

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované ekologie



**Využití kořenové čistírny pro zasolené vody se
zvýšeným obsahem ropných látek a těžkých kovů**

Diplomová práce

Vedoucí práce: Vymazal Jan, doc. Ing., CSc.

Zpracoval: Milan Suchan

2014

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra aplikované ekologie

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Milan Suchan

Krajinné inženýrství

Název práce

Využití kořenové čistírny pro zasolené vody se zvýšeným obsahem ropných látek a těžkých kovů

Anglický název

The use of constructed wetlands for treatment of high salinity waters with elevated concentrations of oil and grease and heavy metals

Cíle práce

1. Popsat princip čištění odpadních vod v kořenových čistírnách.
2. Shrnout využití kořenových čistíren pro různé typy odpadních vod.
3. Popsat využití kořenových čistíren pro vody s vyšším obsahem solí a těžkých kovů.
4. Popsat experimentální kořenovou čistírnu pro čištění vod s vysokou solností.
5. Provést pokusy experimentální kořenové čistírny zaměřené na odstraňování solí a těžkých kovů.
6. Shrnout a vyhodnotit získané výsledky.

Metodika

První část práce bude zaměřena na rešerši dané problematiky, ve druhé části budou prováděny experimenty na pokusné kořenové čistírně. Získané výsledky budou vyhodnoceny a porovnány s literárními údaji.

Rozsah textové části

60 stran včetně příloh

Klíčová slova

kořenová čistírna, mokřad, odpadní vody, salinita, těžké kovy

Doporučené zdroje informací

Mlejnská, E., Rozkošný, M., Baudišová, D., Váňa, M., Wanner, F. a Kučera, J., 2009. Extenzivní způsoby čištění odpadních vod. VÚV Praha a MŽP ČR.

Šálek, J. a Tlapák, V. Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod. ČKAIT Praha, 283 p.

Vymazal, J. a Kröpfelová, L., 2008. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. Springer, Dordrecht, Nizozem

Vymazal, J. 1995. Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. ENVI Třeboň a Ekologie a využití mokřadů, Praha.

Vymazal, J., 2009. Kořenové čistírny odpadních vod: 20 let zkušeností v České republice. Vodní hospodářství 59: 113-119.

Vedoucí práce

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Elektronicky schváleno dne 30. 8. 2013

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 17. 2. 2014

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan FŽP ČZU

V Praze dne 01. 12. 2014

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně pod odborným vedením Ing. Jana Vymazala, doc. CSc., a že jsem uvedl všechny literární i ostatní prameny, ze kterých jsem čerpal.

V Praze2014

.....

Poděkování

Na tomto místě bych rád poděkoval prof. Ing. Janu Vymazalovi, doc., CSc. a Ing. Tereze Hudcové, Ph.D. za odborné vedení diplomové práce a poskytnutí cenných rad k řešení problematice. Poděkování patří rovněž Ing. Tereze Březinové za odborné konzultace.

Abstrakt

Tato diplomová práce se zabývá čištěním zasolených odpadních vod se zvýšeným obsahem ropných látek a těžkých kovů pomocí kořenové čistírny.

V teoretické části je stručně popsáno, jak kořenové čistírny fungují, uspořádání kořenových čistíren, způsob čištění a funkce rostlin v kořenových čistírnách. Dále je zde popsáno využití kořenových čistíren pro různé typy odpadních vod. Pozornost byla věnována hlavně využití kořenových čistíren pro čištění zasolených odpadních vod a čištění odpadních vod s obsahem těžkých kovů.

V druhé části je popsána experimentální poloprovozní kořenová čistírna, na které byly provedeny pokusy zaměřené na odstraňování ropných látek, polyaromatických uhlovodíků a těžkých kovů ze zasolených odpadních vod.

Klíčová slova:

Kořenová čistírna, salinita, odpadní vody, těžké kovy, ropné látky

Abstract

This thesis is dealing with purifying of the saline wastewaters which have increased concentrations of petroleum substances and heavy metals by means of constructed wetlands.

In the theoretical part, it is briefly described how the constructed wetlands are working, their settings and the form of cleaning and function of plants in the constructed wetlands. This part also describes how the constructed wetlands can be used for different types of wastewaters. The attention has been mostly paid to the use of the constructed wetlands for treatment of saline wasterwaters and for purifying wastewaters with high content of heavy metals.

In the second part, description of the results of the experiments carried out in the pilot scale constructed wetland can be found.

Keywords:

Constructed wetland, salinity, wastewaters, heavy metals, petroleum substances

Obsah

1. ÚVOD	11
1.1 Cíle diplomové práce	12
2. KOŘENOVÉ ČISTÍRNÝ	13
2.1 Uspořádání kořenové čistírny	14
2.2 Způsob čištění	15
2.3 Předčištění	17
2.4 Filtrační lože	18
2.5 Funkce rostlin	19
2.6 Mikrobiální populace	21
3. VYUŽITÍ KOŘENOVÝCH ČISTÍREN PRO RŮZNÉ TYPY ODPADNÍCH VOD	22
3.1 Kořenové čistírny pro čištění slaných odpadních vod	23
3.1.1 Výskyt slané odpadní vody	23
3.1.2 Uspořádání kořenových čistíren pro čištění zasolené odpadní vody....	24
3.1.3 Náplňové materiály	26
3.1.4 Rostliny vhodné k čištění zasolené odpadní vody	28
3.2 Kořenové čistírny pro čištění odpadních vod s obsahem těžkých kovů	29
3.2.1 Výskyt těžkých kovů	30
3.2.2 Uspořádání kořenových čistíren pro čištění těžkých kovů z odpadních vod	31
3.2.3 Náplňové materiály	33
3.2.4 Rostliny vhodné k odstranění těžkých kovů z odpadní vody	35
3.2.4.1 Přijímání toxických kovů rostlinami	36
4. METODIKA	38

4.1	Použité přístroje a chemikálie	38
4.1.1	Chemikálie	38
4.1.2	Použité přístroje a zařízení	38
4.2	Popis poloprovozní kořenové čistírny ve Slaném	38
4.3	Metodika v 1. vegetačním období	41
4.4	Metodika dílčích experimentů	42
4.4.1	Výběr bakteriálních kmenů pro přípravu biopreparátu, který bude odolný vůči zasolení	42
4.4.2	Test tolerance biopreparátu vůči slanému médiu a účinnosti degradovat nepolární extrahovatelné látky (NEL) a polyaromatické uhlovodíky (PAU)	43
4.4.3	Test účinnosti biopreparátu degradovat nepolární extrahovatelné látky (NEL) v kolonách s odlišným náplňovým materiálem za přítomnosti soli	44
4.4.3.1	Výpočet degradační rychlosti a účinnosti degradace.....	46
4.5	Metodika v 2. vegetačním období	47
4.5.1	Biopreparát BIOSAL	50
5.	VÝSLEDKY	51
5.1	Výsledky z 1. vegetačního období	51
5.2	Dílčí výsledky	54
5.2.1	Výběr bakteriálních kmenů pro přípravu biopreparátu	54
5.2.2	Účinnost biopreparátu degradovat nepolární extrahovatelné látky (NEL) a polyaromatické uhlovodíky (PAU) ve slaném médiu	59
5.2.3	Účinnost biopreparátu degradovat nepolární extrahovatelné látky v kolonách s odlišným náplňovým materiálem za přítomnosti soli.....	59

5.3	Výsledky z 2. vegetačního období	63
5.3.1	Nepolární extrahovatelné látky (NEL)	64
5.3.2	Polyaromatické uhlovodíky (PAU)	66
5.3.3	Těžké kovy	67
5.3.3.1	Měď (Cu)	67
5.3.3.2	Zinek (Zn)	68
5.4	Porovnání výsledků z 1. a 2. vegetačního období	70
6.	DISKUSE	72
7.	ZÁVĚR	77
8.	SEZNAM LITERATURY	78

1. ÚVOD

Kořenové čistírny jsou navržené systémy, které jsou konstruovány tak, aby bylo využito přirozených procesů, které se vyskytují v mokřadní vegetaci, půdě a mikrobiálním procesu, za účelem čištění odpadních vod. Jsou navrženy tak, aby využívaly stejných procesů jako v přirozených mokřadech, a jejich prostředí mohlo být více kontrolované (Vymazal, 2010).

V dnešní době se vyskytuje mnoho odpadních vod, které se vyznačují vysokou salinitou, vysokým obsahem ropných látek a těžkých kovů. Jde především o odvětví vztahující se k výrobě hnojiv a chemikálií, léčiv, moření potravin, výrobě sýra, zemědělství, zpracování mořských plodů, výrobě a těžbě ropy a zemního plynu. Dále se tyto zasolené odpadní vody vyskytují hlavně v povrchovém smyvu ze silnic a zpevněných ploch (Sheler et al., 2012).

Právě zvýšená salinita prostředí může představovat významný problém v biodegradacích procesech, neboť značně ovlivňuje rychlost metabolismu mikroorganismů a tedy i celkovou rychlost biodegradace. Vzhledem k problematickému čištění zasolených odpadních vod, by měli být kořenové čistírny různě kombinovány a dále studovány.

Moje práce je zaměřená na účinnost kořenové čistírny odstraňovat ropné látky, polyaromatické uhlovodíky a těžké kovy ze zasolené odpadní vody. Na poloprovozní kořenové čistírně ve Slaném zjišťuji a srovnávám čistící účinnost kořenové čistírny v 1. vegetačním období (16. 7. 2013 – 17. 10. 2013) a v 2. vegetačním období (3. 4. 2014 – 14. 7. 2014).

1.1 Cíle diplomové práce

- Popsat princip čištění odpadních vod v kořenových čistírnách.
- Shrnout využití kořenových čistíren pro různé typy odpadních vod
- Popsat využití kořenových čistíren pro vody s vyšším obsahem solí a těžkých kovů.
- Popsat experimentální kořenovou čistírnu pro čištění vod s vysokou solností.
- Provést pokusy experimentální kořenové čistírny zaměřené na odstraňování ropných látek a těžkých kovů.
- Shrnout a vyhodnotit získané výsledky.

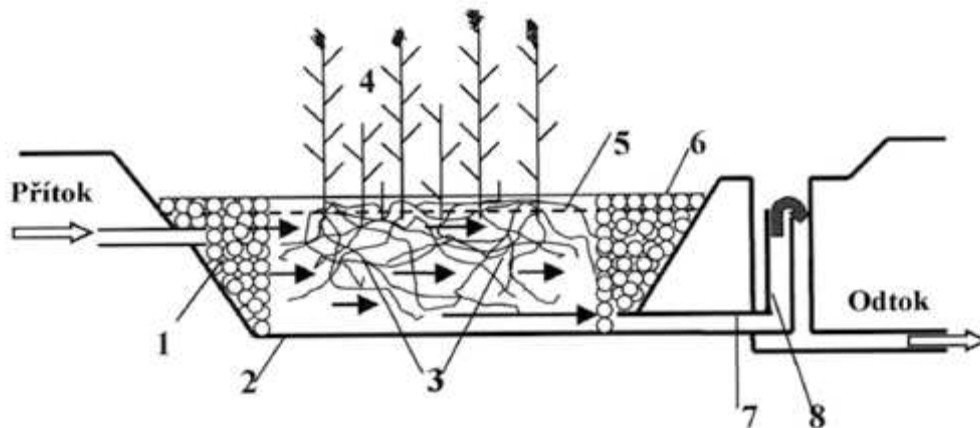
2. KOŘENOVÉ ČISTÍRNY

Kořenové čistírny odpadních vod (KČOV) patří mezi přírodní čistírny využívající přirozené biochemické procesy, probíhající ve vodním a mokřadním prostředí, k odstraňování znečišťujících látek z vody (Erbanová, et al., 2011). Kořenové čistírny jsou umělými mokřady s výsadbou běžných mokřadních rostlinných druhů (nejčastěji rákos obecný, chrastice rákosovitá, orobince) a podpovrchovým horizontálním průtokem odpadní vody (Obr. č. 1), využívají přírodní samočisticí procesy v půdním prostředí nasyceném vodou.

Samočisticí proces, ke kterému v kořenových čistírnách dochází, je založen na schopnosti bakterií degradovat organické znečištění na základě jejich enzymatického vybavení. Tohoto procesu je využito také ve vegetačních čistírnách, kde bakterie vytvářejí na kořenech makrofyt a na filtračním materiálu biologicky aktivní blánu (Centrum Veronica, 2010).

Mikroorganismy se podílejí na rozkladu dusíkatých organických látek, na nitrifikaci, příp. denitrifikaci, rozkladu celulózy, tuků, škrobů, cukrů a organických a anorganických sloučenin fosforu (Centrum Veronica, 2010).

Název „kořenová čistírna“ vznikl z anglického „Root Zone Method“, což bylo pojmenování umělých mokřadů s podpovrchovým horizontálním průtokem, které se používalo v 70. a 80. letech 20. Století (Vymazal, 2004)

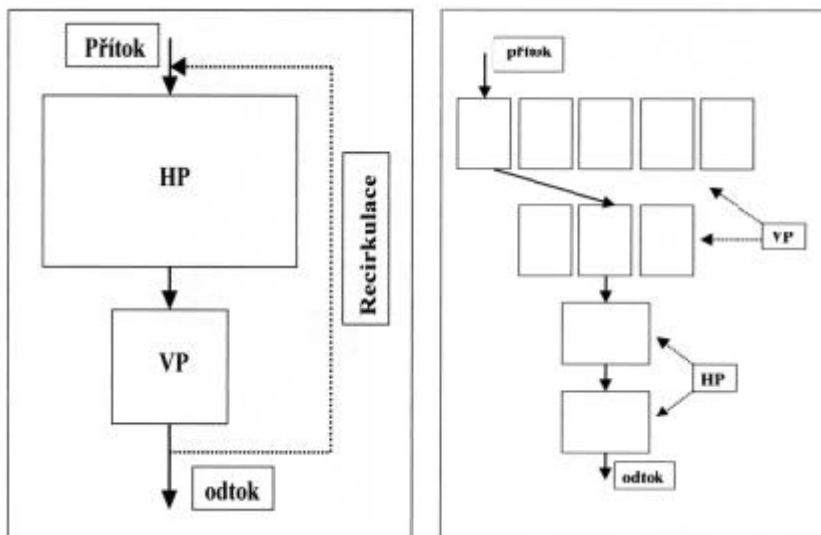


Obr. č. 1: Schematické znázornění horizontální kořenové čistírny (Vymazal, 2004)

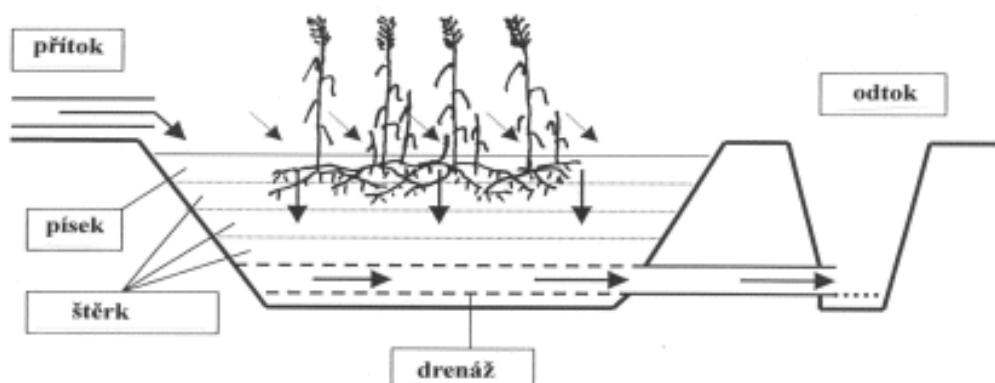
- 1 = distribuční zóna (kamenivo, 50-200 mm), 2 = nepropustná bariéra (většinou plastová fólie),
 3 = filtrační materiál (kačírky, štěrky, drcené kamenivo, většinou frakce 4-8 mm nebo 8-16 mm),
 4 = mokřadní vegetace, 5 = výška hladiny vody ve filtračním loži, 6 = odtoková zóna (kamenivo),
 7 = sběrná drenáž, 8 = regulace výšky vodní hladiny.

2.1 Uspořádání kořenové čistírny

Nejrozšířenější koncept vybudovaných kořenových čistíren v Evropě je s horizontálním podpovrchovým průtokem (Obr. č. 1). Během průchodu odpadních vod přes filtrační lože se odpadní voda dostane do kontaktu se sítí aerobních, anoxických a anaerobních zón. Pro dosažení vyššího čistícího účinku se různé typy kořenových čistíren kombinují. Nejběžnější hybridní systémy (Obr. č. 2) kombinují horizontální podpovrchové proudění s vertikálním prouděním (Obr. č. 3), (Vymazal, 2005).



Obr. č. 2. Schematické znázornění kombinovaných kořenových čistíren (Brix, 1998; Cooper, 2001).



Obr. č. 3. Schematické znázornění kořenové čistírny s vertikálním průtokem (Vymazal, 2001).

2.2 Způsob čištění

Základním principem čištění odpadních vod pomocí kořenových čistíren je průtok odpadní vody substrátem ve filtračním loži, který je osázen mokřadními rostlinami (Foto č. 1). Substrát ve filtračním loži musí být dostatečně propustný, aby nedocházelo k jeho ucpávání a následnému povrchovému odtoku. Při průchodu odpadní vody substrátem dochází k čištění, které se uskutečňuje komplexem

chemických, fyzikálních a biologických procesů. U vegetačních kořenových čistíren voda proudí filtračním ložem horizontálně, případně vertikálně (Vymazal, 2009).

Nerozpuštěné látky jsou v umělých mokřadech odstraňovány pomocí fyzikálních procesů, jako je sedimentace a filtrace ve filtračním loži umělého mokřadu, které je prorostlé kořeny rostlin (Tanner et al., 1995).

Organické látky, stanovené jako BSK (biochemická spotřeba kyslíku) nebo CHSK (chemická spotřeba kyslíku), jsou odstraňovány velmi efektivně. Mikrobiální rozklad organických látek probíhá ve filtračním loži jednak aerobně, ale převážně anaerobně, tj. bez přítomnosti rozpuštěného kyslíku.

Fosfor je v kořenových čistírnách odstraňován především adsorpcí a srážením ve filtračním loži, případně absorpcí rostlinami (a následnou sklizní nadzemní biomasy). Odstraňování fosforu lze zvýšit použitím filtračních materiálů, které mají vysokou sorpční schopnost, například kalcit.

Odstraňování dusíku z kořenové čistírny není příliš efektivní. Hlavním důvodem je nedostatek kyslíku ve filtračním loži, což je přirozený úkaz pro všechny mokřady. Nedostatek kyslíku limituje oxidaci amoniaku (nitrifikaci), který je hlavní formou dusíku ve splaškových vodách. Nitrifikace amoniaku je limitována na nejtěsnější okolí kořenů, ze kterých difunduje kyslík a vzniklé dusičnany jsou efektivně přeměňovány v anaerobních a anoxických částech filtračního lože na plynné formy dusíku (denitrifikace), které unikají do atmosféry.

Mikrobiální znečištění je v kořenových čistírnách zadržováno velmi efektivně kombinací fyzikálních, biologických a chemických procesů. Je složité určit podíl jednotlivých procesů, ale předpokládá se, že nejvíce se uplatňuje přirozený úhyn, oxidace, působení antibakteriálních látek vylučovaných z kořenů mokřadních rostlin, predace a sedimentace (Vymazal, 2004).

Těžké kovy jsou v kořenové čistírně kumulovány především v zemním loži, kde se váží na podloží ve formě tzv. komplexů, a částečně též v biomase rostlin. Kosením a odklizením biomasy rostlin je část toxických látek z cyklu odstraněna. Pokud by pH substrátu kleslo do kyselé oblasti, mohou být kovy uvolňovány z komplexních sloučenin opět do vody (Centrum Veronica, 2010).



Foto č. 1: Kořenová čistírna osázená mokřadní vegetací (ČZU, 2013).

2.3 Předčištění

Před vlastní kořenovou čistírnu je vždy nutné zařadit mechanické předčištění, které je pro tento typ čištění velmi důležité. V případě nedokonalého předčištění se dostatečně neodstraní nerozpuštěné látky, které mohou následně ucpat vlastní filtrační lože kořenové čistírny. Pro domovní čistírnu postačuje jednoduchý septik nebo usazovací nádrž. Pro malé obce je nejvhodnější kombinace česlí a štěrbínové nádrže, v případě jednotné kanalizace je nutné oddělit dešťovou vodu a zařadit lapák písku, případně i štěrku (Vymazal, 2004).

2.4 Filtrační lože

Filtrační lože je většinou 60 až 80 cm hluboké a substrát musí být dostatečně propustný, aby nedocházelo k ucpávání (Vymazal, 2004). Filtrační pole jsou oddělená od podloží nepropustnou bariérou, nejčastěji plastovou fólií.

Při návrhu filtračních náplní kořenových čistíren odpadních vod se nejčastěji setkáváme s problémem výběru vhodných filtračních materiálů, které tvoří filtrační médium. Filtrační materiály přitom patří k jednomu z nejdůležitějších činitelů, rozhodujících o výsledném čistícím efektu kořenové čistírny.

Filtrační materiál používaný pro přírodní způsoby čištění odpadních vod můžeme rozdělit podle fyzikálních a chemických vlastností do následujících skupin:

- minerální filtrační materiál přírodního charakteru, tj. říční kamenivo, drcené kamenivo, písek;
- tříděný materiál s upravenými sorpčními vlastnostmi, např. struska, škvára;
- upravený materiál s přesně definovatelnými sorpčními vlastnostmi, přirozené a umělé organické materiály;
- umělé plastové materiály upraveného tvaru a určitých vlastností (Křiška et al., 2012).

Jako filtrační materiál se v současné době nejvíce používá praný štěrk, drcené kamenivo nebo kačírek o zrnitosti 4/8 nebo 8/16 mm (Vymazal, 2009), (Foto č. 2). Je vhodné používat pouze jednu frakci, neboť při použití více frakcí může dojít k nedokonalému promísení jednotlivých frakcí a poté se mohou vytvářet zkratové proudy ve filtračním loži. Navíc je bezpodmínečně nutné použít materiály zbavené prachu, případně zeminy (Vymazal, 2004).

Filtrační materiály vytvářejí prostředí pro výsadbu a zakořenění rostlin, život mikroorganismů, zachycují suspendované látky a část látek mineralizovaných (Centrum Veronica, 2010).

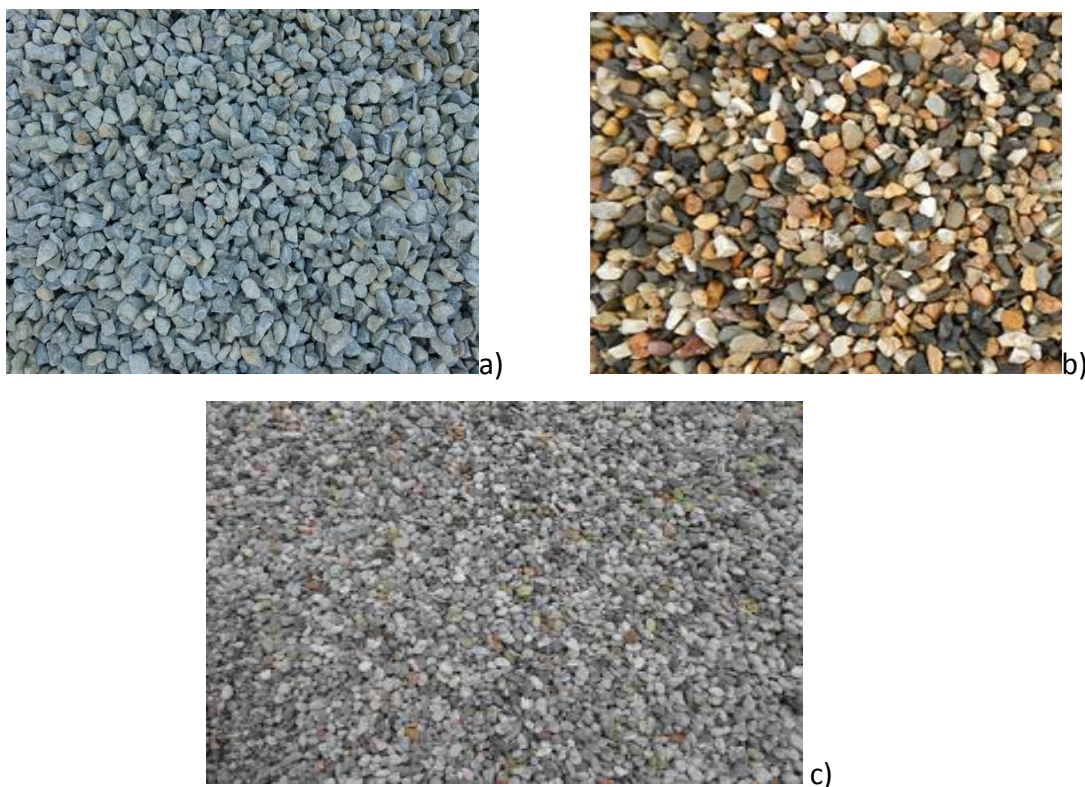


Foto č. 2: Nejčastěji používaný filtrační materiál o frakci 4 – 16 mm: a) drcené kamenivo, b) kačírek, c) praný štěrk (Sedláček, 2013).

2.5 Funkce rostlin

Hlavní funkcí rostlin v KČOV v našich klimatických podmínkách je zateplování povrchu filtračních polí v zimním období a v chladnějším oblastech, poskytování podkladů (kořeny a oddenky) pro růst přisedlých bakterií, poskytování organického uhlíku, který je nutný pro proces denitrifikace a v omezené míře i dodávka kyslíku do filtračních polí a kumulace živin (Vymazal, 2009; Centrum Veronica, 2010).

K osázení filtračních polí v našich klimatických podmínkách se používají rostliny, které jsou odolné vůči silnému znečištění a rychle produkují velké množství nadzemní biomasy. Jde především o rákos obecný (*Phragmites australis*), (Foto č. 3) a chrastici rákosovitou (*Phalaris arundinacea*), (Foto č. 4).

Pro malé domovní čistírny lze využít i jiné mokřadní rostliny, které mají navíc i dekorativní charakter: orobinec úzkolistý (*Typha angustifolia*), orobinec širokolistý (*Typha latifolia*), skřípinec jezerní (*Scripus lacustris*), kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*),

puškovec obecný (*Acorus calamus*), zblochan vodní (*Glyceria maxima*), (Centrum Veronica, 2010).



Foto č. 3: *Phragmites australis* – rákos obecný (Lubomír Klátil, 2011).



Foto č. 4: *Phalaris arundinacea* – chrastice rákosovitá (Milan Vojtíšek, 2011).

2.6 Mikrobiální populace

Přítomnost či nepřítomnost rostlin má vliv na utváření mikrobiální assembláže v kořenových čistírnách odpadních vod. Přítomnost rostlin zvyšuje mikrobiální aktivitu a diverzitu, kořenový růst a morfologii, která je hlavním faktorem ovlivňování mikrobiální-rostlinné interakce (Domingos, 2011).

Rhizosféra je základ pro mikroorganismy. Brix (1997) a Vymazal (2011) uvedli význam rhizosféry při vytváření lepších podmínek pro různé mikroorganismy v kořenových čistírnách. Vzhledem k tomu, jsou mikroorganismy považovány za klíčový faktor při čistícím procesu. Každý faktor mění jejich složení, biodegradační účinnost nebo koncentraci, která má významný dopad na celou kořenovou čistírnu.

Kořeny uvolňují antibiotika, stejně jako chláty, které zvyšují srážení kovů (Shelef et al., 2013).

3. VYUŽITÍ KOŘENOVÝCH ČISTÍREN PRO RŮZNÉ TYPY ODPADNÍCH VOD

Kořenové čistírny byly zpočátku využívány pro dočišťování odpadních vod se zvýšeným důrazem na odstraňování živin. Ovšem tento předpoklad se záhy ukázal jako nesprávný a kořenové čistírny jsou naopak pro takové využití nevhodné. Naproti tomu kořenové čistírny odpadních vod prokázaly výbornou schopnost odstraňovat organické a nerozpuštěné látky, a proto byly v 70. a 80. letech 20. století využívány téměř výhradně k čištění městských a domovních splaškových vod z malých zdrojů znečištění. Od konce 80. let 20. století se však použití kořenových čistíren (někdy v kombinaci s jinými typy umělých mokřadů) rozšířilo na téměř všechny druhy odpadních vod včetně průmyslových a zemědělských (viz. Tab. č. 1), (Vymazal, 2004).

Tab. č. 1: Využití kořenových čistíren pro různé druhy odpadních vod (Vymazal, 2004)

Splaškové vody	domovní		
	městské	<table border="1"> <tr> <td>jednotná kanalizace</td> </tr> <tr> <td>oddílná kanalizace</td> </tr> </table>	jednotná kanalizace
jednotná kanalizace			
oddílná kanalizace			
Zemědělské vody	potravinářský průmysl	mlékárny včetně výroby sýrů, cukrovary, zpracování ryb, škrobárny, jatka, lihovar, výroba vína, zpracování brambor, zrcování	
	důlní drenážní vody	uhlí, železné rudy	
	těžký průmysl	rafinérie ropy, výroba hnojiv, polymerů, výbušnin, chemikálií, farmaceutik, papíru a papíroviny	
Splachové vody	městské splachy, dálnice, parkoviště, letiště (včetně rozmrazovacích prostředků)		
	železniční depa, čerpací stanice (včetně myček aut)		
	skleníky, zahradnictví, zemědělské plochy		
Průsaky ze skládek pevného odpadu			
Stabilizace a mineralizace čistírenských kalů			

3.1 Kořenové čistírny pro čištění slaných odpadních vod

Odpadní voda obsahuje různé rozpuštěné soli (kationty sodíku, vápníku, hořčíku a draslíku, dále pak anionty chloridů, síranů a hydrogenuhličitanů). Koncentrace veškerých rozpuštěných solí se označuje zkratkou TDS. U sladkých vod je TDS menší než $1\,500\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Pitná voda má TDS cca $500\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

Salinita v čištěných odpadních vodách je často zvýšená, zejména v suchých a polosuchých oblastech (Sheler et al., 2012). Přítomnost solí ve velkém množství v odpadních vodách může mít nepříznivý vliv na biologické procesy čištění odpadních vod (Calherois et al., 2012). Zasolování půdy a vody je hlavní globální problém životního prostředí, který může způsobit degradaci půdy, snížení kvality vody a škodlivé účinky na vegetaci (Sheler et al., 2012).

Většina mokřadů čistící slané odpadní vody je relativně nová, a proto jsou údaje o použití kořenových čistíren pro čištění slané odpadní vody poměrně skromné (Domingos, 2011).

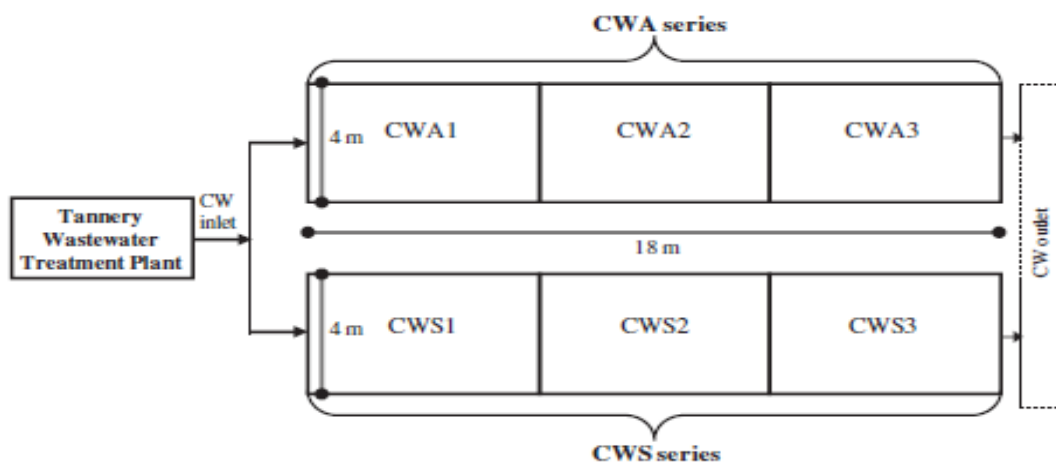
3.1.1 Výskyt slané odpadní vody

Mnoho průmyslových odpadních vod se vyznačuje vysokou salinitou. Jde především o odvětví vztahující se k výrobě hnojiv a chemikálií, léčiv, moření potravin, výrobě sýra, zpracování mořských plodů, výrobě a těžbě ropy a zemního plynu, kde se produkují odpadní vody s vysokou koncentrací organické soli a těžkých kovů (Domingos, 2011).

Zasolené odpadní vody se vyskytují v přímořských oblastech, průmyslových vodách, zemědělství, dále jsou to skládkové výluhy a splachy ze silnic a zpevněných ploch. V zimních měsících, vlivem solení komunikací, a následným splachem do kanalizace může dojít k velkému nárůstu koncentrace solí (Maidlová, 2010).

3.1.2 Uspořádání kořenových čistíren pro čištění zasolené odpadní vody

Calherois et al. (2012) studovali účinnost kořenové čistírny pro čištění zasolené odpadní vody z koželužen v Portugalsku. Kořenová čistírna se skládala ze dvou nádrží s horizontálním podpovrchovým prouděním (každá o rozloze 72 m^2 a hloubkou $0,35 \text{ m}$), jak je vidět na obrázku č. 4. Každý systém kořenové čistírny byl rozdělen do tří polí a osázen buď *Arundo donax* (trst rákosovitá) nebo *Sarcocornia fruticosa* (slanomil dřevnatějící). Calherois et al. (2012) zaznamenali, že horizontální podpovrchové proudění kořenovou čistírnou je velice efektivní při odstraňování BSK_5 a CHSK , dusíku, amoniaku a fosforu ze silně zasolených sekundárních odpadních vod z koželužen (viz. Tab. č. 2).



Obr. č. 4: Schematické znázornění experimentální kořenové čistírny (Calheiros et al., 2012).

Tab. č. 2: Složení odpadní vody na vstupu a výstupu z kořenové čistírny osázené rostlinami *Sarcocornia fruticosa* (CWS1, CWS2 a CWS3) a *Arundo donax* (CWA1, CWA2 a CWA3). Minimální a maximální hodnoty jsou uvedeny v závorkách (Calheiros et al., 2012).

Parametr (mg L ⁻¹)	Vstupní hodnota	Kořenová čistírna osázená rostlinou <i>Sarcocornia</i>			Kořenová čistírna osázená rostlinou <i>Arundo</i>			Účinnost (%)
		CWS1	CWS2	CWS3	CWA1	CWA2	CWA3	
CHSK	194(68-285)	124(50-202)	92(39-155)	67(28-120)	127(53-194)	95(37-160)	69(27-120)	51-80
BSK ₅	45(16-88)	25(10-40)	17(6-23)	12(4-17)	24(10-37)	15(6-24)	11(4-16)	53-90
p	1,46(0,55-3,0)	0,64(0,26-0,90)	0,48(0,2-0,7)	0,31(0,1-0,54)	0,60(0,3-1,0)	0,43(0,2-0,66)	0,25(0,09-0,41)	40-93
NH ₄₊	6,7(0,1-20,0)	4,6(<0,1-11,0)	2,7(<0,1-8,0)	1,8(<0,1-5,4)	4,6(<0,1-11,7)	2,9(<0,1-7,6)	1,8(<0,1-5,8)	31-89
NO ₃₋	2,0(0,7-3,8)	0,9(<0,1-2,3)	0,4(<0,1-1,0)	0,1(<0,1-0,2)	0,9(<0,1-1,9)	0,3(<0,1-0,8)	0,1(<0,1-0,1)	41-90

Sheler et al. (2012) zkoumali účinnost kořenové čistírny pro čištění domácích odpadních vod a odpadních vod z kozí farmy s vyšším obsahem solí. Experimentální pokusy byly prováděny v suchých oblastech v Izraeli. Bylo zjištěno, že vertikální proudění kořenovou čistírnou osázené halofilní rostlinou *Bassia indica* úspěšně snižuje slanost odpadní vody o 20-60% ve srovnání s neosázeným systémem nebo se systémem osázeným odlišnou mokřadní vegetací. Snížení salinity bylo přičítáno akumulaci solí, zejména sodíku (Na) a draslíku (K) v listech. Rostliny *Bassia indica* byly pěstovány ve skleníku po dobu 48 dní. Byly použity 4 různé roztoky. Sladká voda (EC~1 dS m⁻¹), mírný solný roztok (EC~5 dS m⁻¹), silný solný roztok (EC~8 dS m⁻¹) a hyper solný roztok (EC~16 dS m⁻¹). Snížení EC (elektrická vodivost) bylo vyšší v loži osázené rostlinou *Bassia indica* ve srovnání s kontrolním ložem, který obsahoval jiné druhy rostlin. V tabulce č. 3 jsou uvedeny koncentrace jednotlivých prvků před a po použití rostliny *Bassia indica* v různě slaných roztocích.

Tab. č. 3: Změna koncentrace jednotlivých prvků po užití rostliny *Bassia Indica*.

Δ = změna koncentrace v průběhu čištění po srovnání s kontrolním ložem (Sheler et al., 2012).

Salinita roztoku EC (dS m ⁻¹)	Na			K			C			Mg		
	Přítok	Odtok	Δ	Přítok	Odtok	Δ	Přítok	Odtok	Δ	Přítok	Odtok	Δ
1	51,3	25,4	-51%	31,2	0,9	-85%	67,3	27,2	-12%	20,6	6,4	-57%
5	661,3	545,5	-12%	50,9	13,6	-66%	177	180,7	24%	86,3	99,1	24%
8	1229,4	1022,9	-9%	72,9	19,5	-64%	328,2	255,8	-2%	174,2	140,1	-11%
16	3067,4	2409,9	-13%	138,3	65	-42%	737	570	-8%	428,6	320,6	-18%
	Fe			P			S					
	Přítok	Odtok	Δ	Přítok	Odtok	Δ	Přítok	Odtok	Δ			
1	0,3	0,1	-24%	17	1,5	-1%	29,9	18,3	-21%			
5	0,3	0,2	-15%	9,2	4,4	37%	183,1	144,7	-10%			
8	0,5	0,4	-11%	11	3,1	22%	175,3	133,7	-8%			
16	0,8	0,6	-10%	12,8	4,5	30%	172,2	134,5	-6%			

3.1.3 Náplňové materiály

Vysoká slanost odpadní vody omezuje čištění odpadních vod v důsledku výskytu inhibice soli v běžných podmínkách při biologickém čištění. Jesus et al. (2013) zkoumali účinnost kořenové čistírny snížit živiny a slané zatížení v odpadní vodě z mořské rybí farmy (viz. Tab. č. 4). Testovány byly tři různé substráty, z nichž nejlépe adsorboval živiny keramzit. Keramzit adsorboval 0,31mg/kg⁻¹ amoniaku, 5,60 mg/kg⁻¹ fosforečnanu a 6,9 mg/kg⁻¹ rozpuštěné soli po 7 dnech kontaktu. Do keramzitu byla vysazena *Typha latifolia* (orobinec širokolistý), která byla zavlažována odpadní vodou z mořské rybí farmy (slanost 2,4%) po dobu 4 týdnů. Kořenová čistírna osázená rostlinou *Typha latifolia* byla schopna odstranit 94% amoniaku (přítok 0,25 ±0,13 mg/L⁻¹), 78% dusitanů (přítok 0,78 ±0,62 mg/L⁻¹), 46% dusičnanů (přítok 18,83±8,93 mg/L⁻¹). Dále bylo pozorováno maximální snížení slanosti 52%. Přes některé inhibice růstu, rostliny zůstaly životaschopný s mírou přežití 94%.

Calheiros et al. (2012) studovali účinnost kořenové čistírny odstraňovat znečišťující látky obsažené v odpadní vodě z koželužny (viz. Tab. č. 4). Čištění

odpadní vody z koželužného průmyslu je problematické vzhledem k vysoké a proměnlivé koncentraci komplexních látek často v kombinaci s vysokou salinitou. Calheiros et al. (2012) vybudovali kořenovou čistírnu za konvenční biologickou čistírnu, která slouží pro čištění odpadní vody přímo v místě koželužny. Kořenová čistírna se skládala ze dvou nádrží s horizontálním podpovrchovým prouděním. Jako substrát ve filtračním loži byl použit praný písek o zrnitosti 4 – 8 mm. Filtrační lože bylo osázeno rostlinami *Arundo donax* (trstě rákosovitá) a *Sarcocornia fruticosa* (slanomil dřevnatějící). Cílem kořenové čistírny bylo odstranění organických látek a dusíku z odpadní vody s vysokým obsahem soli (2,2-6,6 g/L⁻¹). Oba druhy rostlin vykazovaly dobrý růst. Nicméně *Arundo donax* měla výraznější růst a vyšší schopnost přijímat živiny. Kořenová čistírna byla účinná v odstranění CHSK a BSK₅. Účinnost odstranění se pohybovala v rozmezí mezi 51 - 80% pro CHSK (přítok 68-425 mg/L⁻¹) a 53 – 90% pro BSK₅ (přítok 16-220 mg/L⁻¹). Kořenová čistírna účinně odstraňovala také fosfor, amoniak a celkový dusík. Účinnost odstranění bylo 40 – 93% pro celkový fosfor, 31 – 89% pro amoniak a 41 – 90% pro celkový dusík. Kořenová čistírna vyplněná praným pískem a osázená halofilními rostlinnými druhy je slibným řešením pro čištění slané sekundární odpadní vody z koželužného průmyslu.

Hegedús et al. (2010) hodnotili účinnost kořenové čistírny čistit odpadní vody z rybí farmy, která má zvýšenou salinitu (viz. Tab. č. 4). Kořenová čistírna byla vybudována ve výzkumném ústavu pro rybolov, rybí chov a zavlažování v jihovýchodním Maďarsku. Filtrační lože bylo osázeno rostlinami *Typha angustifolia* (orobinec úzkolistý), *Phragmites australis* (rákos obecný), *Glyceria maxima* (zblochan vodní) a *Scirpus lacustris* (skřípinec dvoubližný). Jako filtrační substrát byl použit štěrk o zrnitosti 1 – 3 mm. Míra absorpce živin byla v rozmezí od 0,036 - 1,449 g/m²/d pro sodík, 0,022 – 0,426 g/m²/d pro vápník, 0,022 – 0,156 g/m²/d pro hořčík. Halofilní druhy rostlin v kořenové čistírně mohou poskytnout vhodnou alternativu pro čištění zasolených odpadních vod.

Tab. č. 4: Příklady filtračních náplňových materiálů při čištění odpadních vod s vyšším obsahem solí v kořenových čistírnách

<i>citace</i>	<i>země</i>	<i>druh vody</i>	<i>náplň</i>	<i>frakce</i>	<i>rostliny</i>
Jesus et al., 2013	Španělsko	Odpadní voda z mořské rybí farmy	keramzit	8 - 12,5 mm	<i>Typha latifolia</i>
Calheiros et al., 2012	Portugalsko	odpadní voda z koželužny	praný písek	4 - 8 mm	<i>Typha angustifolia</i>
Hegedüs et al., 2010	Maďarsko	Odpadní voda z chovu ryb	štěrk	1-3 mm	<i>Typha,</i> <i>Phragmites,</i> <i>Glyceria, Scirpus</i>

3.1.4 Rostliny vhodné k čištění zasolené odpadní vody

Biologické odstranění dusíku a fosforu při vysokých koncentracích solí je možné, při adaptaci mokřadních rostlin nebo použití halofilních rostlin, které budou určovat účinnost čištění (Domingos, 2011).

Většina rostlin používaných v umělých mokřadech pro čištění zasolené odpadní vody jsou halofilní rostliny (snášející vysoké zasolení). Nicméně, použití halofilních rostlin ke snížení salinity je nová strategie. Rostliny musí tolerovat široký gradient salinity, musí být schopny růst v umělém mokřadu, a hlavně musí být schopny akumulovat dostatek iontů v jejich tkáních, které výrazně sníží slanost odpadních vod (Sheler et al., 2013). Sheler et al. (2013) uvádějí, že rostlina *Bassia indica* je jednoletá halofilní rostlina, která se dokáže přizpůsobit a snášet vysokou salinitu, může získat velké množství biomasy (až 9kg suché hmotnosti) v krátké době (dva až čtyři měsíce), a proto má velký potenciál akumulovat množství solí, které je přítomno v odpadních vodách. *Bassia indica* snižuje celkovou salinitu akumulací solí ve svých listech (Shelef et al., 2013).

Klomjek and Nitorisavut (Thajsko, 2005) uvedli 8 důležitých rostlin v odstraňování znečišťujících látek ze zasolené odpadní vody. Jsou to: *Typha*

angustifolia (orobinec úzkolistý), *Cyperus corymbosus*, *Brachiaria mutica*, *Digitaria bicornis*, *Spartina patens*, *Leptochloa fusca*, *Vetiveria zizanioides* (vousatka draslavá) a *Echinodorus cordifolius* (šípatkovec srdcolistý). Všechna makrofyta jsou tolerantní ke zvýšené salinitě odpadní vody s výjimkou *Echinodorus cordifolius* a *Vetiveria zizanioides*.

Typha angustifolia vykazuje největší růst a asimilaci dusíku v zasolených vodách, zatímco *Digitaria bicornis* má vyšší odstranění BSK₅, ve srovnání s ostatními druhy (*Cyperus corymbosus*, *Brachiaria mutica*, *Vetiveria zizanioides*, *Spartina patens*, *Leptochloa fusca* a *Echinodorus cordifolius*), (Calheiros et al., 2012).

Domingos (2011) prokázal, že *Scirpus validus* (skřípinec dvoubližný) zdaleka není vhodný pro výsadbu ve vertikální kořenové čistírně odpadní vody, zejména pokud je požadována vysoká biomasa. Calheiros et al. (2012) ověřili, že *Arundo donax* (trstí rákosovitá) a *Sarcocornia fruticosa* (slanomil dřevnatější) jsou odolné proti zasolené odpadní vody z koželužen. *Arundo donax* je považována za nejvíce nadějný druh, protože má hluboký kořenový systém, silný růst a vysokou kapacitu sorbovat živiny.

Hegedüs et al. (2010) uvedli, že pěstované halofilní rostliny rodů *Bolboschoenus* (kamišník), *Carex* (ostřice), *Triglochin* (bařička) a *Aster* (hvězdnice) v zasolené odpadní vodě z akvakultury vykazovaly negativní příznaky z účinku vysoké koncentrace soli. Rostliny začaly postupně schnout a žloutnout, u rostlin byla pozorována postupná retardace v období růstu.

3.2 Kořenové čistírny pro čištění odpadních vod s obsahem těžkých kovů

Z anorganických látek vyskytujících se v odpadní vodě jsou z hygienického a toxikologického hlediska nejvýznamnější těžké kovy (Maidlová, 2010). Většina prvků v periodické soustavě má kovový charakter. Z 90 kovových prvků pouze některé kovy můžeme považovat za esenciální a jejich negativní dopad na člověka se projevuje při vysokých koncentracích. Naopak některé kovy, u kterých byl prokázán negativní dopad na člověka, ale i na životní prostředí považujeme za toxické. Mezi

toxické kovy patří: stříbro (Ag), kadmium (Cd), cín (Sn), zlato (Au), rtuť (Hg), thallium (Tl), olovo (Pb), hliník (Al), arsen (As), nikl (Ni), zinek (Zn), (Kafka and Punčochárová, 2002). Z těchto těžkých kovů jsou Hg, Cd, As a Pb toxické již při velice nízkých koncentracích (Maidlová, 2010). Za těžké kovy můžeme označit kovy s hustotou větší než 5g/cm^3 (Kafka and Punčochárová, 2002).

Z hlediska toxického působení chemických látek rozlišujeme akutní toxicitu, která se projevuje v krátkém čase po přijetí látky organismem a chronickou toxicitu, projevující se po dlouhodobějším vystavení působení látky na organismus. U těžkých kovů se jedná hlavně o toxicitu chronickou, která je způsobena jejich schopností kumulovat se v organismu. Koncentrace kovů ve vodních organismech může být až o několik řádů vyšší, než koncentrace těchto kovů ve vodě (Maidlová, 2010).

Těžké kovy mohou být odstraněny nebo uloženy sedimentací, absorpcí rostlin a sedimentů, biologickou asimilací, rozkladem, chemickou transformací a vypařováním. Tyto procesy ovlivňuje především teplota, pH, redox potenciál a dostupnost absorpce vegetační jednotky (Gouriveau, 2009). Zadržování či uvolňování stopových prvků je ovlivněno mnoha faktory jak v přírodě, tak v umělých mokřadech. Faktory, které ovlivňují zadržování stopových prvků včetně těžkých kovů v umělých mokřadech, se liší v aerobních a anaerobních podmínkách (Švehla et al., 2009).

Toxicita těžkých kovů na mikroorganismy je ovlivněna do jisté míry koncentrací organických i anorganických látek v odpadní vodě (tvorba komplexů) a hlavně pak koncentrací biomasy. Důležitější než aktuální koncentrace těžkého kovu (mg l^{-1}) je jeho poměr k biomase v daném systému (Chudoba et al., 1991).

3.2.1 Výskyt těžkých kovů v odpadní vodě

Těžké kovy a některé rizikové prvky jsou nedílnou součástí odpadních vod, přičemž v městských a domovních splaškových vodách se tyto prvky vyskytují v relativně nízkých koncentracích (Švehla et al., 2009).

Těžké kovy se dostávají do vodního prostředí především vyplavováním odpadní vody z kovožpracujícího, textilního a kožedělného průmyslu, z hutnictví, z textilních barviv, splachy z městských aglomerací a zemědělských ploch a různé další výrobní procesy i produkty, kde se těžké kovy nebo jejich sloučeniny využívají (Chrátková, 2009; Kafka and Punčochárová, 2002).

Zdroje znečištění jsou v různých lokalitách odlišné. V rozvojových zemích ke kontaminaci dochází především ze zemědělských kalů, ve vyspělých pak průmyslem nebo dopravou, v nemalé míře také komunálním odpadem a jinými produkty antropogenní činnosti. Jen v málo případech dochází také ke znečištění přírodní cestou, jako je výbuch sopky apod. (Chrátková, 2009).

3.2.2 Uspořádání kořenových čistíren pro čištění těžkých kovů z odpadních vod

Domingos, (2011) provedl řadu výzkumů a zjistil, že vertikální proudění umělých mokřadů s pískem jako filtrační materiál, může dosáhnout účinného odstranění těžkých kovů, jak je vidět v tabulce č. 5. Tato studie se věnovala účinnému čištění odpadních vod z výrobního závodu v Kwinana v západní Austrálii. Výrobní závod vyrábí čpavek, dusičnan amonný, kyselinu dusičnou, sloučeniny dusíkatých a fosforečných hnojiv, superfosfáty a produkty z alkalických chloridů. Kořenová čistírna je 135 m dlouhá a 95 m široká, má svislou konstrukci proudění a 1 m hluboký písčité filtrační materiál o zrnitosti 0,3 mm. Jako mokřadní vegetace byl použit *Schoenoplectus validus* (skřípinec dvoublizný) z místní řeky (Domingos, 2011).

Tab. č. 5: Koncentrace jednotlivých prvků na přítoku a odtoku kořenové čistírny a průměrná účinnost odstranění těchto prvků (Domingos, 2011).

Influent	pH	NH ₃ -N	NO ₃ -N	N tot	P tot	Al	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Zn
		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Average	7.54	43.8	13.6	56.9	11.3	0.202	0.186	1.100	0.096	0.036	0.050	0.242
Minimum	2.54	2.3	0.4	6.2	1.3	0.042	0.021	0.050	0.021	0.026	0.026	0.024
Maximum	9.07	192.0	146.1	336.1	101.0	1.830	1.540	4.900	0.728	0.091	0.110	1.524
Median	7.55	36.0	8.7	46.2	6.6	0.138	0.168	0.964	0.068	0.033	0.050	0.194
Effluent												
average	7.53	36.1	11.5	47.7	7.2	0.059	0.070	0.236	0.047	0.031	0.050	0.085
Minimum	6.00	0.2	0.5	4.6	0.2	0.026	0.022	0.040	0.021	0.026	0.050	0.021
Maximum	8.29	135.0	99.6	185.6	25.6	0.548	0.238	1.610	0.157	0.057	0.050	0.510
Median	7.53	32.0	8.1	42.1	5.2	0.050	0.044	0.149	0.046	0.030	0.050	0.056
Avg removal (%)		17.4	15.9	16.1	36.7	70.7	62.1	78.5	50.5	12.0	1.0	64.9

Mantovi et al. (2003) zkoumali účinnost horizontální kořenové čistírny pro čištění odpadních vod z mléčné produkce v Itálii. V odpadní vodě z mléčné produkce je smíchána odpadní voda pocházející z nedalekých toalet pro personál a ze sousedních farem, proto tyto odpadní vody obsahují velké množství nebezpečných látek a těžkých kovů. Kořenová čistírna se skládala ze dvou nádrží s horizontálním průtokem, vyplněné štěrkem, který je u přítoku střední zrnitosti a u výtoku je jemný štěrk, aby se zabránilo ucpání média. Filtrační lože je osázeno *Phragmites australis* (rákos obecný). Hustota rostlin vysázená ve filtračním loži byla 5 rostlin/m². V tabulce č. 6 je vidět účinnost odstranění těžkých kovů z odpadní vody.

Tab. č. 6: Charakteristika přítoku a odtoku odpadních vod přes horizontální průtok kořenovou čistírnou ve srovnání s limity stanovenými platnými právními předpisy (Mantovi et al., 2003).

Parametr	Průměr (min.-max.)		Účinnost odstranění (%)	Limity
	Přítok (3 vzorky)	Odtok (3 vzorky)		
	mg/l	mg/l		
Kadmium (Cd)	0,0022 (<0,001-0,004)	0,0017 (<0,001-0,002)	23,7	0,02
Chrom (Cr)	0,010 (0,070-0,013)	0,005 (<0,003-0,007)	51,6	4
Měď (Cu)	0,081 (0,032-0,136)	0,017 (0,010-0,022)	79,4	0,4
Nikl (Ni)	0,027 (0,018-0,044)	0,011 (<0,004-0,015)	58,6	4
Olovo (Pb)	0,035 (0,016-0,072)	0,011 (<0,009-0,012)	69,9	0,3
Zinek (Zn)	0,354 (0,298-0,399)	0,051 /0,031-0,071)	85,7	1

Kröpfelová et al., (2009) měřili odstranění stopových prvků ve třech horizontálních kořenových čistírnách v ČR. Nejvyšší účinnost odstranění byla zaznamenána u hliníku (průměrně 90%). Vysoká průměrná hodnota odstranění byla také zaznamenána u zinku (78%). U další stopových prvků (U-uran, Sb-antimon, Cu-měď, Pb-olovo, Cr-chrom, Mo-molybden, Ba-baryum, Fe-železo a Ga-gallium) bylo průměrné odstranění v rozsahu 50 až 75%. Odstranění kadmia (Cd), cínu (Sn), rtuti (Hg), stříbra (Ag), selenu (Se) a niklu (Ni) se pohybovalo v rozmezí 25 až 50%.

3.2.3 Náplňové materiály

Kontaminace půdy a vody těžkými kovy má vážný dopad na životní prostředí a lidské zdraví. Kamrudzaman et al., (2012) zkoumali účinnost kořenové čistírny odstraňovat Fe (železo) z odpadní vody ze skládkového výluhu. Kořenová čistírna se skládala ze dvou nádrží. Jedna nádrž měla horizontální podpovrchové proudění, druhá nádrž vertikální podpovrchové proudění. Každé filtrační lože bylo vyplněno štěrskem o zrnitosti 10 – 25 mm a osázeno rostlinou *Limnocharis flava* (žabníkova

žlutá), (viz. Tab. č. 7). Systém kořenové čistírny byl provozován při rychlosti průtoku 0,029 m³/d odpadní vody a doby zadržení 24,1 hod. pro horizontální průtok a 19,7 hod. pro vertikální průtok. Kamrudzaman et al., (2012) zjistili, že vertikální a horizontální podpovrchové proudění kořenovou čistírnou, která je vyplněná štěrskem vykazuje vysokou účinnost odstranění Fe (železo) ze skládkových výluhů. Celková účinnost odstranění Fe byla v rozmezí 91,51 – 99,22 %.

Cheng et al.,(2002) hodnotili účinnost kořenové čistírny odstraňovat těžké kovy z povrchových vod, jako jsou jezera a řeky v Číně, s cílem zlepšit kvalitu vod a ochranu vodních ekosystémů (viz. Tab. č. 7). Experimentální kořenová čistírna se skládala z nádrže s vertikálním prouděním osázená rostlinou *Cyperus alternifolius* (šáchor střídavolistý). Filtrační lože bylo vyplněno štěrskem o zrnitosti 16-32 mm do hloubky 15 cm, zbytek filtračního lože byl vyplněn pískem o zrnitosti 0-8 mm. Štěrk a písek byl získán ze zatopené štěrkovny v údolí řeky Rýn. Do povrchové vody byl aplikován Cd (kadmium), Cu (měď), Pb (olovo), Zn (zinek) po dobu 150 dnů. Al (hliník) a Mn (mangan) byli aplikováni po dobu 114 dnů. Téměř jedna třetina aplikované Cu (měď) a Mn (mangan) byla absorbována převážně postraními kořeny *Cyperus alternifolius*. Nižší hladiny akumulace byly pozorovány pro Zn (5%), Cd (6%), Al (13%) a Pb (14%). Obsah Cd, Cu, Mn a Zn v substrátu byl nejvyšší v horní vrstvě, zatímco Al a Pb byly rovnoměrně rozprostřeny skrz celým substrátem ve filtračním loži.

Home et al., (2010) studovali účinnost kořenové čistírny odstraňovat těžké kovy (Pb-olovo, Cd-kadmium, Zn-zinek) z komunální odpadní vody (viz. Tab. č. 7). Kořenová čistírna měla vertikální podpovrchový průtok a byla osázená rostlinami *Typha latifolia* (orobinec širokolistý), *Phragmites australis* (rákos obecný) a *Polygonum ssp.* (rdesno). Jako substrát ve filtračním loži byl použit prach z blízkého lomu ve formě ¼ štěrku. Prachem bylo vyplněno filtrační lože do hloubky 5 cm. Do filtračního lože je přiváděna pitná voda ke stabilizaci kořenových systémů rostlin po dobu 4 týdnů. Poté byla do kořenové čistírny čerpána odpadní voda ze sekundárního rybníka pro stabilizaci kanalizační odpadní vody. Výsledky ukázaly, že rychlost odstranění těžkých kovů závisí na druhu rostlin vysázených v kořenové

čistírně. *Typha latifolia* a *Phragmites australis* mají vysokou účinnost odstraňovat Pb. *Typha latifolia* měla účinnost >78% a *Phragmites australis* >90%. *Phragmites australis* také vykazovala vysoké odstranění těžkého kovu Cd (>92%). *Polygonam spp.* měla vysokou rychlost odstranění Zn. Účinnost odstranění Zn bylo 98%. *Phragmites australis*, *Typha latifolia* a *Polgonam spp.* mají potenciál pro sanaci lokalit, které obsahují vysokou koncentraci Pb, Cd a Zn. Pro filtrační materiál bylo zjištěno, že hraje hlavní roli v odstraňování těžkých kovů ve srovnání s makrofyty, které mají obecně menší příjem těžkých kovů. Filtrační materiál hraje významnou roli při odstraňování těžkých kovů z odpadní vody, funguje jako jímka na těžké kovy (Home et al., 2010).

Tab. č. 7: Příklady filtračních náplňových materiálů při čištění odpadních vod s obsahem těžkých kovů

<i>citace</i>	<i>země</i>	<i>druh vody</i>	<i>náplň</i>	<i>frakce</i>	<i>rostliny</i>
Kamarudzaman et al., 2011	Malajsie	skládkové výluhy (Fe)	štěrk	10-25 mm	<i>Limnocharis flava</i>
Cheng et al., 2002	Německo	povrchové vody s obsahem těžkých kovů (Zn, Cu, Pb)	štěrk a písek	16-32 mm a 0-8 mm	<i>Cyperus alernifolius</i>
Home et al., 2010	Kenya	komunální odpadní vody s obsahem těžkých kovů (Zn, Cd, Pb)	prach z lomu ve formě 1/4 štěrku		<i>Typha latifolia</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Polygonam spp.</i>

3.2.4 Rostliny vhodné k odstranění těžkých kovů z odpadní vody

Mokřadní rostliny mají vysoký potenciál kumulovat těžké kovy ve svých pletivech, a to zejména v kořenech, díky své schopnosti rychlého růstu a vysoké produkci biomasy (Pevery et al., 1995). Množství kovů akumulovaných v částech rostlin se může lišit během vegetační doby. Někteří autoři ohlásili nejvyšší

koncentrace těžkých kovů na podzim a relativně nízké hladiny během jara (Hardej, Ozimek, 2002).

Mokřadní rostliny přivádějí ke kořenům kyslík, umožňující rostlinám překonávat efekt rozpuštěných fytotoxinů, které mohou být přítomny v anoxickém substrátu. Kosením a odklizením biomasy je část toxických látek z cyklu odstraněna. Pokud by pH substrátu kleslo do kyselé oblasti, mohou být kovy uvolňovány z komplexních sloučenin opět do vody. Při normálním provozu by však k výraznému poklesu pH do kyselé oblasti nemělo dojít (Centrum Veronica, 2001).

Phragmites australis (rákos obecný) je jedním z nejvíce rozšířených druhů na světě. Je všeobecně známo, že akumuluje některé z těžkých kovů zřetelně více než ostatní mokřadní rostliny (Aksoy et al., 2006). *Typha domingensis* (orobinec domingský) je vysoce účinná rostlina pro čištění odpadních vod s vysokým obsahem pH obohacené těžkými kovy, které jsou typické pro mnoho průmyslových procesů (Hadad et al., 2006). Suňe et al. (2006) uvádějí, že *Eichhornia crassipes* (vodní hyacint) je účinná rostlina pro odstranění kovů z odpadních vod. Rostlina prokazuje rychlý růst a brzy se stává dominantním druhem. Roste jen v subtropích a tropech

3.2.4.1 Přijímání toxických kovů rostlinami

K růstu a dokončení životního cyklu potřebují rostliny nejen makronutrienty (N-dusík, P-fosfor, K-draslík, S-síra, Ca-vápník a Mg-hořčík), ale také esenciální mikronutrienty (Fe-železo, Zn-zinek, Mn-mangan, Ni-nikl, Cu-měď a Mo-molybden). Rostliny si vyvinuly vysoce specifický mechanismus příjmu, translokace a ukládání těchto nutrietů. Navíc citlivé mechanismy udržují intracelulární koncentrace iontů kovů uvnitř fyziologického rozmezí. Obecně lze říci, že mechanismus příjmu je selektivní, rostliny upřednostňují příjem některých iontů před jinými. Mnoho těžkých kovů jako například Zn, Mn, Ni a Cu jsou esenciální mikronutrienty. Rostliny neakumulují pouze vysoké hladiny esenciálních mikronutrientů, ale také absorbují významná množství neesenciálních kovů jako je např. Cd (Lasat, 2000).

Pro zvýšení ochrany proti toxickým těžkým kovům musely rostlinné buňky vyvinout mechanismy, pomocí nichž jsou ionty kovů, které se dostanou do cytosolu

buňky ihned kompletovány a inaktivovány. Sloučeniny, které se účastní kompletace kovů, zahrnují organické kyseliny, volné aminokyseliny, glutation, fytochelatiny, metalothioneiny, metalochaperony a proteiny (Hall, 2002).

4. METODIKA

4.1 Použité přístroje a chemikálie

4.1.1 Chemikálie

- biopreparát BIOSAL
- uměle připravené médium
 - polyaromatické uhlovodíky (PAU)
 - nepolární extrahovatelné látky (NEL)
 - chlorid sodný (NaCl)
 - měď (Cu)
 - zinek (Zn)

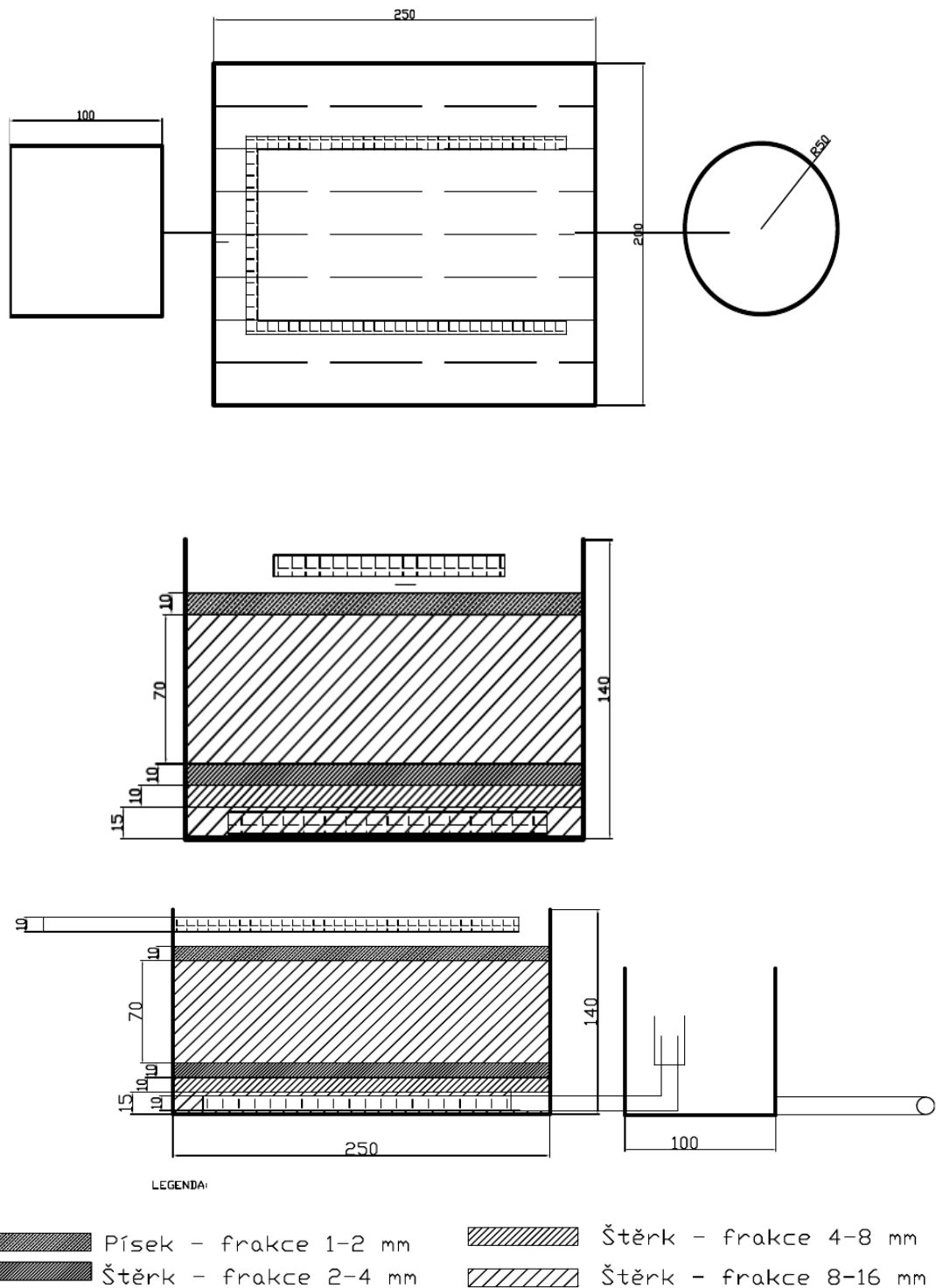
4.1.2 Použité přístroje a zařízení

- Fotometr Microplate Reader ELx808 (BioTek Instruments)
- Laboratorní analytická váha AS 110.R2 (RADWAK)
- HCP Kalové čerpadlo BF-21UNG 400V s plovákem (HCP Pump)
- Laboratorní pH-metr-REDOX-Teploměr GMH5530 (Greisinger)

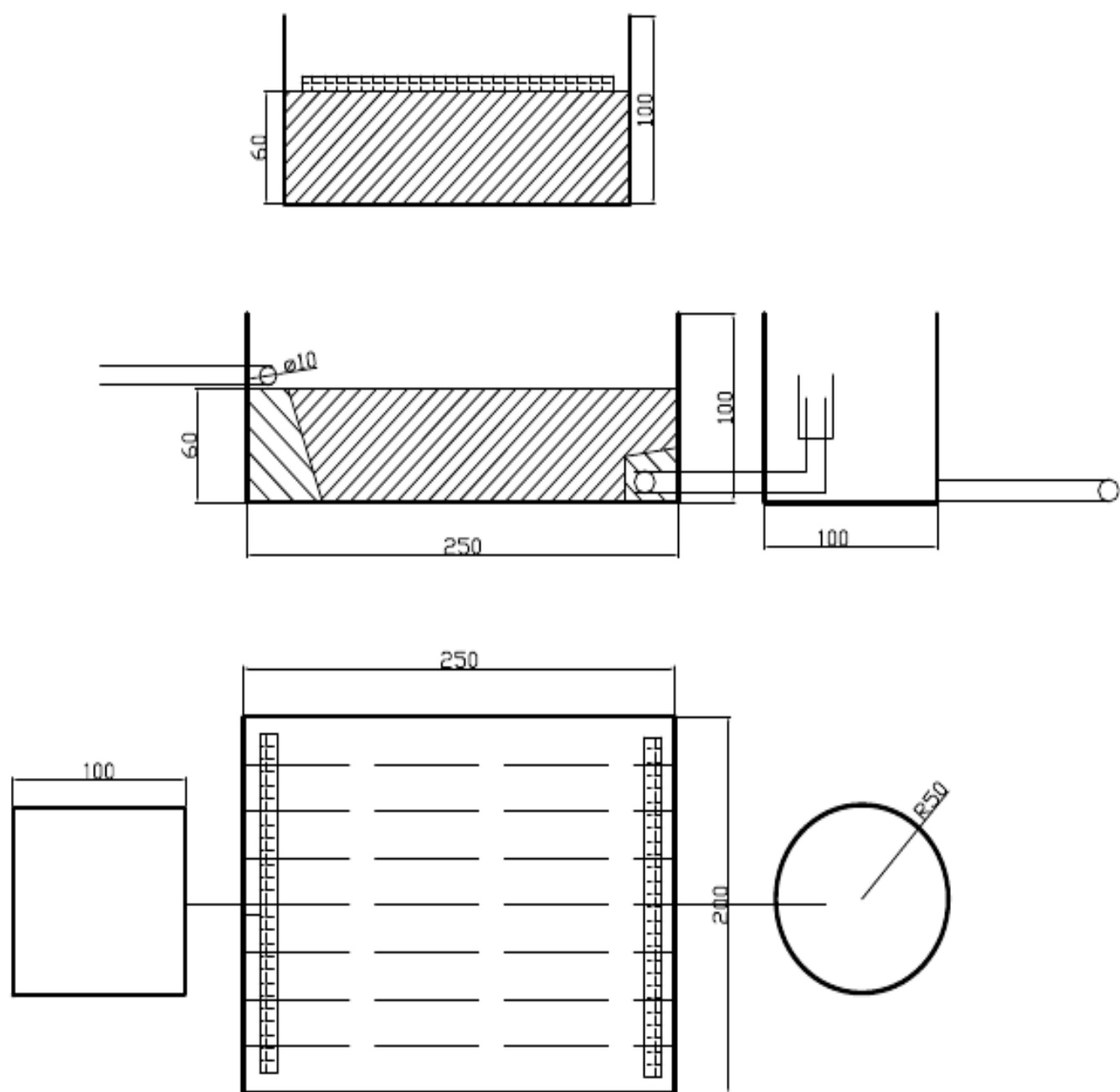
4.2 Popis poloprovozní kořenové čistírny ve Slaném

Poloprovozní kořenová čistírna byla vybudována ve Slaném. Do provozu byla uvedena v červnu 2013. Tvoří ji celkem dva paralelní toky, z nichž každý se sestává ze dvou nádrží. První nádrž v toku simuluje vertikální proudění (*V1* a *V2*), druhá pak proudění horizontální (*H1* a *H2*). Všechny nádrže jsou osázeny mokřadní vegetací. Horizontální filtry chraští rákosovitou a vertikální filtry rákosem obecným. Za každou nádrž kořenové čistírny je přípravná nádrž s výpustnou hadicí (tzv. husí krk). Technický náčrt poloprovozní kořenové čistírny viz. Obr. č. 5 a 6. Jako zdroj


odpadní vody byla použita splachová voda jímáná do přilehlé nádrže, z které byla odpadní voda čerpána do filtračních polí kořenových čistíren.




Obr. č. 5: Technický náčrt nádrže s vertikálním prouděním. Kóty jsou uvedeny v centimetrech (cm)

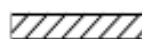



LEGENDA:

 štěrťk frakce 8-16 mm

 štěrťk frakce 64-128 mm

LEGENDA:

 štěrťk frakce 8-16 mm

 štěrťk frakce 64-128 mm

Obr. č. 6: Technický náčres náčrze s horizontálním prouděním. Kóty jsou uvedeny v centimetrech (cm).

4.3 Metodika v 1. vegetačním období

Experiment byl proveden za účelem vyhodnocení účinnosti poloprovozní kořenové čistírny odstraňovat znečišťující látky ze zasolené odpadní vody. Předmětem vyhodnocení jsou změny kvality vody v čase a to od doby uvedení do provozu (bez aktivní inokulace) na jaře 2013 (16. 7. 2013) do podzimu 2013 (17. 10. 2013). Naměřené výsledky z prvního vegetačního období poslouží pro srovnání účinnosti poloprovozní kořenové čistírny v následujícím vegetačním období, kde bude do filtračního lože přidán biopreparát BIOSAL. Kořenová čistírna se skládá z nádrží s vertikálním prouděním (V1 a V2) a horizontálním prouděním (H1 a H2).

Od uvedení poloprovozní kořenové čistírny do provozu v červnu 2013 byl pravidelně prováděn monitoring kvality vody, z něhož vychází dosažené výsledky. Veškeré odebrané vzorky se zpracovávali v laboratoři Dekonta, a.s. v Ústí nad Labem.

Harmonogram provedených aktivit od zprovoznění poloprovozní kořenové čistírny:

1. 16. 7. 2013 napuštění všech nádrží – adaptace systému. Odběr vzorku z velké nádrže – analýza vody (Tab. č. 8).
2. 13. 9. 2013 vypuštění celého systému + vyhodnocení směsného vzorku všech nádrží při vypouštění.
3. 13. 9. 2013 napuštění celého systému.
4. 17. 9. 2013 vzorkování:
 - směsný vzorek nádrží H1 a H2
 - směsný vzorek nádrží V1 a V2
5. 2. 10. 2013 vzorkování nádrží V1 a V2.
6. 17. 10. 2013 vypuštění nádrží a ukončení měření – upouštěcí experiment.

Experiment probíhal formou vypouštěcího testu, kdy z každé nádrže byly odebírány vždy 3 vzorky v různých hladinách. Test byl proveden za účelem srovnání účinnosti čištění vody v různých zónách (hloubkách) nádrží. Nakonec byly nádrže poloprovozní kořenové čistírny vypuštěny a měření bylo ukončeno.

Tab. č. 8: Charakteristika vody ve velké nádrži

Parametr	Vzorek	Nejistota stanovení	Jednotky
TOC	79,9	± 8,0	mg/l
Σ12 PAU	1,49	± 0,30	μg/l
NEL	0,253	± 0,051	mg/l
C ₁₀ -C ₄₀	< 0,1		mg/l
CHSK _{Cr}	161	± 17	mg/l
BSK ₅	25,4	± 5,1	mg/l
Cl ⁻	31	± 3,1	mg/l
As	< 0,010		mg/l
Ba	0,0367	± 10%	mg/l
Cd	< 0,0020		mg/l
Co	< 0,0020		mg/l
Cr	< 0,0020		mg/l
Cu	0,0024	± 10%	mg/l
Mo	< 0,003		mg/l
Ni	0,0092	± 10%	mg/l
Pb	< 0,010		mg/l
Sb	< 0,020		mg/l
Zn	0,0063	± 10%	mg/l

4.4 Metodika dílčích experimentů

4.4.1 Výběr bakteriálních kmenů pro přípravu biopreparátu, který bude odolný vůči zasolení

Cílem experimentu je výběr mikrobiálních kmenů pro přípravu biopreparátu schopného degradovat NEL (nepolární extrahovatelné látky = C10-C40) a polyaromatické uhlovodíky (PAU). V experimentu byla měřena vitalita bakterií v

přítomnosti vybraných xenobiotik jakožto jediném zdroji uhlíku a energie, a to PAU, konkrétně naftalenu a dalších uhlovodíků, konkrétně roztoku C18.

Testu tolerance k růstu na slaném médiu bylo podrobena dohromady 9 separovaných bakteriálních kmenů. Každý kmen byl pěstován v médiu obsahujícím NEL (C18) či PAU (naftalen) a to vždy buď v koncentraci $C_{C18/PAU} = 500 \text{ ml.l}^{-1}$ a 250 ml.l^{-1} . Pro každý vzorek byla ve stejném čase provedena vždy dvě paralelní měření.

Měření probíhalo na přístroji Microplate Reader ELx808 po dobu 62 hodin. Měření se provedlo pro každé médium a kmen vždy ve 2 opakováních. V jednom pokusu se sledovalo naráz 72 vzorků umístěných na inkubační destičce.

Experiment spočíval v nárůstu bakteriálního inokula. Růst inokula je vyjadřován změnou optické density (O. D.). Ta byla měřena automaticky každou půl hodinu při vlnových délkách 450 a 630 nm. Před každým měřením se vzorek automaticky 10 sekund protřepával.

Dle metodiky pro měření změn optické density s přístrojem Microplate Reader ELx808 se za projev stimulačního účinku testovaného roztoku považuje nárůst optické density.

4.4.2 Test tolerance biopreparátu vůči slanému médiu a účinnosti degradovat nepolární extrahovatelné látky (NEL) a polyaromatické uhlovodíky (PAU)

Test biopreparátu byl proveden za účelem objasnění tolerance vybraných bakteriálních kmenů vůči slanému médiu (2,5% NaCl). Souběžně s tolerancí k přítomnosti soli byla měřena vitalita bakterií v přítomnosti vybraných xenobiotik jakožto jediném zdroji uhlíku a energie, a to polyaromatických uhlovodíků (PAU), konkrétně naftalenu a dalších uhlovodíků, konkrétně roztoku C18. Cílem experimentu je výběr mikrobiálních kmenů pro přípravu biopreparátu schopného degradovat NEL (C10-C40) a PAU a to v prostředí zatíženém nejen zmiňovanými látkami, ale také vyšší koncentrací solí (lokalita podél silnic, dálnic, parkovišť či letišť, apod.).

Extrahovaný biopreparát byl kultivován ve čtyřech typech médií:

- Biopreparát + 2,5% NaCl + PAU
- Biopreparát + 2,5% NaCl + C18
- Biopreparát + PAU
- Biopreparát + C18

Každé médium bylo připraveno v 8 různých koncentracích PAU a C18 (500 $\mu\text{g.l}^{-1}$, 250 $\mu\text{g.l}^{-1}$, 100 $\mu\text{g.l}^{-1}$, 50 $\mu\text{g.l}^{-1}$, 25 $\mu\text{g.l}^{-1}$, 10 $\mu\text{g.l}^{-1}$ a 5 $\mu\text{g.l}^{-1}$)

Experiment spočíval v nárůstu bakteriálního inokula. Měření nárůstu inokula v testovaných roztocích bylo provedeno zařízením Microplate Reader ELx808. Měření se provedlo pro každé médium vždy ve 3 opakováních. V jednom pokusu se tedy sledovalo naráz 96 vzorků umístěných na inkubační destičce. Růst inokula je vyjadřován změnou optické density (O. D.). Optická densita byla měřena automaticky každou půl hodinu při vlnových délkách 450 a 630 nm. Před každým měřením se vzorek automaticky 10 sekund protřepával.

Dle metodiky pro měření změny optické density s přístrojem Microplate Reader ELx808 se za projev stimulačního účinku testovaného roztoku považuje nárůst optické density (samostatně nebo ve srovnání s kontrolou). V tomto měření byla jako kontrola použita sada roztoků s nulovým obsahem NaCl. Oproti této kontrole se srovnávala změna optické density ve 2,5% roztoku NaCl.

4.4.3 Test účinnosti biopreparátu degradovat nepolární extrahovatelné látky (NEL) v kolonách s odlišným náplňovým materiálem za přítomnosti soli

Cílem testu bylo vyhodnocení degradační účinnosti (RE) a degradační rychlosti (q) v kolonách o různých koncentracích soli (NaCl). Kolony byly vyplněny odlišným náplňovým materiálem. Kolona A byla vyplněna struskou, kolona B

kačírkem a kolona C zeolitem.

Test spočíval v aplikaci biopreparátu do 3 kolon s odlišným náplňovým materiálem. V průběhu testu se měřila degradační účinnost a degradační rychlost. Z naměřených výsledků se vyhodnotí vhodný filtrační materiál, který bude účinně degradovat nepolární extrahovatelné látky (NEL).

Kolony se skládaly ze skleněných válců naplněné filtračním materiálem, kde cirkulovalo médium v uzavřeném okruhu. Nejprve se do kolony načerpala voda o objemu 15L. Poté byly do každé kolony přidány NEL v koncentraci 500 mg/L. Do média byl aplikován biopreparát a 5% roztok NaCl. V průběhu testu byla prováděna výměna média. Počáteční koncentrace NEL byla vždy 500 mg/L. Koncentrace NaCl se v průběhu testu zvyšovala. Postupný přehled měření je uveden v následujícím harmonogramu.

Harmonogram provedených testů v kolonách:

1. 22. 7. 2013 – Začátek testu, inokulace směsnou bakteriální populací BIOSAL. Počáteční koncentrace NEL = 500 mg/L, objem vody = 15L a koncentrace NaCl = 2,5%. Vzorkováno: 25. 7., 26. 7., 29. 7., 30. 7., 31. 7. 2013.
2. 31. 7. 2013 – Výměna média. Počáteční koncentrace NEL = 500 mg/L, objem vody = 15L a koncentrace NaCl = 5%. Vzorkováno: 1. 8., 2. 8., 6. 8. 2013.
3. 6. 8. 2013 – Výměna média. Počáteční koncentrace NEL = 500 mg/L, objem vody = 15L a koncentrace NaCl = 5%. Vzorkováno: 7. 8., 12. 8. 2013.
4. 12. 8. 2013 – Výměna média. Počáteční koncentrace NEL = 500 mg/L, objem vody = 15L a koncentrace NaCl = 10%. Vzorkováno: 22. 8., 23. 8., 26. 8., 27. 8. 28. 8., 29. 8., 30. 8. 2013.

5. 30. 8. 2013 – Výměna média. Počáteční koncentrace NEL = 500 mg/L, objem vody = 15L a koncentrace NaCl = 10%. Vzorkováno: 2. 9., 3. 9., 4. 9., 5. 9., 6. 9. 2013.
6. 6. 9. 2013 – Výměna média. Počáteční koncentrace NEL = 500 mg/L, objem vody = 15L a koncentrace NaCl = 15%. Vzorkováno: 9. 9., 16. 9., 23. 9., 30. 9., 7. 10., 14. 10. 2013.
7. 14. 10. 2013 – Vypuštění kolon (reaktorů).

4.4.3.1 Výpočet degradační rychlosti a účinnosti degradace

Účinnost degradace (RE)

$$RE = \left(\frac{C_{in} - C_{out}}{C_{in}} \right) \cdot 100 \quad (\%)$$

Degradační rychlost (q)

$$q = \frac{(C_{in} - C_{out})}{\Delta t} \quad (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1})$$

C_{in} je vstupní koncentrace polutantu (C18, NEL, PAU, naftalen), ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

C_{out} je výstupní koncentrace polutantu z reaktoru ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

4.5 Metodika v 2. vegetačním období

Cílem experimentu je vyhodnocení účinnosti poloprovozní kořenové čistírny odstraňovat nepolární extrahovatelné látky (NEL), polyaromatické látky (PAU) a těžké kovy ze zasolené vody s přidavkem biopreparátu BIOSAL. Degradační proces by pak měl probíhat výrazně rychleji než v případě mikroorganismů, které nejsou schopné růst při zvýšené koncentraci soli. Naměřené výsledky poslouží pro srovnání s výsledky naměřenými v 1. vegetačním období.

Zařízení bylo uvedeno do provozu 3. 4. 2014. Do filtračního lože nádrží H2 a V2 byl aplikován biopreparát BIOSAL (Foto č. 5). Kvůli adaptaci systému poloprovozní kořenové čistírny se zařízení přes dva měsíce nechalo v klidu. Monitoring kvality vody byl zahájen 11. 6. 2014 a probíhal do 14. 7. 2014, kdy byl provoz poloprovozní kořenové čistírny ukončen. Odebrané vzorky se zpracovávali v laboratoři Dekonta, a.s. v Ústí nad Labem. V následujícím harmonogramu jsou popsány aktivity provedené během doby provozu poloprovozní kořenové čistírny:

1. 19. 3. 2014 analýza vody – odběr vzorků z velké nádrže

2. 3. 4. 2014 zahájení experimentu -

Vyčištění a vypuštění přípravných nádrží do velké nádrže. Napuštění kořenových filtrů (H1, H2, V1, V2). Namíchání uměle připraveného média (NEL 50 µg/L a PAU 10 µg/L) v přípravných nádržích, dále se do přípravných nádrží přidával NaCl (200 mg/L) a těžké kovy (Cu 30 µg/L a Zn 50 µg/L) – následné přečerpání do kořenových filtrů. Aplikace biopreparátu BIOSAL do přípravných nádrží – následné přečerpání do kořenových filtrů.

3. 3. 4. – 11. 6. 2014 poloprovozní kořenová čistírna ponechána v klidu – adaptace systému

4. 11. 6. 2014 odebrání jednotlivých vzorků nádrží H1, H2, V1, V2.

5. 25. 6. 2014 příprava čerpadel a hadic. Každému systému přísluší jedno čerpadlo, velké čerpadlo pro napouštění se instaluje do velké nádrže. Vyčištění a vypuštění přípravných nádrží do velké nádrže. Vypuštění kořenových filtrů (*H1, H2, V1, V2*) – během toho měření rychlosti průtoku a skutečného objemu kořenových filtrů pomocí měřítka na přípravné nádrži (Tab. č. 9). Napuštění přípravných nádrží vodou z velké nádrže. Přimíchání připravených chemikálií v koncentracích NEL 10 mg/L, PAU 0,2 mg/L, Cu 0,3 mg/L a Zn 0,5 mg/L, které byly rozpuštěné v malém množství vody. Dále byl do přípravných nádrží přidán NaCl v koncentraci 200 mg/L. Odběr prvního vzorku přímo z přípravné nádrže (*H1A, H2A, V1A, V2A*).

Napuštění kořenových filtrů do maxima, zahájení pokusu – vypouštění vody z kořenových filtrů pomocí výpustných hadic v přípravných nádržích, pomocí čerpadla udržování vody v cirkulaci (mezi kořenovým filtrem a přípravnou nádrží). Po průtoku cca jednoho objemu kořenového filtru odběr druhého vzorku z výpustné hadice (*H1B, H2B, V1B, V2B*). Po průtoku dalšího objemu kořenového filtru odběr dalšího vzorku (*H1C, H2C, V1C, V2C*). Na závěr se napustili filtrační pole do maxima – z důvodu závlahy rostlin ve filtru.

6. 1. 7. 2014 vypuštění všech kořenových filtrů. Aplikace nafty (NEL) do přípravných nádrží v množství: V1 – 6L, V2 – 6L, H1 – 3L, H2 – 3L. Poté byl do přípravných nádrží přidán NaCl (200 mg/L). Vzhledem ke špatné homogenitě nafty s vodou byly přípravné nádrže promíchávány a čerpány do čističek ve třech etapách. 1. vzorky (*V1A, V2A, H1A, H2A*) byly odebrány až po 1. protečení zpět do přípravných nádrží. Po protečení přibližně 1 objemu kořenového filtru odebrány druhé vzorky (*V1B, V2B, H1B, H2B*). Po protečení dalšího 1 objemu kořenového filtru odebrány třetí vzorky (*V1C, V2C, H1C, H2C*). Všechny nádrže byly poté napuštěny na maximum.
7. 14. 7. 2014 vypuštění kořenových filtrů. Napuštění přípravných nádrží vodou z velké nádrže. Do přípravných nádrží byl přimíchán NaCl v koncentraci 200 mg/L, NEL v koncentraci 0,2 mg/L a Zn v koncentraci 0,2 mg/L. Následně bylo

připravené médium čerpáno do kořenových filtrů. Z přípravné nádrže byl odebrán 1. vzorek (V1A, V2A, H1A, H2A), po protečení 1 objemu kořenového filtru odebrány druhé vzorky (V1B, V2B, H1B, H2B). Po protečení dalšího objemu kořenového filtru odebrány třetí vzorky (V1C, V2C, H1C, H2C). Všechny nádrže byly vypuštěny a experiment ukončen.

Tab. č. 9: Rychlost průtoku a objem vody v jednotlivých kořenových filtrech

Kořenový filtr	Objem [l]	Průtok [l/min]
H1	1050	12
H2	1050	10
V1	1650	17
V2	1850	18



Foto č. 5: Aplikace biopreparátu do přípravných nádrží H2 a V2 (Vymazal, 2014).

4.5.1 Biopreparát BIOSAL

Biopreparát BIOSAL byl navržen pro ex-situ sanaci zemin, podzemních, povrchových i odpadních vod kontaminovaných polycyklickými aromatickými uhlovodíky (PAU) a nepolárními extrahovatelnými látkami (NEL) v prostředí o vysoké salinitě. Jedná se o biologickou metodu čištění kontaminovaných materiálů využívající biodegradačního potenciálu biopreparátu BIOSAL tvořeného šesti aerobními bakteriálními kmeny – *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas veronii*., *Pseudomonas stutzeri atyp.*, *Cupriavidus metallidurans*, *Tetrathlobacter kashmirensis*, *Shewanella haliotis*. Princip této metody vychází ze schopnosti bakterií využívat PAU a NEL jako zdroj uhlíku a energie pro svůj růst. Díky tomu jsou pak tyto látky eliminovány z kontaminované matrice. Tato metoda pracuje s kmeny, které jsou osmotolerantní či halofilní a vyznačují se schopností degradace PAU a NEL. Z hlediska typu kontaminované matrice je možno tuto technologii využít k sanaci znečištěných vod nebo zemin. Vzhledem k mojí práci je tato metoda využita k dekontaminaci vod. V případě vod je možné aplikovat pouze kmen *Shewanella haliotis* díky dostatečně rychlému růstu, dlouhodobému přežívání bakteriálního kmene v inokulantu a konkurenceschopnosti s přirozenou populací mikroorganismů ve vodním prostředí (Hudcová, 2013).

5. VÝSLEDKY

5.1 Výsledky z 1. vegetačního období

V době od 16. 7. 2013 do 17. 9. 2013 byl v celém systému poloprovozní kořenové čistírny zaznamenán výrazný pokles koncentrací řady sledovaných parametrů (Tab. č. 10). Nejvýznamněji se snížily koncentrace polyaromatických uhlovodíků (Σ PAU) a to o 98%, dále celkový organický uhlík (TOC) o 78%, hodnoty CHSK_{Cr} (chemická spotřeba kyslíku) a BSK_{Cr} (biologická spotřeba kyslíku) klesly o téměř 40% a koncentrace chloridů (Cl^-) klesla téměř o 50%. Obsah kovů se také výrazně snížil. Koncentrace antimonu (Sb) se snížila o 95%, zinek (Zn) zaznamenal snížení o 84%, měď (Cu) klesla téměř o 79% a nikl (Ni) o 17%. Ostatní kovy (Cd-kadmium a Cr-chrom) nezaznamenaly žádnou změnu.

Tab. č. 10: Účinnost čištění poloprovozní kořenové čistírny v období od 16. 7. 2013 do 17. 9. 2013.

Parametr	Přítok	Odtok	Účinnost (%)
TOC (mg/l)	79,9	17,3	78,3
Σ PAU ($\mu\text{g/l}$)	1,49	0,0299	98,0
NEL (mg/l)	0,171	0,17	0,6
CHSK_{Cr} (mg/l)	161	99,2	38,4
BSK_5 (mg/l)	25,4	15,3	39,8
Cl^- (mg/l)	31	16,3	47,4
Cd (mg/l)	< 0,0020	< 0,0020	
Cr (mg/l)	< 0,0020	< 0,0020	
Cu (mg/l)	0,058	0,01236	78,7
Ni (mg/l)	0,018	0,0148	17,8
Sb (mg/l)	0,02	0,001	95,0
Zn (mg/l)	0,1206	0,01905	84,2

Druhá fáze měření probíhala od 17. 9. 2013 do 17. 10. 2013 a byla zaměřena na srovnání účinnosti čištění vody v jednotlivých systémech poloprovozní kořenové

čistírny, tedy v nádržích s prouděním horizontálním (značeno *H*) a vertikálním (značeno *V*). V následující tabulce číslo 11 jsou znázorněny výsledky, které vyjadřují procentuální snížení (resp. zvýšení) hodnot měřených parametrů.

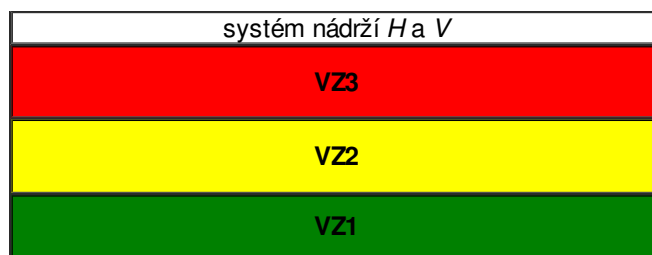
Tab. č. 11. Účinnost čištění vody v nádržích s horizontálním a vertikálním prouděním v období od 17. 9. 2013 do 17. 10. 2013.

Nádrž s horizontálním prouděním				Nádrž s vertikálním prouděním		
Parametr	Přítok 17.9.2013 (mg/l)	Odtok 17.10.2013 (mg/l)	Účinnost (%)	Přítok 17.9.2013 (mg/l)	Odtok 17.10.2013 (mg/l)	Účinnost (%)
TOC	44,7	31,6	29,3	42,5	30,9	27,3
NEL	0,242	0,24	0,8	0,1	0,1	0,0
CHSK_{Cr}	107	92,6	13,5	83,2	85,1	-2,3
BSK₅	8,3	11,4	-37,3	6,2	9,2	-48,4
Cl⁻	16,3	23,4	-43,6	21,3	17,5	17,8
As	0,01	0,007	30,0	0,01	0,0109	-9,0
Ba	0,1008	0,098	2,8	0,121	0,1043	13,8
Cd	0,002	0,001	50,0	0,002	0,001	50,0
Cr	0,002	0,0011	45,0	0,002	0,001	50,0
Cu	0,0864	0,01682	80,5	0,0296	0,0079	73,3
Ni	0,0155	0,0168	-8,4	0,0205	0,0128	37,6
Pb	0,01	0,0022	78,0	0,0185	0,0032	82,7
Sb	0,02	0,001	95,0	0,02	0,001	95,0
Se	0,03	0,005	83,3	0,03	0,005	83,3
Zn	0,223	0,0302	86,5	0,0182	0,0079	56,6

Účinnost čištění vody v systému s vertikálním a horizontálním prouděním se mezi sebou poměrně lišila (viz Tab. č. 11). Pokles hodnot v nádržích s horizontálním a vertikálním prouděním pozorujeme pro tyto parametry: TOC (*H* 29%, *V* 27%), CHSK_{Cr} (*H* 13,5%, *V* -2%), As (*H* 30%), Ba (*H* 3%, *V* 14%), Cd (*H* 50%, *V* 50%), Cr (*H* 45%, *V* 50%), Cu (*H* 80%, *V* 73%), Pb (*H* 78%, *V* 83%), Sb (*H* 95%, *V* 95%), Ni (*V* 37%) a Zn (*H* 86%, *V* 56%). Naopak výrazný nárůst byl zaznamenán u parametrů BSK₅ (*H* 37%, *V* 50%), Cl⁻ (*H* 44%) a u kovů Ni (*H* 8%) a As (*V* 9%).

Poslední měření probíhalo formou vypouštěcího testu, kdy z každé nádrže byly odebírány vždy 3 vzorky v různých hladinách (schéma na Obr. č. 9).

Obr. č. 8: Schéma rozdělení nádrží do 3 zón pro účely měření účinnosti čištění



Tabulky č. 12 a 13 zobrazují hodnoty měřených parametrů v mg/L v jednotlivých zónách a to vždy pro paralelní systém V1, V2 a H1, H2. Barevné zvýraznění buněk symbolizuje, zda-li daná hodnota představuje nejnižší (zelená), střední (žlutá) či nejvyšší (červená) z naměřených hodnot v daném systému.

Tab. č. 12: Hodnoty sledovaných parametrů v jednotlivých zónách systému s vertikálním prouděním (V1 a V2).

Parametr	V1 vz.1 (mg/l)	V1 vz.2 (mg/l)	V1 vz.3 (mg/l)	V2 vz.1 (mg/l)	V2 vz.2 (mg/l)	V2 vz.3 (mg/l)
TOC	32,5	38,8	38,6	25,5	25,1	25
NEL	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
CHSK _{Cr}	74,4	99,2	105	51,2	95,7	85,1
BSK _s	7	9,1	10,6	9,2	9,4	10,1
Cl ⁻	14,9	16,3	20,6	14,2	19,1	19,9
As	0,013	0,013	0,012	0,0089	0,0091	0,0092
Ba	0,1	0,12	0,13	0,09	0,092	0,094
Cd	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Cr	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Cu	0,0101	0,0063	0,0055	0,0078	0,0095	0,0083
Mo	0,012	0,013	0,014	0,017	0,018	0,005
Ni	0,014	0,013	0,014	0,011	0,012	0,013
Pb	0,011	0,0022	0,0021	0,0011	0,0013	0,0012
Sb	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Se	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
Zn	0,015	0,0091	0,0049	0,0056	0,0059	0,0071

Hodnota	nejvyšší	střední	nejnižší	žádná změna
---------	----------	---------	----------	-------------

Tab. č. 13: Hodnoty sledovaných parametrů v jednotlivých zónách systému s horizontálním prouděním (H1 a H2).

Parametr	H1 vz.1 (mg/l)	H1 vz.2 (mg/l)	H1 vz.3 (mg/l)	H2 vz.1 (mg/l)	H2 vz.2 (mg/l)	H2 vz.3 (mg/l)
TOC	37,3	39,2	38,5	24,9	24,7	25,4
NEL	0,737	0,1	0,305	0,1	0,1	0,1
CHSK _{Cr}	94,9	94,1	114	91,4	89,1	72,2
BSK ₅	14,1	14	21,7	5	6,6	7
Cl ⁻	31,2	20,6	20,6	20,6	21,3	26,2
As	0,0079	0,0094	0,0098	0,005	0,005	0,005
Ba	0,009	0,11	0,11	0,095	0,091	0,092
Cd	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Cr	0,001	0,0011	0,0015	0,001	0,001	0,001
Cu	0,054	0,0065	0,0094	0,012	0,009	0,01
Mo	0,005	0,005	0,006	0,009	0,01	0,011
Ni	0,054	0,0065	0,0069	0,013	0,0099	0,0102
Pb	0,0047	0,0023	0,0023	0,0012	0,0019	0,001
Sb	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Se	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
Zn	0,11	0,0077	0,0071	0,039	0,0078	0,0098

Hodnota	nejvyšší	střední	nejnižší	žádná změna
---------	----------	---------	----------	-------------

5.2 Dílčí výsledky

5.2.1 Výběr bakteriálních kmenů pro přípravu biopreparátu

Pro každý vzorek (značeno VZ1 – VZ36, viz Tab. č. 14) se prováděla vždy dvě paralelní měření a výsledky byly následně zprůměrovány. Pro každý průměr maximálního nárůstu byla určena směrodatná odchylka a spočten variační koeficient. Ten se v několika případech pohyboval nad hranicí 30% (Tab. č. 15). Tato data byla z experimentu vyloučena (viz. červeně označené řádky v Tab. č. 14).

Tab. č. 14: Přehled testovaných vzorků (červeně označené řádky = variační koeficient nad hranicí 30% - data byla z experimentu vyloučena)

VZ1	MIX C18 500 ml.l ⁻¹	VZ21	KAZ2 C18 500 ml.l ⁻¹
VZ2	MIX C18 250 ml.l ⁻¹	VZ22	KAZ2 C18 250 ml.l ⁻¹
VZ3	MIX NAF 500 ml.l ⁻¹	VZ23	NAF B1 NAF 500 ml.l ⁻¹
VZ4	MIX NAF 250 ml.l ⁻¹	VZ24	NAF B1 NAF 250 ml.l ⁻¹
VZ5	171 NAF 500 ml.l ⁻¹	VZ25	145 C18 500 ml.l ⁻¹
VZ6	171 NAF 250 ml.l ⁻¹	VZ26	145 C18 250 ml.l ⁻¹
VZ7	DEK 1R C18 500 ml.l ⁻¹	VZ27	DEK 1R NAF 500 ml.l ⁻¹
VZ8	DEK 1R C18 250 ml.l ⁻¹	VZ28	DEK 1R NAF 250 ml.l ⁻¹
VZ9	145 NAF 500 ml.l ⁻¹	VZ29	KAZ 1 NAF 500 ml.l ⁻¹
VZ10	145 NAF 250 ml.l ⁻¹	VZ30	KAZ 1 NAF 250 ml.l ⁻¹
VZ11	KAZ1 C18 500 ml.l ⁻¹	VZ31	6 C18 500 ml.l ⁻¹
VZ12	KAZ1 C18 250 ml.l ⁻¹	VZ32	6 C18 250 ml.l ⁻¹
VZ13	NAF B1 C18 500 ml.l ⁻¹	VZ33	KAZ 2 NAF 500 ml.l ⁻¹
VZ14	NAF B1 C18 250 ml.l ⁻¹	VZ34	KAZ 2 NAF 250 ml.l ⁻¹
VZ15	172 NAF 500 ml.l ⁻¹	VZ35	172 C18 500 ml.l ⁻¹
VZ16	172 NAF 250 ml.l ⁻¹	VZ36	172 C18 250 ml.l ⁻¹
VZ17	171 C18 500 ml.l ⁻¹		
VZ18	171 C18 250 ml.l ⁻¹		
VZ19	6 NAF 500 ml.l ⁻¹		
VZ20	6 NAF 250 ml.l ⁻¹		

Tab. č. 15: Výsledky nárůstů optické density s variačním koeficientem

Vzorek č.	Vlnová délka 450		Vlnová délka 630	
	Nárůst	Var. koef.	Nárůst	Var. koef.
VZ1	0,224±0,103	45,98	0,178±0,103	57,87
VZ2	0,218±0,146	67,05	0,181±0,136	75,14
VZ3	0,348±0,039	11,33	0,333±0,014	4,20
VZ4	0,276±0,149	53,99	0,257±0,143	55,64
VZ5	0,339±0,041	12,22	0,335±0,042	12,54
VZ6	0,286±0,001	0,70	0,275±0,003	1,27
VZ7	0,162±0,037	22,84	0,176±0,013	7,65
VZ8	0,172±0,075	43,77	0,132±0,003	2,64
VZ9	0,37±0,006	1,75	0,366±0,009	2,73
VZ10	0,243±0,099	40,74	0,225±0,107	47,56
VZ11	0,204±0,025	12,47	0,138±0,055	39,86
VZ12	0,288±0,062	21,66	0,266±0,042	15,95
VZ13	0,13±0,002	1,54	0,196±0,008	4,33
VZ14	0,155±0,007	4,52	0,219±0,011	5,24
VZ15	0,749±0,037	4,94	0,649±0,039	6,16
VZ16	0,659±0,002	0,38	0,545±0,003	0,64
VZ17	0,229±0,036	15,72	0,279±0,056	20,21
VZ18	0,177±0,014	8,47	0,227±0,016	7,25
VZ19	0,538±0,039	7,34	0,459±0,007	1,53
VZ20	0,437±0,123	28,23	0,396±0,079	19,95
VZ21	0,14±0,008	5,71	0,178±0,015	8,68
VZ22	0,349±0,009	2,87	0,321±0,016	4,98
VZ23	0,448±0,01	2,23	0,424±0	0,00
VZ24	0,623±0,036	5,85	0,564±0,022	3,99
VZ25	0,169±0	0,00	0,218±0,015	6,88
VZ26	0,157±0,004	2,55	0,207±0,032	15,46
VZ27	0,2±0,013	6,73	0,207±0,008	4,35
VZ28	0,204±0,12	58,82	0,206±0,125	60,77
VZ29	0,273±0,132	48,45	0,242±0,151	62,47
VZ30	0,136±0,013	9,89	0,083±0,01	12,05
VZ31	0,151±0,045	30,03	0,168±0,043	25,82
VZ32	0,12±0,066	55,19	0,131±0,071	54,20
VZ33	0,374±0,05	13,37	0,332±0,054	16,27
VZ34	0,261±0,102	39,08	0,23±0,117	50,87
VZ35	0,323±0,073	22,60	0,264±0,068	25,90
VZ36	0,225±0,091	40,44	0,174±0,103	59,31

Nárůst optické density (O.D.) se pohyboval od 0,150 po 0,750 (viz Tab. č. 16).
 V Tabulce č. 17 je seřazen nárůst O.D. jednotlivých vzorků od největšího k nejmenšímu.

Tab. č. 16: Výsledky nárůstu optické density

Vzorek	Vlnová délka 450 nm	Vlnová délka 630 nm
VZ3	0,348±0,039	0,333±0,014
VZ5	0,339±0,041	0,335±0,042
VZ6	0,286±0,001	0,275±0,003
VZ7	0,162±0,037	0,176±0,013
VZ9	0,37±0,006	0,366±0,009
VZ12	0,288±0,062	0,266±0,042
VZ13	0,13±0,002	0,196±0,008
VZ14	0,155±0,007	0,219±0,011
VZ15	0,749±0,037	0,649±0,039
VZ16	0,659±0,002	0,545±0,003
VZ17	0,229±0,036	0,279±0,056
VZ18	0,177±0,014	0,227±0,016
VZ19	0,538±0,039	0,459±0,007
VZ20	0,437±0,123	0,396±0,079
VZ21	0,14±0,008	0,178±0,015
VZ22	0,349±0,009	0,321±0,016
VZ23	0,448±0,01	0,424±0
VZ24	0,623±0,036	0,564±0,022
VZ25	0,169±0	0,218±0,015
VZ26	0,157±0,004	0,207±0,032
VZ27	0,2±0,013	0,207±0,008
VZ30	0,136±0,013	0,083±0,01
VZ33	0,374±0,05	0,332±0,054
VZ35	0,323±0,073	0,264±0,068

Tab. č. 17: Pořadí nárůstu optické density u jednotlivých vzorků.

VZ č.	vzorek	450	630
VZ15	172 NAF 500 ml.l-1	0,749	0,649
VZ16	172 NAF 250 ml.l-1	0,660	0,546
VZ24	NAF B1 NAF 250 ml.l-1	0,624	0,565
VZ19	6 NAF 500 ml.l-1	0,539	0,459
VZ23	NAF B1 NAF 500 ml.l-1	0,448	0,424
VZ20	6 NAF 250 ml.l-1	0,438	0,396
VZ33	KAZ 2 NAF 500 ml.l-1	0,374	0,332
VZ9	145 NAF 500 ml.l-1	0,371	0,366
VZ22	KAZ2 C18 250 ml.l-1	0,349	0,321
VZ3	MIX NAF 500 ml.l-1	0,349	0,333
VZ5	171 NAF 500 ml.l-1	0,340	0,335
VZ35	172 C18 500 ml.l-1	0,323	0,265
VZ12	KAZ1 C18 250 ml.l-1	0,289	0,267
VZ6	171 NAF 250 ml.l-1	0,286	0,276
VZ17	171 C18 500 ml.l-1	0,229	0,280
VZ27	DEK 1R NAF 500 ml.l-1	0,201	0,207
VZ18	171 C18 250 ml.l-1	0,177	0,228
VZ25	145 C18 500 ml.l-1	0,169	0,218
VZ7	DEK 1R C18 500 ml.l-1	0,162	0,177
VZ26	145 C18 250 ml.l-1	0,157	0,207
VZ14	NAF B1 C18 250 ml.l-1	0,155	0,220
VZ21	KAZ2 C18 500 ml.l-1	0,140	0,179
VZ30	KAZ 1 NAF 250 ml.l-1	0,137	0,083
VZ13	NAF B1 C18 500 ml.l-1	0,130	0,197

Celkově největší nárůst optické density zaznamenal kmen 172 v roztoku polyaromatických uhlovodíků (PAU) a to při koncentraci 500 ml.l⁻¹ i 250 ml.l⁻¹. Výrazný nárůst O.D. zaznamenal také kmen NAF B1 a to opět v roztoku PAU. Naopak v roztoku C18 se tento vzorek neprojevil v nárůstu O.D. Posledním ze tří nejvýznamněji rostoucích vzorků je kmen 6. Optická densita tohoto vzorku opět nejvýrazněji vzrůstala v roztoku naftalenu (PAU). Kmen KAZ 2 zaznamenal největší nárůst v roztoku C18 a to při koncentraci 250 ml.l⁻¹.

5.2.2 Účinnost biopreparátu degradovat nepolární extrahovatelné látky (NEL) a polyaromatické uhlovodíky (PAU) ve slaném médiu

Tab. č. 18: Nárůst optické density v médiu o různých koncentracích PAU a C18. (BMS = biopreparát, PAU = polyaromatické uhlovodíky)

Nárůst optické density (t = 14 hod.)				
Koncentrace PAU a C18	BMS(2,5%NaCl) + PAU	BMS + PAU	BMS(2,5%NaCl) + C18	BMS + C18
500mg/L	0,083±0,024	0,239±0,014	0,191±0,021	0,265±0,002
250mg/L	0,247±0,028	0,251±0,009	0,193±0,002	0,232±0,009
100mg/L	0,266±0,009	0,26±0,014	0,192±0,019	0,222±0,004
50mg/L	0,263±0,019	0,261±0,001	0,171±0,01	0,204±0,006
25mg/L	0,247±0,014	0,26±0,011	0,176±0,018	0,2±0,006
10mg/L	0,27±0,007	0,25±0,014	0,176±0,015	0,213±0,003
5mg/L	0,262±0,021	0,263±0,002	0,175±0,01	0,201±0,017

V médiu o vyšší salinitě obecně lépe narostlo inkulum kultivované na PAU (polyaromatické uhlovodíky). I přesto byl celkově nejmenší nárůst zaznamenán na slaném substrátu s $C_{PAU} = 500 \mu\text{g.l}^{-1}$. V rozmezí koncentrací 5-250 $\mu\text{g.l}^{-1}$ byl nárůst velmi podobný (0,259±0,008). Mezi inkulum pěstovaným v PAU s 2,5% NaCl a 0% NaCl nebyl rozdíl. Inkulum pěstované v roztoku C18 (NEL) rostlo všeobecně pomaleji ve slaném médiu než v roztoku bez soli. Obecně však inkulum zaznamenalo vyšší nárůst při vyšších koncentracích C18 100-500 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (nárůst 0,192±0,001) oproti nižším koncentracím C18 5-50 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (nárůst o 0,174±0,001). Vyšší růst inkula při vyšších koncentracích C18 dokazuje i vyšší nárůst na substrátu bez NaCl: pro $C_{C18} = 100-500 \mu\text{g.l}^{-1}$ nárůst 0,240±0,018 přičemž pro $C_{C18} = 5-50 \mu\text{g.l}^{-1}$ nárůst o 0,204±0,005.

5.2.3 Účinnost biopreparátu degradovat nepolární extrahovatelné látky v kolonách s odlišným náplňovým materiálem za přítomnosti soli

V následující tabulce č. 19 jsou uvedeny výsledky degradační účinnosti (RE) a degradační rychlosti (q) v jednotlivých kolonách během celého experimentu (C_{NEL} = koncentrace nepolárních extrahovatelných látek, C_{NaCl} = koncentrace soli, V = objem vody).

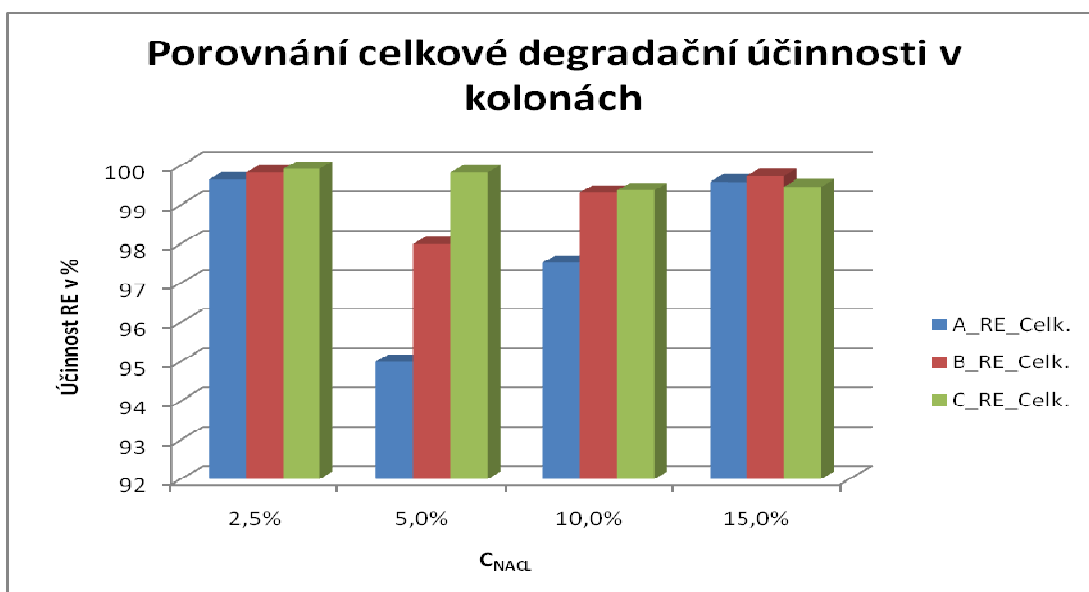
Tab. č. 19 : Výsledky degrační účinnosti (RE) a degrační rychlosti (q) v jednotlivých kolonách.

Pozn.	Datum	Den	A			B			C		
			C _{NEL} (mg/l)	RE	q	C _{NEL} (mg/l)	RE	q	C _{NEL} (mg/l)	RE	q
C _{NACL} = 2,5% V = 15l	22.7.2013	0	500	0	0	500	0	0	500	0	0
	25.7.2013	3	14,76	97,048	161,747	1,06	99,788	166,31	1,03	99,794	166,323
	26.7.2013	4	0,99	99,802	13,77	0,67	99,866	0,39	0,7	99,86	0,33
	29.7.2013	7	0,71	99,858	0,09333	0,37	99,926	0,1	0,23	99,954	0,15667
	30.7.2013	8	0,88	99,824	-0,17	0,62	99,876	-0,25	0,67	99,866	-0,44
	31.7.2013	9	1,8	99,64	-0,92	0,9	99,82	-0,28	0,41	99,918	0,26
Pozn.	Datum	Den	A			B			C		
			C _{NEL} (mg/l)	RE	q	C _{NEL} (mg/l)	RE	q	C _{NEL} (mg/l)	RE	q
C _{NACL} = 5% V = 15l	31.7.2013	0	500	0	0	500	0	0	500	0	0
	31.7.2013	0,5	247,53	50,494	504,94	80,21	83,958	839,58	32,99	93,402	934,02
	1.8.2013	1	8,62	98,276	477,82	2,43	99,514	155,56	43,38	91,324	-20,78
	2.8.2013	2	3,45	99,31	5,17	0,86	99,828	1,57	12,86	97,428	30,52
	6.8.2013	6	2,58	99,484	0,2175	0,52	99,896	0,085	0,81	99,838	3,0125
Pozn.	Datum	Den	A			B			C		
			C _{NEL} (mg/l)	RE	q	C _{NEL} (mg/l)	RE	q	C _{NEL} (mg/l)	RE	q
C _{NACL} = 5% V = 15l	6.8.2013	0	500	0	0	500	0	0	500	0	0
	6.8.2013	0,5	46,98	90,604	906,04	2,14	99,572	995,72	6	98,8	988
	7.8.2013	1	1,77	99,646	90,42	0,66	99,868	2,96	1,1	99,78	9,8
	12.8.2013	6	47,44	90,512	-9,134	19,6	96,08	-3,788	1	99,8	0,02
Pozn.	Datum	Den	A1			B			C		
			C _{NEL} (mg/l)	RE	q	C _{NEL} (mg/l)	RE	q	C _{NEL} (mg/l)	RE	q
C _{NACL} = 10% V = 15l	12.8.2013	0	500	0	0	500	0	0	500	0	0
	12.8.2013	1	125,28	74,944	374,72	25,01	94,998	474,99	10,53	97,894	489,47
	21.8.2013	9	155,13	68,974	-3,73125	-	-	-	-	-	-
	22.8.2013	10	96,54	80,692	58,59	10,99	97,802	1,5578	39,1	92,18	-3,17444
	23.8.2013	11	31,91	93,618	64,63	9,52	98,096	1,47	18,67	96,266	20,43
	26.8.2013	14	17,29	96,542	4,87333	3,64	99,272	1,96	11,07	97,786	2,53333
	27.8.2013	15	17,69	96,462	-0,4	3	99,4	0,64	3,18	99,364	7,89
	28.8.2013	16	25,33	94,934	-7,64	2,47	99,506	0,53	2,26	99,548	0,92
	29.8.2013	17	39,01	92,198	-13,68	1,88	99,624	0,59	1,32	99,736	0,94
30.8.2013	18	16,39	96,722	22,62	3,87	99,226	-1,99	3,01	99,398	-1,69	
Pozn.	Datum	Den	A			B			C		
			C _{NEL} (mg/l)	RE	q	C _{NEL} (mg/l)	RE	q	C _{NEL} (mg/l)	RE	q
C _{NACL} = 10% V= 15l	30.8.2013	0	500	0	0	500	0	0	500	0	0
	2.9.2013	3	34,21	93,158	155,263	5,59	98,882	164,8	1,73	99,654	166,09
	3.9.2013	4	88,24	82,352	-54,03	3,57	99,286	2,02	7,17	98,566	-5,44
	4.9.2013	5	8,22	98,356	80,02	2,02	99,596	1,55	2,94	99,412	4,23
	5.9.2013	6	10,76	97,848	-2,54	2,21	99,558	-0,19	2,27	99,546	0,67
	6.9.2013	7	8,48	98,304	2,28	3,03	99,394	-0,82	3,28	99,344	-1,01
Pozn.	Datum	Den	A			B			C		
			C _{NEL} (mg/l)	RE	q	C _{NEL} (mg/l)	RE	q	C _{NEL} (mg/l)	RE	q
C _{NACL} = 15% V= 15l	6.9.2013	0	500	0	0	500	0	0	500	0	0
	9.9.2013	3	47,2	90,56	150,933	6,72	98,656	164,43	11,13	97,774	162,957
	16.9.2013	10	10,62	97,876	5,22571	1,09	99,782	0,8043	0,98	99,804	1,45
	23.9.2013	17	4,83	99,034	0,82714	1,09	99,782	0	0,79	99,842	0,02714
	30.9.2013	24	4,1	99,18	0,10429	1,16	99,768	-0,01	1,83	99,634	-0,14857
	7.10.2013	31	3,27	99,346	0,11857	0,65	99,87	0,0729	2,95	99,41	-0,16
	14.10.2013	38	2,06	99,588	0,17286	1,36	99,728	-0,1014	2,67	99,466	0,04

Účinnost eliminace nepolárních extrahovatelných látek (NEL) v testovaných koncentracích soli (NaCl 2,5-15%) nevykazovala v průběhu měření významné rozdíly u jednotlivých testovaných náplňových materiálů (A - struska, B - kačírek, C - zeolit). Degradací rychlost v průběhu experimentu také nevykazovala žádné významné rozdíly (viz Tab. č. 19).

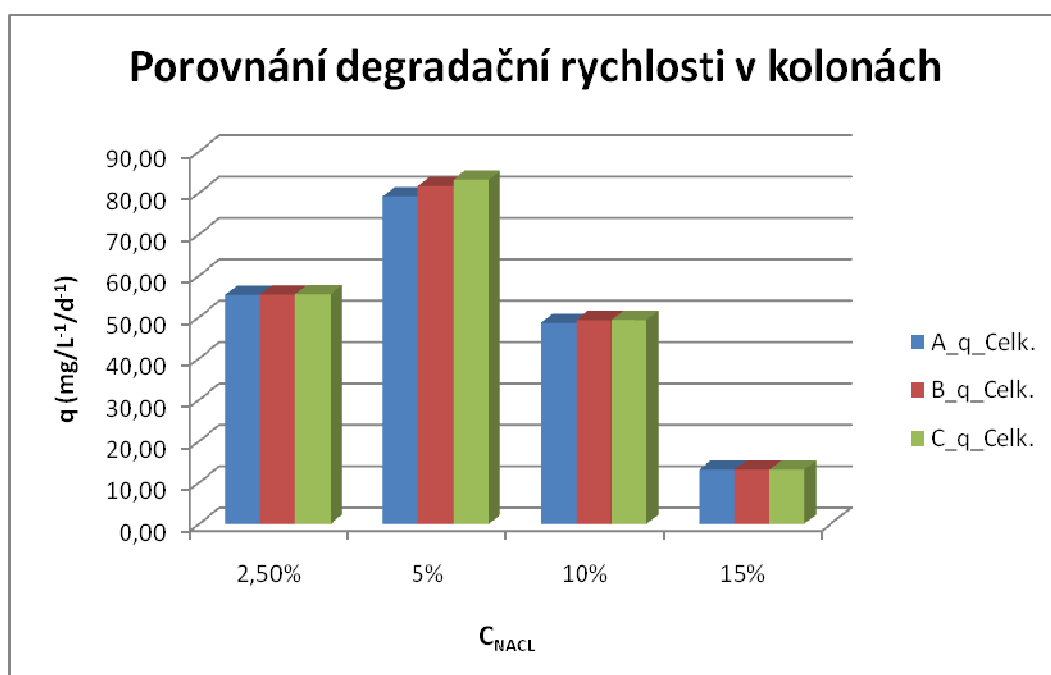
Při koncentraci NaCl 5% (1) kolona A (struska) vykazovala 1. den odlišnou degradační rychlost v prvním měření od ostatních kolon, degradované NEL byly eliminovány pouze na polovinu koncentrace oproti koloně B (kačírek) a C (zeolit). U média o koncentraci NaCl 10% (1) kolona B a C hned první den vykazovala vysokou účinnost degradovat NEL (95% a 97%), která přetrvala až do konce měření. U kolony A byly eliminovány NEL na koncentraci 100 mg/l po dobu prvních deseti dnů, poté koncentrace NEL klesla pod 1 mg/l. V médiu o koncentraci NaCl 10% (2) byly NEL účinně degradovány u všech kolon hned od prvního měření, kromě kolony A, u které během 3. a 4. dne měření došlo k navýšení koncentrace o 50 mg/l, jednalo se zřejmě o uvolnění frakce zachycené ve struktuře náplňového materiálu či biofirmy, od 5. dne byly NEL degradovány na koncentraci 10 mg/l (Tab. č. 19).

Graf č. 1: Porovnání celkové degradační účinnosti v jednotlivých kolonách o různých koncentracích NaCl



Nejvyšší celková degradační účinnost (RE) byla zaznamenána v koloně C, kde byla dosažena RE přes 99% u všech koncentrací NaCl (Graf č. 1). V koloně B bylo dosaženo účinné degradace nad 99% při koncentraci NaCl 2,5%, 10% a 15%. V koloně A je RE nad 99% u koncentrace NaCl 2,5% a 15% (Graf č. 1).

Graf č. 2: Porovnání celkové degradační rychlosti v jednotlivých kolonách o různých koncentracích NaCl



V kolonách s odlišnými koncentracemi soli (NaCl) byla degradační rychlost shodná u všech náplňových materiálů (Graf č. 2). Pouze v médiu o koncentraci 5% NaCl se degradační rychlost lišila vždy o 2 mg/l/d mezi jednotlivými kolonami. Nejvyšší rychlost degradace byla zaznamenána při koncentraci NaCl 5% (79-83 mg/l/d). Naopak při koncentraci NaCl 15% probíhala degradační rychlost nejpomaleji (13 mg/l/d).

Nejvyšší degradační rychlost u všech kolon byla naměřena v médiu o koncentraci NaCl 5%. Nejpomaleji probíhala degradace NEL v médiu o koncentraci NaCl 15% (Graf č. 2).

5.3 Výsledky z 2. vegetačního období

Ve druhém vegetačním období v době od 3. 4. 2014 do 14. 7. 2014 byla sledována celá řada parametrů. Systém poloprovozní kořenové čistírny je rozdělen na nádrže s horizontálním prouděním (*H1* a *H2*) a nádrže s vertikálním prouděním (*V1* a *V2*).

V období od 3. 4. 2014 do 11. 6. 2014 se sledovali tyto parametry: polyaromatické uhlovodíky (PAU), nepolární extrahovatelné látky (NEL), CHSK_{Cr} (chemická spotřeba kyslíku) a BSK₅ (biologická spotřeba kyslíku). Koncentrace PAU se snížila o 94,5% a NEL zaznamenaly pokles o 76,4%. Hodnoty CHSK_{Cr} klesly o 51% a hodnoty BSK₅ klesly o 91%. Při porovnání odtoku z nádrže s přidaným biopreparátem a nádrže bez biopreparátu nelze pozorovat nijak velké rozdíly naměřených hodnot (Tab. č. 20).

Tab. č. 20: Porovnání účinnosti čištění poloprovozní kořenové čistírny s přidavkem biopreparátu v období od 3. 4. 2014 do 11. 6. 2014.

Parametr	Jednotky	Vzorky			Účinnost s Biopr.	Účinnost bez Biopr.
		Přítok	Odtok s Biopr.	Odtok bez Biopr.		
PAU Σ 12	µg/l	1,37	0,039	0,1125	97,2%	91,8%
NEL	mg/l	0,472	0,124	0,099	73,7%	79,0%
CHSK _{Cr}	mg/l	127	55,45	67,75	56,3%	46,7%
BSK ₅	mg/l	20,2	1,75	1,73	91,3%	91,4%

V období od 25. 6. 2014 do 14. 7. 2014 se zkoumala účinnost poloprovozní kořenové čistírny odstraňovat nepolární extrahovatelné látky (NEL), polyaromatické uhlovodíky (PAU) a těžké kovy ze zasolené vody. V následujících podkapitolách jsou uvedeny jednotlivé zkoumané parametry.

5.3.1 Nepolární extrahovatelné látky (NEL)

Tabulka č. 21 ukazuje hodnoty naměřené dne 25. 6. 2014 a účinnost jednotlivých nádrží odstraňovat NEL. Účinnost odstranění NEL u nádrží *H2*, *V1* a *V2* je velmi vysoká. Účinnost odstranění NEL se pohybovala v rozmezí mezi 92-97% (viz. Tab. č. 21). U nádrže *H1* je účinnost odstranění NEL výrazně nižší (45%) než u ostatních nádrží. Nejvyšší účinnost odstranění NEL byla zaznamenána u nádrže *V2* (97%).

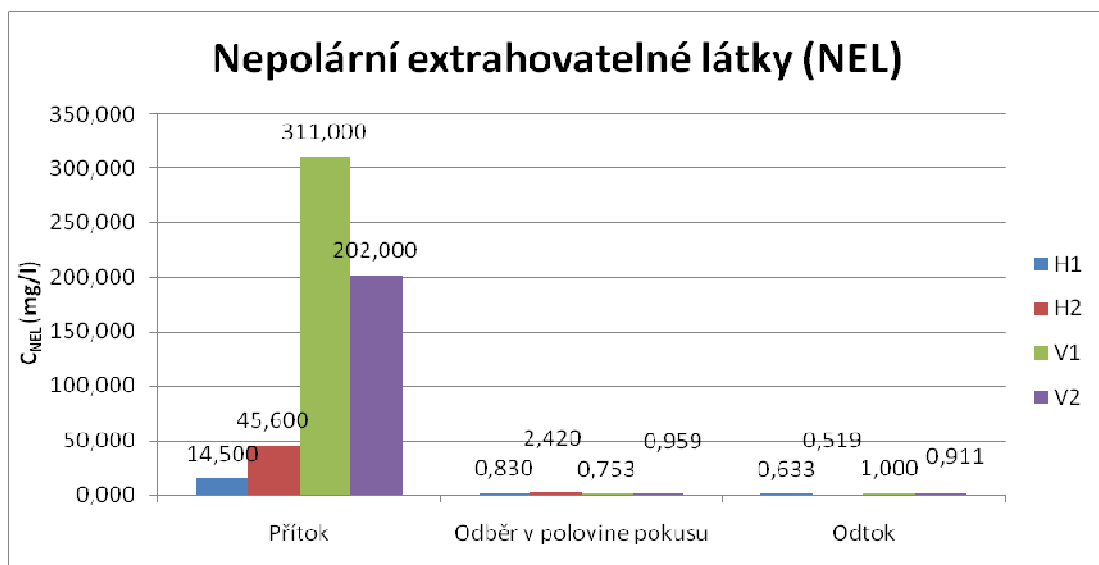
U nádrží s horizontálním prouděním lze pozorovat vyšší účinnost odstranění NEL v nádrži s přidaným biopreparátem *H2*. Při porovnání s nádrží *H1*, je nádrž s přidaným biopreparátem *H2* o 38% více účinná (viz. Tab. č. 21).

Tab. č. 21: Účinnost odstranění nepolárních extrahovatelných látek (NEL) naměřená dne 25. 6. 2014.

Nádrž	Přítok (mg/l)	Odtok (mg/l)	Účinnost %
H1	4,82	2,65	45
H2	17,8	1,21	93
V1	11,0	0,88	92
V2	5,57	0,167	97

Z grafu č. 3 je vidět evidentní snížení vysokých koncentrací NEL na odtoku naměřené dne 1. 7. 2014. Účinnost odstranění NEL přesahovala u všech nádrží poloprovozní kořenové čistírny 95%. U nádrží *V1* a *V2* byla účinnost odstranění přes 99%, přičemž na přítoku byly zaznamenány velmi vysoké koncentrace NEL v porovnání s nádržemi *H1* a *H2*. Nádrž *V1* a *V2* zaznamenaly na přítoku koncentraci 311 mg/l a 202 mg/l NEL. Oproti tomu nádrže *H1* a *H2* zaznamenaly koncentraci 14,5 mg/l a 45,6 mg/l NEL.

Graf č. 3: Porovnání účinnosti odstranění NEL v jednotlivých nádržích.



Z tabulky č. 22 je vidět, že při malých koncentracích NEL na přítoku je účinnost čištění mezi jednotlivými nádržemi velmi odlišná. V nádržích *H2* a *V2*, kde se do filtračního lože přidával biopreparát je odstranění NEL účinné. Horizontální nádrž *H2* měla účinnost odstranění NEL 69%, vertikální nádrž *V2* měla účinnost 22%. Naopak v nádržích bez přidaného biopreparátu *H1* a *V1* se koncentrace NEL na odtoku několikanásobně zvýšila (viz. Tab. č. 22).

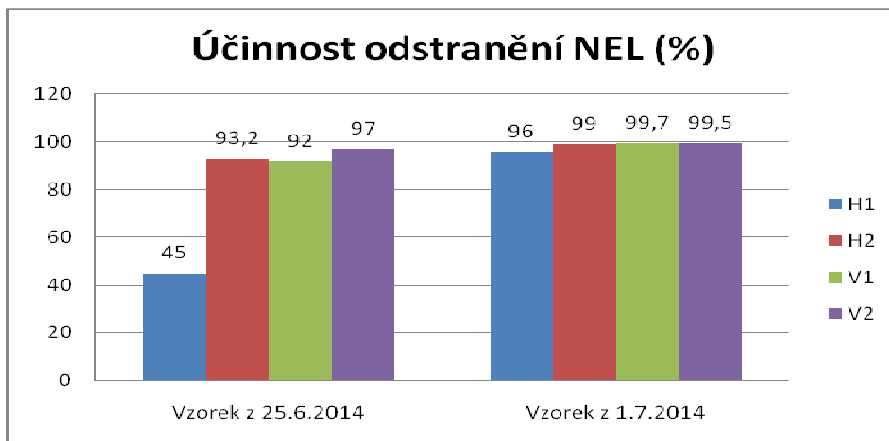
Při porovnání výsledků naměřených dne 1. 7. 2014 a 14. 7. 2014 je zřejmé, že aplikovaný biopreparát je vysoce účinný při vysokých koncentracích NEL na přítoku. Při vyšších vstupních koncentracích NEL mají vysokou účinnost odstranění také nádrže *H1* a *V1* (viz. Graf č. 3). Naopak při nízkých vstupních koncentracích NEL se u nádrží *H1* a *V1* koncentrace NEL na odtoku několikrát zvýšila (viz. Tab. č. 22).

Tab. č. 22: Účinnost odstranění nepolárních extrahovatelných látek (NEL) naměřená dne 14. 7. 2014.

Nádrž	Přítok (mg/l)	Odběr v polovině pokusu (mg/l)	Odtok (mg/l)	Účinnost %
H1	0,133	0,650	0,322	-142
H2	0,333	0,194	0,103	69
V1	0,186	0,385	0,461	-148
V2	0,127	0,253	0,099	22

Při porovnání účinnosti odstranění NEL ze dne 25. 6. 2014 a 1. 7. 2014 je znatelné, že účinnost nádrže *H1* se během prvního a druhého měření výrazně zvýšila, a to o 51% (viz. Graf č. 4).

Graf č. 4: Porovnání účinnosti odstraňovat NEL ze dne 25. 6. 2014 a 1. 7. 2014.



5.3.2 Polyaromatické uhlovodíky (PAU)

Polyaromatické uhlovodíky (PAU) byly zkoumány dne 25. 6. 2014. V tabulce č. 23 je uvedena účinnost jednotlivých nádrží odstraňovat PAU a jednotlivé koncentrace PAU na přítoku a odtoku. K výraznému snížení koncentrace PAU došlo u nádrží *V1* a *V2*. Účinnost odstranění PAU byla u nádrže *V1* 98% a u nádrže *V2* 99,9%. Naopak nádrže s horizontálním prouděním *H1* a *H2* nevykazovaly tak velkou účinnost odstraňovat PAU. U nádrže *H1* byla zaznamenána účinnost 23%, u nádrže s přidaným biopreparátem *H2* byla účinnost téměř trojnásobná (63%). Účinnost biopreparátu lze pozorovat jen u nádrží s horizontálním prouděním.

Tab. č. 23: Účinnost odstranění polyaromatických uhlovodíků (PAU) naměřená dne 25. 6. 2014.

Nádrž	Přítok (mg/l)	Odtok (mg/l)	Účinnost %
H1	100	76,6	23
H2	98,5	36,8	63
V1	256	6,12	98
V2	125	0,039	99,97

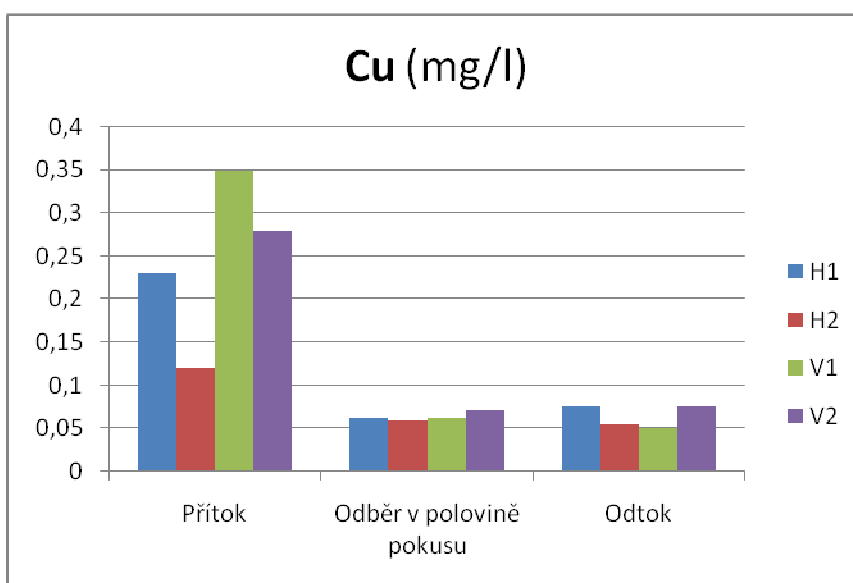
5.3.3 Těžké kovy

V průběhu experimentu se měřily všechny těžké kovy, ale vzhledem k velice nízkým koncentracím u většiny těžkých kovů, se vyhodnocovaly výsledky pouze pro měď (Cu) a zinek (Zn). V následujících podkapitolách je vyhodnocena účinnost odstranění Cu a Zn.

5.3.3.1 Měď (Cu)

Graf č. 5 zobrazuje účinnost odstranění Cu v jednotlivých nádržích. Jednotlivé vzorky byly měřeny na přítoku, v polovině pokusu a na odtoku. Nejvyšší účinnost odstranění Cu byla naměřena v nádrži V1 (86%), přitom byla na přítoku zaznamenána nejvyšší koncentrace Cu (0,35 mg/l). Dále byla vysoká účinnost odstranění Cu naměřena v nádrži V2 (73%). V nádržích s horizontálním průtokem byla zaznamenána menší účinnost odstranění Cu v porovnání s nádržemi s vertikálním průtokem. U nádrže H1 byla účinnost odstranění 67%, u nádrže H2 54%. Z grafu č. 5 je vidět, že koncentrace Cu se snížila hned při odběru v polovině pokusu.

Graf č. 5: Porovnání účinnosti odstranění Cu v jednotlivých nádržích.



5.3.3.2 Zinek (Zn)

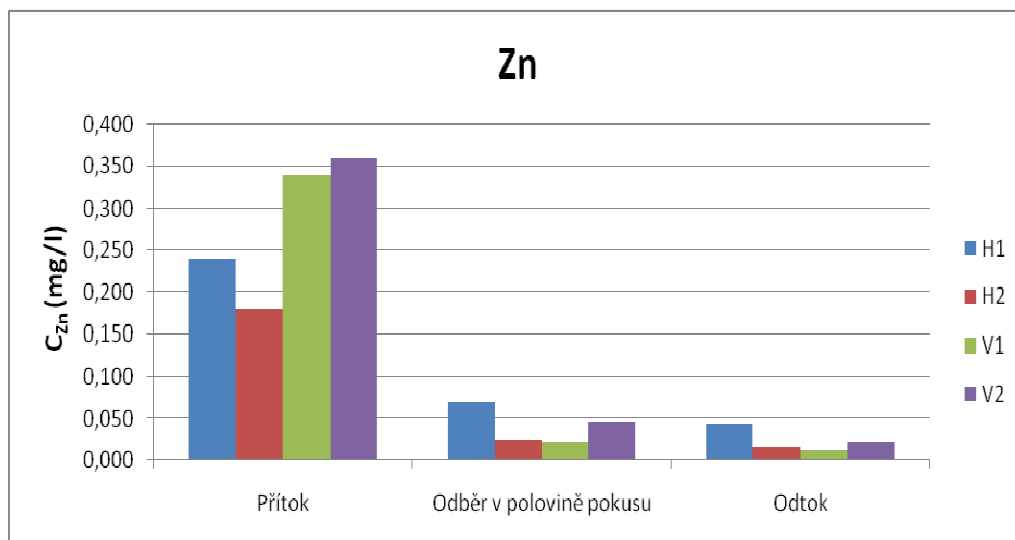
Účinnost odstranění Zn je uvedena v následující tabulce č. 24 ze dne 25. 6. 2014. V tabulce jsou uvedeny hodnoty naměřené na přítoku, v polovině pokusu a na odtoku z nádrží poloprovozní kořenové čistírny. Dále je v tabulce uvedena účinnost jednotlivých nádrží. Nejvyšší účinnost odstranění Zn byla naměřena u vertikálních nádrží V1 a V2. V nádrži V1 byla naměřena účinnost 90%, v nádrži V2 byla účinnost 83%. U horizontálních nádrží byl pozorován malý rozdíl v odstranění Zn při porovnání s nádržemi s vertikálním průtokem. Nádrže s horizontálním průtokem zaznamenali účinnost odstranění Zn 71% a 70%.

Tab. č. 24: Účinnost odstranění zinku (Zn) naměřená dne 25. 6. 2014.

Nádrž	Přítok (mg/l)	Odběr v polovině pokusu (mg/l)	Odtok (mg/l)	Účinnost %
H1	0,31	0,068	0,091	71
H2	0,28	0,13	0,084	70
V1	0,55	0,083	0,055	90
V2	0,41	0,099	0,070	83

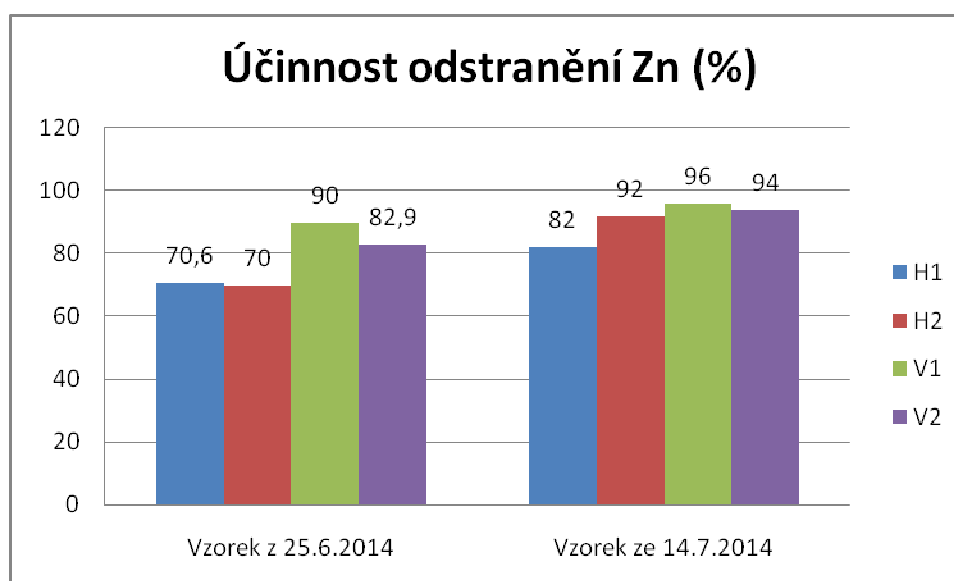
Graf č. 6 zobrazuje účinnost odstranění Zn v jednotlivých nádržích. Vzorky byly naměřeny dne 14. 7. 2014 na přítoku, v polovině pokusu a na odtoku. Účinnost odstranění Zn přesahovala 91% u nádrží H2, V1 a V2. U nádrže H2 byla naměřena účinnost 91,7%, u nádrže V1 96,2% a u nádrže V2 94,2%. V horizontální nádrži H1 byla naměřena účinnost odstranění Zn 82%. Nejvyšší účinnost odstranění Zn byla naměřena ve vertikální nádrži V1 (96,2%) a V2 (94,2), přičemž na přítoku byla naměřena nejvyšší koncentrace Zn, 0,340 mg/l u nádrže V1 a 0,360 mg/l u nádrže V2.

Graf č. 6: Porovnání účinnosti odstranění Zn v jednotlivých nádržích.



Při porovnání účinnosti odstranění Zn ze dne 25. 6. 2014 a 14. 7. 2014 je znatelné, že účinnost nádrží poloprovodní kořenové čistírny se během prvního a druhého měření zvýšila (Graf č. 7). Zvýšení účinnosti odstranění Zn bylo zaznamenáno hlavně u nádrží H1, H2 a V2. U horizontální nádrže H2 se účinnost odstranění zvýšila o 22%. U nádrží H1 a V2 se účinnost zvýšila téměř o 12%.

Graf č. 7: Porovnání účinnosti odstraňovat Zn ze dne 25. 6. 2014 a 14. 7. 2014.



5.4 Porovnání výsledků z 1. a 2. vegetačního období

Naměřené výsledky z 1. vegetačního období (16. 7. 2013 – 17. 10. 2013) jsem porovnával s výsledky naměřenými v 2. vegetačním období (3. 4. 2014 – 14. 7. 2014). Ve 2. vegetačním období byl do nádrží s horizontálním prouděním *H2* a vertikálním prouděním *V2* aplikován biopreparát, který se skládá z mikroorganismů, které jsou schopné růst při zvýšené koncentraci soli a mají schopnost degradovat polyaromatické uhlovodíky (PAU) a nepolární extrahovatelné látky (NEL).

V následující tabulce č. 25 je zobrazeno porovnání účinnosti poloprovozní kořenové čistírny z 1. a 2. vegetačního období. Účinnost poloprovozní kořenové čistírny v 1. vegetačním období a v 2. vegetačním období se mezi sebou poměrně lišila (viz. Tab. č. 25). Největší rozdíl v naměřených hodnotách byl zaznamenán u NEL, BSK₅ (biologická spotřeba kyslíku) a Sb (antimon). U NEL byla naměřena v 2. vegetačním období účinnost odstranění 76%. Naopak naměřené koncentrace NEL na přítoku a odtoku v 1. vegetačním období se téměř vůbec nelišily, účinnost odstranění byla 0,6%. Účinnost odstranění BSK₅ se v 2. vegetačním období oproti 1. vegetačnímu období zvýšila o 51,6%. Účinnost odstranění Sb v 1. vegetačním období byla 95%. V 2. vegetačním období byla naměřena účinnost odstranění Sb 35%.

Rozdíl v naměřených hodnotách byl pozorován také pro CHSK_{Cr} (chemická spotřeba kyslíku), Cl⁻ (chloridy), Cr (chrom), Cu (měď), Ni (nikl) a Zn (zinek). Účinnost odstranění CHSK_{Cr} se v 2. vegetačním období oproti 1. vegetačnímu období zvýšila o 13,1%. Koncentrace Cl⁻ se během 1. vegetačního období snížila o 47%, v 2. vegetačním období se snížila o 36,7%. Naměřené koncentrace Cr na přítoku a odtoku během 1. vegetačního období nevykazovaly žádné změny. V 2. vegetačním období byla účinnost odstranění Cr 7,5%. Účinnost odstranění Cu a Zn v 1. i v 2. vegetačním období byla vysoká. U koncentrace Cu byla zaznamenána účinnost odstranění 78,7% v 1. vegetačním období a 70% v 2. vegetačním období. Účinnost odstranění Zn byla v 1. vegetačním období naměřena 84% a v 2. vegetačním období 78%. Koncentrace Ni se v 1. vegetačním období snížila o 17,8% a v 2. vegetačním období o 13,6%.

Naměřené hodnoty polyaromatických uhlovodíků (PAU) a kadmia (Cd) v 1.

vegetačním období v porovnání s 2. vegetačním období nezaznamenaly žádnou výraznou změnu.

Tab. č. 25: Porovnání naměřených výsledků z 1. a 2. vegetačního období

Parametr	Výsledky z 1. vegetačního období (směsný vzorek)			Výsledky z 2. vegetačního období (směsný vzorek)		
	Přítok	Odtok	Účinnost	Přítok	Odtok	Účinnost
Σ PAH ($\mu\text{g/l}$)	1,49	0,0299	98,0%	1,37	0,07575	94,5%
NEL (mg/l)	0,171	0,17	0,6%	0,472	0,1115	76,4%
CHSK _{Cr} (mg/l)	161	99,2	38,4%	127	61,6	51,5%
BSK ₅ (mg/l)	25,4	15,3	39,8%	20,2	1,74	91,4%
Cl ⁻ (mg/l)	31	16,3	47,4%	251	158,25	36,7%
Cd (mg/l)	< 0,002	< 0,002	0,0%	< 0,001	< 0,001	0,0%
Cr (mg/l)	< 0,002	< 0,002	0,0%	0,0048	0,0045	7,5%
Cu (mg/l)	0,058	0,01236	78,7	0,245	0,0642	69,9%
Ni (mg/l)	0,018	0,0148	17,8	0,0064	0,0049	13,6%
Sb (mg/l)	0,02	0,001	95,0	0,003	0,0017	34,8%
Zn (mg/l)	0,1206	0,01905	84,2	0,387	0,075	78,3%

6. DISKUSE

V předkládané práci byla studována účinnost poloprovozní kořenové čistírny odstraňovat nepolární extrahovatelné látky (NEL), polyaromatické uhlovodíky (PAU) a těžké kovy ze zasolené odpadní vody. Hlavním cílem bylo porovnání účinnosti poloprovozní kořenové čistírny v 1. vegetačním období (16. 7. – 17. 10. 2013) a v 2. vegetačním období (3. 4. – 14. 7. 2014), kde byl do filtračního lože aplikován biopreparát, který je odolný vůči zasoleným vodám a vyznačuje se schopností degradace PAU a NEL.

Z výsledků naměřených v 1. vegetačním období lze konstatovat, že poloprovozní kořenová čistírna vykazuje vysokou účinnost čištění kontaminované vody, kromě NEL, u kterých se koncentrace na přítoku a odtoku téměř nezměnila. Dále bylo možné u nádrže s vertikálním prouděním pozorovat účinnost čištění v závislosti na výšce ode dna. Koncentrace naměřené ve vrstvě nejvíce u dna byly nižší než naměřené koncentrace ve vrstvě nejbližší povrchu. U nádrží s horizontálním prouděním nelze pozorovat významné rozdíly mezi jednotlivými vrstvami. Při porovnání nádrží s horizontálním a vertikálním prouděním v období od 17. 9. 2013 do 17. 10. 2013 lze konstatovat, že lepších výsledků v průměru dosahuje systém s horizontálním prouděním.

Díličí výsledky měly za úkol vybrat vhodné kmeny bakterií pro přípravu biopreparátu, který bude schopen degradovat PAU a NEL při zvýšené koncentraci solí. U výběru vhodných kmenů bakterií pro přípravu biopreparátu byl větší nárůst optické density obecně zaznamenán u kmenů rostoucí v médiu s přídavkem PAU. V roztoku s přídavkem PAU (naftalen) se nejlépe projevíly kmeny 172, NAF B1 a 6. V roztoku s přídavkem NEL (C18) se pak nejlépe projevíly kmeny KAZ2 a KAZ1.

Připravený biopreparát byl podroben testu účinnosti degradace NEL a PAU v různých koncentracích (5–500 mg/L) za přítomnosti 2,5% roztoku soli (NaCl). Z výsledků provedeného měření lze předpokládat, že v prostředí zatíženém vyššími koncentracemi solí bude kultivovaný biopreparát lépe degradovat znečištění PAU o

maximální koncentraci do 250 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Prokazatelně hůře pak bude biopreparát degradovat kontaminaci NEL, přičemž neúčinněji bude degradace probíhat v rozmezí 100-500 $\mu\text{g.l}^{-1}$ C18.

V posledním dílčím experimentu se porovnávala účinnost biopreparátu degradovat NEL za přítomnosti NaCl v různých koncentracích (2,5 – 15% roztok) v kolonách s odlišným náplňovým materiálem. Kolony byly vyplněny struskou, kačírkiem a zeolitem. Nejvyšší celková degradační účinnost byla zaznamenána v koloně C (zeolit), kde bylo dosaženo degradační účinnosti přes 99% u všech koncentrací NaCl. Neúčinněji probíhala degradace NEL u všech kolon v 2,5% a 15% roztoku NaCl. Kolona C naplněna zeolitem je nejvhodnější pro degradaci NEL při všech koncentracích NaCl (2,5%, 5%, 10% a 15% roztok). Kolona B naplněná kačírkiem je vhodná pro degradaci NEL v médiu o koncentraci 2,5%, 10% a 15% roztoku NaCl. Kolona A naplněná struskou je vhodná k degradaci NEL jen v médiu o koncentraci 2,5% a 15% roztoku NaCl.

V 2. vegetačním období byl do nádrží poloprovozní kořenové čistírny H2 a V2 aplikován zmiňovaný biopreparát. V průběhu provozu poloprovozní kořenové čistírny se pozorovala účinnost odstranění NEL, PAU a těžkých kovů ze zasolené vody. Při každém měření v průběhu provozu kořenové čistírny se do filtračního lože přidávala NaCl o koncentraci 200 mg/L. Vzhledem ke zvýšené salinitě ve filtračním loži kořenové čistírny byly NEL, PAU a některé těžké kovy (Cu-měď, Zn-zinek) účinně odstraněny.

Aplikovaný biopreparát do nádrží kořenové čistírny byl účinný při odstranění NEL a PAU především v nádrži s horizontálním prouděním, kde lze vidět rozdíl v účinnosti aplikovaného biopreparátu. U nádrží s vertikálním prouděním nelze pozorovat výrazné rozdíly účinnosti přidaného biopreparátu. Jedině u měření ze dne 14. 7. 2014 při malých vstupních koncentracích NEL je účinnost biopreparátu znatelně viditelná (viz. Tab. č. 22). U horizontální a vertikální nádrže H1 a V1 se koncentrace NEL na odtoku několikrát zvětšila. Může to být způsobeno uvolněním NEL ze struktury náplňového materiálu, na který se NEL adsorbovaly během předchozího pokusu. Naopak při velkých vstupních koncentracích NEL je účinnost

odstranění všech nádrží přes 95% a nelze pozorovat žádný rozdíl přidaného biopreparátu.

Účinnost poloprovozní kořenové čistírny odstraňovat těžké kovy měď (Cu) a zinek (Zn) byla velmi vysoká, 70% u Cu a 78% u Zn. Ostatní měřené těžké kovy měly tak nízké koncentrace, že nebylo nutné je vyhodnocovat. Při posuzování účinnosti poloprovozní kořenové čistírny odstraňovat těžké kovy Cu a Zn byla větší účinnost odstranění zaznamenána u Zn. Při porovnání účinnosti odstranění Zn ze dne 25. 6. 2014 a 14. 7. 2014 je zřejmé, že vegetace v průběhu druhého měření byla více vzrostlá a proces čištění probíhal účinněji. U nádrží s přidaným biopreparátem (*H2*, *V2*) a u nádrží bez přidaného biopreparátu (*H1*, *V1*) při odstranění Cu a Zn nelze pozorovat žádnou účinnost přidaného biopreparátu.

Experimentální měření v 2. vegetačním období probíhalo formou cirkulace vody v kořenové čistírně. Cirkulace vody probíhala necelý den, proto účinnost kořenové čistírny při odstraňování kontaminovaných látek nemusí být tak vysoká. Předpokládá se, že v průběhu delší doby provozu, by kořenová čistírna měla být účinnější.

Při porovnání účinnosti odstranění z 1. vegetačního období a 2. vegetačního období, výsledky měření ukazují, že během 2. vegetačního období zaznamenala poloprovozní kořenová čistírna vyšší účinnost odstranění u parametrů NEL (nepolární extrahovatelné látky), $CHSK_{Cr}$ (chemická spotřeba kyslíku), BSK_5 (biologická spotřeba kyslíku) a Cr (chrom). Během 1. vegetačního období byla poloprovozní kořenová čistírna více účinná v odstraňování těžkých kovů (Cu-měď, Ni-nikl, Sb-antimon a Zn-zinek). Účinnost odstranění PAU byla jak v 1. tak v 2. vegetačním období velmi vysoká (98% a 94,5%). Vzhledem k tomu, že v 2. vegetačním období bylo ve filtračních ložích poloprovozní kořenové čistírny o 220 mg/L více soli, která brzdí rychlost biodegradace kontaminované vody, účinnost čištění měřených parametrů vykazovala kladné výsledky. Koncentrace NEL, PAU a těžkých kovů Cu, Sb a Zn byly ze zasolené vody úspěšně odstraněny. Výsledky měření ukazují, že největší rozdíl naměřených hodnot z 1. a 2. vegetačního období byl zaznamenán u koncentrace NEL. V 1. vegetačním období se koncentrace NEL na

přítoku a odtoku téměř nezměnila, naopak účinnost odstranění NEL v 2. vegetačním období byla 76,5%. Lze to vysvětlit větší koncentrací NEL na přítoku a aplikovaným biopreparátem, který je schopen růst při zvýšené salinitě vody a má schopnost degradovat NEL.

Knight et al., (1999) uvádí, že ve většině případů výsledky účinnosti umělých mokřadů v ropném průmyslu ukazují, že jsou umělé mokřady stejně nebo i více účinné při odstraňování kontaminovaných látek z odpadní vody z ropného průmyslu, než odstraňování kontaminovaných látek z ostatních druhů odpadních vod. Z hlediska mého výzkumu byly sledované kontaminované látky z poloprovozní kořenové čistírny odstraněny i za zvýšených koncentrací ropných látek (NEL).

Machate et al., (1997) zkoumali účinnost kořenové čistírny odstranit fenantren (PAU) z odpadní vody. Kořenová čistírna byla vyplněna lávou a osázena orobincem a skřípincem jezerním. Celkové odstranění fenantrenu (PAU) z odpadní vody bylo 99%. Poloprovozní kořenová čistírna ve Slaném, která má zvýšenou salinitu vody (200 mg/L) měla účinnost odstranění PAU 94,5%. Při porovnání vertikálního a horizontálního průtoku byla účinnější nádrž s vertikálním prouděním.

Calheiros et al., (2012) studovali účinnost kořenové čistírny odstranit organické látky a dusík z odpadní vody s vysokým obsahem soli (2,2 – 6,6 g/L). Kořenová čistírna se skládala ze dvou nádrží s horizontálním průtokem, které byly vyplněny praným pískem a osázené *Arundo donax* (trstí rákosovitá) a *Sarcocornia fruticosa* (slanomil dřevnatější). Calheiros et al., (2012) uvedli, že kořenová čistírna je účinná při odstraňování CHSK (51 – 80%), BSK₅ (53 – 90%), fosforu (40 – 93%) a dusíku (41 – 90%) ze silně zasolené odpadní vody. Z naměřených výsledků z poloprovozní kořenové čistírny ve Slaném je zřejmé, že účinnost odstranění CHSK_{Cr} a BSK₅ ze zasolených vod je také vysoká. Pro CHSK_{Cr} byla naměřena účinnost odstranění 51,5% a u BSK₅ byla naměřena účinnost odstranění 91,5%. Dále byly ze zasolené vody úspěšně odstraněny NEL, PAU a těžké kovy Cu a Zn.

Kamrudzaman et al., (2012) uvedli, že vertikální a horizontální podpovrchové proudění kořenovou čistírnou, která je vyplněna štěrskem vykazuje vysokou účinnost

odstranění těžkého kovu Fe (95%) ze skládkových výluhů. Experimentální kořenová čistírna ve Slaném s horizontálním a vertikálním prouděním, která je také vyplněna štěrkem a napuštěna zasolenou vodou vykazuje vysokou účinnost odstranění těžkých kovů Cu (70%) a Zn (78%).

7. ZÁVĚR

Předkládaná diplomová práce se zabývá využitím kořenové čistírny odstraňovat ropné látky a těžké kovy ze zasolené vody. V souvislosti s tím byla studována a následně porovnána účinnost poloprovozní kořenové čistírny v 1. vegetačním období (16. 7. 2013 – 17. 10. 2013) a v 2. vegetačním období (3. 4. 2014 – 14. 7. 2014). V 2. vegetačním období byl do nádrží s horizontálním prouděním H2 a vertikálním prouděním V2 přidán biopreparát, který je schopen degradovat NEL a PAU a je odolný vůči zasoleným vodám.

Bylo prokázáno, že poloprovozní kořenová čistírna dokáže účinně odstranit NEL (76,5%), PAU (94,5%) a těžké kovy Cu (70%) a Zn (78%) ze zasolené vody.

Aplikovaný biopreparát byl účinný pouze při odstranění NEL a PAU v nádrži s horizontálním prouděním. Dále bylo zjištěno, že při nízkých vstupních koncentracích NEL je biopreparát znatelně účinný.

Na základě porovnání výsledků z 1. a 2. vegetačního období bylo prokázáno, že poloprovozní kořenová čistírna v 2. vegetačním období je velmi účinná při odstranění NEL ze zasolené vody.

Získané poznatky je možné využít při vybudování kořenové čistírny pro čištění zasolených vod s obsahem ropných látek, polyaromatických uhlovodíků a těžkých kovů, jako jsou lokality podél silnic, dálnic, parkovišť či letišť. Experimentální měření probíhalo omezenou dobu, vzhledem k delší době provozu kořenové čistírny by odstranění kontaminovaných látek mělo probíhat účinněji.

8. SEZNAM LITERATURY

AKSOY A., DEMIREZEN D., 2006: Common hydrophytes as indicators of iron and manganese pollutions. *Ecological Indicators*, 6, 338-393 str.

BRIX H., 1997: Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science & Technology*, 35, 11–17 str.

CALHEIROS C. S. C., QUITÉRIO P. V. B., SILVA G., CRISPIM L. F. C., BRIX H., MOURA S. C., CASTRO P. M. L., 2012: Use of constructed wetland systems with *Arundo* and *Sarcocornia* for polishing high salinity tannery wastewater. *Journal of Environmental Management*, 95, 66–71 str.

CENTRUM VERONICA, 2001: Voda a krajina. ZO ČSOP Veronica. Brno, 3 str.

CENTRUM VERONICA, 2010: Přírodní čištění vody. ZO ČSOP Veronica. Brno, 3 str.

DOMINGOS S. S., 2011: Vertical flow constructed wetlands for the treatment of inorganic industrial wastewater. Faculty of Science and Engineering. Murdoch University. Australia, 33–50 str.

ERBANOVÁ E., ŠIMKOVÁ K., PALARČÍK J., 2011: Kořenové čistírny odpadních vod. University of Pardubice, 1 str.

GOURIVEAU F., 2009: Constructed Farm Wetlands (CFWs) designed for remediation of farmyard runoff: an evaluation of their water treatment efficiency, ecological value, costs and benefits. The University of Edinburgh. Scotland, 51 str.

HADAD H. R., MAINE M. A., BONETTO C. A., 2006: Macrophyte growth in a pilot-scale constructed wetland for industrial wastewater treatment. *Chemosphere*, 63/10, 1744–1753 str.

HALL J. L., 2002: Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*, 53, 1-11 str.

HARDEJ M., OZIMEK T., 2002: The effect of sewage sludge flooding on growth and morphometric parameters of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *Ecological Engineering*, 3, 343-350 str.

HEGEDÜS R., KEREPECZKI É., GÁL D., PEKÁR F., ONCSIK BÍRONÉ M., LAKATOS G., 2010: Potential Role of Halophytic Macrophytes in Saline Effluent Treatment. *World Academy of Science. Engineering and Technology*, 40, 273-276 str.

HOME P. G., NJENGA T. N., KINUTHIA T. G., KIMUTAI E., MANGO H., KALULI J. W., 2010: Assessing the efficiency of subsurface constructed wetlands planted with different macrophytes in removing heavy metals from wastewater. *Biomechanical and environmental Engineering Jomo Kenyatta University of Agriculture and Technology. Kenya*, 715-725 str.

HUĐCOVÁ T., 2013: Biologická dekontaminace vod a zemin s vysokou salinitou technologií BIOSAL. *Dekonta. Dřetovice*, 2-3 str.

CHENG S., GROSSE W., KARRENBROCK F., THOENNESSEN M., 2002: Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. *Ecological Engineering*, 18, 317-325 str.

CHRÁSTKOVÁ I., 2009: Odstraňování těžkých kovů z vodního prostředí mikroorganismy a rostlinami. Ústav experimentální biologie. Masarykova Univerzita. Brno, 6-7 str.

CHUDOBA J., DOHÁNYOS M., WANNER J., 1991: Biologické čištění odpadních vod. SNTL – Nakladatelství technické literatury. Praha, 188 str.

JESUS J. M., CALHEIROS C. S. C., CASTRO P. M. L., BORGES M. T., 2014: Feasibility of *Typha Latifolia* for High Salinity Effluent Treatment in Constructed Wetlands for Integration in Resource Management Systems. *International Journal of Phytoremediation*, 4, 334-346 str.

KAFKA Z., PUNCOCHÁROVÁ J., 2002: Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chemické listy*, 96, 611-617 str.

KAMARUDZAMAN A. N., AZIZ A. R., JALIL AM. F. A., 2011: Removal of Heavy Metals from Landfill Leachate Using Horizontal and Vertical Subsurface Flow Constructed Wetland Planted with *Limnocharis flava*. *International Journal of Civil & Environmental Engineering*, 11, 85-91 str.

KAMRUDZAMAN A. N., ZAKARIA M. A. H., AZIZ R. A., JALIL M. F. A., 2012: Removal of Iron (Fe) from Landfill Leachate Using Horizontal and Vertical Subsurface flow Constructed Wetland System Planted With *Limnocharis Flava*. *International Journal of Chemical and Environmental Engineering*, 2, 15–19 str.

KLOMJEK, P., NITISORAVUT S., 2005: Constructed treatment wetland: a study of eight plant species under saline conditions. *Chemosphere*, 58/5, 585-593 str.

KNIGHT R. I., KADLEC R. H., OHLENDORF H. M., 1999: The Use of Treatment Wetlands for Petroleum Industry Effluents. *Environmental Science & Technology*, 33, 973-980 str.

KRIŠKA M., ŠÁLEK J., PIŠTĚKOVÁ M., 2012: Výzkum vhodných filtračních materiálů pro půdní filtry a vegetační kořenové čistírny. *Acta environmentalica Universitatis comeniana*. Bratislava, 20, 68-73 str.

KRÖPFLOVÁ L., VYMAZAL J., ŠVEHLA J., ŠTÍCHOVÁ J., 2009: Removal of trace elements in three horizontal sub-surface flow constructed wetlands in the Czech Republic. *Environmental Pollution*, 157, 1186-1194 str.

LASAT M. M., 2000: Phytoextraction of Metals from Contaminated Soil: A Review of Plant/Soil/Metal Interaction and Assessment of Pertinent Agronomic Issues. *Journal of Hazardous Substance Research*, 5, 1-25 str.

LESAGE E., ROUSSEAU D. P. L., MEERS E., TACK F. M. G., DE PAUW N., 2007: Accumulation of metals in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in Flanders, *Science of The Total Environment*. Belgium, 380, 102-115 str.

MACHETE T., NOLL H., BEHRENS H., KETTRUP A., 1997: Degradation of phenanthrene and hydraulic characteristics in a constructed wetland. *Water Research*, 31, 554-560 str.

MAIDLOVÁ K., 2010: Problematika stanovení vybraných polutantů v odpadních vodách. *Vysoké učení technické v Brně*, 11 str.

MANTOVI P., MARMIROLI M., MAESTRI E., TAGLLIIVINI S., PICCININI S., MARMIROLI N., 2003: Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater. *Bioresource Technology*, 88, 85-94 str.

PEVERLY J. H., SURFACE J. M., WANG T., 1995: Growth and trace metal absorption by *Phragmites australis* in wetlands constructed for landfill leachate treatment. *Ecological*, 5, 21-35 str.

SHELER O., GROSS A., RACHMILEVITCH S., 2012: The use of *Bassia indica* for salt phytoremediation in constructed wetlands. *Water Research*, 46/13, 3967–3976 str.

SHELEF O., GROSS A., RACHMILEVITCH S., 2013: Role of Plants in a Constructed Wetland: Current and New Perspectives. *Water*, 5, 405-419 str.

SUŇE N., MAINE M. A., HADAD H., SÁNCHEZ G., BONETTO C., 2006: Nutrient and metal removal in a constructed wetland for wastewater treatment from a metallurgic industry. *Ecological Engineering*, 26/4, 341–347 str.

ŠVEHLA J., VYMAZAL J., KRÓPFELOVÁ L., 2009: Zadržování rtuti v kořenových čistírnách. *Přírodní způsoby čištění vod*, 6, 88-95 str.

TANNER C. C., CLAYTON J. S., UPSDELL M. P., 1995: Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands–II. Removal of nitrogen and phosphorus. *Water Research*, 29, 17-26 str.

VYMAZAL J., 2004: Kořenové čistírny odpadních vod. ENKI Třeboň, 3 str.

VYMAZAL J., 2005: Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25, 478-490 str.

VYMAZAL J., 2009: Kořenové čistírny odpadních vod: Dvacet let zkušeností v České republice. *Vodní hospodářství: Dezinfekce a hygienické zabezpečení vody*, 59/4, 113 str.

VYMAZAL J., 2010: Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, 2, 530-549 str.

VYMAZAL J., 2011: Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: A review. *Hydrobiologia*, 674, 133–156 str.