



ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE

Těžké kovy ve vegetaci kořenových čistíren odpadních vod

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Ing. Tereza Březinová

Bakalant: Martina Vytisková

2015

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra aplikované ekologie

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Martina Vytisková

Územní technická a správní služba

Název práce

Těžké kovy ve vegetaci kořenových čistíren odpadních vod

Název anglicky

Heavy metals in vegetation of constructed wetlands for wastewater treatment

Cíle práce

1. Shrnout základní informace o využívání kořenových čistíren odpadních vod v České republice.
2. Popsat rostliny běžně využívané v kořenových čistírnách v České republice.
3. Popsat vliv těžkých kovů na vegetaci kořenových čistíren a způsoby detoxifikace rostlin.
4. Na základě získaných informací vyhodnotit potenciál kořenových čistíren pro eliminaci těžkých kovů z odpadních vod, porovnat současné využívání kořenových čistíren k těmto účelům v České republice a ve světě.

Metodika

Studentka si v doporučených databázích vyhledá vhodné literární zdroje, po jejich prostudování sepiše na zadané téma přehlednou rešerši.

Doporučený rozsah práce

min. 40 stran včetně všech příloh

Klíčová slova

kořenové čistírny odpadních vod; rákos obecný; chrastice rákosovitá; těžké kovy

Doporučené zdroje informací

Původní články v odborných periodikách, patentová literatura, monografie, elektronické knihy. Pro vyhledání zdrojů doporučuji použít databáze: Web of Knowledge, PubMed, Google Scholar apod.

Předběžný termín obhajoby

2014/06 (červen)

Vedoucí práce

Ing. Tereza Březinová, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 19. 11. 2013

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 18. 12. 2013

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan

V Praze dne 12. 04. 2015

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem na této bakalářské práci pracovala samostatně, pod vedením Ing. Terezy Březinové. Veškeré literární prameny, publikace, články a informace, ze kterých jsem čerpala, jsou zde uvedeny.

V Litvínově dne 7. dubna 2015

.....
Martina Vytisková

Poděkování

Především bych velice ráda poděkovala vedoucí mé bakalářské práce Ing. Tereze Březinové, Ph.D. za ochotu, cenné rady a vstřícný přístup.

Děkuji rodině za podporu a trpělivost, zaměstnavateli za vstřícnost a Mike Annau za pomoc při překládání zahraniční literatury.

Abstrakt

Tato práce se zaměřením na kořenové čistírny odpadních vod obsahuje přehled o stavu a využití kořenových čistíren v České republice, popis běžně používaných rostlin v kořenových čistírnách, vliv těžkých kovů na vegetaci kořenových čistíren, způsob jejich odstranění a účinnost eliminace těžkých kovů z odpadních vod.

Z literárních zdrojů byly vyhledány údaje o koncentraci těžkých kovů v rákosu obecném za účelem zjistit, v jakých částech rostlin se kovy hromadí nejvíce a naopak nejméně a v jakém množství. Dále byly vyhledány hodnoty účinnosti kořenových čistíren z různých míst na světě pro nejčastěji sledované kovy v rozdílných odpadních vodách. Na základě získaných informací lze konstatovat, že kořenové čistírny jsou schopny vybrané těžké kovy z odpadních vod eliminovat. Mohou se tedy využívat plnohodnotně a v budoucnu i pro průmyslové a zemědělské odpadní vody.

Klíčová slova

kořenová čistírna odpadních vod, rákos obecný, chrastice rákosovitá, těžké kovy

Abstract

This paper, which is focusing on constructed wetlands for wastewater treatment, contains an overview of states and utilizations of constructed wetlands in the Czech Republic, a description of commonly used roots, the influence of heavy metals on the vegetation of constructed wetlands, the method of their elimination and the effectiveness of the elimination of heavy metals from wastewater.

From literary sources, there has been retrieved data about the concentration of heavy metals in *Phragmites australis* with the intention to find out, in which parts of the root the metals aggregate the most and the least and its particular amount. Furthermore, it includes values indicating the effectiveness of root cleaners for the most monitored metals in different wastewaters from different places on the globe. Based on the gathered information, it can be stated that root cleaners are capable of eliminating selected heavy metals from wastewater. Given this fact, they can be fully used, whereas in the future, its field of application can also expand in industrial and agricultural wastewater.

Keywords:

constructed wetland, *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea*, heavy metal

OBSAH

1. ÚVOD.....	9
2. CÍLE PRÁCE.....	10
3. SOUČASNÝ STAV ŘEŠENÉ PROBLEMATIKY.....	11
3.1. Ukazatele znečištění odpadních vod.....	11
3.2. Kořenové čistírny odpadních vod.....	12
3.3. Vegetace kořenových čistíren.....	19
3.3.1. Význam vegetace v procesu čištění.....	20
3.3.2. Mokřadní a vodní rostliny.....	21
3.3.3. Nejužívanější druhy mokřadních rostlin v KČOV.....	21
3.3.3.1. Rákos obecný.....	23
3.3.3.2. Chrastice rákosovitá.....	24
3.4. Těžké kovy.....	25
3.4.1. Vliv těžkých kovů na mokřadní rostliny - fytotoxicity.....	26
3.4.2. Způsoby detoxifikace.....	27
3.5. Studium těžkých kovů v mokřadní vegetaci.....	28
4. DISKUZE.....	35
5. ZÁVĚR.....	36
6. POUŽITÁ LITERATURA.....	37

1. ÚVOD

V současné době se lidé snaží více žít v souladu s přírodou a nahrazovat „umělé věci“ přírozenými. Vrací se i k přírodním způsobům čištění odpadních vod. Z tohoto důvodu jsem si vybrala práci na téma „Těžké kovy ve vegetaci kořenových čistíren odpadních vod“.

Kořenové čistírny se řadí mezi přírodní způsoby čištění odpadních vod. K odstraňování znečišťujících látek z vody využívají samočisticích procesů, které se vyskytují běžně v přírodě a probíhají v půdním, vodním a mokřadím prostředí. Velmi důležitou součástí tohoto procesu jsou rostliny, které se vysazují na uměle vytvořený mokřad. Vegetace vytváří příznivé podmínky pro mikroorganismy, které se podílejí na čisticím procesu. Stejně tak kořenový systém vegetace, který napomáhá čistit a zvyšovat kvalitu vody tak, že do sebe vstřebává živiny a těžké kovy, které vstupují dál do nadzemní biomasy (Šálek et Tlapák, 2006).

2. CÍLE PRÁCE

Cílem této bakalářské práce je shrnout základní informace o využívání kořenových čistíren k eliminaci těžkých kovů z odpadních vod, popsat rostliny běžně využívané v kořenových čistírnách v České republice, zohlednit vliv těžkých kovů na vegetaci a přiblížit způsob detoxifikace. Dalším úkolem je popsat současné využití kořenových čistíren k čištění odpadních vod obsahující rizikové látky, jako právě těžké kovy, v České republice a ve světě. V závěru bakalářské práce bude vyhodnocen potenciál kořenových čistíren pro eliminaci těžkých kovů z odpadních vod.

3. SOUČASNÝ STAV ŘEŠENÉ PROBLEMATIKY

3.1. Ukazatele znečištění odpadních vod

Odpadní vody jsou směsí látek organického či anorganického původu. Množství specifického znečištění odpadních vod na jednoho obyvatele v g/d jsou uvedeny v tabulce 1 (Šálek et al., 2008).

Tabulka 1, orientační hodnoty specifické produkce znečištění [g/d] na jednoho obyvatele podle ČSN 75 6402 (Šálek et al., 2008).

Látky	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

BSK₅ – biochemická spotřeba kyslíku, CHSK – chemická spotřeba kyslíku, N_{celk} – celková koncentrace dusíku, P_{celk} - celková koncentrace fosforu.

Biochemická spotřeba kyslíku

Ukazatel biochemické spotřeby kyslíku (BSK) vyjadřuje množství rozpuštěného molekulárního kyslíku spotřebovaného mikroorganismy při biologickém rozkladu organických látek ve vodě za určitý časový interval. Hodnota BSK se vyjadřuje v mg/l a dále se uvádí index, jehož hodnota vyjadřuje délku trvání rozkladného procesu, např. BSK₅ - časový interval procesu 5x24 hodin (Dohányos et al., 2007).

Chemická spotřeba kyslíku

Jednou ze základních schopností organických látek obsažených ve vodě je spotřebovat rozpuštěný kyslík. Ukazatel chemické spotřeby kyslíku vyjadřuje koncentraci oxidovatelných organických látek za použití oxidačních činidel. Oxidace se většinou provádí s pomocí oxidačních činidel a to manganistanem draselným nebo dichromanem draselným. Podle použitého druhu oxidačního činidla se uvádí index, např. CHSK_{Cr} (Dohányos et al., 2007).

Ostatní ukazatele znečištění

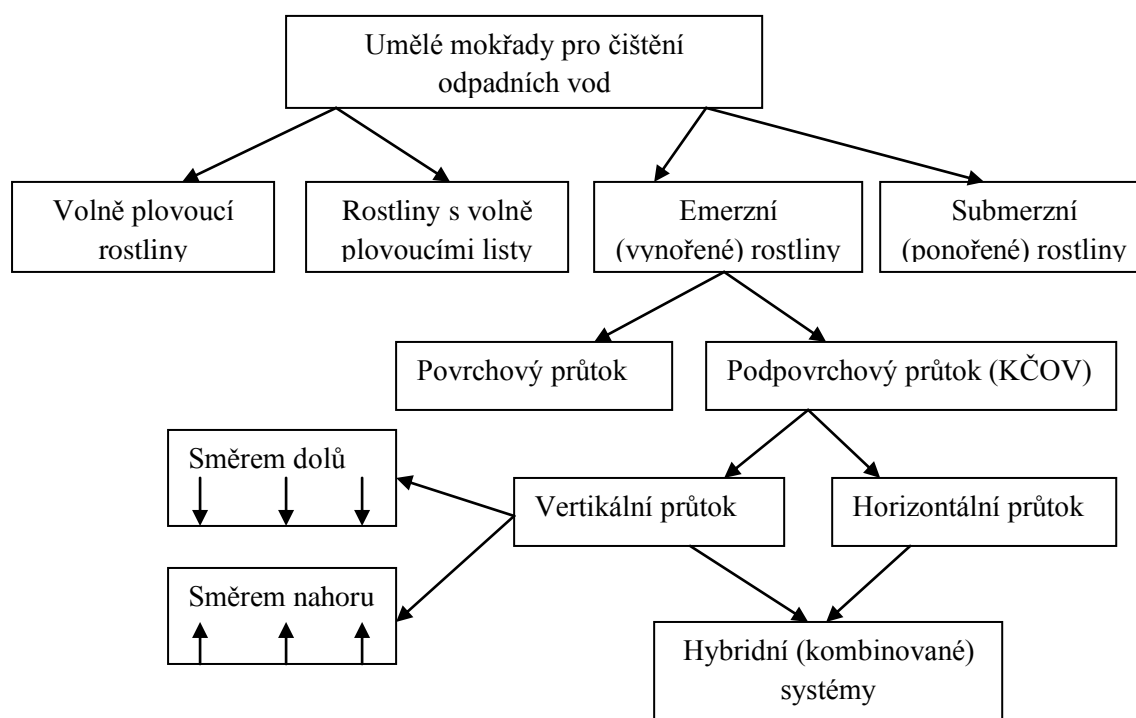
Mezi další ukazatele míry znečištění odpadní vody patří také např. obsah veškerých znečišťujících látek, organického a anorganického složení, koncentrace rozpuštěných a nerozpuštěných látek, koncentrace amoniakálního dusíku, koncentrace fosforu a dusíku, při jejichž zvýšeném obsahu ve vodách dochází k eutrofizaci vody (Dohányos et al., 2007).

3.2. Kořenové čistírny odpadních vod

Název „kořenová čistírna“ vznikl z anglického „Root Zone Method“ coby pojmenování pro umělé mokřady s podpovrchovým horizontálním průtokem. Toto pojmenování se používalo v 70. a 80. letech 20. století (Vymazal, 2004).

První pokusy pro čištění odpadních vod s použitím umělých mokřadů byly prováděny v Německu již na začátku 50. let 20. století.

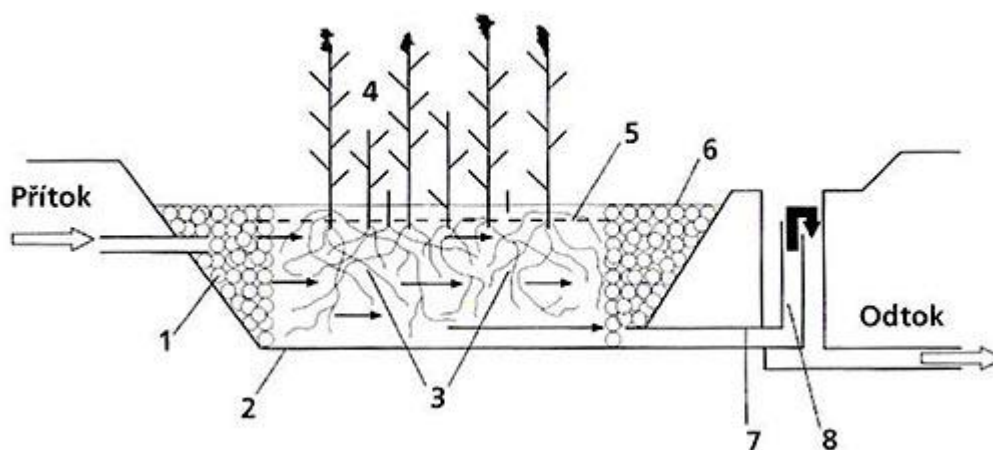
Vegetační kořenové čistírny jsou uměle vytvořené mokřady pro čištění odpadních vod a ty se rozdělují podle druhu použité vegetace a způsobu průtoku odpadní vody. Jejich základní rozdělení znázorňuje obrázek 1.



Obrázek 1, schéma základního rozdělení typů umělých mokřadů (Vymazal, 2004).

Účinnost čistíren jednotlivých typů mokřadů závisí na druhu použitých rostlin, směru průtoku odpadní vody a způsobu přivádění odpadní vody na povrch filtračního lože. Kořenové čistírny s horizontálním podpovrchovým prouděním (obrázek 2 a 3) patří mezi nejrozšířenější typ, který se využívá zejména u rodinných domů, hotelů, rekreačních objektů a také jako obecní čistírny do kapacity 1000 EO (ekvivalentní obyvatel).

První čistírny tohoto typu byly uvedeny do provozu až koncem 60. a začátkem 70. let v Nizozemí a v Německu. Kořenové čistírny se používají na celém světě (Cooper et al., 1996).



Obrázek 2, schéma KČOV (kořenová čistírna odpadních vod) (Vymazal, 2004).

1 – distribuční zóna (kamenivo, 50-200mm), 2 – nepropustná bariéra (PE nebo PVC), 3 – filtrační materiál (kačírek, štěrk, drcené kamenivo), 4 – vegetace, 5 – výška vodní hladiny v kořenovém loži nastavitelná v odtokové šachtě, 6 – odtoková zóna (shodná s distribuční zónou), 7 – sběrná drenáž, 8 – regulace výšky hladiny.



Obrázek 3, kořenová čistírna Řež u Prahy (www.korenova-cisticka.cz).

Stav a využití v České republice

Téměř čtyřicet let se umělé mokřady používají pro čištění odpadních vod. Většina těchto mokřadů byla navržena pro čištění domácích nebo městských odpadních vod. V současné době se nezaměřují jen na běžné odpadní vody z domácností, ale často se používají pro širokou škálu znečištění, včetně průmyslových a zemědělských odpadních vod, různé odtoky vody a průsakové vody ze skládek (Vymazal, 2009).

V České republice byl postaven první umělý mokřad v plném rozsahu až v roce 1991 v obci Ondřejov (obrázek 4) (Vymazal, 2011). V dnešní době je jich v provozu asi 300 (Vymazal et Březinová, 2014). Veškeré umělé mokřady v ČR jsou navrženy s horizontálním podpovrchovým prouděním (Vymazal, 2011), zatímco mokřady s vertikálním prouděním jsou v experimentálním stádiu (Vymazal et Kröpfelová, 2011; Hudcová et al., 2013). Tento typ umělých mokřadů byl vyhodnocen jako velmi účinný, co se týče odstranění organických a nerozpuštěných látek. Jejich účinnost je stabilní po celý rok, nehledě na to, jaké je roční období. Podmínky, které musejí umělé mokřady splňovat, se řídí dle Nařízení vlády z roku 2007 (Vymazal, 2011).



Obrázek 4, kořenová čistírna v obci Ondřejov (www.ceskaenergetika.cz).

Čistící procesy probíhající u přírodních způsobů čištění

Čistící procesy v umělých mokřadech fungují na stejném principu jako v mokřadech přirozených. Při čištění odpadních vod prochází voda procesem biologické filtrace přes kořenové filtrační lože mokřadních rostlin vyplněné filtračním materiálem. Nejvyžívanějším filtračním materiálem dnešní doby je praný štěrk, drcené kamenivo nebo kačírek o zrnitosti 4/8mm nebo 8/16mm. Doporučuje se používat jen jedné frakce (Vymazal, 2004).

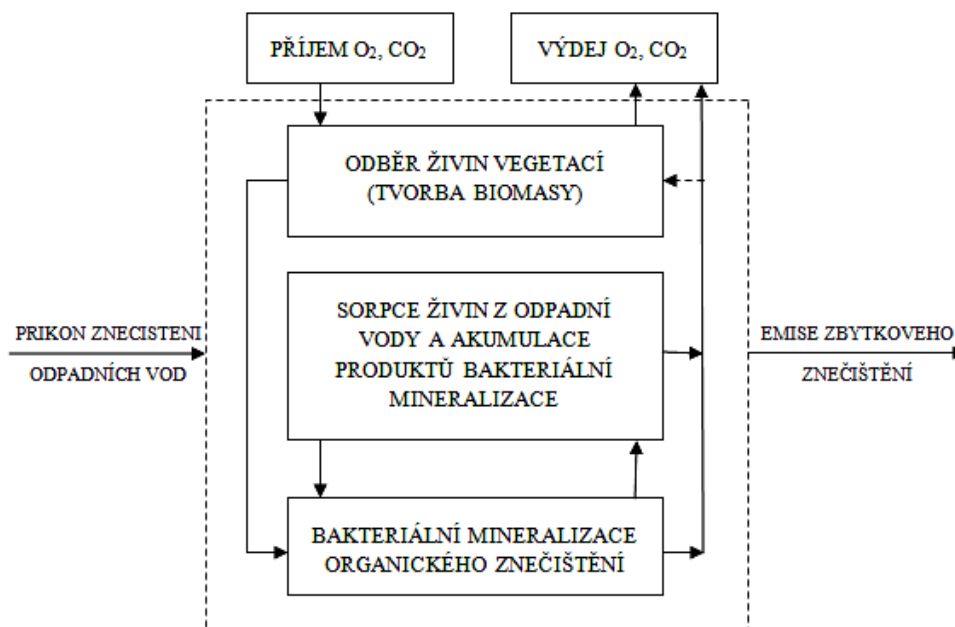
Ze zkušeností vyplynula jako nejlepší frakce 8/16mm, protože poskytuje dobrou účinnost čištění, podporuje zdravý růst makrofyt a dostatečnou hydraulickou vodivost (Vymazal, 2002).

Čistící procesy v mokřadním prostředí

V mokřadním prostředí dochází k těmto procesům (Šálek et Tlapák, 2006):

- Fyzikální – zejména sedimentace a filtrace ve filtračním prostředí
- Fyzikálně chemické – především proces adsorpce
- Chemické – srážení sloučenin, rozklad méně stabilních látek, oxidace a redukce
- Biologické – zabezpečují mikroorganismy - rozklad dusíkatých látek, nitrifikace a denitrifikace, rozklad celulózy, tuků, škrobů a cukrů, rozklad organických a anorganických sloučenin fosforu

Zjednodušené schéma průběhu čistících procesů v mokřadním prostředí s vegetací znázorňuje obrázek 5 a přehled procesů probíhajících ve vegetační kořenové čistírně uvádí tabulka 2 (Šálek et Tlapák, 2006).



Obrázek 5, schéma průběhu čistících procesů v mokřadním prostředí vegetační kořenové čistírny (Šálek et Tlapák, 2006).

Tabulka 2, přehled čisticích procesů v mokřadních prostředích vegetačních kořenových čistíren (Šálek et Tlapák, 2006).

Mechanismy čištění	NL	KL	BSK ₅	dusík	fosfor	TK	OL	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 minerálních látek				P	P	P		
Rostlinná adsorpce				S	S	S	S	

NL – nerozpuštěné látky, KL – koloidní látky, TK – těžké kovy, OL – organické látky

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

Čisticí procesy v půdním prostředí

Čisticí procesy v půdním prostředí využívají samočisticí vlastnosti porézního filtračního prostředí. Těmito procesy jsou fyzikální, fyzikálně-chemické a biologické procesy. Z fyzikálních procesů je rozhodující hlavně filtrace a sedimentace. Na základě pórovitosti zeminy a jejich fyzikálních vlastností je zemina schopna filtrovat různou rychlostí znečištěnou povrchovou vodu. Rychlost filtrace, a tedy i filtrační účinek, závisí na zrnitostním složení půdy, textuře, struktuře, pórovitosti, složení odpadních vod s obsahem nerozpuštěných látek a jejich vlastnostech (Šálek et Tlapák, 2006).

K fyzikálně chemickým procesům náleží vazba látek na sorpční komplex půdy – jedná se především o amoniak, sodík, vápník, draslík, hořčík. Sorpční komplex půdy vyjadřuje soubor půdních částic koloidního charakteru, a to humusových látek a jílových minerálů. Na velikosti poměru humusových látek a jílových minerálů závisí čisticí účinek (Šálek et Tlapák, 2006).

Při chemických procesech dochází k oxidačně redukčním pochodům, které závisejí na množství kyslíku obsaženého v půdním prostředí a dochází k rozkladným procesům, při kterých vznikají dusičnany. Ty se vyplavují do podzemních vod, pokud nejsou využity rostlinami (Vymazal, 1995).

Biologické procesy ovlivňují a usměrňují sorpční schopnost půdy. Rozklad humusových látek zajišťuje řada mikrobů (Šálek et Tlapák, 2006).

Účinnost čištění

Kořenové čistírny jsou navrhovány především pro odstranění organických a nerozpuštěných látek, popř. mikrobiálního znečištění a živin (N, P), kde prokazují rozdílnou účinnost (Marchand et al., 2010). Tabulka 3 uvádí míru účinnosti KČOV (kořenová čistírna odpadních vod) v České republice, která se shoduje s účinností KČOV ve světě (Vymazal, 2004).

Tabulka 3, účinnost kořenových čistíren v ČR. Průměrná účinnost vypočítána na základě účinnosti jednotlivých čistíren (Vymazal, 2004).

Parametr	Přítok (mg l ⁻¹)	Odtok (mg l ⁻¹)	Účinnost (%)	n	N
BSK ₅	150	14,4	85,8	184	65
CHSK _{Cr}	333	53	76,1	109	40
Nerozpuštěné látky	165	11,9	84,8	125	44
Celkový N	56	27,6	47	37	16
NH ₄₊ -N	27,5	18	33,4	77	31
NO ₃ -N	5,8	2,45	40,9	31	12
Celkový P	6,8	3,3	41,4	68	26

n = počet ročních průměrů, N = počet sledovaných KČOV

Jak již bylo uvedeno, nařízení vlády č. 229/2007 Sb. upravuje ukazatele a hodnoty přípustného znečištění povrchových a odpadních vod, ale také určuje náležitosti povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací, a o citlivých oblastech. Tyto hodnoty jsou uvedeny v tabulce 4, jedná se o emisní standardy ukazatelů, které určují přípustné hodnoty (p) a maximální hodnoty (m)

koncentrací podle vzorců a hodnoty průměru koncentrace ukazatelů znečištění vypouštěných odpadních vod v mg/l za kalendářní rok (nařízení vlády č. 229/2007 Sb.).

Tabulka 4, emisní standardy, Nařízení vlády č. 229/2007 Sb., Příloha č. 1, Tabulka 1a.

Kategorie ČOV (EO)	CHSK _{Cr}		BSK ₅		NL		N-NH ₄ ⁺		N _{celk}	
	p	m	p	m	p	m	ø	m	ø	m
<500	150	220	40	80	50	80	-	-	-	-
500 - 2000	125	180	30	60	40	70	20	40	-	-
2001 – 10 000	120	170	25	50	30	60	15	30	-	-
10 001 – 100 000	90	130	20	40	25	50	-	-	15	30
> 100 000	75	125	15	30	20	40	-	-	10	20

3.3. Vegetace kořenových čistíren

V České republice jsou umělé mokřady většinou osázeny kombinací rákosu obecného a chrastice rákosovité. Podle dostupných informací ze zahraničí bývaly umělé mokřady v minulosti osázeny pouze rákosem obecným. Později se začala používat i chrastice z důvodu rychlého růstu a snadného pěstování (Vymazal et Kröpfelová, 2005). Výběr rostlinných druhů pro umělé mokřady je velmi důležitý a závisí na několika různých faktorech, jako např. zeměpisné rozložení, klimatické a stanovištní podmínky, složení odpadních vod a tolerance vůči potenciálním toxickým účinkům (Vymazal et Kröpfelová, 2005; Leto et al., 2013).

Rostliny hrají důležitou roli v odstraňování škodlivých látek a těžkých kovů, které se dostávají do mokřadních rostlin pomocí absorpce přes kořeny a listy volně plovoucích rostlin (Matagi et al., 1998; Sriyara et Shutes, 2001). Hodnota odstranění kovů rostlinami se velmi liší v závislosti na rychlosti růstu a koncentraci těžkých kovů v rostlinné tkáni. Hodnota příjmu kovů na jednotku plochy mokřadu je mnohem vyšší například u orobince než u bylin. Do rostlin kovy vstupují rovněž přes listy pasivním pohybem ve vodní fázi přes trhliny nebo prostřednictvím průduchů

(Everard et Denny, 1985). Studie *Vallisneria spiralis* potvrdily, že místa pro ukládání těžkých kovů se nacházejí v buněčné stěně (Briggs et Robertson, 1997). Sharpe et Denny (1976) potvrdili tento jev pomocí studie s elektronovým mikroskopem na buňce listu rdestu hřebenitým. Grill et al. (1985) identifikoval látku, na kterou se váže kov, vytváří komplex a ten se pak ukládá. Tuto látku pojmenoval fytochelatin.

Stottmeister et al. (2003) potvrzují, že růst kořenů makrofyt ovlivňuje řadu hydraulických vlastností substrátu.

Mnoho studií popisuje, že nadzemní a podzemní části makrofyt poskytují velkou plochu pro vývoj biofilmu, který je zodpovědný za většinu mikrobiálních procesů probíhajících v mokřadech (Leto et al., 2013).

Rostliny významně přispívají k přirozenému procesu čištění odpadních vod, a to i při vysoké koncentraci znečišťujících látek, prostřednictvím interakce rostlin s filtračním materiálem a mikroorganismy (Leto et al., 2013).

3.3.1. Význam vegetace v procesu čištění

Rostliny plní v kořenových čistírnách odpadních vod tyto důležité funkce (Šálek et Tlapák, 2006; Brisson et Chazarenc, 2009):

- Poskytování příznivých podmínek pro rozvoj mikroorganismů, potřebných pro bezproblémovou funkci čistících procesů
- Produkce kyslíku v procesu fotosyntézy pomocí řas a sinic
- Dodávání chybějícího kyslíku do kořenové zóny filtračních polí
- Tepelně izolační, pro zateplení filtračního lože, kde napomáhá proti promrzání
- Účinné odstraňování látek obsažených v odpadní vodě, a to zejména dusík a fosfor
- Funkce estetická

3.3.2. Mokřadní a vodní rostliny

Wetzel (1983) cit. Vymazal (1995) rozděluje mokřadní vegetaci do čtyř základních skupin:

- Emerzní rostliny, rostoucí v zatopených půdách např. rákos obecný, ostřice
- Submerzní rostliny, rostoucí v různých hloubkách např. stolistek, růžkatec ponořený
- Rostliny s plovoucími listy, kořenicí v sedimentech na dně nádrží v hloubce 0,5 až 3m např. leknín bílý, stulík žlutý
- Rostliny volně plovoucí na hladině vody, např. okřehek menší, vodní hyacint

3.3.3. Nejužívanější druhy mokřadních rostlin v KČOV

Mezi nejpoužívanější druh v České republice patří rákos obecný, který se vysazuje samostatně nebo v kombinaci s jinými druhy makrofyt. Další samostatně používané druhy jsou chrastice rákosovitá, která je druhá nejpoužívanější rostlina v ČR, dále zblochan vodní (obrázek 6) a orobinec širokolistý (obrázek 7). V současné době se mokřady osazují sazeničkami předem vypěstovanými v sádkách. Tento typ osázení filtračního lože je velmi úspěšný a umožňuje rychlé pokrytí vegetací. Na 1m² se sází 4-8 sazenic, což je pro účely kořenových čistíren dostačující (Vymazal, 2002).

V chladném období slouží vegetace jako vynikající izolace povrchu filtračního lože, proto se vysazují rostliny, které v krátké době vytvoří hustý porost a mají vysokou nadzemní biomasu. Z tohoto důvodu se vegetace ve většině případů neskví před koncem zimy (Vymazal et Kröpfelová, 2005).

V současné době se klade důraz na využití sklizené biomasy jako udržitelného zdroje energie. Tím je současně utlumováno využití fosilních paliv. Dále se zpracovává popel, získaný z biomasy rákosu rostoucího v umělých mokřadech z kontaminovaných oblastí, který se následovně využívá pro výrobu hnojiv pro zemědělství a lesnictví (Bonanno et al., 2013).



Obrázek 6, zblochan vodní (www.korenova-cisticka.cz).



Obrázek 7, orobinec širokolistý (www.cs.wikipedia.org).

3.3.3.1. Rákos obecný (*Phragmites australis*)

Rákos je robustní vytrvalá rostlina (obrázek 8), které se daří ve vlhkých půdách až do hloubky 1,5m, a to díky schopnosti mohutného růstu kořenů a oddenků (Brix et al., 2014). Dorůstá do výšky 4m, za příznivých klimatických podmínek a bohatém zásobení živin může jeho výška dosáhnout délky až 6m. Rozmnožuje se pomocí dlouhých oddenků, které dosahují délky až 5m (Šálek et al., 2008). Pokud se rákos sází uměle, pomocí předem vypěstovaných sazenic v sádkách, výsadba by měla být provedena v období od konce dubna do konce září (Vymazal, 2002).

Jedná se o mokřadní rostlinu, která je schopna přenosu kyslíku do substrátu na dobré úrovni, dále na sebe váže ve velkém množství živiny. Je to snášenlivá rostlina s ohledem na teplotu v rozmezí 12-23°C a pH v rozmezí 3 až 8 (Lukavská, 1992).

Rákos tvoří hustý porost, tudíž i jeho nadzemní biomasa je velmi pestrá, a to v průměru 3266gm⁻² (±1050gm⁻²), cca 3x více než má chrastice. Maximální biomasy obvykle dosáhne až po 3. a 4. vegetačním období (Vymazal et Köpfelová, 2005). Díky velké produkci biomasy a značnému rozšíření je biomasa rákosu využívána jako surovina pro výrobu papíru. Např. v oblasti Liaohe Delta v Číně pokrývá rákos plochu 800km² a se využívá právě pro papírenský průmysl (Brix et al., 2014).



Obrázek 8, rákos obecný (www.korenova-cisticka.cz).

3.3.3.2. Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*)

Vytrvalá a rákosu podobná tráva (obrázek 9), která vyrůstá do výšky až 3m a tvoří hustý porost. Má kořenový systém propletený oddenky. Tyto oddenky jsou rozprostřeny těsně pod povrchem půdy, neprorůstají do takové hloubky jako kořenový systém u rákosu. Kořenový systém je mohutný a do hloubky zasahuje přibližně 0,2m až 0,3m. Mrazy, zastínění nebo krátkodobé zaplavení či sucho snáší dobře, uzpůsobí se půdní reakci v rozmezí pH 4 až 7,5 s optimem pH 5 (Vymazal, 2002).

Množství biomasy je ovlivněno úrovní vody ve filtračním loži. Čím vyšší je hladina vody, tím více je vyprodukováno nadzemní biomasy. Pomocí měření z 13 umělých mokřadů vyšlo najevo, že chrastice roste mnohem rychleji nežli rákos a své maximální biomasy dosahuje již během druhého vegetačního období. Během tohoto období vyroste i nejvíce výhonků. Průměrná hodnota nadzemní biomasy se pohybuje okolo 1286gm^{-2} ($\pm 477\text{gm}^{-2}$). Chrastice je nejvíce využívána v Evropě (Vymazal et Köpfelová, 2005) a používá se např. i pro zpevňování půd ohrožených erozí a jako biopalivo. Umělá výsadba pomocí sazenic by měla proběhnout v období od začátku dubna do konce října (Vymazal, 2002).



Obrázek 9, chrastice rákosovitá (www.lastura.cz).

3.4. Těžké kovy

Termín „těžké kovy“ je populární v oblasti životního prostředí, kde se obvykle používá k označení pro „špatné“ kovy. Často je tento termín používán pro skupiny kovů a polokovů, které byly spojeny s kontaminací a potenciální toxicitou. Neexistuje žádná směrodatná definice, která by termín těžké kovy vysvětlila. Během posledních dvou desetiletí se termín stále více objevuje v různých publikacích a předpisech týkajících se chemických rizik a bezpečném používání chemických látek. V této době právní předpisy stanovily seznam těžkých kovů, kterých se toto týká. Web of Science v roce 2002 publikoval už 293 článků obsahující pojem „těžké kovy“, 308 článků v roce 2001 a 270 článků v roce 2000 (Hodson, 2004).

Těžký kov je tedy nepřesný termín, který označuje prvky a jeho sloučeniny, např. podle hustoty (Duffus, 2002).

Poprvé byl tento termín použit ve 3. dánském vydání Bjerrum anorganické chemie (Bjerrum, 1936). Zde jsou těžké kovy popisovány jako kovy s elementární hustotou nad 7g/cm^3 (Hodson, 2004).

V průběhu let se udávaná hranice hustoty těžkých kovů proměňovala. Např. v roce 1964 a 1987 byla na hodnotě 4g/m^3 - dle Mezinárodní encyklopedie chemických věd a podle redaktorů Grant a Hack z Chemického slovníku kovů. The Roemp chemický slovník uvádí dokonce hodnotu definující hustoty $3,5\text{g/m}^3$. Nakonec se tato kategorizace neujala.

Dle Duffuse (2002), existují další definice výrazu, které se výrazně liší a které nejsou pevně dány. Například dělení dle atomové hmotnosti, díky které spadá hořčík do kategorie těžkých kovů. Jiná definice je založena na atomovém čísle, kdy je těžký kov definován atomovým číslem vyšším než 20, např. sodík. Tato definice také není validní, jelikož kovy s atomovým číslem větším, než má sodík – např. hořčík a draslík, spadají touto metodou mezi těžké kovy. Dle předchozí definice, kdy je určujícím faktorem hustota, by takto klasifikovány nebyly (Duffus, 2002).

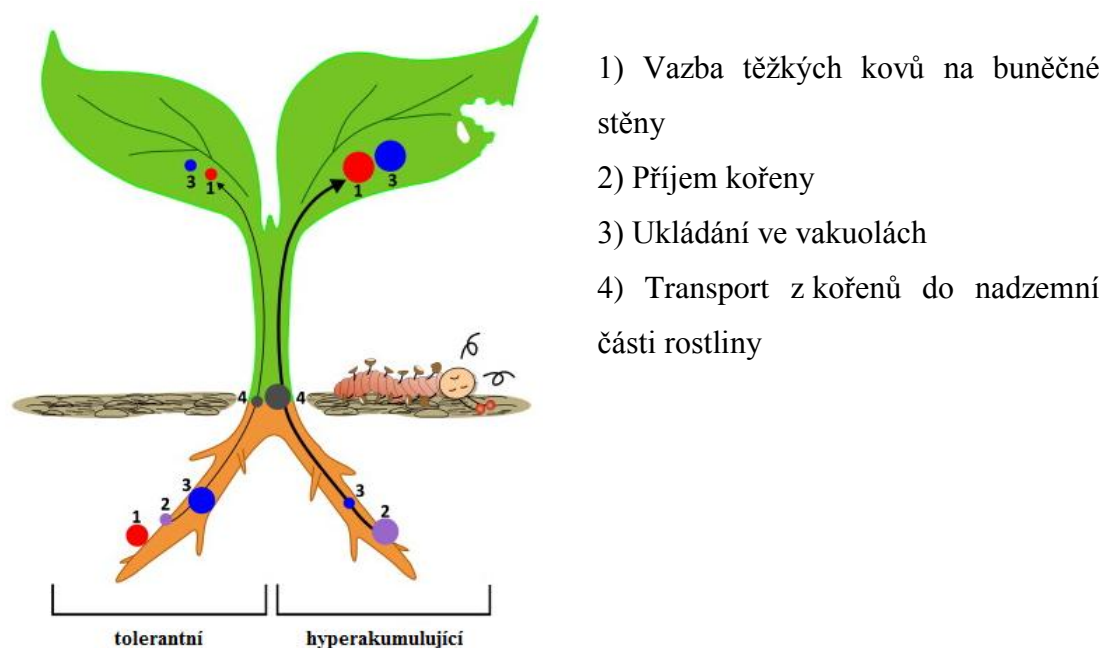
Výraz těžké kovy tedy není nijak vědecky podložen a způsob jeho používání nebyl doposud jasně stanoven.

3.4.1. Vliv těžkých kovů na mokřadní rostliny - fytotoxicity

Ve druhé polovině 20. století byla u některých rostlin zjištěna schopnost tolerance vůči vysoké koncentraci těžkých kovů. Tyto rostliny se vyskytovaly převážně na místech s přirozeně vysokou koncentrací těžkých kovů, nebo na místech znečištěných průmyslovou činností. Na ostatní druhy rostlin působí kovy ve vysokých koncentracích toxicky (Rascio et Navari-Izzo, 2011).

Jako hyperakumulující rostliny jsou označovány rostliny, které akumulují těžké kovy ve zvýšených koncentracích. Tento druh tolerantních rostlin je možné najít v půdách bohatých na těžké kovy (Krämer, 2010; Rascio et Navari-Izzo, 2011).

Hyperakumulující rostliny mají schopnost růst v půdách obsahujících kov a schopnost akumulovat mimořádně vysokou koncentraci těžkých kovů v nadzemní biomase. Tři základní charakteristické znaky, které rozlišují hyperakumulující rostliny (vpravo na obrázku 10) od tolerantních rostlin, (vlevo na obrázku 10) jsou: Zvyšující se tempo příjmu těžkých kovů, rychlejší transport kovů z kořenů do výhonků a větší schopnost detoxifikace a soustředění těžkých kovů v listech (Rascio et Navari-Izzo, 2011).



Obrázek 10, mechanismus podílející se na příjmu, distribuci a ukládání těžkých kovů u rostlin se zvýšenou tolerancí (Rascio et Navari-Izzo, 2011).

Kovové ionty v rostlinách vyvolávají toxicitu těmito procesy (Sharma et Dietz, 2009):

- Tvorbou kyslíkových radikálů (ROS), které způsobují oxidační stres
- Přímou interakcí s proteiny
- Nahrazením základních kationtů ve vazebných místech

Některé druhy kovů nejsou nijak významné pro rostliny, protože ve vztahu k nim se neuskutečňují žádné známé fyziologické procesy, např. As, Cd, Hg, Pb nebo Se.

Naopak existují kovy, které jsou nezbytné pro normální růst a metabolismus rostlin, ale zároveň, pokud jejich koncentrace stoupá nad optimální hodnoty, mohou být pro rostliny jedovaté, např. Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni a Zn. V případě vyšší koncentrace kovů v okolí rostlin, může způsobit zvýšenou produkci reaktivních kyslíkových radikálů (ROS) v důsledku vzájemného ovlivňování s elektron-transportními procesy, probíhajícími na membráně chloroplastů (Pagliano et al., 2006; La Rocca et al., 2009). Tato zvýšená produkce ROS způsobuje vznik oxidačního stresu, kterému jsou vystaveny buňky.

3.4.2. Způsoby detoxifikace

Rostliny reagují na negativní vlivy těžkých kovů prostřednictvím několika mechanismů, které probíhají v jejich těle. Tato skupina dějů se nazývá fytoremediace. Jeden z důležitých mechanismů detoxifikace těžkých kovů v organismu rostlin je chelatace kovů s ligandy. Mezi tyto ligandy patří organické kyseliny, aminokyseliny a dva typy peptidů – fytochelatiny a methalothioneiny (Cobbett, 2000; Cobbett et Goldsbrough, 2002; Hall, 2002).

Fytochelatiny

Tvoří komplex peptidů, které se skládají z opakujícího se dipeptidu γ -Glu-Cys (Glu – glutamyl, Cys – cystein) a je ukončena jednou molekulou aminokyseliny Gly, podle obecné struktury $(\gamma\text{-Glu-Cys})_n\text{-Gly}$ (Gly - glycin), kde hodnota n se pohybuje v rozmezí dva až jedenáct (nejčastěji ale dva až pět) (Cobbett, 2000; Hall, 2002).

Fytochelatiny (PC) se vyskytují v rostlinách a v některých mikroorganismech a hrají důležitou roli při detoxifikaci těžkých kovů (Cobbett, 2000).

Metalothioneiny

Metalothioneiny jsou bohaté na aminokyseliny cysteinu a byly nalezeny u zástupců rostlinné, dokonce i živočišné říše (Hall, 2002). Hlavní funkcí metalothioneinů je především transport, ukládání a detoxifikace kovů. Tímto chrání organismus rostliny před akutními toxickými účinky kovů, které způsobují abiotický stres (Raudenská et al., 2012).

3.5. Studium těžkých kovů v mokřadní vegetaci

Studiem koncentrace těžkých kovů ve vegetaci v kořenových čistírnách odpadních vod se v současné době zabývá řada autorů. Pro příklad byly vybrány studie sledující šest nejčastěji se vyskytujících těžkých kovů a jejich výsledky jsou shrnuty v následujících tabulkách 5, 6, 7, 8, 9 a 10.

Koncentrace sledovaných kovů v biomase u KČOV jsou velmi podobné, v některých případech i nižší než u přirozených mokřadů. V kořenech je nejvyšší koncentrace kovů, dále pak v oddencích, listech a stoncích. Koncentrace kovů obsažených v rákosu klesá v pořadí $Zn > Cu > Pb > Cr > Ni > Cd$. Celkově nejvyšší koncentrace z vybraných příkladů připadá na Zn s obsahem $233-588 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny v kořenech u přirozeného mokřadu v New Jersey (Windham et al., 2003). Naopak nejnižší koncentrace patří Cd s obsahem $0,0073 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny ve stoncích u KČOV s vertikálním průtokem v Belgii (Lesage et al., 2007). Nejvyšší koncentrace jednotlivých kovů v listech a stoncích byly zaznamenány $386-477 \text{ mg.kg}^{-1}$ a $184-329 \text{ mg.kg}^{-1}$, KČOV/Německo u **Zn**, u **Cu** - $3,73-10,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ a $1,6-19,2 \text{ mg.kg}^{-1}$, přirozený mokřad/New Jersey, **Pb** - $13,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ a $9,87 \text{ mg.kg}^{-1}$, přirozený mokřad/Itálie, (tabulky 6 a 7). Nejnižší koncentrace kovů v listech a stoncích jsou pro **Cd** $0,01 \text{ mg.kg}^{-1}$, 4 KČOV/ČR a $0,0073 \text{ mg.kg}^{-1}$, KČOV-vertikál/Belgie, **Cr** $0,18 \text{ mg.kg}^{-1}$ a $0,13 \text{ mg.kg}^{-1}$, 4 KČOV/ČR, (tabulky 6 a 7). Podobných výsledků bylo dosaženo u podzemní biomasy. Nejvyšší koncentrace v kořenech a oddencích

připadá na **Zn** 233-588mg.kg⁻¹ a 24,5-66,8 mg.kg⁻¹, přirozený mokřad/New Jersey a nejnižší **Cr** 0,21mg.kg⁻¹ a 0,02 mg.kg⁻¹, 4KČOV/ČR (tabulky 9 a 10).

Dle nalezených hodnot bylo zjištěno, že v podzemní biomase je koncentrace těžkých kovů vyšší než v nadzemní biomase. Jak je známo z odborné literatury, tak hlavním místem pro akumulaci těžkých kovů v KČOV je substrát ve filtračním poli.

Tabulka 5, koncentrace těžkých kovů v nadzemní biomase rákosu obecného [mg.kg⁻¹] v přirozených a umělých mokřadech.

lokality	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	literatura
nadzemní biomasa							
KČOV/Pakistan	2	1	2,7	2,4	1,5		Khan et al., 2009
4 přirozené mokřady/Polsko	1,2-5	3,9-4,6	6,2-7,5	2,1-5,1	14,2-22	13-33	Samecka-Cymerman et Kempers, 2001
přirozený mokřad/Francie	0,05-0,22	0,62-0,92	10,8-19,4	0,59-1,39	0,92-1,3	24,3-43,4	Marchand et al., 2014
KČOV/Čína	5,6				3,71	43,4	Jianguo et al., 2007

Tabulka 6, koncentrace těžkých kovů v listech rákosu obecného [mg.kg⁻¹] v přirozených a umělých mokřadech.

lokality	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	literatura
listy							
přirozený mokřad/New Jersey		0,22-2,26	3,73-10,7		0,09-2,98	11,52-79,03	Windham et al., 2003
KČOV/Belgie	0,028-0,071	0,72-0,95	2,2-4,4	0,29-0,45	0,53-1,1	20-49	Lesage et al., 2007
4 KČOV/ČR	0,01	0,18	7,82	1,63	0,23	27,1	Vymazal et al., 2009
přirozený mokřad/Itálie	1,05	0,69	4,13	1,69	13,2	28,4	Bonanno et Giudice, 2010
KČOV-vertikál/Belgie	0,014	0,4	5,7	0,47	0,39	29	Lesage et al., 2007
KČOV – horizontál/Belgie	0,039-0,045	0,54-0,55	4,5-4,6	0,57-0,67	0,53-0,69	32-37	Lesage et al., 2007
KČOV/Německo	0,9-1	2,3-3,8	6,3-7,7	2,7-4,1	8-12,5	386-477	Abdel-Shafy et al., 1994

Tabulka 7, koncentrace těžkých kovů ve stoncích rákosu obecného [mg.kg⁻¹] v přirozených a umělých mokřadech.

lokality	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	literatura
stonky							
přirozený mokřad/Itálie	0,68	0,4	2,31	0,48	9,87	10,04	Bonanno et Giudice, 2010
KČOV/Belgie	0,031-0,083	0,9-1,3	0,91-3,3	0,2-0,52	0,34-0,43	11-39	Lesage et al., 2007
KČOV – horizontál/Belgie	0,040-0,041	0,61-0,64	2,5-2,8	0,54-0,65	0,26-0,35	18-46	Lesage et al., 2007
4 KČOV/ČR	0,01	0,13	6,57	1,18	0,11	20,5	Vymazal et al., 2009
přirozený mokřad/New Jersey		0,3-2,6	1,6-19,2		0,6-3,2	26,6-75,3	Windham et al., 2003
KČOV-vertikál/Belgie	0,0073	0,39	4,7	0,64	0,25	70	Lesage et al., 2007
KČOV/Německo	0,4-0,5	1,6-3,1	3,4-5,1	1,2-2	1,5-2,5	184-329	Abdel-Shafy et al., 1994

Tabulka 8, koncentrace těžkých kovů v podzemní biomase rákosu obecného [mg.kg⁻¹] v přirozených a umělých mokřadech.

lokality	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	literatura
podzemní biomasa							
KČOV/Belgie	0,19-0,47	15-22	6,9-44	6,4-13	1,3-20	32-184	Lesage et al., 2007
KČOV/Čína	2,52				9,59	62,95	Jianguo et al., 2007

Tabulka 9, koncentrace těžkých kovů v kořenech rákosu obecného [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] v přirozených a umělých mokřadech.

lokality	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	literatura
kořeny							
KČOV/Pakistan	2,9	2,3	5,3	4,9	3,8		Khan et al., 2009
4KČOV/ČR	0,21	14,0	38	16,7	7,1	86	Vymazal et al., 2009
přirozený mokřad/Itálie	1,13	6,97	14,98	9,12	16,54	104,1	Bonanno et Giudice, 2010
2 přirozené mokřady/Dánsko	0,58-1,21		14,6-17,7		3,5-9,3	158-245	Schierup et Larsen, 1981
přirozený mokřad/New Jersey		48,5-65,4	55,1-184,6		91,1-142	233-588	Windham et al., 2003

Tabulka 10, koncentrace těžkých kovů v oddencích rákosu obecného [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] v přirozených a umělých mokřadech.

lokality	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	literatura
oddenky							
4KČOV/ČR	0,02	1,6	32,3	1,86	0,52	22,1	Vymazal et al., 2009
přirozený mokřad/New Jersey		4,22-10,53	7,33-12,64		6,25-8,43	24,5-66,8	Windham et al., 2003
přirozený mokřad/Itálie	1	1,52	4,33	1,67	15,3	32,67	Bonanno et Giudice, 2010

Eliminace těžkých kovů

Umělé mokřady se běžně používají při čištění odpadních vod, a to i zemědělských a průmyslových, k eliminaci těžkých kovů. Informací o účinnosti a odstranění stopových prvků v rostlinách rostoucích v umělých mokřadech je, bohužel, velmi málo (Vymazal, et al., 2009).

Pro vyhodnocení účinnosti eliminace těžkých kovů v přirozených a umělých mokřadech byly v této bakalářské práci vybrány nejčastěji sledované prvky, a to Cd, Cr, Cu, Ni, Pb a Zn. Přehled účinnosti znázorňuje tabulka 11.

Umělé mokřady se zdají být velmi účinné při odstraňování těžkých kovů, ale z přehledu tabulky vyplývá, že účinnost je rozdílná jak pro jednotlivé kovy, tak pro čistírny.

Jsou úspěšné při odstraňování těžkých kovů nejen u městských odpadních vod, ale i účinnost u průmyslových a zemědělských odpadních vod je velmi dobrá.

Účinnost eliminace kadmia se pohybuje v rozmezí 0-94%; chrom 27,1-89%; měď 41,7-84%; nikl -12-69%; olovo 25,7-99,4%; zinek 55-97,3%. Největší eliminace kovu byla vyhodnocena u olova 99,4% u kořenové čistírny v Číně s důlní odpadní vodou. Naopak nejnižší eliminace byla vyhodnocena u kořenové čistírny s městskou odpadní vodou ve Slavošovicích, a to nulová účinnost u kadmia.

Tabulka 11, účinnost eliminace těžkých kovů pomocí umělých a přirozených mokřadů [%].

lokality	druh odpadní vody	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	literatura
KČOV/Pakistan	průmyslová	91,9	89	48,3	40,9	50		Khan et al., 2009
KČOV/Argentina	průmyslová		53		39			Maine et al., 2009
KČOV/Argentina	průmyslová		82		69		55	Hadad et al., 2006
Přirozený mokřad/Austrálie	dešťová			48		71	57	Walker et Hurl, 2002
KČOV Slavošovice/ČR	městská	0	27,1	41,7	-12	25,7	58,3	Kröpfelová et al., 2009
17 KČOV	městská	71		49		74	60	Kadlec et Wallace, 2009
KČOV Břehov/ČR	městská	69,7	67,6	84	46	78	86	Kröpfelová et al., 2009
KČOV Mořina/ČR	městská	78,1	70,5	73,8	49,1	84,2	90,5	Kröpfelová et al., 2009
KČOV/Čína	zemědělská	92,2				96,4	94,2	Jianguo et al., 2007
KČOV/Čína	důlní	94				99,4	97,3	Yang et al., 2006

4. DISKUZE

Kořenové čistírny jsou přírodní alternativou klasického čištění odpadních vod. V České republice ještě není tento způsob tolik rozšířen jako ve světě. Proto lidé jsou k tomuto způsobu čištění odpadních vod velice skeptičtí a ani neví, co si pod tímto názvem představit. Navzdory tomu rok od roku počet kořenových čistíren stále stoupá. Důvodů je mnoho, např. jsou šetrné vůči životnímu prostředí, nevyžadují elektrickou energii, zlepšují biodiverzitu krajiny, vyžadují minimální údržbu a jsou provozně velmi levné.

Ve své bakalářské práci jsem čerpala z dostupných zdrojů, většinou se jednalo o zahraniční literaturu, která je na informace ohledně koncentrace těžkých kovů a účinnosti kořenových čistíren bohatší. Tento typ čistíren je ve světě více rozšířený než u nás. Ve světě se využívají umělé mokřady k čištění nejen domovních a městských splaškových vod, ale i k čištění průmyslových, zemědělských a důlních odpadních vod a průsakové vody ze skládek.

V ČR nelze v současnosti posoudit užití kořenových čistíren v jednotlivých průmyslových a zemědělských odvětvích. V ČR jsou zatím KČOV využívány zejména u rodinných domů a jako obecní čistírny pro kapacitu 1000EO.

Běžně používané kořenové čistírny odpadních vod v ČR jsou s horizontálním podpovrchovým prouděním. Jejich účinnost je srovnatelná s kořenovými čistírnami ve světě. Ukázaly se jako účinné při čištění odpadních vod a při eliminaci těžkých kovů. Hodnoty účinnosti jsou rozdílné. Je tedy jasné, že na eliminaci mají vliv různé faktory, např. pH, redox potenciál a složení substrátu.

Vzhledem k úspěšným výsledkům ohledně účinnosti eliminace těžkých kovů v KČOV, lze říci, že v budoucnu se budou využívat i pro čištění průmyslových či zemědělských odpadních vod bez dopadu na životní prostředí.

5. ZÁVĚR

Cílem této bakalářské práce bylo shrnutí základních informací o využívání kořenových čistíren k eliminaci těžkých kovů z odpadních vod, popsat rostliny běžně využívané v kořenových čistírnách v České republice, zohlednit vliv těžkých kovů na vegetaci a přiblížit způsob detoxifikace. Dalším úkolem bylo popsat současné využití kořenových čistíren k čištění odpadních vod obsahující rizikové látky v ČR i ve světě, vyhodnotit potenciál kořenových čistíren pro eliminaci těžkých kovů z odpadních vod.

Zvolila jsem postup seznámení se s procesy, které probíhají v KČOV. Poté jsem definovala a popsala vegetaci obecně využívanou pro KČOV a podrobnější informace o rákosu obecném a chřastici rákosovité, které se využívají v České republice na KČOV nejvíce. Charakterizovala jsem vliv a způsoby eliminace těžkých kovů v rostlinách.

Nejprve jsem v práci formulovala obecné informace o kořenových čistírnách a procesy, které v nich probíhají. Dále jsem popsala Pro určení, zda jsou kořenové čistírny účinné pro čištění odpadních vod, jsem nejprve zjistila, jak velká koncentrace těžkých kovů se v rostlinách vyskytuje, viz. tabulky 5 až 10. Z výsledku tabulek je jasné, že nejvyšší koncentrace těžkých kovů připadá na podzemní biomasu.

Následně jsem vyhledala informace o účinnosti KČOV (tabulka 11) u vybraných kovů a na základě toho vyhodnotila, zda lze KČOV použít nejen pro domácí a obecné čištění odpadních vod.

Na základě provedené analýzy mohu konstatovat, že vzhledem k výsledkům eliminace těžkých kovů, je vhodné v ČR využívat KČOV i pro čištění průmyslových a zemědělských odpadních vod.

6. POUŽITÁ LITERATURA

Abdel-Shafy, H.I., Hegemann, W., Teiner, A., 1994: Accumulation of metals by vascular plants. *Environmental Management and Health*, Vol. 5, pp. 21-24.

Bonanno, G., Cirelli, G.L., Toscano, A., Giudice, R. L., Pavone, P., 2013: Heavy metal content in ash of energy crops growing in sewage-contaminated natural wetlands: Potential applications in agriculture and forestry? *Science of the Total Environment*, Vol. 452-453, pp. 349-354.

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

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. 1923-1930.

Brix, H., Ye, S., Laws, E. A., Sun, D., Li, G., Ding, X., Yuan, H., Zhao, G., Wang, J., Pei, S., 2014: Large-scale management of common reed, *Phragmites australis*, for paper production: A case study from the Liaohe Delta, China. *Ecological Engineering*, Vol 73, pp. 760-769.

Cobbett, Ch.S., 2000: Phytochelatin biosynthesis and function in heavy-metal detoxification. *Current Opinion in Plant Biology*, Vol. 3, pp. 211-216.

Cobbett, Ch.S., Goldsbrough, P., 2002: Phytochelatins and metallothioneins: roles in heavy metal detoxification and homeostasis. *Annual Review of Plant Biology*, Vol. 53, pp. 159–182.

Cooper, P.F., Job, G.D., Green, M.B., Shutes, R.B.E., 1996: *Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. WRc Publications, Medmenham, Marlow, UK.

Dohányos M., Koller J., Strnadová N., 2007: Čištění odpadních vod. VŠCHT Praha, Praha, 177 s.

Duffus, J., 2002: „Heavy metals“ - a meaningless term? Pure Applied Chemistry, Vol. 74, pp. 793-341-343.

Everard, M., Denny, P., 1985: Flux of lead in submerged plants and its relevance to a fresh water system. Aquatic Botany, Vol. 21, pp. 181–193.

Grill, E., Winnacker, E.L., Zenk, M.H., 1985: Phytochelatins: The principal heavy-metal complexing peptides of higher plants. Science, Vol. 230, pp. 674–676.

Hadad, H.R., Maine, M.A., Bonetto, C.A., 2006: Macrophyte growth in a pilot-scale constructed wetland for industrial wastewater treatment. Chemosphere, Vol 63, pp. 1744-1753.

Hall, J.L., 2002: Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. Journal of Experimental Botany, Vol. 53, pp. 1-11.

Hodson, M.E., 2004: Heavy metals-geochemical bogey men? Environmental Pollution, Vol. 129, pp. 807.

Hudcová, J., Vymazal, J., Křiška Dunajský, M., 2013: Reconstruction of a constructed wetland with horizontal subsurface flow after 18 years of operation. Water, Science and Technology, Vol. 68, pp. 1195-1202.

Jianguo, L., Dong, Y., Xu, D., Wang, D., Xu, J., 2007: Accumulation of Cd, Pb and Zn by 19 wetland plant species in constructed wetland. Journal of Hazardous Materials, Vol. 147, pp. 947-953.

Kadlec, R.H., Wallace, S., 2009: Treatment Wetlands (2nd ed.), CRC Press, Boca Raton, FL.

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.

Krämer, U., 2010: Metal hyperaccumulation in Plants. Annual Review of Plant Biology, Vol. 61, pp. 517-534.

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.

La Rocca, N., Andreoli, C., Giacometti, G.M., Rascio, N., Moro, I., 2009: Responses of the Antarctic microalga *Koliella antarctica* (Trebouxiophyceae, Chlorophyta) to kadmium contamination. Photosynthetica, Vol. 47, pp. 471-479.

Lesage, E., Rousseau, D.P.L., Meers, E., Tack, F.M.G., De Pauw, N., 2007: Accumulation of metals in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in Flanders, Belgium. Science of The Total Environment, Vol. 380, pp. 102-115.

Lesage, E., Rousseau, D.P.L., Meers, E., Van de Moortel, A.M.K., Du Laing, G., Tack, F.M.G., De Pauw, N., Verloo, M.G., 2007: Accumulation of Metals in the Sediment and Reed Biomass of a Combined Constructed Wetland Treating Domestic Wastewater. Water Air Soil Pollut, Vol. 183, pp. 253-264.

Leto, C., Tuttolomondo, T., La Bella, S., Leone, R., Licata, M., 2013: Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed wetland – phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy). Ecological Engineering, Vol. 61, pp. 282-291.

Licht, L.A., Isebrands, J.G., 2005: Linking phytoremediated pollutant removal to biomass economic opportunities. Biomass Bioenergy, Vol. 28, pp. 203-218.

Maine, M.A., Suñe, N., Hadad, H., Sánchez, G., Bonetto, C., 2009: Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed wetland. Journal of Environmental Management, Vol. 90, pp. 355-363.

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.

Marchand, L., Nsanganwimana, F., Cook, B.J., Vystavna, Y., Huneau, F., Le Coustumer, P., Lamy, J.B., Oustrière, N., Mench, M., 2014: Trace element transfer from soil to leaves of macrophytes along the Jalle d'Eysines River, France and their potential use as contamination biomonitors. *Ecological Indicators*, Vol. 46, pp. 425-437.

Matagi, S.V., Swai, D., Mugabe, R., 1998: A review of heavy metal removal mechanisms in wetlands. *African Journal for Tropical Hydrobiology and Fisheries*, Vol. 8, pp. 23–35.

Nařízení vlády č. 229/2007 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.

Pagliano, C., Raviolo, M., Vecchia, F.D., Gabbrielli, R., Gonnelli, C., Rascio, N., Barbato, R., La Rocca, N., 2006: Evidence for PSII donor-side damage and photoinhibition induced by cadmium treatment on rice (*Oryza sativa* L.). *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, Vol. 84, pp. 70-78.

Pilon-Smits, E., 2005: Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, Vol. 56, pp. 15–39.

Rascio, N., Navari-Izzo, F., 2011: Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Science*, Vol. 180, pp. 169-181.

Raudenská, M., Šmerková, K., Tanhäuserová, V., Gumulec, J., Hlavna, M., Sztalmachová, M., Pácal, L., Babula, P., Adam, V., Eckschlager, T., Kizek, R., Masařík, M., 2012: Metallothionein a jeho role v detoxikaci těžkých kovů a predispozici k chorobám. *Praktický lékař*, Vol. 6, pp. 322-326.

Samecka-Cymerman, A., Kempers, A.J., 2001: Concentrations 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. *Science of The Total Environment*, Vol. 281, pp. 87-98.

Schierup, H.H., Larsen, V.J., 1981: Macrophyte cycling of zinc, copper, lead and cadmium in the littoral zone of a polluted and a non-polluted lake. I. Availability, uptake and translocation of heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. *Aquatic Botany*, Vol. 11, pp. 197-210.

Sharma, S.S., Dietz, K.J., 2009: The relationship between metal toxicity and cellular redox imbalance. *Trends in Plant Science*, Vol. 14, pp. 43-50.

Sharpe, V., Denny, P., 1976: Electron microscope studies on the absorption and localization of lead in the leaf tissue of *potamogeton pectinatus* L. *Journal of Experimental Botany*, Vol. 27, pp. 1135–1162.

Sriyaraj, K., Shutes, R.B.E., 2001: An assessment of the impact of motorway runoff on a pond, wetland and stream. *Environment International*, Vol. 26, pp. 433–439.

Stottmeister, U., Wiessner, A., Kusch, P., Kappelmeier, U., Kastner, M., Bederski, O., Muller, R.A., Moormann, H., 2003: Effect of plants and microorganism in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, Vol. 22, pp. 93-117.

Šálek, J., Tlapák, V., 2006: Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod. Informační centrum ČKAIT, s. r. o., Praha, 283 s.

Šálek J., Žáková Z., Hrnčíř P., 2008: Přírodní čištění a využívání vody v rodinných domech a rekreačních objektech. ERA group spol. s. r. o., Brno, 115 s.

Vymazal, J., 1995: Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách, ENVI Třeboň, 147s.

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., 2004: Kořenové čistírny odpadních vod. ENKI o. p. s., Třeboň, 14s.

Vymazal, J., 2009: The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*, Vol. 35, pp. 1-17.

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., Březinová, T., 2014: Long term treatment performance of constructed wetlands for wastewater treatment in mountain areas: Four case studies from the Czech Republic. *Ecological Engineering*, Vol. 71, pp. 578-583.

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., 2011: A free-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: first 2 years of operation. *Ecological Engineering*, Vol. 37, pp. 90-98.

Vymazal J., Kröpfelová L., Švehla J., Chrastný V., Štíhová J., 2009: Trace elements in *Phragmites australis* growing in constructed wetlands for treatment of municipal wastewater. *Science Direct*, Vol. 35, pp. 303-309.

Walker, D.J., Hurl, S., 2002: The reduction of heavy metals in a stormwater wetland. *Ecological Engineering*, Vol. 18, pp. 407–414.

Windham, L., Weis, J.S., Weis, P., 2003: Uptake and distribution of metals in two dominant salt marsh macrophytes, *Spartina alterniflora* (cordgrass) and *Phragmites australis* (common reed). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 56, pp. 63-72.

Yang, B., Lan, C.Y., Yang, C.S., Liao, W.B., Chang, H., Shu, W.S., 2006: Long-term efficiency and stability of wetlands for treating wastewater of a lead/zinc mine and the concurrent ecosystem development. *Environmental Pollution*, Vol. 143, pp. 499-512.

Internetové zdroje:

ČE, 2008: Česká energetika. Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách, online: http://www.ceskaenergetika.cz/nezarazene_clanky/cistení_odpadnich_vod_v_korenovych_cistirnach.html, cit. 19.08.2008.

Kořenovky.cz, 2015: Kořenovky.cz. Rostliny pro kořenovou čističku, online: <http://www.korenova-cisticka.cz/o-korenovkach/fungovani/Korenova-cisticka%E2%80%93korenova-cistirna%E2%80%93rostliny-pro-korenovou-cisticku.html>, leden 2015.

Vojtíšek, M., 2011: Lastura. Chrastice rákosovitá, online: http://www.lastura.cz/herbar/chrastice_rakosovita.html, cit. 22.07.2011.

Wikipedie, 2014: Orobinec širokolistý, online: http://cs.wikipedia.org/wiki/Orobinec_%C5%A1irokolist%C3%BD, leden 2015.