

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

katedra aplikované ekologie



Fakulta životního
prostředí

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

**Sezónní dynamika těžkých kovů v nadzemní biomase rákosu obecného
na kořenové čistírně odpadních vod**

*Seasonal dynamics of heavy metals in aboveground biomass of Phragmites australis in
constructed wetland*

Vedoucí práce: Ing. Tereza Březinová, Ph.D.

Bakalant: Daniela Dukátová

2015

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra aplikované ekologie

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Daniela Dukátová

Aplikovaná ekologie

Název práce

Sezónní dynamika těžkých kovů v nadzemní biomase rákosu obecného na kořenové čistírně odpadních vod

Název anglicky

Seasonal dynamics of heavy metals in aboveground biomass of *Phragmites australis* in constructed wetland

Cíle práce

1. Vytvořit přehlednou rešerši o současném stavu využití kořenových čistíren odpadních vod se zaměřením na těžké kovy.
2. Vyhodnotit sezónní dynamiku vybraných těžkých kovů v nadzemní biomase rákosu obecného na kořenové čistírně odpadních vod.

Metodika

V rámci probíhajícího projektu zaměřeného na studium sezónní dynamiky rizikových prvků ve vegetaci kořenových čistíren bude sledována dynamika vybraných těžkých kovů v nadzemní biomase rákosu obecného na kořenové čistírně odpadních vod ve Spáleném Poříčí.

Odebraná biomasa rákosu bude po homogenizaci a mineralizaci podrobena analýze těžkých kovů pomocí atomové absorpční spektroskopie. Analýzy budou provedeny v laboratři katedry aplikované ekologie v Kostelci nad Černými lesy.

Doporučený rozsah práce

40 stran včetně příloh

Klíčová slova

kořenová čistírna odpadních vod, těžké kovy, rákos obecný

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.
- Duffus, J., 2002: Heavy metals – a meaningless term? *Pure Applied Chemistry*, Vol. 74, pp. 793-341-343.
- Hodson, M.E., 2004: Heavy metals-geochemical bogey men? *Environmental Pollution*, Vol. 129, pp.807.
- Cheng, S., Grosse, W., Karrenbrock, F., Thoennesen, M., 2002: Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. *Ecological Engineering*, Vol. 18, pp. 317-325.
- Lesage, E., Rousseau, 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.
- Marchand, L., Mench, M., Jacob, D.L. et 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.
- Vymazal, J., 2002: The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering*, Vol. 18, pp. 633-646.
- Vymazal, J., 2011: 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.

Předběžný termín obhajoby

2015/06 (červen)

Vedoucí práce

Ing. Tereza Březinová

Elektronicky schváleno dne 19. 3. 2015

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 26. 3. 2015

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan

V Praze dne 04. 04. 2015

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně, pod vedením Ing. Terezy Březinové, Ph.D. Uvedla jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala.

V Praze dne

.....

Poděkování

Velmi ráda bych zde poděkovala Ing. Tereze Březinové, Ph.D. za vedení a odbornou pomoc při psaní bakalářské práce, a za čas, který mi věnovala.

Těž děkuji i své rodině a přátelům za podporu během celého studia.

Abstrakt

Kořenové čistírny odpadních vod jsou příjemnou alternativou k nynějším technologiím, jež jsou povětšinou finančně náročné a zatěžují životní prostředí. Cílem práce je seznámení se s kořenovými čistírnami odpadních vod a problematikou přítomnosti těžkých kovů v těchto umělých mokřadech. Mokřadní rostliny nejen že jsou tolerantní vůči toxicitě těžkých kovů, ale dokážou je i akumulovat. Akumulované kovy pak mohou být odstraněny z čistírny pravidelnou sečí nadzemní biomasy. Množství kumulovaných těžkých kovů může záviset na množství nadzemní biomasy. Stanovením optimální doby seče lze zvýšit efektivnost odstranění těžkých kovů z kořenových čistíren. V této práci se sledovalo množství chromu a zinku v nadzemní biomase *Phragmites australis* v období od června 2012 do března 2013 na obecní kořenové čistírně ve Spáleném Poříčí. Při porovnání grafů, na nichž bylo zobrazeno množství Cr a Zn v biomase na jednotku plochy (tzv. standing stock), byl vidět značný rozdíl mezi kumulací chromu a zinku během sledovaného období. U Cr se projevila souvislost mezi množstvím nadzemní biomasy a koncentrací tohoto prvku v nadzemní biomase. Naopak množství kumulovaného Zn na vzrůstu nadzemní biomasy tolik nezávisí. Stanovit jednotnou dobu sklizně pro zefektivnění eliminace obou těžkých kovů naráz není možné. To lze pouze pro jednotlivé prvky zvlášť. Přímý podíl rostlin na odstranění těžkých kovů z odpadní vody z domovních čistíren není příliš velký. Nicméně poznatky z této práce by mohly pomoci zefektivnit eliminaci těžkých kovů z více dekontaminovaných vod, např. pro průmyslově znečištěné vody.

Klíčová slova: kořenová čistírna odpadních vod, těžké kovy, fytoremediace, rákos obecný

Abstract

Constructed wetland for wastewater treatment is a pleasant alternative to current technologies, which are mostly expensive and harmful to the environment. The aim of this thesis is to describe wastewater treatment by constructed wetlands and the presence of heavy metal in these constructed wetlands. Macrophytes such as *Phragmites australis* are not just tolerant of heavy metal toxicity, but they can even accumulate them. Along with the accumulation heavy metals can be removed from wastewater by a regular harvest of aboveground biomass. The amount of accumulated heavy metals may depends on the amount of aboveground biomass. By determining the optimal time of the harvest can increase the efficiency of removal of heavy metals from constructed wetlands. In this study we monitored the amount of chromium and zinc in aboveground biomass of *Phragmites australis* in the period from June 2012 to March 2013 at the municipal constructed wetland in Spálené Poříčí. Graphs of the amount of Cr and Zn in biomass per unit area (ie standing stock) show considerable differences between the accumulation of Cr and Zn during the reporting period. There is a correlation for Cr between the amount of aboveground biomass and the accumulation of this element in the aboveground biomass. On the other hand, the amount of accumulated Zn is not depended on grown biomass. To set a unit harvest time to improve the elimination of all heavy metals from wastewater is not possible due to different trends of heavy metals during the seasonal growth of plants. With the optimal harvest time of biomass we can improve the elimination of heavy metals with the same trend of accumulation such as Cr. A direct influence of plants on elimination of heavy metals is not so large for house constructed wetlands. However the findings of this study may help to streamline the elimination of heavy metals from more decontaminated water, eg. industrially polluted water.

Keywords: constructed wetland, heavy metals, phytoremediation, common reed

OBSAH:

1. Úvod	8
2. Cíl práce.....	9
3. Literární rešerše	10
3.1. Těžké kovy.....	10
3.2. Kořenové čistírny odpadních vod	11
3.2.1. Obecné informace o kořenových čistírnách	11
3.2.2. Využití kořenových čistíren v ČR	14
3.3. Vegetace kořenových čistíren	15
3.3.1. Stručný popis funkce rostlin	15
3.3.2. Rákos obecný.....	16
3.4. Vegetace a těžké kovy	17
3.5. Studium těžkých kovů ve vegetaci	19
4. Experimentální část	22
4.1. Studovaná lokalita.....	22
4.2. Použité chemikálie a přístroje.....	23
4.3. Použité metody	23
4.3.1. Odběr biomasy.....	23
4.3.2. Laboratorní analýzy pro stanovení koncentrace těžkých kovů	24
4.3.3. Standing stock a statistické zpracování výsledků.....	24
4.4. Výsledky	25
4.4.1. Sezónní dynamika biomasy na KČOV	25
4.4.2. Sezónní dynamika zinku v nadzemní biomase.....	26
4.4.3. Sezónní dynamika chromu v nadzemní biomase	28
4.5. Diskuse.....	30
5. Závěr.....	32
6. Použitá literatura.....	33

1. Úvod

Znečištění vodního prostředí těžkými kovy se stává stále vážnějším problémem v našem rozvojovém světě v souvislosti s rostoucí industrializací a narušením přírodních biochemických cyklů (Hazrat et al, 2013). Na rozdíl od organických znečišťujících látek, kovy nepodléhají degradaci. Pro odstranění těžkých kovů z životního prostředí se běžně používají vysoce nákladné způsoby čištění. Jako alternativa k těmto technologiím se nabízí levná a ekologicky šetrná technologie odstranění těžkých kovů pomocí rostlin v kořenové čistírně odpadních vod (Bragato et al., 2009). Kořenové čistírny odpadních vod dokáží výrazně redukovat z odpadních vod organické a nerozpuštěné látky, ale taktéž požadované a legislativou sledované koncentrace NH^{4+} , fosforu, těžkých kovů, a další. Jeden z nezbytných kroků vedoucího k trvalému řešení dekontaminace odpadní vody v kořenových čistírnách je nalezení takových rostlin, které jsou schopné vstřebávat či hromadit vysoké obsahy znečišťujících látek a současně vytvářet vysoký výnos biomasy (Tlustoš et Habart, 2009). Kosením a odklizením biomasy je část toxických látek z cyklu odstraněna. Účinnost takovéto eliminace těžkých kovů závisí na množství vzrostlé biomasy a schopnosti akumulace kovů rostlinou. Množství kovů v nadzemní biomase se taktéž může lišit v různých fázích růstu rostlin, a to zda je či není ve vegetačním období. (Bragato et al., 2009). Rostliny by měly být sklizeny v době, kdy se snižuje rychlost akumulace kovu rostlinou, jinak řečeno kdy akumulace těžkých kovů v nadzemní biomase již dosáhla svého maxima. To by mohlo minimalizovat dobu každého vegetačního cyklu a umožnit sklízet mnohem více biomasy v jedné sezóně (Soudek, 2008).

2. Cíl práce

Cílem práce je seznámení se s kořenovými čistírnami odpadních vod a problematikou těžkých kovů v životním prostředí a umělých mokřadech. V experimentální části práce je cílem určit trend akumulace zinku a chromu v nadzemních biomase *Phragmites australis* a srovnat s dynamikou vzrůstu nadzemní biomasy v období červen 2012 až srpen 2013. Z těchto výsledků pak odvodit optimální dobu sklizně za účelem zefektivnění eliminace těžkých kovů z odpadní vody na kořenové čistírně, závisí-li akumulace těžkých kovů na množství biomasy.

3. Literární rešerše

3.1. Těžké kovy

Termín „těžké kovy“ se již dlouho používá v mnoha publikacích a právních předpisech týkajících se nebezpečného používání chemických látek. Často se o nich hovoří jako o skupině kovů a polokovů, které jsou spojovány s kontaminací a potenciální toxicitou a ekotoxicitou (Duffus, 2002). Koncentrace těžkých kovů v prostředí se rok co rok zvyšuje (Sheoran et al., 2011). Těžké kovy jsou na rozdíl od organických znečišťujících látek perzistentní v přírodě, a proto mají tendenci hromadit se v různých složkách životního prostředí. Tyto kovy jsou uvolňovány z různých zdrojů, jako je hornictví, městská kanalizace, hutní průmysl, koželužny, textilní průmysl a chemický průmysl. Odstranění těžkých kovů lze dosáhnout buď pomocí klasických technik (iontová výměna, reverzní osmóza, elektrodialýza, adsorpce atd.) či absorpce makrofyty (fytoremediace) (Mishra et Tripathi, 2008).

V přírodě se kovy vyskytují jako ryzí nebo ve formě solí (Kafka et al., 2010). Nejvíce se nachází v rozpuštěné formě anorganických nebo organických komplexů než jako jednoduché kovy. Ve vodě se těžké kovy vyskytují v rozpuštěných nebo suspendovaných formách (Kučerová et al., 2013).

Vyšší koncentrace těžkých kovů v organismu způsobují oxidační stres. Dojde ke zvýšené tvorbě reaktivních forem kyslíku, které naruší vnitřní antioxidační obranu buňky a to vede buď k poškození buňky či její smrti. V menších koncentracích jsou však některé těžké kovy pro organismus potřebné, tzv. esenciální kovy. Pod ně spadá např. Fe, Mn, Cu, Zn a Ni. Další skupinu tvoří tzv. neesenciální těžké kovy, které nejsou potřebné pro fyziologické a biochemické funkce. Jedná se například o Cd, Pb, As, Hg a Cr. (Hazrat et al, 2013).

Termín „těžké kovy“ je v mnoha oborech nejednotný. Duffus (2002) ve svém článku uvádí veškerá možná hlediska, dle kterých můžeme kovy označit za těžké. Například z hlediska hustoty (např. kovy s větší měrnou hmotností než $4,5 \text{ g/cm}^3$), relativní atomové hmotnosti (např. kovy s větší atomovou hmotností než sodík), atomového čísla (např. kovy s atomovým číslem mezi 21 a 92), či dle jiných chemických vlastností (např. kov, který snadno reaguje s dithizónem $\text{C}_6\text{H}_5\text{N}$, jedná se o Zn, Cu, Pb, atd.) a toxických účinků (např. prvek, jenž se běžně používá v průmyslu a je obecně toxický pro zvířata a aerobní i anaerobní procesy, ale ne každý musí být zcela kovový, patří sem kupříkladu Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, Se, Zn). Pojmy těžké kovy a toxické

kovy jsou často zaměňovány. Ne každý těžký kov je toxický a naopak (Kučerová et al., 2013). Pokud jde o toxicitu, nejvíce problematické těžké kovy jsou Hg, Cd, Pb, As, Cu, Zn, Sn a Cr. Z toho Hg, Cd, Pb jsou neesenciální kovy, zatímco Cu a Zn jsou nezbytné stopové prvky (Hazrat et al, 2013).

Duffus (2002) však dále uvádí, že kategorizování kovů do určité skupiny, jako je skupina „těžké kovy“, není zcela správné. I když mají kovy určité vlastnosti společné, každý prvek je odlišný s vlastními fyzikálně-chemickými vlastnostmi, které určují jeho biologické a toxikologické vlastnosti a to, jak se může pohybovat v životním prostředí. Například není podobnost mezi vlastnostmi chromu v nerezové oceli, který je jako trojmocný v podstatě netoxický, a šestimocnými ionty chromu, které jsou spojeny s příčinou rakoviny plic. Proto klasifikace kovů dle toxicity musí být založena na chemických vlastnostech kovů a jejich sloučenin a na biologických vlastnostech organismů, jež jsou s kovy v kontaktu (Duffus, 2002).

Jak jsem již výše zmínila, pro vyčištění prostředí od těžkých kovů, ať se jedná o půdy, sedimenty, kaly a vodu, bylo vyvinuto mnoho fyzikálních, chemických a biologických metod. (Sheoran et al, 2006). Obecně platí, že fyzikální a chemické metody disponují řadou omezení, jako jsou vysoké náklady, intenzivní práce, nevratné změny ve vlastnostech půd a rušení původní mikroflóry a tvorba sekundárních znečišťujících látek (Hazrat et al, 2013). V ekosystémech se mohou těžké kovy pohybovat specifickými cestami svých biogeochemických cyklů. Z těchto cyklů v různých momentech vystupují a kumulují se velmi často např. v půdách nebo živých organismech. S mobilitou kovu je úzce spjata rozpustnost sloučenin ve vodě. Čím je sloučenina rozpustnější, tím je mobilita kovu vyšší (Kafka et Punčochářová, 2002).

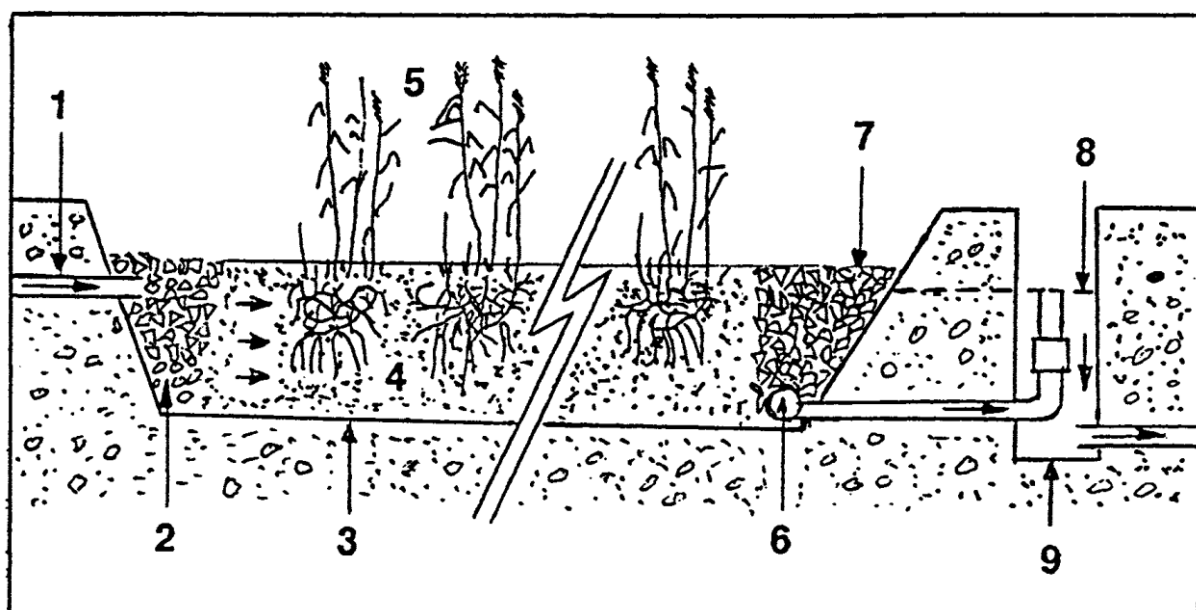
3.2. Kořenové čistírny odpadních vod

3.2.1. *Obecné informace o kořenových čistírnách*

Kořenová čistírna odpadních vod je uměle vytvořený vodní ekosystém. Tyto ekosystémy jsou přímo či nepřímo použity jako příjemci případných toxických látek z domácností, zemědělství a průmyslových odpadů (Marchand et al. 2010). Koncentrace látek zatěžujících životní prostředí ve vodném roztoku mokřadů je závislá na interakci několika procesů, k nimž v mokřadech dochází, a to usazování, sedimentace, sorpce, vysrážení, výměna kationtů,

photodegradace, fytoakumulace, biologický rozklad, mikrobiální aktivita a příjem rostlin. Je však obtížné ilustrovat k jakým procesům a reakcím v mokřadech dojde, neboť jsou závislé jak sami na sobě, tak i na složení substrátu, pH, povaze odpadních vod a rostlin. (Sheoran, 2006).

Existuje mnoho typů umělých mokřadů, které jsou využívány pro čištění odpadních vod. Základní dělení umělých mokřadů se většinou provádí podle druhu mokřadní vegetace (volně plovoucí, s plovoucími listy, submerzní a emerzní). Další dělení lze provést podle přítomnosti nebo absence volné vodní hladiny (mokřady s povrchovým a podpovrchovým průtokem). Mokřady s podpovrchovým průtokem lze dále rozdělit podle směru průtoku na vertikální a horizontální systémy. Příklad takového typického mokřadu viz Obr. 1. Kombinace jednotlivých typů umělých mokřadů se běžně nazývá hybridní mokřady (Vymazal, 2008).



Obr. 1: Kořenová čistírna odpadních vod s horizontálním podpovrchovým průtokem (Vymazal, 2002).
(1) přítok odpadní vody, (2) zóna rozšíření, (3) nepropustná vrstva, (4) substrát (štěrk, drcený kámen),
(5) vegetace, (6) sběrné drenáž, (7) odtoková šachta, (8) regulace výšky hladiny, (9) odtok.

Odstraňování nečistot z odpadních vod v kořenových čistírnách lze rozdělit do tří procesů, a to fyzikální (sedimentace, filtrace, adsorpce, UV záření), chemické (např. působení antimikrobiálních látek a exudátů vylučovaných vyššími rostlinami) a biologické (např. přeface nálevníků a vířníků). Nerozpuštěné látky v kořenových čistírnách jsou odstraňovány velmi efektivně, a to sedimentací a filtrací (většina z nich je však již zadržena v předčist'ovací fázi) (Sheoran, 2006). Mezi hlavní skupiny látek, jejichž odstraňování je sledováno, patří dusík, fosfor, organické látky a těžké kovy, jakožto rizikové prvky (Kröpfelová, 2011).

Organické látky jsou odstraňovány především pomocí aerobních i anaerobních mikrobiálních procesů (mikrobiální rozklad pomocí bakterií ve filtračním loži na jednodušší látky, jako jsou meta a oxid uhličitý), jakož i sedimentací a filtrací (Kröpfelová, 2011). Bylo prokázáno, že množství kyslíku, které difunduje z kořenů a oddenků do rhizosféry je velmi malé a většina procesů ve filtračním loži probíhá za anaerobních podmínek (Vymazal et Kröpfelová, 2009). Baktérie jsou odstraňovány sedimentací, UV zářením, chemickými reakcemi a především přirozeným úhynem (Kröpfelová, 2011).

Procesy, které mají vliv na odstraňování a zadržování dusíku při čištění odpadních vod v umělých mokřadech jsou rozmanité a zahrnují vytěkávání NH_3 , nitrifikaci, denitrifikaci, fixaci dusíku, rostlinný a mikrobiální příjem, amonifikace, a další chemicko-fyzikální procesy (Vymazal, 2007). K odstraňování dusíku však dochází především pomocí nitrifikace a následné denitrifikace. Hlavním zdrojem dusíku v odpadních vodách jsou dusíkaté látky obsažené v moči. Především se jedná o močovinu. Tato sloučenina však podléhá velmi snadno biologické hydrolyze a rozkládá se na amoniakální dusík. Oxidované formy dusíku jsou zastoupeny jen v malé míře (Kröpfelová, 2011). Účinnost odstranění dusíku z odpadní vody se pohybuje v rozmezí 40-55% (Vymazal, 2007).

Fosfor je odstraňován především adsorpcí na půdní částice a srážením s kovovými ionty Fe, Al nebo Ca ve filtračním (Li et al., 2015), případně absorpcí rostlin a následnou sklizní nadzemní biomasy těchto rostlin. Účinnost odstranění fosforu se běžně pohybuje v rozmezí 40-60%. Nižší účinnost odstranění fosforu souvisí s nevhodně použitým substrátem, tzn. substrát, jenž neposkytuje vysokou sorpční kapacitu (Vymazal, 2007).

Těžké kovy nepředstavují významné riziko při provozu domovních kořenových čistíren odpadních vod. Časem se ale umělé mokřady zatížené vysokými koncentracemi těžkých kovů mohou stát kontaminovanou lokalitou (Galleti et al., 2010). Mezi toxické prvky vyskytující se v odpadních vodách patří zejména Hg, Cd, Pb, As, Se, Cr, Ni, Be, Ag a Sb, z nichž rtuť,

kadmium, olovo a arsen působí jako inhibitory růstu organismů a činností enzymů a nepříznivě tak ovlivňují samočistící pochody v přírodních vodách a aerobní i anaerobní pochody na čistírnách (Kröpfelová, 2011). Mezi prvky, jejichž zastoupení v kalech ČOV je povinně monitorováno dle vyhl. č. 382/2001 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě, patří Cu, ni, Pb, Zn, Cd, As, Cr, a Hg. Je to z toho důvodu, že tyto prvky mohou snadno vstoupit do potravního řetězce nebo zásob podzemní vody po aplikaci na zemědělskou půdu (Kröpfelová, 2011). Vysoké procento těchto kovů obsažených v odpadní vodě je akumulováno v kalu, vytvořeném během procesu čištění odpadních vod. Následkem toho bývají těžké kovy často určujícím parametrem pro nakládání s kaly (Suchý et al., 2009).

Mechanismus, jenž se podílí na odstraňování těžkých kovů v kořenových čistírnách, zahrnuje kombinaci sedimentace, filtrace, vazby na substrát (např. vysrážení rozpustných solí jako jsou sulfidy nebo oxohydroxidy) a akumulace v rostlinné biomase, v řasách a v bakteriích (Yadav, 2012). Jedním snad nejvíce uznávaným biologickým procesem sloužícího k odstraňování těžkých kovů je právě zmíněná absorpce kovových kationtů rostlinami (Sheoran, 2006). Běžně se však předpokládá, že substrát hraje primární roli při akumulaci těžkých kovů a pouze malá část z přitékající odpadní vody se akumuluje v nadzemní biomase rostlin. (Yadav, 2012).

3.2.2. Využití kořenových čistíren v ČR

První kořenová čistírna v ČR byla postavena v roce 1989 v Petrově u Prahy (Vymazal, 2002). V současné době je v provozu asi 250 umělých mokřadů, z nichž prakticky všechny lze klasifikovat jako kořenové čistírny, tj. umělé mokřady s podpovrchovým horizontálním průtokem a emerzní vegetací (Vymazal, 2011). Skutečný počet KČOV prakticky nelze určit, protože řada domovních čistíren není podchycena ve vodohospodářské evidenci. Nejvíce kořenových čistíren v ČR je navrženo jako domovních, tj. pro méně než 8 EO¹ a u malých obcí do 500 EO. Čistírny pro více než 500 EO nejsou příliš často navrhovány a prozatím pouze 2 čistírny byly navrženy pro více než 1000 EO. (Vymazal, 2008)

Vodní rostliny jsou voleny nejlépe z místních endemických mokřadních druhů (Hazrat, 2013). V našich podmínkách k nejvíce využívaným druhům patří rákos obecný (*Phragmites*

¹ (*=Ekvivalentní obyvatel= pojem slouží pro vyjádření kapacity čistírny odpadních vod. 1 EO odpovídá průměrné hodnotě znečištění způsobenému jedním obyvatelem za den, což je 60 g BSK₅) a pro malé vesnice s 100-500 EO (asi 80 systémů))

australis) a chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*). Dalšími často používanými rostlinami bývají zblochan vodní (*Glyceria maxima*) a orobinec širokolistý (*Typha latifolia*). Pro domovní čistírny se využívají i jiné, především dekorativní druhy, jako je kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*), kosatec sibiřský (*Iris sibirica*), šmel okoličnatý (*Butomus umbellatus*) nebo tužebník jilmový (*Filipendula ulmaria*) (Kröpfelová, 2011).

Nejvíce používaným typem umělých mokřadů v ČR je čistírna s horizontálním podpovrchovým tokem. Oblíbenost tohoto typu kořenové čistírny vyplývá ze zkušenosti z našich i zahraničních kořenových čistíren. Bylo vyzorováno, že tyto systémy mají vysokou účinnost odstraňování organických a nerozpuštěných látek, a to v rozmezí 80-95%. Účinnost odstraňování dusíku a fosforu je avšak stále stejně nízká jako v ostatních typech kořenových čistíren a nepřesahuje 50% (Kröpfelová, 2011).

3.3. Vegetace kořenových čistíren

3.3.1. Stručný popis funkce rostlin

V kořenových čistírnách plní rostliny řadu důležitých funkcí. Je ale nutné si uvědomit, že tyto funkce jsou především nepřímého charakteru (Kröpfelová, 2011). V našich klimatických podmínkách se jeví jako nejdůležitější funkcí zateplování povrchu filtračních polí v průběhu zimního období (Vymazal, 2008). Mikrobiální aktivita a rozpad organické hmoty jsou urychlovány zvyšováním teploty. Pro každou mikrobiální komunitu existuje maximální teplota, při jejímž překročení dochází k potlačení růstu, minimální teplota, kdy za nižších teplot už nedochází k růstu, a optimální teplota, kdy je růst největší (Horníček, 2011). Z tohoto důvodu se vegetace sklízí až na konci zimního období, kdy již nehrozí nebezpečí velkých mrazů (Vymazal, 2008).

Při výsadbě rostlin se doporučuje kombinace rákosu obecného (*Phragmites australis*) a chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*) (Kröpfelová, 2011). Je to z toho důvodu, že rákos obecný dosahuje maximálních hodnot většinou až v průběhu třetí a čtvrté vegetační sezóny, ale chrastice je na rozdíl od rákosu schopná vytvořit dostačující biomasu nutnou k zateplení povrchu filtračních polí již během prvního vegetačního období. Je žádoucí používat rostliny, které vytváří velkou nadzemní biomasu co nejdříve po vysázení (Vymazal et Kröpfelová, 2005).

Makrofyta, jako je *P. australis*, jsou obecně vhodná pro osázení kořenové čistírny vzhledem k jejich poměrně rychlému růstu, větší produkci biomasy a relativně vysoké schopnosti příjmu znečišťujících látek v přímém kontaktu s kontaminovanou vodou (Hazrat, 2013). Dokáží odstraňovat stopové kovy z vody, a to přes biologické absorpce a povrchové adsorpce (Williams, 200). Avšak přímý podíl rostlin na čistícím účinku je dosti malý. Většinou se hodnota vstřebaných živin a akumulovaných kovů v rostlinách pohybuje okolo 10% celkového zatížení kořenových čistíren (Kröpfelová, 2011).

Důležitou roli v průběhu čistícího procesu ve vegetačních kořenových čistírnách zaujímá metabolismus bakterií žijících kolem makrofyt a fyzikální sedimentace (Sheoran, 2006). Další významnou funkcí rostlin je tedy poskytování podkladu (kořeny a oddenky) pro přisedlé mikroorganismy, které se jinak ve volné půdě nevyskytují, a přivádění kyslíku do kořenové zóny, která je většinou anoxická nebo anaerobní. Mokřadní rostliny totiž transportují kyslík z atmosféry do podzemní části, a část kyslíku, který není spotřebován na respiraci, proniká do okolí kořenů a vytváří malé aerobní zóny (Vymazal, 2008).

Mokřadní rostliny jsou autotrofní organismy, které vytvářejí biomasu redukovaných sloučenin uhlíku (Williams, 2002). Přitékající odpadní voda většinou není bohatá na organický uhlík, jenž je důležitou součástí denitrifikačních procesů. Kořenové exsudáty rostlin jsou tedy jedním z hlavních zdrojů organického dusíku (Lu, 2009.)

3.3.2. Rákos obecný

Phragmites australis je jedním z nejběžnějších druhů mokřadních rostlin. Může odolat extrémním podmínkám, včetně přítomnosti toxických znečišťujících látek, jako jsou těžké kovy (Bonanno, 2010). Jedná se o vytrvalou travu z čeledi lipnicovitých (*Poaceae*). Dosahuje délky až 4 m a řadí se tak mezi naše nejvyšší trávy. Většina výhonků se začne objevovat na jaře (duben až květen) a poté přes léto velmi rychle dorůstá. Maximální výšky dosahuje v srpnu (Minchinton, 2002). V zemi se zakořeňuje plazivými oddenky a kořeny, které prorůstají do značných hloubek (60-150 cm). Rozmnožuje se vegetativně podzemními oddenky, které dorůstají délky i přes 12 m. Rákos je poměrně tolerantní vůči teplotě, pH a organickému i anorganickému znečištění. (Véber, 1985).

Množství biomasy, kterého je *Phragmites australis* schopný dosáhnout, činí 5070 g/m² (pro srovnání u *Phalaris arundinacea* se tato hodnota pohybuje okolo 1900g/m²). Počet

výhonků klesá po druhém vegetačním období, naopak hmotnost a délka jednotlivých výhonků se zvyšuje. (Vymazal et Kröpfelová, 2005).

Rákos je rostlina, která se vyskytuje prakticky po celém světě (např. na indickém subkontinentu roste *P. karka*, v Africe *P. mauritanus*). V zemích, jako jsou např. USA nebo Nový Zéland, je však rákos považován za invazní druh. Díky vysoké nadzemní biomase zakrývá rostliny nižšího vzrůstu a zabírá tak většinu plochy slunečního příjmu. V některých zemích je jeho použití buď velmi omezené, nebo dokonce zakázané (Vymazal, 2008).

Phragmites australis má vrozenou toleranci vůči Cd, Pb, a Zn. Předpokládá se, že příčinou této vrozené tolerance je to, že se populace rákosu vyvinuly z ekotypu, jenž byl zatížen vysokými koncentracemi Cd, Pb a Zn. V několika studiích byla naznačena korelace koncentrací těžkých kovů mezi orgány rostliny *P. australis*, vodou a sedimentem a tudíž se dá o rákosu obecně hovořit i jako o bioindikátoru znečištění těžkými kovy (Bonanno, 2010).

3.4. Vegetace a těžké kovy

Rostliny se podobají játrům živočichů svou schopností metabolizovat široké spektrum xenobiotik. Díky tomu se nazývají „zelená játra“ planety, neboť tak hrají významnou roli při metabolisaci kontaminantů životního prostředí (Kučerová et al., 1999).

Vodní rostliny vyvinuly vysoce specifický mechanismus příjmu, translokace a ukládání makronutrientů, jako jsou N, P, K, S, Ca a Mg, i mikronutrientů, jako jsou Fe, Zn, Mn, Ni, Cu a Mo. Obecně lze říci, že mechanismus příjmu je selektivní. Rostliny upřednostňují příjem některých iontů před jinými (Soudek et al., 2008). Např. ionty zinku a mědi jsou nezbytné pro obrovské množství metabolických procesů a jsou rostlinou upřednostňovány. Nelze však opomenout, že ve vyšších koncentracích ztrácí zinek roli živiny a způsobuje fytotoxicitu. (Clemens et al., 2002). Rostliny navíc akumulují i významné množství neesenciálních kovů, jako je např. kadmium. Mechanismus akumulace neesenciálních kovů není dosud zcela objasněn. Je možné, že příjem tohoto kovu je umožněn přes transport jiného esenciálního dvojmocného mikronutrientu, zřejmě Zn^{2+} . Cd je chemický analog zinku a rostliny nejsou schopny rozlišovat mezi těmito dvěma ionty (Soudek et al., 2008).

Klíčovým předpokladem pro akumulaci těžkých kovů je tolerance vůči jejich toxicitě. Není-li rostlina tolerantní, pak zatížení rostliny těžkými kovy vyvolá oxidační stres, kterým

dojde ke zvýšené tvorbě reaktivních forem kyslíku. Naruší se tak vnitřní antioxidační obrana buňky, a to vede buď k poškození buňky či její smrti (Hazrat et al, 2013). Citlivé mechanismy rostlin udržují intracelulární koncentrace iontů kovů ve fyziologickém rozmezí (Soudek et al., 2008). Rostliny vyvinuly řadu buněčných mechanismů, které se mohou podílet na detoxikaci těžkých kovů a toleranci vůči jejich vlivu. Mezi ně patří mykorhiza a vazba kovů v buněčných stěnách, dále extracelulární výměšky, snížení absorpce kovů plasmatickou membránou, chelatace kovů v cytosolu pomocí tripeptidů (fytochelatinů), oprava poškozených stresových proteinů a ukládání kovů do vakuol pomocí tonoplastů (membrány kolem vakuol, v níž jsou umístěny transportéry) (Hall, 2002).

Metoda, jenž využívá rostliny k odstranění znečišťujících látek z prostředí se nazývá fytoremediace. Tento způsob zpracování těžkých kovů je nákladově efektivní, účinný a šetrný k životnímu prostředí. (Hazrat et al, 2013). Fytoremediace používá dvě základní strategie- fytodekontaminaci a fytostabilizaci. Fytodekontaminace, což je primární proces remediace, zahrnuje fytoextrakci, kdy rostliny akumulují kontaminanty do svých tkání. Fytostabilizace pak umožňuje zachování toxické látky v rostlinných tkáních (Gomes et al, 2014). Pro zvýšení ochrany proti toxickým těžkým kovům jsou ionty kovů, které se dostanou do cytosolů buňky, ihned komplexovány a inaktivovány (Soudek et al., 2008). Dochází k přeměně toxických kontaminantů pomocí enzymů v tělních tekutinách rostlin na látky se sníženou toxicitou, které se dále připojují do rostlinných struktur (Kučerová et al., 1999, Gomes et al., 2014).

Kořeny jsou základním místem absorpce kovů v rostlinách. V důsledku toho je koncentrace kovů vyšší v kořenech než v jiných částech rostlin (pouhá 2% jsou uložena v nadzemních biomase) (Sultana et al., 2014). Mohou být však absorbovány i přes listy, kdy dochází k výměně kationtů kovů ve vodné fázi skrz průduchy či povrchové trhliny (Sheoran, 2006). Koncentrace těžkých kovů v rostlinných tkáních se snižují v pořadí kořeny/oddenky, listy/květy a stonky (Galletti et al, 2010). Absorpce kovů kořeny, následný přesun do rostlinné tkáně a jejich akumulace ve formě nefytotoxických metabolitů závisí na fyzikálně-chemických vlastnostech kovových prvků a na vlastnostech samotných rostlin. Některé hydrofobní organické sloučeniny se váží na povrch kořenů a není snadné je odstranit. V takovém případě je nutné tyto rostliny sklídit i s navázanými látkami. Rozpustnější sloučeniny se nesorbují příliš pevně a jsou transportovány skrze membrány do rostlinné tkáně (Kučerová et al., 1999).

Kovové ionty jsou v rhizosféře mobilizovány do rostliny pomocí vylučovaných chelátorů a okyselením rhizosféry. Příjem hydratovaných iontů kovů či vzniklých kov-chelátových komplexů je zprostředkován mnoha příjmovými systémy přítomnými v plazmatické membráně

(Clemens et al., 2002). Briggs a Robertson (1997) při výzkumu na *Vallisneria spiralis L.* potvrdily, že v buněčné stěně se nachází místo pro výměnu kationtů. Gril a kol. (1985) identifikovaly tato místa v buněčné stěně a pojmenovaly je jako fytochelatiny. Fytochelatiny jsou komplexotvorné peptidy složené z různých aminokyselin, které zajišťují detoxikaci a homeostatickou rovnováhu (Sheoran, 2006). Uvnitř buňky jsou tedy kovy chelatovány, čímž je následně umožněna tolerance, uložení a transport anorganických látek do rostlinných tkání. Kovy jsou dále transportovány z kořenů do nadzemních částí rostlin prostřednictvím xylémových cév, kde jsou přítomny v hydratované formě či jako kov-chelátový komplex. Po dosažení apoplastu v listech jsou kovy zachyceny různými typy buněk a dále se mohou pohybovat z buňky do buňky prostřednictvím plasmodesmů (Clemens et al., 2002). Přebytečné kovy jsou detoxikovány transportem do vakuoly (Clemens et al., 2002, Soudek et al., 2008). Vakuoly jsou buněčné organely s nízkou metabolickou aktivitou. Dočasné oddělení těžkých kovů do vakuol je jeden ze způsobů, jak rostlina odstraňuje nadbytek metalových iontů z cytosolu a tím snižuje vliv na buněčný metabolismus (Hazrat, 2013).

Ideální rostlina pro fytoremediaci by měla splňovat více kritérií. Musí rychle růst, musí mít vysoký podíl biomasy a hluboké kořeny, být snadno sklíditelná a měla by tolerovat a hromadit řadu těžkých kovů v nadzemní biomase (Clemens et al., 2002). Makrofyta jsou považována za tzv. hyperakumulátory, což jsou druhy schopné akumulovat kovy v rozmezí 100x vyšším než je množství stanovené v běžných neakumulujících rostlinách. Hyperakumulátory jsou tedy schopny kumulovat více než 10 ppm Hg, 100 ppm Cd a Se, 10000 ppm Co, Cr, Cu, Ni a Pb, 10 000 ppm Mn a Zn (Soudek et al., 2008). Rychlost odstraňování kovů rostlinami se velmi liší v závislosti na růstu rostliny, množství těžkých kovů již přítomných v pletivech a druhu rostliny (Sheoran, 2006).

3.5. Studium těžkých kovů ve vegetaci

Znalost akumulačních vlastností mokřadních druhů rostlin je výhodná při výběru vhodných rostlin pro čištění odpadních vod. Proběhlo proto již mnoho studií na toto téma. K obecnému závěru došli Brisson a Chazarenc (2009), kdy zhodnotili 35 experimentálních studií o vlivu různých druhů makrofyt na účinnost odstranění těžkých kovů z kořenové čistírny ve snaze maximalizovat účinek čištění správným výběrem makrofyt. Ve své práci zahrnuli širokou škálu druhů makrofyt v různých klimatických podmínkách (od tropů po mírné pásy) a

různých typech odpadních vod (odpadní vody z domácnosti, průmyslu, atd.). Ze své studie vyvodili, že na výběru druhu makrofyty záleží.

Další studie porovnávají koncentrace jednotlivých kovů v rostlinách. Na příklad ve studii, která se zabývala stopovými prvky ve *Phragmites australis* rostoucího v umělých mokřadech, bylo zjištěno, že nejvyšších koncentrací v nadzemní biomase dosahují Al, Fe, Mn, Zn a Ba. Naopak nejnižší koncentrace byly naměřeny pro Hg a Cd (Vymazal et al., 2009).

Podobný výzkum provedli Kröpfelová et al. (2009), kdy sledovali koncentrace 34 stopových prvků na třech kořenových čistírnách v biomase *Phragmites Phalaris*. Obecně výsledky vykazovaly široké spektrum účinnosti odstraňování jednotlivých stopových prvků. Bylo zjištěno, že nejvyšší stupeň odstranění (tzn. retence prvků v biomase) byl zjištěn u hliníku (průměrně 90%). Vysoký průměr odstranění byl též zaznamenán u zinku (78%). Mezi prvky odstraněné s účinností v rozmezí 50 až 75% patřili uran, antimon, měď, olovo, molybden, chrom, baryum, železo a galium. Odstranění kadmia, cínu, rtuti, stříbra, selenu a niklu se pohybovalo v rozmezí 25 až 50%. Nízká retence (0-25%) byla pozorována u vanadu, lithia, bóru, kobaltu a stroncia (Kröpfelová, 2009).

Jiný výzkum týkající se využití mokřadů pro odstraňování těžkých kovů z průmyslových vod uvádí naopak trochu rozdílné výsledky. Nejvyšší koncentrace v rostlinné biomase byly naměřeny u Cd 91,9%, dále u Cr 89%, Fe 74,1%, Pb 50%, Cu 48,3% a u Ni 40,9%. Výzkum byl však proveden v jiných klimatických (Swabi, Pákistán) i zátěžových podmínkách (průmyslová odpadní voda) a byly též použity i další rostliny než jen *P. Phalaris*, a to *T. latifolia*, *P. stratiotes*, *P. australis*, *C. aquatilis* a *A. plantago-aquatica* (Khan et al., 2009).

Maximální koncentrace živin a maximální množství biomasy jsou hodnoty, které se nevyskytují ve stejném časovém období v průběhu roku. Koncentrace živin v biomase je nejvyšší na začátku vegetačního období a poté klesá. Naproti tomu maximální nárůst nadzemní biomasy se u mokřadních rostlin v našich klimatických podmínkách většinou objevuje až těsně před nebo v době kvetení. Vzhledem k tomu, že množství nadzemní biomasy se v průběhu vegetační sezóny mění podstatně více než koncentrace prvků v biomase, je množství biomasy rozhodujícím faktorem pro stanovení množství prvků akumulovaných v biomase (Vymazal, 2008). Jen málo studií se zabývá sezónní dynamikou těžkých kovů v nadzemní biomase a informace o vlivu vegetace na kumulaci těžkých kovů z mokřadního systému prakticky chybí. Nicméně se už takové práce objevují. Na příklad Bragato et al. (2009) ve své studii ukazují, že

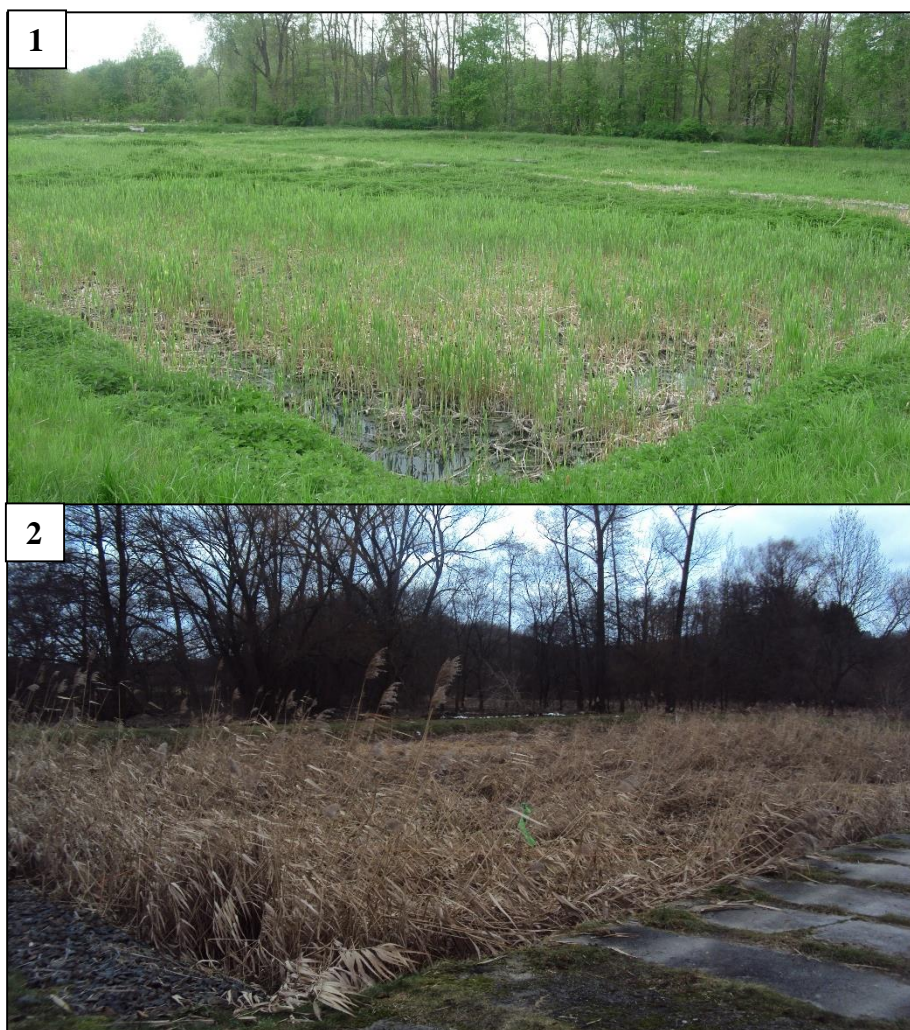
úspěch fytoremediace, kdy jsou kovy účinně odstraněny z půdy, je závislý jak na množství produkované rostlinné biomasy, tak i na efektivitě přenosu těžkých kovů z kořenové části do rostlinných tkání. Tato translokace těžkých kovů se v různých časových obdobích liší. Pro maximalizaci odstranění kovů ze systému kořenové čistírny by měla být sklizeň realizována v období, kdy rostlina již dosáhla své maximální akumulace kovů do nadzemních tkání rostlin (Bragato et al., 2009).

Bragato ve své studii naznačuje, že by sklizeň nadzemní biomasy měla být provedena na konci vegetačního období, kdy je umožněno hromadění těžkých kovů ve stárnoucích tkáních rostlin. Koncentrace těžkých kovů na začátku a uprostřed vegetačního období je nejnižší v listech. Rostlina tak předchází případné toxicitě fotosyntetického aparátu. Akumulace těžkých kovů v listech výrazně vzrůstá v prosinci. Rostliny mají efektivní systém translokace z kořenů do oddenků, který je aktivován na konci vegetačního období a umožňuje hromadění těžkých kovů v zestárlých tkáních. Tento trend byl při výzkumu potvrzen u chromu, niklu a mědi (Bragato et al., 2009).

4. Experimentální část

4.1. Studovaná lokalita

Výzkum sezónní dynamiky těžkých kovů v nadzemní biomase probíhal na kořenové čistírně odpadních ve Spáleném Poříčí. Provoz této čistírny byl spuštěn již v roce 1992. V roce 2001 byla čistírna rozšířena o stejně velkou druhou část, čímž získala titul největší kořenové čistírny v ČR. Tato čistírna pro 1500 EO zahrnuje šest filtračních polí o celkové rozloze 5400 m². Na této čistírně byla sledována sezónní dynamika těžkých kovů (Cr a Zn) v biomase rákosu obecného. Odběr biomasy byl prováděn na jednom filtračním poli z nové části čistírny na přítoku i odtoku. Biomasa byla sklízena v průběhu jednoho roku v měsíčních intervalech od června do září, poté až do března jen v dvouměsíčních intervalech. Během studie bylo sledováno jak množství nadzemní biomasy připadající na m², tak koncentrace těžkých kovů v biomase.



Obr. č. 2: Kořenová čistírna odpadních vod ve Spáleném Poříčí v květnu 2012 (1) a v lednu 2013 (2).
(foto: Březinová 2012/2013)

4.2. Použité chemikálie a přístroje

Pro laboratorní práce byly použity tyto chemikálie a přístroje:

- 65 % kyselina dusičná (Merck Millipore/Německo)
- vodný kalibrační roztok ASTASOL zinek 1 g/l (ANALYTIKA/ČR)
- vodný kalibrační roztok ASTASOL, chrom 1 g/l (ANALYTIKA/ČR)
- materiál pro kontrolu jakosti jahodové listí METRANAL 3 (ANALYTIKA/ČR)
- zahradnické nůžky 114790 (FISKARS/Finsko)
- sušárna UNO 600 (MEMMERT/Německo)
- řezací mlýnek PULVERISETTE 15 (FRITSCH/Německo)
- analytické váhy R200D (SATORIUS/Německo)
- zařízení na mikrovlnný rozklad MWS-2 (Berghof/Německo)
- atomový absorpční spektrometr Agilent 55B AA – plamen (Agilent Technologies/USA)
- atomový absorpční spektrometr Agilent 240/Z – kyveta (Agilent Technologies/USA)

4.3. Použité metody

Množství těžkých kovů, které lze odstranit z odpadní vody je vyjádřeno jako tzv. „standing stock“, tj. množství prvku vázaného v nadzemní biomase na určitou jednotku plochy. Vyjadřuje se v mg/m². Toto množství je ovlivněno jak množstvím biomasy, tak i koncentrací příslušného prvku. Jinými slovy standing stock je funkcí biomasy a koncentrace prvků v biomase (Vymazal, 2008). V této studii byl proto proveden odběr biomasy pro stanovení množství sušiny na m² a současně odběr biomasy a následné laboratorní analýzy pro stanovení koncentrace těžkých kovů.

4.3.1. Odběr biomasy

Biomasa pro stanovení sušiny byla vždy odebrána ze tří ploch o velikosti 0,25 m² (0,5 x 0,5 m) jak na přítoku, tak i na odtoku. Odebraná biomasa byla poté rozdělena na stonky, listy a květy. Po vysušení při 60°C v sušárně UNP 600/MEMMERT byly jednotlivé části biomasy zváženy na váze R200D/SATORIUS. Z hmotnosti sušiny biomasy a plochy, ze které byla biomasa vzata, bylo vypočteno množství biomasy připadající na jeden m².

Pro stanovení těžkých kovů byly pokaždé odebrány cca 4 rostliny ze stejných ploch, ze kterých byla odebrána biomasa na stanovení sušiny. Rostliny byly opět rozděleny na stonky, listy a květy, poté při 60°C vysušeny.

4.3.2. Laboratorní analýzy pro stanovení koncentrace těžkých kovů

4.3.2.a. Homogenizace

Vysušené vzorky stonků, listů a květů o hmotnosti cca 50 g byly homogenizovány pomocí řezacího mlýnku PULVERISETTE 15/FRITSCH.

4.3.2.b. Mineralizace

Do mineralizační nádoby bylo naváženo 0,2 g homogenizované biomasy a napipetováno 7 ml 65% HNO₃. Vzorek byl mineralizován za mikrovlnného tlakového rozkladu pomocí MWS-2/Berghof. Vzniklý roztok byl poté zředěn destilovanou vodou. Výsledný objem roztoku činil 50 ml.

4.3.2.c. Stanovení těžkých kovů

Z tohoto roztoku pak byly metodou atomové absorpční spektrometrie AAS stanoveny koncentrace těžkých kovů. Atomizace Cr byla provedena za pomoci grafitové kyvety (přístroj Agilent 240/Z), atomizace Zn naopak pomocí plamene (přístroj Agilent 55B AA). Výsledné koncentrace prvků v 50 ml mineralizovaného roztoku byly získány v µg/l. Výpočtem ze známého homogenizovaného množství pak byly koncentrace těžkých kovů ve vzorcích vztaženy na 1 kg sušiny nadzemní biomasy, tedy v mg/l.

4.3.3. Standing stock a statistické zpracování výsledků

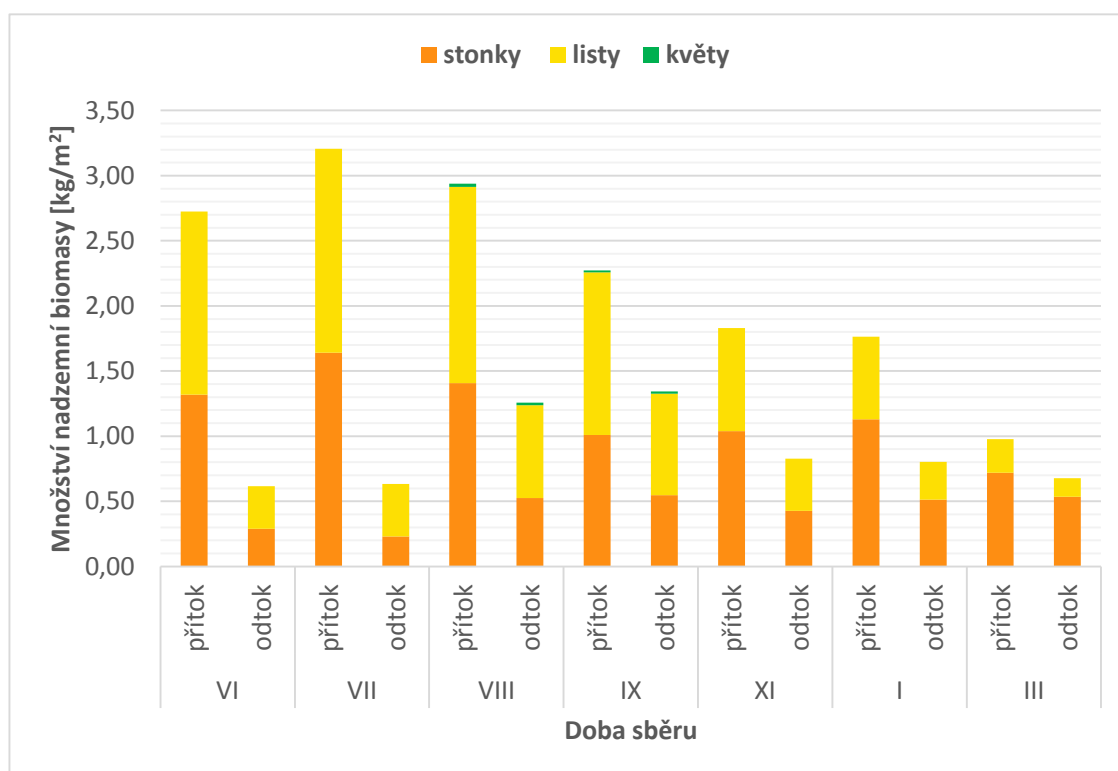
Vynásobením vypočítaného množství biomasy v kg na jeden m² a stanovených koncentrací kovů na 1 kg sušiny byl pro každý prvek v jednotlivých částech rostlin stanoven již výše zmíněný standing stock [mg/m²]. Ze tří paralelních měření na přítoku a na odtoku byl poté vypočten pro každý prvek zvlášť průměrný standing stock v celé rostlině, na nichž byl zobrazen trend kumulace těžkých kovů v nadzemní biomase. Statistické vyhodnocení dat bylo provedeno programem Microsoft Office Excel 2013.

4.4. Výsledky

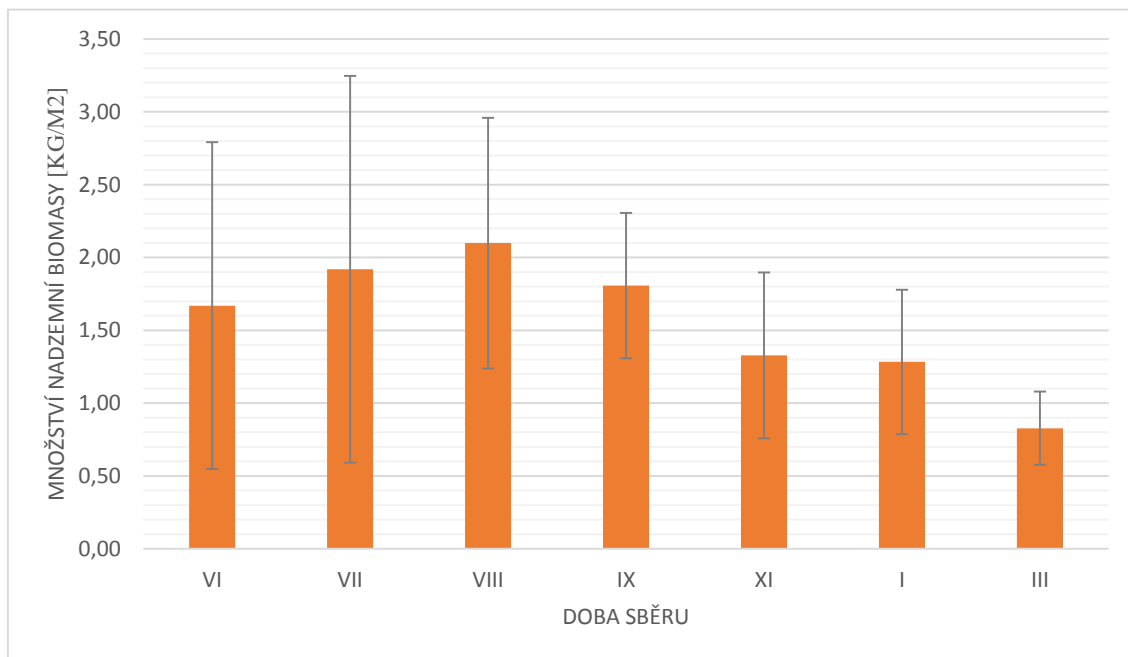
4.4.1. Sezónní dynamika biomasy na KČOV

Graf na Obr. č. 3 ukazuje množství biomasy vyprodukované na kořenové čistírně vztažené na jeden m². Množství biomasy na přítoku stoupá od června do července 2012, kdy dosahuje svého maxima (tj. $3,21 \pm 0,33 \text{ kg/m}^2$). Dále už jen pozvolna klesá do března 2013, kdy tato minimální produkce biomasy činí $0,98 \pm 0,21 \text{ kg/m}^2$, což je přirozeně ovlivněno klimatickými podmínkami. Na odtoku naopak hodnoty biomasy vzrůstají až do září 2013, kdy maximum vyprodukované biomasy činí $1,34 \pm 0,19 \text{ kg/m}^2$. Nejmenší podíl biomasy na odtoku byl zpozorován v červnu 2012 ($0,62 \pm 0,10 \text{ kg/m}^2$). Na konci sledovaného období, tj. v březnu 2013 jsou množství biomasy na odtoku a přítoku relativně vyrovnaná.

Pro lepší představu vývoje nárůstu biomasy na celé kořenové čistírna (tzn. na odtoku i přítoku dohromady) jsou na Obr. č. 4 vyjádřeny průměrné hodnoty množství biomasy v jednotlivých měsících.



Obr. č. 3 : Množství nadzemní biomasy rákosu obecného jednotlivě na přítoku a odtoku vztažené na m² v jednotlivých měsících (červen 2012 až březen 2013).

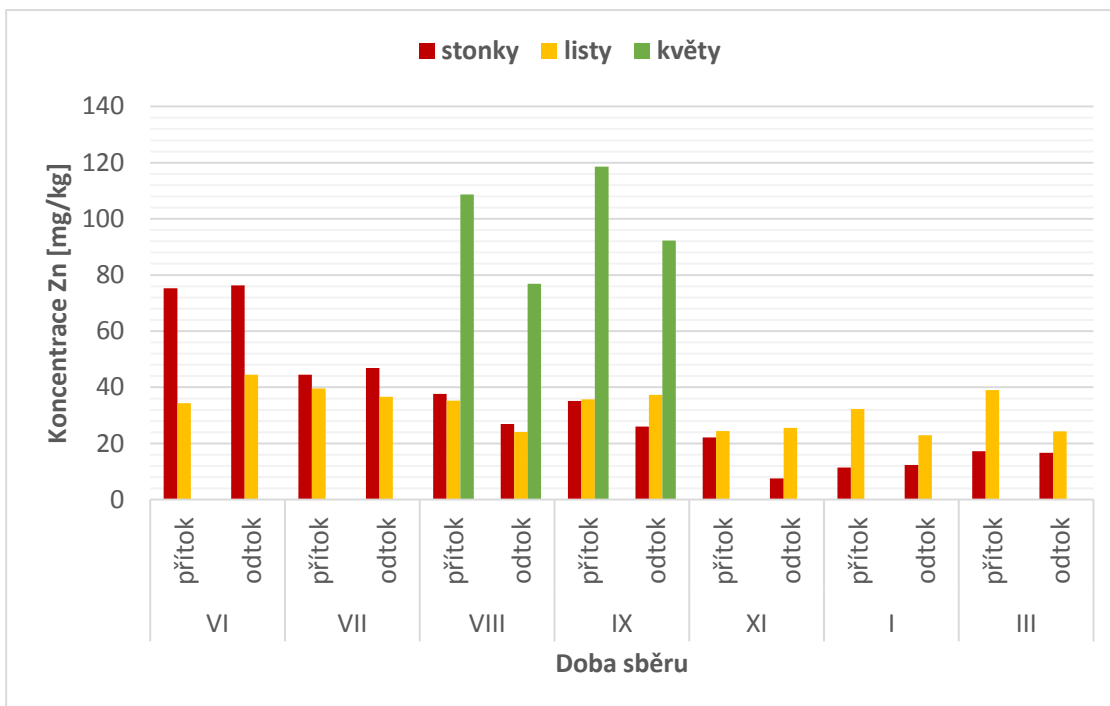


Obr. č. 4 : Průměrné množství nadzemní biomasy rákosu obecného se směrodatnými odchylkami vztahené na jeden m² v jednotlivých měsících (červen 2012 až březen 2013).

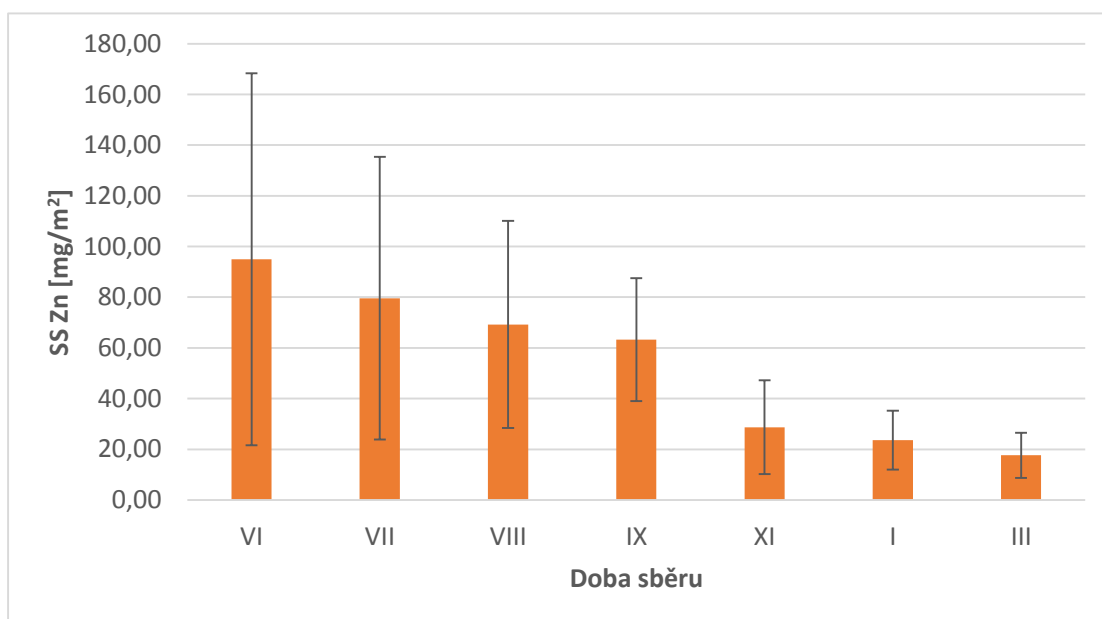
4.4.2. Sezónní dynamika zinku v nadzemní biomase

Na Obr. č. 5 jsou zobrazeny koncentrace zinku v mg na kg sušiny v jednotlivých částech nadzemní biomasy v průběhu sledovaného období na přítoku i odtoku. Největší koncentrace Zn byla naměřeny v květech a činila tak $118,62 \pm 11,02$ mg/kg. Koncentrace Zn ve stoncích dosáhla svého maxima ($76,26 \pm 2,35$ mg/kg) na začátku sledovaného období, a to v červnu 2012 v odtokové části čistírny. Poté koncentrace Zn ve stoncích jen klesá. V listech se neprojevuje výrazný trend a koncentrace se pohybují okolo 30 mg/kg.

Na Obr. č. 6 je zobrazen trend akumulace Zn. Celkové průměrné množství Zn v nadzemní biomase na KČOV nabývá v různých měsících hodnot od $17,65 \pm 8,89$ do $95,00 \pm 73,38$ mg/m², kdy tohoto maxima bylo dosaženo na začátku sledovaného období v červnu 2012. Poté hodnota standing stocku pozvolna klesá.



Obr. č. 5 : Průměrné koncentrace Zn v jednotlivých částech nadzemní biomasy rákosu obecného na odtoku a přítoku v jednotlivých měsících (červen 2012 až březen 2013).

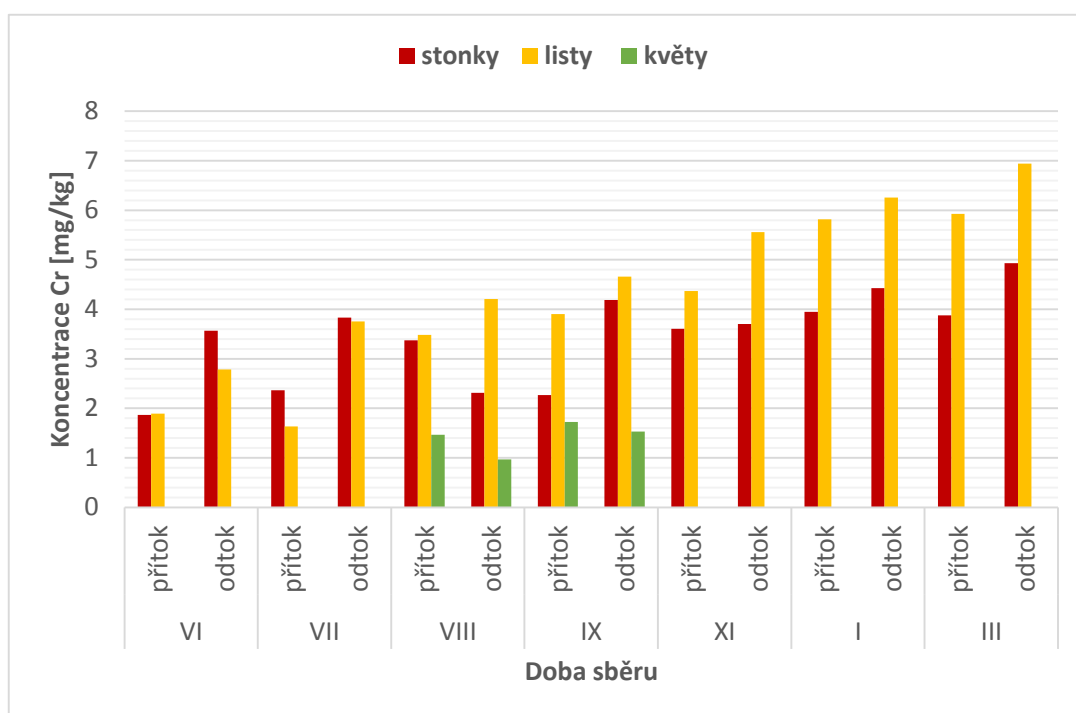


Obr. č. 6 : Průměrné hodnoty Zn se směrodatnými odchylkami kumulované v nadzemní biomase rákosu obecného na jednotce plochy v jednotlivých měsících (červen 2012 až březen 2013).

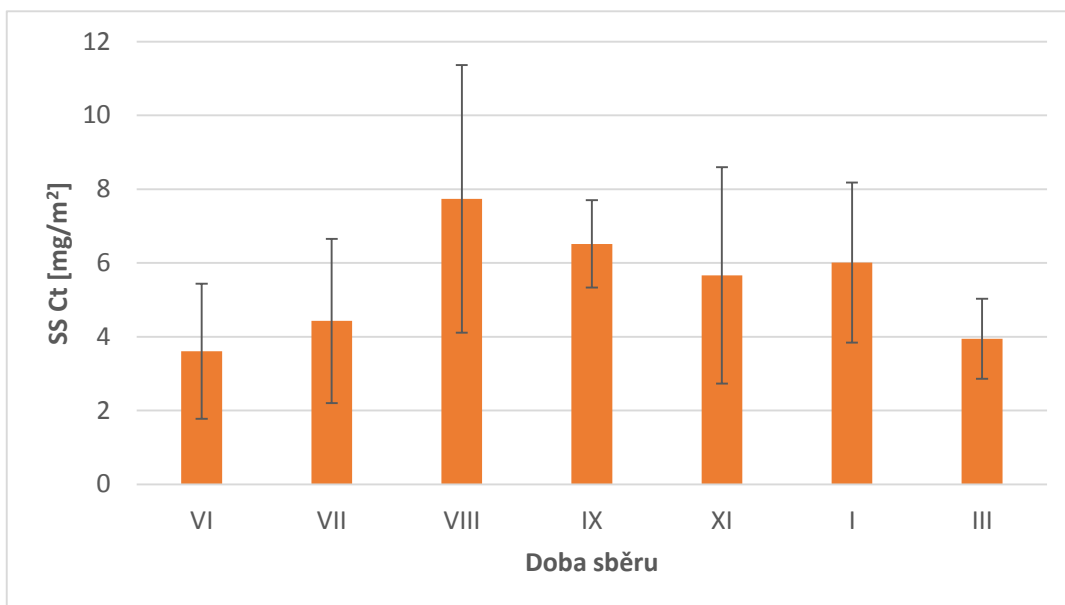
4.4.3. Sezónní dynamika chromu v nadzemní biomase

V grafu na Obr. č. 7 jsou zobrazeny koncentrace chromu v mg na kg sušiny v jednotlivých částech nadzemní biomasy v průběhu sledovaného období na přítoku i odtoku. Zde se oproti Zn ukazuje nejmenší koncentrace v květech. Maximální hodnota Cr v květech činí $1,72 \pm 0,25$ mg/kg. Naopak největší koncentrace Cr se projevila v listech, kde dosáhla svého maxima ($6,94 \pm 0,77$ mg/kg) až na konci sledovaného období v březnu 2013 na odtokové části čistírny. V červnu tato hodnota činila $1,89 \pm 0,2$ mg/kg a postupně se během roku zvyšovala. Koncentrace Cr ve stoncích se pohybovala od hodnot 1,62 až 6,02 mg/kg a měla spíše rostoucí trend.

Na Obr. č. 8 je opět zobrazen trend akumulace Cr v biomase. Celkové množství Cr v mg na m² na KČOV nabývá hodnot od $3,61 \pm 1,83$ do $7,74 \pm 3,63$ mg/m², kdy tohoto maxima bylo dosaženo v srpnu.



Obr. č. 7 : Průměrné koncentrace Cr v jednotlivých částech nadzemní biomasy rákosu obecného na odtoku a přítoku (červen 2012 až březen 2013).



Obr. č. 8 : Průměrné hodnoty Cr se směrodatnými odchylkami kumulované v nadzemní biomase rákosu obecného na jednotce plochy v jednotlivých měsících (červen 2012 až březen 2013).

4.5. Diskuse

Množství těžkých kovů, které lze odstranit pomocí sklizně nadzemní biomasy, je omezené a nepředstavuje podstatnou část z celkového zatížení (Kröpfelová, 2011, Březinová et Vymazal, 2014). Nicméně stanovením optimální doby sklizně v průběhu vegetačního období by se mohla zvýšit účinnost eliminace těžkých kovů rostlinami (Bragato et al., 2009). V této práci se sledovalo množství těžkých kovů v nadzemní biomase rákosu obecného na kořenové čistírně odpadních vod ve Spáleném Poříčí v období od června 2012 do března 2013, a to za účelem určení optimální doby této sklizně. Většina prací se zabývá pouze koncentracemi jednotlivých prvků v biomase. Jen málo studií popisuje účinnost kumulace prvků v závislosti na množství biomasy a informace o této problematice prakticky chybí. Za tímto účelem byly sledovány nejen koncentrace těžkých kovů, ale i množství biomasy, na níž byly koncentrace Cr a Zn vztaženy.

Množství nadzemní biomasy vyprodukované na kořenové čistírně vztažené na 1 m² v průběhu jednoho roku je znázorněno na Obr. č 4. Maximálního množství biomasy bylo dosaženo v srpnu, tedy během vrcholu vegetačního období rákosu obecného, jak ve své práci uvedl Minchinton (2002). Z Obr. č 3 vyplývá, že hodnoty na přítoku a odtoku se mezi sebou značně liší. V době největšího nárůstu biomasy činí hodnota na přítoku 2,95 kg/m² a na odtoku 1,26 kg/m². Rozdíl nárůstů biomasy mezi přítokem a odtokem činí 1,69 kg/m². To je dáno tím, že odpadní voda na přítoku obsahuje více živin potřebných pro růst rostlin, a ty jsou v průběhu průtoku odpadní vody skrz čistírnu pomalu vyčerpávány. Množství těchto živin je tak přirozeně na odtoku nižší. Ke shodnému závěru došli autoři Březinová et Vymazal (2014) u chřastice rákosovité při výzkumu na městské kořenové čistírně odpadních vod.

Na Obr. č 8 je vyznačen průběh akumulace chromu v biomase rákosu. Hodnoty těžkých kovů kumulovaných v biomase na 1 m² se pohybovaly v rozmezí od 3,61 ± 1,83 do 7,74 ± 3,63 mg/m². Maximální hodnota kumulovaného chromu činila 7,74 ± 3,63 mg/m². Stejně tak v této době rákosu obecný dosahuje maxima svého vzrůstu, a to 2,10 kg/m². Lze se tedy domnívat, že kumulace chromu je více ovlivněna nárůstem biomasy, než samotnou hodnotou koncentrace. Tento trend se shoduje i se studií Braggata et al. (2009).

Jiné výsledky však vykazuje zinek (Obr. č. 6). Zde se hodnoty těžkých kovů kumulovaných v biomase na 1 m² pohybovaly v rozmezí od 17,65 ± 8,89 do 95,00 ± 73,38 mg/m². Maximální hodnota kumulovaného zinku, jež činila 95,00 ± 73,38 mg/m², byla dosažena v červnu, tedy na počátku vegetačního období. V tomto případě se průběh množství

biomasy a koncentrace zinku během roku neshodují. Zinek, jakožto esenciální prvek, je nezbytnou součástí růstového hormonu (Shierup et Larsen, 1981). Je tedy pravděpodobné, že rostlina pro potřebu růstu přijímá zinek nejvíce na začátku vegetačního období. Poté jeho spotřeba pozvolna klesá, jak je tomu v grafu naznačeno (Obr. 6).

Při porovnání grafů kumulace těžkých kovů na m^2 (tzv. standing stock) je vidět značný rozdíl mezi kumulací chromu a zinku během sledovaného období. Těžké kovy se v různých fázích vegetačního období chovají jinak. Některé těžké kovy, jako je tomu u Cr, se mohou kumulovat v závislosti na množství vyprodukované biomasy. Jiné naopak nejsou tímto faktorem v takové míře ovlivněny, viz Zn.

Z této studie tedy vyplývá, že kovy vykazují rozdílný průběh akumulace v nadzemní biomase v jednotlivých fázích růstu rákosu obecného. Je však potřeba toto tvrzení podpořit a rozšířit dalšími studiemi.

5. Závěr

Kořenové čistírny odpadních vod jsou nákladově efektivním a účinným způsobem čištění odpadních vod, jenž je šetrný k životnímu prostředí.

Těžké kovy nejsou zatím velkým rizikem v odpadních vodách u domovních či obecních kořenových čistíren. Nicméně je dobré vědět, k jakým procesům v souvislosti s těžkými kovy v čistírnách dochází, kde jsou ukládány.

Přímý vliv rostlin na eliminaci těžkých kovů z odpadních vod není příliš velký. Podstatnou a nezbytnou funkcí v našich klimatických podmínkách, kterou vegetace plní, je vytváření podmínek pro čistící procesy, a to zateplování, podklad pro bakterie a přínos kyslíku do rhizosféry.

Množství vzrostlé biomasy rákosu obecného na čistírně odpadních je na přítoku větší, než na odtoku.

Sezónní dynamika kumulace chromu a zinku v nadzemní biomase se v průběhu sledovaného období značně liší. Účinnost akumulace není pro všechny kovy jednotná, jak to naznačují Zn a Cr. Jednotné stanovení optimální doby sklizně není možné pro zefektivnění eliminace všech těžkých kovů z čistírny. Lze to však provést pro jednotlivé těžké kovy zvlášť.

Výsledky získané během výzkumu mohou být použity pro zefektivnění eliminace těžkých kovů z více dekontaminovaných vod těmito rizikovými prvky, např. pro průmyslově znečištěné vody.

6. Použitá literatura

- Bragato, C., Schiavon, M., Polese, R., Ertani, A., Pittarelo, M., Malagoli, M., 2009. Seasonal variations 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.
- Briggs, G.E., Robertson, R.N., 1997. Apparent free space. *Annual review of Plant Physiology*, Vol. 8, pp. 11-13.
- 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., Vymazal, J., 2014. Seasonal growth pattern of *Phalaris arundinacea* in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. *Ecological Engineering*, *In Press*.
- Clemens, S., Palmgren, M.G., Krämer, U., 2002. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *TRENDS in Plant Science*, Vol. 7, No. 7., pp. 309-315.
- Duffus, J., 2002: „Heavy metals“ - a meaningless term? *Pure Applied Chemistry*, Vol. 74, pp. 793-341-343.
- Galletti, A., Verlicchi, P., Ranieri, E., 2010. Removal and accumulation of Cu, Ni and Zn in horizontal subsurface flow constructed wetlands: Contribution of vegetation and filling medium. *Science of the Total Environment*, Vol. 408, pp. 5097-5105.
- Gomes, M.V.T., deSouza R.R., Teles, V.S., Mendes, É.A., 2014. Phytoremediation of water contaminated with mercury using *Typha domingensis* in constructed wetland. *Chemosphere*, Vol. 103, pp. 228-233.
- Grill, E., Winnacker, E.L., Zenk, M.H., 1985. Phytochelatins: The principal
- Hall, J.L., 2002. Cellular mechanism for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*, Vol. 53, No. 366, pp. 1-11.
- Hazrat, A., Khan, E., Sajad, M.A., 2013. Phytoremediation of heavy metal- Concepts and applications. *Chemosphere*, Vol. 91, pp. 869-881.
- Hodson, M.E., 2004: Heavy metals-geochemical bogey men? *Environmental Pollution*, Vol. 129, pp.807.
- Horníček, R. Využití přirozených mokřadních systémů k dočištění důlních vod. Brno, 2011. Diplomová práce. Masarykova univerzita.

- Kafka, Z., Punčochářová, J., 2002. Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. Chem. Listy, Vol. 96, pp. 611-617.
- Khan, S., Ahmad, I., Shah, 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.
- Kröpfelová, L., 2011. ČZU v Praze, FŽP, Disertační práce jako soubor uveřejněných vědeckých prací na téma „využití umělých mokřadů při čištění odpadních vod- eliminace živin a stopových prvků v KČOV“
- Kröpfelová, L., Vymazal, J., Švehla, J., Štichová, J., 2009. Removal of trace elements in three horizontal sub-surface flow constructed wetlands in the Czech Republic. Environmental Pollution, Vol. 157, pp. 1186-1194.
- Kučerová, L., Heviánková, S., Bestova, I., Kučerová, R., 2013. Removal Of Metals From Mine Water By Ash From Combustion Of Biomass Of Plant Origin. Surveying Geology & mining Ecology Management (SGEM), Vol. 1, pp. 661-668.
- Kučerová, P., Macková, M., Macek, T., 1999: Perspektivy fytořemediace při odstraňování organických polutantů a xenobiotik z životního prostředí. Chem. Listy, Vol. 93, pp. 19-26.
- Li, Ch., Wu, S., Dong, R., 2015. Dynamics of organic matter, nitrogen and phosphorus removal and their interactions in a tidal operated constructed wetland. Journal of Environmental Management, Vol. 151, pp. 310-316.
- Lu, S., Hu, H., Sun, Y., Yang, J., 2009. Effect of carbon source on the denitrification in constructed wetlands. Journal of Environmental Sciences, Vol. 21, pp. 1036-1043.
- Marchand, L., Mench, M., Jacob, D.L. et 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.
- Minchinton, T.E., 2002. Disturbance by wrack facilitates spread of *Phragmites australis* in a coastal marsh. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, Vol. 281, pp. 1-2.
- Mishra, V.K., Tripathi, B.D., 2008. Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes. Bioresource Technology, Vol. 99, pp. 7091-7097.
- Sheoran, A.S. et Sheoran, V., 2006: Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands. Minerals Engineering, Vol. 19, pp. 105-116.

- Schierup, H.-H., Larsen, V.J., 1981. Macrophyte cycling of zinc, copper, lead and cadmium in the littoral zone of a polluted and non-polluted lake. I. Availability, uptake, and translocation of heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. *Aquatic Botany*, Vol. 11, pp. 197-210.
- Soudek, P., Petrová, Š., Benešová, D., Kotyza, J., Vaněk, T., 2008. Fytoremediace a možnosti zvýšení jejich účinnosti. *Chem. Listy*. 102. 346-352.
- Suchý, V., Švehla, J., Vymazal, J., Kröpfelová, L., Štíhová-Němcová, J., Bastil, J., Beránková, M., 2009: Odstraňování vybraných rizikových prvků z komunálních odpadních vod do kalu na kořenových čistírnách. *Bulletin VÚRH*, 45(4).
- Sultana, M., Akrotos, Ch.S., Pavlou, S., Vayenas, D.V., 2014. Chromium removal in constructed wetlands: A review. *International Biodeterioration & Biodegradation*, Vol. 96, pp. 181-190.
- Tlustoš, P., Habart, J. Využití průmyslových rostlin k remediaci kontaminovaných půd. *Biom.cz* [online]. 2009-12-07 [cit. 2015-03-08]
- Vébee, K., 1982. Biologické základy pěstování a využití rákosu obecného v Československu. Studie ČSAV. Academia.
- Vymazal, J., 2002: The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering*, Vol. 18, pp. 633-646.
- Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, Vol. 380, pp. 48-65.
- Vymazal, J., 2008. Habilitační práce jako soubor uveřejněných vědeckých prací na téma „umělé mokřady pro čištění odpadních vod“. ČZU. v Praze. FŽP.
- Vymazal, J., 2011: 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., Kröpfelová, L., 2005. Growth of *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* in constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. *Ecological Engineering*, Vol. 25, pp. 606-621.
- Vymazal, J., Kröpfelová, 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., Kröpfelová, L., Švehla, J., Chrástný, V., Štíhová, J., 2009. Trace elements in *Phragmites australis* growing in constructed wetlands for treatment of municipal wastewater. *Ecological Engineering*, Vol. 35, pp. 303-309. (Vymazal et al. 2009a)
- 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.
- 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.