrála zásadní roli. U hydrochlorothiazidu však byla zaznamenána velmi nízká účinnost u všech variant reaktorů. V reaktoru se žížalami byla účinnost -46 – 61 %, v reaktoru bez žížal -34 - 78 %, reaktoru se sterilizovaným vermikompostem -34 – 80 % a v reaktoru bez jakékoliv vrstvy kompostu -21 – 34 %. Nejúčinnější mechanismus eliminace diclofenacu, představovala aktivita žížal a mikrobiální rozklad, jelikož účinnost byla nejlepší ve variantách reaktorů R1 a R2. Ibuprofen byl odstraněn ve všech variantách s velmi dobrou účinností, ale nejlepší účinnost 67 - 100 % se projevila s využitím mikrobiální aktivity u R2. Hlavním způsobem odstranění sulfapyridinu byla aktivita žížal a mikrobiální aktivita. V R1 byla účinnost 34 – 86 % s výjimkou posledního (188. den), kde byla účinnost -14 %. A v reaktoru bez žížal (R2) se účinnost pohybovala v rozmezí 21 – 83 %. Bisphenol A se nejúčinněji odstranil v R1 za pomoci žížal, s naměřenými hodnotami v rozmezí 59 – 100 % a v R2 s využitím mikrobiální aktivity, kde byla účinnost od 66 do 100 %.
- Vysoká účinnost odstranění byla zaznamenána u triclosanu, ibuprofenu a bisphenolu A. Nejnižší účinnost odstranění byla prokázána u carbamazepinu a hydrochlorothiazidu. Efektivita odstranění není pro všechny látky dostatečná a s časem se zhoršuje.
- V komplexním řešení čištění odpadních vod od léčiv a látek osobní potřeby, se tato metoda nedá považovat jako aplikovatelná. Uplatnění by mohlo být např. ve farmaceutickém průmyslu, při odstranění konkrétních mikropolutantů.

8 Literatura

Abualhasan, M., Assali, M., Jaradat, N., Tarayra, R., Hamdan, A., Ardah, R., & Zaid, A. N. 2015. Synthesis and formulation of ibuprofen pro-drugs for enhanced transdermal absorption. *International Journal of Pharmacy and Pharmaceutical Sciences*, 7(2), 352-354.

Abraham, J., 2010. Pharmaceuticalization of society in context: theoretical, empirical and health dimensions. *Sociology* 44 (4), 603–622.

Agilent 6470 Triple Quadrupole LC/MS System. In: LabRulez. Available from: <https://lcms.cz/products/163>

Allard, P. & Colaiácovo, M. 2011. Bisphenol A. *Reproductive and Developmental Toxicology*. 673-686.

Ankley, G. T., Johnson, R. D., Detenbeck, N. E., Bradbury, S. P., Toth, G., & Folmar, L. C. 1997. Development of a research strategy for assessing the ecological risk of endocrine disruptors. *Reviews in Toxicology*, 1(5), 71-106.

Anzenbacher, P., & Jezdinský, J. 2003. Léčiva a chiralita. *Klinická farmakologie a farmacie*, 148.

Archana, G., Dhodapkar, R., Kumar, A., 2017. Ecotoxicological risk assessment and seasonal variation of some pharmaceuticals and personal care products in the sewage treatment plant and surface water bodies (lakes). *Environ. Monit. Assess.* 189 (9), 446.

Arora, S., Rajpal, A., Bhargava, R., Pruthi, V., Bhatia, A., Kazmi, A.A., 2014a. Antibacterial and enzymatic activity of microbial community during wastewater treatment by pilot scale vermifiltration system. *Bioresour. Technol.* 166, 132-141.

Arora, S., Rajpal, A., Kumar, T., Bhargava, R., Kazmi, A.A., 2014b. Pathogen removal during wastewater treatment by vermifiltration. *Environ. Technol.* 35, 2493-2499.

Avdeef, A., & Tsinman, O. 2006. PAMPA—A drug absorption in vitro model: 13. Chemical selectivity due to membrane hydrogen bonding: In combo comparisons of HDM-, DOPC-, and DS-PAMPA models. *European Journal of Pharmaceutical Sciences*, 28(1-2), 43-50.

Bahamon, D., Carro, L., Guri, S., & Vega, L. F. 2017. Computational study of ibuprofen removal from water by adsorption in realistic activated carbons. *Journal of Colloid and Interface Science*, 498, 323-334.

Baker, R. W. 2012. *Membrane technology and applications*. John Wiley & Sons.

Banihashemi, B., & Droste, R. L. 2014. Sorption–desorption and biosorption of bisphenol A, triclosan, and 17 α -ethinylestradiol to sewage sludge. *Science of the Total Environment*, 487, 813-821.

- Bannan, C. C., Calabró, G., Kyu, D. Y., & Mobley, D. L. 2016. Calculating partition coefficients of small molecules in octanol/water and cyclohexane/water. *Journal of chemical theory and computation*, 12(8), 4015-4024.
- Barbosa, M. O., Moreira, N. F., Ribeiro, A. R., Pereira, M. F., & Silva, A. M. 2016. Occurrence and removal of organic micropollutants: An overview of the watch list of EU Decision 2015/495. *Water research*, 94, 257-279.
- Barron, L., Havel, J., Purcell, M., Szpak, M., Kelleher, B., & Paull, B. 2009. Predicting sorption of pharmaceuticals and personal care products onto soil and digested sludge using artificial neural networks. *Analyst*, 134(4), 663-670.
- Bedoux, G., Roig, B., Thomas, O., Dupont, V., & Le Bot, B. 2012. Occurrence and toxicity of antimicrobial triclosan and by-products in the environment. *Environmental Science and Pollution Research*, 19, 1044-1065.
- Bialer, M. 2012. Chemical properties of antiepileptic drugs (AEDs). *Advanced drug delivery reviews*, 64(10), 887-895.
- Binet, F., Fayolle, L., Pussard, M., Crawford, J. J., Traina, S. J., & Tuovinen, O. H. 1998. Significance of earthworms in stimulating soil microbial activity. *Biology and fertility of soils*, 27, 79-84.
- Borrirukwisitsak, S., Keenan, H. E., & Gauchotte-Lindsay, C. 2012. Effects of salinity, pH and temperature on the octanol-water partition coefficient of bisphenol A. *International Journal of Environmental Science and Development*, 3(5), 460.
- Brose, D. A., Kumar, K., Liao, A., Hundal, L. S., Tian, G., Cox, A., ... & Podczewinski, E. W. 2019. A reduction in triclosan and triclocarban in water resource recovery facilities' influent, effluent, and biosolids following the US Food and Drug Administration's 2013 proposed rulemaking on antibacterial products. *Water environment research*, 91(8), 715-721.
- Calheiros, C. S., Quitério, P. V., Silva, G., Crispim, L. F., Brix, H., Moura, S. C., & Castro, P. M. 2012. Use of constructed wetland systems with *Arundo* and *Sarcocornia* for polishing high salinity tannery wastewater. *Journal of environmental management*, 95(1), 66-71.
- Carballa, M., Fink, G., Omil, F., Lema, J. M., & Ternes, T. 2008. Determination of the solid-water distribution coefficient (K_d) for pharmaceuticals, estrogens and musk fragrances in digested sludge. *Water research*, 42(1-2), 287-295.
- Carr, S. A., Liu, J., & Tesoro, A. G. 2016. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water research*, 91, 174-182.
- Clevers, M. 2003. Aquatic ecotoxicity of pharmaceuticals including the assessment of combination effects. *Toxicology letters*, 142(3), 185-194.

- Cunningham, V. L., Perino, C., Vincent, J. D., Hartmann, A., & Bechter, R. 2010. Human health risk assessment of carbamazepine in surface waters of North America and Europe. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 56(3), 343-351.
- Dann, A. B., & Hontela, A. 2011. Triclosan: environmental exposure, toxicity and mechanisms of action. *Journal of applied toxicology*, 31(4), 285-311.
- Daughton, C.G., Ternes, T.A., Daughton1, C.G., Ternes2, T.A., 1999. This content downloaded from 195.34.79.223 on Wed. In: *Environmental Health Perspectives*, vol. 107.
- Deepthi, M. P., Kathireswari, P., Rini, J., Saminathan, K., & Karmegam, N. 2021. Vermitranformation of monogastric *Elephas maximus* and ruminant *Bos taurus* excrements into vermicompost using *Eudrilus eugeniae*. *Bioresource Technology*, 320, 124302.
- Delgado, D. R., Rodríguez, G. A., & Martínez, F. 2013. Thermodynamic study of the solubility of sulfapyridine in some ethanol+ water mixtures. *Journal of Molecular Liquids*, 177, 156-161.
- Ebele, A. J., Abdallah, M. A. E., & Harrad, S. 2017. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the fresh water aquatic environment. *Emerging contaminants*, 3(1), 1-16.
- Falås, P., Baillon-Dhumez, A., Andersen, H. R., Ledin, A., & la Cour Jansen, J. 2012. Suspended biofilm carrier and activated sludge removal of acidic pharmaceuticals. *Water research*, 46(4), 1167-1175.
- Farley, D. 1996. Helpforcuts, scrapes and burns. *FDA Consumer*, 30(4), 12-15.
- Ferrari, B., Paxéus, N., Giudice, R. L., Pollio, A., & Garric, J. 2003. Ecotoxicological impact of pharmaceuticals found in treated wastewaters: study of carbamazepine, clofibric acid, and diclofenac. *Ecotoxicology and environmental safety*, 55(3), 359-370.
- Gao, J., Pedersen, J.A., 2005. Adsorption of sulfonamide antimicrobial agents to clay minerals. *Environ. Sci. Technol.* 39, 9509-9516.
- Glassmeyer, S. T., Hinchey, E. K., Boehme, S. E., Daughton, C. G., Ruhoy, I. S., Conerly, O., ... & Thompson, V. G. 2009. Disposal practices for unwanted residential medications in the United States. *Environment international*, 35(3), 566-572.
- Godoy, A. A., & Kummrow, F. 2017. What do we know about the ecotoxicology of pharmaceutical and personal care product mixtures? A critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(16), 1453-1496.
- Goswami, L., Pratihari, S., Dasgupta, S., Bhattacharyya, P., Mudoi, P., Bora, J., Bhattacharya, S.S., Kim, K.H., 2016. Exploring metal detoxification and accumulation potential during vermicomposting of Tea factory coal ash: sequential extraction and fluorescence probe analysis. *Sci. Rep.* 6, 30402.

- Goswami, L., Sarkar, S., Mukherjee, S., Das, S., Barman, S., Raul, P., Bhattacharyya, P., Mandal, N.C., Bhattacharya, S., Bhattacharya, S.S., 2014. Vermicomposting of tea factory coal ash: metal accumulation and metallothionein response in *Eisenia fetida* (Savigny) and *Lampito mauritii* (Kinberg). *Bioresour. Technol.* 166, 96-102.
- Grace, M.A., Healy, M.G., Clifford, E., 2016. Performance and surface clogging in intermittently loaded and slow sand filters containing novel media. *J. Environ. Manage* 180, 102-110.
- Gregory, M., Aravindakshan, J., Nadzialek, S., & Cyr, D. G. 2008. Effects of endocrine disrupting chemicals on testicular functions. *Fish spermatology*, 161-214.
- Gupta, A. 2014. Bisphenol A. *Biomarkers in Toxicology*, (7), 459-474.
- Hannesson, Á. I., Björnsson, B., Löve, E. Ó. A., & Þórrsson, E. J. 2022. Development of a modified release formulation for diclofenac sodium tablets (Doctoral dissertation).
- Horáková M. 2003. *Analytika vody*, 2. vydání. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha.
- Hughes, R. J., Nair, J., & Ho, G. 2008. The toxicity of ammonia/ammonium to the vermifiltration wastewater treatment process. *Water Science and Technology*, 58(6), 1215-1220.
- Hughes, R. J., Nair, J., & Mathew, K. 2005. The implications of wastewater vermicomposting technologies: on-site treatment systems for sustainable sanitation. In WAMDEC conference, Zimbabwe, July 27-30.
- HYNIE, S. 2001. *Farmakologie v kostce*. 2., přeprac. vyd. Praha, Triton.
- Chemspider 2013. ChemSpider: The free chemical database. Royal Society of Chemistry. Available from <http://www.chemspider.com/chemical-structure.3513.html>
- Chen, K. L., Liu, L. C., & Chen, W. R. 2017. Adsorption of sulfamethoxazole and sulfapyridine antibiotics in high organic content soils. *Environmental Pollution*, 231, 1163-1171.
- IARC (International Agency for Research on Cancer). 2006. Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/index.php>.
- Isaza Botero, E. A., Londoño, Y. A., Pino, N. J., & Peñuela, G. A. (2019). Evaluation of methylparaben removal and microbial behavior using a SBR system. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, (92), 96-104.

- Jacobsen, B. N., Nyholm, N., Pedersen, B. M., Poulsen, O., & Østfeldt, P. 1993. Removal of organic micropollutants in laboratory activated sludge reactors under various operating conditions: sorption. *Waterresearch*, 27(10), 1505-1510.
- Jiang, L., Liu, Y., Hu, X., Zeng, G., Wang, H., Zhou, L., Tan, X., Huang, B., Liu, S., Liu, S. 2016. The use of microbial-earthworm ecofilters for wastewater treatment with special attention to influencing factors in performance: a review. *Bioresour. Technol.* 200, 999-1007.
- Jjemba, P. K. 2006. Excretion and ecotoxicity of pharmaceutical and personal care products in the environment. *Ecotoxicology and environmental safety*, 63(1), 113-130.
- Jones, O. A. H., Voulvoulis, N., & Lester, J. N. 2002. Aquatic environmental assessment of the top 25 English prescription pharmaceuticals. *Water research*, 36(20), 5013-5022.
- Joss, A., Keller, E., Alder, A. C., Göbel, A., McArdell, C. S., Ternes, T., & Siegrist, H. 2005. Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. *Water research*, 39(14), 3139-3152.
- Joss, A., Zabczynski, S., Göbel, A., Hoffmann, B., Löffler, D., McArdell, C. S., ... & Siegrist, H. 2006. Biological degradation of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment: proposing a classification scheme. *Water research*, 40(8), 1686-1696.
- Kasim, N. A., & Whitehouse, M. (2004). Ramachandran C., Bermejo M., Lennernäs H., Hussain AS, Junginger HE, Stavchansky SA, Midha KK, Shah VP, Amidon GL Molecular properties of WHO essential drugs and provisional biopharmaceutical classification. *Molecular Pharmaceutics*, 1(1), 85-96.
- Kavlock, R. J., Daston, G. P., DeRosa, C., Fenner-Crisp, P., Gray, L. E., Kaattari, S., ... & Tilson, H. A. 1996. Research needs for the risk assessment of health and environmental effects of endocrine disruptors: a report of the US EPA-sponsored workshop. *Environmental health perspectives*, 104(suppl 4), 715-740.
- Kiyasudeen S, K., Ibrahim, M. H., Quaik, S., Ahmed Ismail, S., Ibrahim, M. H., Quaik, S., & Ismail, S. A. 2016. General introduction to earthworms, their classifications, and biology. *Prospects of Organic Waste Management and the Significance of Earthworms*, 69-103.
- Komarowski S. 2001. Vermiculture for sewage and water treatment sludges. *Water Publication of Australian Water and Wastewater Association*, pp 39-43.
- Kotyza, J., Soudek, P., Kafka, Z., & Vaněk, T. (2009). Léčiva—, nový “environmentální polutant. *Chemické listy*, 103, 540-547.
- Koumaki, E., Noutsopoulos, C., Mamais, D., Fragkiskatos, G., & Andreadakis, A. 2021. Fate of emerging contaminants in high-rate activated sludge systems. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(2), 400.
- Krishnasamy, K., Nair, J., Hughes, R.J. 2013. Vermifiltration systems for liquid waste management: a review. *Int. J. Environ. Waste Manage* 12, 382-396.

- Kujawska, A., Kielkowska, U., Atisha, A., Yanful, E., & Kujawski, W. 2022. Comparative analysis of separation methods used for the elimination of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from water—a critical review. *Separation and Purification Technology*, 120797.
- Kumar, M., Sarma, D. K., Shubham, S., Kumawat, M., Verma, V., Prakash, A., & Tiwari, R. 2020. Environmental endocrine-disrupting chemical exposure: role in non-communicable diseases. *Frontiers in public health*, 8, 553850.
- Kumar, T., Rajpal, A., Bhargava, R., Prasad, K.S.H. 2014. Performance evaluation of vermifilter at different hydraulic loading rate using river bed material. *Ecol. Eng.* 62, 77-82.
- Lee, H. J., Lee, E., Yoon, S. H., Chang, H. R., Kim, K., & Kwon, J. H. 2012. Enzymatic and microbial transformation assays for the evaluation of the environmental fate of diclofenac and its metabolites. *Chemosphere*, 87(8), 969-974.
- Legeay, S., & Faure, S. 2017. Is bisphenol A an environmental obesogen?. *Fundamental & clinical pharmacology*, 31(6), 594-609.
- Li, A., Cai, R., Cui, D., Qiu, T., Pang, C., Yang, J., ... & Ren, N. 2013. Characterization and biodegradation kinetics of a new cold-adapted carbamazepine-degrading bacterium, *Pseudomonas* sp. CBZ-4. *Journal of Environmental Sciences*, 25(11), 2281-2290.
- Li, L., Shen, W., Zhang, K., Tang, X., Guo, N., Shen, F., ... & Yu, L. 2012. In-vitro antimycoplasmal activity of triclosan in combination with fluoroquinolones against five *Mycoplasma* species. *Iranian Journal of Pharmaceutical Research: IJPR*, 11(4), 1111.
- Li, L., Wang, Q., Zhang, Y., Niu, Y., Yao, X., & Liu, H. 2015. The Molecular Mechanism of Bisphenol A (BPA) as an endocrine disruptor by interacting with nuclear receptors: insights from molecular Dynamics (MD) Simulations. *PLOS ONE*, 10(3), 1–18.
- Li, X., Xing, M., Yang, J., Zhao, L., Dai, X. 2013. Organic matter humification in vermifiltration process for domestic sewage sludge treatment by excitation emission matrix fluorescence and Fourier transform infrared spectroscopy. *J. Hazard. Mater* 261, 491-499.
- Li, Y., Zhang, F., Ai, X., Wang, X., Robin, P., Cavanagh, J., Matthew, C., Qiu, J. 2015. Antioxidant and behavior responses of earthworms after introduction to a simulated vermifilter environment. *Ecol. Eng.* 81, 218-227.
- Li, Y.S., Robin, P., Cluzeau, D., Bouche, M., Qiu, J.P., Laplanche, A., Hassouna, M., Morand, P., Dappelo, C., Callarec, J. 2008. Vermifiltration as a stage in reuse of swinewastewater: monitoring methodology on an experimental farm. *Ecol. Eng.* 32, 301-309.
- Libánský, M., Zima, J., Barek, J., Dejmková, H. 2014. Voltametrické stanovení triclosanu pomocí systému jednorázových měrných cel s integrovanou uhlíkovou elektrodou. *Chemické listy*, 108(3), 243-250.

- Lullmann, H., Mohr, K., & Wehling, M. 2004. Farmakologie a toxikologie. Praha, Grada.
- Ma, J., Dai, R., Chen, M., Khan, S. J., & Wang, Z. 2018. Applications of membrane bioreactors for water reclamation: micropollutant removal, mechanisms and perspectives. *Bioresource technology*, 269, 532-543.
- Ma, W. C. 1984. Sublethal toxic effects of copper on growth, reproduction and litter breakdown activity in the earthworm *Lumbricus rubellus*, with observations on the influence of temperature and soil pH. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*, 33(3), 207-219.
- Maan, J. S., Duong, T. V. H., & Saadabadi, A. (2022). Carbamazepine. [Updated 2022 Jul 12]. StatPearls [Internet]; StatPearls Publishing: Treasure Island, FL, USA.
- Maarof, M., & Uysal, Y. 2017. Investigation of the biodegradation of Ibuprofen (IBU) residues by using an Extended-Aeration Activated Sludge Process. In Conference: 13th International Conference on Protection and Restoration of the Environment.
- Martín, J., Camacho-Muñoz, D., Santos, J. L., Aparicio, I., & Alonso, E. 2012. Occurrence of pharmaceutical compounds in wastewater and sludge from wastewater treatment plants: removal and ecotoxicological impact of wastewater discharges and sludge disposal. *Journal of hazardous materials*, 239, 40-47.
- Matter-Müller, C., Gujer, W., Giger, W., & Stumm, W. 1981. Non-biological elimination mechanisms in a biological sewage treatment plant. In *Water Pollution Research and Development* (pp. 299-314). Pergamon.
- McAvoy, D. C., Schatowitz, B., Jacob, M., Hauk, A., & Eckhoff, W. S. 2002. Measurement of triclosan in wastewater treatment systems. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 21(7), 1323-1329.
- McDonnell G. a Russell A.D. 1999. Antiseptics and Disinfectants: Activity, Action, and Resistance. *Clinical Microbiology Reviews*. roč. 12, č. 1, s. 147–179.
- Mendes, J. A. 2002. The endocrine disruptors: a major medical challenge. *Food and Chemical Toxicology*, 40(6), 781-788.
- Miao, X. S., Yang, J. J., & Metcalfe, C. D. 2005. Carbamazepine and its metabolites in wastewater and in biosolids in a municipal wastewater treatment plant. *Environmental science & technology*, 39(19), 7469-7475.
- Minetto, L., Mayer, F. M., Mallmann, C. A., & Martins, A. F. 2012. Quantification of diclofenac in hospital effluent and identification of metabolites and degradation products. *CLEAN—Soil, Air, Water*, 40(9), 950-957.
- Morgan, S.G., 2006. Prescription drug expenditures and population demographics. *Health Serv. Res.* 41 (2), 411–428.

- Müllerová M. 1999. Léky. 1. Olomouc: Rubico, ISBN 80-85839-30-X.
- Nie, E., Wang, D., Yang, M., Luo, X., Fang, C., Yang, X., Su, D., Zhou, L., Zheng, Z. 2015. Tower bio-vermifilter systém for rural wastewater treatment: bench-scale, pilot-scale, and engineering applications. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 12, 1053-1064.
- OECD, O. 1995. Guideline for the Testing of Chemicals-Partition Coefficient (n-octanol/water): Shake Flask Method.
- O'Neil, M. J. 2001. Dioxane. *The Merck index: an encyclopedia of chemicals, drugs, and biologicals*. Whitehouse Station: Merck, 3332.
- Zhongming, Z., Linong, L., Xiaona, Y., Wangqiang, Z., & Wei, L. 2010. Pharmaceuticals in the environment—Result of an EEA workshop.
- Phoon, B.L., Ong, C.C., Mohamed Saheed, M.S., Show, P.L., Chang, J.S., Ling, T.C., Lam, S.S., Juan, J.C., 2020. Conventional and emerging technologies for removal of antibiotics from wastewater. *J. Hazard. Mater.* 400, 122961.
- Pilli, S., Sellamuthu, B., Pandey, A. K., & Tyagi, R. D. 2020. Treatment of wastewater containing pharmaceuticals: biological treatment. In *Current developments in biotechnology and Bioengineering* (pp. 463-520). Elsevier.
- Potthast, H., Dressman, J. B., Junginger, H. E., Midha, K. K., Oeser, H., Shah, V. P., ... & Barends, D. M. 2005. Biowaiver monographs for immediate release solid oral dosage forms: Ibuprofen. *Journal of pharmaceutical sciences*, 94(10), 2121-2131.
- Pospíšil, V. 2022. Vliv žížal na chování mikropolutantů v čistírenských kalech.
- Pošta J. 2005. Čistírny odpadních vod. Česká zemědělská univerzita v Praze, Technická fakulta, Praha.
- Purkait, M. K., & Singh, R. 2018. *Membrane technology in separation science*. CRC Press.
- Reis, E.O., Foureaux, A.F.S., Rodrigues, J.S., Moreira, V.R., Lebron, Y.A.R., Santos, L.V.S., Amaral, M.C.S., Lange, L.C., 2019. Occurrence, removal and seasonal variation of pharmaceuticals in Brazilian drinking water treatment plants. *Environ. Pollut.* 773–781.
- Remedia, Compendium, čtvrté vydání, ISBN 978-80-902806-4-9, 2009 Panax Co, spol. s r.o.
- Resistance, W. A. 2015. Multi-country public awareness survey. *World Health Organization: Geneva, Switzerland*, 9, 59.
- Robinson, B. J., Hui, J. P., Soo, E. C., & Hellou, J. 2009. Estrogenic compounds in seawater and sediment from Halifax Harbour, Nova Scotia, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 28(1), 18-25.

Rout, P. R., Zhang, T. C., Bhunia, P., & Surampalli, R. Y. 2021. Treatment technologies for emerging contaminants in wastewater treatment plants: A review. *Science of the Total Environment*, 753, 141990.

Sahariah, B., Goswami, L., Kim, K. H., Bhattacharyya, P., & Bhattacharya, S. S. 2015. Metal remediation and biodegradation potential of earthworm species on municipal solid waste: A parallel analysis between *Metaphire posthuma* and *Eisenia fetida*. *Bioresource Technology*, 180, 230-236.

Semblante, G. U., Hai, F. I., Huang, X., Ball, A. S., Price, W. E., & Nghiem, L. D. 2015. Trace organic contaminants in biosolids: impact of conventional wastewater and sludge processing technologies and emerging alternatives. *Journal of hazardous materials*, 300, 1-17.

Scheytt, T., Mersmann, P., Lindstädt, R., & Heberer, T. 2005. 1-Octanol/water partition coefficients of 5 pharmaceuticals from human medical care: carbamazepine, clofibric acid, diclofenac, ibuprofen, and propyphenazone. *Water, air, and soil pollution*, 165, 3-11.

Singh R., Bhunia P., Dash R. 2017. A mechanistic review on vermifiltration of wastewater: Design, operation and performance. *Journal of Environmental Management*. 197:656-672.

Singh S., Angmo D., Dutta R. 2020. Vermitechnology: A Sustainable Approach in the Management of Solid and Liquid Waste.

Singleton, D. R., Hendrix, P. F., Coleman, D. C., & Whitman, W. B. 2003. Identification of uncultured bacteria tightly associated with the intestine of the earthworm *Lumbricus rubellus* (Lumbricidae; Oligochaeta). *Soil Biology and Biochemistry*, 35(12), 1547-1555.

Sinha, R. K., Bharambe, G., & Chaudhari, U. 2008. Sewage treatment by vermifiltration with synchronous treatment of sludge by earthworms: a low-cost sustainable technology over conventional systems with potential for decentralization. *The environmentalist*, 28, 409-420.

Sinha, R. K., Herat, S., Agarwal, S., Asadi, R., & Carretero, E. 2002. Vermiculture and waste management: study of action of earthworms *Elsinia foetida*, *Eudriluseuginae* and *Perionyx excavatus* on biodegradation of some community wastes in India and Australia. *Environmentalist*, 22, 261-268.

Slezák, R. 2007. Preklinická parodontologie. Nucleus HK.

SRC. 2013. Inc Interactive PhysProp Database Demo. Available from <http://www.syres.com/what-we-do/databaseforms.aspx?id=386/>

Stadler, L. B., Su, L., Moline, C. J., Ernstoff, A. S., Aga, D. S., & Love, N. G. 2015. Effect of redox conditions on pharmaceutical loss during biological wastewater treatment using sequencing batch reactors. *Journal of hazardous materials*, 282, 106-115.

- Stamatelatou, K., Frouda, C., Fountoulakis, M. S., Drillia, P., Kornaros, M., & Lyberatos, G. 2003. Pharmaceuticals and health care products in wastewater effluents: the example of carbamazepine. *Water Science and Technology: water supply*, 3(4), 131-137.
- Stuer-Lauridsen, F., Birkved, M., Hansen, L. P., Lützhøft, H. C. H., & Halling-Sørensen, B. 2000. Environmental risk assessment of human pharmaceuticals in Denmark after normal therapeutic use. *Chemosphere*, 40(7), 783-793.
- Suarez, S., Lema, J. M., & Omil, F. 2010. Removal of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) under nitrifying and denitrifying conditions. *Water research*, 44(10), 3214-3224.
- SUKL.2012. Souhrn údajů o přípravku. Available from <https://www.sukl.cz/download/spc/SPC31814.pdf>
- Suthar, S. 2007. Production of vermifertilizer from guar gum industrial wastes by using composting earthworm *Perionyx sansibaricus* (Perrier). *The Environmentalist*, 27(3), 329-335.
- Świacka, K., Smolarz, K., Maculewicz, J., & Caban, M. 2020. Effects of environmentally relevant concentrations of diclofenac in *Mytilus trossulus*. *Science of the Total Environment*, 737, 139797.
- Švehla P, Tlustoš P, Balík J. 2007. Odpadní vody. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Katedra agrochemie a výživy rostlin, Praha.
- Taylor, M., Clarke, W. P., & Greenfield, P. F. 2003. The treatment of domestic wastewater using small-scale vermicompost filter beds. *Ecological Engineering*, 21(2-3), 197-203.
- Ternes, T. A., Herrmann, N., Bonerz, M., Knacker, T., Siegrist, H., & Joss, A. 2004. A rapid method to measure the solid-water distribution coefficient (K_d) for pharmaceuticals and musk fragrances in sewage sludge. *Water research*, 38(19), 4075-4084.
- Ternes, T. A., Joss, A., & Siegrist, H. 2004. Peer reviewed: scrutinizing pharmaceuticals and personal care products in wastewater treatment. *Environmental science & technology*, 38(20), 392A-399A.
- Thorpe, K. L., Hutchinson, T. H., Hetheridge, M. J., Scholze, M., Sumpter, J. P., & Tyler, C. R. 2001. Assessing the biological potency of binary mixtures of environmental estrogens using vitellogenin induction in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Science & Technology*, 35(12), 2476-2481.
- Tolls, J. 2001. Sorption of veterinary pharmaceuticals in soils: a review. *Environmental science & technology*, 35(17), 3397-3406.

- Tripathi, G., & Bhardwaj, P. J. B. T. 2004. Decomposition of kitchen waste amended with cow manure using an epigeic species (*Eisenia fetida*) and an anecic species (*Lampito mauritii*). *Bioresource technology*, 92(2), 215-218.
- Tsai, W. T., Hsu, H. C., Su, T. Y., Lin, K. Y., & Lin, C. M. 2006. Adsorption characteristics of bisphenol-A in aqueous solutions onto hydrophobic zeolite. *Journal of colloid and interface science*, 299(2), 513-519.
- Urase, T., & Kikuta, T. 2005. Separate estimation of adsorption and degradation of pharmaceutical substances and estrogens in the activated sludge process. *Water research*, 39(7), 1289-1300.
- Úterský, M. 2021. Odstraňování vybraných léčiv z odpadních vod oxidačními procesy: Removal of selected medicines from wastewater by oxidation processes (Doctoral dissertation, Brno University of Technology).
- Vandenberg L. N., Maffini M. V., Sonnenschein C., Rubin B. S.; Soto A. M. 2009: Venkatesan, A.K., Pycke, B.F., Barber, L.B., Lee, K.E., Halden, R.U., 2012. Occurrence of triclosan, triclocarban, and its lesser chlorinated congeners in Minnesota freshwater sediments collected near wastewater treatment plants. *J. Hazard. Mater.* 229, 29–35.
- Vieno, N., & Sillanpää, M. 2014. Fate of diclofenac in municipal waste water treatment plant—A review. *Environment international*, 69, 28-39.
- Wang, D.B., Zhang, Z.U., Li, X.M., Zheng, W., Ding, Y., Yang, B., Yang, Q., Zeng, T., Cao, J., Yue, X., Shen, T., Zeng, G., Deng, J., He, X. 2010. Effects of earthworms on surface clogging characteristics of intermittents and filters. *Water Sci. Technol.* 61, 2881-2888.
- Wang, L., Guo, F., Zheng, Z., Luo, X., Zhang, J. 2011. Enhancement of rural domestic sewage treatment performance, and assessment of microbial community diversity and structure using tower vermifiltration. *Bioresour. Technol.* 102, 9462-9470.
- Wang, L., Guo, Z., Che, Y., Yang, F., Chao, J., Gao, Y., Zhang, Y. 2014. The effect of vermifiltration height and wet:dry time ratio on nutrient removal performance and biological features, and their influence on nutrient removal efficiencies. *Ecol. Eng.* 71, 165-172.
- Wang, S. C. 2009. Removal of emerging contaminants in biological treatment (Doctoral dissertation, University of California, Los Angeles).
- Wen, B., Hu, X. Y., Liu, Y., Wang, W. S., Feng, M. H., & Shan, X. Q. 2004. The role of earthworms (*Eisenia fetida*) in influencing bioavailability of heavy metals in soils. *Biology and Fertility of Soils*, 40, 181-187.
- WHO, in: W.H. Organisation (Ed.), *Antibiotic Resistance: Multi - Country Public Awareness Survey*, World Health Organisation, 2015.

- Wielogórska, E., Elliott, C. T., Danaher, M., Chevallier, O., & Connolly, L. 2015. Validation of an ultra high performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry method for detection and quantitation of 19 endocrine disruptors in milk. *Food control*, 48, 48-55.
- Xing, M., Li, X., & Yang, J. 2010. Treatment performance of small-scale vermifilter for domestic wastewater and its relationship to earthworm growth, reproduction and enzymatic activity. *African Journal of Biotechnology*, 9(44), 7513-7520.
- Xu, D., Li, Y., & Howard, A. 2013. Influence of earthworm *Eisenia fetida* on removal efficiency of N and P in vertical flow constructed wetland. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 5922-5929.
- Xu, T., Xing, M., Yang, J., Lv, B., Duan, T., & Nie, J. 2014. Tracking the composition and dominant components of the microbial community via polymerase chain reaction–denaturing gradient gel electrophoresis and fluorescence in situ hybridization during vermiconversion for liquid-state excess sludge stabilization. *Bioresource technology*, 167, 100-107.
- Yang, J., & Zhao, L. 2008. Wastewater treatment performance of earthworm biofilter with filter media of quartz sand and ceramic pellet. In 2008 2nd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering pp. 3031-3034.
- Yazdanbakhsh, A., Nemati, R., Massoudinejad, M., Jafari, M., & Dashtdar, M. 2019. Solar photodegradation of carbamazepine from aqueous solutions using a compound parabolic concentrator equipped with a sun tracking system. *Open Chemistry*, 17(1), 477-484.
- Zamakhaeva, I. Studium vlastností cementových materiálů. *Jaderná energetika v pracích mladé generace-2019*, 150.
- Zeb, A., Li, S., Wu, J., Lian, J., Liu, W., & Sun, Y. 2020. Insights into the mechanisms underlying the remediation potential of earthworms in contaminated soil: A critical review of research progress and prospects. *Science of the Total Environment*, 740, 140145.
- Zhang, D. 2019. The role of microorganisms in the removal of pharmaceutical and personal care products. In *Pharmaceuticals and personal care products: Waste management and treatment technology* (pp. 341-382). Butterworth-Heinemann.
- Zhao, L., Wang, Y., Yang, J., Xing, M., Li, X., Yi, D., DehanDeng, D. 2010. Earthworm microorganism interactions: a strategy to stabilize domestic wastewater sludge. *Water Res.* 44, 2572-2582.
- Zhongming, Z., Linong, L., Xiaona, Y., Wangqiang, Z., & Wei, L. 2010. Pharmaceuticals in the environment—Result of an EEA workshop.
- Zorita, S., Mårtensson, L., & Mathiasson, L. 2009. Occurrence and removal of pharmaceuticals in a municipal sewage treatment system in the south of Sweden. *Science of the total environment*, 407(8), 2760-2770.

9 Samostatné přílohy

Příloha I Koncentrace PPCPs v odtoku z R1

Odtok z reaktoru 1 (R1)							
Čas[dny]	Koncentrace [ppb]						
	Bisphenol A (BPA)	Carbamazepine (CBZ)	Diclofenac (DCF)	Hydrochlorothiazide (HCTZ)	Ibuprofen (IBP)	Sulfapyridine (SPY)	Triclosan (TCS)
1	2,46±0,00	4,10±0,00	4,11±0,00	4,32±0,00	16,27±0,00	1,71±0,00	0,00±0,00
6	2,39±0,00	4,89±0,00	4,79±0,00	5,44±0,00	6,58±0,00	2,25±0,00	0,00±0,00
15	9,11±0,20	7,07±0,12	7,07±0,06	5,62±0,23	0,00±0,00	0,82±0,18	0,00±0,00
22	3,41±0,37	7,42±0,16	7,42±0,04	7,08±0,16	14,35±0,87	1,78±0,06	0,00±0,00
29	0,00±0,00	8,25±0,09	8,59±0,15	6,70±0,34	5,50±0,24	2,59±0,02	0,00±0,00
36	3,02±1,22	9,41±0,99	7,85±0,00	8,31±0,67	2,64±1,91	2,60±0,65	0,00±0,00
42	0,00±0,00	8,14±0,22	6,20±0,08	6,25±0,43	0,00±0,00	1,23±0,01	0,00±0,00
51	0,00±0,00	8,52±0,17	6,21±0,02	6,72±0,56	0,00±0,00	1,17±0,10	0,00±0,00
57	0,45±0,63	8,19±0,06	7,91±0,09	7,39±0,04	0,00±0,00	2,08±0,02	0,00±0,00
71	0,00±0,00	9,15±0,54	7,58±0,57	8,33±0,21	1,87±1,87	1,96±0,26	0,37±0,15
85	0,00±0,00	7,50±0,03	3,93±0,08	6,94±0,33	0,00±0,00	0,86±0,03	0,00±0,00
92	0,76±1,07	8,13±0,04	8,65±0,33	7,64±0,30	9,69±1,07	1,54±0,03	
106	0,00±0,00	8,39±0,12	2,92±0,05	7,30±0,24	0,00±0,00	1,18±0,03	0,31±0,12
113	0,00±0,00	7,62±0,17	4,55±0,14	6,52±0,81	0,00±0,00	1,70±0,09	1,76±0,12
119	0,00±0,00	8,28±0,13	4,90±0,12	7,18±0,70	0,94±1,34	1,96±0,05	0,00±0,00
126	0,00±0,00	8,01±0,12	5,32±0,11	7,67±0,20	0,00±0,00	1,93±0,01	0,00±0,00
133	0,00±0,00	8,56±0,21	5,45±0,18	8,01±0,34	0,00±0,00	2,01±0,06	0,00±0,00
139	0,00±0,00	8,38±0,09	1,42±0,04	6,21±0,79	0,00±0,00	1,44±0,08	0,00±0,00
163	0,00±0,00	7,47±0,09	4,07±0,12	7,67±0,52	1,07±0,76	2,00±0,16	0,43±0,09
170	0,00±0,00	8,55±0,25	7,60±0,90	7,83±0,66	7,75±5,65	2,20±0,00	10,95±3,95
175	0,00±0,00	9,03±0,48	5,37±0,66	7,83±0,33	0,00±0,00	2,30±0,08	1,63±1,32
181	0,00±0,00	8,80±0,08	8,20±0,08	8,00±0,71	5,80±0,64	2,73±0,12	0,40±0,22
188	4,20±0,14	8,17±0,12	8,20±0,24	7,97±0,34	31,57±2,16	3,53±0,12	1,00±0,16

Příloha II Koncentrace PPCPs v odtoku z R2

Odtok z reaktoru 2 (R2)							
Čas [dny]	Koncentrace [ppb]						
	Bisphenol A (BPA)	Carbamazepine (CBZ)	Diclofenac (DCF)	Hydrochlorothiazide (HCTZ)	Ibuprofen (IBP)	Sulfapyridine (SPY)	Triclosan (TCS)
1	0,00±0,00	1,33±0,00	1,34±0,00	1,95±0,00	4,10±0,00	0,67±0,00	0,00±0,00
6	2,49±0,00	5,25±0,00	4,80±0,00	5,58±0,00	5,55±0,00	2,06±0,00	0,00±0,00
15	3,00±0,08	6,81±0,28	6,31±0,24	6,38±0,68	0,00±0,00	1,16±0,05	0,00±0,00
22	0,00±0,00	7,49±0,15	6,47±0,17	7,11±0,82	0,00±0,00	1,52±0,09	0,00±0,00
29	0,00±0,00	8,04±0,35	6,54±0,25	6,22±0,24	0,00±0,00	1,72±0,07	0,00±0,00
36	1,14±0,92	7,83±0,86	3,81±1,67	4,13±0,97	0,00±0,00	1,24±0,10	0,13±0,19
42	0,00±0,00	8,81±0,09	6,53±0,11	5,37±0,36	0,00±0,00	1,53±0,08	0,34±0,10
51		8,56±0,09	5,26±0,19	7,23±0,40	0,00±0,00	1,27±0,04	0,00±0,00
57	0,00±0,00	8,40±0,04	6,89±0,04	7,35±0,28	2,65±0,51	1,92±0,09	0,30±0,13
71	0,00±0,00	9,40±0,38	7,35±0,24	8,90±0,25	5,82±1,53	2,14±0,09	0,87±0,10
85	0,00±0,00	7,96±0,10	6,12±0,13	7,08±0,65	0,00±0,00	1,34±0,02	0,34±0,25
92	0,00±0,00	7,64±0,06	4,86±0,10	6,74±0,31	0,00±0,00	1,34±0,02	0,58±0,07
106	0,00±0,00	8,92±0,50	6,01±0,85	7,30±0,59	1,18±1,67	2,10±0,71	0,71±0,08
113	0,00±0,00	8,25±0,12	7,65±0,07	5,72±1,10	15,46±2,25	2,44±0,05	0,00±0,00
119	0,00±0,00	7,97±0,12	8,27±0,03	7,47±0,29	7,37±0,57	2,77±0,06	0,00±0,00
126	0,00±0,00	7,88±0,21	8,31±0,22	7,18±0,44	7,37±0,57	1,94±0,10	0,00±0,00
133	0,00±0,00	8,32±0,14	8,11±0,45	8,10±0,97	16,11±2,43	2,19±0,11	0,00±0,00
139	0,00±0,00	8,03±0,29	2,52±0,05	7,54±0,13	0,00±0,00	1,13±0,12	0,00±0,00
163	0,00±0,00	7,60±0,08	7,43±0,05	8,37±0,60	7,30±0,43	2,27±0,05	0,20±0,22
170	0,40±0,57	8,00±0,24	8,87±0,17	7,10±0,78	7,87±0,68	2,70±0,08	1,87±0,57
175	0,23±0,17	9,07±0,37	3,37±0,09	9,20±0,16	0,00±0,00	1,27±0,09	0,10±0,57
181	0,00±0,00	9,07±1,11	3,03±0,68	9,00±0,45	0,43±0,61	0,80±0,00	0,27±0,38
188	1,73±0,05	8,47±0,05	9,57±0,12	8,27±0,48	26,93±0,25	2,73±0,12	0,50±0,08

Příloha III Koncentrace PPCPs v odtoku z R3

Odtok z reaktoru 3 (R3)							
Čas [dny]	Koncentrace [ppb]						
	Bisphenol A (BPA)	Carbamazepine (CBZ)	Diclofenac (DCF)	Hydrochlorothiazide (HCTZ)	Ibuprofen (IBP)	Sulfapyridine (SPY)	Triclosan (TCS)
1	0,00±0,00	1,06±0,00	1,10±0,00	1,80±0,00	23,15±0,00	0,65±0,00	0,00±0,00
6	0,00±0,00	4,84±0,00	6,37±0,00	4,62±0,00	18,51±0,00	2,21±0,00	0,00±0,00
15	1,15±0,20	6,03±0,14	7,43±0,04	5,87±0,00	4,34±0,42	0,47±0,04	0,00±0,00
22	0,00±0,00	6,92±0,36	7,33±0,91	6,82±0,43	0,00±0,00	0,62±0,08	0,00±0,00
29	0,00±0,00	7,82±0,18	7,90±0,09	8,13±0,51	0,00±0,00	1,14±0,00	0,00±0,00
36	0,00±0,00	8,04±0,11	7,54±0,36	6,55±0,50	0,00±0,00	1,02±0,06	0,33±0,06
42	0,29±0,40	8,65±0,12	7,79±0,15	6,40±0,71	0,00±0,00	1,19±0,04	0,00±0,00
51		8,60±0,10	7,22±0,18	6,52±0,51	0,00±0,00	1,31±0,04	0,00±0,00
57		8,11±0,10	8,46±0,17	7,08±0,44	0,00±0,00	1,77±0,07	0,51±0,13
71	2,81±2,39	10,20±0,17	10,169±0,19	10,11±0,14	13,05±1,14	2,98±0,53	2,90±0,17
85	0,00±0,00	8,18±0,09	7,61±0,38	8,61±0,24	2,21±3,12	1,82±0,08	0,00±0,00
92	0,00±0,00	8,65±0,05	9,44±0,24	8,62±1,45	6,49±1,19	2,40±0,02	6,46±0,31
106	0,00±0,00	9,43±0,84	8,34±1,64	8,39±0,70	8,73±5,78	2,53±0,20	1,34±0,27
113	3,48±0,23	12,94±0,07	11,64±0,08	8,53±0,83	5,24±1,18	2,86±0,01	4,91±0,08
119	0,00±0,00	8,73±0,19	8,61±1,08	6,99±1,28	1,41±1,99	2,36±0,06	1,42±0,28
126	0,00±0,00	7,72±0,24	6,06±0,07	6,81±0,28	0,00±0,00	1,98±0,16	0,00±0,00
133	0,00±0,00	8,52±0,12	7,28±0,13	8,27±0,94	0,00±0,00	2,27±0,05	0,00±0,00
139	0,00±0,00	8,19±0,22	1,63±0,09	5,50±0,15	0,00±0,00	1,46±0,03	0,00±0,00
163	0,00±0,00	7,30±0,22	5,27±0,19	6,60±0,67	0,00±0,00	2,07±0,05	0,00±0,00
170	0,00±0,00	7,80±0,08	6,60±0,51	8,10±0,22	1,87±0,19	2,43±0,05	1,97±1,01
175	1,43±0,80	9,80±0,88	5,83±0,45	9,23±0,47	0,40±0,57	2,47±0,05	0,00±0,00
181	0,00±0,00	8,67±0,12	5,30±0,14	8,97±0,78	0,00±0,00	1,90±0,14	0,00±0,00
188	0,00±0,00	8,57±0,29	7,27±0,25	9,00±0,29	0,00±0,00	2,33±0,05	0,00±0,00

Příloha IV Koncentrace PPCPs v odtoku z R4

Odtok z reaktoru 4 (R4)							
Čas [dny]	Koncentrace [ppb]						
	Bisphenol A (BPA)	Carbamazepine (CBZ)	Diclofenac (DCF)	Hydrochlorothiazide (HCTZ)	Ibuprofen (IBP)	Sulfapyridine (SPY)	Triclosan (TCS)
51	8,42±0,54	8,04±0,15	9,00±0,06	6,86±0,85	43,09±1,43	3,88±0,02	6,85±0,31
57	8,16±0,25	9,38±0,11	10,87±0,14	9,59±0,61	44,09±0,51	4,48±0,20	0,82±0,02
71	10,52±0,00	10,01±0,52	10,64±0,00	9,54±0,33	49,81±2,70	4,64±0,14	3,48±0,09
78	4,84±1,43	11,41±1,26	9,37±1,79	8,92±0,68	44,14±5,58	3,16±0,14	2,70±0,17
85	3,30±0,79	7,99±0,09	6,25±0,07	9,55±1,25	36,51±0,87	2,76±0,05	2,20±0,10
92	5,60±1,19	8,29±0,13	6,84±0,58	8,74±0,15	39,92±3,05	2,89±0,45	2,57±0,22
106	8,79±0,68	9,32±1,00	9,82±0,14	7,40±1,47	42,42±7,34	3,93±0,33	3,16±0,32
113	8,77±0,11	8,28±0,07	7,82±0,47	7,40±1,47	44,15±4,14	2,06±0,23	2,61±0,22
119	5,94±1,07	8,68±0,22	9,21±0,45	8,17±0,20	40,63±4,26	3,01±0,09	4,31±0,53
126	8,12±0,22	8,44±0,17	9,61±0,39	7,15±1,23	43,39±1,26	4,15±0,26	3,82±0,48
133	8,16±0,94	8,94±0,12	10,07±0,11	7,40±0,86	42,52±1,30	3,29±0,21	3,61±0,56
139	7,98±3,19	8,96±0,21	10,56±0,40	8,57±1,98	42,19±3,63	3,29±0,21	3,18±0,15
163	1,73±0,38	8,00±0,22	4,07±0,05	7,87±0,34	33,10±2,22	1,57±0,09	2,40±0,14

