



ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

Katedra aplikované ekologie

TĚŽKÉ KOVY VE VEGETACI KOŘENOVÝCH ČISTÍREN
ODPADNÍCH VOD

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí

Doc. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Bakalant

Michaela Borovcová

2012

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra ekologie krajiny

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Borovcová Michaela

Územní technická a správní služba - kombinované Praha

Název práce

Těžké kovy ve vegetaci kořenových čistíren odpadních vod

Anglický název

Heavy metals in vegetation of constructed treatment wetlands with horizontal sub-surface flow

Cíle práce

1. Charakterizovat kořenové čistírny odpadních vod
2. Popsat hlavní druhy mokřadní vegetace, které se využívají na kořenových čistírnách
3. Popsat chemismus těžkých kovů ve filtračních polích kořenových čistíren
4. Vyhodnotit literární údaje o kumulaci těžkých kovů ve vegetaci mokřadních čistíren
5. Porovnat nalezené výsledky s údaji o kumulaci těžkých kovů v mokřadní vegetaci přirozených stanovišť

Metodika

Jedná se o rešeršní práci, a proto těžiště práce bude ve vyhledávání a následném zpracování literárních dat.

Harmonogram zpracování

duben-prosinec 2011: vyhledávání a shromažďování literárních dat

leden-březen 2012: shrnutí shromážděných výsledků a sepsání bakalářské práce



Rozsah textové části

40 stran včetně příloh

Klíčová slova

kořenové čistírny, těžké kovy, makrofyta, odpadní voda

Doporučené zdroje informací

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

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

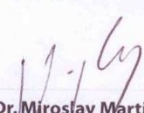
Vymazal, J. 1995. Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. ENVI Třeboň a Ekologie a využití mokřadů, Praha.

Vymazal, J., Švehla, J., Kröpfelová, L. a Chrastný, V., 2007. Trace metals in Phragmites australis and Phalaris arundinacea growing in constructed and natural wetlands. Sci. Tot. Environ. 380: 154-162.

Vymazal, J., Kröpfelová, L., Švehla, J., Chrastný, V. a Štíchová, J., 2009. Trace elements in Phragmites australis growing in constructed wetlands for treatment of municipal wastewater. Ecological Engineering 35: 303-309.

Vedoucí práce


Vymazal Jan, doc. Ing., CSc.


doc. RNDr. Miroslav Martiš, CSc.

Vedoucí katedry



V Praze dne 6.6.2011


prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan fakulty

ÚVOD	8
Cíle práce	10
1 Přírodní způsoby čištění odpadních vod	11
1.1 Aspekty přírodních způsobů čištění	12
2 Ukazatele znečištění odpadních vod	14
2.1 Biochemická spotřeba kyslíku	14
2.2 Chemická spotřeba kyslíku.....	15
2.3 Ostatní ukazatele znečištění	15
2.4 Produkce znečištění	15
3 Kořenové čistírny odpadních vod.....	16
3.1 Princip čištění odpadních vod.....	19
3.1.1 Základní procesy	20
3.1.2 Čistící procesy v mokřadním prostředí.....	20
3.1.3 Čistící procesy v půdním prostředí.....	21
3.2 Účinnost čištění KČOV.....	21
3.2.1 Dusík a fosfor	23
3.2.2 Bakteriální znečištění a těžké kovy	24
3.3 Návrhové parametry	25
3.3.1 Předčištění	25
3.3.2 Filtrační pole	26
4 Mokřadní rostliny	28
4.1 Funkce rostlin v KČOV.....	29
4.2 Hlavní druhy používané na KČOV	29
5 Těžké kovy	36
5.1 Charakteristika těžkých kovů	36
5.2 Vlastnosti, význam, rozdělení.....	37
5.3 Těžké kovy v mokřadních systémech	38
5.3.1 Odstraňování těžkých kovů v mokřadech	38

5.3.2	Formy výskytu těžkých kovů v mokřadech.....	39
6	Těžké kovy a mokřadní vegetace	40
6.1	Fytotoxicita	40
6.2	Toxické působení některých těžkých kovů na rostliny.....	41
6.3	Detoxikace v rostlinách - fytoremediace.....	42
6.4	Příjem a akumulace těžkých kovů	43
7	Těžké kovy ve vegetaci kořenových čistíren	44
7.1	Těžké kovy v rákosu na KČOV Mořina, Břehov, Slavošovice a Radotín v letech 2002-2005.....	44
7.1.1	Srovnání nalezených hodnot z Mořiny, Břehova, Slavošovic a Radotína s hodnotami z jiných lokalit.....	48
7.2	Těžké kovy v chrastici obecné na KČOV Břehov 2004-2008	51
7.3	Chrastice rákosovitá versus rákos obecný	54
8	Závěr	57
9	Literatura	59

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně, pod vedením Doc. Ing. Jana Vymazala, CSc.. Uvedla jsem veškeré publikace, články a informace, ze kterých jsem čerpala.

V Praze dne 30.4.2012

Abstrakt

V této bakalářské práci byly zpracovány literární údaje o kořenových čistírnách odpadních vod se zaměřením na možnosti zadržování a odstraňování některých těžkých kovů rostlinami používanými na kořenových čistírnách.

Vyhledány byly údaje o koncentracích těžkých kovů v rákosu a chrastici, které se nejčastěji na kořenových čistírnách používají. Vyhodnocení bylo provedeno z nalezených hodnot ze vzorkování rákosu a chrastice na několika kořenových čistírnách v České republice (Mořina, Břehov, Slavošovice a Radotín). Údaje o koncentracích těžkých kovů pak byly porovnány s údaji z jiných kořenových čistíren i přirozených mokřadů u nás i ve světě. Byly porovnány i obě rostliny.

Klíčová slova: kořenové čistírny, těžké kovy, makrofyta, odpadní voda

Abstract

In this thesis literature data have been processed about constructed wetlands with focusing on possibilities of uptake and sequestration of trace metals accumulation by plant commonly used on constructed wetlands. The assessment was made of the values found from sampling of common reed and reed canarygrass on constructed wetlands in Czech Republic (Mořina, Břehov, Slavošovice and Radotín). Data concentrations of trace metals were compared with data from other constructed wetlands and natural wetlands in this country and abroad. Both plant was also compared.

Keywords: constructed wetlands, trace metals, macrophytes, wastewater

ÚVOD

Čištění odpadních vod využitím kořenových čistíren je jedním z mnoha přírodních způsobů čištění odpadních vod. Je plnohodnotnou a legislativních požadavků splňující alternativou k umělým způsobům čištění. Jak by název mohl mnohdy napovídat, kořenové čistírny nejsou v žádném případě plochou nebo nádrží vyplněnou kořeny dřevin ani plochou, kde by drť z kořenů plnila funkci filtračního materiálu pro odpadní nebo povrchovou vodu.

Jedná se o uměle vytvořený mokřad, osázený mokřadní vegetací, jejíž kořeny se podílejí na zvyšování kvality a čistoty přiváděné odpadní vody tím, že z ní odčerpávají živiny včetně těžkých kovů.

Příklady z historie ukazují a dokládají, že přírodní způsoby čištění odpadní vody nejsou nové, jen pokračují na podstatně jiné technologické úrovni a ve snaze žít v souladu s přírodou se k nim dnešní společnost vrací.

Z antiky jsou dokládány pokusy vsakování centrálně sváděné odpadní vody do porézních půd. Některá velká středověká města sváděla splaškovou vodu do uměle vytvářených nádrží za městem, které tak plnily funkci biologických nádrží. V 19. století řada velkých evropských měst čistila odpadní vodu na filtračních polích. (Šálek et Tlapák, 2006).

Rozsáhlé výzkumy využívání mokřadů ukazují, jak byly do 60. let minulého století tyto velmi cenné ekosystémy opomíjeny a jak velkou chybou bylo nahlížet na ně jako na bahenní oblasti, které je třeba odvodnit a vysoušet. Jak málo byly prozkoumány i přes to, že zauímají téměř 6 % zemského povrchu, že se vyskytují téměř všude kromě Antarktidy a že v době karbonu vytvořily většinu dnes využívaných fosilních paliv.

Kořenové čistírny odpadních vod tak naplňují snahu o účelné využívání mokřadů vedle nezanedbatelné krajinnotvorné funkce a poskytování životních podmínek dalším ekosystémům, ptactvu, vodní a mokřadní floře a fauně, i když jsou vytvářeny uměle a za účelem zlepšování jakosti vody. Rozsáhlé výzkumné projekty pak směřují také k možnostem odstraňování těžkých (toxických) kovů z odpadních vod.

V místech, kde je možné čistit odpadní vodu pomocí kořenových čistíren, působí zelené a často i krásně kvetoucí plochy filtračních polí mnohem estetičtěji než

průmyslově vyhlížející stavby klasických čistíren odpadních vod s často se vyskytujícím doprovodným zápachem.

Ve světě jsou zkušenosti s využíváním kořenových čistíren starší než 40 let, u nás byla první zprovozněna v roce 1989 (Vymazal,1995). Dnes je jich v provozu více než 250 (Vymazal,2004) a další budou jistě přibývat.

Cíle práce

Cílem této bakalářské práce je charakterizovat kořenové čistírny odpadních vod ve skupině přírodních způsobů čištění odpadních vod. Popsat hlavní druhy mokřadní vegetace, které se nejčastěji využívají. Zaměřit se na kumulaci těžkých kovů v rostlinách a popsat chemismus těžkých kovů v mokřadní vegetaci. Vyhodnotit literární údaje o kumulaci těžkých kovů a tyto údaje porovnat s údaji, které jsou dostupné ze zkoumání rostlin vyskytujících se na přirozených mokřadech.

1 Přírodní způsoby čištění odpadních vod

Do široké skupiny přírodních způsobů čištění odpadních vod patří půdní filtry bez vegetace a s vegetací, závlaha odpadními vodami, kejdou, tekutými stabilizovanými kaly, stabilizační nádrže, bioeliminátory, akvakultury a vegetační kořenové čistírny.

V současné době je pozornost věnována především menším zařízením do 2000 EO. Jsou to především půdní filtry, stabilizační nádrže a **kořenové čistírny**.

Přehled přírodních způsobů čištění uvádí Tabulka 1.

Tabulka 1, Přehled přírodních způsobů čištění (Šálek et Tlapák, 2006)

Druh přírodního způsobu čištění	Možnosti využití zařízení
Půdní filtry	
• Vertikální filtry bez vegetace	Čištění a dočištění komunálních OV
• Vertikální filtry s vegetací	Čištění a dočištění komunálních OV
Vegetační kořenové čistírny (půdní filtry s mokřadní vegetací)	
• Horizontální podpovrchové proudění	Čištění komunálních OV a dočištění OV
• Vertikální s prouděním směrem dolů	Čištění a dočištění komunálních OV – celoroční
• Vertikální s prouděním směrem nahoru	Čištění a dočištění komunálních OV – v letním období
Biologické nádrže (součást stabilizačních nádrží)	
• Aerobní nízkozatěžované	Čištění znečištěných povrch.vod a komunál.OV
• Aerobní vysokozatěžované	Čištění OV v klimaticky příznivých podmínkách
• Aerobní průběžně provzdušňované	Intenzivní čištění OV při celoročním provzdušňování
• Dočišťovací	Dočištění OV za umělými stupni čištění OV
• Fakultativní	Přechodné z anaerobního do aerobního procesu
• Anaerobní průtočné	Anaerobní čištění předřazené aerobnímu čištění
• Anaerobní sedimentační	Prodloužená sedimentace v zemních nádržích
• Anaerobní akumulací	Čištění odpadních vod kampaňových producentů

Akvakultury a bioeliminátory	
• Nádržní akvakultury	Čištění a dočištění OV okřehky a řasami
• Kombinace akvakultur s vegetací	Čištění komunálních a vybraných průmyslových OV
• Bioeliminátory	Čištění OV ve žlabech s přepážkami z nárostů
Průtočné žlaby	
Průtočné žlaby s mokřadní vegetací	Čištění a zejména dočištění OV za ČOV
Závlaha odpadními vodami (min.mechanicky čištěnými)	
• Závlaha komunálními OV	Vegetační závlahy až celoroční provoz závlah
• Závlaha průmyslovými OV	Vegetační provoz závlah OV potravinář.průmyslu
• Závlaha zemědělskými OV	Vegetační závlahy silážními a provozními OV

Pro přírodní způsoby čištění odpadních vod nejsou vhodné odpadní vody s vysokým obsahem organického znečištění a zvýšeným obsahem tuků, olejů, extrémně kyselé a zásadité důlní a průmyslové odpadní vody, odpadní vody obsahující toxické látky překračující mez toxicity, především s obsahem ropných derivátů, nadlimitním obsahem tenzidů, pesticidů a radioaktivních látek (Šálek et Tlapák, 2006).

1.1 Aspekty přírodních způsobů čištění

K přednostem přírodních způsobů čištění, jejichž výčet uvádí Tabulka 1, patří využívání samočisticích procesů běžně probíhajících ve vodním a půdním prostředí za spolupůsobení vodní a mokřadní vegetace.

Všechna uměle vytvářená zařízení, která využívají tyto přírodní procesy, se velmi dobře začleňují do okolní krajiny. Jejich technologie čištění je ve srovnání s klasickými čistírnami jednoduchá a rovněž náklady na pořízení a provoz jsou menší.

Mají velmi dobrý čistící účinek, který se za dodržení určitých podmínek obsluhy a údržby téměř nemění. Dobře snášejí nárazové přetížení balastními vodami a vyznačují se schopností přerušit provozu. Je možné též čistit odpadní vody nízko organicky zatížené, které není možno čistit umělými způsoby. Přispívají k úpravě mikroklimatu a podílejí se na vytváření vodních a mokřadních biotopů.

Slabou stránkou přírodních způsobů čištění může být velká náročnost na plochu filtračních polí. Stále diskutovanou otázkou je nižší míra účinnosti při odstraňování amoniakálního dusíku, protože ve filtračním poli převažuje výrazně bezkyslíkaté prostředí. Pokračující výzkum a sledování se rovněž věnuje účinnosti odstraňování těžkých kovů. Výsledky těchto sledování slouží k vyhodnocování rizik pro životní prostředí.

2 Ukazatele znečištění odpadních vod

Odpadní voda je voda znečištěná lidskou činností a z hlediska svých změněných vlastností fyzikálních, chemických a biologických je nevyhovující a nelze ji použít k původnímu účelu. Je odváděna kanalizací a zpracovávána v čistírnách odpadních vod. Vyčištěná voda je pak z čistíren odváděna do vodních toků nebo nádrží. Cílem čištění vody je uvedení do stavu srovnatelného se stavem a kvalitou vody v přírodě.

Odpadní vody jsou směsí nejrůznějších druhů organických látek. Jedná se o látky rozpuštěné, anorganické i organické, a nerozpuštěné, rovněž anorganické i organické. Množství specifického znečištění splaškových vod je obsaženo v Tabulce 2.

Tabulka 2 Množství specifického znečištění splaškových odpadních vod v g/den/1 EO (Švehla P. et al., 2007)

Látky	Ukazatel specifického znečištění						
	Látky			Ostatní			
	Minerální	Organické	Veškeré	BSK ₅	CHSK	N _{celk.}	P _{celk.}
Nerozpuštěné usaditelné	10	30	40	20	40	1	0,2
Nerozpuštěné neusaditelné	5	10	15	10	20	-	-
Rozpuštěné	75	50	125	30	60	10	2,3
Celkem	90	90	180	60	120	11	2,5

Posuzuje se míra schopnosti těchto látek biologicky se rozkládat. Pestrý charakter znečišťujících látek naznačuje, že neexistuje jediný univerzální proces vedoucí k odstranění všech látek. Čištění odpadní vody tak představuje celou řadu různých na sebe navazujících procesů.

K ukazatelům míry znečištění odpadní vody patří stanovení množství kyslíku, který je potřeba na oxidaci organických látek ve vodě. Metoda používající chemické oxidace se nazývá chemická spotřeba kyslíku (CHSK) a metoda založená na biochemické oxidaci se nazývá biochemická spotřeba kyslíku (BSK). Tyto metody stanovení znečištění odpadních vod se používají od roku 1908.

2.1 Biochemická spotřeba kyslíku

Ukazatel biochemické spotřeby kyslíku (BSK) vyjadřuje množství kyslíku spotřebovaného mikroorganismy při biochemických procesech rozkladu organických látek ve vodě za aerobních podmínek. Je nejvýznamnější složkou pro posouzení kvality odpadní vody, průměrné BSK₅ je u městské odpadní vody 150 až 400 mg na litr. Udává se v hodnotách mg/l a za symbol se připojuje index (např. BSK₅) (Švehla P. et al.,2007). Ten vyjadřuje délku trvání rozkladného procesu.

2.2 Chemická spotřeba kyslíku

Ukazatel chemické spotřeby kyslíku vyjadřuje množství oxidovatelných organických látek při chemické oxidaci.. Oxidace se provádí většinou dichromanem nebo manganistanem draselným. Podle druhu přidaného oxidačního činidla se potom uvádí index, např. $CHSK_{Cr}$ (Švehla P. et al., 2007).

2.3 Ostatní ukazatele znečištění

K hodnocení míry znečištění odpadní vody se stanovuje ještě např. obsah všech znečišťujících látek, organických i anorganických, koncentrace rozpuštěných a nerozpuštěných látek, celková salinita, koncentrace amoniakálního dusíku a koncentrace celkového dusíku a fosforu, při jejichž vysoké koncentraci dochází k umělé eutrofizaci vody.

Eutrofizace vody je jedním z hlavních důvodů potřeby snižovat s velkou účinností obsah dusíku a fosforu ve vypouštěné odpadní vodě z čistíren do recipientů.

2.4 Produkce znečištění

K popisu míry znečištění je používána hodnota znečištění od jednoho ekvivalentního obyvatele (EO).

Pro výpočet počtu ekvivalentních obyvatel se používá hodnota specifického znečištění $BSK_5 = 60$ g produkovaných jedním obyvatelem za den (Švehla P. et al., 2007).

Ukazatel EO se vypočítává z maximálního průměrného týdenního zatížení na přítoku do ČOV během roku s výjimkou neobvyklých situací, přívalových dešťů a povodní (Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. v platném znění).

Na 1 obyvatele a den připadá přibližně 150 litrů produkce odpadní vody. Poměr $CHSK : BSK_5$ je přibližně 2 : 1 (Švehla P. et al. 2007).

Z organických látek jsou v odpadních vodách splaškových zastoupeny bílkoviny, sacharidy a tuky, sacharidy tvoří velký podíl z rozpuštěných organických látek. Produkce tuků bývá 15 g na obyvatele a den (Švehla P. et al., 2007). Značný podíl jsou metabolity člověka, močovina obsahuje až 46,6 % dusíku, který se rozkládá snadno za tvorby amoniaku. Fosfor se vyskytuje v metabolitech ve fosfátové formě (fosforečnany) a menší část je vázána do organických sloučenin (Švehla P. et al. , 2007).

3 Kořenové čistírny odpadních vod

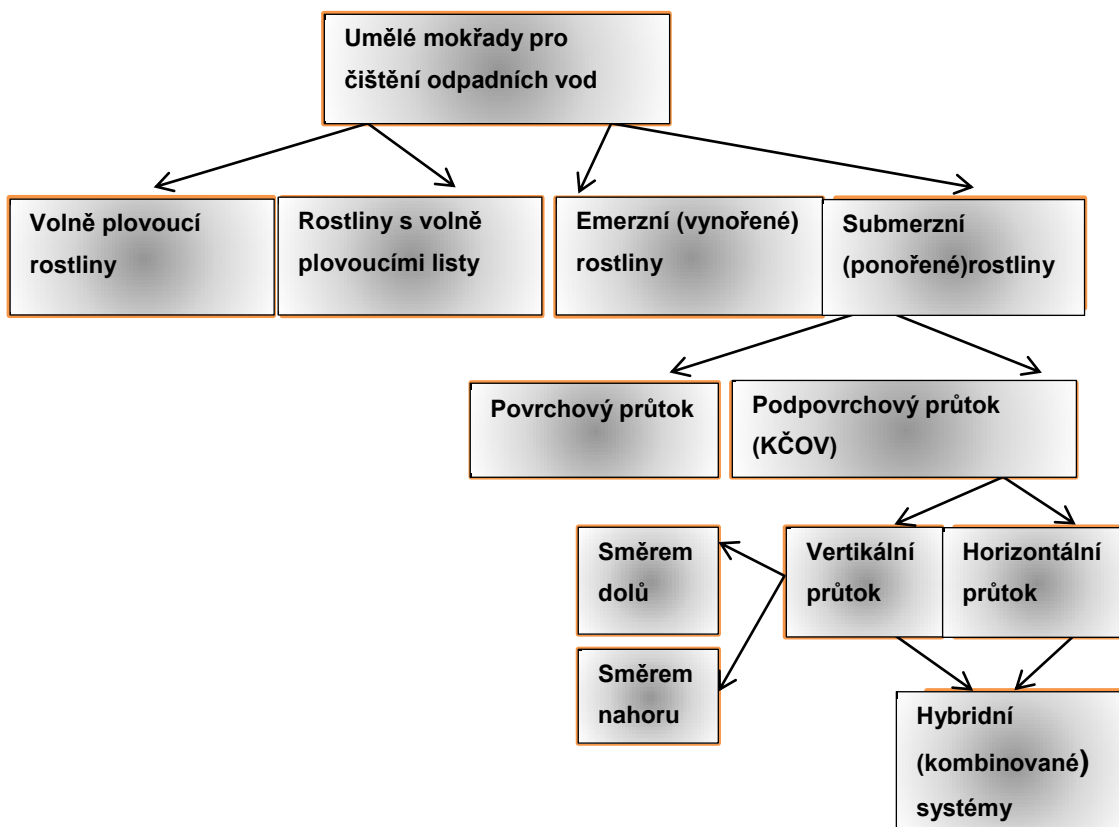
Kořenové čistírny patří do skupiny uměle vytvářených mokřadů pro čištění odpadních vod, jejichž začlenění ve skupině znázorňuje schéma na Obrázku 1.

Kořenové čistírny odpadních vod také nazývané vegetační kořenové čistírny, rostlinné ČOV, půdní filtry s vegetací, patří k nejrozšířenějším typům přírodních způsobů čištění odpadních vod (Mlejnská et al., 2009)

Název “ kořenové čistírny“ vznikl z angl. „Root Zone Method“ , jako pojmenování pro umělý mokřad s horizontálním podpovrchovým prouděním vody, které se používalo v 70. a 80.letech 20.století (Vymazal, 1995).

Umělé mokřady jsou definovány jako uměle vytvořený komplex zvodnělého nebo mělce zaplaveného zemního lože, emerzní, submerzní nebo plovoucí vegetace, živočichů a vody, který napodobuje přirozené mokřady pro praktické využití (Vymazal, 1995).

První pokusy s využitím umělých mokřadů byly prováděny v Německu v 50.letech 20.století. pro různě znečištěné odpadní vody. První kořenová čistírna pro splaškové vody začala pracovat v roce 1974 v Německu (Vymazal, 1995).



Obrázek 1, Schéma-základní rozdělení typů umělých mokřadů (Vymazal,2004)

Rozdíl mezi jednotlivými typy umělých mokřadů je v použití rostlin a v jiném mechanismu přivádění vody na filtrační pole.

Výsledkem toho je různá účinnost čištění. Čistírny s vertikálním průtokem (Obrázek 2) mají menší nároky na plochu, jen 1 – 2 m² na 1 EO a vyšší účinnost při odstraňování amoniaku a fosforu. Vzhledem k přerušovanému přivádění vody na filtrační pole a dodržování intervalů mezi napouštěním, mají ale vyšší nároky na obsluhu a vyžadují zařazení obslužných mechanických zařízení, čerpadel a rozvodných zařízení.



Obrázek 2 Umělý mokřad s vertikálním průtokem – součást kombinovaného systému pro čištění průsaků ze skládky odpadu v Portugalsku (foto Vymazal)

Nejvíce využívaným typem kořenové čistírny je čistírna s horizontálním podpovrchovým prouděním nebo zařízení s kombinovaným uspořádáním (Obrázek 3). Nejvíce kořenových čistíren je provozováno v Německu (50 tis.) a USA (10 tis.) (Vymazal et Kröpfelová, 2008). Systém byl vyvinut v 70.letech minulého století v Německu a první čistírna tohoto typu byla uvedena do provozu v roce 1974 ve městě Othfresen, přičemž první pokusy byly prováděny již v 60.letech (Vymazal, 1995).



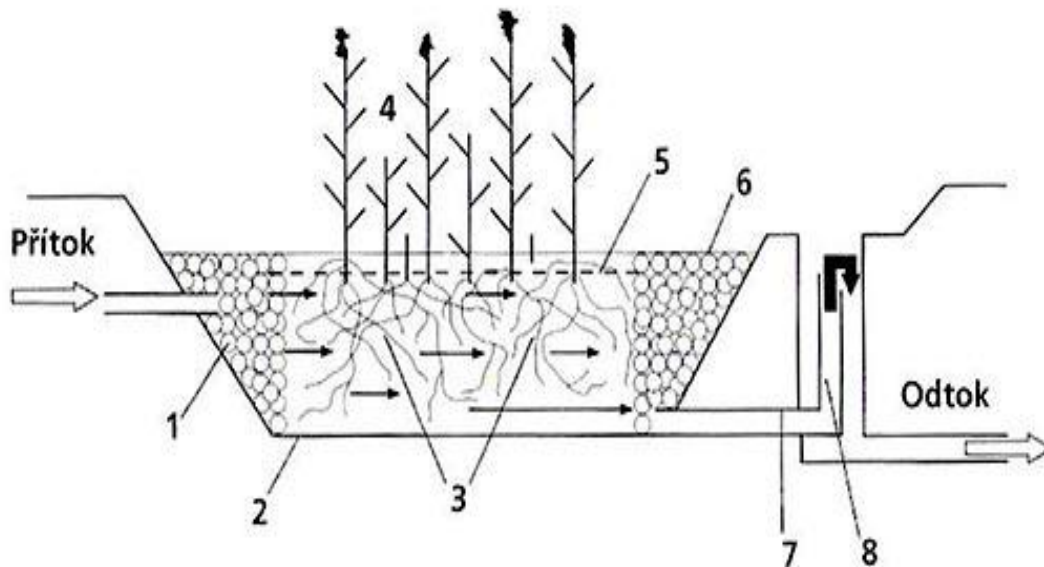
Obrázek 3 Kombinovaný systém v čínském Yantianu pro společné čištění městských splašků a průmyslových odpadních vod (foto Vymazal).

První kořenová čistírna u nás byla uvedena do provozu v roce 1989. Do roku 2009 bylo u nás zprovozněno na 250 KČOV, z nichž nejvíce je jich určeno pro zdroje znečištění do 20 EO a pro malé obce pro 100 – 500 EO. Největší kořenové čistírny jsou v Osové Býtišce (1000 EO) a Spáleném Poříčí (1400 EO) (Kröpfelová et Vymazal, 2008).

Téměř všechny doposud navržené a zprovozněné KČOV v ČR byly navrhovány jako **horizontální s podpovrchovým prouděním (Obrázek 4)**, jejichž jednoduchý průřez znázorňuje Obrázek 5.



Obrázek 4 KČOV Mořina u Berouna (foto Vymazal)



Obrázek 5 Schéma KČOV (Vymazal, 2004)

1-Distribuční zóna (kamenivo), 2- nepropustná bariéra (PE nebo PVC),
 3- filtrační materiál (kamenivo různých frakcí), 4- vegetace, 5- výška vodní
 hladiny v koř.loži nastavitelná v odtokové šachtě, 6- odtoková zóna (shodná
 s distribuční), 7- sběrná drenáž, 8- regulace výšky hladiny

3.1 Princip čištění odpadních vod

Kořenové čistírny využívají čistící procesy mokřadního prostředí za spolupůsobení vodních makrofyt. Tyto procesy zahrnují přírodní systémy mechanických, fyzikálně-chemických, chemických a biologických procesů probíhajících ve filtračních vrstvách za spolupůsobení rostlin. Čištění vod je realizováno procesem biologické filtrace přes kořenová pole mokřadních rostlin vyplněná filtračním materiálem, nejčastěji štěrkem různých frakcí. Doporučuje se vždy použít jen jednu frakci (Vymazal, 2004).

3.1.1 Základní procesy

V mokřadních půdách převažují anaerobní podmínky, hydrologický režim se pohybuje od stálé saturace k občasnému zaplavení. Půdní prostředí je izolováno od atmosférického kyslíku a dochází ke změně prostředí z oxidačního a aerobního na anaerobní a redukční. Mokřady jsou většinou hlavním redukčním ekosystémem v krajině a jako takové mají velký potenciál při přeměně živin a jiných materiálů (Vymazal, 1995).

3.1.2 Čistící procesy v mokřadním prostředí

V mokřadním prostředí dochází k těmto dějům (Šálek et Tlapák 2006; Mlejnská et al., 2009)(Tabulka 3):

- Fyzikálně-chemické – adsorpce
- Fyzikální – sedimentace a filtrace
- Chemické – srážení sloučenin, rozklad méně stabilních látek, oxidace, redukce
- Biologické – zajišťují mikroorganismy (bakterie) – rozklad dusíkatých látek (štěpení aminokyselin, přeměna organického dusíku na amonné ionty), nitrifikace a denitrifikace, rozklad tuků, celulozy, škrobů a cukrů, rozklad organických a anorganických sloučenin fosforu

Tabulka 3, Přehled čistících procesů v mokřadním prostředí vegetačních kořenových čistíren (Šálek et Tlapák, 2006)

Mechanismy čištění	Nerozp. látky	Koloidní látky	BSK ₅	Dusík	Fosfor	Těžké kovy	Organ. látky	Bakterie
Fyzikální procesy								
Sedimentace	P	S	V	V	V	V	V	V
Filtrace	S	S	S					S
Adsorpce		S						
Chemické procesy								
Srážení					P	P		
Adsorpce				P	P	P	S	
Rozklad						P	P	
Biologické procesy								
Bakteriální metabolismus		P	P	P			P	S
Rostlinný metabolismus							S	S
Příjem miner.látek				P	P	P		
Rostlinná adsorpce				S	S	S	S	

Mechanismy odstraňování: P – primární, S – sekundární, V – vedlejší

3.1.3 Čistící procesy v půdním prostředí

Čistící procesy v půdním prostředí využívají čistící schopnost porézního filtračního prostředí. Jsou jimi procesy fyzikální, fyzikálně - chemické, chemické a biologické. Z fyzikálních procesů je určující hlavně filtrace a sedimentace. Rychlost filtrace závisí na zrnitostním složení půdy, struktuře, textuře, porovitosti, množství nerozpuštěných látek v odpadní vodě a jejich vlastnostech (Šálek et Tlapák,2006).

Z fyzikálně-chemických procesů je třeba zmínit vazbu látek na sorpční komplex půdy. Schopnost a síla vazby , tedy čistící účinek půdy, závisí na velikosti podílu organické a jílovité hmoty půdy. Dochází k vazbě např. amoniaku, draslíku, vápníku, hořčíku a dalších (www.enwiki.cz) .

Chemické procesy jsou určovány množstvím kyslíku v půdě, dochází k rozkladným procesům a vzniku dusičnanů, které pokud nejsou využity rostlinami vyplavují se do podzemních vod (Vymazal, 1995).

Biologické procesy ovlivňují a usměrňují sorpční schopnost půdy. Zajišťují je bakterie, které uskutečňují rozklad organické hmoty.

3.2 Účinnost čištění KČOV

Kořenové čistírny jsou navrhovány především pro odstraňování organických a nerozpuštěných látek. Dochází také k eliminaci dusíku a fosforu. Tyto parametry však nejsou z malých zdrojů znečištění limitovány a údajů o odstraňování dusíku a fosforu je méně ve srovnání s údaji o odstraňování organických a nerozpuštěných látek (Vymazal et al., 2008). Stopové prvky včetně těžkých kovů a dalších rizikových prvků nejsou téměř sledovány a informace se omezují na Belgii a Českou republiku (Vymazal et al.,2008). Čistící účinek velmi úzce souvisí s mírou znečištění přiváděné odpadní vody a s klimatickými podmínkami, rovněž se stavem a kvalitou vegetace a celkovým zatížením čistírny. Opomenout se nedá ani typ kanalizace, která odpadní vodu k čistírně přivádí.

Účinnost čištění znamená úbytek znečištění odpadních vod v %. Ukazatele a hodnoty přípustného znečištění povrchových a odpadních vod upravuje Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. v platném znění, které stanoví hodnoty nejvýše přípustných hodnot ukazatelů znečištění odpadních vod pro povolení k vypouštění do vod povrchových. Hodnoty v Tabulce 4 jsou emisní standardy, které stanoví přípustné (p) a maximální (m) hodnoty koncentrací v jednotlivých vzorcích, a hodnoty průměru koncentrace znečištění za kalendářní rok ve vypouštěných odpadních vodách v mg/l. Uvádí je v Příloha č.1a Nařízení vlády č.61/2003 Sb., v platném znění, pro různé kategorie ČOV:

Tabulka 4, Emisní standardy, Nařízení vlády č.61/2003 Sb, Příloha č.1a

Kategorie ČOV(EO)	CHSK		BSK ₅		NL		N-NH ₄ ⁺ průměr	N _{celk.}		P _{celk.}	
	p	m	p	m	p	m		průměr	m	průměr	m
<500	150	220	40	80	50	80	-	-	-	-	-
500-2000	125	180	30	60	40	70	20	40	-	-	-
2001-10000	120	170	25	50	30	60	15	30	-	10	10
10001-100tis.	90	130	20	40	25	50	-	15	30	-	2
>100tis.	75	125	15	30	20	40	-	10	20	1	3

Hodnoty ukazatelů koncentrací pro amoniak jsou platné pro období, ve kterém je teplota odpadní vody na odtoku > 12 °C; teplota se považuje za > 12°C, pokud z pěti prováděných měření v průběhu dne byla tři měření při teplotě >12°C.

V Tabulce 5 jsou uvedeny výsledky ze sledování více než 60 kořenových čistíren v období 1989-2007 a je z ní patrné, že hodnoty na odtoku jsou výrazně pod limitem přípustných hodnot stanovených v Nařízení č.61/2003: **BSK₅ 40 mg/ l, CHSK 150mg / l a NL 50 mg / l. Účinnost čištění pro organické a nerozpuštěné látky se pohybuje kolem hodnoty 80.**

Tabulka 5.Vyhodnocení účinnosti odstraňování org. a nerozp.látek v kořenových čistírnách v ČR za období 1989-2007. Hodnoty v mg/l , n=počet ročních průměrů, KČOV = počet čistíren (Vymazal,2009)

	BSK ₅			CHSK			NL		
	Přítok	Odtok	Účinnost v %	Přítok	Odtok	Účinnost v %	Přítok	Odtok	Účinnost v %
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	1,0		9,2	2,6		5,0	0,9	
Max	2540	114		8500	238		4230	262	
N	382	382		358	358		374	374	
KČOV	66			63			66		

3.2.1 Dusík a fosfor

Dusík se ve splaškových vodách vyskytuje především ve formě amoniakální a na jeho odstranění se podílejí aerobní bakterie. Pokud má být toto znečištění výrazně eliminováno, je potřeba aby prostředí bylo více zásobeno kyslíkem. To je limitováno přestupem kyslíku z atmosféry do filtračního lože, neboť přestup kyslíku do vodou nasyceného filtračního lože je velmi pomalý. K horší účinnosti při odstraňování dusíku dochází v souvislosti s větším zatížením kořenové čistírny. Pokud je odstranění amoniaku hlavním cílem, nejsou KČOV vhodným způsobem pro čištění takto znečištěných vod, protože účinnost odstranění amoniaku se pohybuje kolem 30%. Tabulka 6 tuto skutečnost dokazuje (Vymazal, 1995).

Tabulka 6, Vyhodnocení účinnosti odstraňování živin v kořenových čistírnách v ČR za období 1989-2007. Hodnoty v mg/l, n=počet ročních průměrů, KČOV = počet kořenových čistíren (Vymazal, /2009)

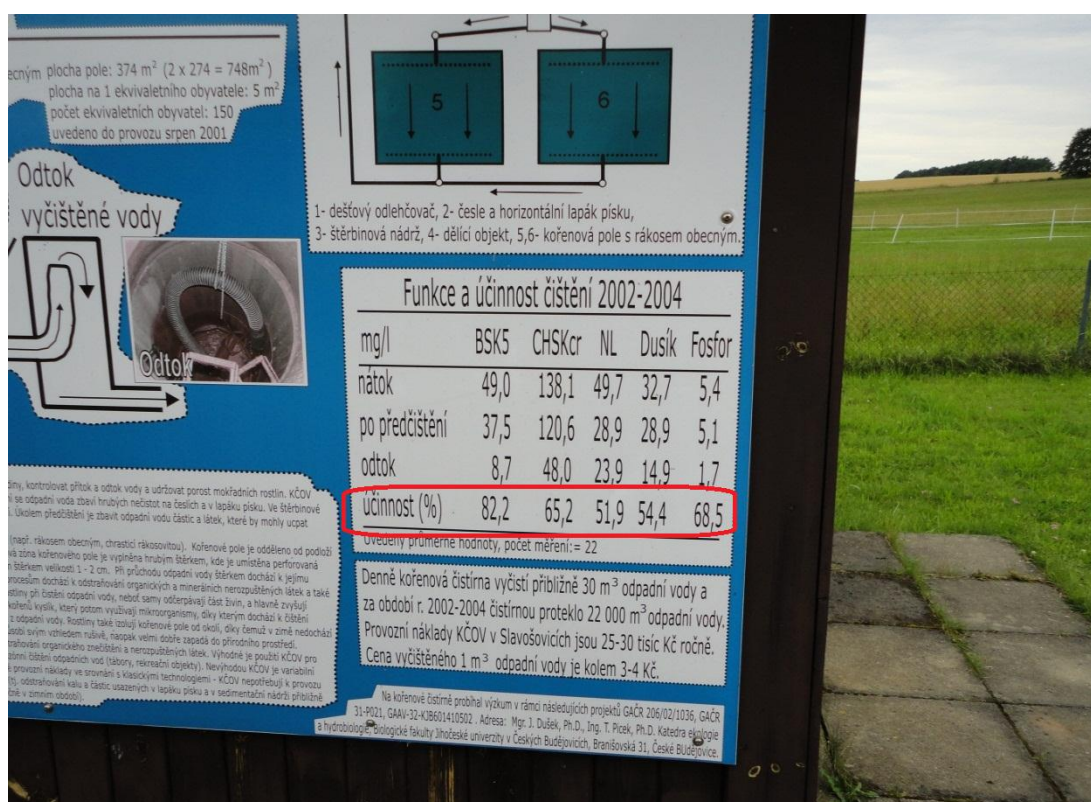
	P _{celk.}			N _{celk.}			NH ₄ ⁺ - N		
	Přítok	Odtok	Účinnost v %	Přítok	Odtok	Účinnost v %	Přítok	Odtok	Účinnost v %
Průměr	6,8	3,9	33,5	49,8	25,4	44,9	31,3	18,8	30,4
Medián	5,3	3,0	36,1	38,8	23,5	47,1	25,9	16,9	34,4
Min.	0,4	0,01		8,0	0,5		1,9	0,1	
Max.	34	21,1		158	76,7		153	80	
N	222			81			260		
KČOV	50			22			53		

Účinnost odstraňování fosforu (Tabulka 6) je také nízká. Je potřeba ho srážet nebo adsorbovat a tuto schopnost používané šterkové frakce nemohou zajistit pro nesplnění sorpční schopnosti. Pokud je cílem odstranění fosforu, je třeba kořenové čistírny modifikovat ve smyslu typu filtračního materiálu, kterým by mohly být strusky, zeolit nebo termicky expandované jíly (Vymazal, 2009).

Nařízením vlády č. 61/2003 Sb. nejsou koncentrace dusíku a fosforu pro zdroje do 500 EO limitovány. Z toho důvodu není odstranění dusíku a fosforu z malých zdrojů znečištění hlavním cílem.

Informační tabule KČOV Slavošovice (Obrázek 6) však dokládá, že účinnost odstraňování dusíku a fosforu může být různá a hodnoty účinnosti kolem 30% nemusí platit vždycky. KČOV Slavošovice je navržena pro 150 EO a celková plocha filtračních polí je 983 m² (Kröpfelová et Vymazal, 2008), z toho plyne, že plocha pole pro 1 EO je 6,5 m² a to je víc než je průměrná návrhová plocha na 1 EO (5m²). Velmi záleží také na koncentraci organických a nerozpuštěných látek a na druhu

kanalizace, v případě Slavošovic jde o jednotnou, splaškové vody tedy mohou být i velmi naředěné. Je zde demonstrována přímá souvislost se zatížením čistírny, velikostí kořenových polí i druhem kanalizace.



Obrázek 6, Informační tabule KČOV Slavošovice (foto Borovcová)

3.2.2 Bakteriální znečištění a těžké kovy

Kombinací biologických, fyzikálních a chemických procesů dochází k odstraňování bakteriálního znečištění, jehož účinnost je poměrně vysoká a je srovnatelná s účinností klasických čistíren.

V poslední době je však stále diskutovanou otázkou výskyt těžkých kovů v odpadních vodách a jejich možné odstraňování v kořenových čistíčkách.

Bylo zjištěno, že účinnost odstraňování těžkých kovů je poměrně vysoká, že jejich kumulace v nadzemních orgánech rostlin je minimální a že většina zadržovaných prvků je uložena v sedimentech. A pokud dochází k transportu do nadzemních částí, závisí tento proces na druhu kovu, rostliny a stavu prostředí (Weis et Weis, 2004).

Z toho důvodu není třeba považovat nadzemní biomasu po posekání filtračních polí za nebezpečný odpad. I v případě, že jsou některé prvky akumulovány v nadzemní biomase rostlin, jedná se totiž také o významný aspekt v možnostech odstraňování těžkých kovů z odpadní vody, protože nadzemní biomasa se odstraní sklizením.

Tabulka 7 představuje ilustrativně úbytek těžkých kovů porovnáním jejich obsahu v přítoku na kořenovou čistírnu a odtokem vyčištěné vody do recipientu. Záleží na formě výskytu kovu a jeho dostupnosti pro rostlinu a momentálním stavu prostředí v kořenové zóně. Záporné hodnoty jsou výsledkem mechanismu, kdy je naopak kov uvolňován do vody).

Tabulka 7 Průměrná eliminace v % některých sledovaných prvků na KČOV Mořina a Břehov (Kröpfelová et Vymazal, 2008)

Prvek	Eliminace v %	Prvek	Eliminace v %	Prvek	Eliminace v %	Prvek	Eliminace v %
Hliník	90,0	Chrom	55,1	Stříbro	37,8	Kobalt	8,3
Zinek	78,3	Barium	54,1	Selen	33,6	Stroncium	5,9
Uran	72,4	Železo	53,1	Nikl	27,7	Mangan	-22,1
Antimon	71,5	Gallium	50,5	Vanad	23,8	Arsen	-56,6
Měď	66,5	Kadmium	49,3	Rubidium	23,4		
Olovo	62,6	Cín	46,6	Lithium	18,9		
Molybden	56,1	Rtuť	38,6	Bor	15,0		

3.3 Návrhové parametry

Návrhové parametry jsou obecně popsány normou ČSN 75 6402 (v kategorii ČOV do 500 EO) a je to jediná norma, která se v části „Vegetační čistírny“ okrajově a všeobecně věnuje parametrům těchto čistíren.

3.3.1 Předčištění

Pro úspěšný provoz a ekonomicky nezatěžující používání kořenové čistírny je nutným předpokladem dobré mechanické předčištění vedoucí k eliminaci nerozpuštěných látek. Ty by způsobovaly zanášení filtračních polí, jejich ucpávání (kolmaci) a docházelo by k riziku povrchového odtoku odpadní vody.

Pro malé zdroje (do 50 EO) postačí jednoduchý septik nebo sedimentační nádrž. Pro větší zdroje je výhodnější kombinace česle a štěrbinové nádrže (Obrázek 7 a 8) se zajištěním pravidelného odčerpávání kalu. Mlejnská et al.(2009) uvádí, že štěrbinová nádrž je v současné době nejčastějším typem usazovací nádrže. Pokud jsou odpadní vody přiváděny jednotnou kanalizací, musí se zařadit lapák písku a štěrku pro dešťové smyvy a přívodní potrubí opatřit dešťovým přelivem (Vymazal, 1995).



Obrázek 7, Česle a štěrbinová nádrž, KČOV Dříteň (foto Borovcová)



Obrázek 8 Lapák písku, česle a štěrbinová nádrž na KČOV Petrovice u Havl.Brodu (foto Vymazal)

3.3.2 Filtrační pole

V počátcích budování kořenových čistíren bylo navrhováno pouze jediné pole a příliš se nehledělo na jeho velikost. Zkušenosti z provozu čistíren v Dánsku

v 80. letech ukázaly, že je třeba vodu rozvést po celé ploše a to mnohdy nebylo optimálně splněno. Jediné pole je sice nejjednodušší a nejlevnější, ale doporučuje se jen pro malé průtoky (0,5 l / s). Výhodné jsou paralelní plochy, protože v případě výpadku jedné plochy je využita další. Jinou možností je zapojení ploch v sérii, které pak umožňuje použití různých druhů substrátů ve smyslu velikostí štěrkových frakcí. V praxi se často využívá zapojení paralelních ploch do série (Obrázek 9). Kořenová pole se také často doplňují malými nádržemi z důvodu prokysličování vod a těkání amoniaku (Mlejnská et al., 2009).

Velikost kořenového pole je navrhována průměrně 5,1 m² na 1 EO, tato hodnota vychází z rovnice prvního řádu pro pístový tok při odstraňování BSK₅ (Vymazal, 2004). Filtrační pole je vždy dimenzováno tak, aby bylo zajištěno odstranění organických a nerozpuštěných látek. Rozměr kolem 5 m² potvrzuje i Mlejnská et al., plochy těchto velikostí jsou navrhovány i v Rakousku, Německu, Dánsku, Itálii a Velké Británii.



Obrázek 9, Paralelní pole zapojená v sérii, Čistá u Rakovníka (foto Borovcová)

Půdorysným uspořádáním je většinou pravidelný tvar, poměr šířky k délce se volí v rozmezí 1:1 nebo 1:2 (Vymazal, 1995), tvar může být ale i kruhový nebo jiného nepravidelného tvaru, podle místních podmínek (Šálek et Tlapák, 2006). Hloubka filtračního lože je kolem 60-80 cm (Vymazal, 2004).

4 Mokřadní rostliny

Vodní a mokřadní rostliny jsou mezi cévnatými rostlinami svým způsobem výjimečné. Kvůli relativně jednotným stanovištním podmínkám zaujímají často velké areály, zasahující přes několik vegetačních pásů, zejména vodní rostliny pak často vyhovují definici termínu kosmopolitní, chybějí pouze v arktických, vysokohorských a aridních oblastech a zóně tropických deštných lesů. Díky stále se zmenšujícímu počtu vhodných stanovišť patří v rostlinné říši mezi nejohroženější (Štech,2007).

Koncem 20.století začala vystupovat do popředí nutnost jejich ochrany v souvislosti se zachováním dalších mokřadních ekosystémů, např. ptactva, obojživelníků i bezobratlých. Tím, že odčerpávají velké množství živin z prostředí, přispívají ke zlepšování čistoty vody a právě toho je druhotně využíváno v kořenových čistírnách odpadních vod.

Vodní a mokřadní vegetaci lze rozdělit do 3 formačních skupin (Chytrý, 2011):

□Vodní vegetace (formační skupina V) zahrnuje porosty ponořených nebo na vodě plovoucích makrofytů, případně obojživelných druhů, které značnou část životního cyklu prožijí pod vodou, ale mohou přežívat i na obnaženém dně

□**Mokřadní vegetace v užším pojetí** (bez pramenišť a rašelinišť; formační skupina M) se vyvíjí na stanovištích zaplavených mělkou vodou, nebo tam, kde se střídá období záplav s obdobím poklesu vodní hladiny na úroveň nebo pod úroveň půdního povrchu. Pro vývoj různých typů mokřadní vegetace je rozhodující střídání období zaplavení a poklesu vodní hladiny a délka těchto období.

□Prameništní a rašeliništní vegetace (formační skupina R) se vyznačuje zamokřením, které je v průběhu roku dosti stabilní. Stanoviště jsou chudá na živiny, zejména dusík a fosfor, vyvíjí se bohaté mechové patro a omezuje se rozklad odumřelých rostlinných zbytků, jejichž hromaděním vzniká slatina nebo rašelina.

V důsledku působení faktorů prostředí si mokřadní rostliny vytvořily morfologické adaptace. Umožňují jim vypořádat se s nedostatkem kyslíku v důsledku stálého zaplavení půdy. Mají silnější listy a stonky, větší listy a vytvářejí hustou síť oddenků, která nedovolí jiným druhům proniknout na jejich stanoviště.

Jejich základními vlastnostmi je rychlý růst a tvorba velkého množství biomasy, rozsáhlý kořenový aparát, dlouhotrvající vegetační klid podzemních orgánů při nepříznivém období a přerušení klidu semen při příznivých podmínkách pro klíčení (Vymazal, 1995).

4.1 Funkce rostlin v KČOV

Role mokřadní vegetace v kořenových čistírnách byla ještě v nedávné minulosti předmětem rozsáhlých diskusí, kvůli základním předpokladům funkce vodních rostlin v čistírnách, zejména pak kvůli zajištění dostatečného množství kyslíku v kořenové zóně, aby docházelo k aerobnímu rozkladu organických látek. Ve skutečnosti však dochází převážně k anaerobním procesům, protože kyslík je obsažen pouze v blízkosti kořenů a oddenků (Vymazal, 1995).

Rostliny plní v KČOV tyto funkce :

- Zateplení kořenových polí v zimním období – není proto narušen čistící účinek a KČOV nezamrzá (Vymazal, 1995)
- Poskytování podkladů (kořeny a oddenky) pro vytvoření životních podmínek mikroorganismů – bakterií, které jsou vázány na podzemní část rostlin a mohou čistící účinek při různých parametrech konkrétního prostředí ovlivňovat (Vymazal, 1995; Weis et Weis, 2004)
- Kořeny vylučují baktericidní alkaloidy (Vymazal, 1995)
- Dodávání kyslíku do kořenové zóny filtračních polí (Mlejnská et al., 2009)
- Poskytují organický uhlík potřebný pro denitrifaci (Vymazal, 1995)
- Odčerpávání živin a jejich následná kumulace pro tvorbu biomasy (Mlejnská et al., 2009), výrazně se tak podílejí na snížení potenciální eutrofizace vody (Šálek, Tlapák, 2006)
- Ochrana filtračního pole před erozí (Březinová, 2012)
- Estetické a krajínovotvorné důvody (Vymazal, 1995)

4.2 Hlavní druhy používané na KČOV

K osázení propustné výplně kořenových polí (šterky, písky) se v našich klimatických podmínkách nejčastěji používají následující druhy rostlin: (Mlejnská et al., 2009)

- **rákos obecný** (*Phragmites australis*)(Obrázek 10)

Je mezi rákosinami konkurenčně nejsilnějším druhem, jeho amplituda je dosti široká. Roste v eutrofních i oligotrofních vodách, vápníkem bohatých i kyselých vodách o hloubce až do 2 m, ale i na stanovištích vysychajících. Dorůstá výšky až 4 m, za příznivých klimatických podmínek může jeho výška dosáhnout až 6 m. Rozmnožuje se převážně vegetativně, dlouhým oddenkem a kořenem (Obrázek 11), který prorůstá do hloubky až 1,5 m (Vymazal, 1995). Klíčivost semen je velmi malá. Poměrně vysoké nároky na teplo omezují jeho výskyt ve větších nadmořských výškách. Je to nejproduktivnější mokřadní rostlina. Je značně tolerantní vůči teplotě, pH, organickému i anorganickému znečištění (Vymazal, 1995).



Obrázek 10, *Phragmites australis* (www.botany.cz)

Obrázek 11 Kořeny a oddenky
Phragmites australis (foto
Vymazal)



- **chrastice (lesknice) rákosovitá** (*Phalaris arundinacea*)(Obrázek 12 a 13)

Je vytrvalá a rákosu podobná tráva, která dorůstá výšky až 3 m. Její mohutný kořenový systém neprorůstá do tak velké hloubky jako u rákosu. Rychle se rozmnožuje semeny, i oddenky. Je tolerantní ke znečištění i promrzání, ale interval

optimálního pH je poměrně malý (6,1 – 7,5). Biomasa i produktivita je ve srovnání s rákosem výrazně nižší. Bývá někdy používána pro zpevňování půd ohrožených erozí.



Obrázek 12 *Phalaris arundinacea* (www.kvetenacr.cz)



Obrázek 13 *Phalaris arundinacea* na KČOV Příbraz (foto Kröpfelová)

Chrastice a rákos rostou velmi dobře a jejich nadzemní biomasa je srovnatelná s biomasou rostlin na přirozených stanovištích. Chrastice roste rychleji než rákos, dosahuje maximální biomasy již druhý rok po výsadbě, zatímco rákos třetí až čtvrtý rok (Mlejnská, 2009).

- **orobinec širolistý** (*Typha latifolia*) (Obrázek 14)
- **orobinec úzkolistý** (*Typha angustifolia*) (Obrázek 15)

Uplatňují se na živinami bohatých stanovištích a tam, kde se obnažuje dno. Mají lepší klíčivost semen než rákos. Je to vytrvalá rostlina, dorůstající výšky až 2,5 m. Má poměrně mělké, ale mohutné výběžkaté oddenky (Obrázek 16). Orobince jsou agresivní druhy a velmi konkurenčně silné. Rozmnožuje se velmi dobře oddenky a množí se úspěšně i semeny. Produkce biomasy je velká (Mlejnská et al., 2009). Toleruje široké koncentrace znečištění a pH od 2 do 10, proto je vhodný pro umělé mokřady, které čistí kyselá drenážní vody. Je rozšířený od nížin po horské oblasti pro stojaté a hlubší vody (Mlejnská et al., 2009).



Obrázek 14 *Typha latifolia*



Obrázek 15 *Typha angustifolia* (foto Vymazal)



Obrázek 16, Kořeny a oddenky *Typha latifolia* (foto Kröpfelová)

- **skřípínek jezerní** (*Schoenoplectus lacustris*)(Obrázek 17)

Skřípínek může růst ve srovnání s rákosem v hlubší vodě, ale jeho jemné stonky, vyplněné aerenchymem, jsou náchylnější k mechanickému poškození. Dorůstá výšky 0,8 – 3 m. V litorálním pásmu doprovází rákos. Je to kosmopolitní druh, roste po celém světě. Dorůstá výšky až 3,5 m. Lodyhy jsou bezlisté, květenství jsou na vrcholu lodyhy, mají nahnědlou barvu a jsou bohatě větvená. Bývá zakořeněn plazivým oddenkem a hustou sítí kořenů, které prorůstají až do hloubky 1 m. Dobře snáší zaplavení a je poměrně tolerantní k pH (4,6 – 9,5) (Vymazal, 1995).



Obrázek 17 *Schoenoplectus lacustris*(www.botany.cz)

- **Zblochan vodní** (*Glyceria maxima*)(Obrázek 18)

Je statná vytrvalá tráva, dosahuje výšky až 3 m, vyskytuje se v celé Evropě. Zakořeňuje plazivými oddenky v malých hloubkách. Listy má pochvaté, čepele ploché, až 2 cm široké. Kvete v bohatých latách, klásky jsou 3 až 5 květe. Vyskytuje se na silně eutrofních stanovištích, kde tvoří monodominantní porosty. Snáší dobře zaplavení až do 50 cm výšky. Má dlouhé vegetační období, při mírných zimách nemusí dojít k přerušení vegetace. Roste na březích stojatých vod a v močálech v nížinách i pahorkatinách (Mlejnská et al., 2009).



Obrázek 18, *Glyceria maxima* (www.botany.cz)

- **sítina rozkladitá** (*Juncus effusus*) (Obrázek 19)

Je jasně zelená vytrvalá tráva s krátkými oddenky. Dorůstá výšky až 1,5 m. Je rozšířená po celé Evropě, roste v Malé Asii i v Africe a na Sibiři. Lodyha je bez listů a má vždy jen jedno mnohokvěté květenství. Rozmnožuje se dělením i semeny. Je hojná i v horských nížinách (Mlejnská et al., 2009).



Obrázek19, *Juncus effusus* (www.botany.cz)

U nás je nejčastěji vysazovanou rostlinou v KČOV rákos obecný a chrastice rákosovitá. Bývají většinou vysazovány společně. Používají se sazenice bez kořenových balů. Rákos často chrastici přerůstá i přes to, že chrastice roste rychleji (Mlejnská et al., 2009). Obě tyto rostliny nezřídka doprovázejí další druhy, především plevelná kopřiva dvoudomá, v důsledku špatné péče o vegetační pokryv filtračních polí . Dalšími doprovodnými druhy na KČOV bývají vrbovka chlupatá, svízel přítula, sítina rozkladitá a orobinec širokolistý. Účinným bojem proti plevelným druhům může být dlouhodobější zamokření kořenového pole (Vymazal, 1995).

5 Těžké kovy

S rychlým rozvojem průmyslových technologií se stále více do popředí dostává otázka znečišťování životního prostředí toxickými kovy v mnohem větších koncentracích než je přirozené. A protože těžké kovy a některé rizikové prvky jsou nedílnou součástí odpadních vod a v městských a domovních splaškových vodách se nacházejí v poměrně malých koncentracích, nabízí se zde možnost využívat kořenové čistírny odpadních vod i k odstraňování těchto polutantů.

Zdrojem vstupu těžkých kovů do životního prostředí je spalování fosilních paliv, metalurgická výroba, výroba skla a cementu i spalování odpadů ve spalovnách. Ke kontaminaci přispívá automobilová doprava spalováním olovnatých pohonných hmot, těžké kovy jsou obsaženy v hnojivech, rtuť se dříve používala jako mořidlo na osivo. Jsou složkou insekticidů a nátěrových hmot. Zdrojem kovů ve vodách může být i potrubí, se kterým voda přichází do styku při jejím rozvádění.

5.1 Charakteristika těžkých kovů

Jako těžké kovy jsou označovány kovy, které mají hustotu vyšší než 5 g / cm^3 , nebo také tak, že jejich soli se srážejí sulfidem sodným za vzniku málo rozpustných sulfidů (Pitter,2009). Pojem „těžké kovy“ není ustálený, protože hmotnostní kritérium neplatí pro lehké kovy jako např. Se a Al, a proto se snáze a výstižněji používá označení „ toxické kovy“ (Cibulka,1993).

Dříve se pod pojmem „těžký kov“ rozumělo Pb, Hg, Cu, Cd a Cr, s dalšími poznatky o škodlivých účincích byla tato skupina postupně rozšířena o další prvky: Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Ag, Au, As, Sb, Te, Zr, Sn, Ga, In, Ge. Mezi těžké kovy se díky podobným účinkům na organismy řadí také Al a Se (Březinová, 2012).

Jako toxické kontaminanty životního prostředí jsou označovány Cd, Hg, Pb, As, Cr včetně org.sloučenin Sn, a jako rizikové Mn, Ni, Rn a V (Cibulka, 1993;Březinová 2012).

5.2 Vlastnosti, význam, rozdělení

Podle hygienické závadnosti lze toxické kovy rozdělit do těchto skupin (Pitter,2009):

- Toxické kovy a polokovy : Hg, Cd, Pb, As, Se, Be, V, Ni, Ba, Ag a Zn
- Kovy a polokovy s karcinogenními nebo teratogenními účinky : As, Cd, Cr^{VI}, Ni a Be
- Kovy a polokovy vykazující chronickou toxicitu: Hg, Cd, Pb a As
- Kovy ovlivňující organoleptické vlastnosti vody (chuť): Mn, Fe, Cu a Zn

Z hlediska toxicity mají velký význam Hg, Cd, Pb a As, protože zpomalují růst organismů a enzymatické procesy, a nepříznivě ovlivňují procesy v přírodních vodách a biologické procesy v čistírnách odpadních vod.

Toxicita kovů je závislá na teplotě, pH a celkovém složení vody. Pokud se vyskytují současně, jejich toxicita se sčítá a to může být příčinou problémů při stanovování limitů přípustných koncentrací (Pitter, 2009). Toxičtější se projevují jednoduché iontové formy, organokomplexy jsou méně toxické. Důležitou negativní vlastností je jejich schopnost akumulace v sedimentech, vodní floře a fauně díky adsorpci na nerozpuštěných látkách. Adsorbují se rozpuštěné formy i vysrážené, ve formě hydroxidů, uhličitanů i fosforečnanů kovů. Pokud je voda ve styku se sedimentem, a to v kořenových čistírnách je, může adsorpce ovlivňovat koncentraci kovů (Pitter,2009).

Kovy také mohou podléhat biochemickým transformacím, z nichž některé mají detoxikační charakter. Je jí např. biologická methylace za vzniku sloučenin, které jsou těkavé a mohou se uvolnit do atmosféry (Pitter,2009).

Některé kovy mohou katalyzovat oxidačně redukční reakce probíhající ve vodě. Je tomu tak v případě Cu, která katalyzuje redukci dusičnanů v alkalickém prostředí za přítomnosti $\text{Fe}(\text{OH})_2$ v anaerobním prostředí (Pitter,2009).

5.3 Těžké kovy v mokřadních systémech

Těžké kovy a rizikové prvky jsou v dnešní době nedílnou součástí odpadních vod. Vyskytují se v poměrně nízkých koncentracích. Vzhledem k toxickému působení na organismy a vysoké persistenci a špatné rozložitelnosti v životním prostředí je vhodné koloběh těchto prvků sledovat (Vymazal et Kröpfelová, 2008).

5.3.1 Odstraňování těžkých kovů v mokřadech

Eliminace znečištění odpadních vod těžkými kovy probíhá kombinací fyzikálních, chemických a biologických procesů (Vymazal, 1995).

Odstraňování těžkých kovů na kořenových čistírnách může probíhat těmito mechanismy (Švehla et al., 2008):

- Vazbou do sedimentů a půd – sedimentací, adsorpcí na povrchu zemního materiálu a rostlin
- Vysrážením v podobě nerozpustných solí
- Příjem rostlinami a baktériemi

Povahu těchto mechanismů určuje prostředí, anaerobní nebo aerobní, teplota i pH (Weis et Weis, 2004).

V anaerobním prostředí může za spolupůsobení anaerobních bakterií docházet k (Kröpfelová et Vymazal, 2008):

- Redukci Fe^{3+} a Mn^{4+} na Fe^{2+} a Mn^{2+} - ty jsou pak rozpustné (oxidované formy jsou nerozpustné) a může docházet k jejich vyplavování ze systému a nepřímo mohou přispívat k alkalitě .
- Redukci síranů na sulfan, který může tvořit s přítomnými kovovými ionty nerozpustné sulfidy jako je např. FeS_2 (pyrit), FeS , PbS (galenit), CdS , CuS (kovelin), CuS_2 , CuFeS_2 (chalkopyrit), NiS nebo ZnS (sfalerit) – jsou velmi stabilní a nerozpustné.

Sulfidy a tvorba rozpustných oxohydroxidů jsou nejdůležitějšími faktory, které určují koloběh těžkých kovů v mokřadech (Kröpfelová et Vymazal, 2008).

V anaerobním prostředí má vliv na rozpustnost stopových prvků přítomnost organických látek (Kröpfelová et Vymazal, 2008).

V aerobním prostředí vlivem difuze kyslíku do kořenové zóny dochází k:

- Oxidaci sulfidů na sírany – kovy jsou uvolňovány do vody
- Absorpce nebo srážení stopových prvků vodnými oxidy Fe a Mn; pokud je přítomen sirovodík (H_2S) vznikají nerozpustné sulfidy
- Ve sraženinách Fe a Mn se současně sráží další rizikové prvky – v železitých sloučeninách se sráží Ni, Cu, Zn a Mn; v oxidech manganu se sráží Co, Fe, Ni a Zn.

Akumulované množství těžkých kovů (kromě Fe a Mn) v sedimentu a v rostlinách se zvyšuje s dobou provozování a stupněm zatížení systému (Švehla et al.,2008).

Větší kořenový systém a větší počet postranních kořenů může znamenat, že starší, dříve vysázené druhy, budou oxidovat kořenovou sféru ve větší míře, čímž se zvýší dostupnost kovů pro rostlinu (Weis et Weis, 2004). Hydroxidy Fe a Mn vytvářejí na povrchu kořenů povlak, který může být bariérou pro příjem ostatních těžkých kovů rostlinou, je to ale ovlivněno pH, které pokud je vyšší, způsobí zvýšený příjem kovu (Ye et al., 1998, Weis et Weis, 2004). Např. u *Typha latifolia* (orobinec široolistý) nesnižuje tato bariéra v závislosti na pH příjem toxických kovů (Ye et al.,1998).

Všechny procesy, které mohou být přínosné pro odstranění těžkých kovů z odpadních vod, jsou propojené a na sobě závislé. Vzhledem k jejich povaze, disponují mokřady velkým potenciálem k odstraňování těžkých kovů (Vymazal, 1995).

5.3.2 Formy výskytu těžkých kovů v mokřadech

Ve všech půdách, sedimentech i vodě se vyskytují těžké kovy. Zvyšování množství těchto kovů v životním prostředí může ohrozit životaschopnost všech organismů.

V mokřadech existuje několik forem kovů, které se liší svou mobilitou a dostupností pro rostliny (Gambrell, 2004; Březinová, 2012):

1. Ve vodě rozpustné kovy – nejvíce mobilní a dostupné
 - Rozpustné jako volné ionty, např. Zn^{2+}
 - Rozpustné jako organické komplexy
 - Rozpustné jako anorganické komplexy – ve formě oxidů, hydroxidů a uhličitánů; dostupnost pro rostlinu závisí na pH, při středně až silně kyselém se stávají více dostupné

2. Kovy vázané ve vyměnitelné formě – na povrchu sedimentů jako hydroxidy, uhličitany a fosforečnany; také velmi dostupné
3. Kovy vysrážené ve formě anorganických sloučenin
4. Kovy vázané v huminových sloučeninách s velkou molekulovou hmotností
5. Kovy adsorbované na sraženiny hydratovaných oxidů
6. Kovy vysrážené jako nerozpustné sulfidy
7. Kovy vázané v krystalických maticích primárních minerálů – prakticky nedostupné, k uvolnění dojde až zvětráním

6 Těžké kovy a mokřadní vegetace

6.1 Fytotoxicita

V biologii znamená pojem „těžký kov“ skupinu prvků, které mohou být toxické jak pro rostliny tak živočichy. Některé z těchto kovů, jako např. As, Cd, Hg, Pb a Se jsou neesenciální, tzn., že se nepodílejí na žádném fyziologickém procesu v tělech rostlin. Ostatní, jako je Co, Cu, Fe, Mn, Mo a Ni jsou esenciální a mají vliv na růst a metabolismus rostlin. Tyto esenciální prvky mohou být toxické, pokud jejich koncentrace přesáhne optimální hodnoty. Důsledkem pak mohou být četné změny na buněčné i molekulární úrovni (Rascio et Navari-Izzo, 2010).

Dochází k inaktivaci enzymů, blokování růstu, vstupují do interakce s esenciálními kovy a nahrazují je (Březinová, 2012). To je dáno chemickou podobností některých prvků, např. Zn-Cd, Se-S, As-P, rostliny pak nejsou schopné tyto ionty rozlišit. Často také vazbou na buněčné membrány narušují transportní procesy. Nadbytek těžkých kovů v okolí má za následek zvýšení koncentrace reaktivních forem kyslíku, které pokud reagují s DNA, způsobí štěpení jejích řetězců a tvorbu mutací (Rascio et Navari – Izzo, 2010).

6.2 Toxické působení některých těžkých kovů na rostliny

V předešlé kapitole byla zmínka o tom, že některé kovy jsou pro rostlinu zdrojem živin, ale pokud přesáhnou koncentraci, která je potřebná pro její normální vývoj, mohou se projevit toxicky. Ostatní kovy ze skupiny těžkých kovů nemají na rostlinu žádný pozitivní vliv a přes to je rostliny absorbují. Jednoduše proto, že se vyskytují v jejich prostředí. Mezi takové kovy patří např. Ni, Cr, Cd a Pb (Obolewski et al., 2011), které jsou ve vyšších koncentracích pro rostlinu škodlivé.

Všechny studie, které se zabývají akumulací v tělech rostlin, se omezují na kovy s významnou toxicitou. Jedná se o Cu, Zn, Cd, Hg, Pb, As, Co a Ni.

Měď a zinek jsou pro živé organismy esenciální a přesto ve vysokých koncentracích zpomalují metabolické funkce, které mohou způsobovat poruchy růstu a stárnutí rostliny. Přebytek zinku vede k nedostatku manganu a mědi v nadzemní části, protože je zastaven přenos těchto prvků z kořenů (Clemens et al., 2002; Březinová, 2011). Fyziologická koncentrace mědi se pohybuje v rozmezí 5-30 mg/kg (Obolewski et al., 2011).

Při vysokých hladinách kadmia dochází k redukci fotosyntézy a snížení příjmu živin a vody. Zastaví se růst rostliny a dochází k jejímu úhynu (Fediuc et Erdei, 2001). Symptomy toxicity byla popsána u koncentrací 5-10 mg/kg pro citlivé rostliny a 10-30 mg/kg pro ty více odolné (Obolewski et al., 2011).

Vysoké koncentrace rtuti mají negativní vliv na rostlinnou buňku. Rtuť se dokáže navázat na bílkoviny vodních kanálků a tím dochází k uzavření průduchů listů a narušení vodního režimu v rostlině (Yadav, 2010).

Přebytek chromu i olova zpomalují růst, narušují fotosyntézu. Ionty niklu způsobují vadnutí a odumírání rostlin. O toxickém působení kobaltu není zatím mnoho informací, může pravděpodobně negativně působit na růst (Yadav, 2010).

Vyšší koncentrace arsenu byly zaznamenány u více druhů rostlin. Je to z důvodu podobnosti arsenu s fosfátem. Arsen se snaží využít stejných přenašečů v plazmatické membráně buněk v kořenovém systému. Rostliny jsou tolerantní vůči arsenu díky genu, jehož informace je převedena na funkci, která potlačuje

vstřebávání fosfát/arsenu. Ten je pak přijímám pouze v nízkých koncentracích a rostliny jej úspěšně zbavují toxicity (Yadav, 2010).

Ionty niklu způsobují vadnutí a odumírání rostlin kvůli nedostatku živin a membránových poruch (Yadav, 2010). Normální hodnoty zadržování Ni v rostlinách se pohybuje v rozmezí 0,1-5 mg/kg, hodnoty v intervalu 10-100 mg/kg jsou již toxické (Obolewski et al.,2011)

6.3 Detoxikace v rostlinách - fytoremediace

Rostliny se podílejí zvláštním způsobem na omezování nebo odstraňování kontaminantů v přírodě, v půdě, vodě i ovzduší pomocí mechanismů, které probíhají v jejich tělech. Tyto děje jsou souhrnně označovány jako fytoremediace a probíhají zcela bez lidského přičinění. Uplatňují se zde různé procesy: extrakce kontaminantů z půdy a vody , hlavně těžkých kovů a radionuklidů, rozklad organických sloučenin, volatilizaci organických a některých anorganických sloučenin, kdy dochází k příjmu kontaminantu (především sloučenin Hg, Se a As) kořenovým systémem a jeho transportu do nadzemní části rostliny, kde dochází k dalším procesům, jako je znovu uvolnění těžkých forem některých kovů do okolního prostředí. Rostliny se mohou podílet na odstraňování a omezování koncentrací hydrofobních organických látek, radionuklidů i těžkých kovů (Soudek et al., 2008).

Fytoremediace je považována za levnou a účinnou metodu odstraňování různých polutantů. Její nevýhodou bývá v některých případech délka samotného procesu, v závislosti na druhu a množství kontaminantu.

V mokřadních systémech při odstraňování kovů dochází převážně k těmto fytoremedičním mechanismům (Weis et Weis, 2004):

- Fytostabilizaci – kov je zadržen v půdě a vodě za spolupůsobení rostlin
- Rhizofiltraci – kov je zadržen a akumulován kořenovým systémem
- Fytoextrakce – kov je dále transportován z kořenového systému do stonků a listů

6.4 Příjem a akumulace těžkých kovů

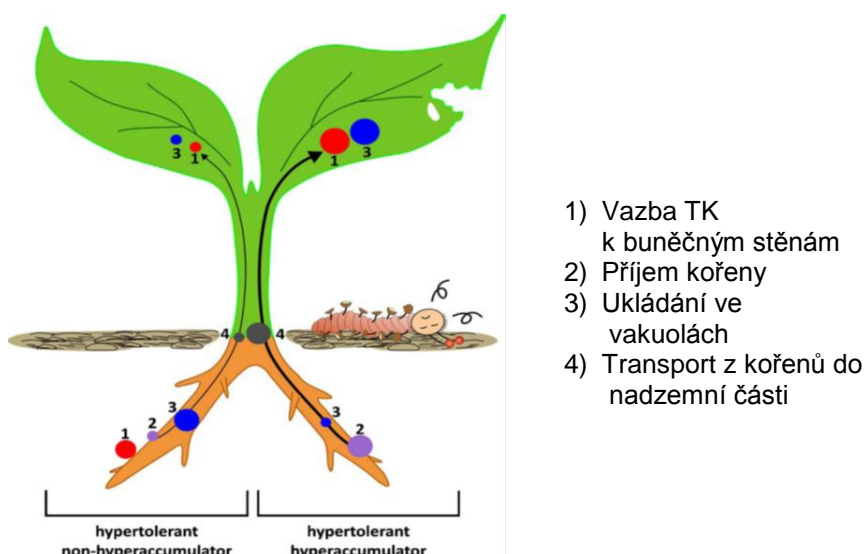
Některé rostliny jsou schopné přijímat větší množství kovů než jiné rostlinné druhy.

Bylo popsáno celkem asi 450 druhů krytosemenných, které jsou označeny jako „hyperakumulátory“. Je to méně než 0,2% ze všech známých druhů rostlin (Rascio et Navarri-Izzo, 2010). Ve skupině emerzních druhů rostoucích běžně v našich klimatických podmínkách však žádná taková rostlina dosud popsána nebyla a tak se její využití pro kořenové čistírny nedá předpokládat.

Rostliny, které jsou používány na kořenových čistírnách jsou však vysoce tolerantní k přítomnosti těžkých kovů v prostředí. Jsou jimi již dříve zmíněné druhy, např. *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea* nebo *Typha latifolia* a *angustifolia*. Tyto rostliny jsou schopné tolerovat i přijímat těžké kovy, ale hyperakumulátory nejsou. Rozdíl v příjmu a akumulaci u rostlin tolerantních (vlevo na Obrázku 20) a hyperakumulátorů (vpravo na Obrázku 20).

Účinnost procesu je závislá na schopnosti rostlin přijímat kov, dále ho transportovat a přeměňovat (Weis et Weis,2004). Předpokladem je schopnost tvořit velké množství biomasy a rychlý růst. Obě tyto podmínky jsou rostlinami využívanými v kořenových čistírnách splněny.

Obrázek 20 Mechanismus příjmu, distribuce a ukládání TK u rostlin se zvýšenou tolerancí (Rascio et Navarri-Izzo, 2010)



7 Těžké kovy ve vegetaci kořenových čistíren

7.1 Těžké kovy v rákosu na KČOV Mořina, Břehov, Slavošovice a Radotín v letech 2002-2005

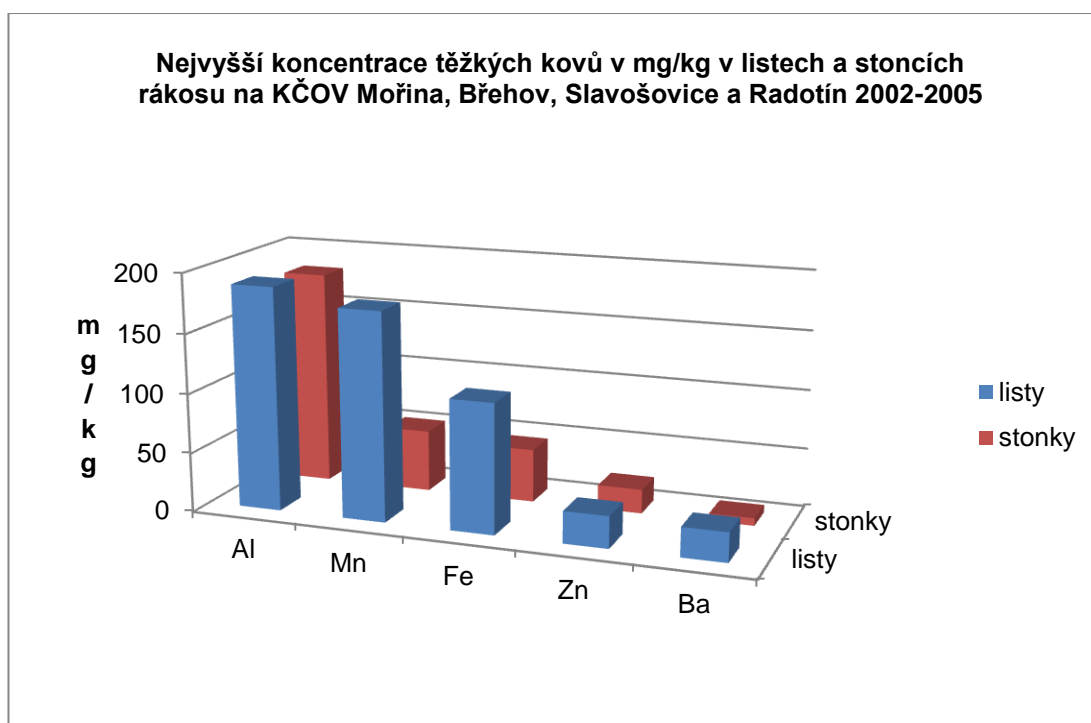
Pro stanovení obsahu těžkých kovů ve vegetaci na kořenových čistírnách byly pro vzorkování biomasy rákosu vybrány KČOV Mořina (800 EO) a Radotín (200 EO, terciární čištění) ve Středočeském kraji, a Břehov (100 EO) a Slavošovice(150EO) v Jihočeském kraji.

Vzorky byly odebírány v letech 2002 až 2005 takto: nadzemní biomasa na Mořině (2002, 2004), Slavošovicích(2004) a Radotíně(2005); podzemní biomasa na Mořině (2002) a Břehově (2004, 2005). Podzemní i nadzemní biomasa byla odebírána z plochy 0,25 m² a sběr byl opakován čtyřikrát. Předmětem zájmu kumulace v rostlině a jejích různých částech, v členění na části nadzemní a podzemní biomasy, bylo 19 prvků: Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sn, V, U a Zn (Tabulka 8)(Vymazal,2009).

Tabulka 8, Koncentrace těžkých kovů v nadzemní a podzemní biomase rákosu na 4 sledovaných KČOV v ČR, v mg/kg (Vymazal et al., 2009)

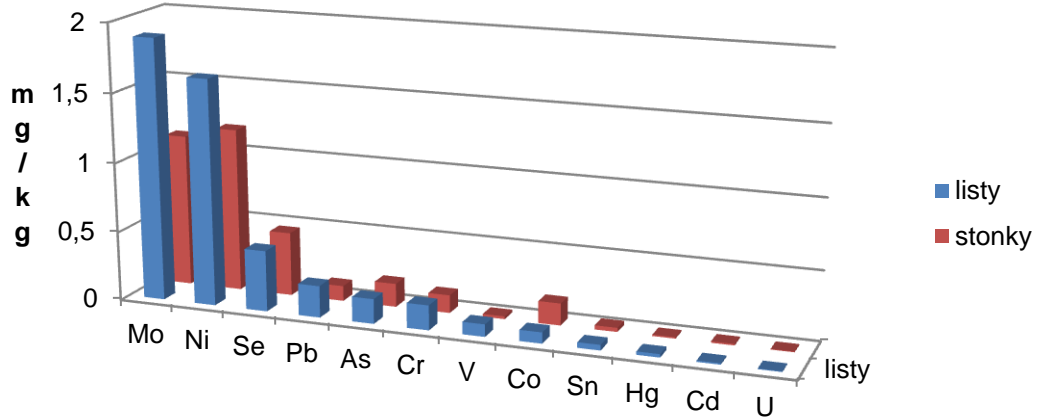
prvek	listy	stonky	kořeny	oddenky	nadzemní	podzemní	kořen/list	podz./nadz.
Al	188	181	11900	2605	185	4228	38	9,1
Mn	175	52	266	37	110	79	1,85	0,41
Fe	109	45	7866	762	76	2084	68	9,1
Zn	27,1	20,5	86	22,1	23,6	31,6	3,9	0,75
Ba	24,9	6,37	128	11,2	14,3	31,5	6,4	0,88
Cu	7,82	6,57	38	32,3	6,98	32,8	10,4	1,4
B	5,2	0,81	6,72	2,19	2,96	3,2	2,2	1,28
Mo	1,89	1,1	1,97	1,4	1,48	1,48	1,4	0,5
Ni	1,63	1,18	16,7	1,86	1,33	4,59	36,3	1,45
Se	0,44	0,46	0,78	0,42	0,44	0,48	3,4	0,73
Pb	0,23	0,11	7,1	0,52	0,17	1,79	59,3	3,45
As	0,18	0,17	4,95	0,54	0,17	1,95	27	5,9
Cr	0,18	0,13	14	1,6	0,16	4	103	6,7
V	0,09	0,02	12	1,26	0,06	3,3	280	33,3
Co	0,08	0,16	37	1,38	0,12	8,6	392	25
Sn	0,04	0,03	0,75	0,08	0,03	0,21	30,1	2,56
Hg	0,024	0,01	0,064	0,016	0,016	0,025	2,9	0,68
Cd	0,01	0,01	0,21	0,02	0,01	0,05	29,8	2,5
U	0,0044	0,005	1,43	0,15	0,0048	0,33	240	20

Nejvyšší koncentrace v listech a stoncích rákosu připadají na **Al** (188 mg/kg a 181 mg/kg), **Mn** (175 mg/kg),**Fe** (109 mg/kg), následuje **Zn** (27,1 mg/kg) a **Ba** (24,9 mg/kg) (Obrázek 21). Naopak nejnižší zastoupení v nadzemních částech, v listech a stoncích připadají na Mo, Ni, Se, Pb, As, Cr, V, Co, Sn, Hg, Cd a U (Obrázek 22) Hodnoty se pohybují v intervalu 1,89 – 0,0044 mg/kg sušiny . Obdobná situace nastává u koncentrací kovů v podzemních částech, v kořenech a oddencích. Nejvyšší koncentrace v kořeni byly zjištěny pro Al (11 900 mg/kg), Fe (7866 mg/kg),Mn (266 mg/kg) , Ba (128 mg/kg) a Zn (86 mg/kg) (Obrázek 23). Vysoká koncentrace Al může být způsobena použitím mineralizačního média při analýze, které uvolňuje hliník z rostlinných silikátů. Nejnižší hodnoty koncentrací v kořenech a oddencích se pohybovaly v intervalu od 37 mg/kg do 0,016 mg/kg a byly zjištěny pro Co, Ni, Cr, V, Pb, B, As,Mo, U, Se, Sn, Cd a Hg (Obrázek 24). Hodnoty koncentrací Hg, Cd a U byly u nadzemních i podzemních částí nízké, protože koncentrace znečištění odpadních vod z malých zdrojů znečištění je také velmi nízká (Vymazal et al,2009).



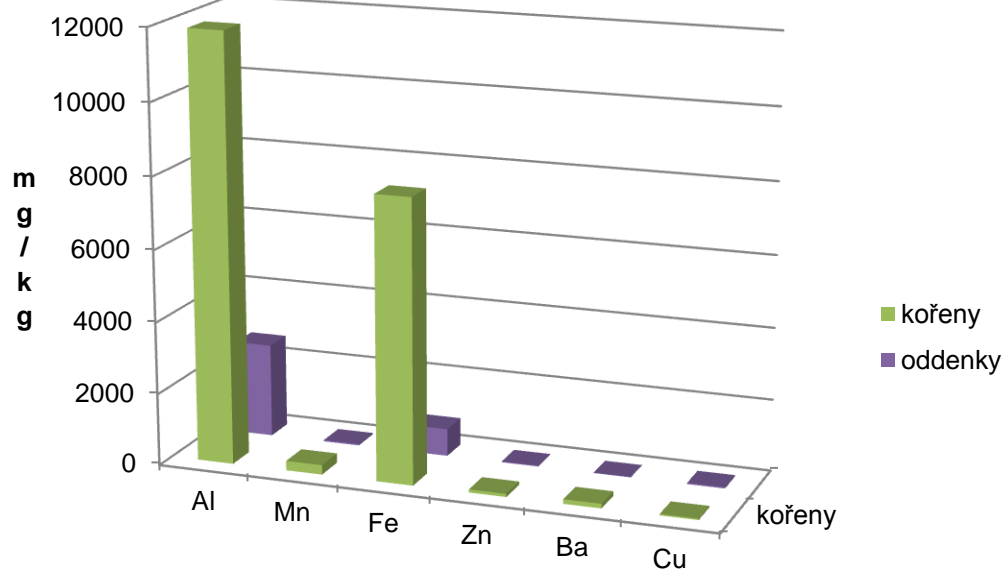
Obrázek 21 Graf - Nejvyšší koncentrace těžkých kovů v mg/kg v listech a stoncích; z Tabulky 8

Nejnižší koncentrace kovů v listech a stoncích rákosu v mg/kg sušiny

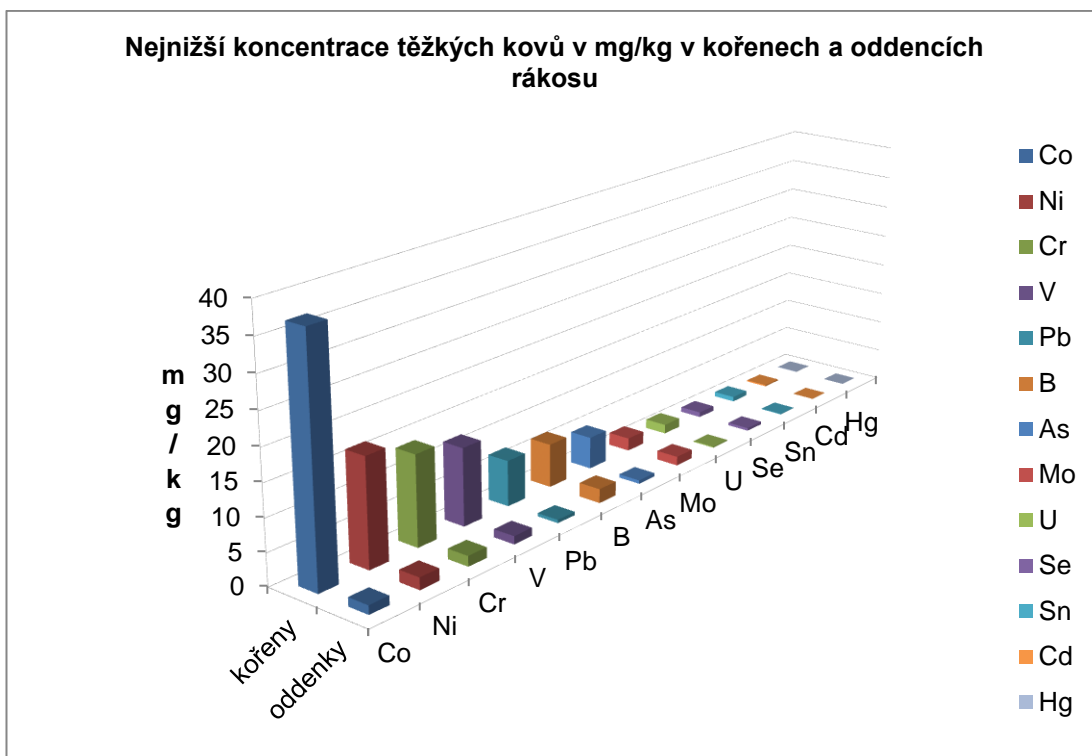


Obrázek 22 Graf - Nejnižší koncentrace těžkých kovů v mg/kg v listech a stoncích rákosu; z Tabulky 8

Nejvyšší koncentrace kovů v kořenech a oddencích rákosu v mg/kg sušiny

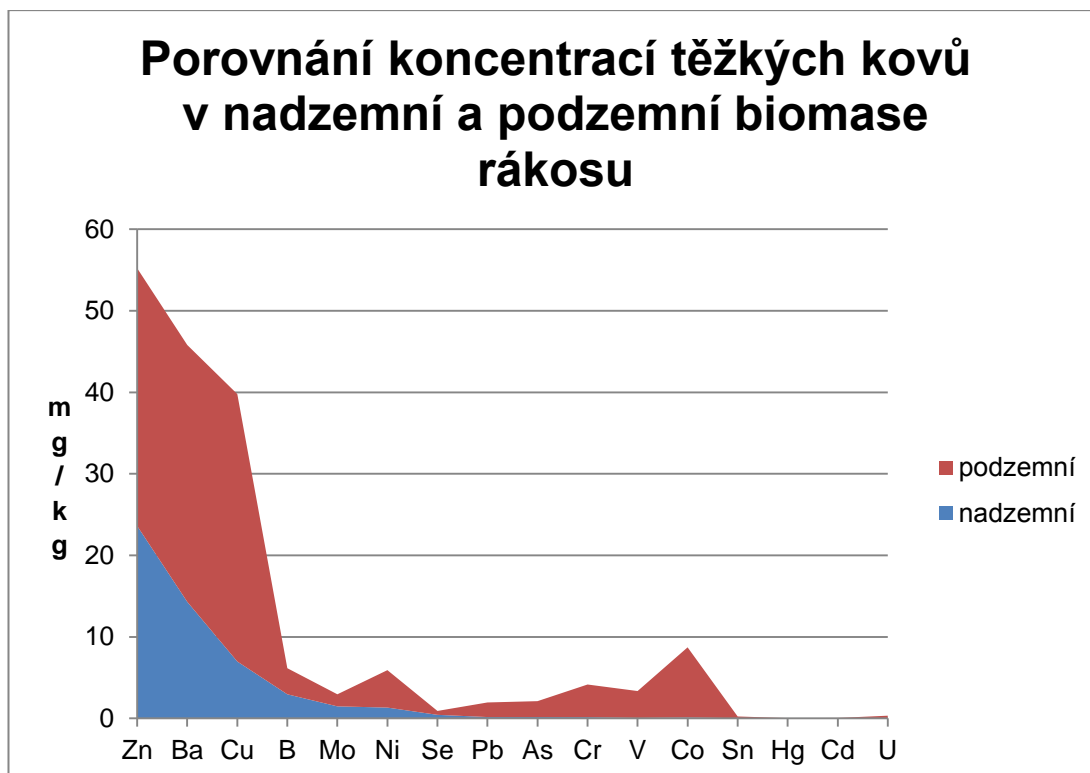


Obrázek 23 Graf - Nejvyšší koncentrace těžkých kovů v kořenech a oddencích rákosu v mg/kg sušiny



Obrázek 24 Graf - nejnižší koncentrace těžkých kovů v kořenech a oddencích rákosu

Porovnáním obsahu těžkých kovů v nadzemní a podzemní biomase bylo prokázáno, že vyšší podíl zadržovaných těžkých kovů je v podzemní biomase, zejména v kořeni (Obrázek 25). To je dáno tím, že kov je pro příjem rostlinou nejdříve kumulován v kořeni a že rychlost příjmu je pravděpodobně vyšší než rychlost transportu (Vymazal et al., 2009).



Obrázek 25, Porovnání koncentrací těžkých kovů v nadzemní a podzemní biomase rákosu

7.1.1 Srovnání nalezených hodnot z Mořiny, Břehova, Slavošovic a Radotína s hodnotami z jiných lokalit

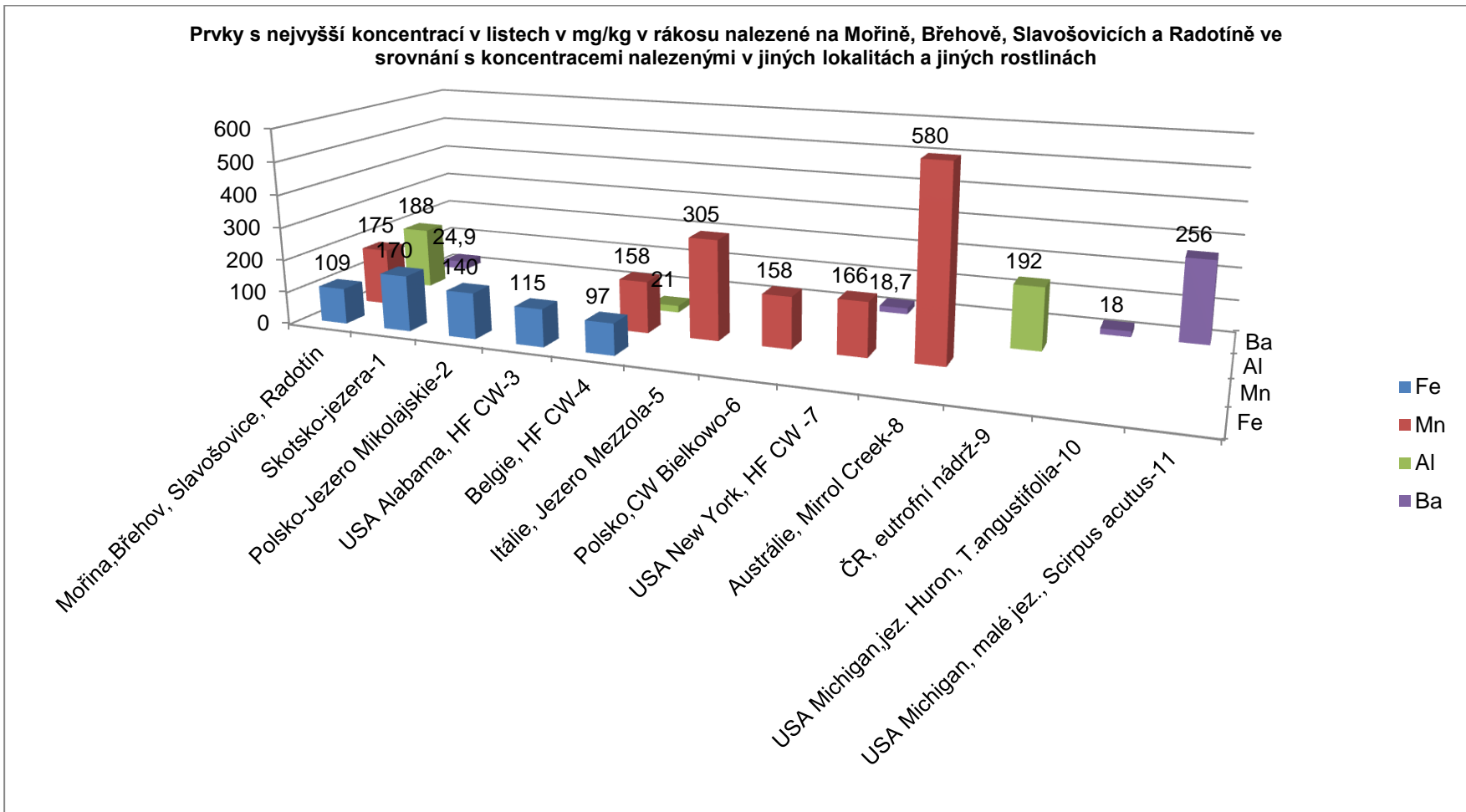
Pokud by nalezené a deklarované koncentrace obsahu vybraných těžkých kovů v rákosu rostoucím na sledovaných kořenových čistírnách neměly být porovnány s koncentracemi těžkých kovů v rákosu rostoucím na jiných stanovištích (Obrázek 26), měly by hodnoty jen částečnou vypovídací schopnost.

Průměrná koncentrace Fe v listech byla jedna z nejvyšších koncentrací kovů, 109 mg/kg sušiny. Je srovnatelná s koncentracemi nalezenými na dvou skotských jezerech (140-170 mg/kg; Ho, 1981), na jezeru Mikolajskie v Polsku (140 mg/kg; Mochnacka-Lawacz, 1974), na kořenové čistírně v Alabamě (115 mg/kg; Behrends et al., 1994) a kořenové čistírně v Belgii (97 mg/kg, Lesage, 2006). Průměrná koncentrace v nadzemní biomase (76 mg/kg) byla podstatně nižší než koncentrace

nalezené Zuidervaartem (1996) při vzorkování rostlin rostoucích na eutrofních rybnících v ČR (531 mg/kg).

Koncentrace Mn v listech nalezené na jezeru Mezzola v Itálii (305 mg/kg, Baudo et al., 1985), na kořenové čistírně v Bielkowu v Polsku (158 mg/kg, Obarska-Pempkowiak et al, 2005), na kořenové čistírně pro průsaky ze skládek v N.Y. v USA (166 mg/kg, Eckhardt et al., 1999) nebo na kořenové čistírně v Belgii (158 mg/kg, Lesage, 2006) jsou srovnatelné a podobné naší průměrné koncentraci 175 mg/kg. Hocking (1989) uvedl koncentraci nalezenou na eutrofním mokřadu v Austrálii daleko vyšší, 580 mg/kg . Graf na Obrázku 26 ukazuje, že všechny nalezené koncentrace jsou celkem srovnatelné a že jejich hodnoty se pohybují v podobných mezích, s výjimkou mokřadu v Austrálii.

Koncentrace Ba nalezené Eckhardtem (1999) v listech rákosu na umělém mokřadu čistícím průsaky ze skládek ve státě New York v USA (18,7 mg/kg) byla skoro stejná s koncentrací nalezenou v listech orobince rostoucím na Jezeru Huron v Michiganu v USA (18 mg/kg) (Wells et al., 1980). Obě tyto koncentrace jsou srovnatelné s průměrnou koncentrací nalezenou v listech rákosu na našich 4 KČOV, kde byla biomasa rákosu vzorkována (24,9 mg/kg). Naproti tomu koncentrace Ba nalezená Estabrookem et al. (1985) v listech sítiny na nejmenovaném malém jezeře ve státě Michigan v USA je 10x vyšší (256 mg/kg).



Obrázek 26, Graf-prvky s nejvyšší koncentrací v listech ve srovnání s ostatními lokalitami (i jinými druhy rostlin) (1-Ho,1981;2-Mochnacka-Lawacz,1974; 3-Behrends et al.,1994; 4-Lesage,2006; 5-Baudo et al.,1985; 6-Obarska-Pempkowiak et al.,2005; 7-Eckhardt,1999; 8-Hocking,1989; 9-Ziudervaart,1996; 10-Wells et al.,1980; 11-Estabrook,1985)

7.2 Těžké kovy v chrastici obecné na KČOV Břehov v letech 2004-2008

Biomasa chrastice rákosovité byla vzorkována na KČOV Břehov (Obrázek 27) v jižních Čechách. během let 2004-2008, v období vrcholné vegetace v polovině července. Čistírna je navržena pro 100 EO. Vzorky byly sbírány z plochy 0,25 m² , sběr byl zopakován čtyřikrát , dvakrát na přítoku a dvakrát na odtoku. Sledování bylo zaměřeno na 6 těžkých kovů: Zn, Cu, Cd, Cr, Pb a Ni (Tabulka 9), vzorkovány byly různé části rostliny (Vymazal et al., 2011).



Obrázek 27 Chrastice rákosovitá na KČOV Břehov. Mezi pruhy chrastice je rákos. (Vymazal,2009)

Tabulka 9, Průměrné koncentrace těžkých kovů (v mg/kg) v jednotlivých částech chrastice rákosovité na kořenové čistírně Břehov v letech 2004-2008 (Vymazal et al., 2011)

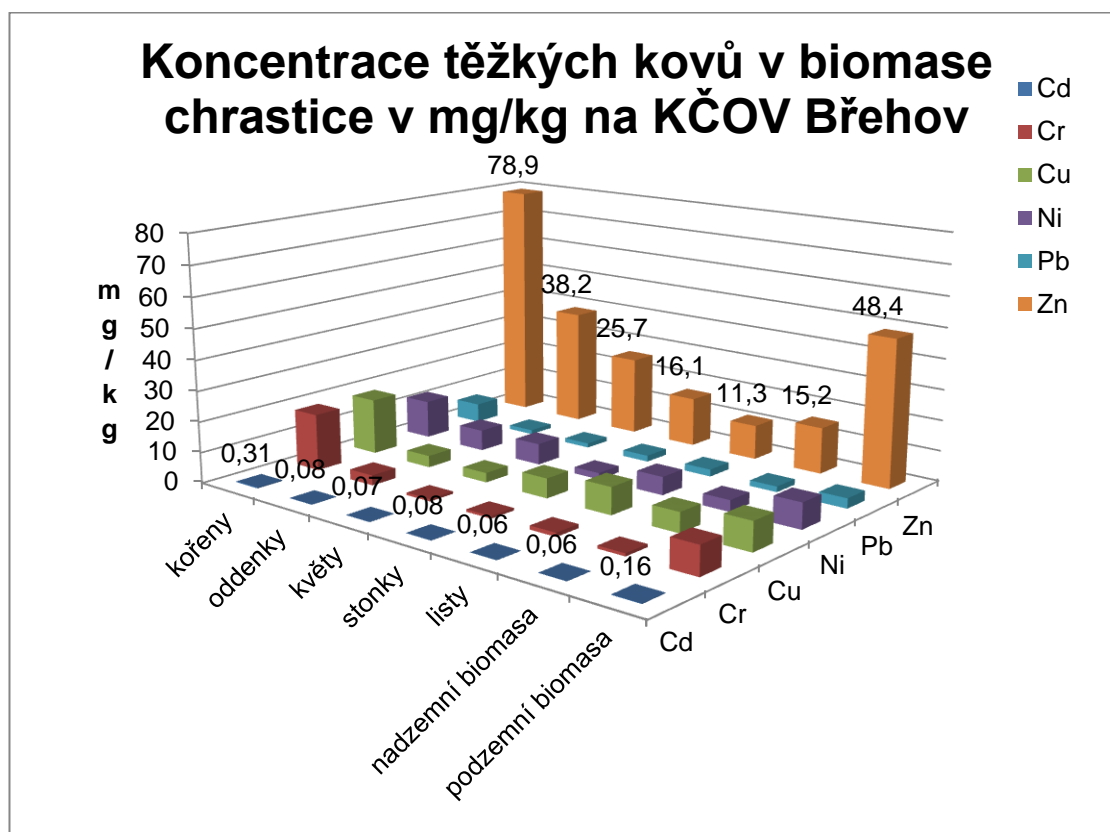
prvek	kořeny	oddenky	květy	stonky	listy	nadzemní biomasa	podzemní biomasa	podz./nadz .
Cd	0,31	0,08	0,07	0,08	0,06	0,06	0,16	2,67
Cr	18,5	3,3	0,8	0,8	1,3	0,95	9,4	9,89
Cu	18,2	3,8	3,1	6,5	9	6,6	9,5	1,44
Ni	12,4	6,8	6,9	2,1	6	3,8	8,5	2,24
Pb	6,3	1,4	1,4	2	2,3	1,85	3,33	1,80
Zn	78,9	38,2	25,7	16,1	11,3	15,2	48,4	3,18

Nejvyšší koncentrace byla nalezena pro Zn, v kořenech a oddencích (78,9 mg/kg a 38,2 mg/kg), poměrně vysoká byla i koncentrace Cr v kořenech a oddencích

(18,5 mg/kg a 3,3 mg/kg), Cu v kořenech a listech (18,2 mg/kg a 9 mg/kg) a Ni v kořenech a květech (12,4 mg/kg a 6,9 mg/kg). Naopak nejmenší koncentrace byla nalezena pro Cd, nejméně tohoto kovu bylo nalezeno v listech (0,06 mg/kg), nejvíce v kořenech (0,31 mg/kg). (Obrázek 28). Největší množství těžkého kovu v podzemní biomase byl prokázán pro Zn (48,4 mg/kg), nejmenší množství pro Cd a Pb (0,16 mg/kg a 3,33 mg/kg). (Vymazal et al, 2011).

Více jak 10x vyšší množství Zn v listech bylo nalezeno v přirozeném mokřadu v Ithace v USA (Bernard et Lauve, 1995), ze stejného místa je i vysoká koncentrace v celé nadzemní biomase chrastice (158 mg/kg) (Bernard et Lauve, 1995). Až třikrát větší množství Zn bylo nalezeno v listech chrastice na dvou nejmenovaných rybnících v ČR (35,2 mg/kg; Švehla et al., 1996) a na KČOV Nučice u Prahy (39 mg/kg). Vyšší koncentrace Zn v kořeni pochází také z Nučic u Prahy (119 mg/kg) (Vymazal et Krása, 2003).

Množství Pb nalezené v kořenech a listech chrastice rostoucí v mokřadu, který čistí průsaky ze skládek ve státě New York v USA (28 mg/kg a 20 mg/kg) bylo výrazně vyšší než koncentrace v kořenech a listech nalezené na KČOV Břehov (6,3 mg/kg a 2,3 mg/kg). Vyšší koncentrace Cd ve stoncích a listech byly potvrzeny na KČOV Nučice u Prahy (2,1 mg/kg a 1,5 mg/kg) oproti koncentracím z Břehova (0,08 mg/kg a 0,06 mg/kg) (Tabulka 10)



Obrázek 28 Graf - Koncentrace těžkých kovů v biomase chrastice na KČOV Břehov

Tabulka 10; Koncentrace těžkých kovů v chrastici rákosovité nalezené na KČOV Břehov a v jiných lokalitách

Zn		kořen	oddenky	stonky	listy	nadzemní	podzemní	reference
	KČOV Břehov	78,9	38,2	16,1	11,3	15,2	48,4	Vymazal et al.,(2011)
	Přír.mokřad, Alabama	48		15	20			Behrends et al.,(1994)
	Mokřad pro průsaky ze skládek, N.Y.,USA	35	20					Bernard et Lauve, (1995)
	KČOV Nučice			57	39		119	Vymazal et Krása, (2003)
	přír.mokřad, Ithaca, USA	31	37		158*			Bernard et Lauve (1995)
Cu	KČOV Břehov	18,2	3,8	6,5	9	6,6	9,5	Vymazal et al. (2011)
	Přírodní mokřad v Alabamě, USA	5		1	1			Behrends et al.(1994)
	Bernard et Lauve	4,8	2,7			1,9		Bernard et Lauve (1995)
	KČOV Nučice	9,9			3	4,6	9,9	Vymazal et Krása (2003)
Pb	KČOV Břehov	6,3	1,4	2	2,3	1,85	3,33	Vymazal et al.(2011)
	Mokřad pro průsaky ze skládek v N.Y., USA	28	20					Bernard et Lauve (1995)
	KČOV Nučice			2	2,3		17,8	Vymazal et Krása (2003)
Cr	KČOV Břehov	18,5	3,3	0,8	1,3	0,95	9,4	Vymazal et al.(2011)
	Jezera v Polsku					4,6		Samecka-Cymerman et Kempers (2001)
	mokřad v j.Čechách					0,84		Švehla et al.(1996)
	Stanoviště přiléhající KČOV	3,5	1,6	0,5	0,7			Vymazal (2011)
Cd	KČOV Břehov	0,31	0,08	0,08	0,06	0,06	0,16	Vymazal et al.(2011)
	KČOV Nučice			2,2	1,5		4	Vymazal et Krása (2003)
	jezera v Polsku					1,4		Samecka-Cymerman et Kempers (2001)
	přír.mokřady j.Čechy					0,25		Švehla et al.(1996)

Všechny zde uvedené nalezené hodnoty (Tabulka 10) v odborných člancích jsou srovnatelné, i přes to, že přísluší hodnotám z různých druhů stanovišť, kde mohou být různé klimatické podmínky, jiné další faktory ovlivňující životní prostředí a různé možnosti zdrojů kontaminace životního prostředí.

Výrazná odchylka je u koncentrace Zn v listech (158* mg/kg) z mokřadu z Alabamy v USA. Koncentrace zde uvedená je pro listy i stonky dohromady, pokud by byly

vzorkovány jen listy, byla by koncentrace zřejmě ještě vyšší. Také nejsou známy zdroje znečištění zinkem v této lokalitě.

Pokud se v porovnání nalezených hodnot objeví výrazná odchylka, jako je tomu u koncentrace Pb v kořenech a oddencích u mokřadu, který čistí průsaky ze skládek ve státě New York v USA, je možné tuto skutečnost vyhodnotit s ohledem na neznámé složení uloženého odpadu, který může být velmi různorodý a zdroj kontaminace Pb tak může být vydatný.

Koncentrace Cu nalezené v chrastici na KČOV Břehov byly vyšší ve všech částech rostliny než koncentrace nalezené jinde, např. v chrastici rostoucí na jezerech v Polsku nebo mokřadech v jižních Čechách.

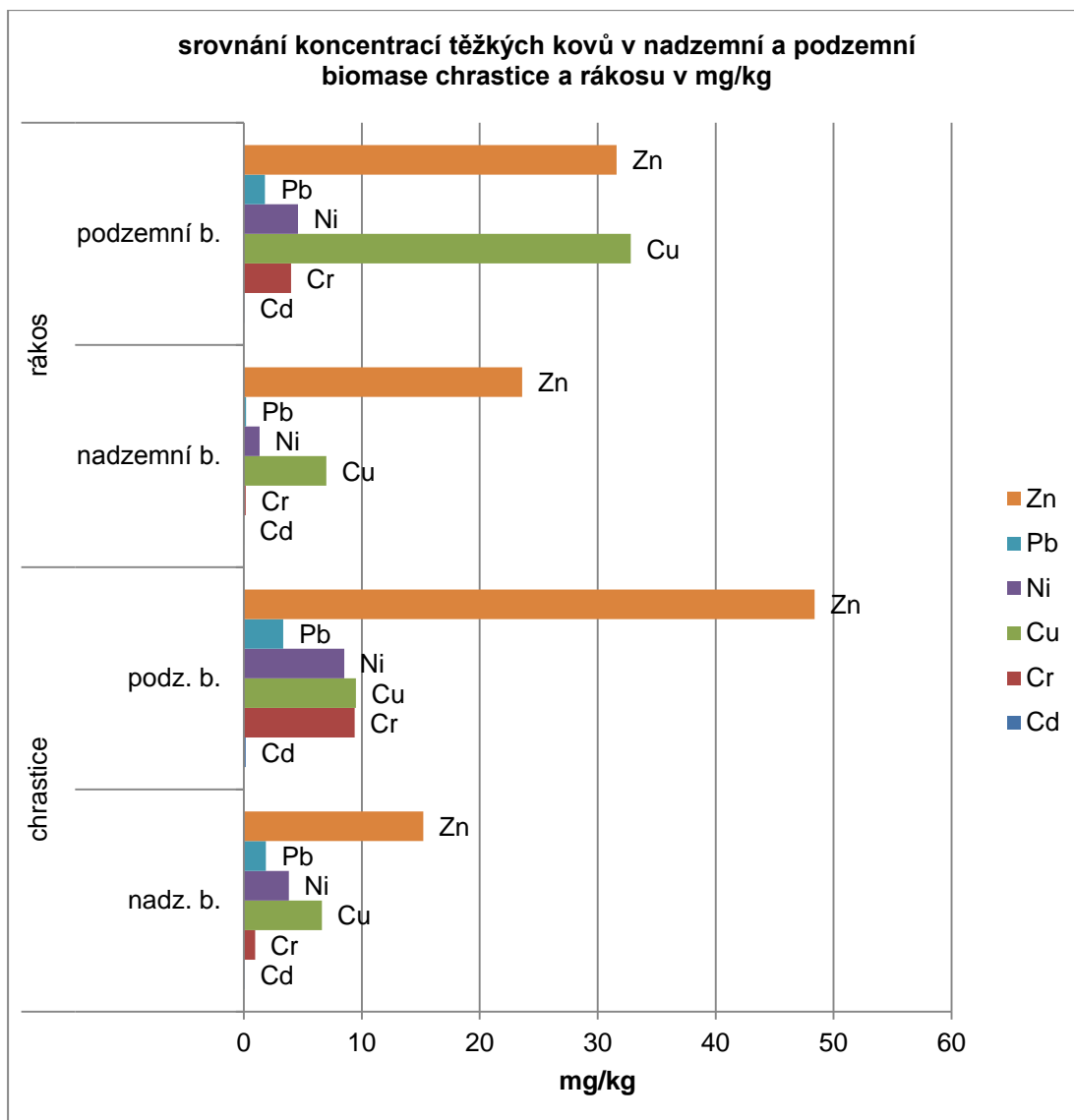
7.3 Chrastice rákosovitá versus rákos obecný

Porovnáním vzorků biomasy chrastice rákosovité z KČOV Břehov z let 2004-2008 a vzorků biomasy rákosu obecného z KČOV Mořina, Břehov, Slavošovice a Radotín z let 2002-2005 (Tabulka 11) může být řečeno, že koncentrace Cd, Cr, Cu, Zn, Pb a Ni jsou v obou rostlinách a jejich částech srovnatelné.

Z grafu na Obrázku 29 je patrné že:

- Nízké koncentrace **Cd** v podzemní i nadzemní biomase jsou v obou rostlinách velmi podobné
- Koncentrace **Zn** v podzemní biomase chrastice je výrazně vyšší než rákosu
- Koncentrace **Cu** v podzemní biomase rákosu je téměř 3x vyšší než u chrastice; přičemž koncentrace Cu v nadzemní biomase je téměř stejná pro obě rostliny
- Koncentrace **Pb** v podzemní biomase obou rostlin jsou poměrně nízké a podobné pro obě rostliny
- Koncentrace **Cr** v podzemní biomase chrastice je téměř 2x vyšší než v rákosu
- Koncentrace **Ni** v podzemní biomase je vyšší u chrastice

Protože je velmi málo dostupných a srovnatelných dat pro obě rostliny, nelze jednoznačně určit, která z rostlin se uplatňuje jako lepší pro vychytávání výše zmíněných těžkých kovů. Myslím si, že celkově záleží na množství vytvářené biomasy na kořenových polích, poměru kombinace s jinými mokřadními rostlinami, především rákosu. Důležitá je určitě i údržba kořenového pole čistírny a také vývoj počasí v jednotlivých letech.



Obrázek 29 Graf-Porovnání koncentrací kovů v nadzemní a podzemní biomase chrastice a rákosu (Tabulka 11; Vymazal et al., 2011, Vymazal et al., 2009)

Tabulka 11, Porovnání koncentrací těžkých kovů nalezených různých částech chrastice a rákosu v mg/kg sušiny

chrastice rákosovitá - KČOV Břehov 2004-2008 (Vymazal et al.,2011)									rákos obecný - KČOV Břehov, Slavošovice, Mořina a Radotín 2002-2005 (Vymazal et al., 2009)							
prvek	kořeny	oddenky	květy	stonky	listy	nadzemní biomasa	podzemní biomasa	podz./nadz.	kořeny	oddenky	květy	stonky	listy	nadzemní biomasa	podzemní biomasa	podz./nadz.
Cd	0,31	0,08	0,07	0,08	0,06	0,06	0,16	2,67	0,21	0,02	0,03	0,01	0,01	0,01	0,05	5,00
Cr	18,5	3,3	0,8	0,8	1,3	0,95	9,4	9,89	14	1,6	0,28	0,13	0,18	0,16	4	25,00
Cu	18,2	3,8	3,1	6,5	9	6,6	9,5	1,44	38	32,3	4,89	6,57	7,82	6,98	32,8	4,70
Ni	12,4	6,8	6,9	2,1	6	3,8	8,5	2,24	16,7	1,86	3,79	1,18	1,63	1,33	4,59	3,45
Pb	6,3	1,4	1,4	2	2,3	1,85	3,33	1,80	7,1	0,52	0,08	0,11	0,23	0,17	1,79	10,53
Zn	78,9	38,2	25,7	16,1	11,3	15,2	48,4	3,18	86	22,1	44,3	20,5	27,1	23,6	31,6	1,34

8 Závěr

Kořenové čistírny jsou dobrou alternativou ke klasickému čištění odpadních vod. Zejména v malých obcích s malým zdrojem znečištění jsou tato, na obsluhu a energii nenáročná zařízení, velmi vhodná k čištění odpadních vod. Finanční prostředky na jejich pořízení mohou být poskytovány i z fondů EU prostřednictvím Operačního programu Životní prostředí. Řada literárních zdrojů uvádí další možnosti použití kořenových čistíren u nás i ve světě. Nemusí to být jen domovní splaškové vody, ale s úspěchem jsou na kořenových čistírnách ve světě čištěny i kyselé důlní vody, průmyslové vody s různým znečištěním, průsaky ze skládek, smyvy z velkých komunikací i odpadní vody ze zemědělství. Je škoda, že jsou stále i odbornými kruhy společnosti odmítány. Řada laiků ani netuší co si má pod pojmem kořenové čistírny představit.

Získáváním informací o mokřadních rostlinách do této bakalářské práce jsem si vypěstovala velký respekt k jejich zvláštním a pro přírodu velmi cenným schopnostem, díky kterým jsou schopné přispívat ke zlepšování stavu životního prostředí, protože dokáží v průběhu svého života přijímat nejen živiny, které potřebují, ale také toxické kovy, které se v přírodě ve větší míře vyskytují díky činností člověka.

Těžké kovy se ve filtračních polích kořenových čistíren vyskytují v různých formách, vždy záleží na konkrétním prostředí, na množství dodaného kyslíku rostlinami do kořenových zón, na množství výskytu samotných těžkých kovů, formě jejich výskytu i dostupností pro rostliny v tom kterém prostředí. V neposlední řadě také na druzích bakterií, které se na odstraňování těchto kovů a změnách formy jejich výskytu také podílejí. Za více jak 20 let provozu kořenových čistíren u nás i ve světě bylo získáno velké množství různých informací, o modifikacích čistíren i míře účinnosti čištění různých druhů vod. Odstraňování těžkých kovů z odpadních vod na kořenových čistírnách nebylo prvotním cílem, ale ukazuje se, že hodnoty těchto koncentrací ve vypouštěných vyčištěných vodách jsou mnohdy i nižší než v případě klasického čištění. Faktem je, že těžké kovy se v domovních splaškových vodách vyskytují v malých koncentracích.

Těžké kovy a rizikové prvky jsou v přirozených mokřadech v největší míře vázány do sedimentů, mokřadní rostliny jsou pak schopné přijímat další podíl. Největší koncentrace jsou kumulovány v kořenech a oddencích, následují stonky a listy, v některých případech je větší množství prokázáno v nadzemních částech u květů,

jako je tomu v případě Zn a Ni v chrastici. Největší koncentrace esenciálních kovů byla nalezena pro Fe, Zn a Cu. Všechny nalezené koncentrace z rostlin na přirozených mokřadech jsou srovnatelné s těmi, které byly potvrzeny vzorkováním na některých našich kořenových čistírnách. Pokud jsou některé koncentrace v přírodě vyšší, je to dáno charakterem lokality, ve které rostliny rostou a vydatností zdrojů znečištění určitým kovem.

Všechny nalezené a porovnávané hodnoty koncentrací toxických kovů ze vzorkování chrastice a rákosu na KČOV a přírodních mokřadech nebyly v koncentracích, které by měly být znepokojivými a nepředstavují pro životní prostředí žádné riziko. Přesto je nutné výskyt těžkých kovů a rizikových prvků v přírodě sledovat, protože údajů je velmi málo a informace se omezují pouze na několik lokalit.

9 Literatura

- **Baudo, R., Canzian, E., Galanti, G., Guilizzoni, P., Rapetti, G., 1985:** Relationship between heavy metals and aquatic organisms in Lake Mezzola hydrographic system (Northern Italy). 6. Metal concentrations in two species emergent of macrophytes. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 43, 161–180.
- **Behrends, L.L., Bailey, E., Bulls, M.J., Coonrod, H.S., Sikora, F.J., 1994:** Seasonal trends in growth and biomass accumulation of selected nutrients and metals in six species of emergent aquatic macrophytes. In: Proceedings of the 4th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, CWS and IAWQ, Guangzhou, China, pp. 274–289.
- **Březinová, T., 2012:** Sezónní dynamika těžkých kovů ve vegetaci kořenových čistíren odpadních vod, ČZU v Praze, Fakulta životního prostředí, Katedra ekologie krajiny, 21 p..
- **Cibulka, J., 1993:** Současné problematiky s kontaminací našeho životního prostředí tzv. těžkými kovy. In Čížek, Z 1993: Těžké kovy. Sborník referátů, BIJO Praha, 9-16.
- **Clemens, S., Palmgren, M.G. et Krämer, U., 2002:** A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. Trends in Plant, Palmgren, M.G., Krämer, U., 2002. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. Trends Plant. Sci. 7, 309–315.
- **Eckhardt, D.A.V., Surface, J.M., Peverly, J.H., 1999:** A constructed wetland system for treatment of landfill leachate, Monroe County, New York. In: Mulamootil, G., McBean, E.A., Revers, F. (Eds.), Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates. Lewis Publisher, Boca Raton, Florida, pp. 205–222. Science, Vol. 7, pp. 309-315.
- **Estabrook, G.F., Burk, D.W., Inman, D.R., Kaufman, P.B., Wells, J.R., Jones, J.D., Ghosheh, N., 1985:** Comparison of heavy metals in aquatic plants on Charity Island, Saginaw Bay, Lake Huron, U.S.A., with plants along the shoreline of Saginaw Bay. Am. J. Bot. 72, 209–216.
- **Fediuc, E. et Erdei, L., 2001:** Physiological and biochemical aspects of cadmium toxicity and protective mechanisms induced in *Phragmites australis* and *Typha latifolia*. Journal of Plant Physiology, Vol. 159, pp. 265-271.
- **Gambrell, R.P., 2004:** Trace and toxic metals in wetlands - a review. Journal of Environmental Quality, Vol. 23, pp. 883-891.
- **Ho, Y.B., 1981:** Mineral composition of *Phragmites australis* in Scottish lochs as related to eutrophication. 1. Seasonal changes in organs. Hydrobiologia 85, 227-237. Hocking, P.J., 1989a. Seasonal dynamics of production, and nutrient accumulation and cycling by *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel in a nutrient-enriched swamp in inland Australia. I. Whole plants. Aus. J. Marine Freshwater Res. 40, 421-444.
- **Hocking, P.J., 1989a.** Seasonal dynamics of production, and nutrient accumulation and cycling by *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel in a nutrient-enriched swamp in inland Australia. I. Whole plants. Aus. J. Marine Freshwater Res. 40, 421-444.

- **Hocking, P.J., 1989b:** Seasonal dynamics of production, and nutrient accumulation and cycling by *Phragmites australis*(Cav.) Trin. ex Steudel in a nutrient-enriched swamp in inland Australia. II. Individual shoots. Aus. J. Marine Freshwater Res.40, 445-464. Ho, Y.B., 1981. Mineral composition of *Phragmites australis* in Scottish lochs as related to eutrophication. 1. Seasonal changes in organs. Hydrobiologia 85, 227-237.
- **Hocking, P.J., 1989b:** Seasonal dynamics of production, and nutrient accumulation and cycling by *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel in a nutrient-enriched swamp in inland Australia. II. Individual shoots. Aus. J. Marine Freshwater Res.40, 445-464.
- **Chytrý M, 2011:** Vegetace České republiky, Vodní a mokřadní vegetace, Academia, Praha.
- **Kröpfelová, L., Vymazal, J., 2008:** Kořenové čistírny Břehov, Mořina a Slavošovice, Sborník semináře Monitoring těžkých kovů a vybraných rizikových prvků při čištění odpadních vod v umělých mokřadech, ENKI, Třeboň, pp. 36-42
- **Kröpfelová, L., Vymazal, J., Švehla, J. et 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.
- **Mochnacka-Lawacz, H., 1974:** Seasonal changes of *Phragmites communis* Trin. Part 2. Mineral contents. Pol. Arch. Hydrobiol.21, 369–380.
- **Mlejnská, E., Rozkošný, M., Baudišová, D., Váňa, M., Wanner, F., Kučera, J., 2009:** Přírodní způsoby čištění odpadních vod, Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, Praha, 121 s.
- **Obarska-Pempkowiak, H., 2003:** Removal and retention of selected heavy metals in components of a hybrid wetland systém. In: Mander, Ü. a Jenssen, P. [ed]: Constructed Wetlands for Wastewater treatment in Cold Climates. WIT Press, Southampton, UK, pp. 299-309.
- **Obolewski, K., Skorbilowicz, E., Skorbilowicz, M., Glynska-Lewczuk, K., Maria Astel, A., Strzelczak, A., 2011:** The effect of metals accumulated in reed (*Phragmites australis*) on the structure periphyton, Sci.Tot.Environ., pp. 558-568.
- **Pitter, P., 2009:** Hydrochemie, VŠCHT Praha, 579 pp.
- **Rascio, N. et 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. Weis, J.S. et Weis, P., 2004: Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. Environment International, Vol. 30, pp.685-700.
- **Samecka-Cymerman, A., Kempers, A.J., 2001:** Concentration of heavy metals and plant nutrients in water, sediments and aquatic macrophytes of anthropogenic lakes (former open cut brown coal mines) differing in stage of acidification, Sci.Tot.Environ., pp.87-98.
- **Soudek, P., Petrová, Š., Benešová, D., Kotyza, J., Vaněk, T., 2008:** Fytoremediace a možnosti zvýšení jejich účinnosti, Chem. Listy 102, pp. 346-352.
- **Šálek, J., Tlapák, V., 2006:** Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod, Informační centrum ČKAIT, Praha, 283 s.
- **Štech, M., 2007:** Vodní a mokřadní rostliny - taxony, společenstva, vztahy, Zprávy České botanické společnosti, Česká botanická společnost, Praha, 196 s.

- **Švehla, J., K. Drbal, J. Pokorný and J. Bastl, 1996:** Factors influencing accumulation of selected metals in water plants. Report 203/93/2387, University of South Bohemia, 1996.
- **Švehla, P., Tlustoš, P., Balík, J., 2007:** Odpadní vody, Česká zemědělská univerzita, katedra agrochemie a výživy rostlin, Praha, 142 s.
- **Vymazal, J., 1995:** Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách, ENVI Třeboň, pp. 147
- **Vymazal, J., 2004:** Kořenové čistírny odpadních vod, ENKI o.p.s., Třeboň.
- **Vymazal, J., 2009:** Kořenové čistírny odpadních vod: 20 let zkušeností v České republice, Vodní hospodářství 59, pp. 113-119.
- **Vymazal, J., Krása, P., 2003:** Distribution of Mn, Al, Cu and Zn in a constructed wetland receiving municipal sewage. Water Sci. Technol. 48 (5), 299–305.
- **Vymazal, J., Kröpfelová, L., 2008:** Kořenové čistírny odpadních vod v České republice, jejich využití pro různé druhy odpadních vod, Sborník semináře Monitoring těžkých kovů a vybraných rizikových prvků při čištění odpadních vod v umělých mokřadech, ENKI, Třeboň.
- **Vymazal, J., Švehla, J., Kröpfelová, L., Chrastný, V., 2007:** Trace metals in *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* growing in constructed wetlands, Sci. Tot. Environ., pp. 154-162.
- **Vymazal, J., Švehla, J., Kröpfelová, L., Chrastný, V., 2007:** Trace metals in *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* growing in constructed and natural wetlands. Sci. Tot. Environ. 380, 154–162.
- **Vymazal, J., Kröpfelová, L., Štichová, J., Švehla, J., 2008:** Stopové prvky v rostlinách kořenových čistíren, Sborník semináře Monitoring těžkých kovů a vybraných rizikových prvků při čištění odpadních vod v umělých mokřadech, ENKI, Třeboň.
- **Vymazal, J., Švehla, P., Kröpfelová, L., Chrastný, V., Štichová, J., 2009:** Trace elements in *Phragmites australis* growing in constructed wetlands for treatment of municipal wastewater, Sci. Tot. Environ, Ecological engineering 35, pp. 303-309
- **Wells, J.R., Kaufman, P.B., Jones, J.D., 1980:** Heavy metal contents in some macrophytes from Saginaw Bay (Lake Huron, U.S.A.). Aquat. Bot. 9, 185–193.
- **Weis, J.S. et Weis, P., 2004:** Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. Environment International, Vol. 30, pp. 685-700.
- **Yadav, S.K., 2010:** Heavy metal 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.
- **Ye, Z.H, Whiting, S.N, Lin, Z. Q., Lytle, C.M., Qian, J. H. et Terry, N., 2001:** Removal and Distribution of iron, manganese, cobalt and nickel within a Pennsylvania Constructed Wetland Treating Coal Combustion By-Product Leachate. Journal Environment Quality, Vol. 30, pp. 1464-1473.
- **Zuidervaart, I., 1996:** Heavy Metals in Constructed Wetlands. Institute of Botany and Institute of Landscape Ecology, České Budějovice, Czech Republic, 35 pp.

Internetové zdroje:

- www.botany.cz
- www.enwiki.cz
- www.kvetenacr.cz