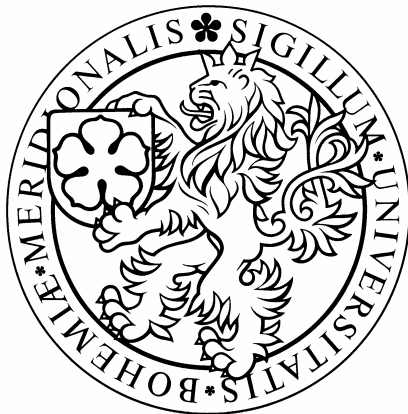


# Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Zemědělská fakulta



Studijní obor: Zemědělské biotechnologie

Katedra chemie

## BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Kumulace vybraných rizikových prvků v rostlinách využívaných v kořenových čistírnách  
odpadních vod

Vypracovala: **Ivana Vančurová**

Vedoucí bakalářské práce: Ing. Jaroslav Švehla, CSc.

Konzultant bakalářské práce: RNDr. Jan Vymazal, CSc.

České Budějovice 2008

## **Anotace**

Cílem bakalářské práce je sestavení literární rešerše na téma kumulace vybraných rizikových prvků z odpadních vod pomocí rostlin na kořenových čistírnách (KČOV). Práce podává stručný přehled nejčastěji používaných rostlin pro kořenové čistírny odpadních vod a zásad jejich pěstování.

Méně než 2% ročně odstraněné hmoty z odpadních vod je akumulováno v nadzemní biomase rákosu. Nejvyšší koncentrace byly změřeny v kořenovém systému, zatímco relativně nízké koncentrace byly nalezeny v oddencích a nadzemních částech rostliny. Akumulace v kořenech rákosu obecného (*Phragmites australis*) byly obvykle vyšší, než u skřípince jezerního (*Schoenoplectus lacustris*). Zatímco u *Phragmites australis* byly stupně akumulace vyšší v zimě než v ostatních ročních obdobích, u *Schoenoplectus lacustris* byl nejvyšší akumulací stupeň nalezen na podzim. Oba rostlinné druhy byly shledány jako kořenové akumulátory Pb, Cu, Mn, Ni, Zn and Cd.

## **Annotation**

The aim of this bachelor work is to provide a literature survey aimed at the accumulation of risk elements by plants growing in constructed wetlands. The results of the survey revealed that less than 2% of the inflowing amount of risk elements is sequestered in the aboveground reed biomass. The highest concentrations were measured in roots while relatively low concentrations were found in rhizomes and aboveground biomass. Concentrations in *Phragmites* roots were usually higher than those in *Schoenoplectus*. The accumulation of risk elements was the highest during winter for *Phragmites* and in autumn for *Schoenoplectus*. Both plant species were found to be root accumulators of Pb, Cu, Mn, Ni, Zn and Cd.

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma „Kumulace vybraných rizikových prvků v rostlinách využívaných v kořenových čistírnách odpadních vod“ vypracovala samostatně a na základě materiálů uvedených v seznamu literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě, fakultou elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

Ivana Vančurová

V Českých Budějovicích 2008

Úvodem bych ráda poděkovala vedoucímu bakalářské práce Ing. Jaroslavu Švehlovi, CSc. spolu s konzultantem RNDr. Janu Vymazalovi, CSc. za vedení a odbornou pomoc poskytnutou při zpracovávání této práce.

Svůj dík bych ráda vyjádřila i svým rodičům, především za podporu, trpělivost a umožnění studia na vysoké škole.

Děkuji Ivana

Tato práce byla součástí výzkumného záměru ZF JCU: **MSM 6007665806** -

*„Trvale udržitelné způsoby hospodaření v podhorských a horských oblastech zaměřené na vytváření souladu mezi jejich produkčním a mimoprodukčním uplatněním.“* A též **MSM 122200003** – *„Interakce chemických složek v ekosystému povrchových vod.“*

A také grantového projektu GAČR 206/06/0058

*„Monitoring těžkých kovů a vybraných rizikových prvků při čištění odpadních vod v umělých mokřadech“* řešitele Ing. Jana Vymazala, CSc.

## Obsah:

1. Úvod.....	6
2. Literární přehled.....	7
2.1 Základní charakteristiky mokřadů.....	7
2.1.1 Vegetace.....	7
2.1.1.1.Rozdělení mokřadní vegetace.....	8
2.1.2 Půda.....	11
2.1.2.1 Minerální půda.....	12
2.1.2.2 Organická půda.....	12
2.1.3 Hydrologické poměry.....	12
2.2 Kořenové čistírny v České republice.....	13
2.2.1 Vývoj kořenových čistíren.....	13
2.2.2 Návrhové parametry.....	15
2.2.2.1 Mechanické předčištění.....	15
2.2.2.2 Filtrační lože.....	16
2.2.3 Provoz a údržba.....	16
2.3 Srovnání kořenových čistíren s klasickými čistírnami.....	17
2.4 Rostliny využívané v kořenových čistírnách v České Republice.....	18
2.4.1 Rákos obecný.....	19
2.4.1.1 Rozmnožování, výsadba a ošetřování rákosu obecného.....	20
2.4.2 Chrastice rákosovitá.....	22
2.4.3 Zblochan vodní.....	22
2.4.4 Skřipinec jezerní.....	23
2.4.5 Orobinec širokolistý.....	23
2.4.6 Orobinec úzkolistý.....	24
2.4.7 Zevar vzpřímený.....	25
2.4.8 Kosatec žlutý.....	25
2.5 Podíl rostlin na čistícím procesu.....	26
2.5.1 Transport kyslíku na čistícím procesu.....	26
2.5.2 Zvyšování hydraulické propustnosti půdních těles.....	26
2.5.3 Funkce kořenů v čistícím procesu.....	27
2.5.4 Zateplování povrchu v zimním období.....	27
2.6 Fytoremediace.....	28
2.6.1 Čištění vody kumulujícími rostlinami.....	28
2.6.1.1 Dekontaminace znečištěných vod.....	28
2.6.1.2 Vodní hyacint.....	29
2.6.2 Rhizofiltrace.....	30
2.7 Čistící procesy.....	31
2.7.1 Účinnost čištění.....	33
2.7.2 Odstraňování organických látek.....	33
2.7.3 Odstraňování nerozpuštěných látek.....	34
2.7.4 Podíl mikroorganismů na čistícím procesu.....	34
2.8 Těžké kovy v biomase rostlin na KČOV.....	35
2.8.1 Těžké kovy a akumulace kovů.....	35
2.8.2 Těžké kovy v mokřadech.....	37
3. Závěr.....	39
4. Použitá literatura.....	41
5. Přílohy.....	46

# 1. Úvod

V posledních letech u nás i ve světě velmi rychle pokračuje zavádění a zdokonalování přírodních způsobů čištění odpadních vod. V přírodních čistírnách odpadních vod jsou využívány přirozené biochemické procesy, probíhající ve vodním a mokřadním prostředí k odstraňování znečišťujících látek z vody. Kromě fyzikálně - chemických procesů se na odstraňování škodlivých látek významně podílí činnost mikroorganismů, rostlin i drobných živočichů. Tyto samočistící pochody jsou v přírodních čistírnách odpadních vod cíleně navozovány v uměle vytvořených přírodě blízkých systémech. Znalost probíhajících procesů umožňuje jejich stále dokonalejší využívání i usměrňování (Herle a Bareš, 1990).

Hlavní roli při likvidaci znečištění v přírodních čistírnách odpadních vod (vegetačních kořenových čistírnách), stejně jako v zemních filtrech sehrávají mikroorganismy. U systémů s plovoucími a ponořenými rostlinami s pravidelnou sklizní jsou to vlastní rostliny. Na dočišťování odpadních vod se mohou podílet dřeviny nebo jiné rostliny, zavlažované částečně vyčištěnou odpadní vodou (Herle a Bareš, 1990).

Ve světě i u nás jsou budovány a provozovány přírodní čističky (nazývané většinou kořenové čistírny odpadních vod – kořenové čistírny jsou jen jedním typem, souhrnný název je umělé mokřady) pro celé obce a části měst, které jsou schopny spolehlivě vyčistit odpadní vody až od 500 -1000 obyvatel (za vhodných podmínek i více). Přírodní čističky je vhodné budovat v lokalitách, kde je přírodní čištění optimálním řešením v porovnání s běžně budovanými mechanicko-biologickými čistírnami odpadních vod (Herle a Bareš, 1990).

## Cíl práce:

Cílem této bakalářské práce je sestavení literární rešerše na téma kumulace vybraných rizikových prvků z odpadních vod pomocí rostlin rostoucích na kořenových čistírnách (KČOV) a zhodnocení potenciálních kumulačních schopností u různých rostlin využívaných na KČOV z literárních údajů. Práce také podává stručný přehled nejčastěji používaných rostlin pro kořenové čistírny odpadních vod a zásad jejich pěstování.

## 2. Literární přehled

Mokřady se vyskytují prakticky na celé Zemi, nalezneme je na všech kontinentech kromě Antarktidy a ve všech klimatických pásmech od tropů až po tundru. Přibližně 6 % zemského povrchu lze klasifikovat jako mokřad (Mitsch a Gosselink, 1986).

Mokřady jsou tak trochu záhadou, neboť nejsou ani čistě vodní (akvatické), ani čistě suchozemské (terestrické). Není však snadné je klasifikovat ani jako mezistupeň mezi těmito dvěma systémy. Mokřady mají vlastnosti přechodného ekosystému (biologické, chemické, fyzikální), ale mají navíc své vlastní unikátní vlastnosti, které nejsou známy z přilehlého vodního nebo suchozemského prostředí. Je těžké mokřady definovat vyčerpávajícím způsobem, neboť se vymykají konvenčním klasifikačním schémátům, a byly dlouho na okraji zájmu (Patten, 1990).

Většina definic je postavena na třech komponentech (Mitsch a Gosselink, 1986):

1. Mokřady jsou rozlišeny přítomností vody
2. Mokřady mají specifické půdy, která se liší od suchozemských systémů
3. Mokřady podporují růst vegetace adaptované na půdní saturaci vodou, tzv. hydrofyta a naopak jsou charakterizovány nepřítomností rostlin netolerantních k zastoupení

### 2. 1 Základní charakteristiky mokřadů

#### 2. 1. 1 Vegetace

Mokřadní vegetace se nazývá hydrofytní. Hydrofytní vegetace se označuje jako makrofytní rostlinný život rostoucí ve vodě, půdě nebo v substrátu, ve kterém je alespoň periodicky kyslíkový deficit v důsledku vysokého vodního obsahu. Na základě morfologie a fyziologie existují čtyři skupiny makrofyt (Vymazal, 1995):

## 2. 1. 1. 1 Rozdělení mokřadní vegetace

### Umělé mokřady s emerzními (vynořenými) rostlinami

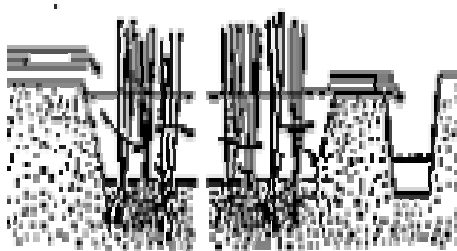
Systemy využívající emerzní rostliny lze rozdělit do tří hlavních skupin:

- a. s povrchovým tokem
- b. s podpovrchovým horizontálním tokem
- c. s podpovrchovým vertikálním tokem

#### a) Umělé mokřady s povrchovým tokem

Čištění odpadních vod se uskutečňuje při průtoku odpadní vody hustým porostem mokřadních rostlin, které rostou v relativně málo propustném substrátu. Tento typ čištění odpadních vod je používán především v USA, v Evropě je využíván méně často (Vymazal, 1995).

K odstraňování znečištění z odpadních vod dochází především působením mikroorganismů, které rostou na ponořených částech rostlin a tlejících zbytcích rostlin na dně.



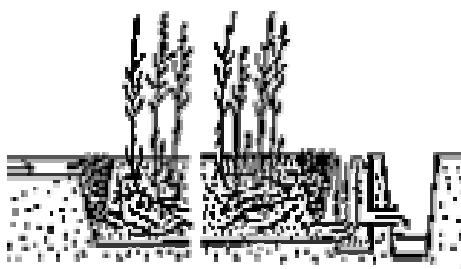
Obr.1: Povrchový tok (Vymazal, 1995)

#### b) Umělé mokřady s podpovrchovým horizontálním tokem

Základním principem tohoto způsobu čištění je horizontální průtok odpadní vody propustným substrátem, který je osázen mokřadními rostlinami. Substrát musí být dostatečně propustný, aby nedocházelo k ucpávání a následnému povrchovému odtoku. Při průchodu



odpadní vody substrátem dochází k vysokému stupni odstraňování organických a nerozpuštěných látek a mikrobiálního znečištění. Odstranění dusíku a fosforu je méně účinné. V Evropě bylo v roce 1995 v provozu více než 5000 těchto systémů, v současnosti je v Evropě v provozu asi 60 000 KČOV (Vymazal, 1995; 2008).



*Obr.2: podpovrchový horizontální tok (Vymazal, 1995)*

*c) Umělé mokřady s vertikálním podpovrchovým tokem*

Při tomto způsobu čištění je odpadní voda přerušovaně přiváděna na povrch lože osázeného mokřadními rostlinami. Voda prosakuje vrstvami šterku a písku, je sbírána na dně drenážními trubkami a poté odváděna ze systému. Principiálně je tento způsob shodný se zemní filtrací (Vymazal, 1995).

Čistící systém s vertikálním průtokem musí být navržen s několika paralelními loži, která jsou střídavě zaplavována. Zaplavování a vysoušení loží má za následek střídání oxidačních a redukovaných podmínek, které jsou vhodné pro procesy nitrifikace/denitrifikace a adsorpce fosforu. Systém s vertikálním průtokem je vhodné kombinovat s horizontálním průtokem (Vymazal, 1995).



*Obr. 3: podpovrchový vertikální tok (Vymazal, 1995)*

## Umělé mokřady se submerzními (ponořenými) rostlinami

Submerzní rostliny mají fotosyntetické orgány zcela ponořené. Tyto rostliny přijímají živiny především systémem kořenů ze sedimentů, jsou však schopny asimilovat i živiny z vodního sloupce (Vymazal, 1995). Submerzní rostliny mohou růst pouze v dobře prokysličených vodách. Z tohoto důvodu není možno využívat tyto systémy pro odpadní vody s vysokým obsahem snadno rozložitelných organických látek a jejich využití se omezuje především na dočišťování.

Přítomnost submerzních rostlin má za následek odčerpání rozpuštěného anorganického uhlíku a zvýšení koncentrace rozpuštěného kyslíku v průběhu vysoké fotosyntetické aktivity rostlin. Zvýšené hodnoty pH vytvářejí optimální podmínky pro těkání amoniaku a srážení fosforu. Vysoké koncentrace rozpuštěného kyslíku také vytvářejí předpoklad pro mineralizaci organických látek. Asimilované živiny jsou vesměs zadržovány v kořenovém systému vyšších rostlin a v nárostových společenstvech. Živiny uvolňované v průběhu dekompozice submerzních rostlin jsou snadno asimilovány nárostovými společenstvy (Vymazal, 1995).



Obr.4: submerzní (ponořené) rostliny (Vymazal, 1995)

## Umělé mokřady s plovoucími rostlinami

Využívají většinou vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*) nebo z rostliny z čeledi *Lemnaceae* (okřehkovité, např. *Lemna*, *Spirodela*, *Wolffia*). Lze rozlišit dvě použití systémů využívajících vodní hyacint (<http://cistirna.hyperlink.cz/>):

- a. Dočišťovací systémy zaměřené na odstraňování živin, které jsou inkorponovány v biomase (pravidelné sklízení narostlé biomasy zaručuje maximální produktivitu).
- b. Kombinované sekundární a terciární čištění pro odstranění organického a minerálního znečištění, přičemž rozklad organického znečištění a mikrobiální transformace

probíhají současně. Vodní hyacint se v tomto případě sklízí pouze v rámci údržby systému. Systém vyžaduje přítomnost aerátorů a doba zdržení kolísá v závislosti na charakteru odpadní vody v rozmezí 5 - 15 dní.



*Obr.5: plovoucí rostliny (Vymazal, 1995)*

Živiny jsou asimilovány ze sedimentů v případě vnořených rostlin a rostlin s plovoucími listy, z vody jsou živiny asimilovány rostlinami plovoucími. Ponořené rostliny přijímají živiny ze sedimentů, ale také přímo z vody povrchem stonků a listů. Kvantitativní rozdělení příjmu živin mezi kořeny a stonky je stále diskutovanou otázkou (<http://cistirna.hyperlink.cz/>).

Mokřadní vegetace je na celém světě podobná, narozdíl od suchozemské vegetace. Důležitými vlastnostmi mokřadní vegetace jsou rychlý růst, vytváření velké biomasy a maximální využití dostupných živin (<http://cistirna.hyperlink.cz/>).

## **2. 1. 2 Půda**

Půda je komplex anorganického a organického materiálu na zemském povrchu, který odráží dlouhodobé změny prostředí (Jenny, 1961). Mokřadní půdy jsou jednak médiem, kde probíhají mnohé transformační chemické procesy a jednak prvořadým místem, kde jsou ukládány dostupné živiny pro většinu mokřadních rostlin (Mitsch a Gosselink, 1986).

Mokřadní půda je většinou označována jako hydrická. Hydrické půdy jsou saturovány nebo zaplaveny vodou dostatečně dlouhou dobu během vegetačního období, aby se vytvořily anaerobní podmínky, které podporují růst a obnovu hydrofytní vegetace (US-DA-US SCS, 1985). Hydrické půdy lze rozdělit do dvou hlavních skupin: minerální půdy a organické půdy:

### **2. 1. 2. 1 Minerální půdy**

Většina minerálních půd se skládá z aluviálních materiálů. Jen velmi málo minerálních mokřadních půd je vytvořeno spíše půdního nebo lokálního materiálu. Charakter minerálních půd je nesmírně variabilní od prakticky polotekutých půd až po masivní prismatické struktury např. v periodicky vynořených mokřadech. Zrnitostní charakteristika se pohybuje od jílu až po hrubé písky a mocnost od téměř nuly až po masivní vrstvy (Brinkman a van Diepen, 1990).

### **2. 1. 2. 2 Organické půdy**

Většina z organických půd se vyskytuje v mokřadech, kde je vzhledem k nedostatku kyslíku nízká rychlost dekompozice organické hmoty. Na rozdíl od minerálních půd, jejichž tvorba závisí na přísunu materiálu z oblasti mimo mokřad, závisí akumulace organických půd na produkci a dekompozici materiálu. Dekompozice je dezintegrace odumřelých organismů na částice a jejich další rozklad na menší částice až do rozpadu všech struktur, přičemž komplexní organické molekuly jsou rozloženy na CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O a minerální komponenty (Johnston, 1991).

### **2. 1. 3 Hydrologické poměry**

Hydrologie mokřadů je definována podle Environmental Laboratory (1987) takto: Termín hydrologie zahrnuje hydrologické charakteristiky oblastí, které jsou periodicky zaplavovány a mají půdy, které jsou satureovány až k povrchu během vegetačního období. Oblasti s evidentní charakteristikou mokřadní hydrologie jsou takové, kde přítomnost vody má rozhodující vliv na charakteristiku přítomné vegetace a půdy vzhledem k anaerobním a redukčním podmínkám. Takové charakteristiky se většinou vyskytují v oblastech, které jsou zaplaveny nebo mají půdu zaplavenou dostatečně dlouho, aby se mohly vytvořit hydrické půdy, které podporují vegetaci typicky adaptovanou pro život v periodicky anaerobních půdních podmínkách. Hydrologie je nejméně přesný parametr a indikátory mokřadní hydrologie je často obtížné v praxi nalézt, avšak je naprosto nezbytné určit, že mokřad je periodicky zaplavován nebo má satureovanou půdu v průběhu vegetačního období.

Hydrologie vytváří v mokřadech unikátní fyziologické podmínky, které činí toto prostředí odlišným od systémů suchozemských a vodních s hlubokou vodou. Mezi

procesy, které transportují energii a živiny do a z mokřadů patří srážky, povrchové odtoky, podzemní voda, příliv a odliv a říční záplavy (Mitsch a Gosselink, 1986).

Hloubka vody, charakter toku vody, délka a četnost zaplavení, které jsou výsledkem hydrologických vstupů a výstupů ovlivňují biochemii půd a jsou hlavními faktory, které určují rostlinné a živočišné složení mokřadů. Hydrologie je pravděpodobně nejdůležitějším elementem, který určuje utváření a přetrvávání specifických typů mokřadů a mokřadních procesů (Mitsch a Gosselink, 1986).

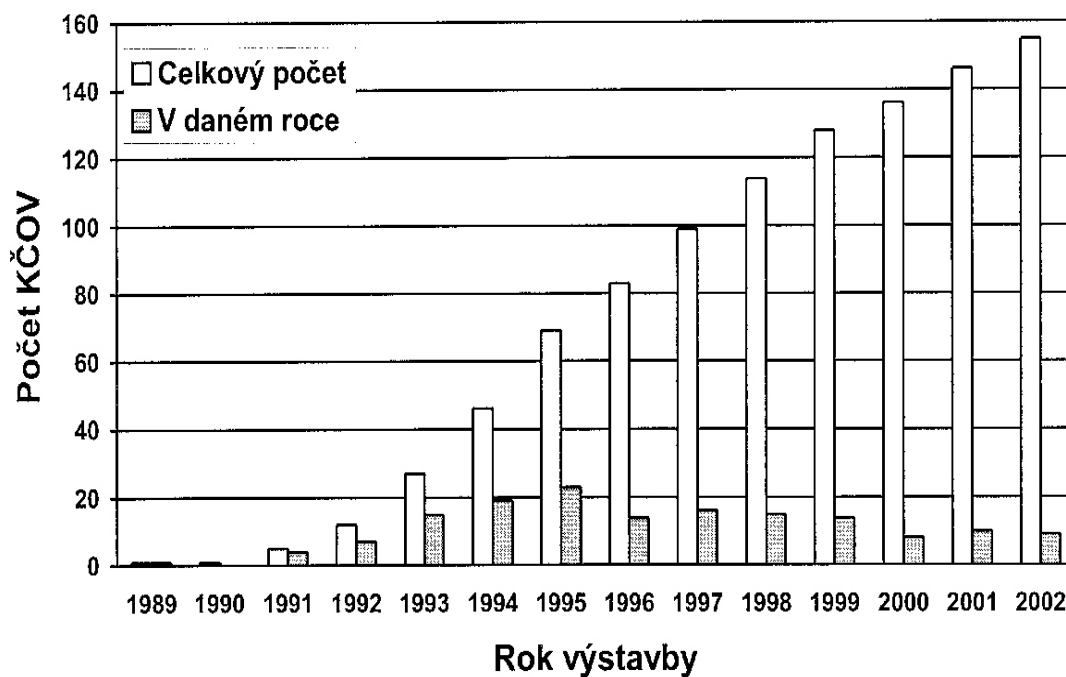
## **2. 2 Kořenové čistírny v České republice**

### **2. 2. 1 Vývoj kořenových čistíren**

V České republice byla první kořenová čistírna odpadních vod (KČOV) uvedena do provozu v roce 1989. Do konce roku 1991 byly uvedeny do provozu pouze další čtyři KČOV především díky odporu vodohospodářských orgánů a skutečnosti, že KČOV nebyly na seznamu tzv. „doporučených způsobů čištění odpadních vod pro malé zdroje znečištění“. Poté, co byl tento seznam zrušen a navíc obce získaly větší finanční nezávislost, bylo uvedeno do provozu v letech 1992 a 1993 celkem 22 KČOV (Vymazal, 1995; 2005). Ve většině evropských zemí byl začátek jejich využívání provázen shodnými problémy. Hlavním důvodem, proč v některých zemích trvalo 10 i více let než byly KČOV akceptovány vodohospodářskými institucemi, byla nedůvěra k jednoduchosti systému čištění. V době, kdy „klasické“ čistírny odpadních vod byly řízeny elektronicky pomocí počítačů, nebylo pro některé odpovědné pracovníky přijatelné a především akceptovatelné, že systém, který pracuje bez elektrické energie a mechanických součástí, dosahuje při odstraňování organických a nerozpuštěných látek stejného účinku. Kromě toho byla proti KČOV velmi silná tzv. „betonová lobby“, tvořená především výrobci klasických ČOV. Z hlediska odpovědných úřadů docházelo často k blokování povolení k výstavbě KČOV s poukazem na jejich omezený počet a tím i nízkou prokazatelnost úspěchů těchto systémů. V současné době jsou KČOV akceptovány jako vhodný způsob čištění odpadních vod pro malé zdroje znečištění ve většině evropských zemí (Vymazal, 2005).

Podle průzkumu v roce 2004 bylo v České republice uvedeno od roku 1989 do provozu přes 160 KČOV. V Evropě se využívají KČOV téměř všude, nejvíce jich je pak

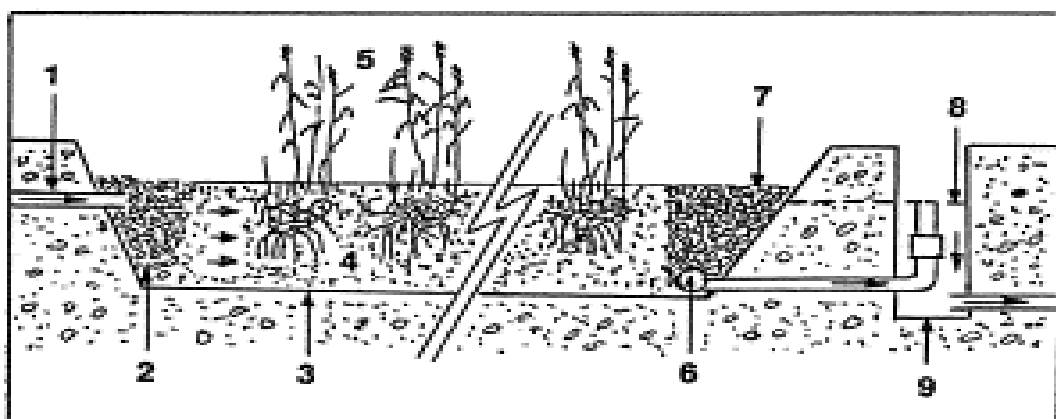
v Německu, především v Dolním Sasku, Porýní - Vestfálsku a v Bavorsku. Celkový počet se zde odhaduje na 60.000 a počítá se s dalším růstem. Následuje Rakousko, Velká Británie, Dánsko, Itálie, Polsko, Portugalsko, Francie, Norsko, Estonsko (<http://kco.vz.cz/>).



Obr.6: Časový vývoj výsadby kořenových čistíren v ČR (Vymazal, 2005)

## 2. 2. 2 Návrhové parametry

Základním principem KČOV je horizontální průtok odpadní vody propustným substrátem, který je osázen mokřadními rostlinami. Při průtoku odpadní vody filtračním materiálem dochází k odstraňování znečištění kombinací fyzikálních, chemických, biologických procesů (Vymazal, 2005).



Obr.7: 1 – přítok odpadní vody, 2 – distribuční zóna, 3 – nepropustná kolona, 4 – substrát (šterk, drcený kámen), 5 – vegetace, 6 – sběrné potrubí, 7 – sběrná zóna, 8 – regulátor výšky, 9 – odtok (Vymazal, 2005)

### 2. 2. 2. 1 Mechanické předčištění

Před vlastní kořenovou čistírnou je vždy nutné zařadit mechanické předčištění, které je pro tento typ čištění velmi důležité. V případě nedokonalého předčištění se dostatečně neodstraní nerozpuštěné látky, které mohou následně ucpat vlastní filtrační lože. Pro malé obce je nejvhodnější kombinace česlí a šterbinové nádrže, v případě jednotné kanalizace je nutné oddělit dešťové přívaly a zařadit lapák písku, případně i šterku (<http://kcov.wz.cz/>).

### **2. 2. 2. 2 Filtrační lože**

Filtrační lože je většinou 60 až 80 cm hluboké a substrát musí být dostatečně propustný, aby nedocházelo k ucpávání. V současné době se nejvíce používá praný štěrk, drcené kamenivo nebo kačírek o zrnitosti 4/8 nebo 8/16 mm. Je bezpodmínečně nutné použít materiály zbavené prachu, případně zeminy. Rozvodné a sběrné zóny jsou vyplněny hrubým kamenivem (50-200 mm), aby se odpadní voda dobře rozvedla po celém profilu nátokové hrany. Filtrační lože bývá odděleno od podlaží nepropustnou vrstvou, nejčastěji plastovou fólií (PVC, PE), aby nedocházelo k nekontrolovaným průsakům do podlaží a následnému znehodnocování podzemních vod. Plastovou fólii je nutné ochránit před poškozením, např. podložit a přikrýt geotextílií, aby nedošlo k protržení fólie při navážení filtračního materiálu (Vymazal, 1995).

### **2. 2. 3 Provoz a údržba**

Velkou výhodou KČOV ve srovnání s klasickými čistírnami je, že KČOV v principu nevyžadují elektrickou energii a neobsahují žádné mechanické součásti, které by se mohly opotřebovávat. To ovšem svádí k přístupu, že KČOV jsou v podstatě bezobslužné, což však v žádném případě není pravda. I velmi jednoduchá sestava, mechanické předčištění a kořenové pole, vyžaduje pravidelnou kontrolu. Především je nutné pravidelně kontrolovat a případně vyvážet septik nebo štěrbinovou nádrž a čistit česle a lapák písku a štěrku, pokud je zařazen do sestavy předčištění. Dále je nutné pravidelně kontrolovat nastavení výšky vodní hladiny, rozdělení nátoky odpadní vody na vlastní kořenové lože, případně na konci zimního období posekat vegetaci. Pokud je údržba pravidelná, jsou náklady minimální a údržba je časově nenáročná (<http://kcov.wz.cz/>).



## **2. 3 Srovnání kořenových čistíren s klasickými čistírnami**

(Vymazal a ENKI o. p. s. , 2004)

### **Výhody KČOV spočívají v následujících bodech**

- Jsou schopny čistit odpadní vody s nízkou koncentrací organických látek, což je u klasických čistíren problém
- Dobře se vyrovnávají s kolísáním množství a kvality odpadních vod
- Mohou pracovat přerušovaně, což klasické čistírny nemohou
- Vyžadují minimální (ale pravidelnou) údržbu
- Nevyžadují elektrickou energii
- Mají menší náchylnost k havárii systému
- Dobře zapadnou do krajiny a jsou její součástí, případně mohou plnit i okrasnou funkci

### **Nevýhody KČOV spočívají v následujících bodech**

- Ve srovnání s klasickými čistírnami jsou náročnější na plochu
- Nejsou vhodné pro odstraňování amoniaku ve fosforu
- Na odtoku se někdy objevuje bílý povlak tvořený elementární sírou tvořící se oxidací sirovodíku, který může (ale nemusí) vznikat při anaerobních poměrech ve filtračních ložích
- Strojní čistírny mají lepší předpoklady pro řízení čistícího procesu, pro analýzu případných problémů a pro aplikaci nápravných opatření

## 2. 4 Rostliny využívané v kořenových čistírnách v České Republice

K vegetačnímu čištění vody je možno používat mnoho druhů vodních a mokřadních rostlin. V kořenových čistírnách se používají převážně emerzní helofyta, kořenicí v půdě a v sedimentech mělkých vodních nádrží s velkým objemem vytrvalých podzemních orgánů.

Husák (1992) shrnuje kritéria pro výběr vhodných druhů rostlin pro vegetační čistírny následovně:

1. vytrvalé rostliny (trvalky, pereny)
2. rostliny se širokou ekologickou amplitudou (rostliny z přírodního, na živiny potenciálně bohatého prostředí se značně kolísavým vodním režimem, jako jsou vody a mokřady)
3. rostliny s vysokou produkcí biomasy na jednotku plochy
4. rostliny s vysokou schopností akumulace živin ve svých tělech
5. rostliny s dlouhou vegetační dobou (některé trávy jsou v mírných zimách fotosynteticky aktivní po celý rok - např. zblochan vodní)
6. rostliny, které je možno snadno a rychle množit, až již generativní, nebo vegetativní cestou
7. rostliny, se kterými se snadno manipuluje

Kočková a kol. (1994) uvádí přehled rostlin, nejčastěji používaných ve vegetačních kořenových čistírnách

- Rákos obecný (*Phragmites australis*)
- Zblochan vodní (*Glyceria maxima*)
- Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*)
- Skřípípec jezerní (*Schoenoplectus lacustris*)
- Orobinec širokolistý (*Typha latifolia*)
- Orobinec úzkolistý (*Typha angustifolia*)
- Zevar vzpřímený (*Sparganium erectum*)
- Kosatec bahenní (*Iris pseudacorus*)

#### 2. 4. 1 Rákos obecný (*Phragmites australis*)

Vytrvalá travina, která v našich podmínkách dosahuje délky až 4 metrů, čímž se řadí mezi naše největší trávy. V teplejších oblastech za optimálních klimatických podmínek dorůstá délky i přes 6 m. V zemi se zakořeňuje mohutným plazivým oddenkem a kořeny, které prorůstají do značných hloubek. Všeobecně se uvádí hloubka prorůstání v rozmezí 60 – 70 cm, ale není výjimkou hloubka až 1,5 m. Patří k nejproduktivnějším mokřadním rostlinám.

Rákos je poměrně tolerantní vůči teplotě, pH a organickému i anorganickému znečištění. Poloprovozní pokusy prokázaly, že rákos toleruje (intenzivně roste a rozmnožuje se) i při koncentracích BSK<sub>5</sub> = 2000 mg/l a koncentraci celkového dusíku 350mg/l. Rákos nesnáší pravidelné sklízení. Je to kosmopolitní druh a roste na celém světě s výjimkou jen několika oblastí (např. území Amazonu). Nejhojněji se vyskytuje v nížinách, ale lze ho nalézt i v subalpinském pásu (Kočková a kol. , 1994)



Obr.č. 8: Rákos obecný (*Phragmites australis*) (<http://www.biolib.cz/>)

## 2. 4. 1. 1 Rozmnožování, výsadba a ošetřování rákosu obecného

Metody rozmnožování rákosu podrobně zpracoval Véber (1993)



Obr.9: a) Rozmnožování rákosu terminálními pupeny. b) zakořenělý jednorocní oddenek o dvou pupenech

### Množení rostlin

Rákos obecný (*Phragmites australis*) lze množit několika způsoby (Véber, 1993):

- a) trsy
- b) oddenkovými řízků
- c) stonkovými řízků
- d) semenáči

**Trsy** se odebírají z přírodních porostů a hned vysazují do čistíren. Při hustotě jeden trs na m<sup>2</sup> (doporučené v Evropských směrnících) se porost zapojuje pomalu (během dvou až tří let).

**Oddenkové řízků** se odebírají v lednu až únoru z přírodních porostů, nebo z materiálu, odebraného na podzim a uloženého do studeného paženíště. Po zakořenění se sázejí na stanoviště.

**Stonkové řízky** se odebírají do konce května do poloviny června. Po vytvoření kořínků se vysazují do květináčů a z nich pak na stanoviště.

**Semenáče** se pěstují ze semen, sbíraných na podzim. Pro letní výsadbu se rostliny ve skleníku začínají pěstovat v únoru až březnu. Když rostliny dosáhnou výšky 5-10 cm, přesazují se do květináčů a z nich opět na trvalé stanoviště.

### **Sázení rostlin**

Předpěstované rostliny uvedeným způsobem je možno prakticky vysazovat během celé vegetační sezóny. Předpěstované sazenice je nejvhodnější vysazovat od konce srpna (pokud nejsou příliš vysoké teploty) do konce září (pokud nenastanou silnější ranní mrazíky). Rostliny, vypěstované v minulé sezóně nejlépe na jaře – v dubnu až květnu (Kočková a kol. ,1994)

Sazenice vysazujeme na čistírnu podle jejich velikosti v hustotě 1 až 10 sazenic na m<sup>2</sup>. Sážíme při hladině zaklesnuté asi 20 cm pod povrch substrátu. Povrch substrátu musí být před zasazením pečlivě urovnán, aby na něm nezůstaly šlápoty a koleje od mechanizace, a musí zůstat rovný i po výsadbě (Lukavská, 1992).

Zkušenosti jasně ukázaly, že nejvhodnější způsob je vysazování malých rostlin, které se připravují rozdělením trsů těsně před vysazováním (Kočková a kol. , 1994)

### **Ošetření porostu rostlin**

Rostliny je nutné hned od začátku udržovat zaplavené vodou, aby nedošlo k zaplavení nádrží jinými rostlinami a aby se rákos dobře ujal. Pokud to podmínky dovolují, je lépe nádrže napustit nejprve čistou vodou a postupně přidávat znečištěnou, aby se rostliny mohly zátěži přizpůsobit. Nádrž je třeba napouštět pomalu, aby nasázené rostliny nebyly vyplaveny. (Kočková a kol. , 1994).

Proti zaplavení lože je možno bojovat přechodným zvyšováním hladiny vody. V jarním období však nesmí být potopeny terminální pupeny a později mladé odnože rákosu. Používání herbicidů k hubení plevelů je nevhodné.

Názory na kosení porostů se různí. Geller (1991) považuje sklizeň rostlin za nežádoucí a bezvýznamnou (nedoporučuje jí taky z důvodu zhutňování substrátu). Husák (1992) na základě experimentů na lokalitách v Čechách a na Moravě nedoporučuje kosení v době, kdy rákos metá (tj. asi polovina června), protože se porost velmi oslabuje. Jestliže kosení zopakujeme ještě koncem léta, oslabíme porosty natolik, že v příštím roce nevytvoří souvislý zápoj.

Zimní kosení má naopak kladný vliv na stav porostů, které jsou pak husté a mají vyrovnanou jak vertikální, tak horizontální strukturu. Pokud odklidíme veškerou sklizenou hmotu či stařinu, může se stát, že pozdní jarní mrazy poškodí mladé obnažené prýty (Kočková a kol. , 1994).

#### **2. 4. 2 Chrastice rákosovitá (*Phalaris Arundinacea*)**

Jedná se o poměrně vysokou rostlinu o výšce 2 m. Kořenový systém chrastice dorůstá do hloubky 0,2 - 0,3 m a je též mohutný. Dobře se množí vegetativně (výhony, oddenky) i semeny. Stejně jako rákos, i tato rostlina toleruje vyšší koncentraci znečištění a promrzání. Horší to je s tolerancí většího výkyvu pH, nejvhodnější je rozmezí 6,1 – 7,5. Ideální je do nížin a pahorkatin (Kočková a kol. , 1994).



*Obr.10: Chrastice rákosovitá (*Phalaris Arundinacea*)(<http://www.cisticka.info/?p=32>)*

#### **2. 4. 3 Zblochan vodní (*Glyceria Maxima*)**

Zblochan vodní – další z hojně rostoucích močálových, vysokých trav. V našich podmínkách mírného pásu může dorůst až tří metrů. Kořeny neprorůstají do takové hloubky jako například u rákosu. Zakořeňuje jen mělce, podobně jako chrastice. Má dlouhé vegetační

období. Kvete hlavně v létě, tedy od června do srpna. Květy tvoří krásnou, ozdobnou, bohatou latu. Snáší dobře zaplavení až do výšky 50 cm (Vymazal, 1995).



Obr.11: Zblochan vodní (*Glyceria Maxima*)( <http://www.cisticka.info/?p=32>)

#### 2. 4. 4 Skřípinec jezerní (*Schoenoplectus lacustris*)

Skřípinec jezerní patří do čeledi *Cyperaceae*. Jeho květ je bílý, až 0,5 cm velký. Kvete od června do září. Množí se dělením trsů v dubnu a srpnu. Plodem je tvrdka. Je to vytrvalá rostlina, vysoká 80 cm s květem do 3 m. Velmi rychle se rozrůstá. Skřípinec jezerní je rozšířený po celé ČR (Vymazal, 1995).



Obr.12: Skřípinec jezerní (*Schoenoplectus lacustris*) (<http://www.biolib.cz/>)

#### 2. 4. 5 Orobinec širokolistý (*Typha latifolia*)

Další ze statných rostlin vysokých až 4 m. Zakořeňuje mělce 30 – 40 cm. Má silné oddenky, velice rychle se množí. Jedná se o rostlinu, která snadno vytlačí jiné druhy. Je ideální pro čištění velmi kyselých vody s pH i kolem 2, ale snese i pH 10. Je tolerantní nejen k vysokým a nízkým hodnotám pH ale i k vysoké koncentraci znečištění. Má ráda půdu

s velkým množstvím živin. Kvete v létě – červenec až srpen. Typický hnědý „doutník“ orobinců je v této době u vodních ploch a bažin nepřehlédnutelný (<http://www.victorie.cz/>).



Obr.13: Orobinec širokolistý (*Typha latifolia*)( <http://www.biolib.cz/>)

#### 2. 4. 6 Orobinec úzkolistý (*Typha angustifolia*)

Jednoděložná, vytrvalá bylina žijící v bahenním prostředí. Válcovité palice květenství se podobají červenohnědému či černohnědému doutníku. Podstatným diferenčním znakem je květenství, které se skládá ze dvou palic dolní samičí a horní samčí. Velikost palic je většinou stejně dlouhá. Plodem je nažka s typickým chmýrem, bez kterého by rozšiřování větrem bylo naprosto nemožné. Doba, kdy roste květ je zhruba od června do srpna (<http://www.priroda.cz>).



Obr. 14: Orobinec úzkolistý (*Typha angustifolia*)(<http://www.priroda.cz>)



#### 2. 4. 7 Zevar vzpřímený (*Sparganium erectum*)

Zevar (*Sparganium*) je vytrvalá, 30 až 150 cm vysoká bylina. Lodyha větvená s listy mečovitými, tuhými, které jsou na průřezu trojhranné. Jeho květy jsou jednopohlavné, shloučeny v kulovitých hlávkách, hlávky jsou také i na postranních větvích. Samičí hlávky jsou dole a samčí nahoře, květenství je ježaté. Stanovištěm jsou břehy rybníků, tůní, rákosiny, bažiny, na půdách bahnitých a výživných (<http://botanika.wendys.cz/>).



Obr.15: Zevar vzpřímený (*Sparganium erectum*) (<http://www.cisticka.info/?p=32>)

#### 2. 4. 8 Kosatec bahenní (*Iris Pseudacorus*)

Jedna z krásných, pro KČOV často využívaných, bahenních, dekorativních rostlin. Kosatec bahenní je statnou rostlinu dorůstající až 120 cm. Kvete v květnu, má žlutý květ. Preferuje bahnitou půdu s větším množstvím živin (dusíku a fosforu), proto je vhodná jako dekorativní rostlina do kořenových čistíren. Potřebuje alespoň občasné zaplavení půdy vodou (<http://botanika.wendys.cz/>).



Obr.16: Kosatec žlutý (*Iris Pseudacorus*) (<http://www.biolib.cz/>)

## **2. 5 Podíl rostlin na čistícím procesu**

Použití vodních a pobřežních makrofyt nejen příznivě ovlivňuje a urychluje proces dočišťování vod, ale umožňuje i postupný rozvoj ochrany prostředí všude tam, kde to vyžaduje zachování ekologických funkcí. Vhodná technika výsadby může dobře sloužit při výsadbách na jinak nevyužitelné plochy a v menších čistírnách odpadních vod, bude-li technologicky dobře připravena.

Rostliny se na čistícím procesu podílejí třemi významnými funkcemi (Čížková-Končalová, 1992):

1. transport kyslíku do půdního tělesa
2. zvyšování hydraulické propustnosti půdního tělesa
3. kořeny jako nosiči pro mikroorganismy
4. zateplovací funkce rostlin v zimním období (Vymazal, 2008)

### **2. 5. 1 Transport kyslíku do půdního tělesa**

Za hlavní přínos rostlin k čistícímu procesu je považován přenos kyslíku do kořenové zóny. Kořenový systém rostlin, prorůstající substrát nebo médium transportuje kyslík hlouběji, než by mohl pronikat pouhou difúzí. Kyslík se do kořenů a oddenků dostává z atmosféry soustavou vzdušných prostor uvnitř rostlinného těla a část ho difunduje přes povrchová pletiva podzemních orgánů do půdy. V substrátu se vytváří mozaika aerobních a anaerobních okrsků, v níž dochází k rozkladu organických látek, ale též k dalším procesům jako např. denitrifikaci, při níž se dusík z anorganických sloučenin mění až na plynný, unikající do atmosféry (Kickuth, 1980).

### **2. 5. 2 Zvyšování hydraulické propustnosti půdního tělesa**

Rostliny prorůstají půdní těleso svými kořeny a oddenky, a po jejich odumření zůstane na jejich místě síť kanálků, kterými může proudit odpadní voda. Takto se má dosáhnout hydraulické propustnosti pro zajištění podpovrchového toku i u materiálů jejichž vlastní hydraulická vodivost je velmi malá (materiály s velkým podílem jílnatých částic) (Čížková-Končalová, 1992).

Předpoklad, že rostliny, prorůstající půdní těleso svými kořeny a oddenky zanechávají po jejich odumření síť kanálků, kterými může proudit odpadní voda, se však zcela nepotvrdil. Výzkumy, které byly zaměřeny na zjištění této skutečnosti (Haberl a Perfler, 1990) ukázaly, že životnost oddenků rákosu je tak dlouhá, že ani po 7 letech nebylo možno nalézt v substrátu síť kanálků po odumřelých oddencích a kořenech.

### **2. 5. 3 Funkce kořenů v čistícím procesu**

May a kol. (1990) uvádějí počty bakterií účastnících se sekvence odbourávání dusíku, které zjistili na povrchu kořenů rostlin a na povrchu šterkových částic v profilu kořenové čistírny osázené rákosem. Z jejich údajů vyplývá, že hustota osídlení kořenů amonifikačními, nitrifikačními a denitrifikačními bakteriemi je o jeden až dva řády větší než hustota osídlení šterkových částic. Z poznatků vyplývá, že celkový počet bakterií bude vzrůstat s plochou, kterou mají k dispozici.

### **2. 5. 4 Zateplovací funkce rostlin v zimním období**

V našich klimatických podmínkách se jeví jako nejdůležitější funkce zateplování povrchu filtračních polí v průběhu zimního období, takže voda ve filtračním loži může proudit i za velkých mrazů. Nízké teploty proces čištění nezastaví, pouze jej zpomalí. Při obzvláště velkých mrazech lze dočasně zvednout vodní hladinu nad filtrační lože a po vytvoření ledového příkrovu ji opět snížit na původní úroveň. Led a vzniklý vzduchový polštář, popřípadě vrstva sněhu, spolehlivě chrání čistírnu před zmrznutím. Z tohoto důvodu se vegetace sklízí až na konci zimního období, když již nehrozí nebezpečí velkých mrazů (Vymazal, 2004).

Cévnaté rostliny i autotrofní mikroorganismy mají kromě jiných pozoruhodných vlastností schopnost zabudovávat řadu anorganických i organických látek přímo z prostředí, ve kterém rostou nebo se pohybují. Tuto jejich vlastnost lze využít při čištění nebo dočišťování odpadních vod splaškových, průmyslových, zemědělských, dešťových a průsaků ze skládek pevných odpadů (Véber, 1993).

## 2. 6 Fytoremediace

### 2. 6. 1 Čištění vody akumulujícími rostlinami

Přes rozdíly mezi druhy a životními formami (hydrofyta zpravidla obsahují více živin než helofyta) je poutání živin na jednotku plochy zhruba úměrné biomase porostů. Některé typy vodní vegetace indikují stupeň znečištění vody nebo její zátěže minerálními živinami. Nekořenní organismy mají značnou akumulační kapacitu pro rozpuštěné minerální živiny a může se jich použít pro dočišťování odpadních vod a většinou potenciálně využít (Véber,1993).

K fytoremediaci vod (tj. odstraňování nežádoucích prvků nebo látek z růstového prostředí) znečištěných kovy jsou dobře použitelné některé vodní a suchozemské rostliny, protože dokážou většinou velmi dobře využít cílový odstraňovaný prvek. V suchozemských systémech hyperakumulujících rostlin porůstajících znečištěné půdy musí rostlina nejprve rozpustit cílový prvek v rhizosféře a potom mít schopnost transportovat jej do nadzemních pletiv. Problém dostupnosti není, když rostlina přirozeně roste nebo je vysazena do vodného média. Není proto překvapující, že některé takové efektivní hyperakumulace těžkých kovů z vodních systémů mohou být dosaženy a posledních padesát let jsou opravdu známy (Wolverton, 1975).

Čištění vod vodními rostlinnými čistícími systémy se dá rozčlenit na dvě použitelné metody:

- čistě vodními rostlinami jako vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*) splývající na vodě
- ponoření kořenového systému suchozemských rostlin pro odstranění znečišťujících kovů (rhizofiltrace).

#### 2. 6. 1. 1 Dekontaminace znečištěných vod

Užití vodních cévnatých rostlin k odstraňování polutantů bylo navrženo před už více než třiceti lety a následováno průkopnickou prací Wolvertona (1975), Wolvertona a McDonalda (1975a, 1976b), pro tento účel bylo doporučeno několik druhů, zvláště vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*).

Existují dvě hlavní možnosti, ve kterých by mohly být vodní cévnaté rostliny použity k čištění kontaminovaných vod. Jednou z nich jsou rybníční monokultury volně plovoucích rostlin jako např. vodní hyacint. Rostliny akumulují polutanty, dokud není dosaženo ustáleného stavu rovnováhy.

U této metody se vyskytují různé závažné problémy. První se týká toho, jak použít odpadní materiál (sklizeň). Jedno řešení bylo objeveno u rostlin čistících odpadní splašky, kde by byl toxický odpad užíván k vyvíjení methanu. Další problémy spojené s „volně plovoucími“ rostlinami zahrnovaly přítomnost nechtěných patogenů, které by mohly zničit celou monokulturu a je tu také problém s nepřetržitou sklizní vyžadující speciální vybavení.

Druhá metoda využívá vodní cévnaté rostliny k odstraňování polutantů pěstováním kořenových rostlin v průtočných biologických filtrech. Příjem stopových prvků v těchto systémech je obvykle způsoben mikroby žijícími v kořenových systémech rostlin s jen relativní malou částí využitou samotnými rostlinami. Kořenové metody čištění odpadních vod nemusí nutně využívat jen vodní cévnaté rostliny (Wolverton, 1975).

### **2. 6. 1. 2 Vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*)**

Vodní hyacint je asi jeden z nejvíce obecně zmiňovaných druhů pro čištění odpadních vod pomocí rostlin (fytoremediace) (Gupta, 1980; McDonald a Wolverton, 1980). Rostlina má vysokou rychlost růstu a může hyperakumulovat živiny (Cornwell a kol. , 1977) stejně dobře jako těžké kovy (Wolverton, 1975).

Vodní hyacint má řadu problémů, které brání jeho komerčnímu užití. Prvním z nich je, že v mnoha zemích je škodlivým plevelem, který dusí velké plochy vodních cest. Například v Súdánu kompletně pokryl velkou plochu Nilu hustotou rohožky známou jako „sudd“. Další nevýhodou této rostliny je, že roste jen v tropických nebo teplých částech světa, kde v zimě nemrzne.

Jak určili Kay a kol. (1984), mnoho výzkumů na vodním hyacintu bylo chybných proto, že odhady produkce biomasy byly provedeny v neznečištěných vodách, zatímco experimenty s dávkami jsou obvykle prováděny v laboratoři, kde je kontaminant redukován biomasou.

## 2. 6. 2 Rhizofiltrace

Rhizofiltrace obvykle zahrnuje hydroponické pěstování rostlin v pevném nebo pohyblivém vodním prostředí, kde kořeny rostliny absorbují polutanty z vody. Principy této techniky byly popsány Dushenkovem a kol. (1995) a Saltem a kol. (1995).

Ideální rostliny pro rhizofiltraci by měly mít rozsáhlý kořenový systém a být schopné odstraňovat kovový polutant v krátké době. Takové rostliny by měly být schopné vyprodukovat 1,5 kg (sušiny) kořenů za měsíc na metr čtvereční vodního povrchu.

Suchozemské rostliny mají obvykle mnohem větší kořenový systém než vodní. Tyto kořeny jsou často cévnaté a jsou pokryty velkým množstvím kořenových vlásků představujících obrovský povrch prostoru do média, ve kterém rostou. Tento relativně nový obor byl popsán jako rhizofiltrace a je současně studován různými institucemi jako např. v Rutgers University, New Jersey, kde je velmi aktivní na tomto poli I. Raskin. Mnoho z jejich práce na univerzitě a v jejich propojeném komerčním podniku (Phytotech Inc.) se týkalo získání olova ze znečištěných vod použitím kořenových systémů suchozemských rostlin.

Vhodnými kandidáty pro rhizofiltraci jsou hořčice indická (*Brassica juncea*) a slunečnice roční (*Helianthus annuus*). Oba tyto druhy koncentrují těžké kovy v kořenových systémech a pouze malé obsahy kovu jsou translokovány do nadzemních rostoucích částí. Jestliže dojde k rozsáhlejší translokaci má to za následek snížení výkonnosti rhizofiltrace.

Kromě fyzické adsorpce těžkých kovů kořenovým systémem jsou rostliny schopné snížit obsah kovu jako např. olova na kořenovém systému vylučováním fosfátů, které mohou tvořit vysoce nerozpustné fosfáty olova. Koncentrační faktory prvků (bioakumulační koeficienty) definované jako obsah prvku v kořenech dělené obsahem ve vodě jsou vysoké až 60.000 pro některé prvky (Salt a kol. , 1995).

Rhizofiltrací se dají odstranit nejen těžké kovy, ale i organické látky a živné prvky (Schnoor a kol. , 1995), často použitím velkých stromů jako vrba a topol. Tyto stromy mohou Rhizofiltrace může být rozdělena do tří hlavních sekcí dle použitých rostlin:

- velkých ročních nebo trvalých bylin nebo trav
- stromů
- stromů, velkých bylin, rákosí nebo trav k čištění kontaminovaných vod, kde je voda navracena do atmosféry a kovy jsou zachyceny v rostlinách.

## 2. 7 Čistící procesy ve vegetačních kořenových čistírnách

Procesy, probíhající v mokřadních a vodních společenstvech, k odstraňování organického znečištění, živin i škodlivých látek z vody, jsou založeny na řízeném průtoku předčištěné odpadní vody umělým mokřadem, osázeným bažinnými rostlinami, vodní kulturou s plovoucími nebo ponořenými vodními rostlinami nebo jiným prostředím, schopným odebírat vodě znečišťující látky přirozenými procesy (Vymazal, 2005).

Znečištění odpadních vod je možno odstraňovat několika technologickými postupy; buď samostatně nebo častěji v kombinaci několika na sebe navazujících procesů. Nejčastěji se používají tyto (Herle a Bareš, 1990):

Procesy fyzikální	(sedimentace, filtrace, adsorpce aj.)
Procesy chemické	(rozklad, srážení, aj.)
Procesy biologické	(bakteriologické procesy a různé formy biologického metabolismu)

Hlavní význam pro průběh čistícího procesu ve vegetačních kořenových čistírnách je přičítán bakteriálnímu metabolismu a fyzikální sedimentaci. Přímý podíl rostlin na čistícím účinku je dosti malý (Herle a Bareš, 1990).

Procesy, které se podílejí na zadržování těžkých kovů v mokřadech jsou shrnuty v následující tabulce:

<b>Mechanismy</b>	<b>Účinek</b>	<b>Odstraňované látky</b>	<b>Způsob odstraňování</b>
<b>fyzikální</b>			
<i>sedimentace</i>	primární	UNL	Gravitační usazování
	sekundární	KL	
	vedlejší	BSK, N,P,TK, TR	
<i>filtrace</i>	sekundární	UNL, KL	Mechanická filtrace při průchodu odp. vody zeminou a kořeny
<i>Adsorpce těkání</i>	sekundární	KL	Van der Waalsovy síly
	sekundární	N	Těkání NH <sub>3</sub> z odpadní vody
<b>Chemické</b>			
<i>srážení</i>	primární	P, TK	Srážení nerozp. sloučenin
<i>adsorpce</i>	Primární	P,TK	Adsorpce na povrchu zemního materiálu a rostlin
	sekundární	TROL	
<i>rozklad</i>	primární	TROL, B+V	Rozklad a změny méně stabilních látek působením UV záření, oxidace a redukce
<b>Biologické</b>			
<i>Bakteriální metabolismus</i>	primární	KL, BSK, N,TROL	Odstranění uvedených látek suspendovanými, bentickými a epifytickými bakteriemi
<i>Rostlinný metabolismus</i>	sekundární	TROL, B+V	Příjem a využití org.látek rostlinami; exkrety kořenů mohou být toxické pro organismy enterického původu
<i>Rostlinná absorpce</i>	sekundární	N,P, TK, TROL	
<i>Přirozený úhyn</i>	primární	B+V	přirozený úhyn organismů v nevýhodných podmínkách

Tab. č. 1: Mechanismy uplatňující se při čištění odpadních vod v umělých mokřadech (Stowell a kol. , 1981). UNL – usaditelné nerozp. látky, KL – koloidní látky, TK – těžké kovy, TROL – těžce rozložitelné org. látky, B+V – bakterie + viry, N – dusík, P – fosfor



## 2. 7. 1 Účinnost čištění

Kořenové čistírny jsou navrhovány a dimenzovány především pro odstraňování organických a nerozpuštěných látek, tj. parametrů, které jsou limitovány pro malé zdroje znečištění.

Parametr	Přítok (mg l <sup>-1</sup> )	Odtok (mg l <sup>-1</sup> )	Účinnost (%)	n	N
<b>BSK<sub>5</sub></b>	155	14,1	85,5	227	67
<b>CHSK<sub>Cr</sub></b>	358	52	75,6	154	51
<b>Nerozpuštěné látky</b>	192	11,9	88,3	169	54
<b>Celkový N</b>	57	28,2	46,9	39	17
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - N</b>	27,7	18,9	28,9	144	41
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N</b>	5,6	2,3	25,9	36	14
<b>Organický N</b>	16,0	2,3	77,7	26	10
<b>Celkový P</b>	6,8	3,6	35,8	92	36

Tab. č.2 : Účinnost kořenových čistíren v ČR (Vymazal, 2005), n = počet ročních průměrů, N = počet KČOV

## 2. 7. 2 Odstraňování organických látek

Organické látky stanovené jako BSK<sub>5</sub> nebo CHSK<sub>Cr</sub>, jsou odstraňovány velmi efektivně. Mikrobiální rozklad organických látek probíhá ve filtračním loži jednak aerobně, ale převážně anaerobně, tj. bez přítomnosti rozpuštěného kyslíku. Organické znečištění, se vyjadřuje jako BSK<sub>5</sub>.

Část organického znečištění je odstraňováno sedimentací a filtrací usaditelných a partikulovaných částic, avšak větší podíl organického znečištění je odstraňován mikrobiálním rozkladem. Účinnost odstraňování organických látek je nezávislá na ročním období a nezvyšuje se příliš s délkou provozu. Jedním z důvodů může být vysoká aktivita bakterií v zimním období (Bavor a Schultz, 1993; Butler a kol. , 1993).

### 2. 7. 3 Odstraňování nerozpuštěných látek

Nerozpuštěné látky jsou v kořenových čistírnách odstraňovány velmi efektivně filtrací a sedimentací ve filtračním loži. Většina nerozpuštěných látek je zadržována v prvních metrech filtračních polí, což může vést při nedokonalém předčištění k ucpávání lože a následnému povrchovému odtoku. Hlavními procesy, které se na odstraňování nerozpuštěných látek podílejí, jsou sedimentace a filtrace (Vymazal, 1995).

Sapkota a Bavor (1992) zjistili, že míra odstranění nerozpuštěných látek je nezávislá na době zdržení. Stejně zjištění uvádí i Reed (1993). Na základě svých výsledků odvodili Sapkota a Bavor (1992) následující rovnici, která umožňuje odhadnout množství odstraněných nerozpuštěných látek:

$$C = C_0 \exp(-KL_n / q^a)$$

Kde:

C = Koncentrace nerozpuštěných látek na odtoku (mg/l)

C<sub>0</sub> = Koncentrace nerozpuštěných látek na přítoku (mg/l)

K = Rychlostní konstanta

L = Délka filtračního lože (m)

q = Hydraulické zatížení m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>

a = Konstanta závislá na saturačních podmínkách

### 2. 7. 4 Podíl mikroorganismů na čistícím procesu

Bakterie jsou v přirozeném samočisticím procesu schopny mineralizovat značné množství organické hmoty, díky složitým metabolickým a biochemickým procesům, které jsou spojeny s jejich životní činností. Tyto procesy probíhají nejen v čistících zařízeních, ale i v recipientech odpadních vod nebo v přirozeně znečištěných tocích a nádržích.

Mikroorganismy se podílí na čištění hlavně těmito pochody (Kočková a kol. , 1994):

- rozklad dusíkatých organických látek (bakterie proteolytické a amonizační)
- nitrifikace (bakterie nitrifikační)
- denitrifikace (bakterie denitrifikační)

- rozklad celulózy (metanobakterie za anaerobních podmínek, celulolytické bakterie a myxobakterie za aerobních podmínek)
- rozklad tuků (lipolytické bakterie)
- rozklad škrobu a nižších cukrů (amylolytické bakterie)
- rozklad organických a anorganických látek obsahujících síru (sulfurikační a desulfurikační bakterie)
- rozklad organických a anorganických sloučenin fosforu (fosfobakterie)

## **2. 8 Těžké kovy v biomase rostlin na kořenových čistírnách odpadních vod**

### **2. 8. 1 Těžké kovy a akumulace kovů**

Těžké kovy pochází z různých zdrojů a jsou vnášeny do vodního ekosystému. O sladkovodních ekosystémech se tvrdí, že jsou přírodními akumulátory („sinky“) kovů (Birch a kol. , 1996). Kvůli jejich možnému akutnímu toxickému vlivu by měli být těžké kovy odstraňovány z životního prostředí použitím cenově efektivních a vhodných metod nebo by měli být přeměněny do méně toxických forem. Fytoremediace znamená použití rostlin ke snížení, odstranění či rozkladu nebo imobilizaci toxických látek v životním prostředí (Salt a kol. , 1995 a Terry, 2003). Efektivita fytoremediačních systémů závisí na výběru vhodných rostlin pro jednotlivá prostředí. Znalost akumulčních vlastností mokřadních druhů rostlin je výhodná při výběru vhodných rostlin pro mokřadní systémy.

Bioakumulace kovů závisí na mnoha biotických a abiotických faktorech jako teplota, pH a ve vodě rozpuštěné ionty (Aksoy a kol. , 2005). Bioakumulace kovů se značně liší mezi jednotlivými druhy, stejně tak i mezi morfologicky podobnými druhy rostoucími ve stejné oblasti (Brekken a Steinnes, 2004) a může také ukazovat sezónní variabilitu. Některé práce uvádějí nejvyšší obsah kovů ( Cd, Cu, Ni, Pb, Sn, Zn) během podzimu a relativně nízké hladiny během jara (Brekken a Steinnes, 2004), zatímco jiní naznačují nejvyšší hladinu v listech během jara a nejnižší během zimy (Martin a Couphtrey, 1982).

Rákos obecný (*Phragmites australis*) je jedním z nejvíce rozšířených druhů mokřadních rostlin na světě. O *Phragmites australis* je všeobecně známo, že akumuluje některé z těžkých kovů zřetelně více než ostatní mokřadní rostliny (Aksoy a kol., 2005).

Tento druh roste stejně dobře na neznečištěných místech (úhory, louky) i v znečištěných místech. V posledních desetiletích byl *Phragmites australis* široce používán také v mokřadech vytvářených pro zpracování průmyslových odpadních vod obsahujících těžké kovy (Dunbabin a Bowmer, 1992). Skřípinec jezerní (*S. lacustris*) je také široce rozšířená vytrvalá vodní rostlina a ve svých pletivech akumuluje vysoký obsah těžkých kovů (Samecka-Cymerman a Kempers, 2001).

Rostliny s vyšší koncentrací prvků ve svých pletivech jsou považovány za jejich akumulátory (Baker a Walker, 1990). Některé druhy jsou nazývány kořenovými akumulátory, protože uchovávají kovy nejvíce ve svých kořenech, ostatní jsou většinou stonkovými akumulátory. Malými akumulátory jsou ty, které sníží příjem, když má substrát vysokou koncentraci prvků nebo mají vysoký čistý výdej některých prvků. Ve studii (Baker a Walker, 1990) bylo zjištěno, že jsou oba rostlinné druhy *Phragmites australis* a *Schoenoplectus lacustris* kořenovými akumulátory Pb, Cu, Mn, Ni, Zn a Cd. *Phragmites australis* pro Pb a Cd a *Schoenoplectus lacustris* pro Mn a Cd byly vyhodnoceny jako stonkoví akumulátoři. Chróm byl jediným kovem, který byl slabě akumulován u *Schoenoplectus lacustris*.

Akumulace kovů vykazuje sezónní variabilitu. Pro sezónní rozdíly mohou existovat různé důvody např. variabilita koncentrace kovů v roztoku, vztahy mezi kovy a dalšími prvky, pH, metabolické faktory. Pro výše uvedené rostliny byly nejvyšší koncentrace pozorovány na podzim a v zimě. Výsledky studie také ukázaly, že nárůst biomasy není nezbytně spojen s nárůstem bioakumulace. Při fytoremediaci znečištěných sedimentů s mnoha kovy, mohou být oba druhy *Phragmites australis* a *Schoenoplectus lacustris*, požity k extrakci těžkých kovů, za předpokadu, že sklizeň proběhne na konci vegetačního cyklu (Bakera Walker, 1990).

Pro všechny kovy kromě Mn, koncentrace v biomase *Phragmites australis* poklesne v rozmezí ( $p < 0,05$  pro Cd, Cu, Pb, Zn, Al, a Fe;  $p = 0,66$  a  $0,10$  pro Cr a Ni). U všech kovů kromě Mn, byl exponenciální důsledek nalezen mezi koncentrací kovů v nadzemní biomase a vzdáleností od přítoku ( $R^2 > 0,6$ ). Koncentrace kovů v podzemní biomase a sedimentech měla pozitivní korelaci, zatímco změny v úrovni kovů v sedimentech nebo podzemní biomase nebyly všeobecně odráženy v nadzemní biomase. Méně než 2 % ročně odstraněné hmoty z odpadních vod je shromážděno v nadzemní biomase rákosu. Sedimenty jsou nejdůležitějším záchytným místem pro shromažďování kovů v rákosí (Cooper a kol. , 2005).

## 2. 8. 2 Těžké kovy v mokřadech

Těžké kovy jsou běžně nalézány v biomase rostlin, včetně mokřadních. Jejich obsah je ovlivněn především dostupností a ta je dána formou kovu v prostředí. Gambrell (1994) uvádí, že v mokřadech existuje celá řada forem těžkých kovů, metaloidů a dalších prvků:

1. Ve vodě rozpustné prvky
  - a) Rozpustné jako volné ionty
  - b) Rozpustné jako anorganické ionty
  - c) Rozpustné jako organické komplexy
2. Prvky vázané ve vyměnitelné formě
3. Sraženiny anorganických sloučenin železa a manganu
4. prvky vázané komplexně v huminových sloučeninách s velkou molekulovou hmotností
5. Prvky adsorbované na sraženiny hydratovaných oxidů
6. Prvky vysrážené jako nerozpustné sulfidy
7. Prvky vázané v krystalických maticích primárních minerálů

Ve vodě rozpustné prvky jsou nejvíce mobilní a dostupné pro rostliny. Vyměnitelné prvky jsou takové, které jsou vázané na povrch částic sedimentů iontově-výměnným procesem. Prvky v této formě jsou považovány také za poměrně dobře dostupné pro rostliny. Přítomnost jednotlivých forem těžkých kovů v mokřadních sedimentech je dána především oxidačně redukčními podmínkami a pH v sedimentech (Gambrell, 1994).

Těžké kovy nepředstavují výrazný problém v odpadních vodách z malých sídel a z tohoto důvodu není ani k dispozici větší množství dat v literatuře.

Přítomnost jednotlivých forem těžkých kovů v mokřadních sedimentech je dána především oxidačně redukčními podmínkami a pH v sedimentech. Je známo, že rostliny mohou výrazně oxidačně-redukční potenciál ovlivňovat, a to jednak transportem kyslíku do kořenů a oddenků a následnou difúzí do okolního prostředí (Brix, 1990; Sorrell a Armstrong, 1994) a jednak vylučováním fyto-metaloforů, chelatačních činidel, která jsou vylučována v případě nedostatku esenciálních kovů (Kinnersley, 1993; Kanazawa a kol., 1994; Cakmak a kol., 1996).

<b>Prvek</b>	<b>Listy</b>	<b>Stonky</b>	<b>Květy</b>	<b>NB</b>	<b>Kořeny</b>	<b>Oddenky</b>	<b>PB</b>
<b>Zn</b>	27,1	20,5	44,3	23,8	86	22	34
<b>Pb</b>	0,23	0,11	0,47	0,18	7,1	0,52	1,5
<b>As</b>	0,18	0,17	0,15	0,17	5,0	0,54	2,5
<b>Hg</b>	0,024	0,01	0,023	0,017	0,064	0,016	0,041
<b>Cd</b>	0,01	0,01	0,03	0,01	0,21	0,02	0,05
<b>U</b>	0,002	0,005	0,03	0,004	1,4	0,15	0,33

*Tab. č. 3: Koncentrace sledovaných prvků v biomase rákosu obecného v mg / kg sušiny měřených na KČOV ve Slavošovicích (Vymazal a kol. , 2007)*

*NB = nadzemní biomasa*

*PB = podzemní biomasa*

Z tabulky č. 3 je zřejmé, že vybrané prvky jsou nejvíce kumulovány v kořenech a také v podzemní biomase rákosu obecného. Zn, Pb, Hg, Cd, U jsou nejméně kumulovány ve stoncích a As je nejméně v květu rákosu obecného.

Na rozdíl od přirozených stanovišť, kde se poměr podzemní a nadzemní biomasy pohybuje většinou v rozmezí 2 -10 (Wetzel, 2001; Čížková, 1999), v kořenových čistírnách jetento poměr většinou < 1 (Behrends a kol. , 1994). Pro odběry, kde byly současně odebrány podzemní i nadzemní biomasa, byly stanoveny tyto průměrné hodnoty jednotlivých částí: stonky 813 g/m<sup>2</sup>, listy 830 g/m<sup>2</sup>, oddenky 707 g/m<sup>2</sup> a kořeny 152 g/m<sup>2</sup> (Vymazal a kol. , 2007).

V roce 2005 byly na základě výsledků prokázány velké rozdíly v zadržování těžkých kovů a některých rizikových prvků v kořenových čistírnách Mořina, Břehov a Slavošovice. Prvky, které jsou výrazně zadržovány jsou především Al, Zn, Cr, Ba ve většině případů i Pb. Naproti tomu Mn a As jsou téměř vždy z kořenových čistíren vyplavovány. Těžké kovy a metaloidy tedy nelze z pohledu jejich odstraňování v kořenových čistírnách hodnotit souhrnně, proto je nutné každý hodnotit individuálně. Bylo vyzkoumáno, že koncentrace prvků se snižují v pořadí: kořeny > oddenky > listy > stonky (Vymazal, 2005)

Grafické znázornění dat z tabulky č. 3 v příloze

### 3. Závěr

Přes rozdíly mezi druhy a životními formami (hydrofyta zpravidla obsahují více živin než helofyta) je poutání živin na jednotku plochy zhruba úměrné biomase porostů. Některé typy vodní vegetace indikují stupeň znečištění vody nebo její zátěže minerálními živinami. Nekořenicí organismy mají značnou akumulaci kapacitu pro rozpuštěné minerální živiny a může se jich použít pro dočišťování odpadních vod a většinou potenciálně využít.

Cévnaté rostliny i autotrofní mikroorganismy mají tedy kromě jiných pozoruhodných vlastností schopnost zabudovávat řadu anorganických i organických látek přímo z prostředí, ve kterém rostou nebo se pohybují. Tuto jejich vlastnost lze využít při čištění nebo dočišťování odpadních vod splaškových, průmyslových, zemědělských, dešťových a průsaků ze skládek pevných odpadů.

Lze konstatovat, že použití vodních a pobřežních makrofyt nejen příznivě ovlivňuje a urychluje proces dočišťování vod, ale umožňuje i postupný rozvoj ochrany prostředí všude tam, kde to vyžaduje zachování ekologických funkcí. Vhodná technika výsadby může dobře sloužit při výsadbách na jinak nevyužitelné plochy a v menších čistírnách odpadních vod, bude-li technologicky dobře připravena.

Z údajů, které jsou k dispozici z našich KČOV, vyplývá, že eliminace těžkých kovů je vysoká a v průměru dosahuje 80%, ale míra eliminace silně kolísá mezi jednotlivými kovy. Výsledky jednoznačně prokazují, že největší část (cca 90 %) je zadržena v sedimentu a v podzemních částech rostlin a jen asi 10% ze zachyceného množství se nachází v nadzemní biomase, přičemž koncentrace těžkých kovů a metaloidů v listech a stoncích rostlin jsou jen mírně zvýšené oproti přirozeným lokalitám.

Výsledky měření v roce 2005 prokázaly velké rozdíly v zadržování těžkých kovů a některých rizikových prvků v kořenových čistírnách Mořina, Břehov a Slavošovice. Mezi prvky, které jsou výrazně zadržovány patří především Al, Zn, Cr, Ba ve většině případů i Pb. Naproti tomu Mn a As jsou téměř vždy z kořenových čistíren vyplavovány. Těžké kovy a metaloidy tedy nelze z pohledu jejich odstraňování v kořenových čistírnách hodnotit souhrnně, ale je nutné je posuzovat individuálně. Bylo vyzkoumáno, že koncentrace prvků se snižují v pořadí: kořeny > oddenky > listy > stonky.

Výsledky studie také ukázaly, že nárůst biomasy není nezbytně spojen s nárůstem bioakumulace. Při fyotremediaci znečištěných sedimentů s mnoha kovy, mohou být oba druhy *Phragmites australis* a *Schoenoplectus lacustris*, požity k extrakci těžkých

kovů, za předpokladu, že sklizeň proběhne na konci vegetačního cyklu. Pro obě rostliny byly nejvyšší koncentrace pozorovány na podzim a v zimě.

Bioakumulace kovů se značně liší mezi jednotlivými druhy, stejně tak i mezi morfologicky podobnými druhy rostoucími ve stejné oblasti a může také ukazovat sezónní variabilitu.



## 4. Seznam použité literatury

- Aksoy, A. , Duman, F. , Sezen, G. : 2005, Heavy metal accumulation and distribution in narrow – leaved cattail (*Typha angustifolia*) and common reed (*Phragmites australis*). J Freshwater Ecol. 20(4):783 -785
- Baker, A. J. M. a Walker, P. L. : 1990, Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In: Shaw AJ (ed) Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects. CRC Press, Boca Raton, stránky neuvedeny
- Bavor, H. J. a Schultz, T. J. : 1993, Sustainable suspended solids and nutrient removal in large – scale, solid matrix, constructed wetland systems. In Sborník konf. Constructed Wetlands for Water Quality Improvement, Moshiri, G. A. , Ed. , CRC Press, Boca Raton, Florida, 219
- Brekken, A. a Steinnes, E. : 2004, Seasonal concentrations of cadmium and zinc in native pasture plants: consequences for grazing animals. Sci. Total. Environ. 326:181 – 195
- 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: sborník konf. Wetland Systems for Water Pollution Control, Guangzhou, 274-285
- Birch, L. , Hanselmann, K. W. a Bachofen, R. : 1996, Heavy metal conservation in Lake Cadagno sediments: historical records of anthropogenic emissions in a meromictic alpine lake. Water Res 30:679–687
- Brinkman, R. a van Diepen, C. A. : 1990, Mineral soils. In Wetlands and Shallow Continental Water Bodies, Patten , B. C. , Ed. , SPB Academic Publishing, The Hague, 37
- Brix, H. : 1990, Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage. *Water Res.* 24, 259
- Butler, J. E. , Ford, M. G. , May, E. , Ashworth, R. F. Williams, J. B. , Dewedar, A. , El – Housseini, M. a Baghat, M. M. M. : 1993, Gravel bed hydroponic sewage treatment: performace and potential. In sborník konf. Constructed wetlands for Water Quality Improvement, Moshiri, G. A. , Ed. , CRC Press, Boca Raton, Florida, 237
- Cakmak, I. , Sari, N. , Marschner, H. , Kalayci, M. , Yilmaz, A. a Braun, H. , J. : 1996, Phytosiderophore release in bread wheat genotype differing in zinc defficiency. *Plant and Soil* 180, 183-189
- Cooper, D. , Griffin, P. a Cooper, P. : 2005, Factors affecting the longevity of subsurface horizontal flow systems operating as tertiary treatment for sewage effluent. *Water Sci Technol.* 51(9): 127-35
- Cornwell, D. A. , Zoltek, J. J. , Patrinely, C. D. , Furman, T. S. a Kim, J. I. : 1977, Nutrient removal by water hyacinths.-In.: Journal of the Water Control Federation. 57-65.

- Čížková – Končalová, H. : 1992, Funkce kořenů rostlin v kořenové čistírně. In: Čížková – Končalová, H. , Husák, Š. , Účelové kultivace vodních mokřadních rostlin. Sborník semináře BÚ ČSAV Třeboň, 70-74
- Čížková, H. : 1999, Growth dynamics and ecophysiology of *Phragmites* in relation to the climatic conditions in boreal – Mediterranean and oceanic – continental gradients. University of Aarhus, Dánsko, 45-52
- Dunbabin, J. S. a Bowmer, K. H. : 1992, Potential use of constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters containing metals. *Sci. Total. Environ.* 111:151–168
- Dushenkov, V. , Kumar, N. P. B. A. , Motto, H. a Raskin, I. : 1995, Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams.-In.: *Environmental Science and Technology.* 1239-1245
- Environmental Laboratory : 1987, Corps of Engineers Wetlands Delineation Manual. Tech. Rept. Y-87-1, US Army Engineer Waterways Experimental Station, Vicksburg, Mississippi, stránky neuvedeny
- Geller, G. : 1991, Pflanzenkläranlage – Kurzinformation. Informace k BMFT- výzkumného záměru 02 WA 88407 Bewachsene Bodenfilter zur Reinigung von Wassern, TU München, stránky neuvedeny
- Gambrell, R. P. : 1994, Trace and toxic metals in wetlands – a review. *Journal of Environmental Quality*, 23, 883-891
- Gupta, G. C. : 1980, Use of water hyacinths in wastewater treatment.-In.: *Journal of Environmental Health.* 80-82
- Haberl, R. a Perfler, R. : 1990, Seven years of research work and experience with wastewater treatment by a reed bed system. In *Sborník konf. Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, Cooper, P. F. a Findlater, B. C. , Eds. , Pergamon Press, Oxford, 205
- Herle, J. a Bareš, P. : 1990, Čištění odpadních vod z malých zdrojů znečištění. SNTL. , Praha, 207
- Husák, Š. : 1992, Druhy rostlin vhodné pro vegetační čistírny. In *Sborník konf. Účelové kultivace vodních a mokřadních rostlin*, Čížková – Končalová, H. a Husák, Š. , Eds. , Botanický ústav ČSAV, Třeboň, 75
- Jenny, H. : 1961, Derivation of the State Factor Equations of soil and ecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 25, 385
- Johnston, C. A. : 1991, Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality. *CRC Crit. Rev. Environ. Control.* 21, 491

- Kanazawa, K. , Higuchi, K. , Nishizawa, N. , K. , Fushiya, S. , Chino, M. a Mori, S. : 1994, Nicotianaamine aminotransferase activities are correlated to the phytosiderophore secretion under Fe-deficient conditions in Gramineae. *Journal of Experimental Botany* 45, 1903-1906
- Kay, S. H. , Hailer, W. T. a Garrard, L. A. : 1984, Effects of heavy metals on water hyacinths (*Eichhornia crassipes*).-In.: *Aquatic Toxicology*. 117-128.
- Kickhuth, R. : 1980, Abwasserreinigung in Mosaikmatrizen aus anaeroben und aeroben Teilbezirken. *Schriftenreihe Wasser Abwasser*, 19, 639
- Kinnersley, A. M. : 1993, The role of phytochelates in plant growth and produktivity. *Plant Growth Regulators* 12, 2007-217
- Kočková, E. , Kříž, P. , Legát, V. , Šálek, J. a Žáková, Z. : 1994, Vegetační kořenové čistírny odpadních vod. *Edice obnova venkova*, MZ ČR, 67
- Lukavská, J. : 1992, Množení, výsadba a ošetřování porostu na kořenových čistírnách, In *Sborník konf. Účelové kultivace vodních a mokřadních rostlin*, Čížková – Končalová, H. a Husák, Š. , Eds. , Botanický ústav ČSAV, Třeboň, 83
- Martin, M. a Couphtrey, P. : 1982, Biological monitoring of heavy metal pollution. *Applied Sciences Publications*, London/New York, stránky neuvedeny
- May, E. , Butler, J. E. , Ford, M. G. , Ashworth, R. Williams, J. a Bahgat, M. M. M. : 1990, Chemical and microbiological processes in gravel – bed hydroponic (GBH) systemes for sewage treatment. In *Sborník konf. Constucted Wetlands in Water Pollution Control*, Cooper, P. F. a Findlater, B. C. , Eds. , Pergamon Press, Oxford, 33
- McDonald, R. C. a Wolverton, B. C. : 1980, Comparative study of wastewater lagoon with and without water hyacinth.-In.: *Economic Botany*. 101-110
- Mitsch, W. J. a Gosselink, J. G. : 1986, *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold Company Inc. 537 pp. Orme, A. R. Wetland morphology, hydrodynamic and sedimentation. In: Williams M.(Ed) : *Wetlands: A Threatened Landscape*, Basil Blackwell, Oxford, 42
- Patten, B. C. : 1990, Introduction and overview. In *Wetlands and Shallow Continental Water Bodies*, Patten, B. C. , Ed. , SPB Academic Publishing, The Hague, 3
- Reed, S. C. : 1993, Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment. A technology assessment. *U. S. epa Office of Water*, 605
- Salt, D. E. , Blaylock, M. , Kumar, N. P. B. A. , Dushenkov, V. , Ensley, B. D. , Chet, I. a Raskin, I. : 1995, Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants.-In.: *Bio/Technology*. 468-474.

- Samecka-Cymerman, A. 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. *Sci Total. Environ.* 281:87–98
- Sapkota, D. P. a Bavor H. J. : 1992, Horizontal gravel - media filter for the reduction of suspended solids from maturation pond effluent. In *Sborník konf. Wetland Systems in Water Pollution Control*, IAWQ, University of New South Wales, Sydney, kap. 26
- Seidel, K. : 1953, Pflanzungen zwischen Gewässern und Land. *Mitt. Aus der Max-Planck Gess.* 23. 17
- Schnoor, J. L. , Licht, L. L. , McCutcheon, S. C. , Wolfe, N. L. a Carreira, L. H. : 1995, Phytoremediation of organic and nutrient contaminants.-In.: *Environmental Science and Technology.* 318A-323A.
- Sorrell, B. K. a Armstrong, W. : 1994, On the difficulties of measuring oxygen release by root systems of wetland plants. *Journal of Ecology* 82, 177-183
- Stowell R. , Ludwig R. , Colt J. a Tchobanoglous G. : 1981, Concepts in aquatic treatment system design. *J. Environ. Eng. Div. ASCE.* 107 (5). 919-940
- Terry, N. : 2003, Biotechnological approaches for enhancing phytoremediation of heavy metals and metalloids. *Acta Biotechnol.* , 23: 281 – 288
- United States department of agriculture (U.S. DA): 1985, United States Soil Conservation Service : *Hydric Soils of the United States.* In : Vymazal J(Ed.): *Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách.* ENVI s. r. o. , Třeboň, 146
- Véber, K. : 1993, *Dočišťování vod vyššími rostlinami*, ÚZPI Praha, 39
- Vymazal, J. : 1995, *Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách*, ENVI Třeboň, 147
- Vymazal, J. a ENKI o. p. s. : 2004, *Kořenové čistírny odpadních vod*, Třeboň, stránky neuvedeny
- Vymazal, J. : 2005, *Kořenové čistírny v České republice - 15 let zkušeností.-In. : Alternatívne Sposoby Čistenia Odpadových Vod v Malých Obciach.* Nitra. Slovenská Poľnohospodárska Univerzita v Nitre. 92-97.
- Vymazal, J. , Kröpfelová, L. , Švehla, J. , Štíchová, J. , Chrastný, V. : 2007, *Těžké kovy v biomase rostlin na kořenových čistírnách odpadních vod* In: *Sborník přednášek ze semináře, Vysoké učení technické v Brně (2007)*, 90-94
- Vymazal, J. : 2008, *Slovní sdělení*
- Wetzel, R. G. : 2001, *Limnology. Lake and River Ecosystems.* San Diego, Kalifornie: Academic Press, 1006

Wolverton, B. C. a McDonald, R. C. : 1975a, Water hyacinths and alligator weeds for removal of lead and mercury from polluted waters.-In.: NASA Technical Memorandum (tm)-X-72723.

Wolverton, B. C. a McDonald, R. C. : 1975b, Water hyacinths and alligator weeds for removal of silver, cobalt and strontium from polluted waters.-In.: NASA Technical Memorandum (tm)-X-72727.

Wolverton, B. C. : 1975, Water hyacinths for removal of cadmium and nickel from polluted waters.-In.: NASA Technical Memorandum (tm)-X-72721.

### **Internetové stránky**

<http://www.cisticka.info/?p=32>, staženo 3.2.2008

<http://cistirna.hyperlink.cz/>, staženo 13.1.2008

<http://www.biolib.cz/>, staženo 3.2.2008

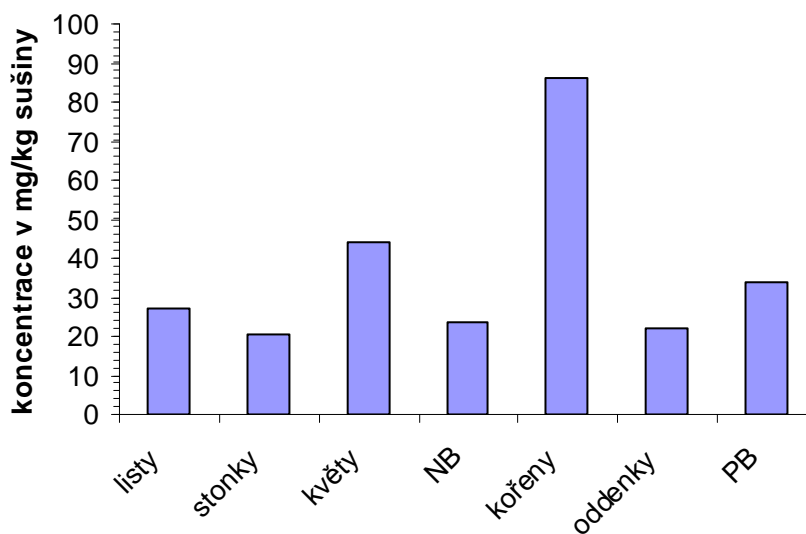
<http://botanika.wendys.cz/>, staženo 21.3.2008

<http://kcov.wz.cz/>, staženo 9.2.2008

<http://www.priroda.cz/>, staženo 7.3.2008

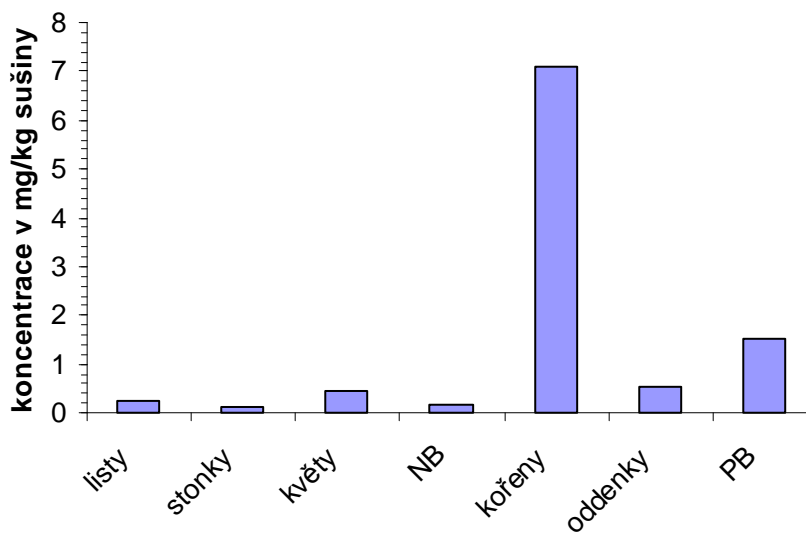
<http://www.victorie.cz/magazin/zahradka/orobinec-sirokolisty--typha-latifolia-.aspx>, staženo 6.3.2008

## 5. Přílohy



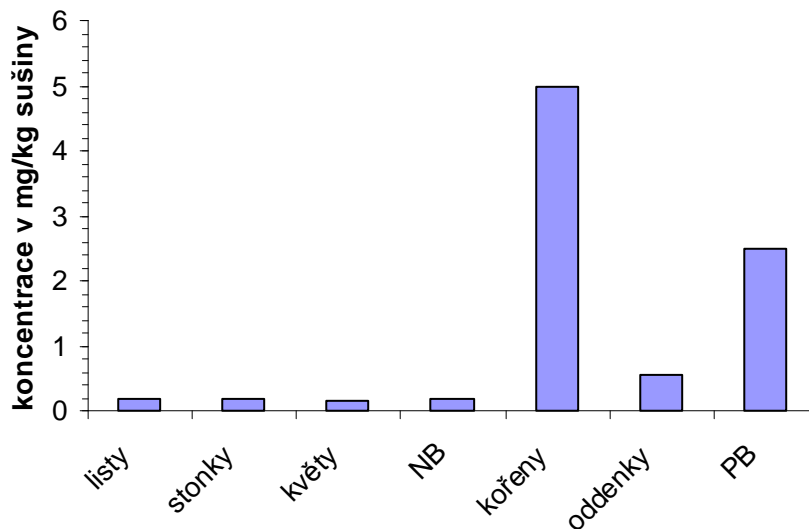
Obr. č. 17: Koncentrace Zn v biomase rákosu obecného v mg / kg sušiny  
(Vymazal a kol. , 2007)

NB = nadzemní biomasa, PB = podzemní biomasa



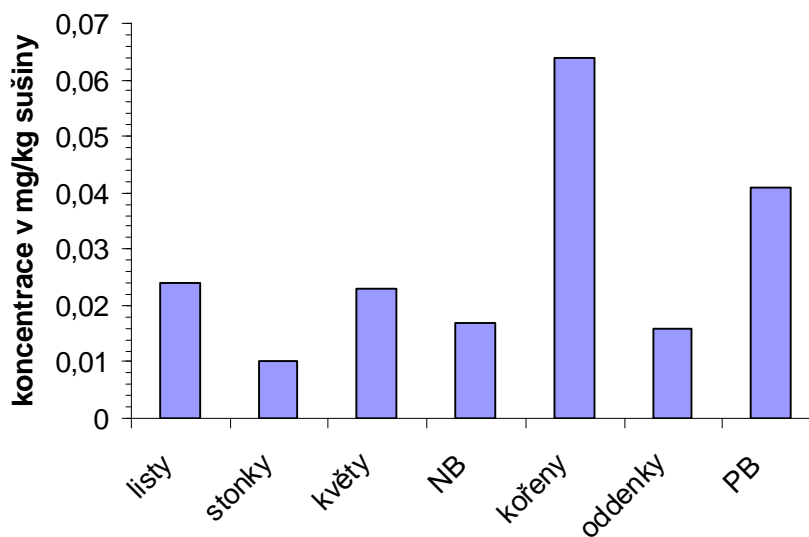
Obr. č. 18: Koncentrace Pb v biomase rákosu obecného v mg / kg sušiny  
(Vymazal a kol. , 2007)

NB = nadzemní biomasa, PB = podzemní biomasa



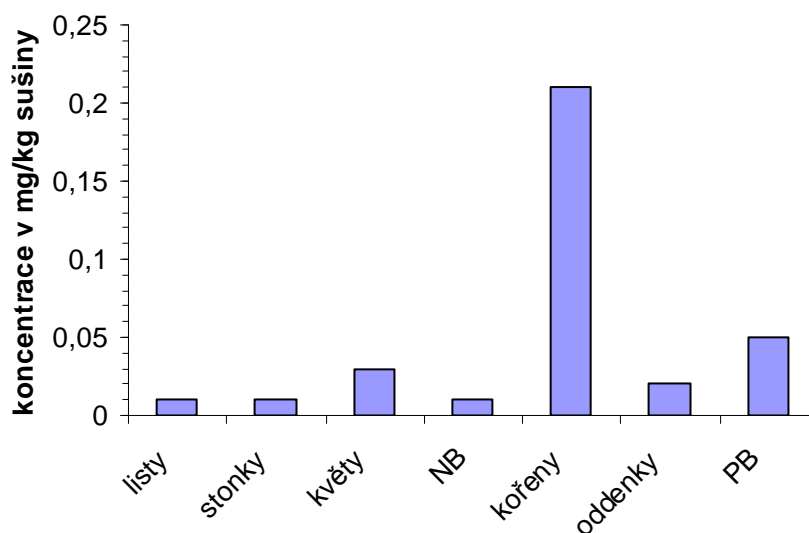
Obr.č. 19: Koncentrace As v biomase rákosu obecného v mg / kg sušiny  
(Vymazal a kol. , 2007)

NB = nadzemní biomasa, PB = podzemní biomasa



Obr.č. 20: Koncentrace Hg v biomase rákosu obecného v mg / kg sušiny  
(Vymazal a kol. , 2007)

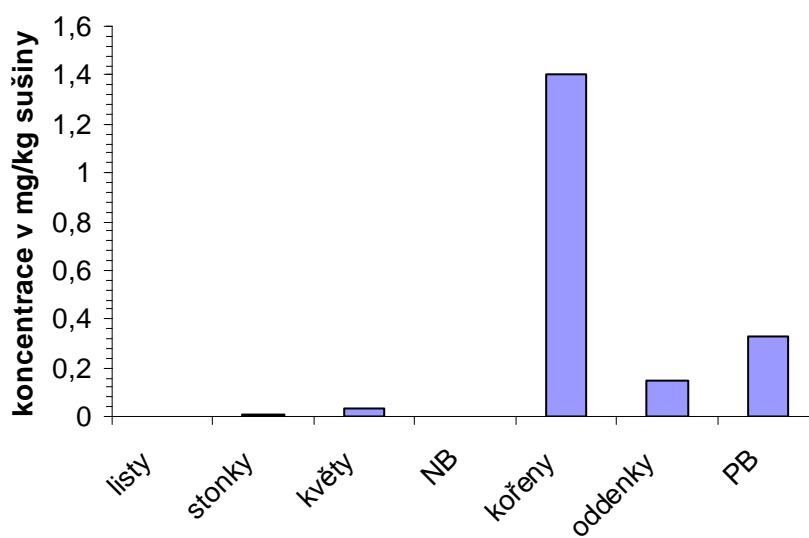
NB = nadzemní biomasa, PB = podzemní biomasa



Obr.č. 21: Koncentrace Cd v biomase rákosu obecného v mg / kg sušiny

(Vymazal a kol. , 2007)

NB = nadzemní biomasa, PB = podzemní biomasa



Obr.č. 21: Koncentrace U v biomase rákosu obecného v mg / kg sušiny

(Vymazal a kol. , 2007)

NB = nadzemní biomasa, PB= podzemní biomasa