

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE

Distribuce těžkých kovů v nadzemní biomase  
rákosu obecného v umělých a přirozených  
mokřadech

---

DIPLOMOVÁ PRÁCE



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

Diplomant: Bc. Bleha Petr

2015

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra aplikované ekologie

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Petr Bleha

Voda v krajině

Název práce

**Distribuce těžkých kovů v nadzemní biomase rákosu obecného v umělých a přirozených mokřadech**

Název anglicky

**Distribution of heavy metals in aboveground biomass of common reed in constructed and natural wetlands**

---

### Cíle práce

1. Vytvořit rešerši na dané téma se zaměřením na výskyt těžkých kovů v mokřadní vegetaci.
2. Vyhodnotit distribuci těžkých kovů v různých částech nadzemní biomasy rákosu obecného v několika kořenových čistírnách a přirozených mokřadech v České republice

### Metodika

srpen – září 2013: rešerše

srpen – říjen 2013: odběr nadzemní biomasy

březen – listopad 2014: laboratorní analýzy rostlinného materiálu

prosinec 2014 – březen 2015: zpracování výsledků a vypracování diplomové práce

## Doporučený rozsah práce

60 stran včetně příloh

---

### Doporučené zdroje informací

- Bragato, C., Schiavon, M., Polese, R., Ertani, A., Pittarello, M., Malagoli, M., 2009: Seasonal variation of Cu, Zn, Ni and Cr concentration in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel in a constructed wetland of North Italy. *Desalination*, Vol. 246, pp. 35-44.
- Marchand, L., Mench, M., Jacob, D.L., Otte, M.L., 2010: Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements. *Environmental Pollution*, Vol. 158, pp. 3447-3461.
- Sheoran, A.S., Sheoran, V., 2006: Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands. *Minerals Engineering*, Vol. 19, pp. 105-116.
- Van Oosten, M.J., Maggio, A., (2015): Functional biology of halophytes in the phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Environmental and Experimental Botany*, Vol. 111, pp. 135-146.
- Weis, J.S., Weis, P., 2004: Metal uptake, transport and release by wetland plants, pp. implications for phytoremediation and restoration. *Environment International*, Vol. 30, pp.685-700.

---

### Předběžný termín obhajoby

2015/06 (červen)

### Vedoucí práce

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Elektronicky schváleno dne 19. 2. 2015

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

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 26. 3. 2015

**prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.**

Děkan

V Praze dne 16. 04. 2015

## **Prohlášení**

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

V Praze dne .....

## **Poděkování**

Rád bych poděkoval panu prof. Ing. Janu Vymazalovi, CSc. za čas a trpělivost při odborném vedení diplomové práce. Dále bych velmi poděkoval paní Ing. Tereze Březinové, Ph.D. za ochotu, poskytnuté materiály, spolupráci při zpracovávání vzorků a konzultace při psaní.

Dále bych chtěl poděkovat rodině a přátelům za podporu a povzbuzování v době mého studia.

## Abstrakt

Kořenové čistírny odpadních vod patří mezi účinné technologie čištění odpadní vody, které jsou ve světě uplatňovány a pozorovány několik desítek let. Při čištění odpadních vod pomocí kořenových čistíren je v dnešní době kladen důraz především na odstranění organických látek, nerozpuštěných látek, popř. živin a mikroorganismů. Naopak eliminaci těžkých kovů není věnována taková pozornost a pouze nízký počet autorů se zabývá touto problematikou. Cílem předkládané práce bylo vyhodnotit distribuci těžkých kovů v nadzemní biomase rákosu obecného (*Phragmites australis*). Distribuce těžkých kovů Cd, Cr, Cu, Ni, Pb a Zn byla sledována během vegetačního období koncem srpna roku 2013 na několika kořenových čistírnách a přirozených mokřadech, kde byly stanoveny koncentrace a výskyt zmiňovaných prvků v jednotlivých částech rákosu obecného. Z výsledků uvedené práce bylo vyzorováno, že kumulace těžkých kovů se výrazně liší mezi jednotlivými částmi nadzemní biomasy a také mezi jednotlivými kovy. Koncentrace pozorovaných kovů se pohybovaly v odlišných hodnotách, klesaly v pořadí listy – stonky, což také potvrzují ostatní předkládané studie. Aby výsledky těchto studií nebyly zkreslené, je vhodné zabývat se při výzkumu celou rostlinou, nejen některými jejími částmi.

Klíčová slova: kořenová čistírna, těžké kovy, odpadní voda, rákos obecný, *Phragmites australis*

## **Abstract**

The offer of effective wastewater treatment technologies includes constructed wetlands that have been used and monitored in the world for several decades already. At present time, wastewater treatment by constructed wetlands puts emphasis especially on the removal of organic substances, undissolved elements, as well as nutrients and microorganisms. On the other hand, as much attention is not paid to the elimination of heavy metals and only a small number of authors deal with this issue. The aim of the presented thesis was to evaluate the distribution of heavy metals in the aboveground biomass of common reed (*Phragmites australis*). Distribution of heavy metals Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn was monitored during the vegetation period at the end of August 2013 in several constructed wetlands and in natural wetlands where the concentrations and occurrence of the aforementioned elements in individual parts of common reed were monitored. The results of this work revealed that the accumulation of heavy metals varies significantly between individual parts of aboveground biomass and also between different metals. The concentrations of the metals differed and decreased in direction from leaves to stems, which other presented studies confirm too. To avoid distortion of these studies, it is appropriate to examine the whole plant during the research, not just some of its parts.

Keywords: constructed wetlands, heavy metals, wastewater, common reed, *Phragmites australis*

# Obsah

<b>1 ÚVOD</b> .....	<b>10</b>
<b>2 CÍL PRÁCE</b> .....	<b>11</b>
<b>3 LITERÁRNÍ REŠERŠE</b> .....	<b>12</b>
<b>3.1 Kořenové čistírny odpadních vod</b> .....	<b>12</b>
3.1.1 Rozdělení kořenových čistíren odpadních vod .....	12
3.1.2 Využití kořenových čistíren v České republice .....	15
3.1.3 Využití kořenových čistíren pro různé druhy odpadních vod .....	16
3.1.4 Eliminace organických a nerozpuštěných látek .....	17
3.1.5 Eliminace fosforu .....	18
3.1.6 Eliminace dusíku .....	18
3.1.7 Eliminace bakteriálního znečištění .....	19
3.1.8 Eliminace těžkých kovů .....	19
3.1.9 Vegetace kořenových čistíren .....	22
3.1.10 Vlastnosti a funkce rostlin .....	22
3.1.11 Rákos obecný .....	23
<b>3.2 Těžké kovy</b> .....	<b>25</b>
3.2.1 Charakteristika těžkých kovů .....	25
3.2.2 Esenciální a neesenciální těžké kovy .....	26
3.2.3 Vstup těžkých kovů do ekosystému .....	26
3.2.4 Akumulace těžkých kovů rostlinami .....	26
3.2.5 Fytotoxicita .....	27
3.2.6 Formy těžkých kovů v mokřadech .....	27
3.2.7 Detoxifikace těžkých kovů pomocí rostlin .....	28
3.2.8 Studium těžkých kovů v mokřadních rostlinách .....	28
<b>4 METODIKA</b> .....	<b>34</b>
<b>4.1 Hlavní cíle práce a způsob jejich naplnění</b> .....	<b>34</b>
<b>4.2 Studované lokality</b> .....	<b>34</b>
<b>4.3 Materiály a zařízení</b> .....	<b>36</b>
4.3.1 Chemikálie .....	36
4.3.2 Použité přístroje a zařízení .....	37
4.3.3 Software .....	37
<b>4.4 Použité metody</b> .....	<b>37</b>



4.4.1 Odběr a zpracování rostlinné biomasy .....	37
4.4.2 Homogenizace a rozklad biomasy.....	38
4.4.3 Stanovení těžkých kovů .....	38
4.4.4 Statistické vyhodnocení.....	39
<b>5 VÝSLEDKY .....</b>	<b>40</b>
<b>6 DISKUZE.....</b>	<b>44</b>
<b>7 ZÁVĚR.....</b>	<b>50</b>
<b>8 PŘEHLED LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ .....</b>	<b>52</b>

## **Seznam použitých zkratk**

BSK<sub>5</sub> - biochemická spotřeba kyslíku

EO - ekvivalentní obyvatel

GIS - geografický informační systém

CHSK - chemická spotřeba kyslíku

KČOV - kořenová čistírna odpadních vod

NL - nerozpuštěné látky

PVC - polyvinylchlorid

TN - celkový dusík

TP - celkový fosfor

# 1 Úvod

Kořenové čistírny odpadních vod (KČOV) patří mezi osvědčené způsoby čištění odpadní vody, které jsou zaměřeny především na eliminaci organických a nerozpuštěných látek, živin a mikroorganismů (Yadav, 2012). Tento způsob čištění, využívající přírodních procesů, se ve srovnání s jinými způsoby ukázal jako šetrný k životnímu prostředí a především účinný při čištění široké škály odpadních vod. Tím vzrostl zájem o uplatnění kořenových čistíren jako alternativa k tradičním nákladným technologickým systémům čištění (Philippe et al., 2015).

V dnešní době se setkáváme s velkým množstvím znečištění průmyslových odpadních vod a to zejména toxickými látkami, které je potřeba eliminovat a zabývat se touto problematikou. O eliminaci těžkých kovů pomocí kořenových čistíren odpadních vod nenajdeme příliš mnoho informací, avšak v budoucnu by mohly právě KČOV představovat výhodné a účinné východisko.

Tato práce vede ke zjišťování nových informací a shrnutí doposud provedených studií, zda kořenové čistírny jsou schopny eliminovat těžké kovy z odpadních vod a v jakých částech rostlin dochází k jejich akumulaci.

## 2 Cíl práce

Hlavním cílem předkládané práce bylo vyhodnotit distribuci těžkých kovů v nadzemní biomase rákosu obecného (*Phragmites australis*) na kořenových čistírnách a v přirozených mokřadech. Během vegetačního období bylo cílem stanovit koncentrace Cd, Cr, Cu, Ni, Pb a Zn v různých částech nadzemní biomasy rákosu, a tím určit místa s nejvyšším a nejnižším výskytem těchto kovů. Tyto výsledky následně přispějí ke zkvalitnění monitoringu těžkých kovů v mokřadních rostlinách.

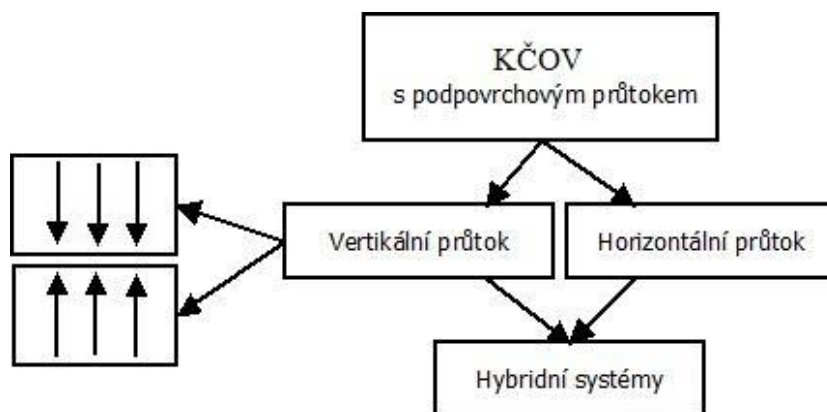
## 3 Literární rešerše

### 3.1 Kořenové čistírny odpadních vod

Přírodní a umělé mokřady jsou často používány pro čištění různých druhů odpadních vod po celém světě (Maddison et al., 2009). Patří mezi prokazatelně účinné technologie, které jsou založeny (Kivaisi, 2001) na principu průtoku odpadní vody propustným substrátem, osázený mokřadními rostlinami (Vymazal, 2004; Vymazal, 2009a). Při protékání odpadní vody filtračním materiálem dochází k odstraňování znečištění kombinací chemických, biologických a fyzikálních procesů (Vymazal, 2009a). Vymazal (2011b) prokázal, že volba filtračního materiálu je velmi důležitá. V případě, že by byl zvolen příliš jemný materiál, docházelo by k ucpávání a následné tvorbě povrchového odtoku.

#### 3.1.1 Rozdělení kořenových čistíren odpadních vod

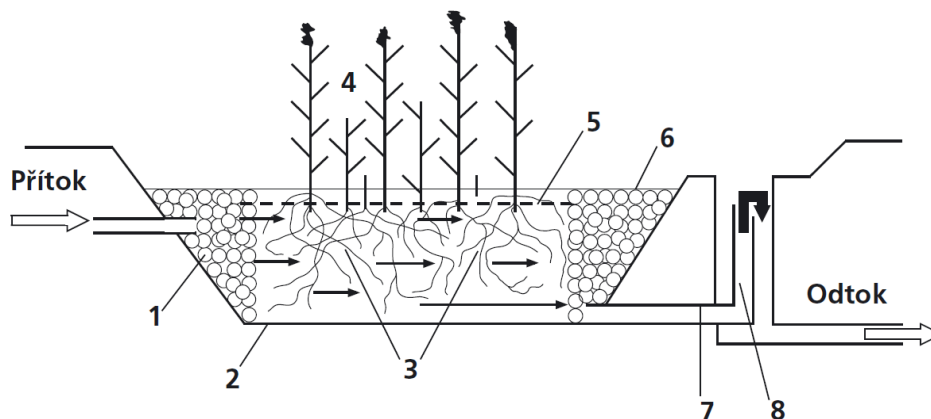
Kořenové čistírny odpadních vod s podpovrchovým prouděním rozdělujeme na soustavy s horizontálním a vertikálním průtokem (Obr. 1). Kromě směru průtoku se systémy odlišují tím, že do horizontálního systému přitéká odpadní voda kontinuálně, zatímco do vertikálního systému je přivádění nárazově na povrch filtračního lože (Vymazal, 2004).



Obr. 1: Rozdělení KČOV s podpovrchovým průtokem (Vymazal et Kröpfelová, 2008; Zhang et al., 2012).

Typické uspořádání kořenové čistírny s horizontálním průtokem je znázorněno na obrázku 2. Surová odpadní voda je vedena do rozvodné části, která je vyplněna kamenivem o průměru 50 - 200 mm. Navazuje filtrační lože plněné šterkem či pískem, kde dochází k čištění odpadní vody. Voda poté odtéká do sběrné drenáže,

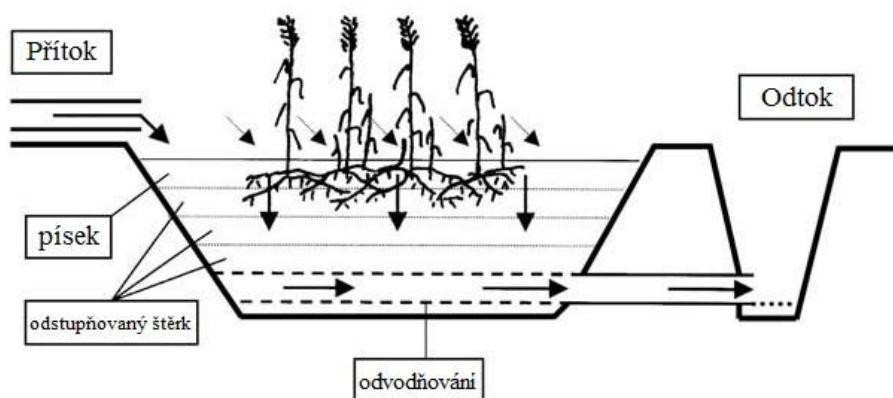
kteřá je shodně jako rozvodná část, plněna kamenivem. Odtud je vyčištěná voda odváděna potrubím k odtoku. Kompletní soustava je izolována nepropustnou bariérou, nejčastěji folií a je zasazena pod povrchem půdy (Obr. 2).



Obr. 2: Uspořádání kořenové čistírny: 1. rozvodná zóna (kamenivo, 50 - 200 mm), 2. nepropustná bariéra (PVC), 3. filtrační materiál, 4. vegetace, 5. výška vodní hladiny v kořenovém loži nastavitelná v odtokové šachtě, 6. odtoková lože, 7. sběrná drenáž, 8. regulace výšky hladiny (Vymazal, 2009b).

KČOV s horizontálním prouděním, kde plocha určená pro jednoho ekvivalentního obyvatele je  $5 \text{ m}^2$ , se běžně používají pro sekundární čištění komunálních odpadních vod (Obr. 2). Jsou velmi účinné při eliminaci organických a nerozpuštěných látek, mikrobiálního znečištění a některých těžkých kovů (Vymazal et Kröpfelová, 2009). Jestliže je hlavním cílem eliminovat z odpadní vody fosfor, je upřednostňováno využití právě umělých mokřadů s horizontálním průtokem (Luederitz et al., 2001).

Jak již bylo zmíněno, u KČOV s vertikálním prouděním je odpadní voda přiváděna ve velkých dávkách na povrch filtračního lože (Obr. 3). Tím dochází k zaplavení celého povrchu čistírny, voda prosakuje přes filtrační lůžko dolů na dno, a poté je pomocí odtokové sítě odváděna z čistírny. Obvykle se používají k čištění odpadních vod z domácností a malých obcí. Výhodou tohoto systému je, že potřebuje méně plochy, obvykle  $3 \text{ m}^2$  na jednoho ekvivalentního obyvatele (Vymazal, 2004; Vymazal, 2011b).



Obr. 3: Kořenová čistírna s vertikálním prouděním (Vymazal, 2007b).

Luederitz et al. (2001) ve studii zaměřené na porovnání horizontálního a vertikálního proudění uvádí, že u vertikálního uspořádání je eliminováno minimálně o 25% více celkového dusíku než u horizontálního. Autoři zároveň uvádí přehled výhod a nevýhod u vertikálního a horizontálního uspořádání (Tab. 1):

Tab. 1: Výhody a nevýhody vertikálního a horizontálního uspořádání (Luederitz et al., 2001)

	Výhody	Nevýhody
Vertikální proudění	<p>Požadovaná menší plocha</p> <p>Dobrý přísun kyslíku; dobrá nitrifikace</p> <p>Jednoduchá hydraulika</p> <p>Od začátku vysoká účinnost čištění</p>	<p>Krátké vzdálenosti průtoku</p> <p>Slabá denitrifikace</p> <p>Vyšší technické požadavky</p> <p>Ztráta výkonnosti při eliminaci P</p>
Horizontální proudění	<p>Dostatečná vzdálenost průtoku; vznik gradientu živin</p> <p>Možná nitrifikace a denitrifikace</p> <p>Tvorba huminových kyselin pro eliminaci N a P</p> <p>Delší životnost</p>	<p>Pečlivý výpočet hydrauliky nezbytný pro optimální přísun O<sub>2</sub></p> <p>Požadovaná vyšší plocha</p> <p>Komplikované rovnoměrné rozmístění odpadní vody</p>

Vertikální průtok umělých mokřadů úspěšně odstraňuje amoniakální dusík, ale jak již bylo zmíněno (Tab. 1), v těchto systémech probíhá omezená denitrifikace. Naopak horizontální proudění umělých mokřadů poskytuje vhodné podmínky pro denitrifikaci, ale schopnost přeměny na amoniakální dusík je velmi omezená (Vymazal, 2007b).

Z tohoto důvodu byly pro efektivnější eliminaci amoniaku a dusíku sloučeny KČOV s horizontálním a vertikálním prouděním na tzv. hybridní systémy (Obr. 1), aby bylo dosaženo vyšší účinnosti čištění a využito specifických výhod jednotlivých systémů. (Vymazal, 2004; Vymazal, 2011b).

### **3.1.2 Využití kořenových čistíren v České republice**

Vymazal (2011c) uvádí, že kořenové čistírny s podpovrchovým horizontálním prouděním se uplatňují od roku 1970, nicméně v České republice se začaly používat od roku 1989. V uvedeném roce byl vybudován první mokřad a od té doby bylo postaveno přibližně 250 KČOV. Historie využívání umělých mokřadů byla v České republice několikrát zkoumána, ale vzhledem k nové technologii, o kterou se nikdo nezajímal, nebylo možné posoudit dlouhodobý výkon.

Nejvíce nejdiskutovanější otázkou problematiky KČOV je jejich dlouhodobý výkon. Existuje pouze několik studií, které byly zveřejněny a řeší dlouhodobou výkonnost těchto systémů. Vymazal (2011c) ve svém článku shrnuje výkon umělých mokřadů s horizontálním podpovrchovým prouděním v České republice, které byly v provozu nejméně 10 let.

Dlouhodobé hodnocení KČOV s horizontálním podpovrchovým prouděním v ČR ukazuje, že eliminace organických a nerozpuštěných látek je hlavním cílem pro všechny KČOV a jeví se jako velmi účinná (kapitola 2.3.1). A to v průběhu celého roku bez ohledu na sezónu či délku provozu. Výsledky čištění odpadních vod jasně ukazují, že KČOV jsou schopné vyrovnat se s nízkými koncentracemi organických látek na přítoku. Například nejvyšší roční průměrná koncentrace BSK<sub>5</sub> na přítoku na KČOV v Olši byla v období 1996 – 2007 pouze 29.7 mg.l<sup>-1</sup>. Naměřené hodnoty BSK<sub>5</sub> na odtoku byly obvykle pod 10 mg.l<sup>-1</sup> a typické roční průměrné koncentrace odpadních vod byly pod 5 mg.l<sup>-1</sup>, s velmi malými odchylkami (Vymazal, 2011c).

V mnoha evropských zemích, stejně tak v České republice, se velikost KČOV pohybuje od domovních čistíren po sídla do 1000 EO (Vymazal, 2004). Nejvíce KČOV je používáno pro malé domovní čistírny do 20 EO a pro malé obce 100 až 500 EO (Vymazal, 2004; Vymazal, 2009a; Vymazal, 2011a).

V dnešní době jsou kořenové čistírny využívány pro čištění různých druhů odpadních vod po celém světě (Vymazal, 2009a; Vymazal et Kröpfelová, 2009). S přibližně 250 KČOV se zařazujeme mezi státy s největším počtem KČOV v Evropě. Například po



Německu (cca 50 000), USA (cca 10 000), Velké Británii (1 200), Rakousku (1 000), Itálii (600), Portugalsku (400) nebo Polsku (150) (Vymazal, 2004; Vymazal, 2009a).

### 3.1.3 Využití kořenových čistíren pro různé druhy odpadních vod

Kořenové čistírny ukázaly skvělou schopnost eliminovat organické a nerozpuštěné látky, proto byly v rozmezí let 1970 - 1980 uplatňovány k čištění malých zdrojů znečištění, tedy městských a domovních splaškových vod (Vymazal, 2004; Vymazal, 2009b). Po roce 1980 se jejich používání rozšířilo a v dnešní době jsou kořenové čistírny uplatňovány po celém světě pro čištění různých druhů odpadních vod (Kivaisi, 2001; Vymazal, 2009a; Vymazal, 2009b).

Yadav et al. (2010) a Maine et al. (2013) uvádí, že jsou vhodné pro čištění domácích odpadních vod, zemědělských odpadních vod, přívalových vod, průmyslových vod, zejména vod z hornictví, výroben papíru, nebo textilu. Např. v Číně se uplatňují k čištění až 20 druhů odpadních vod (Zhang et al., 2012).

Vrhovšek et al. (1996) popisuje studii, ve které pozorovali kořenovou čistírnu osázenou rákosem obecným k čištění odpadní vody z potravinářského průmyslu. Výsledek této studie ukázal na velmi dobré odstranění s účinností 92% pro CHSK a 89% pro BSK<sub>5</sub>. Také Bulc (2006) uvádí, že umělé mokřady mohou být finančně přijatelnou alternativou k čištění výluhů ze starých skládek.

V Tab. 2 je uvedeno stručné shrnutí uplatnění KČOV pro různé druhy odpadních vod:

Tab. 2: Shrnutí typů odpadních vod, kde se kořenové čistírny uplatňují (Vymazal, 2004; Vymazal, 2009a).

Splaškové vody	Domovní, jednotná a oddílná kanalizace
Zemědělské vody	Vepřiny, kraviny, drůbežárny, rybí farmy, sádky
Průmyslové vody	Potravinářský průmysl (např. výroba sýrů, zpracování mléka, pivovary, lihovary, vinařství), chemický, kožedělný, papírenský, textilní, těžba a zpracování ropy
Splachové a drenážní vody	Dálnice, městské intravilány, parkoviště, letiště, zahradnictví, golfová hřiště, zemědělství, uhelné a rudné doly
Průsaky	Skládky pevného odpadu, kompostárny

### 3.1.4 Eliminace organických a nerozpuštěných látek

Organické látky, určeny jako CHSK či BSK<sub>5</sub> jsou v KČOV odstraňovány hlavně mikrobiálními procesy, a to jak aerobními, tak anaerobními (Vymazal, 2011b). Podle Vymazala (2009a) jsou kořenové čistírny schopné velmi dobře eliminovat organické látky ze splaškových vod z oddílné i jednotné kanalizace, a právě uplatnění pro odpadní vody s velice nízkou vstupní koncentrací BSK<sub>5</sub> dělá kořenové čistírny vhodnou volbou pro malé obce s jednotnou kanalizací.

Nerozpuštěné látky jsou v kořenových čistírnách odstraňovány filtrací a sedimentací. Na počátku filtračních polí je zachyceno mnoho nerozpuštěných látek, což může při nedůkladném předčištění způsobit zacpávání lože a následné hygienické problémy (Vymazal, 2004; Vymazal, 2009a).

Vymazal (2009a) uvádí vyhodnocení účinnosti eliminace organických látek a nerozpuštěných látek v kořenových čistírnách v České republice za období 1989 - 2007 (Tab. 3).

Tab. 3: Vyhodnocení účinnosti eliminace organických a nerozpuštěných látek v kořenových čistírnách v České republice za období 1989-2007. Hodnoty v mg.l<sup>-1</sup>. n = počet ročních průměrů, KČOV = počet kořenových čistíren (Vymazal, 2009a).

	BSK <sub>5</sub>			CHSK			NL		
	přítok	odtok	účinnost %	přítok	odtok	účinnost %	přítok	odtok	účinnost %
Průměr	167	14,8	84,8	381	52	75,4	185	12,2	82,1
Medián	104	9,9	89,4	232	42	80,5	87,3	8,9	88,8
Min	3,6	1		9,2	2,6		5	0,9	
Max	2540	114		8500	238		4230	262	
n	382	382		358	358		374	374	
KČOV	66			63			66		

Také Meuleman et al. (2003) uvádí studii zaměřenou na eliminaci BSK<sub>5</sub> a CHSK v umělých mokřadech s vertikálním prouděním, kdy na tento systém osázený rákosou obecnou byla přiváděna odpadní voda z rekreačních zařízení s ročním zatížením cca 16 700 kg CHSK ha<sup>-1</sup> a 6700 kg BSK<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>. V této studii došli k dobrému závěru, protože výsledná účinnost odstranění CHSK a BSK<sub>5</sub> byla 81 a 96%.

### 3.1.5 Eliminace fosforu

Mezi hlavní procesy k odstranění fosforu patří sorpce, precipitace, rostlinný příjem (s následnou sklizní) a půdní či rašelinový nárůst (Kivaisi, 2001; Vymazal, 2007b). Jak již bylo zmíněno, praný štěrk či drcené kamenivo jsou materiály, které se u nás obvykle používají k filtraci v kořenových čistírnách. Vykazují značně nízkou schopnost srážet nebo sorbovat fosfor a z tohoto důvodu je odstranění fosforu v kořenových čistírnách nízké (Tab. 4) (Vymazal, 2011b). Obvykle dosahuje 50% účinnosti (Luederitz et al., 2001).

Např. Yates et Prasher (2009) porovnávali vliv dvou substrátů, osázených orobincem širokolistým a chrasticí rákosovitou (*Phalaris arundinaceae*), na zadržení fosforu v kořenových čistírnách. Systémy byly naplněny písčitou jílovitou hlínou a pískem. Závěr této studie ukázal, že průměrná účinnost eliminace fosforu dosahovala 41% a zároveň bylo zjištěno, že písčité půda udržuje fosfor déle než písčité jílovité hlíny.

### 3.1.6 Eliminace dusíku

Snížení dusíku je závislé na mnoha faktorech, zejména na koncentraci v přítoku, ročním období, teplotě vody, chemické formě dusíku, dostupnosti organického uhlíku a koncentraci rozpuštěného kyslíku (Vymazal, 2011b). Zásadní příčinou nízké eliminace dusíku je, že ve filtračních polích převažují anaerobní podmínky, a tím dochází k omezené oxidaci amoniaku (nitrifikace), která je zásadní formou dusíku ve splaškových vodách (Vymazal 2004; Vymazal, 2009a; Vymazal, 2011b). Kořenové čistírny mají vhodný předpoklad pro denitrifikaci, ale koncentrace nitrátů na přítoku, eventuálně nitrátů vzniklých při nitrifikaci, jsou obvykle nízké (Vymazal, 2007b; Vymazal, 2009a; Vymazal, 2011b). Vymazal (2004; 2009a) uvádí, že ve studovaných umělých mokřadech se celkové odstranění dusíku pohybovalo v rozmezí 40 - 50%, v závislosti na druhu mokřadů a přítoku (Tab. 4). Autor také potvrzuje, že při nutnosti eliminace amoniaku můžeme vzájemně kombinovat různé systémy umělých mokřadů, jak již bylo zmíněno v kapitole 2.2.

Tab. 4: Vyhodnocení účinnosti eliminace odstraňování živin v kořenových čistírnách v České republice za období 1989-2007. Hodnoty v mg.l<sup>-1</sup>. n = počet ročních průměrů, KČOV = počet kořenových čistíren (Vymazal, 2009a).

	TP			TN			NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N		
	přítok	odtok	účinnost %	přítok	odtok	účinnost %	přítok	odtok	účinnost %
Průměr	6,8	3,9	33,5	49,8	25,4	44,9	31,3	18,8	30,4
Medián	5,3	3	36,1	38,8	23,5	47,1	25,9	16,9	34,4
Min	0,4	0,01		8	0,5		1,9	0,1	
Max	34	21,1		158	76,7		153	80	
n	222			81			260		
KČOV	50			22			53		

### 3.1.7 Eliminace bakteriálního znečištění

Spojením fyzikálních, biologických a chemických procesů dochází v KČOV k vysokému odstranění mikrobiálního znečištění, včetně patogenních a potencionálně patogenních bakterií (Ottová et al., 1997). Výsledky z ČR a zahraničních kořenových čistíren ukazují, že eliminace mikrobiálního znečištění je minimálně porovnatelná s účinkem klasických čistíren (Vymazal, 2009a).

### 3.1.8 Eliminace těžkých kovů

Yadav et al. (2010) a Marchand et al. (2010) uvádějí, že KČOV jsou v současné době studovány především s důrazem na eliminaci organických a nerozpuštěných látek, případně mikrobiálního znečištění, odstraňování živin a jejich potenciál je v tomto směru velmi dobře zdokumentován. Naopak eliminace těžkých kovů pomocí KČOV není sledována s dostatečným důrazem a v dostupné literatuře je publikováno poměrně malé množství prací, zabývající se touto problematikou.

Kröpfelová et al. (2009) od března 2006 do června roku 2008 (v měsíčních intervalech) sledovali eliminaci 34 stopových prvků, ve třech umělých mokřadech v ČR s horizontálním prouděním - Mořina, Břehov, Slavošovice. Studie ukázala na velmi široký rozsah účinnosti eliminace zkoumaných prvků (Tab. 5).

Tab. 5: Průměrná účinnost (%) odstranění studovaných prvků (Kröpfelová et al., 2009).

Prvek	(%)	Prvek	(%)	Prvek	(%)	Prvek	(%)	Prvek	(%)
Al	90	Pb	62,6	Ga	50,5	Se	33,6	B	15
Zn	78,3	Mo	56,1	Cd	49,3	Ni	27,7	Co	8,3
U	72,4	Cr	55,1	Sn	46,6	V	23,8	Sr	5,9
Sb	71,5	Ba	54,1	Hg	38,6	Rb	23,4	Mn	-22,1
Cu	66,5	Fe	53,1	Ag	37,8	Li	18,9	As	-56,6

Pro dva prvky, mangan a arsen, byla průměrná koncentrace v odtoku vyšší ve srovnání s koncentrací na přítoku. Ty mohou být z KČOV vymývány postupně za anaerobních podmínek.

Výsledky ukázaly, že tři sledované umělé mokřady s horizontálním prouděním, by mohly být velmi užitečným způsobem uplatněny k eliminaci stopových prvků, jako je hliník, zinek či měď. Rovněž vyplývá, že některé prvky, jako je selen a kobalt, nejsou odstraňovány dostatečně. Pro prvky cín, barium, stříbro, či vanad je množství výsledků prokazující jejich přítomnost v mokřadech nedostatečné, a proto je vhodný další výzkum, aby se vyhodnotilo jejich setrvání v umělých mokřadech (Kröpfelová et al., 2009).

Yadav et al. (2012) provedli studii zaměřenou na eliminaci kovů Cu, Cr, Co, Ni a Zn. Konkrétně se zabývali porovnáním tří druhů mokřadních rostlin: dosny indické (*Canna indica L.*), orobince úzkolistého a šáchoru střídavolistého (*Cyperus alternifolius L.*) v umělém mokřadu s vertikálním prouděním. Pro stanovení eliminace a mobility těžkých kovů v umělých mokřadech byly zkoumány akumulace těchto kovů ve šterku, kořenech, stoncích a listech rostlin.

Výsledky studie ukázaly, že nejvyšší eliminace byla dosažena u Zn, a to 93,3% v orobinci úzkolistém. Naopak nejnižší eliminace byla zjištěna pro kov Co, u kterého bylo odstranění pouze 54,6% v orobinci úzkolistém. Závěrem Yadav et al. (2012) dodávají, že ve všech případech byla eliminace těžkých kovů u podzemní biomasy (u kořenů rostlin) větší, ve srovnání s biomasou nadzemní (listy a stonky).

Stejní autoři Yadav et al. (2010) provedli rovněž studii v Indii, která byla zaměřena na eliminaci Ni a Cr v umělém mokřadu osázeném dosnou indickou (*Canna*

*indica L.*). Autoři se zabývali odstraňováním Cr a Ni ve dvou štěrkových lůžkách se dvěma hloubkami – mělké a hluboké.

Bylo vyzorováno, že maximální odstranění Cr a Ni bylo 98,3% a 96,2% s počáteční koncentrací  $10 \text{ mg l}^{-1}$ . Nejnižší odstranění Cr bylo zjištěno 75,1% v malé hloubce štěrkového lůžka a nejnižší odstranění Ni bylo 75,2% ve velké hloubce. Závěrem uvádějí, že stejně jako v předchozí studii může zvýšená hloubka štěrkového lože zlepšit účinnost odstranění těžkých kovů. Dále bylo zjištěno, že největší akumulace Cr ve větší hloubce byla v pořadí stonky, listy a štěrk. Zatímco u menší hloubky bylo vyzorováno, že Cr se akumuluje ve stoncích, štěrku a oddenku. Akumulace Ni byla v malé i velké hloubce lože stejná, v pořadí štěrk, stonky a listy.

V Pákistánu byla provedena studie zaměřena na eliminaci těžkých kovů z průmyslové odpadní vody pomocí mokřadních rostlin. Tato voda obsahovala Pb, Cd, Fe, Ni, Cr a Cu. Výsledky ukázaly, že účinnost odstraňování těžkých kovů byla pro olovo 50%, kadmium 91,9%, železo 74,1%, nikl 40,9%, chrom 89% a měď 48,3%. Autoři došli k závěru, že kořenové čistírny jsou dostatečně účinné k odstranění těžkých kovů, zvláště pro Cd, Fe a Cu (Khan et al., 2009).

Další zajímavé pozorování na třech umělých mokřadech provedli Yeh et al. (2009) z Taiwanu, kteří se zabývali eliminací těžkých kovů Cu a Zn. Na umělé mokřady byla přiváděna odpadní kontaminovaná voda z prasečince, která obsahovala zvýšené hladiny zmiňovaných prvků. Pro pozorování účinnosti eliminace těžkých kovů byly uplatněny rostliny orobinec širokolistý a rákos obecný.

Výsledky této studie ukázaly, že eliminace mědi a zinku byla 83% a 92% pro orobinec širokolistý a 83% a 92% pro rákos obecný. Rovněž se prokázalo, že většina kovů v sedimentech byla zachována v méně mobilních frakcích a většina kovu přijatá vegetací zůstala v kořenové části (Yeh et al., 2009).

Snahou eliminovat těžké kovy z odpadních vod se rovněž zabývali Hafeznezami et al. (2012). Sledovali účinnosti čtyř umělých mokřadů v Marshi v Kalifornii při eliminaci Cd, Cu, Zn a Pb z odpadní vody. Prokázali, že koncentrace 3 prvků byly na odtoku nižší než na přítoku. Efektivní eliminace byla tak pozorována u Cd (23,9%), Cu (10,6%) a Zn (17,6%). V případě Pb nebylo pozorováno významné snížení koncentrace. Závěry uvedené autory naznačují, že za nízkou eliminaci Pb jsou zodpovědné faktory, jako je nízká hladina kovu či růst řas v systému.

### 3.1.9 Vegetace kořenových čistíren

Mokřady jsou jedním z nejdůležitějších ekosystémů na Zemi (Vymazal, 1995). Jedná se o přechodné oblasti vyskytující se v širokém rozmezí krajiny mezi suchozemským a vodním ekosystémem (Kivaisi, 2001; Vymazal, 2011b). Jejich půda, substráty a biota jsou přizpůsobené k záplavám nebo mokru, kde jsou podmínky omezeného provzdušnění (Vymazal, 2011b). Mění se snižováním sedimentů či země, a také se změnou vegetace (Vymazal, 1995). Pomocí dnešní pokročilé technologie, konkrétně systému GIS bylo po světě odhadnuto přibližně 8,3 - 10 100 000 km<sup>2</sup> zamokřených oblastí (Vymazal, 2011b).

Mokřady jsou nesmírně rozmanité nejen svými fyzickými vlastnostmi a zeměpisným rozšířením, ale také v rámci jednotlivých celků, jako jsou záplavová území, rašeliniště, nebo bažiny. Poskytují mnoho důležitých služeb pro lidskou společnost (Vymazal, 2011b).

Nejvyužívanější mokřadní rostliny v České republice podle Šálka et Tlapáka (2006) ve vegetačních kořenových čistírnách je rákos obecný, chrastice rákosovitá, zblochan vodní, skřípílec jezerní (*Scirpus lacustris*), orobinec úzkolistý a orobinec širokolistý (Šálek et Tlapák, 2006).

Naopak Zhang et al. (2012) zmiňuje rostliny, které se nejvíce uplatňují v Číně, např. sítina rozkladitá (*Juncus effusus*), leknín bílý (*Nymphaea alba*), dosna indická (*Canna indica*) a rovněž rákos obecný jako v ČR.

### 3.1.10 Vlastnosti a funkce rostlin

Mokřadní rostliny jsou nazývány hydrofytní. Jde tedy o druh rostlin, které jsou schopné růstu v zaplavené anaerobní zóně. Základní fyziologické vlastnosti mokřadní vegetace jsou shrnuty následovně:

- výskyt rozsáhlého kořenového aparátu (Bragato et al., 2009; Březinová, 2011),
- rychlý růst a tvorba značného množství biomasy (Vymazal, 1995; Bragato et al, 2009),
- přerušení klidu semen ve vhodných podmínkách pro klíčení (Vymazal, 1995),
- déletrvající vegetační klid podzemních orgánů v průběhu nepříznivého období (Vymazal, 1995; Březinová, 2011).

Podle Vymazala (2004) a Šálka et Tlapáka (2006) plní vegetace v kořenových čistírnách řadu důležitých funkcí. Mezi tyto funkce patří (Vymazal, 2004; Šálek et Tlapák, 2006; Vymazal et Kröpfelová, 2008; Březinová, 2011):

- Zateplování povrchu filtračních polí v průběhu zimního období,
- Vytváření ideálních podmínek pro rozvíjení mikroorganismů,
- Přívod kyslíku do kořenové zóny,
- Chránění vegetačního pole před erozí (Poisa, 2010; Březinová, 2011),
- Dekorativní charakter (Vymazal, 1995; Vymazal, 2004; Březinová, 2011).

Pozitivní vliv makrofyt na účinnost v umělých mokřadech byl prokázán (Vymazal et Kröpfelová, 2009; Brisson et Chazarenc, 2009), avšak náročnější je stanovit případné rozdíly ve výkonnosti mezi rostlinnými druhy.

Brisson et Chazarenc (2009) proto zhodnotili 35 experimentálních studií o vlivu vybraných druhů makrofyt na odstranění znečištění v KČOV. Autoři uvádí, že velké rozdíly byly nalezeny v účinnosti mezi druhy rostlin pro jeden nebo více typů znečišťujících látek, což naznačuje, že na výběru druhu makrofyt velmi záleží.

### **3.1.11 Rákos obecný**

Rákos obecný je jednou z nejrozšířenějších krytosemenných rostlin na světě (Gorai et al., 2010; Hansen et al., 2007; Struyf et al., 2007; Reale et al., 2012). Jako typické místo jeho výskytu jsou popisovány lokality se sladkou a brakickou vodou - oblasti močálů, řek a jezer (Gorai et al., 2010). Jde sice o typický sladkovodní druh, ale vzhledem k toleranci ke slanámu prostředí, je schopen žít dokonce i v prostředí mořském (Struyf et al., 2007).

Tento druh, původem ze Severní Ameriky (Philipp et Field, 2005; Hansen et al., 2007; Struyf et al., 2007; Reale et al., 2012), roste v oblastech mírného pásma obou polokoulí (Gorai et al., 2010). Nejvíce se ovšem nachází v Severní Americe, Euroasii, Norsku a mírných částech Austrálie (Reale et al., 2012). U nás je obvykle vysazován společně s chrasticí rákosovitou, s níž patří mezi dvě nejpoužívanější mokřadní rostliny v České republice (Vymazal, 2004; Vymazal, 2007a).

V mnoha částech světa je považován za velmi cenný mokřadní druh (Struyf et al., 2007; Reale et al., 2012) a díky svému ekologickému a ekonomickému významu, je



velmi dobře studovaný vodní makrofyt (Máthé et al., 2012; Reale et al., 2012). Struyf a spol. (2007) a Philippe et al. (2015) také zmiňují, že v Severní Americe je jeho výskyt velmi rozsáhlý, často vytlačuje jiné druhy, je považován za invazní druh.

Rákos obecný je jedním z mnoha druhů, které byly úspěšně použity v posledních letech na kořenových čistírnách pro čištění domácích, zemědělských a průmyslových odpadních vod (Obr. 4) (Armstrong et al., 1992) a rovněž pro předcházení eroze (Reale et al., 2012). Vzhledem k jeho toleranci odolávat určitému množství znečištění v životním prostředí, jako je zvýšená koncentrace těžkých kovů, sucho či nízké teploty, se zařazuje mezi nejproduktivnější mokřadní rostliny (Vymazal, 2004; Gorai et al., 2010; Máthé et al., 2012).

Maddison et al. (2009) uvádí, že rákos obecný se dá využít jako stavební materiál. Např. v Estonsku se často využívá na střechy a rovněž jako izolační materiál v ekologickém stavebnictví.



Obr. 4: Rákos obecný - čistírna Spálené Poříčí (Foto: Březinová, T.).

V našich podmínkách dosahuje rákos výšky až 4 m a za optimálních klimatických podmínek v teplých oblastech dorůstá i 6 m. Jde o vytrvalou travu (Hansen et al., 2007), která se zakořeňuje mohutným plazivým oddenkem a kořeny do země (Vymazal, 1995).

Luederitz et al. (2001) potvrzují, že rákos obecný prokazuje vysokou produktivitu biomasy a tvoří rozsáhlý kořenový systém. Autoři uvádí, že právě široká distribuce činí rostlinu nejčastěji používanou po celém světě. Zásoby biomasy mohou dosáhnout až 25,1 kg (sušiny) m<sup>2</sup>, z toho je 74% přiděleno podzemní tkáni. Struyf a spol. (2007) také uvádí, že rákos obecný je velmi konkurenční a produkuje obvykle kolem 1000 g nadzemní biomasy suché hmotnosti na m<sup>2</sup>. Zároveň Eid a Shaltout (2014) ve své studii studie uvádí, že průměrná roční produkce je až 56 tun na hektar.

## **3.2 Těžké kovy**

### **3.2.1 Charakteristika těžkých kovů**

Výraz těžké kovy je v literatuře běžně zmiňovaným termínem, který se obvykle používá pro pojmenování ekologicky „nevhodných“ kovů (Hodson, 2004; Duffus, 2002).

Obvykle se tento výraz používá pro kovy vysoce toxické, které mají v periodické tabulce atomová čísla 22 - 34 a 40 - 52 (Kalač et Tříška, 1998; Komínková, 2008) a jsou označovány jako kovy, jejichž objemová hmotnost je větší než 5 g.m<sup>-3</sup> (Cibulka et al., 1991; Synáčková, 2000; Komínková, 2008; Pitter, 2009). Jedná se o tyto prvky: La, Ce, Pr, Zr, Hf, Th, V, Nb, Ta, Cr, Mo, W, U, Mn, Re, Fe, Co, Ni, Ru, Rh, Pd, Os, Ir, Pt, Cu, Ag, Au, Zn, Cd, Hg, Ga, In, Tl, Ge, Sn, Pb, As, Bi, Sb, Te. O teluru a arsenu můžeme mluvit jako o kovech v elementárním stavu (Cibulka et al., 1991).

Duffus (2002) a Pitter (2009) také uvádějí, že termín těžké kovy se mnohdy uplatňuje jako synonymum pro kovy toxické, a to může následně vést k nesrovnalostem. Je tedy patrné, že užívání pojmu těžký kov, není jednoznačně ustáleno (Cibulka et al., 1991).

Duffus (2002) zároveň uvádí, že pojem těžké kovy by měl být považován za zastaralý, neboť nemá ucelený vědecký základ. Popisuje, že bude stále problém s běžným používáním termínu kov, který odkazuje na kov a všechny jeho sloučeniny. To znamená, že čistý kov a všechny jeho sloučeniny mají stejné fyzikálně-chemické, biologické a toxikologické vlastnosti. Např. chrom a jeho slitiny lze bezpečně používat v lékařských a zubních protézách, i když šestimocný chrom je označován jako karcinogen. Duffus (2002) a Hodson (2004) tedy označují pojem

"těžké kovy" za ne příliš vhodný vědecký termín a ukazují na nutnost klasifikovat kovy a jejich sloučeniny na základě jejich chemických vlastností.

### **3.2.2 Esenciální a neesenciální těžké kovy**

Esenciální těžké kovy mají významné biologické funkce a jejich přítomnost je nezbytně nutná pro správnou funkci některých organismů. Je zde potřeba také zmínit, že tyto prvky ve vyšších koncentracích mohou být i toxické (Pitter, 2009). Do této skupiny zařazujeme 10 prvků: Fe, I, Cu, Zn, Mn, Co, Mo, Se, Cr a Sn (Kalač et Tříška, 1998; Komínková, 2008; Rascio et Navari-Izzo, 2011).

Naopak u neesenciálních těžkých kovů bylo zjištěno, že prvky jako je Al, Sb, Hg, Ge, Si, Ag, Au, Pb, Bi, Ti, As, Cd atd. (Kalač et Tříška, 1998) nemají v organismech žádnou důležitou funkci a jejich vliv na mikroorganismy, rostliny je spíše negativní (Komínková, 2008; Březinová, 2011).

### **3.2.3 Vstup těžkých kovů do ekosystému**

Těžké kovy se do životního prostředí dostávají celou řadou procesů (Komínková, 2008). Základním zdrojem jsou přírodní procesy např. geologické zvětrávání, vulkanická činnost nebo lesní požáry. Ovšem v dnešní době, s rozvojem moderního průmyslu, pochází většina těchto prvků z různých typů antropogenní činnosti, např. z těžby a zpracování rud, zpracování kovů, spalování fosilních paliv, aplikace pesticidů, dopravní exhalace, vypouštění odpadních vod z hutí, z válcoven, textilního a kožedělného průmyslu (Cibulka et al., 1991; Kalač et Tříška, 1998; Synáčková, 2000; Komínková, 2008; Pitter, 2009). To následně vede ke zvýšení koncentrací kovů v našem životním prostředí (Březinová, 2011).

### **3.2.4 Akumulace těžkých kovů rostlinami**

Těžké kovy se zařazují mezi abiogenní prvky, které se mohou hromadit v rostlinách obvykle i ve značném množství (Cibulka et al., 1991). Hlavními cestami akumulace živin a zároveň těžkých kovů je příjem z půdy. Příjem také může probíhat i za pomoci jiných částí rostlinného těla, např. listy, které absorbují aerosoly z atmosféry (Cheng et Hu, 2010).

Některé rostliny akumulují zvýšené množství jednoho nebo několika těžkých kovů. Tyto rostliny mohou přijímat až 100 000x více těžkých kovů než je v okolním prostředí, a proto jsou vhodným objektem k eliminaci těžkých kovů. Nazývají se

hyperakumulátory (Marchand et al., 2010; Březinová, 2011). Hyperakumulátory bylo označeno přibližně 450 druhů krytosemenných rostlin a představují méně než 0,2% doposud známých druhů (Rascio et Navari-Izzo, 2011). Jejich uplatnění v KČOV je momentálně za našich podmínek nepravděpodobné, jelikož jejich výskyt mezi emerzními druhy rostlin nebyl zaznamenán (Březinová, 2011).

### **3.2.5 Fytotoxicita**

Fytotoxicita těžkých kovů se projevuje změnou řady fyziologických procesů v rostlinném organismu. To je dáno působením prvků (potřebných pro normální růst rostlin např. Co, Cu, Fe, Mo, Ni a Zn) na procesy probíhající na buněčné a molekulární úrovni (Rascio et Navari-Izzo, 2011).

Těžké kovy mají sklon tvořit komplexy s bílkovinami, kde reagují z velké části s SH, COO nebo NH<sub>2</sub> skupinami. Při nízkých koncentracích tak může docházet k inaktivaci řady důležitých enzymů a k blokadě funkčních skupin metabolicky významných molekul. Zároveň je toxicita spojena s kompeticí kovů s esenciálními prvky a jejich následující náhradou. To je stanoveno podobností určitých prvků (např. As-P, Se-S, Cd-Zn) (Březinová, 2011).

Otrava těžkým kovem má obvykle za následek zvýšenou produkci kyslíkových radikálů (ROS) v důsledku interference s elektron-transportními procesy, obzvláště na membráně chloroplastů. Vystavení buněk zvýšenému množství ROS směřuje ke vzniku oxidativního stresu (Rascio et Navari-Izzo, 2011).

### **3.2.6 Formy těžkých kovů v mokřadech**

Gambrell (1994), Vymazal et Kröpfelová (2008) a Březinová (2011) uvádí formy těžkých kovů v mokřadech lišící se od sebe svou mobilitou a dostupností pro rostliny:

1. rozpustné kovy ve vodě,
  - rozpustné jako volné ionty - např. Zn<sup>2+</sup>,
  - rozpustné jako organické komplexy,
  - rozpustné jako anorganické komplexy,
2. kovy vázané v krystalických maticích primárních minerálů,
3. kovy vázané ve vyměnitelné formě,

4. kovy vázané v huminových sloučeninách s velkou molekulovou hmotností,
5. kovy adsorbované na sraženiny hydratovaných oxidů,
6. kovy vysrážené jako nerozpuštěné sulfidy,
7. kovy vysrážené ve formě anorganických sloučenin.

### **3.2.7 Detoxifikace těžkých kovů pomocí rostlin**

Hall (2002) uvádí, že rostlinám, které jsou odolné vůči zvýšenému množství škodlivých látek, se růstově daří i v takových oblastech, kde by jiné rostliny nebyly schopné života. Tyto rostliny proto uplatňují několik mechanismů, aby si získaly toleranci právě proti určitým těžkým kovům. Autor uvádí různé faktory, které hrají úlohu v těchto mechanismech, např. chelatace v cytosolu pomocí peptidů a následná vazba komplexu kov-chelát do buněčných stěn či vakuol. Chelatace kovů s ligandy je tedy jedním z velmi důležitých mechanismů detoxifikace těžkých kovů v rostlinném organismu. Důležitými ligandy jsou organické kyseliny, aminokyseliny a dva druhy peptidů, fytochelatina a methalothioneiny.

### **3.2.8 Studium těžkých kovů v mokřadních rostlinách**

Jedna ze studií popisující těžké kovy ve vegetaci KČOV byla publikována v roce 2007 autory Vymazal et al. (2007a). Ve své práci sledovali v letech 2002 - 2004 tři KČOV v České republice: Slavošovice, Mořina a Břehov. Cílem této studie bylo určit koncentrace prvků Cd, Cr, Cu, Ni, Pb a Zn u odebraných vzorků nadzemní a podzemní biomasy z rákosu obecného (Slavošovice) a chrastice rákosovité (Mořina a Břehov), dvou nejčastěji používaných rostlin v ČR. Výsledky byly následně porovnány s dříve zjištěnými údaji, týkajícími se přírodních a umělých mokřadů.

Autoři došli k následujícím výsledkům: koncentrace sledovaných prvků Cd, Cr, Cu, Ni, Pb a Zn u nadzemních i podzemních tkání rostlin byly shodné v porovnání s rostlinami nalezenými v přírodních porostech. Tyto koncentrace byly mnohem nižší ve srovnání s rostlinami užívající výsypkové vody, vody z hutí nebo kontaminaci z dálnic. Dále bylo zjištěno, že koncentrace studovaných těžkých kovů klesala v pořadí: kořeny > oddenky > listy > stonky. Poměr koncentrace list:stonek byly podobné pro všechny sledované prvky v rozmezí 1 (Cu) a 1,9 (Cr). Poměr koncentrace kořen:list se lišily mezi 1,5 (Cu) a 54 (Cr) s průměrnou hodnotou 20

a poměr podzemní:nadzemní koncentrace se pohybovaly od 2,2 (Cu) do 32 (Cr) s průměrnou hodnotou 9,9 (Vymazal et al., 2007a).

Salem et al. (2014) se zabývali studií koncentrací stopových prvků u rostlin rákosu obecného a orobince širokolistého, kde byly pozorovány koncentrace prvků v kořenech, oddencích, stoncích, listech a květech. Vzorke byly odebrány na přítoku a odtoku čistírny, která byla vybudována jako integrovaný pilotní systém pro čištění odpadních vod v Etueffontu, ve Francii.

Zkoumanými prvky byly Ag, Al, As, B, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Se, Sn a Zn. Nejvyšší průměrné množství nadzemní biomasy pro orobinec širokolistý a rákos obecný bylo zaznamenáno na podzim, a to 0,85 a 1,13 kg.m<sup>-2</sup>. U těchto dvou pozorovaných rostlin bylo také zjištěno, že největší průměrné koncentrace kovů byly v průběhu jara v kořenech, naopak v oddencích byl výskyt kovů nejmenší.

Výsledky této studie ukazují, že vysoké množství těžkých kovů bylo účinně odstraněno a koncentrace těžkých kovů klesaly v pořadí: kořeny > oddenky ≥ listy > stonky > květy. Různé formy těžkých kovů nalezené v částech rostlin poukazují na nízkou kovovou mobilitu od kořenů k oddenkům a z kořenů do stonků, listů, nebo květů. Ačkoli růst rostlin není ovlivněn koncentrací kovů ve vodě a sedimentu, forma hraje důležitou roli v příjmu těžkých kovů pomocí kořenů rostlin.

Salem et al. (2014) uvádí, že pomocí těchto dvou vodních makrofyt je možno snížit kumulativní účinky, které jsou nebezpečné pro znečištění životního prostředí vod a sedimentů. Jsou proto užitečné pro biomonitoring, jejichž cílem je poskytnout kvantitativní hodnocení kvality životního prostředí.

Další studie byla provedena na čtyřech mokřadech s horizontálním prouděním, které byly osázeny rákosou obecnou. Tento mokřad určený pro čištění komunálních odpadních vod v České republice byl analyzován pro vyhodnocení 19 stopových prvků. Biomasa byla sklizena během vrcholu růstové sezóny na začátku září a poté rozdělena na stonky, listy, květy, kořeny a oddenky (Vymazal et al., 2009).

Nejvyšší koncentrace byly zaznamenány pro Al, Fe, Mn, Ba a Zn, zatímco nejnižší koncentrace byly pro Hg, U a Cd. Koncentrace klesaly v pořadí: kořeny – oddenky – listy a stonky. Vymazal et al. (2009) závěrem uvádí, že koncentrace sledovaných prvků v nadzemní a podzemní části rostliny byly podobné těm, které byly stanoveny

v rostlinách rostoucích v přírodních porostech a sklizená biomasa z kořenové čistírny tak nepředstavuje žádné riziko pro životní prostředí.

Dvojice Bonano a Giudice (2010) provedli obdobný výzkum na Sicílii, kde sledovali koncentrace těžkých kovů v kořenech, oddencích, stoncích a listech rákosu obecného. Pozorovali, zda se rostlinné orgány vyznačují rozdílnou akumulací těžkých kovů a testovali vhodnost různých orgánů pro monitoring těžkých kovů ve vodě a v půdě. Pro testování byly zvoleny tyto těžké kovy: Cd, Cr, Cu, Ag, Zn, Ni, Pb a Zn.

Výsledky ukázaly, že podzemní orgány byly primární oblastí akumulace těžkých kovů. Zejména koncentrace těžkých kovů klesaly v pořadí: kořeny – oddenky – list – stonek. Všechny čtyři části prokázaly významné rozdíly v koncentraci pro Cr, Hg, Mn, Zn, což naznačuje na nízkou mobilitu od kořenů k oddenkům a nadzemním orgánům. I když orgány měly různé klesající trendy koncentrace kovů, trend Mn > Zn > Pb > Cu byl nalezen ve všech rostlinných orgánech. Mn ukázal nejvyšší koncentrace ve všech orgánech, zatímco nejnižší koncentrace byly pro Cd a Cr.

Ve Francii Ladislas et al. (2014) provedli studii na retenčním rybníku v severovýchodním Nantes, do kterého přitékají přívalové vody ze silnice. Cílem bylo zjistit, zda je možné pomocí plovoucích mokřadů eliminovat těžké kovy z městského odtoku s cca 27 000 vozidel za den. V tomto rybníku se nacházely tři plovoucí mokřady, každý o rozloze 1,5 m<sup>2</sup> s 16 rostlinami (8 *Juncus effusus* a 8 *Carex riparia*). Po 4 měsících pozorování byly vzorky sklizeny, mineralizovány a následně analyzovány atomovou absorpční spektrometrií pro stanovení koncentrace kadmia, niklu a zinku.

Analýza ukázala, že koncentrace Ni v listech se pohybovala mezi 23 - 31 mg.g<sup>-1</sup> sušiny, a mezi 113 - 131 mg.g<sup>-1</sup> v kořenech. Akumulace Zn byla 45 - 80 mg.g<sup>-1</sup> v listech a 168 - 210 mg.g<sup>-1</sup> v kořenech. Poměr kořen/listy byl 2,6 pro Ni a 5,7 pro Zn. Naopak žádná akumulace nebyla zjištěna pro Cd.

Závěrem uvádějí, že plovoucí mokřady mohou účinně odebrat některé těžké kovy z přívalových vod ze silnic. Hlavně ostřice pobřežní (*Carex riparia*), která prokázala velmi dobré přizpůsobení v prostředí a vedla k většímu převodu kovů z vodní fáze ke kořenům rostliny. Navíc také uvádí, že sklizená biomasa může být následně uplatněna jako palivo pro výrobu energie.

Vymazal et al. (2010a) provedli experiment na KČOV s horizontálním podpovrchovým prouděním Břehov, zda několikanásobná sklizeň chrastice rákosovité může zvýšit eliminaci 23 stopových prvků. Chrastice byla sklizena v polovině června a následně v polovině srpna. Jednotná sklizeň byla provedena na konci července na vrcholu růstové sezony tohoto druhu.

Výsledek prokázal, že první a druhá sklizeň v množství biomasy u chrastice, byla v průběhu roku téměř stejná. Následné analýzy vzorků biomasy ovšem potvrdily, že množství stopových prvků bylo odlišné. Akumulované množství prvků, jako je As, Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb a U bylo u jednotné sklizně vyšší, což naznačuje, že jednotlivé prvky jsou transportovány do nadzemní části biomasy v pozdějším vegetačním období. Na druhé straně množství 10 prvků Al, Cd, Li, Mo, Rb, Se, Sn, Sr, Tl a Zn bylo při násobné sklizni vyšší než u jednotné sklizně, což naznačuje vysokou akumulaci během raných růstových fází. U těchto prvků může být tedy více sklizní přínosem pro eliminaci kovů z odpadních vod (Vymazal et al., 2010a).

Na stejné kořenové čistírně Břehov bylo Vymazalem et al. (2010b) provedeno vyhodnocení, kdy nadzemní biomasa chrastice rákosovité byla vyšší než průměrná biomasa chrastice v jiných českých umělých mokřadech a ve srovnání s jinými přírodními porosty. Na rozdíl od přírodních porostů, je hodnota poměru podzemní/nadzemní částí nižší než 1,0 a pohybuje se mezi 0,34 a 0,68 s průměrnou hodnotou 0,49. To je společná vlastnost při čištění odpadních vod v umělých mokřadech.

Nejvyšší koncentrace těžkých kovů se ukázala v kořenech, zatímco v jiných částech např. listech, stoncích, oddencích a květech se koncentrace příliš neliší. Vzhledem k nízké podzemní biomase jsou nadzemní zásoby vyšší pro Zn, Cd, Pb a Cu. Naopak pro Cr a Ni byly podzemní zásoby výrazně vyšší než u nadzemní zásoby, protože mají vysoké koncentrace Cr a Ni v kořenech (Vymazal et al., 2010b).

Autoři došli k závěru, že těžké kovy v nadzemní biomase jsou akumulovány v rozmezí 1,6% (Cr) a 15,1% (Cd) s průměrnou hodnotou 6,5%. Množství těžkých kovů izolovaných v nadzemní biomase je mezi 3,7% (Zn) a 38,4% (Cd) z odstranění těžkých kovů ve filtračních ložích s průměrnou hodnotou 13,2% (Vymazal et al., 2010b).



Gill et al. (2014) sledovali mokřad v Irsku dlouhodobě používaný k čištění odtoku z dálnice se zaměřením na eliminaci těžkých kovů. Akumulace těžkých kovů v sedimentu, i v rostlinách mokřadu osázeném orobincem širokolistým a rákosem obecným, byly zjišťovány v průběhu šesti let.

Výsledkem této studie ukázaly, že akumulace Cu, Pb a Zn byla výrazně vyšší v sedimentu v přední části mokřadu. Účinnost eliminace těžkých kovů jako je Cu, Zn, Cd, Ni a Pb však byla velmi různorodá, některé studie uvádějí až 90% eliminace, nebo naopak odstranění nulové.

Přestože byl mokřad zpočátku osázen z poloviny orobincem širokolistým a z poloviny rákosem obecným, po 6 letech provozu se rákos kolonizoval téměř po celé ploše mokřadu. Potvrzuje se tak, co bylo zmíněno v kapitole 3.2, že rákos obecný často vytlačuje jiné druhy a je považován za invazní druh (Gill et al., 2014).

Obdobnou problematikou se zabývali Bragato et al. (2009), kteří sledovali akumulaci čtyř těžkých kovů Cu, Zn, Ni a Cr v rákosu obecném, rostoucím v experimentálně připraveném mokřadu v obci Castelnovu Barianu v Itálii. Mokřad přijímá vodu z řeky Po a byl zkonstruován tak, aby snižoval znečištění vod, které v posledních desetiletích zvyšují průmyslové a zemědělské činnosti v okolí. Autoři odebírali v měsíčních intervalech od července do prosince 2002 rostlinný materiál (stonky, listy, oddenky) a sedimenty.

Množství nadzemní biomasy rostliny bylo od července do září významně vyšší, naopak v říjnu a prosinci nebyly v biomase zpozorovány žádné rozdíly. Obsah Cr, Ni, Cu a Zn v oddencích a stoncích rákosu obecného jsou téměř podobné, nejvíce nahromaděným kovem v rákosu obecném je Zn. Možným vysvětlením je to, že rostliny absorbují Zn v širokém rozsahu koncentrace z půdy (Bragato et al., 2009).

Sledovaný nárůst biomasy rostlin byl typický pro tento druh. Množství těžkých kovů bylo během vegetačního období vyšší v oddencích a stoncích než v listech. Bragato et al. (2009) došli k závěru, že s ohledem na výsledky, lze rákos obecný využít pro eliminaci kovů v závislosti na době sklizně nadzemních tkání. Úspěch fytoextrakce, kdy jsou kovy odebrány z půdy, je závislý na produkci rostlinné biomasy a efektivním přenosu kovů od kořene do nadzemních částí. Sklizení nadzemní biomasy je nutné odstranit nahromaděné toxické prvky. Chceme-li maximalizovat

odběr kovů v mokřadech, měla by sklizeň probíhat v období maximální akumulace kovů ve vzdušných tkáních rostlin.

Studie prokázala, že sklizeň nadzemní biomasy rákosu obecného by měla být provedena až po listovém stárnutí.

Výzkumem, u kterého bylo cílem zjistit množství těžkých kovů v sušině chrastice rákosovité, se zabývala Poisa (2010). Vzorky sušiny byly odebrány ve třech paralelách v říjnu 2009 a dubnu 2010. Koncentrace arsenu (As), kadmia (Cd), olova (Pb) a titanu (Ti) ve vzorcích chrastice byly analyzovány pomocí optické spektrometrie. Autorka došla k závěrům, že vzorky odebrané v dubnu, obsahovaly vyšší koncentrace As, Cd a Pb oproti vzorkům, které byly odebrány v říjnu. To ukazuje na rozdíly v akumulaci těchto prvků v nadzemní biomase v závislosti na čase.

Jak již bylo zmíněno, sklizenou biomasu lze následně využít pro různé účely. Např. Bonano (2013) provedli studii, kde bylo cílem prozkoumat možnosti recyklovaného popela biomasy, který lze poté využít jako hnojivo v zemědělství a lesnictví. Z popela rostlin rákosu obecného a tresti obecné (*Arundo donax*) byly analyzovány koncentrace kovů Cd, Cr, Cu, Mn, Pb, Zn, konkrétně v rostlinných tkáních, na které byla přiváděna domácí odpadní voda.

Výsledek ukázal, že koncentrace kovů v popelu jsou 1,5 - 3krát vyšší, oproti hodnotám v rostlinných tkáních. Bonnano et al. (2013) také uvádí, že popel s obsahem kovů měl mnohem nižší koncentrace prvků, které povolují zákonné limity pro uplatňování popela jako hnojivo v zemědělství a lesnictví. Tato studie tedy ukazuje, že popel biomasy z těchto dvou rostlin může být využit spíše jako hnojivo, než jako nebezpečný odpad.

Z uvedených informací vyplývá, že kořenové čistírny odpadních vod jsou vhodným řešením pro eliminaci těžkých kovů, nicméně účinnosti eliminace jednotlivých kovů jsou podle různých autorů odlišné. Akumulace těžkých kovů v rostlinách je také různá. Z předkládaných studií se většina autorů dochází ke shodným výsledkům, kdy koncentrace těžkých kovů klesá v pořadí kořeny – oddenky – listy – stonky. Bylo by vhodné podpořit tuto problematiku novými výzkumy a studii, které by do budoucna přispěly ke zkvalitnění pozorování těžkých kovů v mokřadních rostlinách.

## **4 Metodika**

### **4.1 Hlavní cíle práce a způsob jejich naplnění**

Hlavním cílem práce bylo vyhodnotit distribuci těžkých kovů v nadzemní biomase rákosu obecného na KČOV a na přirozených mokřadech, za účelem zjistit, ve kterých částech biomasy se kumulují těžké kovy. Tyto výsledky napomohou k zpřesnění a zkvalitnění metodiky monitoringu těžkých kovů v biomase rostlin. Studie probíhala ve vegetačním období na konci srpna roku 2013. V této době byly navštíveny studované lokality. Celkem bylo pozorováno šest míst, konkrétně tři kořenové čistírny odpadních vod a tři přirozené mokřadní lokality (kapitola 4.2). V každé navštívené lokalitě byla odebrána nadzemní biomasa rákosu obecného, která byla následně podrobena analýze těžkých kovů v různých částech rostliny (stonky a listy) (kapitola 4.4.1).

### **4.2 Studované lokality**

Pro tuto studii byly vybrány tři kořenové čistírny odpadních vod: Mořina, Slavošovice, Zbenice a tři přirozené mokřady: Vyžlovka a rybníky Pařez a Louňovický. Všechny tyto lokality jsou charakteristické kvalitním porostem rákosu obecného.

První čistírnou, která byla navštívena, byla KČOV Mořina (Obr. 5). Obec Mořina leží 11 km východně od Berouna, k 1. 1. 2014 měla 787 obyvatel. Kořenová čistírna o maximální kapacitě 700 EO byla zprovozněna roku 2000, je napojena na oddílnou kanalizaci. Na její rozloze 3520 m<sup>2</sup> je vysázen rákos obecný společně s chrasticí rákosovitou.



Obr. 5: KČOV Mořina (foto: Vymazal, J.)

Další sledovanou lokalitou byla obec Slavošovice. Tato malá vesnice je částí obce Libín, v okrese České Budějovice, žije zde přibližně 55 obyvatel. V této vesnici se nachází KČOV Slavošovice (Obr. 6), která byla uvedena do provozu roku 2001. Čistírna s maximální kapacitou 150 EO je osázena rákosem obecným a slouží k čištění odpadních vod z jednotné kanalizace.



Obr. 6: KČOV Slavošovice (foto: Vymazal, J.)

Třetí KČOV, ze které jsme odebírali vzorky rákosu obecného, je kořenová čistírna Zbenice (Obr. 7). Obec Zbenice se nachází asi 13 km jihovýchodně od Příbrami, k roku 2010 má 134 obyvatel. Tato čistírna byla uvedena do provozu roku 1996 a její maximální kapacita je 300 EO.



Obr. 7: KČOV Zbenice (foto: Vymazal, J.)

Přirozené lokality byly pozorovány na třech místech: Vyžlovka, rybníky Pařez a Louňovický. Oba rybníky se nacházejí v obci Louňovice, asi 30 km jihovýchodně od centra Prahy. Rákos byl zde odebírán z litorálních zón zmiňovaných rybníků. Lokalita Vyžlovka je rákosina, jenž se nachází v příkopě vedle cesty u obce Vyžlovka, sousedící s obcí Louňovice. Všechny tyto lokality, ze kterých jsme odebírali nadzemní biomasu, byly charakteristické kvalitním porostem rákosu obecného.

## 4.3 Materiály a zařízení

### 4.3.1 Chemikálie

- Vodný kalibrační roztok ASTASOL:
  - Kadmium 1 g/ l (ANALYTIKA/Česká republika)
  - Měď 1 g/ l (ANALYTIKA/Česká republika)
  - Chrom 1 g/ l (ANALYTIKA/Česká republika)

- Nikl 1 g/ l (ANALYTIKA/Česká republika)
- Olovo 1 g/ l (ANALYTIKA/Česká republika)
- Zinek 1 g/ l (ANALYTIKA/Česká republika)
- Kyselina dusičná, 65% - suprapur (Merck Millipore)
- Materiál pro kontrolu jakosti Jahodové listí METRANAL 3 – analyty kovy QCM 03 (ANALYTIKA/Česká republika)

#### **4.3.2 Použité přístroje a zařízení**

- Zahradnické nůžky (Fiskars 114790)
- Sušárna (Memert)
- Mlýnek (Cutting Mill PULVERISETTE 15, Fritsch)
- Laboratorní analytická váha (Sartorius)
- Zařízení pro mikrovlnný rozklad (Speedwave MWS-2, Berghof)
- Atomový absorpční spektrometr Agilent 240 AA - AAS kvjeta (Agilent technologies)
- Atomový absorpční spektrometr Agilent 55B AA - AAS plamen (Agilent technologies)

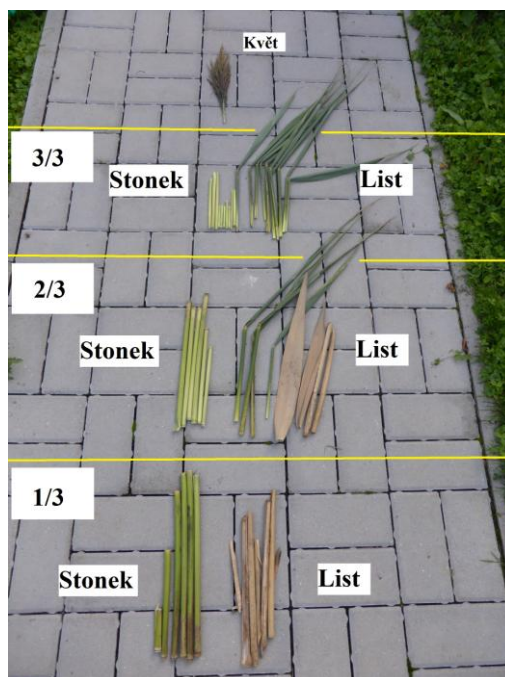
#### **4.3.3 Software**

Windows 7 Professional, Microsoft Office 2007

### **4.4 Použité metody**

#### **4.4.1 Odběr a zpracování rostlinné biomasy**

Vzorky nadzemní biomasy pro stanovení těžkých kovů byly odebírány na popsáných výzkumných lokalitách. Vždy bylo odebráno 10 celých rostlin. Následně byla nadzemní biomasa rozdělena na listy, stonky popř. květy. Listy i stonky jsme poté rozdělili na třetiny, abychom byli schopni přesně stanovit, v jaké části se kovy nejvíce akumulují (Obr. 8). Následně byla biomasa sušena do konstantní hmotnosti při teplotě 60°C (sušárna Memmert).



Obr. 8: Rozdělení rákosu obecného na jednotlivé třetiny (foto: Vymazal, J.)

#### 4.4.2 Homogenizace a rozklad biomasy

Usušená nadzemní biomasa rákosu obecného byla následně homogenizována pomocí mlýnku značky Fritsch, PULVERISETTE 15 na velmi jemný homogenní materiál. Každý tento homogenizovaný vzorek rostlinné biomasy jsme navázili na 0,2 g pomocí laboratorní váhy Sartorius a uložili do tzv. kyvety. Do této kyvety jsme pro potřebný rozklad přidávali 7 ml kyseliny dusičné, pečlivě uzavřeli a mohli přistoupit k mikrovlnnému rozkladu. Mikrovlnný rozklad probíhal v přístroji Berghof, Speedwave MWS-2 za zvýšené teploty a tlaku. Dle Lainga (2003) se tento postup prokázal jako vhodný, protože zajišťuje dostatečný rozklad pro stanovení studovaných prvků.

Po mikrovlnném rozkladu, kdy se nám jemný prášek biomasy s kyselinou dusičnou kompletně rozložil a vznikl čirý roztok, jsme získaný roztok naředili destilovanou vodou na celkový objem 50 ml a přistoupili k samotnému stanovení těžkých kovů.

#### 4.4.3 Stanovení těžkých kovů

Vzniklé roztoky se uplatnily pro stanovení koncentrace těžkých kovů Cd, Cu, Cr, Ni, Pb a Zn. To se uskutečnilo pomocí atomové absorpční spektrometrie (AAS), kdy jsme jednotlivé roztoky dávkovali do přístroje Agilent 240 AA, popř. Agilent 55B AA.

Atomová absorpční spektrometrie je metoda, která využívá specifické vlnové délky světla absorbovaného analyzovaným prvkem. Atomy odlišných prvků absorbují pro ně charakteristické vlnové délky a na základě toho jsme schopni stanovit obsah koncentrací v analyzovaném roztoku (HPST, 2014).

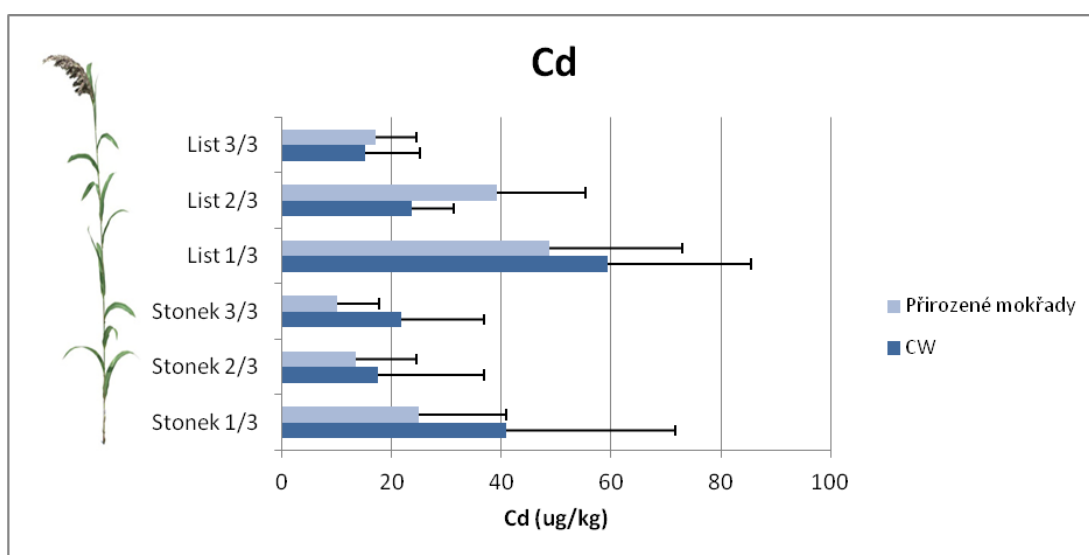
#### **4.4.4 Statistické vyhodnocení**

Zásadní statistické vyhodnocení, jako je výpočet průměrů a směrodatných odchylek bylo provedeno v tabulkovém procesoru Microsoft Excel 2007.



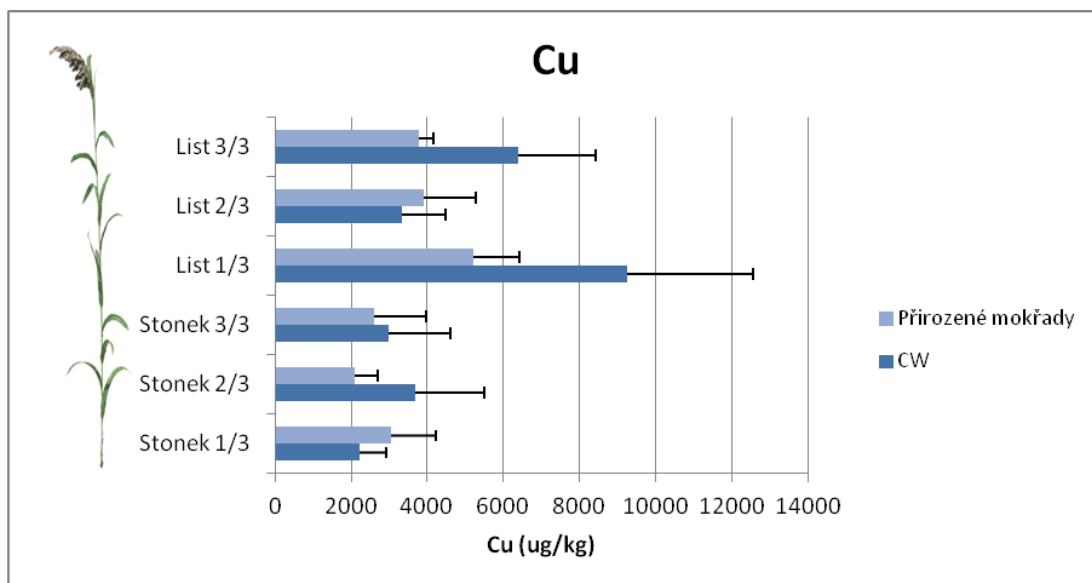
## 5 Výsledky

Distribuce těžkých kovů v nadzemní biomase rákosu obecného byla sledována v období vrcholu růstové sezony rákosu (9/2013). Na Obr. 9 jsou znázorněny průměrné hodnoty koncentrace kadmia v tomto období. Koncentrace kadmia v listu na přirozených lokalitách stoupala v pořadí 3/3, 2/3 a 1/3. Stejný trend byl pozorován i v případě kořenových čistíren. Nejvyšší koncentrace byla pozorována u kořenových čistíren v první třetině listu ( $59,42 \pm 26,05 \text{ ug.kg}^{-1}$ ). Na tomto grafu jsou rovněž znázorněny koncentrace ve stonku u přirozených lokalit. Zde byl vyzorován stejný trend jako v případě listu, nicméně průměrné hodnoty koncentrace kadmia byly nižší.



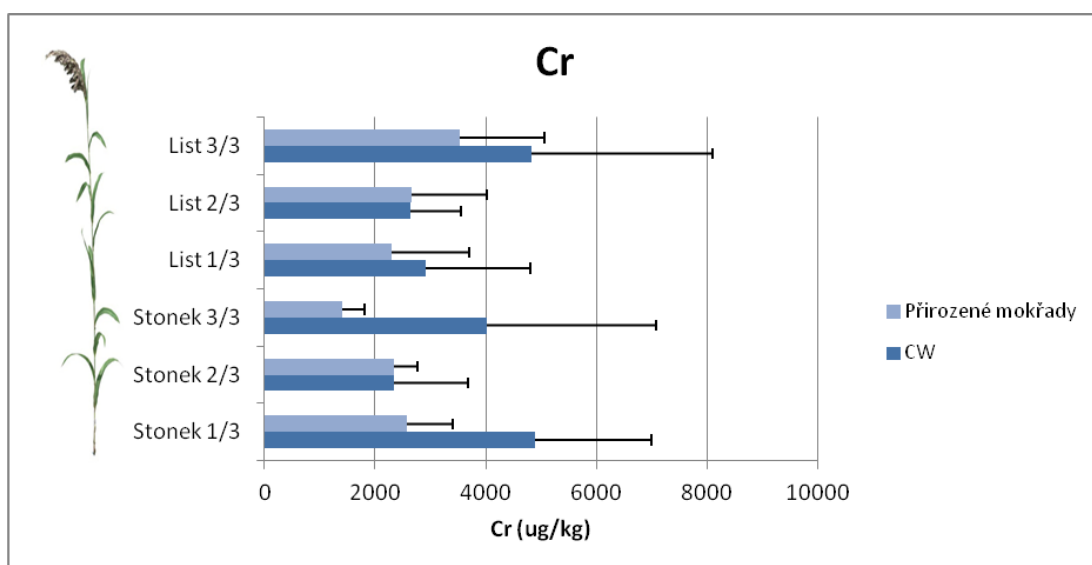
Obr. 9: Koncentrace Cd v nadzemní biomase rákosu obecného na přirozených lokalitách a kořenových čistírnách odpadních vod.

Průměrné hodnoty koncentrace mědi jsou znázorněny na Obr. 10. Koncentrace mědi v listu na kořenových čistírnách stoupaly v pořadí 2/3, 3/3 a 1/3. U přirozených lokalit koncentrace rostly v odlišném trendu a to v pořadí 3/3, 2/3, 1/3 a nejvyšší koncentrace mědi byla vyzorována u kořenových čistíren a přirozených lokalit v první třetině listu ( $9264,33 \pm 3304,80 \text{ ug.kg}^{-1}$  a  $5214,37 \pm 1196,48 \text{ ug.kg}^{-1}$ ). U přirozených lokalit stoupaly koncentrace mědi ve stonku rákosu obecného ve stejném trendu jako u kořenových čistíren v listu, ovšem v nižších hodnotách. Na grafu jsou znázorněny také koncentrace ve stonku v kořenových čistírnách, které klesaly v pořadí 1/3, 3/3 a 2/3.



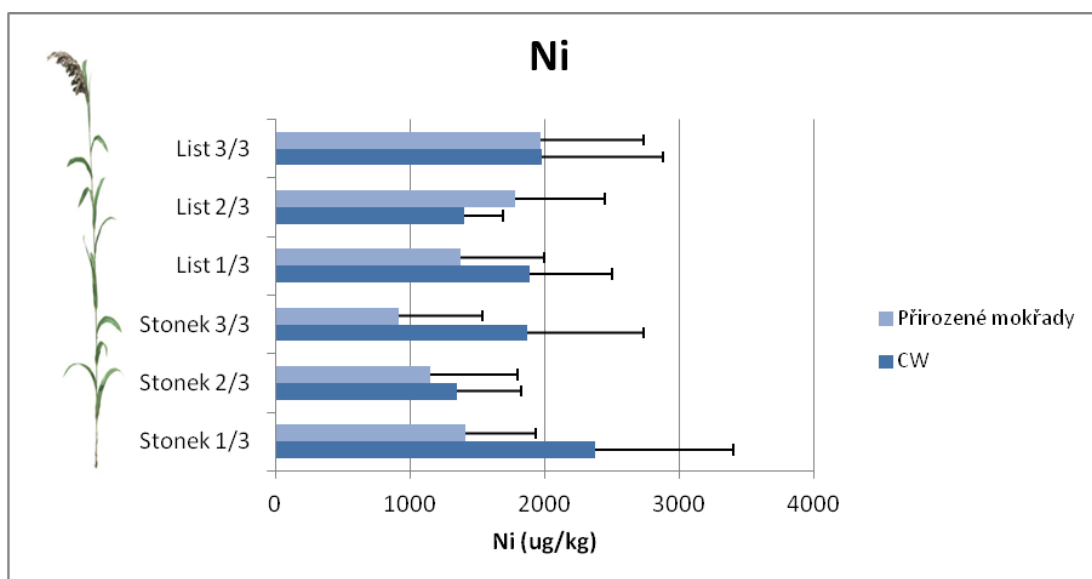
Obr. 10: Koncentrace Cu v nadzemní biomase rákosu obecného na přírozených lokalitách a kořenových čistírnách odpadních vod.

Na dalším Obr. 11 jsou uvedeny průměrné hodnoty koncentrace chromu. U přírozených lokalit koncentrace chromu ve stonku rákosu obecného vycházejí ve zvyšujícím se pořadí 3/3, 2/3 a 1/3. Opačný trend byl pozorován pro list u přírozených lokalit v pořadí 1/3, 2/3 a 3/3. Na tomto grafu jsou také znázorněny průměrné koncentrace chromu ve stonku u kořenových čistíren, které stoupaly v pořadí 2/3, 3/3, 1/3 a v listech 2/3, 1/3 a 3/3. Nejvyšší koncentrace chromu byla dosažena u kořenových čistíren v první třetině stonku a třetí třetině listu ( $4896,55 \pm 2110,59 \text{ ug.kg}^{-1}$  a  $4833,56 \pm 3276 \text{ ug.kg}^{-1}$ ).



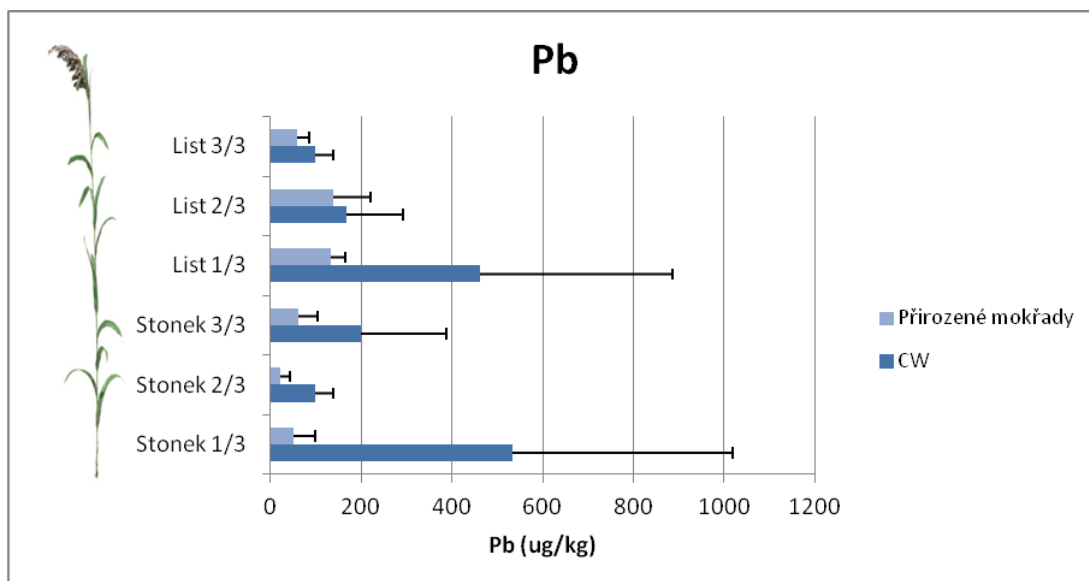
Obr. 11: Koncentrace Cr v nadzemní biomase rákosu obecného na přírozených lokalitách a kořenových čistírnách odpadních vod.

Průměrné hodnoty koncentrace niklu v listu na přirozených lokalitách stoupaly v pořadí 1/3, 2/3, 3/3 a jsou uvedeny na Obr. 12. Odlišný trend byl pozorován v listu u kořenových čistíren, kde koncentrace rostly v pořadí 2/3, 1/3 a 3/3. Nutno zde podotknout, že průměrná hodnota koncentrace ve třetí třetině listu jak u kořenových čistíren, tak u přirozených byla skoro totožná ( $1981,61 \pm 897,23 \text{ ug.kg}^{-1}$  a  $1970,12 \pm 766,73 \text{ ug.kg}^{-1}$ ). Dále jsou zde uvedeny koncentrace ve stonku u přirozených lokalit, které rostly v pořadí 3/3, 2/3 a 1/3. Nejvyšší koncentrace byla pozorována u kořenových čistíren v první třetině stonku ( $2381,57 \pm 1020,33 \text{ ug.kg}^{-1}$ ), po které následuje stonek 3/3 a 2/3.



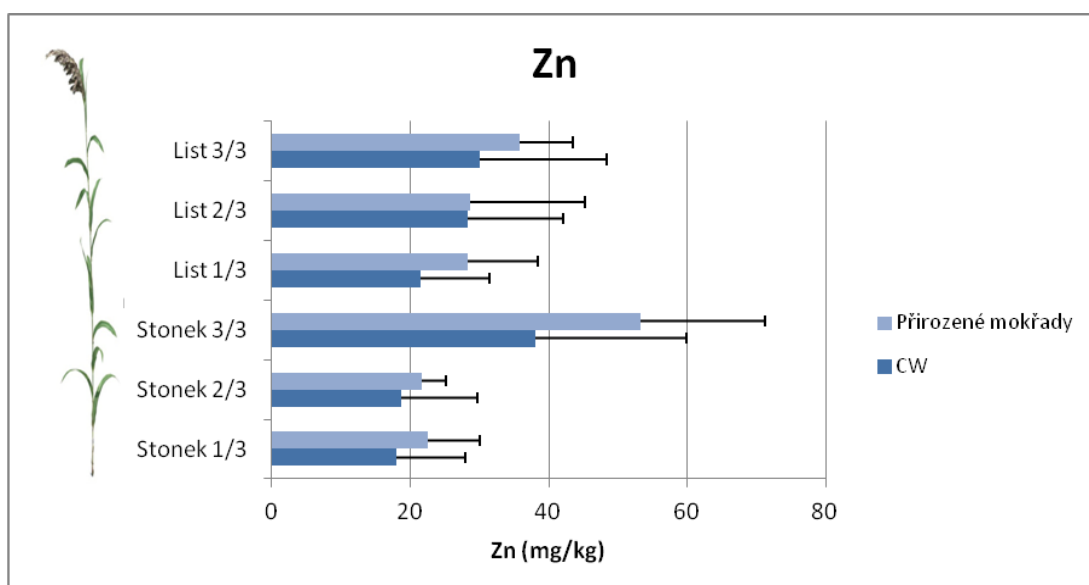
Obr. 12: Koncentrace Ni v nadzemní biomase rákosu obecného na přirozených lokalitách a kořenových čistírnách odpadních vod.

Na Obr. 13 jsou znázorněny průměrné hodnoty koncentrace olova za sledované období. Koncentrace olova v listu na kořenových čistírnách stoupaly v pořadí 3/3, 2/3 a 1/3. Odlišný trend byl pozorován u stonku, kde průměrné hodnoty koncentrace olova stoupaly v pořadí 2/3, 3/3, 1/3 a zároveň je zde jasně znázorněna nejvyšší koncentrace olova v tomto grafu ( $534,43 \pm 484,41 \text{ ug.kg}^{-1}$ ). Oproti jiným prvkům byly koncentrace v případě olova zpozorovány poměrně nízké, zvláště u stonku na přirozených lokalitách, kde hodnoty stoupaly od  $20,48 \pm 21,19 \text{ ug.kg}^{-1}$  do  $60,32 \pm 44,17 \text{ ug.kg}^{-1}$  v pořadí 2/3, 1/3 a 3/3. Nicméně v listech byly průměrné hodnoty koncentrace olova lehce zvýšené a to v pořadí opačného trendu 3/3, 1/3 a 2/3.



Obr. 13: Koncentrace Pb v nadzemní biomase rákosu obecného na přirozených lokalitách a kořenových čistírnách odpadních vod.

Na posledním Obr. 14 pro sledované období jsou znázorněny průměrné hodnoty koncentrace zinku v rákosu obecném. Koncentrace zinku v listu na kořenových čistírnách stoupala v pořadí 1/3, 2/3 a 3/3. Stejný trend byl pozorován i v případě stonku u KČOV a přirozených lokalit pro list. Nejvyšší koncentrace byla jasně vyzorována u přirozených lokalit v třetí třetině stonku ( $53,23 \pm 17,97 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), po které následovaly 1/3 a 2/3.



Obr. 14: Koncentrace Zn v nadzemní biomase rákosu obecného na přirozených lokalitách a kořenových čistírnách odpadních vod.

## 6 Diskuze

Distribuce těžkých kovů v nadzemní biomase rákosu obecného byla studována na několika umělých a přirozených mokřadech v České republice. Výzkum probíhal v období vrcholu vegetačního sezony, koncem srpna roku 2013. Hlavním cílem bylo stanovit koncentrace Cd, Cr, Cu, Ni, Pb a Zn v jednotlivých částech nadzemní biomasy rákosu. Sklizená nadzemní biomasa byla rozdělena na jednotlivé části (listy a stonky), které byly dále rozděleny na třetiny za účelem stanovit v jakých částech je možné pozorovat nejvyšší a nejnižší koncentrace těchto kovů.

Ve sledovaném období bylo pozorováno, že průměrné koncentrace kadmia (Obr. 9) na kořenových čistírnách v listech rákosu se pohybují v rozmezí 0,015 – 0,059 mg.kg<sup>-1</sup>, kde nejvyšší zmiňovaná koncentrace byla stanovena v první třetině listu. V porovnání s koncentracemi z jiných studií, se zjištěné hodnoty v listech pohybují téměř v totožném rozmezí, 0,014 – 0,071 mg.kg<sup>-1</sup> (Tab. 6). Ve stoncích byla nejvyšší koncentrace kadmia vyzorována v první třetině stonku, a to 0,041 mg.kg<sup>-1</sup>. Lesage et al. (2007a) ve své studii z Belgie u totožné části rostliny uvádějí koncentraci jedenkrát vyšší (0,083 mg.kg<sup>-1</sup>). U přirozených lokalit bylo zjištěno, že koncentrace kadmia (Obr. 9) se ve stoncích a listech pohybovaly v rozmezí 0,010 – 0,049 mg.kg<sup>-1</sup> a stejně jako u KČOV byla maximální koncentrace stanovena v první třetině listu. Je zřejmé, že se jedná o znatelně nižší koncentrace, protože výsledky jiných zahraničních studií se pohybují v rozmezí hodnot 0,033 – 1,05 mg.kg<sup>-1</sup> (Tab. 7). Obzvláště koncentrace kadmia ve studii z Itálie, kde je hodnota v listu 1,05 v listu mg.kg<sup>-1</sup> (Bonanno et Lo Giudice, 2010).

Při vyhodnocování průměrných koncentrací mědi (Obr. 10) na kořenových čistírnách bylo zjištěno, že ve stoncích rákosu obecného se hodnoty pohybují mezi 2,217 – 3,688 mg.kg<sup>-1</sup>. Porovnáním těchto hodnot s literaturou (Tab. 6), kde jsou koncentrace v rozmezí 0,91 – 6,57 mg.kg<sup>-1</sup> lze říci, že koncentrace mědi ve sledovaném období se nacházejí uprostřed zjištěného rozpětí hodnot ostatních studií. Například Lesage et al. (2007b) provedli studii na kořenových čistírnách s vertikálním prouděním, kde koncentrace vycházela 4,7 mg.kg<sup>-1</sup>. Na kořenových čistírnách se koncentrace mědi v listech ukazují poměrně zvýšené (6,397 – 9,264 mg.kg<sup>-1</sup>), maximální koncentrace 9,264 mg.kg<sup>-1</sup> byla stanovena v první třetině listu. Tato hodnota se zároveň jeví jako nejvyšší i ve srovnání s koncentracemi ostatních výzkumů (2,2 – 7,82 mg.kg<sup>-1</sup>). Na

přirozených lokalitách bylo vyzorováno, že koncentrace mědi (Obr. 10) ve stoncích dosáhly podobných hodnot ( $2,100 - 3,045 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) jako ve stoncích u zmiňovaných kořenových čistíren. Tyto hodnoty se u přirozených lokalit v porovnání s literaturou nacházejí téměř ve stejném rozmezí  $2,31 - 4,22 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Tab. 7). V případě listů se jednalo o zvýšené koncentrace, kde minimální hodnota byla  $3,770 \text{ mg.kg}^{-1}$  v třetí třetině listu a maximální  $5,214 \text{ mg.kg}^{-1}$  v první třetině listu. Tuto maximální koncentraci převýšila hodnota  $6,26 \text{ mg.kg}^{-1}$  ze studie z Nizozemska, kterou provedli Du Laing et al. (2006).

Dalším vyhodnoceným prvkem během sledovaného období v rákosu obecném byl chrom. Průměrné koncentrace tohoto kovu (Obr. 11) na kořenových čistírnách se v listech pohybovaly v rozmezí  $2,634 - 4,834 \text{ mg.kg}^{-1}$ , kde nejvyšší hodnota byla zjištěna ve třetí třetině listu. V porovnání s ostatní literaturou ze zahraničí jsou koncentrace poměrně zvýšené - hodnoty studií se pohybují jen v rozmezí  $0,18 - 0,95 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Tab. 6). Ve stoncích na kořenových čistírnách byly během sledovaného období vyzorovány hodnoty chromu téměř ve stejném rozpětí jako u listů ( $2,332 - 4,897 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Pouze první třetina stonku s maximální koncentrací  $4,897 \text{ mg.kg}^{-1}$  byla přibližně o  $2 \text{ mg.kg}^{-1}$  vyšší, než koncentrace listu v první třetině. Při porovnání se dvěma předchozími kovy se jedná o první sledovaný prvek na KČOV, u kterého byly zjištěny vyšší koncentrace ve stonku. Naopak na přirozených lokalitách byly stanoveny koncentrace chromu (Tab. 7) vyšší v listech ( $2,299 - 3,532 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) oproti stonkům ( $1,398 - 2,573 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Při porovnání výsledných hodnot listů s literaturou (Tab. 7) se jedná o poměrně nižší koncentrace, kdy nejbližší byly Aksoy et al. (2005) z Turecka s hodnotou  $1,65 \text{ mg.kg}^{-1}$ . U stonků na přirozených lokalitách byly výsledky koncentrací zahraničních studií různé. Studie z Turecka a Itálie s hodnotami  $0,40 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Bonanno et Lo Giudice, 2010) a  $3,78 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Aksoy et al., 2005) vycházejí mimo vyzorované hodnoty. Pouze studie Du Lainga et al. (2006) z Nizozemska s hodnotou  $1,42 \text{ mg.kg}^{-1}$  se zařazuje do vyzorovaného rozpětí koncentrací u stonků.

Ve sledovaném období v srpnu roku 2013 bylo zjištěno, že průměrné koncentrace niklu (Obr. 12) na kořenových čistírnách odpadních vod v listech rákosu obecného se pohybují v rozmezí  $1,404 - 1,982 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Při porovnání hodnot s výsledky ze zahraničních studií bylo zjištěno, že se jedná o nižší koncentrace (Tab. 6). Například ve studiích z Belgie došli k výsledkům s hodnotami  $0,29$  a  $0,47 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Lesage et

al., 2007a; 2007b). Ve stoncích na KČOV jsou koncentrace niklu v rozpětí 1,350 – 2,382 mg.kg<sup>-1</sup>, kde hodnota 2,382 mg.kg<sup>-1</sup> v první třetině stonku představuje celkově nejvyšší vypořádanou koncentraci. To platí i ve srovnání s ostatními studii, kde hodnoty dosahují hodnot 0,29 – 1,18 mg.kg<sup>-1</sup>. U přirozených lokalit se hodnoty niklu v listech (Obr. 12) pohybovaly téměř ve stejném rozpětí koncentrací, jako u kořenových čistíren. Vypořádané hodnoty v rozmezí 1,380 – 1,970 mg.kg<sup>-1</sup> se shodují s výsledky studií (Tab. 7) z Nizozemska (1,32 mg.kg<sup>-1</sup>) a Itálie (1,69 mg.kg<sup>-1</sup>). Naopak jediná studie Aksoy et al. (2005) s koncentrací 4,55 mg.kg<sup>-1</sup> se neshoduje. V této zahraniční studii z Turecka byly zároveň vypořádané velmi zvýšené koncentrace ve stoncích s hodnotou 10,25 mg.kg<sup>-1</sup>. Ve sledovaném období byly vypořádané koncentrace ve stoncích v rozpětí 0,917 – 1,415 mg.kg<sup>-1</sup> a nejvyšší koncentrace byla zjištěna v první třetině stonku. Při porovnání s další literaturou bylo zjištěno, že koncentrace niklu ze studií z Nizozemska a Itálie dosahovaly ještě nižších hodnot: 0,45 mg.kg<sup>-1</sup> (Du Laing et al., 2006) a 0,48 mg.kg<sup>-1</sup> (Bonanno et Lo Giudice, 2010).

Ve sledovaném období na kořenových čistírnách bylo vypořádané, že průměrné koncentrace olova (Obr. 13) v listech rákosu obecného se pohybují v rozmezí 0,099 – 0,462 mg.kg<sup>-1</sup>. Ve srovnání se zahraničními studii nejsou koncentrace ve sledovaném období příliš odlišné (Tab. 6). Téměř ke shodným koncentracím došli ve svých studiích Lesage et al. (2007b) a Vymazal et al. (2009), ale například Lesage et al. (2007a) ve své studii z Belgie uvádí zesílenou hodnotu 1,1 mg.kg<sup>-1</sup>. Ve stoncích byly koncentrace vypořádané v rozmezí 0,097 – 0,534 mg.kg<sup>-1</sup>, tedy lehce zvýšené hodnoty oproti listům. Při srovnání stonků s jinými studii se jedná o téměř stejné koncentrace v rozpětí 0,11 – 0,43 mg.kg<sup>-1</sup>. Koncentrace olova na přirozených lokalitách (Obr. 13) v listech dosahovaly nízkých koncentrací v rozpětí 0,058 – 0,137 mg.kg<sup>-1</sup>, kde nejvyšší výskyt byl vypořádaný v druhé třetině listu. Ve srovnání s literaturou lze říci, že jednotlivé studie došli k různým koncentracím olova (Tab. 7). Nejvyšší koncentraci v listech na přirozených lokalitách zjistili Bonanno et Lo Giudice (2010), kteří vypořádané hodnotu 13,20 mg.kg<sup>-1</sup>. Naopak nejnižší koncentrace se objevila ve studii Aksoy et al. (2005) s hodnotou 2,193 mg.kg<sup>-1</sup>. Ve stoncích na přirozených lokalitách byly zjištěny nejnižší koncentrace olova 0,020 mg.kg<sup>-1</sup> v druhé třetině stonku, 0,050 mg.kg<sup>-1</sup> v první třetině stonku a 0,060 mg.kg<sup>-1</sup> v třetí třetině stonku. Při srovnání těchto zmiňovaných koncentrací s literaturou se

jedná o velmi nízké koncentrace. Vypozorované hodnoty studií z Nizozemska, Turecka a Itálie se pohybují v rozpětí 0,34 – 9,87 mg.kg<sup>-1</sup>.

Posledním vyhodnocovaným prvkem ve sledovaném období v rákosu obecném byl zinek. Ze zjištěných hodnot je patrné (Obr. 14), že tento kov se vyskytoval na kořenových čistírnách a přirozených lokalitách ve srovnání s ostatními prvky v nejvyšších koncentracích. Na kořenových čistírnách v listech byly koncentrace zinku stanoveny v rozmezí 21,469 – 29,996 mg.kg<sup>-1</sup>, kde nejvyšší koncentrace byla stanovena ve třetí třetině listu. Ve srovnání s jinými studii na kořenových čistírnách byly v listech zjištěny téměř stejné hodnoty: 23 mg.kg<sup>-1</sup>, 27,1 mg.kg<sup>-1</sup> a 29 mg.kg<sup>-1</sup> (Tab. 6). Ve stoncích byly vypořazovány koncentrace zinku v rozpětí 17,964 – 38,105 mg.kg<sup>-1</sup>, kde nejvyšší zmíněná koncentrace byla zjištěna ve třetí třetině stonku. Ve srovnání s literaturou došly dvě studie téměř k blízkým výsledkům s hodnotami 15 mg.kg<sup>-1</sup> (Lesage et al., 2007a) a 20,5 mg.kg<sup>-1</sup> (Vymazal et al., 2009). Naopak Lesage et al. (2007b) z Belgie ve své studii na KČOV s vertikálním prouděním stanovili velmi vysokou koncentraci zinku: 70 mg.kg<sup>-1</sup>. U přirozených lokalit bylo zjištěno, že koncentrace zinku se v listech pohybovaly v rozmezí 28,235 – 35,870 mg.kg<sup>-1</sup> (Obr. 14), kde v první a druhé třetině listu byly stanoveny velmi podobné hodnoty (28,235 mg.kg<sup>-1</sup> a 28,653 mg.kg<sup>-1</sup>). Ve srovnání se studii se jedná o podobné výsledky průzkumů v rozpětí 22,12 – 40,9 mg.kg<sup>-1</sup> (Tab. 7). Ve stoncích byly zjištěny hodnoty 22,494 mg.kg<sup>-1</sup> v první třetině stonku, 21,615 mg.kg<sup>-1</sup> v druhé třetině stonku a 53,232 mg.kg<sup>-1</sup> ve třetí třetině stonku. Poslední hodnota představuje nejvyšší vypořazovanou koncentraci této studie a zároveň převýšila koncentrace studií z přirozených lokalit ze zahraničí. Ty se pohybovaly v rozmezí 10,04 – 40,52 mg.kg<sup>-1</sup>.

Tab. 6: Koncentrace těžkých kovů v jednotlivých částech nadzemní biomasy rákosu obecného na kořenových čistírnách [mg.kg<sup>-1</sup> sušiny].

KČOV	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Literatura
<b>Listy</b>							
Belgie	0,071	2,2	0,95	0,29	1,1	23	Lesage et al. (2007a)
Belgie	0,014	5,7	0,40	0,47	0,39	29	Lesage et al. (2007b)



*pokračování Tab. 6 ze str. 47*

KČOV	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Literatura
Česká republika	0,01	7,82	0,18	1,63	0,23	27,1	Vymazal et al. (2009)
<b>Stonky</b>							
Belgie	0,083	0,91	0,90	0,29	0,43	15	Lesage et al. (2007a)
Belgie	0,0073	4,7	0,39	0,64	0,25	70	Lesage et al. (2007b)
Česká republika	0,01	6,57	0,13	1,18	0,11	20,5	Vymazal et al. (2009)

Tab. 7: Koncentrace těžkých kovů v jednotlivých částech nadzemní biomasy rákosu obecného na přirozených lokalitách [ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  sušiny]; (PL – přirozené lokality).

PL	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Literatura
<b>Listy</b>							
Turecko	0,122	3,32	1,65	4,55	2,193	22,12	Aksoy et al. (2005)
Nizozemsko	0,159	6,26	1,48	1,32	4,62	40,9	Du Laing et al. (2006)
Itálie	1,05	4,13	0,69	1,69	13,20	28,40	Bonanno et Lo Giudice (2010)
<b>Stonky</b>							
Turecko	0,103	4,22	3,78	10,25	2,296	40,52	Aksoy et al. (2005)
Nizozemsko	0,033	2,95	1,42	0,45	0,34	38,4	Du Laing et al. (2006)
Itálie	0,68	2,31	0,40	0,48	9,87	10,04	Bonanno et Lo Giudice (2010)

Z výsledků této práce a uvedených studií vyplývá, že koncentrace těžkých kovů v nadzemní biomase rákosu obecného se pohybují v rozdílných hodnotách, které jsou

pravděpodobně závislé na mnoha faktorech, jako např. koncentrace těžkých kovů ve vodě, lokalita výskytu, pH, roční období, teplota vody, nebo doba sklizně.

Během experimentu byla dále vyhodnocena distribuce těžkých kovů v jednotlivých částech stébla rákosu. Zatímco koncentrace některých prvků klesají v pořadí 1/3 – 3/3, a to jak ve stoncích, tak v listech [Cd – KČOV (stonek), přirozené lokality (listy, stonky) (Obr. 9); Cu – přirozené lokality (listy) (Obr. 10); Cr – přirozené lokality (stonky) (Obr. 11); Ni – přirozené lokality (stonky) (Obr. 12), Pb – KČOV (listy) (Obr. 13)], naproti tomu u jiných kovů byl pozorován zcela opačný trend, kdy koncentrace stoupala v pořadí 1/3 – 3/3 [Cr – přirozené lokality (listy) (Obr. 11); Ni – přirozené lokality (listy) (Obr. 12); Zn – KČOV (stonky, listy), přirozené lokality (listy) (Obr. 14)]. U chromu a niklu lze tak na přirozených lokalitách vypočítat zajímavý trend, kdy koncentrace ve stoncích klesaly, zatímco v listech stoupaly. Rovněž byl vypočítán trend, kdy koncentrace klesala v pořadí 1/3, 3/3, 2/3 [Cd – KČOV (stonky); Cu – KČOV (listy), přirozené lokality (stonky); Cr, Ni, Pb – KČOV (stonky)], nebo také stoupala v pořadí 3/3, 1/3, 2/3 [Cr, Ni – KČOV (listy); Pb, Zn – přirozené lokality (stonky)]. U některých kovů nebyl vypočítán jednotný trend, který by se opakoval a tím charakterizoval jednoznačný výskyt kovů v třetinách rákosu [Cu – KČOV (stonky); Pb – přirozené lokality (listy)]. Z uvedených výsledků je patrné, že průměrné koncentrace sledovaných těžkých kovů klesaly nejčastěji v pořadí listy – stonky a hodnoty kovů byly obvykle zvýšené na kořenových čistírnách odpadních vod. Zmiňovaný pokles listy – stonky také potvrzují ostatní studie, které se zabývaly pozorováním těžkých kovů v nadzemní biomase rákosu obecného.

Díky této studii můžeme potvrdit, že kumulace těžkých kovů se výrazně liší jak mezi jednotlivými částmi nadzemní biomasy, tak mezi jednotlivými kovy. Proto je potřeba během studie těžkých kovů v rostlinách správně volit metodiku odběru rostlin a nepracovat pouze s některými částmi.

## 7 Závěr

- Kořenové čistírny odpadních vod jsou efektivní způsob čištění odpadních vod, přesto je jejich využití k eliminaci těžkých kovů v současné době studováno poměrně ojediněle.
- Studie, provedené za účelem zjištění přítomnosti těžkých kovů v mokřadních rostlinách uvádějí, že nejvyšší koncentrace kovů se nacházejí v podzemních orgánech (kořeny – oddenky), po kterých následují listy a stonky.
- Pro eliminaci těžkých kovů na kořenových čistírnách je vhodné uplatňovat určité druhy rostlin, které jsou schopné zadržet zvýšené množství těžkých kovů. Tyto rostliny disponují určitými mechanismy, které jim umožňují vyrovnat se s přítomností kovů v okolí i v organismu.
- Z výsledků této studie vyplývá, že koncentrace těžkých kovů v nadzemní biomase na kořenových čistírnách a přirozených lokalitách se viditelně liší mezi jednotlivými částmi rostliny, a zároveň mezi jednotlivými kovy.
- Nejvyšší koncentrace kadmia byly stanoveny na kořenových čistírnách i přirozených lokalitách v listu na dolní části stébla s hodnotami  $59,42 \pm 26,05 \text{ ug.kg}^{-1}$  na KČOV a  $48,79 \pm 24,18 \text{ ug.kg}^{-1}$  na přirozených lokalitách. Nejnižší hodnota kadmia  $10,08 \pm 7,53 \text{ ug.kg}^{-1}$  byla zjištěna na přirozených lokalitách v horní části stonku a na KČOV  $15,17 \pm 10,05 \text{ ug.kg}^{-1}$  v listu, na horní části stébla. Maximální vypočítaná koncentrace mědi byla nalezena na kořenových čistírnách a přirozených lokalitách v listu na dolní části stébla s hodnotou  $9264,33 \pm 3304,80 \text{ ug.kg}^{-1}$  na KČOV a  $5214,37 \pm 1196,48 \text{ ug.kg}^{-1}$  na přirozených lokalitách. Nejnižší koncentrace  $2099,64 \pm 596,70 \text{ ug.kg}^{-1}$  byla stanovena na přirozených lokalitách ve střední části stonku a na KČOV  $2216,93 \pm 700,08 \text{ ug.kg}^{-1}$  ve spodní části stonku. Maximální a minimální koncentrace chromu a niklu v rákosu obecném byly zjištěny v totožných částech rostliny. Na kořenových čistírnách se maximální hodnoty nacházely ve spodní části stonku (Cr:  $4896,55 \pm 2110,59 \text{ ug.kg}^{-1}$  a Ni:  $2381,57 \pm 1020,33 \text{ ug.kg}^{-1}$ ) a minimální hodnoty ve střední části stonku (Cr:  $2332,11 \pm 1346,22 \text{ ug.kg}^{-1}$  a Ni:  $1350,21 \pm 475,43 \text{ ug.kg}^{-1}$ ). Na přirozených lokalitách se maximální hodnoty nacházely v listu na horní části stébla (Cr:  $3531,66$

$\pm 1522,97 \text{ ug.kg}^{-1}$  a Ni:  $1970,12 \pm 766,73 \text{ ug.kg}^{-1}$ ) a minimální hodnoty v horní části stonku (Cr:  $1398,28 \pm 417,01 \text{ ug.kg}^{-1}$  a Ni:  $916,99 \pm 622,73 \text{ ug.kg}^{-1}$ ). U olova byla nejvyšší koncentrace vyzorována ve spodní části stonku na KČOV o hodnotě  $534,43 \pm 484,41 \text{ ug.kg}^{-1}$  a na přirozených lokalitách v listu na střední části stébla, s hodnotou  $137,28 \pm 83,63 \text{ ug.kg}^{-1}$ . Nejnižší koncentrace olova byla stanovena ve střední části stonku na přirozených lokalitách ( $20,48 \pm 21,19 \text{ ug.kg}^{-1}$ ), i na KČOV ( $97,49 \pm 40,93 \text{ ug.kg}^{-1}$ ). Nejvyšší koncentrace zinku byla stanovena na kořenových čistírnách i přirozených lokalitách v horní části stonku s hodnotami  $38,10 \pm 21,72 \text{ mg.kg}^{-1}$  na KČOV a  $53,23 \pm 17,97 \text{ mg.kg}^{-1}$  na přirozených lokalitách. Nejnižší koncentrace zinku  $17,96 \pm 9,90 \text{ mg.kg}^{-1}$  byla vyzorována na kořenových čistírnách ve spodní části stonku a koncentrace  $21,61 \pm 3,47 \text{ mg.kg}^{-1}$  na přirozených lokalitách, ve střední části stonku.

- Ze získaných výsledků je prokazatelné, že nejvyšší koncentrace pozorovaných kovů byly stanoveny na kořenových čistírnách. Výjimkou byl kov zinek, který byl zjištěn ve vyšší míře na přirozených lokalitách, kde jeho naměřená koncentrace byla ze studovaných prvků nejvyšší.
- Nejvyšší koncentrace sledovaných kovů se nejčastěji nacházely ve spodní části rostliny, a to jak v listech, tak ve stoncích.
- Vyhodnocené koncentrace pozorovaných prvků v nadzemní biomase klesaly v pořadí listy – stonky. Tato studie tedy potvrzuje pokles, který uvádějí ostatní studie, zabývající se těžkými kovy v biomase rákosu obecného.
- Získané poznatky z této práce přispějí k nepříliš řešené problematice těžkých kovů v odpadních vodách kořenových čistíren, a také ke zkvalitnění sledování (monitoringu) těžkých kovů v biomase.

## 8 Přehled literatury a použitých zdrojů

AKSOY, A., DEMIREZEN, D., DUMAN, F. (2005): Bioaccumulation, detection and analyses of heavy metal pollution in Sultan Marsh and its environment. *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 164, pp. 241 - 255.

ARMSTRONG, J., ARMSTRONG, W., BECKETT, P. M. (1992): *Phragmites australis*: Venturi- and humidity-induced pressure flows enhance rhizome aeration and rhizosphere oxidation. *New Phytologist*, Vol. 120, pp. 197 - 207.

BONANNO, G., GIUDICE, R. L. (2010): Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. *Ecological Indicators*, Vol. 10, pp. 639 - 645.

BONANNO, G., CIRELLI, G. L., TOSCANO, A., GIUDICE, R., PAVONE, P. (2013): Heavy metal content in ash of energy crops growing in sewage-contaminated natural wetlands: Potential applications in agriculture and forestry? *Science of the Total Environment*, Vol. 452–453, pp. 349 - 354.

BRAGATO, C., SCHIAVON, M., POLESE, R., ERTANI, A., PITTARELLO, M., MALAGOLI, M. (2009): Seasonal variation of Cu, Zn, Ni and Cr concentration in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel in a constructed wetland of North Italy. *Desalination*, Vol. 246, pp. 35 - 44.

BRISSON, J., CHAZARENC, F. (2009): Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophyte species selection? *Science of the Total Environment*, Vol. 407, pp. 3923 - 3930.

BŘEZINOVÁ, T. (2011): Těžké kovy ve vegetaci kořenových čistíren odpadních vod. pp. 16 - 31. In: *Náhledy do aplikované ekologie: Sborník odborných a vědeckých prací studentů DSP, Lesnická práce, s.r.o.*, ISBN 978-80-7458-009-3.

BULC, T. G. (2006): Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*, Vol. 26, pp. 365 - 374.

CIBULKA, J. (1991): Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. *Academia*, Praha, pp. 427, ISBN 80-200-0401-7.

DUFFUS, J. H. (2002): "HEAVY METALS" - A MEANINGLESS TERM? *Pure and Applied Chemistry*, Vol. 74, No. 5, pp. 793 - 807.

- DU LAING, G., VAN RYCKEGEM, G., TACK, F. M. G., VERLOO, M. G. (2006): Metal accumulation in intertidal litter through decomposing leaf blades, sheaths and stems of *Phragmites australis*. *Chemosphere*, Vol. 63, pp. 1815 - 1823.
- EID, E. M., SHALTOUT, K. H. (2014): Monthly variations of trace elements accumulation and distribution in above- and below-ground biomass of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel in Lake Burullus (Egypt): A biomonitoring application. *Ecological Engineering*, Vol. 73, pp. 17 - 25.
- GAMBRELL, R. P. (1994): Trace and Toxic Metals in Wetlands - A Review. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 23, pp. 883 - 891.
- GILL, L. W., RING, P., HIGGINS, N. M. P., JOHNSTON, P. M. (2014): Accumulation of heavy metals in a constructed wetland treating. *Ecological Engineering*, Vol. 70, pp. 133 - 139.
- GORAI, M., ENNAJEH, M., KHEMIRA, H., NEFFATI, M. (2010): Combined effect of NaCl-salinity and hypoxia on growth, photosynthesis, water relations and solute accumulation in *Phragmites australis* plants. *Flora*, Vol. 205, pp. 462 - 470.
- GUITTONNY-PHILIPPE, A., PETIT, M. E., MASOTTI, V., MONNIER, Y., MALLERET, L., COULOMB, B., COMBROUX, I., BAUMBERGER, T., VIGLIONE, J., LAFFONT-SCHWOB, I. (2015): Selection of wild macrophytes for use in constructed wetlands for phytoremediation of contaminant mixtures. *Journal of Environmental Management*, Vol. 147, pp. 108 - 123.
- HAFEZNEZAMI, S., KIM, J., REDMAN, J. (2012): Evaluating Removal Efficiency of Heavy Metals in Constructed Wetlands. *Environmental Engineering*, Vol. 138, pp. 475 - 482.
- HALL, J. L. (2002): Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*, Vol. 53, pp. 1 - 11.
- HANSEN, D. L., LAMBERTINI, C., JAMPEETONG, A., BRIX, H. (2007): Clone-specific differences in *Phragmites australis*: Effects of ploidy level and geographic origin. *Aquatic Botany*, Vol. 86, pp. 269 - 279.
- HODSON, M. E. (2004): Heavy metals - geochemical bogey men? *Environmental Pollution*, Vol. 129, pp. 341-343.

CHENG, H., HU, Y. (2010): Lead (Pb) isotopic fingerprinting and its applications in lead pollution studies in China: A review. *Environmental Pollution*, Vol. 158, pp. 1134 - 1146.

KALAIČ, P., TRÍSKA, J. (1998): *Chemie životního prostředí*. Zemědělská fakulta, České Budějovice, pp. 147, ISBN 80-704-0325-X.

KHAN, S., AHMAD, I., SHAN, M. T., REHMAN, S., KHALIQ, A. (2009): Use of constructed wetland for the removal of heavy metals from industrial wastewater. *Journal of Environmental Management*, Vol. 90, pp. 3451 - 3457.

KIVAIISI, A. K. (2001): The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*, Vol. 16, pp. 545 - 560.

KOMÍNKOVÁ, D. (2008): *Ekotoxikologie*. Nakladatelství ČVUT, Praha, pp. 156, ISBN 978-800-1040-584.

KRÖPFELOVÁ, L., VYMAZAL, J., ŠVEHLA, J., ŠTÍCHOVÁ, J. (2009): Removal of trace elements in free horizontal sub-surface flow constructed wetlands in the Czech Republic. *Environmental Pollution*, Vol. 157, pp. 1186 - 1194.

LADISLAS, S., GÉRENTE, C., CHAZARENC, F., BRISSON, J., ANDRÉS, Y. (2014): Floating treatment wetlands for heavy metal removal in highway stormwater ponds. *Ecological Engineering*, In Press.

LAING, G. D., TACK, F. M., VERLOO, M. G. (2003): Performance of selected destruction methods for the determination of heavy metals in reed plants. *Analytica Chimica Acta*, Vol. 497, pp. 191-198.

LESAGE, E., ROUSEAU, D. P. L., MEERS, E., TACK, F. M. G., PAUW, N. D. (2007a): Accumulation of metals in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in Flanders, Belgium. *Science of the Total Environment*, Vol. 380, pp. 102 - 115.

LESAGE, E., ROUSEAU, D. P. L., MEERS, E., VAN DE MOORTELE, A. M. K., DU LAING, G., TACK, F. M. G., DE PAUW, N., VERLOO, M. G. (2007b): Accumulation of metals in the sediment and reed biomass of a combined constructed wetland treating domestic wastewater. *Water Air and Soil Pollution*, Vol. 183, pp. 253 - 264.

- LUEDERITZ, V., ECKERT E., LANGE-WEBER M., LANGE A., GERSBERG R. M. (2001): Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, Vol. 18, pp. 157 - 171.
- MADDISON, M., SOOSAAR, K., MAURING, T., MANDER, Ü. (2009): The biomass and nutrient and heavy metal content of cattails and reeds in wastewater treatment wetlands for the production of construction material in Estonia. *Desalination*, Vol. 246, pp. 120 - 128.
- MAINE, M. A., HADAD, H. R., SÁNCHEZ, G. C., MUFARREGE, M. M., DI LUCA, G. A., CAFFARATTI, S. E., PEDRO, M. C. (2013): Sustainability of a constructed wetland faced with a depredation event. *Journal of Environmental Management*, Vol. 128, pp. 1 - 6.
- MARCHAND, L., MENCH, M., JACOB, D. L., OTTE, M. L. (2010): Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: A review. *Environmental Pollution*, Vol. 158, pp. 3447 - 3461.
- MÁTHÉ, C., MOSOLYGÓ, Á., SURÁNYI, G., BEKE, A., DEMETER, Z., TÓTH, V. R., BEYER, D., MÉSZÁROS, I., M-HAMVAS, M. (2012): Genotype and explant-type dependent morphogenesis and silicon response of common reed (*Phragmites australis*) tissue cultures. *Aquatic Botany*, Vol. 97, pp. 57 - 63.
- MEULEMAN, A. F. M., LOGTESTIJN v. R., RIJS, G. B. J, VERHOEVEN, J. T. A. (2003): Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, Vol. 20, pp. 31 - 44.
- OTTOVÁ, V., BALCAROVÁ, J., VYMAZAL, J. (1997): Microbial characteristics of constructed wetlands. *Water Science and Technology*, Vol. 35, pp. 117 - 123.
- PHILIPP, K. R., FIELD, R. T. (2005): *Phragmites australis* expansion in Delaware Bay salt marches. *Ecological Engineering*, Vol. 25, pp. 275 - 291.
- PITTER, P. (2009): *Hydrochemie*. VŠCHT, Praha, pp. 579, ISBN 978-80-7080-701-9.



POISA L. (2010): Content of Heavy Metals in the Reed Canarygrass (*Phalaris Arundinacea L.*) in the First Year of Harvest. Scientific Journal of Riga Technical University, Vol. 5, pp. 86 - 90.

RASCIO, N., NAVARI-IZZO, F. (2011): Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? Plant Science, Vol. 180, pp. 169 - 181.

REALE, L., GIGANTE, D., LANDUCCI, F., FERRANTI, F., VENANZONI, R. (2012): Morphological and histo-anatomical traits reflect die-back in *Phragmites australis* (Cav.) Steud. Aquatic Botany, Vol. 103, pp. 122 - 128.

SALEM, Z. B., LAFFRAY, X., ASHOOR, A., AYADI, H., ALEYA, L. (2014): Metal accumulation and distribution in the organs of Reeds and Cattails in a constructed treatment wetland (Etuefont, France). Ecological Engineering, Vol. 64, pp. 1 - 17.

STRUYF, E., DAMME, S. V., GRIBSHOLT, B., BAL. K., BEAUCHARD, O., MIDDELBURG, J. J., MEIRE, P. (2007): *Phragmites australis* and silica cycling in tidal wetlands. Aquatic Botany, Vol. 87, pp. 134 - 140.

SYNÁČKOVÁ, M. (2000): Voda a ovzduší 40: ochrana vody a ovzduší. Vydavatelství ČVUT, Praha, pp. 157, ISBN 80-010-2228-5.

ŠÁLEK, J., TLAPÁK, V. (2006): Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod. Informační centrum ČKAIT, Praha, pp. 283, ISBN 80-867-6974-7.

VRHOVŠEK, D., KUKANJA, V., BULC, T. (1996): Constructed wetland (CW) for industrial waste water treatment. Water Research, Vol. 30, pp. 2287 - 2292.

VYMAZAL, J. (1995): Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. ENVi s.r.o., Třeboň, pp. 147.

VYMAZAL, J. (2004): Kořenové čistírny odpadních vod. ENKI o.p.s., Třeboň, pp. 1 - 14.

VYMAZAL, J. (2007b): Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of the Total Environment, Vol. 380, pp. 48 - 65.

VYMAZAL, J. (2009a): Kořenové čistírny odpadních vod: Dvacet let zkušeností v České republice. Vodní hospodářství, Vol. 59, pp. 113 - 118.

VYMAZAL, J. (2009b): The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for variol type sof wastewater. Ecological Engineering, Vol. 35, pp. 1 - 17.

VYMAZAL, J. (2011a): Constructed Wetlands in the Czech Republic: 20 Years of Experience. Springer Netherlands, Chapter 13, pp. 169 - 178.

VYMAZAL, J. (2011b): Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience. Environmental Science and Technology, Vol. 45, pp. 61 - 69.

VYMAZAL, J. (2011c): Long-term performance of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Ten case studies from the Czech Republic. Ecological Engineering, Vol. 37, pp. 54 - 63.

VYMAZAL, J., KRÓPFELOVÁ, L. (2008): Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. Springer, Dordrecht, ISBN 978-1-4020-8579-6.

VYMAZAL, J., KRÓPFELOVÁ, L. (2009): Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience. Science of the Total Environment, Vol. 407, pp. 3911 - 3922.

VYMAZAL, J., KROPFELLOVÁ, L., ŠVEHLA, J., CHRASTNÝ, V., ŠTÍCHOVÁ, J. (2009): Trace elements in *Phragmites australis* growing in constructed wetlands for treatment of municipal wastewater. Ecological engineering, Vol. 35, pp. 303 - 309.

VYMAZAL, J., KRÓPFELOVÁ, L., ŠVEHLA, J., NĚMCOVÁ, J. (2010b): Heavy metals in *Phalaris arundinacea* growing in a constructed wetland treating municipal sewage. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, Vol. 91, pp. 753 - 767.

VYMAZAL, J., KRÓPFELOVÁ, L., ŠVEHLA, J., ŠTÍCHOVÁ, J. (2010a): Can multiple harvest of aboveground biomass enhance removal of trace elements in constructed wetlands receiving municipal sewage? Ecological Engineering, Vol. 36, pp. 939 - 945.

VYMAZAL, J., ŠVEHLA, J., KRÖPFELOVÁ, L., CHRASTNÝ, V. (2007a): Trace metals in *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* growing in constructed and natural wetlands. *Science of the Total Environment*, Vol. 380, pp. 154 - 162.

YADAV, S. K. (2010): Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. *South African Journal of Botany*, Vol. 76, pp. 167 - 179.

YADAV, A. K., ABBASSI, R., KUMAR, N., SATYA, S., SREEKRISHNAN, T. R., MISHRA, B. K. (2012): The removal of heavy metals in wetland microcosms: Effects of bed depth, plant species, and metal mobility. *Chemical Engineering Journal*, Vol. 211 - 212, pp. 501 - 507.

YATES, C. R., PRASHER, S. O. (2009): Phosphorus reduction from agricultural runoff in a pilot-scale surface-flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, Vol. 35, pp. 1693 - 1701.

YEH, T. Y., CHOU, C. C., PAN, C. T. (2009): Heavy metal removal within pilot-scale constructed wetlands receiving river water contaminated by confined swine operations. *Desalination*, Vol. 249, pp. 368 - 373.

ZHANG, T., XU, D., HE, F., ZHANG, Y., WU, Z. (2012): Application of constructed wetland for water pollution control in China during 1990 - 2010. *Ecological Engineering*, Vol. 47, pp. 189 - 197.

HPST, internetové stránky výrobce, online, dostupné z: <http://hpst.cz/analyticka-chemie/aas-atomove-absorpcni-spektrometry>, [cit. 8. 11. 2014].