

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**

**FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ**

**KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE**

**Vliv draslíku na příjem stabilního cesia  
d'áblíkem bahenním z vodného roztoku**

**Diplomová práce**

**Vedoucí práce: prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.**

**Autor: Bc. Nicola Petruřová**

**2017**

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Nicola Petrůvová

Regionální environmentální správa

Název práce

**Vliv draslíku na příjem stabilního cesia d'áblíkem bahenním z vodného roztoku**

Název anglicky

**Effect of potassium on stable cesium uptake by Calla palustris from aqueous solution**

---

### Cíle práce

Cílem práce je zjistit vliv draslíku na akumulaci stabilního Cs d'áblíkem bahenním z vodného roztoku

### Metodika

- 1) Literární rešerše
- 2) Skleníkový experiment
  - při různém gradient K sledovat schopnost d'áblíku bahenního akumulovat Cs
- 3) Laboratorní část
  - mikrovlnný rozklad rostlin
  - stanovení obsahu Cs v biomase (kořen, listy)
- 4) Statistické vyhodnocení dat
- 5) Vyhodnocení vhodnosti d'áblíku bahenního pro fytoremidiace

## Doporučený rozsah práce

70

## Klíčová slova

Cesium, akumulace, Calla palustris, fytoremediace, dusík

---

## Doporučené zdroje informací

- Anguissola Scotti, I. (1993). Effect of treatment time on the <sup>134</sup>Cs and <sup>85</sup>Sr concentrations in green bean plants. *Journal of Environmental Radioactivity*. 33:183-191
- Belli, M., Sansone, U. Ardiani, R., Feoli, E., Scimone, M., Menegon, S., Parente, G. (1995) The effects of fertilizer applications on <sup>137</sup>Cs uptake by different plant species and vegetation types. *Journal of Environmental Radioactivity*. 27:75-89
- Buysse, J., Van de Brande, K. Meckx, R. (1995) The distribution of radiocesium and potassium in spinach plants grown at different shoot temperature. *Journal of Plant Physiology* 146:263-267
- Entry, J.A. Watrud, L.S. (1998). Potential remediation of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr contaminated soil by accumulation in Alamo switchgrass. *Water, Air and Soil Pollution* 104. 339-352
- Soudek, P., Valenová, Š., Vavříková, Z., Vaněk, T. (2006). <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr uptake by sunflower cultivated under hydroponic conditions. *Journal of Environmental Radioactivity*. 88: 236-250

---

## Předběžný termín obhajoby

2016/17 LS – FŽP

## Vedoucí práce

prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

## Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 2. 3. 2017

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

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 7. 3. 2017

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 13. 04. 2017

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma Vliv draslíku na příjem stabilního cesia d'áblíkem bahenním z vodného roztoku vypracovala samostatně pod vedením prof. RNDr. Dany Komínkové, Ph.D. a použila jen prameny, které uvádím v seznamu použitých zdrojů. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 13. 4. 2017

Podpis .....

Ráda bych na tomto místě vyjádřila poděkování mé vedoucí prof. RNDr. Daně Komínkové, Ph.D. za podporu, trpělivost a cenné rady, bez kterých by tato práce nemohla vzniknout. Dále bych ráda poděkovala panu RNDr. Mgr. Petru Soudkovi, Ph.D. a paní Ing. Šárce Petrové, Ph.D. za odborné rady a příležitost využít jejich laboratoř pro přípravu rostlinných vzorků.

## **Abstrakt**

Cílem diplomové práce bylo posoudit vliv draslíku na příjem stabilního cesia a vyhodnotit vhodnost d'áblíku bahenního (*Calla palustris*) pro fytořemediaci. Experiment probíhal v prostředí skleníku, kde byly rostliny pěstovány ve vodném roztoku. Následně byly rostliny vystaveny stabilnímu isotopu cesia ( $^{133}\text{Cs}$ ) o koncentraci 1 mM CsCl. Draslík byl k rostlinám přidáván ve formě síranu draselného ( $\text{K}_2\text{SO}_4$ ) o pěti koncentracích (0,5 mM, 1 mM, 2 mM, 5 mM a 10 mM). Rostliny byly exponovány po dobu 8 dní. Největší průměrný příjem cesia (9,37 %) vykazovaly rostliny bez přidaného draslíku. Kořenová část rostlin vykazovala větší obsah cesia než jejich nadzemní část. Na základě celkového příjmu cesia z vodného roztoku lze hodnotit d'áblík bahenní jako rostlinu použitelnou pro fytořemediaci.

**Klíčová slova:** Cesium, fytořemediace, akumulace, draslík, *Calla palustris*

## **Abstract**

The aim of the thesis was to evaluate the effect of potassium on receiving of stable cesium and evaluate the appropriateness of Marsh Calla (*Calla palustris*) for phytoremediation. The experiment was conducted in a green-house environment where the plants were grown in an aqueous solution. The plants were exposed then to a stable isotope of cesium ( $^{133}\text{Cs}$ ) at a concentration of 1 mM CsCl. Potassium was added to the plants in the form of potassium sulphate ( $\text{K}_2\text{SO}_4$ ), in five different concentrations (0.5 mM, 1 mM, 2 mM, 5 mM and 10 mM). Plants were exposed for 8 days. The largest average income of cesium (9,37 %) had a plant without added potassium. The root part of the plants showed a greater cesium content than the ground part. Based on the total intake of cesium from an aqueous solution, calla marsh can be estimated as a plant usable for phytoremediation.

**Keywords:** Cesium, phytoremediation, accumulation, potassium, *Calla palustris*

# Obsah

Úvod.....	9
Cíl práce .....	9
1. Cesium.....	10
1.1. Izotop <sup>137</sup> Cs .....	11
1.3.2. Hlavní zdroje <sup>137</sup> Cs.....	12
1.2. Akumulace <sup>137</sup> Cs v půdě .....	14
2. Živiny .....	15
2.1. Dusík.....	16
2.2. Draslík.....	17
2.3. Fosfor.....	17
2.4. Hořčík .....	18
2.5. Vápník.....	19
2.6. Mechanismus příjmu živin.....	20
3. Toxické kovy .....	22
3.1. Mechanismus příjmu kovů rostlinami .....	23
3.2. Příjem kovů na molekulární úrovni.....	24
3.3. Akumulace cesia rostlinami .....	25
4. Fytoremediace .....	27
4.1. Fytoremediační metody .....	28
4.1.1. Fytoextrakce .....	28
4.1.2. Rhizofiltrace .....	33
4.1.3. Fytodegradace.....	34
4.1.4. Fytovolatilizace.....	35
4.1.5. Rhizodegradace.....	36
4.1.6. Fytostabilizace .....	36
4.2. Zvýšení účinnosti fytoremediace .....	37
4.2.1. Somatická hybridizace .....	37

4.2.2. Genetická manipulace .....	37
4.2.3. Přidávání živin .....	38
5. Metodika.....	39
5.1. Cíle experimentu .....	39
5.2. Rostlinný materiál .....	39
5.3. Skleníkový experiment .....	40
5.4. Příprava vzorků – sušení a drcení.....	43
5.5. Mikrovlnný rozklad .....	44
5.6. Laboratorní analýza .....	46
5.6. Zpracování dat.....	46
5.7. Statistické vyhodnocení .....	47
6. Výsledky.....	48
7. Diskuse .....	54
8. Závěr .....	58
Přehled literatury a použitých zdrojů.....	59



# Úvod

Cesium patřící mezi alkalické kovy se nalézá v přírodě pouze jako stabilní izotop  $^{133}\text{Cs}$ . Velké pozornosti se však dostává především izotopu  $^{137}\text{Cs}$  (Butterman et al. 2005). Jedná se z hlediska jeho dlouhodobosti o významný radionuklid kontaminující životní prostředí. Hlavním zdrojem tohoto radionuklidu byl v minulosti především atmosférický spad ze zkoušek jaderných zbraní a jaderná energetika (Havránek et Havránková 2008). Příkladem je havárie jaderné elektrárny v Černobylu v roce 1986, při které došlo k velkému rozptýlu radionuklidů do atmosféry. Oproti jódu, který se rozpadl během několika týdnů po havárii (poločas rozpadu 8 dní), je radioaktivní  $^{137}\text{Cs}$  (poločas rozpadu 30 let) měřitelné i v současné době v mnoha částech Evropy. K největší plošné kontaminaci pak došlo v oblastech bývalého Sovětského svazu, v dnešním Bělorusku, Rusku a Ukrajině. Celkově bylo zasaženo více jak 200 000  $\text{km}^2$  Evropy (ČSVTS 2006). Dalším významným zdrojem byla havárie jaderné elektrárny ve Fukušimě v roce 2011 (UNSCEAR, 2013).

Vzhledem k dlouhému poločasu rozpadu přetrvává  $^{137}\text{Cs}$  dlouhou dobu v životním prostředí a kontaminuje přes složky životního prostředí i potravní řetězec (Havránek et Havránková 2008). V oblastech nejvíce zasažených jadernými haváriemi dosahují radionuklidy v prostředí stále vysokých hodnot. Proto je velká pozornost věnována fytořemediaci, která představuje šetrné a ekonomicky výhodné odstraňování radionuklidů z půdy (Ibrahim et al. 2014).

## Cíl práce

Cílem práce je prostřednictvím experimentu zjistit, jaký vliv má draslík na akumulaci cesia u rostlin d'áblíku bahenního (*Calla palustris*) pěstovaného ve vodném roztoku. Dílčím cílem je posouzení vhodnosti využití zkoumané rostliny pro fytořemediaci.

# 1. Cesium

Cesium patří do podskupiny I. A periodické tabulky mezi alkalické kovy spolu s Li (lithium), Na (sodík), K (draslík), Rb (rubidium) a Fr (francium). Všechny tyto prvky mají jednoduchou elektronovou konfiguraci valenční sféry  $ns^1$ . Hodnoty ionizační energie mají nejmenší v důsledku největších atomových poloměrů. To v důsledku umožňuje snadné uvolnění valenčních elektronů. Takto uvolněné elektrony přijímají atomy nebo ionty dalších prvků a ty se tím redukuje. Proto prvky této podskupiny můžeme označit jako velmi silná redukční činidla (Vacík et al. 1995). Všechny tyto alkalické kovy a jejich slitiny musíme uchovávat ve vnitřní atmosféře nebo petroleji. Všechny jsou velmi silně elektropozitivní (Kameníček et al. 2009). Cesium je prvek s největší elektropozitivitou vůbec a vytváří iontové vazby s širokou škálou aniontů za vzniku mnoha sloučenin. Mnohé z nich jsou hygroskopické (Butterman et al. 2005).

Cesium bylo objeveno v roce 1860 v minerální vodě v Německu Gustavem Kirchhoffem a Robertem Bunsenem. Radioaktivní  $^{137}\text{Cs}$  objevil až o 70 let později, tj. roku 1930, Glenn Seaborg spolu s Margaret Melhase (EPA, 2015). Kovové cesium poprvé izoloval Carl Setterberg v roce 1882 (CIAAW 2015). Jedná se o stříbrně bílý měkký kov s velmi nízkou teplotou tání a velmi nízkou sublimační energií (Jursík 2002). Je extrémně reaktivní. V přítomnosti vzduchu se vzněcuje a v kontaktu s vodou je výbušný (Butterman et al. 2005). Další základní charakteristiky cesia jsou uvedeny v tabulce č. 1.

Přirozený výskyt cesia v moři dosahuje 0,5 mg/kg, v zemské kůře se jeho koncentrace pohybuje přibližně okolo 1,9 mg/kg (ANL 2005). Těžba cesia probíhá jen na několika málo místech světa. Největší naleziště rudy cesia se nachází v Kanadě, kde se vyskytují dvě třetiny světových zásob. Dále byla nalezena ložiska v Nambii a Zambii. V přírodě vyskytující se cesium se skládá z izotopu  $^{133}\text{Cs}$ . Uměle vytvořené radioizotopy jsou v rozmezí  $^{116}\text{Cs}$  až  $^{146}\text{Cs}$  (Butterman et al. 2005).

Tab. č. 1 Základní charakteristika cesia (Kameníček et al. 2009):

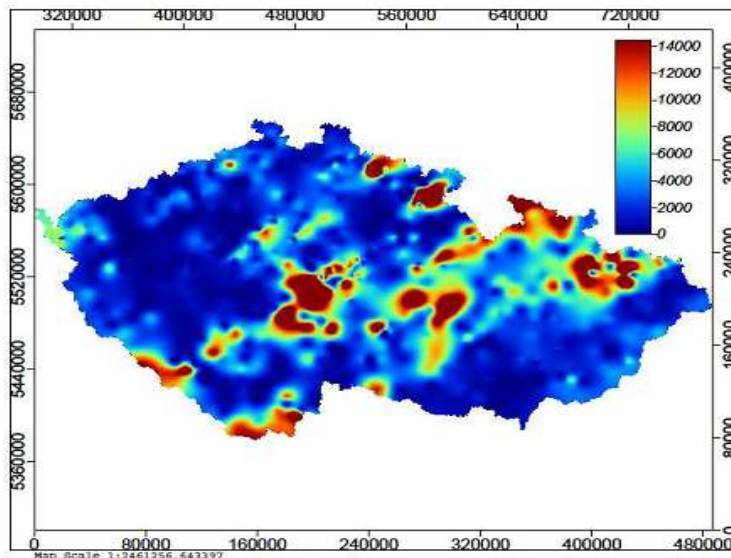
Atomové číslo	55
Relativní atomová hmotnost	132,9054
Hustota	1,90 g·cm <sup>-3</sup>
Teplota varu	705 °C
Teplota tání	28,5 °C
Iontový poloměr (pro k.č. 6)	167 pm
Kovový poloměr	265 pm
I. Ionizační energie (eV)	3,893
II. Ionizační energie (eV)	23,4
Elektronegativita (Allred-Rochow)	0,86

## 1.1. Izotop <sup>137</sup>Cs

Nejznámější a nejvíce používaný je radioizotop <sup>137</sup>Cs (Butterman et al. 2005). Jeho poločas rozpadu je 30 let. Radioaktivní <sup>137</sup>Cs vzniká při neutronovém štěpení <sup>235</sup>U, popřípadě <sup>239</sup>Pu (Ullmann 2015). Vzniká tedy při využití jaderných reaktorů a jaderných zbraní. Radioizotop <sup>137</sup>Cs se využívá v současné době především pro průmyslové a lékařské odvětví. V průmyslovém odvětví je to hlavně v různých zařízeních, např. v nivelačních měřidlech a tloušťkoměrech (NEPA 2015). V lékařském odvětví se využívá k ozařování v radioterapii. Dále se využívá také v chemickém průmyslu, kde slouží jako složka katalyzátorů. Mezi další využití patří například také sterilizace kalů (Butterman et al. 2005). Největší zdroj <sup>137</sup>Cs pro životní prostředí představoval jaderný spad z atmosférických zkoušek jaderných zbraní. Tyto zkoušky probíhaly v období let 1950 a 1960. V důsledku těchto zkoušek došlo k rozptylu <sup>137</sup>Cs po celém světě. Dalším významným zdrojem jsou jaderné havárie v Černobylu a Fukušimě (NEPA 2015).

### 1.3.2. Hlavní zdroje $^{137}\text{Cs}$

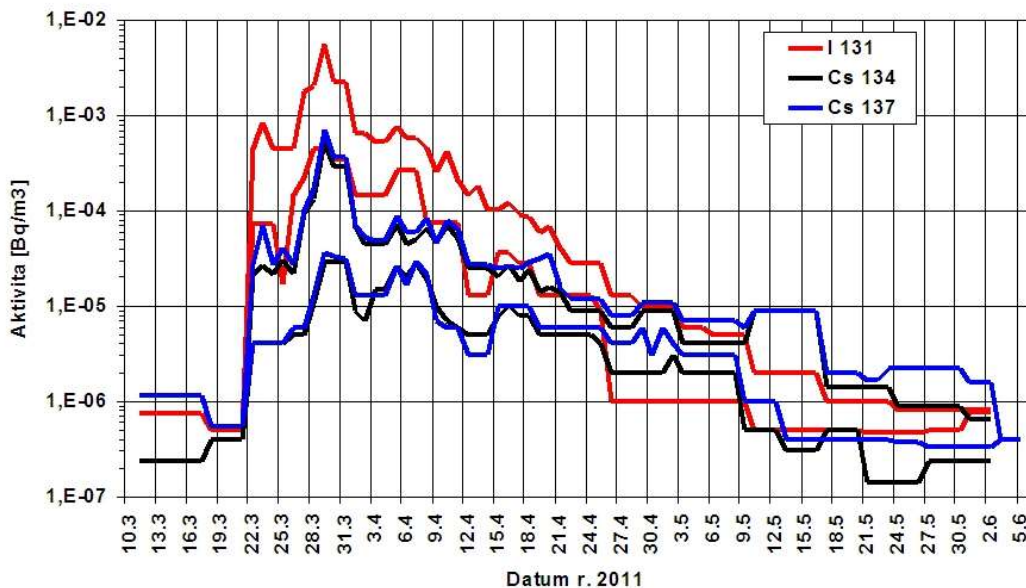
Za nejtěžší radiační havárii lze označit výbuch v jaderné elektrárně v Černobylu. Havárie se stala 26. dubna 1986. V 1:23 ráno došlo následkem dvou výbuchů ke zničení jaderného reaktoru v bloku 4. Mezi příčiny této havárie patří selhání lidského faktoru a ne zcela vyhovující projekt reaktoru RBMK (varný kanálový reaktor) spolu se špatnými zásadami bezpečnosti provozu. Následkem deset dnů trvajícího požáru grafitového moderátoru a výbuchů páry došlo k uvolnění radionuklidů do ovzduší. Během těchto deseti dnů došlo k uvolnění 5 % z celkového inventáře radionuklidů. Nad velkou částí Evropy bylo rozptýleno velké množství radionuklidů jodu a cesia. U  $^{137}\text{Cs}$  to bylo nad úroveň 37 EBq m<sup>-2</sup>. Jód  $^{131}\text{I}$  se díky krátkému poločasu rozpadu (8 dnů) rozpadl během několika týdnů od havárie. Cesium  $^{137}\text{Cs}$  s poločasem rozpadu 30 let je ale v současné době ještě v měřitelných dávkách v půdě. Přibližně pět milionů lidí žije v oblastech s kontaminací více než 37 kBq m<sup>-2</sup>  $^{137}\text{Cs}$ , především v oblasti Běloruska, Ruska a Ukrajiny (ČSVTS 2006). Také území České republiky bylo touto havárií kontaminováno  $^{137}\text{Cs}$ . Kontaminace našeho území byla ovlivněna především povětrnostními podmínkami a dešťovými srážkami v době deseti dnů od havárie. V důsledku těchto činitelů došlo k nerovnoměrnému rozložení kontaminace na našem území (obr. č. 1).



**Obr. č. 1** Plošné aktivity  $^{137}\text{Cs}$  (Bq/m<sup>2</sup>) v půdě v r. 1986 (SÚRO 2012)

Následně se kontaminace dostala do půdy a disperzí půdních látek do vodního prostředí. Vzhledem k dlouhému poločasu rozpadu přetrvává  $^{137}\text{Cs}$  dlouhou dobu v životním prostředí a kontaminuje tak potravní řetězec. K vnitřním zdrojům kontaminace u obyvatelstva patří houby, lesní plody a zvěř (Havránek et Havránková 2008).

Další velmi významná jaderná havárie se odehrála v Japonsku dne 11. března 2011 v 14:46 místního času v důsledku ničivé vlny tsunami. Ta byla vyvolána zemětřesením o síle 9 stupňů Richterovy škály. Vlna zaplavila území o velikosti 500 km<sup>2</sup> včetně jaderné elektrárny Fukušima. To vedlo k největší civilní jaderné katastrofě od Černobylu. V důsledku ztráty elektrické energie a špatných bezpečnostních systémů došlo k poškození tří jaderných reaktorů s následkem úniku velkého množství radioaktivních látek do životního prostředí. Velká část radioaktivních látek ( $^{137}\text{Cs}$  a  $^{131}\text{I}$ ) se kromě ovzduší dostala v kapalně formě do oceánu díky přímému vypouštění (UNSCEAR, 2013). V České republice bylo po jaderné havárii prováděno intenzivnější sledování obsahu radionuklidů v ovzduší (obr. č. 2). Monitorování ukázalo, že po 22. 3. 2011 došlo k zaznamenání zvýšených hodnot radionuklidů na území ČR (SUJB 2015).



**Obr. č. 2** Maxima a minima objemové aktivity radionuklidů na území ČR v období po jaderné havárii elektrárny Fukušima (SÚJB 2015).

## 1.2. Akumulace $^{137}\text{Cs}$ v půdě

Radionuklidy v půdě migrují na základě migračních procesů. Mezi tyto procesy můžeme zařadit sorpci, iontovou výměnu aj. Všechny tyto procesy jsou ovlivňovány okolními faktory, a to především půdními a klimatickými podmínkami. Cesium  $^{137}\text{Cs}$  je nejvíce zadržováno na povrchu půdního profilu. Největší koncentrace  $^{137}\text{Cs}$ , ale i ostatních radionuklidů, je zachycena ve svrchním 1 cm půdy (Palagyi et Palagyiová 1999). Bylo zjištěno, že koncentrace radionuklidů klesá s přibývajícím hloubkou (Krolak 2010). Obecně lze cesium označit za méně pohyblivý kov v prostředí. Proto také velmi dobře přilne do půdy. Bylo zjištěno, že v písčitéch půdách je koncentrace 280x vyšší než v porézní vodě nacházející se v půdním prostoru mezi částicemi půdy (ANL 2005). Migrace cesia v půdě je ale ovlivňována i kořeny rostlin a hub, kdy dochází pomocí jejich kořenů k akumulaci z půdy (Steiner et al. 2000). Zároveň však rozkladem organické hmoty dochází k opětovnému navrácení do půdy (Calmon et al. 2009). Na území České republiky byl prováděn výzkum zabývající se obsahem  $^{137}\text{Cs}$  v lesním ekosystému. Výzkum se prováděl v oblasti Újezdu v Jihočeském regionu. Zkoumala se především míra absorbování  $^{137}\text{Cs}$  různými druhy hub. Byla odebrána také půda, mech, dřevo a kůra. U všech odebraných vzorků byla následně provedena spektrometrie. Výsledky měření prokázaly, že hodnoty  $^{137}\text{Cs}$  jsou na nízké úrovni, a tudíž nepředstavují nebezpečí pro populaci lidí. Nicméně ale potvrdily, že míru absorbování  $^{137}\text{Cs}$  ovlivňuje druh houby, což v důsledku může znamenat kontaminaci potravního řetězce, především lesní zvěře (Havránek et Havránková 2008). Přírodní ekosystémy běžně vykazují od černobylské havárie vyšší obsah  $^{137}\text{Cs}$ . U českých ekosystémů se jedná především o půdy s vysokým obsahem humusu, který zajišťuje dostupnost cesia pro kořeny vegetace. Ve většině případů se jedná o tenkou vrstvu půdy s žulovým podkladem, který zabraňuje migraci cesia do hloubky. V důsledku toho pak dochází pouze k fyzikálnímu rozpadu nebo přechodu do vegetace, který se však odehrává na jednom místě v ekosystému (SÚRO 2012).

Přestože u nás kontaminace půdy  $^{137}\text{Cs}$  nedosahuje závažných hodnot, v jiných oblastech, tj. v oblastech nejvíce zasažených jadernými haváriemi, dosahují hodnoty radionuklidů stále vysokých hodnot. Proto je velká pozornost věnována fytořemediaci, která představuje šetrné a ekonomicky výhodné odstraňování radionuklidů z půdy (Ibrahim et al. 2014).

## 2. Živiny

Živiny jsou látky, které jsou organismům potřebné k udržení životních funkcí. Rostliny potřebují látky anorganické, ze kterých za působení slunečního záření vytváří potřebné organické látky pro fungování svého metabolismu. Mezi základní potřeby rostliny patří molekuly vody a oxidu uhličitého, které jsou zdrojem kyslíku, uhlíku a vodíku pro rostlinu (Tesař et Vaněk 1992).

Rostlina ale ke svému růstu a životnímu cyklu potřebuje i další prvky, tj. biogenní prvky, jež se stávají živinami (Kořenek 1993). Prvky neboli živiny, které rostlina potřebuje bezvýhradně, označujeme za nezbytné čili biogenní. Do této skupiny patří takové živiny, které v případě své nepřítomnosti neumožňují rostlině vegetační, případně reprodukční proces, dále pak živiny, jež v případě svého nedostatku způsobují strádání rostlin, což lze napravit pouze aplikací tohoto prvku, a v posledním případě živiny, které se přímo podílejí na fyziologických dějích v rostlině (Tesař et al. 1992). Dále tyto prvky (živiny) můžeme dělit na „makroprvky“ a „mikroprvky“ (tj. stopové prvky) v závislosti na objemu obsaženém v rostlinách. Mezi živiny, jimž je věnována největší pozornost, patří především dusík (N), draslík (K), fosfor (P), hořčík (Mg) a vápník (Ca) (Sulzberger 2007). Těmto prvkům je taktéž věnována největší pozornost při hnojení. Spotřeba těchto prvků rostlinami je velká a rychle se z půdy vyčerpávají, proto jsou dodávány do půdy ve formě hnojiv (Kořenek 1993).

Příjem živin ovlivňuje řada faktorů. Vnější faktory můžeme rozdělit na ekologické (tj. půdní a klimatické) a povětrnostní (meteorologické podmínky). Půdní podmínky představují vlastnosti půd, které mají přímou vazbu na výživu rostlin. Půdní vlastnosti a především sorpční a iontové vlastnosti ovlivňují proces přechodu iontů živin z půdního roztoku do rostliny. Tyto vlastnosti ovlivňují ztrátu živin vyluhováním, také ovlivňují rovnováhu mezi ionty a molekulami v půdním roztoku, ale i rovnováhu u iontů a molekul sorbovaných půdními částicemi. Tato rovnováha je určující pro zásobování živinami. Další půdní faktor ovlivňující příjem živin je půdní reakce, jelikož intenzita příjmu živin klesá v důsledku okyselení nebo alkalizace půdy (Tesař et Vaněk 1992). Mezi další ekologické faktory patří např. množství okolního plevele, intenzita světla, dostupnost vody aj. (Kořenek 1993). Mezi

klimatické faktory patří meteorologické podmínky probíhající v ročních obdobích i během let. Naopak vnitřní faktory záleží především na genetickém kódu rostliny, jenž určuje znaky rostliny. Tyto znaky lze pomocí šlechtění dle potřeby zesilovat, případně potlačovat (Tesař et Vaněk 1992). Výživu ale ovlivňují i správná agrotechnická pěstební opatření, která taktéž výrazně ovlivňují příjem živin rostlinou. Jedno z pěstebních opatření představuje i hydroponické pěstování rostlin.

Hydroponie představuje pěstování rostlin ve vodě nebo v živném roztoku. Jedná se o metodu, u které jsou předem definované podmínky, proto je tato metoda vhodná pro experimentální využití. Využití hydroponie tak představuje při vědeckých experimentech alternativu k půdě. Půda není vždy pro experimentální výzkumy vhodná, především z důvodu komplikovaného chemického složení a následně i špatné definovatelnosti podmínek. Díky pěstování rostlin v hydroponii s roztokem o neúplné živnosti, bylo možné definovat důsledky deficitu a toxicity jednotlivých živin. V současné době se jedná o hlavní nástroj výzkumu využívaný u fytoremediačních technik zabývajících se odstraňováním toxických kovů. Na základě míry akumulace kovu z živného roztoku lze stanovit rostliny s fytoremediačním potenciálem. Vhodnou rostlinu lze také určit i na základě tvorby stresových peptidů. Produkce těchto peptidů je vázána na koncentraci kovu (Diopan et al. 2009).

## 2.1. Dusík

Dusík patří mezi základní stavební prvky spolu s uhlíkem, vodíkem a kyslíkem. Vyskytuje se v půdě ve formě organického dusíku (98-99 %). Zdrojem tohoto dusíku jsou zbytky živočišného a rostlinného původu, organická hnojiva a biomasa mikroorganismů. Zbývající 1-2 % v půdě tvoří dusík anorganický, který představuje ionty dusičnanové ( $\text{NO}_3^-$ ), amonné ( $\text{NH}_4^+$ ) a dusitanové ( $\text{NO}_2^-$ ). Při koloběhu dusíku v půdě probíhají dva procesy, a to syntéza a rozklad. Syntéza probíhá u minerálních forem dusíku, kde dochází k přeměně složitých organických sloučenin. Proces rozkladu probíhá u organických látek (tj. polypeptidů, aminokyselin, amoniaku aj.) až do forem dusitanů, dusičnanů a molekulárního dusíku. Zvyšování koncentrace dusíku v půdě probíhá biologickou a nebiologickou formou. Fixace vzdušného dusíku za pomoci bakterií představuje biologickou formu. Nebiologickou formu obohacování představuje hnojení půd a spad vzdušného dusíku (Torma 2005a).



V souvislosti s hnojením půd vzniká problematika vyplavování dusíku z půdy a kontaminace vodních zdrojů nitráty. Především v období podzimu, zimy a jara dochází k největšímu přesunu nitrátového dusíku v půdě (Růžek 1995). Spolu s fosforem pak dusík způsobuje eutrofizaci vod.

Nedostatek dusíku se u rostlin projevuje především jejich malým vzrůstem a následným zbarvením nejstarších listů. Změny nastávají také u kořenového systému, kde nedochází k větvení. Přebytek dusíku se naopak projevuje rychlým růstem a větší asimilační plochou (Richter 2004).

## 2.2. Draslík

Přestože se v přírodě nevyskytuje jako prvek, je draslík hojně zastoupený ve formě sloučenin uhličitanů, síranů či chloridů. Patří mezi základní prvky podílející se na tvorbě zemské kůry. Je obsažen v půdotvorných minerálech, jako je draselný živec, muskovit, biotit aj. Při následném zvětrávání dochází ke vzniku druhotných silikátů, které nesou podstatnou část draslíku z původních minerálů. Rozšíření těchto silikátů pak zapříčiňuje poměrně vysoký podíl draslíků v půdě (8-40x více než je podíl fosforu). Rostliny draslík přijímají pouze přes půdní roztok, a přesto jeho obsah v rostlině oproti jiným živinám vyšší. V rostlině se vyskytuje především ve vakuole (50-80 %) a mitochondriích (20-40 %). Nejvíce ho absorbují části rostliny s největší látkovou výměnou, tj. mladé části rostliny. Určující pro obsah draslíku je genetická dispozice daného druhu (Torma 2005b). Draslík ovlivňuje řadu významných procesů, jako je fotosyntéza a dýchání. Při jeho nedostatku dochází jednak k omezení fotosyntézy, ale i k omezení tvorby cukrů a syntézy škrobů. Následkem je pak oslabení buněčných stěn a oslabení odolnosti vůči parazitům. Nadbytek naopak omezuje respiraci a tím zhoršuje energetický stav rostliny (Richter 2004).

## 2.3. Fosfor

Fosfor se vyskytuje v přírodě vždy jako pětimocný (tvořený jako aniont kyseliny trihydrogenfosforečné  $\text{PO}_4^{3-}$ ), tj. ve svém nejvyšším oxidačním stupni. Oxidace a redukce u fosforu neprobíhá ani v látkovém metabolismu rostliny, ani v půdě. Obsah

v půdě závisí především na půdním typu a dalších půdních vlastnostech. Fosforem dobře zásobené půdy jsou černozemě a hlinité fluvizemě. V půdách se fosfor vyskytuje ve dvou formách, a to ve formě anorganické a organické. Organická forma je závislá na druhu půdy a obsahu minerálních látek v půdě. Ten se v půdě pohybuje v rozmezí 2-75 %. Při působení mikroorganismů dochází k přetvoření organického fosforu na fosfor minerální. Pro výživu rostlin jsou důležité fosforečnany v půdním roztoku, ve stabilních sloučeninách (tuhá forma fosforečnanů vyskytující se na půdním povrchu) a labilních sloučeninách (těžko rozpustitelné minerální formy) (Torma, 2005c). Fosfor rostliny přijímají ve formě iontů  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  a  $\text{P}_2\text{O}_3$  (Sulzberger 2007). Je důležitý pro proces fotosyntézy, dýchání a dalších metabolických přeměn (cukrů, bílkovin aj.). Jeho funkce je energetická i stavební. Schopnost kumulace energie prostřednictvím ATP (adenosintrifosfát) a její přenos do jiných částí rostliny zamezuje tepelné devastaci metabolických ústředí rostliny. Tím dochází k ochraně rostliny proti přílišnému teplu (Torma 2005c). Další nezastupitelnou roli hraje při reprodukci a přenosu dědičných vlastností za pomoci DNA (Kalčík 2000). V případě nedostatku fosforu rostlina vykazuje zeslabený růst provázený malým nárůstem plodů a květů (Sulzberger 2007). Charakteristická je také tvorba tmavozelených listů. Nedostatek ovlivňuje také metabolismus dusíku a následně tím ovlivňuje negativně syntézu bílkovin (Torma 2005c). Nadbytek fosforu je pozorován málokdy, může způsobit především blokaci příjmu ostatních živin, jako je např. železo nebo zinek (Kalina 2005).

## 2.4. Hořčík

Hořčík ve formách dostupných pro rostliny se vyskytuje v malé míře a ve velmi rozmanitých formách. Formy výskytu můžeme rozdělit na čtyři skupiny. První formou je celkový hořčík, který obsahuje všechny formy hořčíku v půdě. Poměr zastoupení je závislý na druhu matečné horniny. Druhou formou výskytu představuje výměnný hořčík. Z hlediska výživy rostlin představuje nejdůležitější formu. V závislosti na půdních podmínkách je jeho obsah v půdě zastoupen 5-10 %. Třetí formou je vodou rozpustný hořčík. Výskyt této formy je umožněn uvolněním z anorganické části půdy, zbytků rostlin a živočichů. Jedná se o hlavní zdroj hořčíku pro rostliny a je dostupný taktéž ve formě síranů, chloridů, popř. uhličitanů. Poslední

formou je vázaný organický hořčík. Tato forma je vázána půdními mikroorganismy a formy přijatelné pro rostliny dosahuje až po jejich odumření a rozkladu (Torma 2005d). Nedostatek hořčíku se projevuje chlorózou spodních listů, tj. nejstarších listů. Chlorofyl je u rostlin soustředěn u žilnatiny, která v místě čepele vykazuje žluté zabarvení. Rostliny vykazují pomalý růst a špatně kvetou (Kalina 2005). Nadbytek se projevuje podobně jako nedostatek Ca a omezuje vývoj kořenového systému. Dále vede k větší náchylnosti napadení škůdci (Sulzberger 2007).

## 2.5. Vápník

Vápník se v půdě vyskytuje ve formě  $\text{Ca}^{2+}$ . Obsah v půdě se pohybuje přibližně mezi 0,15-6 %. Většina vyskytujících se forem vápníku je ve vodě nerozpustných. Důležitou roli zastává vápník při půdotvorném procesu. Matečná hornina při dostatku vápníku zvětrává vyšší rychlostí a ovlivňuje tak půdotvorné procesy. Vázaný v solích a v sorpčním komplexu se zaměňuje za volné kationty  $\text{H}^+$  a tím následně tlumí půdní reakci. Z hlediska metabolismu rostlin ovlivňuje především buněčné membrány a stěny buněk, kdy u buněčné stěny představuje stavební látku zajišťující zpevnění. Dále pak např. váže a neutralizuje vybrané kyseliny, má tedy neutralizační efekt (Richter 2004). Významná role vápníku byla pozorována také při potlačení aktivity těžkých kovů v půdě. Bylo prokázáno, že mobilita těžkých kovů je výrazně lepší v kyselém prostředí. Mobilnější kovy jsou pak pro rostliny snáze dostupné. Při pokusu s kadmíem bylo prokázáno, že při pH 4,00 je osminásobně větší mobilita než při pH 6,00. Podobné zjištění bylo prokázáno i u kobaltu, chromu a olova (Torma 2005e). Nedostatek vápníku je u rostlin pozorovatelný na kořenovém systému, kdy kořeny nevytváří kořenové vlásky a kořeny postupně zahnívají. Dochází k utváření slizu na kořenech a rozkladu rostlinných buněk (Richter 2004). Nadbytek ovlivňuje především příjem ostatních živin (železa a manganu) a následně se projevuje chlorózou (Kalina 2005).

## 2.6. Mechanismus příjmu živin

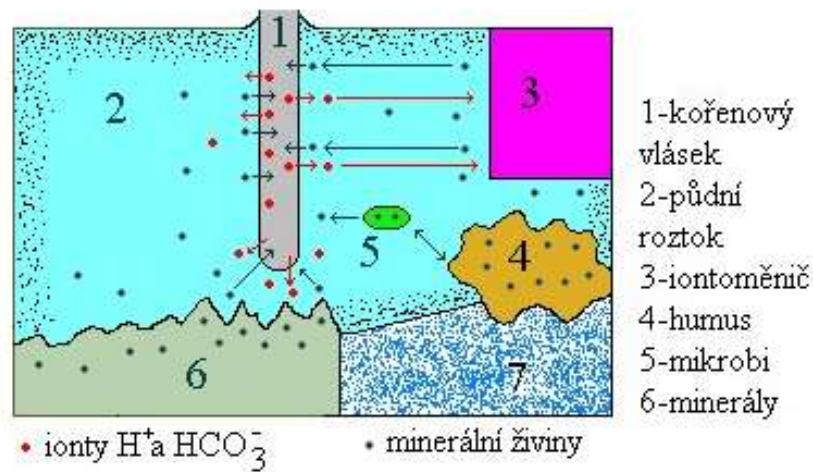
Příjem živin rostlinou představuje proces přechodu živin z vnějšího prostředí do prostředí rostliny. Příjem látek rostlinou spojujeme s transportem, tj. procesem přemísťování energie a látek na krátkou, střední a dlouhou vzdálenost. Transport látek může probíhat jak pasivním, tak aktivním způsobem. Pasivní formu transportu představuje difuze, která nevyžaduje energii. Aktivní transport představuje využití iontových přenašečů za spotřeby energie ve formě ATP (adenosintrifosfát) (Richter 2004).

Rostliny přijímají některé živiny především v molekulární formě - kyslík, uhlík a částečně vodík přes průduchy listů, stonky a kutikulu. Další živiny, jako je např. dusík, fosfor, vápník, hořčík aj., přijímají rostliny nejčastěji ve formě rozpustných solí přes listy, stonky a generativní orgány rostliny. Tento příjem živin označujeme za listovou výživu (Richter 2004). Primárně jsou listy rostliny z hlediska příjmu živin určené k příjmu  $\text{CO}_2$ , přesto ale můžou i ostatní živiny přijímat přes plochu listů. Příjem živin plochou listů je možný po aplikaci vodných roztoků (Tesař et Vaněk 1992).

Hlavní způsob příjmu živin rostlinou je pomocí kořenů. Kořenová výživa rostlin je zajišťována pomocí iontů, které se pohybují k povrchu buněk kořenů. Tento způsob příjmu živin můžeme pojmenovat jako absorpci iontů z půdního roztoku (Tesař et Vaněk 1992). Rozdílná koncentrace iontů ve vakuolách kořenových buněk a iontů v tekuté půdní fázi vyžaduje příjem živin proti koncentračnímu spádu. Buňky přijímající živiny z půdního roztoku mají selektivní mechanismus, který umožňuje příjem potřebných živin i za předpokladu, že se v půdním roztoku vyskytují živiny, které rostlina aktuálně nepotřebuje. Množství živin přijatých rostlinou je tedy ovlivněno koncentrací iontů v půdním roztoku, ale také rostlinou samotnou na základě jejích potřeb (Tesař et Vaněk 1992).

Další způsob příjmu živin přes kořenový systém představuje výměnná absorpce iontů živin. Rostlina uvolňováním  $\text{H}^+$  a  $\text{HCO}_3^-$  povzbuzuje výměnu iontů z povrchu humusových a jílových částic (obr. č. 3). Posledním způsobem příjmu živin přes kořenový systém je zpřístupňování živin obsažených v půdní zásobě. Rostlina za pomoci uvolňování iontů  $\text{H}^+$  a organických kyselin zpřístupňuje látky z chemických sloučenin a vytváří chelátové komplexy. Vzniklé chelátové komplexy pak následně

zabraňují kovům v obnovení vazeb a umožňují tak lepší vstřebávání kořeny (Richter 2004).



**Obr. č. 3** Mobilizace minerálních látek v půdě a příjem živin (Richter 2004).

Příjem živin u ponořených (submerzních) rostlin je odlišný. Pomalé vody vykazují velmi pomalou difuzi látek rozpuštěných ve vodě. Jedná se přibližně o proces 4x pomalejší než ve vzduchu. Obecně i koncentrace rozpustných plynů ( $O_2$ ,  $CO_2$ ) je ve vodním prostředí jiná a závislá na teplotě a pH vody. Na druhou stranu voda obsahuje velké množství rozpuštěných minerálních a organických látek, které se ve vzduchu nevyskytují. U většiny submerzních rostlin bylo potvrzeno, že nadpoloviční množství živin dusíku (N), manganu (Mn), železa (Fe) a fosforu (P) přijímají přes kořeny z vody. Ionty draslíku ( $K^+$ ), hořčíku ( $Mg^{2+}$ ), sodíku ( $Na^+$ ), vápníku ( $Ca^{2+}$ ) a chloru ( $Cl^-$ ) přijímají pomocí prýtlů z vody. Příjem draselných iontů ( $K^+$ ) je značně ovlivněn fotosyntézou. V případě druhů využívajících k fotosyntéze pouze volný  $CO_2$  dochází k poklesu rychlosti příjmu  $K^+$  jak na světle, tak i ve tmě. Naopak v případě druhů využívající volný  $HCO_3^-$  byl příjem  $K^+$  na světle rychlejší. Ve tmě pak docházelo částečně ke zpětnému uvolňování  $K^+$  z prýtlů do vody (Adamec 2001).

### 3. Toxické kovy

V posledních letech probíhá intenzivní výzkum vlivu určitých prvků na lidský organismus, živočichy a rostliny. Některé prvky se v tkáních vyskytují v koncentraci velmi nízké, proto tyto prvky označujeme jako stopové prvky. Jejich výskyt v tkáních rostlin a živočichů je ve velmi malé koncentraci v závislosti na organismu a typu prvku. Tyto stopové prvky můžeme rozdělit na čtyři skupiny. První skupinou jsou prvky esenciální. Esenciální prvky představují takové prvky, které jsou nezbytné pro zachování životních funkcí. Můžeme mezi ně zařadit Fe, Cu, Mn, Se, I aj. Druhou skupinu představují takové prvky, u kterých jejich nezbytnost nebyla zatím prokázána. Označujeme je tedy jako prvky pravděpodobně esenciální. Mezi tyto prvky patří např. Ba, F, Cd, Ni aj. Třetí skupinu tvoří prvky neesenciální. V této skupině se nachází přibližně 20-30 prvků, které se pravidelně vyskytují v živých tkáních v různých koncentracích. Jejich účast na funkcích v metabolismu ale zatím není vždy jednoznačná, a proto je nelze zařadit do předchozích skupin. Do této skupiny můžeme zařadit Hg, Al, Au, Rb, Si aj. Polední skupinu tvoří prvky toxické. Zařadit prvky mezi toxické jde pouze s omezenou platností, z důvodu vztahu mezi dobou expozice, koncentrací dávky a účinku. Z hlediska těchto faktorů můžeme označit za toxický každý prvek, který byl přijímán ve vysokých dávkách po dostatečnou dobu. Za toxické prvky můžeme označit např. Pb, Hg, Cd aj. (Bencko et al. 1995). Olovo, rtuť a kadmium, ale také můžeme zařadit pod skupinu těžkých kovů (Kasper 2015). Za těžké kovy můžeme označit takové kovy, které mají hustotu vyšší než  $5 \text{ g/cm}^3$ . Obecně ale spíše představují skupinu stopových prvků specifických vlastností. Patří sem nejen kovy dělené podle hmotnosti, tj. těžké (s hustotou vyšší než  $5 \text{ g/cm}^3$ ), ale také kovy do této hmotnosti nezapadající a polokovy (Ulbrichová 2015).

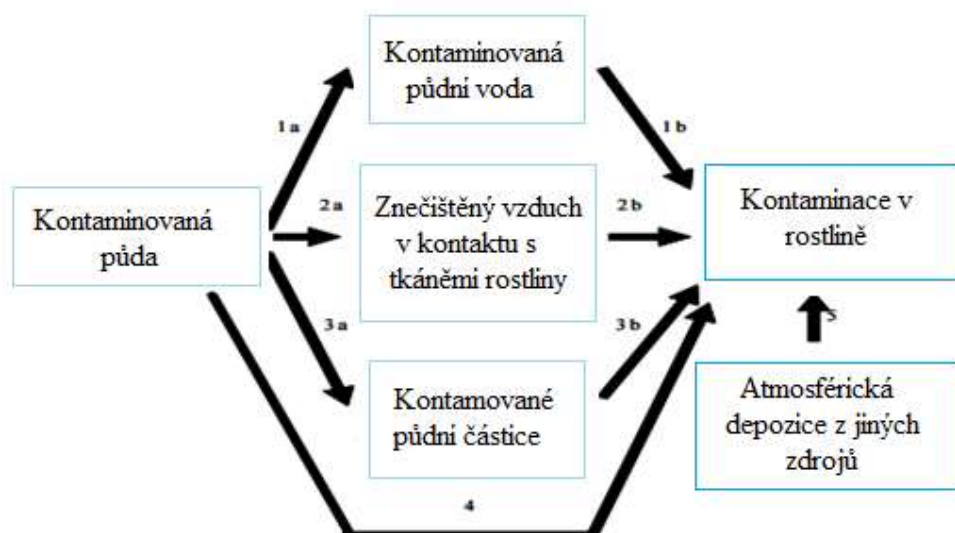
Jak již bylo řečeno, za toxický prvek můžeme označit každý prvek, který byl přijímán ve vysokých dávkách po dostatečnou dobu. V závislosti na koncentraci dávky můžeme u jakéhokoliv prvku pozorovat tři fáze působení. V první fázi daný prvek představuje pouze doplněk při zachování normální funkce organismu. Při následném zvyšování dávek dochází k druhé fázi, která se vyznačuje podrážděním a ovlivněním některých metabolických funkcí. Poslední fáze představuje toxické příznaky a následnou smrt organismu. Účinky jednotlivých prvků a jejich toxicitu

ovlivňují také ostatní prvky, které dle svojí koncentrace ovlivňují příjem ostatních prvků (Bencko et al. 1995). V současné době představují stopové prvky potažmo toxické kovy faktor ovlivňující životní prostředí. V důsledku lidské činnosti se do prostředí dostává velké množství prvků a jejich sloučenin. Některé prvky pak představují významné riziko nejen pro životní prostředí obecně, ale také pro potravní řetězce. Některé prvky jsou pak v přírodě v mnohonásobně vyšších hodnotách, než by odpovídalo přirozeným faktorům (Ulbrichová, 2015).

### **3.1. Mechanismus příjmu kovů rostlinami**

Mechanismus příjmu toxických kovů rostlinami je velmi podobný mechanismu příjmu živin. Důvodem, proč u rostlin dochází k příjmu toxických kovů, je jejich potřeba přijímat kromě makronutrientů i mikronutrienty, jako je železo, mangan, měď aj. Rostliny mají vyvinutý systém příjmu těchto látek, který je založen na určité selektivitě v příjmu. Obecně řečeno příjem některých iontů je upřednostňován před příjmem jiných iontů. Může se stát, že v rámci příjmu jednoho kovu může zároveň docházet k příjmu jiného kovu, který rostlina nedokáže rozlišit od prvního. Příklad představuje příjem Cd, u kterého se předpokládá, že je přijímán přes systém účastnící se příjmu zinku (Soudek et al. 2008).

Kontaminant se do kořenového systému dostává pomocí iontů přes kapilární vodu v půdě. Existují ale i jiné způsoby příjmu, mezi ně patří příjem prostřednictvím listů ze vzduchu (pokud mluvíme o organickém znečištění). Další cestu kontaminantu do rostliny mohou představovat atmosférické srážky (obr. č. 4). Přesto příjem přes kořenový systém představuje hlavní cestu kontaminantu do rostliny. Kontaminující látka obsažená v půdní vodě proniká kořenem do cévních svazků (xylému) a následně putuje v transpiračním proudu do listů rostliny. Příjem je závislý na mnoha faktorech. Mezi tyto faktory patří vlastnosti půdy, předpoklady rostlinného druhu (typ kořenového systému, genetické předpoklady), obsah vody v půdě, obsah a koncentrace živin v půdě aj. Kořenový systém může svými biologickými pochody také ovlivňovat pH ve svém okolí a tím následně ovlivňovat mikrobiální funkce (Swartjes et al. 2007).



**Obr. č. 4** Proces příjmů kontaminantů rostlinou - (1a, 1b) příjem kořeny prostřednictvím kapilární vody; (2a, 2b) příjem ze vzduchu pomocí listů; (3a, 3b) příjem při dopadu dešťové vody; (4) přímý příjem; (5) atmosférický spad z jiných zdrojů (Swartjes et al. 2007).

### 3.2. Příjem kovů na molekulární úrovni

Aby došlo v rostlině k akumulaci kovů, musí mít propracované molekulární procesy. K mobilizaci kovových iontů dochází za pomoci okyselení v oblasti kořenového systému (rhizosféře) a pomoci sekrece chelátorů. Příjem iontů je zprostředkován pomocí systémů plasmatické membrány. V buňkách dochází k chelataci kovů a následné detoxifikaci transportem do vakuoly (Soudek et al. 2006). Kovy z kořenového systému putují pomocí xylému do nadzemní části rostliny (Swartjes et al. 2007). Kovy se v největší míře do kořenového systému dostávají přes symplast. Po transportu do nadzemní části rostliny je kov za pomoci transportérů uchycen v listových buňkách. Detoxifikace zahrnující odstranění nebo zneškodnění kontaminující látky zahrnuje spájení a následné uložení v apoplastu a buněčné vakuole nebo jsou enzymaticky degradovány. Rostliny mají taktéž mechanismy umožňující uvolnění látek zlepšujících rozpustnost kontaminující látky a následně tak příjem rostlinou. Tyto látky můžeme označit za chelátory, které ovlivňují



transport, uložení a toleranci látek organického i anorganického původu (Soudek et al. 2006).

### 3.3. Akumulace cesia rostlinami

Po provádění zkoušek jaderných zbraní v období let 1950 až 1960 a havárii v jaderné elektrárně v Černobylu se postupně kontaminace radioaktivním  $^{137}\text{Cs}$  dostávala do popředí zájmu odborné veřejnosti. První výzkumy byly zaměřeny především na sledování koncentrací  $^{137}\text{Cs}$  v zemědělských rostlinách, a to především z důvodu sledování možnosti kontaminace potravního řetězce v důsledku akumulace cesia zemědělskými rostlinami. Některé studie poté prokázaly, že konzumace zemědělských plodin z oblastí vysoce kontaminovaných radioaktivním cesiem představuje přibližně stejnou dávku jako zevní ozáření (Kozhakhhanov 2014). Následně pak probíhaly výzkumy zabývající se především přechodem cesia z půdy do rostlin a faktory, které ovlivňují tento proces přechodu. Mezi tyto faktory patří např. půdní a rostlinný druh, přihnojování a další. Během těchto výzkumů bylo prokázáno, že příjem  $^{137}\text{Cs}$  je značně ovlivněn druhem rostliny, ale také přítomností dostupných živin. Dále bylo zjištěno, že obecně se příjem cesia u rostlinných druhů liší, ale nebyl nalezen žádný totožný charakteristický znak. Přehled vybraných studií a jejich zkoumaných rostlinných druhů je uveden v tabulce č. 2.

Dále byl sledován i vliv živin na míru akumulace. Výsledky výzkumů ukázaly, že pokud je rostlinám dodáván draslík, snižuje se míra akumulace  $^{137}\text{Cs}$  rostlinami. Při nižších hodnotách draslíku naopak příjem cesia rostlinami stoupá. Při sledování vlivu půdního typu na akumulaci cesia rostlinami, bylo zjištěno, že míra akumulace klesá úměrně s rostoucím obsahem jílovitých částic (Andersen 1967). Belli et al. (1995) na základě výzkumu taktéž prokázal souvislost vyšších dávek draslíku s poklesem akumulace cesia rostlinami. Pozornost je také ale věnována šíření cesia v rámci rostlinných orgánů. Distribuce nahromaděného cesia se liší mezi jednotlivými rostlinnými orgány. Největší míra akumulace cesia byla zaznamenána hlavně v místech aktivního metabolismu, tj. v mladých listech a výhoncích, které vyžadují zvýšenou potřebu vody a živin (Soudek et al. 2004).

**Tab. č. 2** Přehled vybraných studií a jejich zkoumaných rostlinných druhů

Název rostliny	Autoři studie
<p>Zlatobýl kanadský (<i>Solidago canadensis</i>),  Dvouzubec černoplodý (<i>Bidens frondosa</i>),  Ozdobnice čínská (<i>Miscanthus sinensis</i>), Bér  zelený (<i>Setaria viridis</i>), Hortenzie velkolistá  (<i>Hydrangea macrophylla</i>), Pupalka (<i>Oenothera  odorata</i>), Pcháč (<i>Cirsium oligophyllum</i>),  Kopretinec (<i>Dendranthema grandiflorum</i>)</p>	<p>Ishii et al. 2015</p>
<p>Meloun vodní (<i>Citrullus vulgaris</i>), Meloun  cukrový (<i>Cucumis melo</i>), Rajče jedlé (<i>Solanum  lycopersicum</i>), Lilek vejcoplodý (<i>Solanum  melongena</i>), Ječmen setý (<i>Hordeum vulgare</i>),  Brukev zelná (<i>Brassica oleracea</i>), Mrkev obecná  (<i>Daucus carota</i>), Fazol obecný (<i>Phaseolus  vulgaris</i>), Lilek brambor (<i>Solanum tuberosum</i>),  Oves setý (<i>Avena sativa</i>), Pšenice setá (<i>Triticum  vulgare</i>), Slunečnice (<i>Helianthus kultu</i>), Cibule  kuchyňská (<i>Allium Cepa</i>), Petržel obecná  (<i>Petroselinum vulgare</i>)</p>	<p>Kozhakhhanov et al. 2014</p>
<p>Vodní hyacint (<i>Eichhornia crassipes</i>)</p>	<p>Saleh 2012</p>
<p>Rákos (<i>Phragmites australis</i>), Slunečnice roční  (<i>Heliantus annus</i>), Topol osika (<i>Populus simonii</i>)</p>	<p>Soudek et al. 2004</p>
<p>Bojínek luční (<i>Phleurn pratense</i>), Štírovník  růžkatý (<i>Lotus corniculutus</i>), Srha laločnatá  (<i>Dactylis glomerata</i>), Jílek vytrvalý (<i>Lolium  perenne</i>), Bojínek luční (<i>Phleum pratense</i>),  Lipnice obecná (<i>Poa trivialis</i>), Jetel plazivý  (<i>Trifolium repens</i>)</p>	<p>Belli et al. 1995</p>

## 4. Fytoremediace

Fytoremediaci můžeme definovat jako metodu, která využívá rostliny k zadržení, hromadění a rozložení kontaminantů. Tím následně dochází k jejich odstranění ze životního prostředí (Jánský 2008). Využívání rostlin k odstraňování znečištění není novou myšlenkou. Využívání umělých mokřadů a plovoucích rostlin k čištění vod je používáno již mnoho let (Cunningham et al. 1995). V současné době je fytoremediační metoda rozvíjena především z důvodu snížení nákladů při dekontaminaci prostředí. Metoda vyžaduje zpravidla pouze správný agronomický postup s využitím vhodných rostlin, proto náklady této metody můžeme označit za nízké. Dalším důvodem je šetrnost této technologie vůči životnímu prostředí. Není potřeba zde využívat těžké techniky (Jánský 2008).

Metodu můžeme využít pro odstranění kontaminantů z půdního i vodního prostředí. Podle zvoleného druhu vhodných rostlin můžeme odstraňovat jak organické znečišťující látky, tj. organické polutanty, tak i těžké kovy a radioaktivní izotopy (Jánský 2008). Při odstraňování těžkých kovů je mechanismus založen na transportu kovu z půdy do kořene, stonku a listu. Následně dochází ke sklizení rostlin a dalšímu osázení do doby, než budou hodnoty kontaminantu v půdě přijatelné. V případě odstraňování organického znečištění dochází v rostlinách z části k rozkladu kontaminantu. Rozložená látka je pak vstřebána v biomase (Soudek et al. 2008). Fytoremediační metoda je založena na metodě fytodekontaminační a fytostabilizační (Cunningham et al. 1995). Fytodekontaminační technologie je založená na odstranění kontaminantů z prostředí, fytostabilizační pak na imobilizaci kontaminantu (Soudek et al. 2008). Při procesu odstraňování kontaminantu mohou probíhat čtyři procesy. Prvním je vyluhování (extrakce) kontaminantů z půdy a vody. Druhý proces je rozložení (degradace) sloučenin organického původu. Třetím je volatilizace (těkání) látek organického původu a čtvrtým povzbuzení mikrobiálního metabolismu v kořenovém systému rostliny (Soudek et al. 2008).

Největší výhodu přináší fytoremediace z hlediska vzniklého odpadu. Oproti klasickému vytěžení zeminy totiž při fytoremediaci vzniká menší množství kontaminovaného materiálu. To následně ovlivňuje i možnosti likvidace. Mezi další výhody této metody můžeme zařadit (Soudek et al. 2008):

- *In situ* - provádění dekontaminace *in situ* (tj. „na místě“) bez nutnosti vytěžení kontaminované půdy a s tím spojená možnost dalšího využití půdy po odstranění kontaminace.
- Zdroj energie - v tomto případě představuje zdroj energie sluneční záření, které dále ovlivňuje biochemické procesy rostlin.
- Snížení emisí oproti využití jiných sanačních technik.
- Možnost využití společně s jinou sanační technologií.
- Lepší přijetí veřejností z hlediska veřejného mínění.

Fytoremediace má svá omezení a nevýhody. Mezi hlavní nevýhody a omezení patří (Soudek et al. 2008):

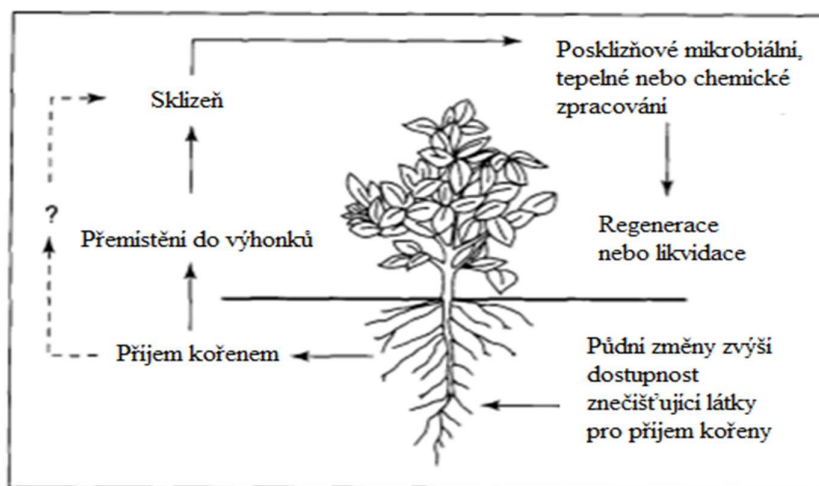
- Rostliny mají nízkou toleranci vůči znečišťujícím látkám. Některé sloučeniny jsou při vyšších koncentracích pro rostliny toxické.
- Velikost rostlin – rostliny vhodné k fytoimediačním metodám většinou nevykazují velký nárůst biomasy, jsou spíše menšího vzrůstu.
- Transport kontaminantů z kořene do nadzemních částí bývá často malý.
- Nutnost promyšleného nakládání se vzniklým kontaminovaným rostlinným odpadem a možnosti dalšího skladování či využití.
- Hrozící nebezpečí kontaminace potravního řetězce při konzumaci rostlin živočichy.
- Doba trvání procesu a cenová kalkulace – proces dekontaminace může trvat až desítky let a odhad budoucích nákladů tak lze špatně vyčíslit.
- Špatné povědomí o problematice u rozhodujících orgánů (nedůvěra vůči novým metodám).

## **4.1. Fytoremediační metody**

### **4.1.1. Fytoextrakce**

Jedná se o metodu založenou na absorpci kontaminantů pomocí kořenů rostliny (obr. č. 5). Následně pak dochází k akumulaci kontaminantu v nadzemní části rostliny. Konečnou fází je sklizeň rostlin. Sklizená biomasa se stává odpadem, a proto již při zahájení fytoextrakce musí být zřejmé, jak se bude se vzniklým odpadem nakládat

(Soudek et al. 2008). Vzniklý odpad pak bývá tepelně, mikrobiálně či chemicky zpracován (Jánský 2008). V případě využití vhodných druhů rostlin mohou být kovy naakumulované ve sklíditelných částech opět vyextrahovány (Alkorta et Garbisu 2001). Jedná se o metodu vhodnou především k odstraňování těžkých kovů, nekovů a radionuklidů. Nevhodnou se stává v případě organických sloučenin. U organických látek existuje riziko, že rostlina může látku metabolizovat na toxickejší (Soudek et al. 2008).



**Obr. č. 5** Procesy probíhající při fytoextrakce (Cunningham 1995)

Podkladem pro vývoj této metody byl objev divokých rostlin, které v listoví koncentrují vyšší hodnoty těžkých kovů (esenciálních i neesenciálních). Jednalo se především o rostliny endemické, tj. trvale se vyskytující pouze na určitém místě. První zmínka navrhuující hyperakumulační rostliny k využití sanací kovů byla zveřejněna již v roce 1930. Nicméně nedostatek znalostí v biologických a ekologických faktorech ovlivňujících hyperakumulaci kovů zabránil rozvoji této metody po delší čas. Vzhledem k rozsahu problému s kontaminací těžkými kovy představuje v současné době tato metoda největší ekonomický potenciál pro fytoremediaci (Salt et al. 1997). Jedná se o metodu, která odstraňuje kontaminanty bez nepříznivého ovlivnění půdních vlastností (Ahmadpour et al. 2012). Základním předpokladem pro tuto metodu je využití rostlin s hyperakumulační vlastností vůči kontaminantu. Za hyperakumulátor můžeme označit takovou rostlinu, která dokáže akumulovat kovy ve 100x větší koncentraci než je koncentrace stanovená u běžných

rostlin. V současné době máme 45 čeledí, které obsahují okolo 450 rostlin schopných akumulovat těžké kovy (Soudek et al. 2008). Přehled využívaných čeledí u vybraných kovů je zobrazen v následující tabulce č. 3.

**Tab. č. 3** Využívané čeledě hyperakumulátorů

Vybrané kovy	Čeď hyperakumulátorů	
	Pollard et al. 2014	Baker et al. 2000; Reeves et Baker 2000; Reeves 2003; Reeves 2006; Sheoran et al. 2009
Kadmium (Cd)	Brukvovité ( <i>Brassicaceae</i> ), Tlusicovité ( <i>Crassulaceae</i> ), Křidelnicovité ( <i>Pteridaceae</i> ), Ličidlovité ( <i>Phytolaccaceae</i> )	Brukvovité ( <i>Brassicaceae</i> ), Hvězdicovité ( <i>Asteraceae</i> ), Merlíkovité ( <i>Chenopodiaceae</i> )
Arsen (As)	-	Křidelnicovité ( <i>Pteridaceae</i> )
Kobalt (Co)	Tupelovité ( <i>Nyssaceae</i> )	Hluchavkovité ( <i>Lamiaceae</i> ), Krtičníkovité ( <i>Scrophulariaceae</i> )
Nikl (Ni)	Brukvovité ( <i>Brassicaceae</i> ), Hvězdicovité ( <i>Asteraceae</i> ), Křížatkovité ( <i>Commelinaceae</i> ), Olivovníkovité ( <i>Oleaceae</i> ), Svlačcovité ( <i>Convolvulaceae</i> ), Brutnákovité ( <i>Boraginaceae</i> ), Violkovité ( <i>Violaceae</i> ), Paznehtníkovité ( <i>Acanthaceae</i> ), Ochnovité ( <i>Ochnaceae</i> ), Pryšcovité ( <i>Euphorbiaceae</i> ), Mořenovité ( <i>Rubiaceae</i> ), Slézovité ( <i>Malvaceae</i> )	Brukvovité ( <i>Brassicaceae</i> ), Kunoniovité ( <i>Cunoniaceae</i> ), Slivouchovité ( <i>Flacourtiaceae</i> ), Violkovité ( <i>Violaceae</i> ), Pryšcovité ( <i>Euphorbiaceae</i> )
Olovo (Pb)	-	Hvězdicovité ( <i>Asteraceae</i> ), Brukvovité ( <i>Brassicaceae</i> )
Zinek (Zn)	Brukvovité ( <i>Brassicaceae</i> ), Tlusicovité ( <i>Crassulaceae</i> ), Křidelnicovité ( <i>Pteridaceae</i> )	Brukvovité ( <i>Brassicaceae</i> ), Tlusicovité ( <i>Crassulaceae</i> ), Bobovité ( <i>Leguminosae</i> )
Měď (Cu)	-	Šáchorovité ( <i>Cyperaceae</i> ), Hluchavkovité ( <i>Lamiaceae</i> ), Brukvovité ( <i>Brassicaceae</i> ), Lipnicovité ( <i>Poaceae</i> ), Krtičníkovité ( <i>Scrophulariaceae</i> )
Thallium (Tl)	Brukvovité ( <i>Brassicaceae</i> )	Brukvovité ( <i>Brassicaceae</i> )
Uran (U)	-	Brukvovité ( <i>Brassicaceae</i> )

Tyto rostliny jsou poté více odolné vůči vyšším koncentracím toxických kovů a zároveň jsou schopné vykazovat růst a prosperitu ve svých pletivech. Rostliny vhodné pro tuto metodu musí mít i další předpoklady. Mezi tyto předpoklady patří např. schopnost akumulace kovu i při nízké koncentraci v půdě a schopnost vytvořit dostatečné množství biomasy (Jánský 2008). Vybrané druhy používaných hyperakumulátorů dle čeledí jsou uvedeny v následující tabulce č. 4.

Fytoextrakci můžeme rozdělit na fytoextrakci přirozenou a fytoextrakci vyvolanou pomocí přidaných látek. Při přirozené fytoextrakci je kov soustavně kumulován v rostlině. Při fytoextrakci vyvolané pomocí přidaných látek je do půdy přidána pomocná látka, jež umožní lepší dostupnost kovu pro rostliny. Jako pomocné látky jsou používány především syntetické chelátory. Příkladem používaného chelátoru je ethylendiamintetraoctová kyselina neboli EDTA (Salt et al. 1997).

Kořeny použitých rostlin tvoří zhruba 50 % vyprodukované rostlinné biomasy. Pro pochopení kořenového mechanismu byly prováděny studie zkoumající vstřebávání základních prvků kořeny. Mezi tyto prvky patří N, P, Ca, K a jiné. Tyto studie měly především za účel pochopení základních pochodů při vstřebávání živin kořeny. Nicméně znalosti o přepravě a zadržování těžkých kovů typu Sr, Cs, Pb, Zn aj. jsou málo známé. Většina těchto těžkých kovů zůstává vázána v pevných složkách půdy (Salt et al. 1997). Rostliny využívané pro fytoextrakci pomáhají k uvolnění kovů vázaných v půdách několika způsoby. První způsob je založen na chelatačních molekulách, které mohou být uvolňovány do kořenového systému za účelem získání kovů vázaných v půdě. Tento způsob je nejvíce účinný v případě použití syntetické aplikace do půdy. Další způsob je založen na snížení půdou vázaných kovových iontů díky schopnosti reduktázy kovů na speciální plasmatické membráně. Příkladem jsou rostliny z čeledi bobovité (*Fabaceae*), jež trpí na nedostatek železa a mědi a mají tak větší schopnost snižovat  $Fe^{3+}$  a  $Cu^{+}$  v půdě. Třetí způsob je založen na procesu, kdy rostlina okyseluje okolní půdu za pomoci protonů dopravených z kořenů. Tento uvedený mechanismus byl sledován u některých dvouděložných rostlin trpících deficitem železa. Poslední způsob je založený na využívání organismů vyskytujících se na kořenech rostlin. Za pomoci těchto organismů (hub a bakterií) dochází k lepší dostupnosti kovů z půdy. Předpokládá se, že příjem manganu, zinku a železa je usnadněn právě těmito organismy (Salt et al. 1997).

Tab. č. 4 Rostlinné druhy používané jako hyperakumulátory

Druhy používaných hyperakumulátorů					
Goswami et Talukdar 2013			Pollard et al. 2014		
Lipnicovité (Poaceae)	Kukuřice setá ( <i>Zea mays</i> )	Tupelovité (Nyssaceae)	Tupela lesní ( <i>Nyssa sylvatica</i> )	Hvězdicovité (Asteraceae)	( <i>Centaurea spicata</i> )
Přýšcovité (Euphorbiaceae)	Skočec obecný ( <i>Ricinus communis</i> )	Křížankovité (Commelinaceae)	( <i>Commelina ensifolia</i> )	Olivovníkovité (Oleaceae)	( <i>Chionanthus domingensis</i> )
Áronovité (Araceae)	Babelka řezanovitá ( <i>Pistia stratiotes</i> )	Svlačcovité (Convolvulaceae)	Vyvinutec ( <i>Evolvulus alsinoides</i> )	Brumákovité (Borraginaceae)	( <i>Heliotropium salicoides</i> )
Brukvovité (Brassicaceae)	Brukev sitinovitá ( <i>Brassica juncea</i> ), Brukev řepka ( <i>Brassica napus</i> ), Brukev řepák ( <i>Brassica rapa</i> ), Brukev řepka ladní ( <i>Brassica campestris</i> ), Ředkev setá ( <i>Raphanus sativus</i> ), Brukev zelná ( <i>Brassica oleracea</i> )	Brukvovité (Brassicaceae)	Řeřišničník Hallerův ( <i>Cardaminopsis halleri</i> ); Penizek modravý ( <i>Noccaea caerulea</i> ); Dvojštitěk hladkoplodý ( <i>Biscutella laevigata</i> ); ( <i>Noccaea goesingense</i> ), ( <i>Noccaea ochroleuca</i> ), ( <i>Noccaea fendleri</i> ssp. <i>glauca</i> ); ( <i>Alyssum longistylum</i> ), ( <i>Alyssum bracteatum</i> ), ( <i>Alyssum inflatum</i> ), ( <i>Alyssum murale</i> s.l.), ( <i>Alyssum peltarioides</i> ), ( <i>Alyssum penjwinensis</i> ), ( <i>Alyssum serpyllifolium</i> s.l.), ( <i>Alyssum sibiricu</i> )	Violkovité (Violaceae)	Hybanthus ( <i>Hybanthus enneaspermus</i> ), ( <i>Rinorea bengalensis</i> )
				Paznečnikovité (Acanthaceae)	( <i>Justicia lanstyakii</i> ), ( <i>Rostellularia adscendens</i> ), ( <i>Ruellia geminiflora</i> )
				Ochmovité (Ochnaceae)	Ouratea ( <i>Ouratea nitida</i> ), ( <i>Ouratea striata</i> )
Hvězdicovité (Asteraceae)	Slunečnice roční ( <i>Helianthus annuus</i> ), Měsíček lékařský ( <i>Calendula officinalis</i> ), Aksamitník rozkladitý ( <i>Tagetes erecta</i> )			Přýšcovité (Euphorbiaceae)	( <i>Phyllanthus incrustatus</i> )
Vodňankovité (Hydrocharitaceae)	Přeslenice ( <i>Hydrilla verticillata</i> )	Tlusticovité (Crassulaceae)	Rozchodník ( <i>Sedum alfredii</i> )	Mořenovité (Rubiaceae)	Psychotria ( <i>Psychotria costiveni</i> ), ( <i>Psychotria grandis</i> ), ( <i>Psychotria viridi</i> )
Křídlenkovité (Scrophulariaceae)	Bakopa drobnolistá ( <i>Bacopa monnieri</i> )	Křídlenkovité (Pteridaceae)	Křídlenice ( <i>Pteris vittata</i> )	Slézovité (Malvaceae)	( <i>Sida linifolia</i> )



#### 4.1.2. Rhizofiltrace

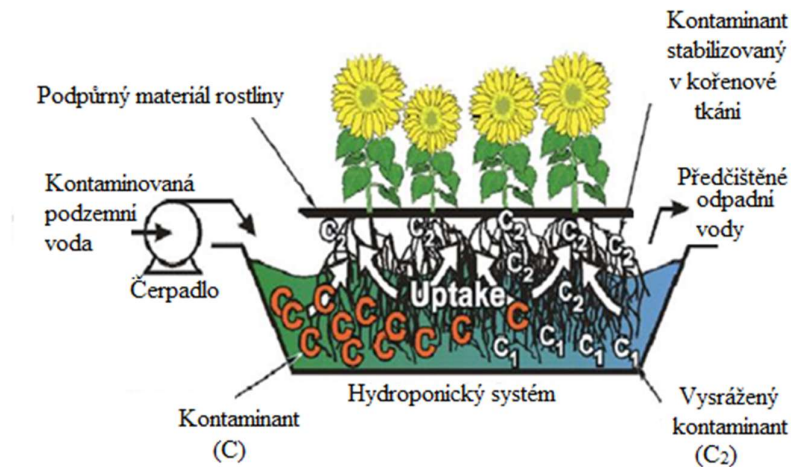
Při rhizofiltraci dochází pomocí kořenů rostlin k odstraňování kontaminace. Tato metoda je účinná především u kontaminace radionuklidy a těžkými kovy. Mezi radionuklidy patří např. cesium, stroncium, plutonium a další (Dushenkov et al. 1997). Tato metoda je využívána především k odstraňování kontaminace z povrchových, splaškových, případně přečerpaných podzemních vod za pomoci kořenů fytoimediačních rostlin (Ahmadpour et al. 2012), je ale rovněž vhodná pro odstraňování organických polutantů z vodního prostředí (Jánský 2008). Při této metodě dochází k vysrážení kontaminantu přímo na kořenech nebo k případnému zadržení kontaminantu v kořenovém systému. Cílovou částí rostliny pro tuto metodu jsou kořeny. Úspěšné využití bylo zaznamenáno v Černobyli, kde za pomoci slunečnic dochází k odstraňování izotopu Cs a Sr z kontaminovaných vod (Soudek et al. 2008). Slunečnice vykazovaly vyšší schopnost akumulace cesia než indická hořčice, psárka luční a hrášek (Vandenhove 2013).

Bylo zjištěno, že suchozemské rostliny pěstované v hydroponii jsou z hlediska odstraňování kontaminace těžkými kovy z vodního prostředí účinnější. Na základě sledování kořenů hydroponicky pěstovaných rostlin došlo k definování odrůd rostlin, které lze považovat za nejvhodnější. Patří sem především slunečnice, ale také brukev sítinovitá (*Brassica juncea*) (Salt et al. 1997). Přehled dalších zkoumaných druhů rostlin je uveden v tabulce č 5.

**Tab. č. 5** Přehled zkoumaných rostlin pro rhizofiltraci

Orobinec ( <i>Typha</i> ), Růžkatec ( <i>Ceratophyllum</i> ), Rdes uzlinatý ( <i>Potamogeton nodosus</i> ), Stolístek vodní ( <i>Myriophyllum aquaticum</i> ), Maranta třtinová ( <i>Maranta arundinacea</i> )	Soudek et al. 2008
Psárka luční ( <i>Alopecurus pratensis</i> ) Brukev sítinovitá ( <i>Brassica juncea</i> ), Hráchsetý ( <i>Pisum sativum</i> )	Vandenhove 2013
Vodní hyacint ( <i>Eichhornia crassipes</i> )	Saleh 2012
Hvězdoš kalužní ( <i>Callitriche stagnalis</i> ), Rdes vzplývavý ( <i>Potamogeton natans</i> ) Rdes hřebenitý ( <i>Potamogeton pectinatus</i> )	Paulo et al. 2006

Rostliny lze při této metodě podpořit vytvořením vrstvy určené pro hnojení rostlin. Tato vrstva je tvořena několika centimetry umělé půdy, které ukotví rostlinu nad tokem znečištěné vody (obr. č. 5). Tato vrstva je následně hnojena za účelem rozvoje kořenového systému rostlin. Kořeny pak přenášejí živiny do celé rostliny. Rostlina tak vytváří bohatší kořenový systém, který přes vytvořenou vrstvu prorůstá dolů do vody. Proces hnojení je díky vytvořené vrstvě oddělen od procesu dekontaminace (Salt et al. 1997).



**Obr. č. 6** Proces rhizofiltrace při hydroponické metodě (IGECE, 2015)

Při snahách o zlepšení této metody došlo ke zjištění, že mladé sazenice pěstované v akvakultuře jsou často velmi účinné při odstraňování těžkých kovů. Používání těchto mladých rostlin pro odstraňování kontaminace se nazývá blastofiltrace. U těchto mladých sazenic dochází ve fázi klíčení k výraznému nárůstu poměru povrchu k objemu rostliny (Salt et al. 1997).

### 4.1.3. Fytodegradace

Fytodegradace využívá rostliny a mikroorganismy na zachycování, přeměňování a odbourávání kontaminantů organického původu. Kořeny rostlin za pomoci mikroorganismů čistí kontaminovanou půdu (Ahmadpour et al. 2012). Do této metody lze zahrnout i dekontaminaci půdy probíhající v důsledku uvolňování enzymů z metabolických procesů rostlin. Podmínkou pro fungování tohoto procesu

je, aby vyprodukovaná látka z metabolických procesů nebyla toxická pro rostliny ani jiné organismy (Jánský 2008). Tato metoda je účinná především při odstraňování organických polutantů (Soudek et al. 2008). Právě organické sloučeniny jsou rostliny schopny díky metabolickým procesům spojeným s produkcí enzymů nejlépe metabolizovat (Jánský 2008).

#### 4.1.4. Fytovolatilizace

Při procesu fytovolatilizace je kontaminant přijímán přes kořenový systém rostliny a následně je transportován do nadzemních částí. Někdy může být též provázena biotransformací kontaminantu (Soudek et al. 2008). Při procesu biotransformace dochází k přeměně látky na jinou. Tato přeměněná látka má poté menší, případně žádný toxický účinek. Dochází tedy k její modifikaci. Příkladem jsou rozpustné formy těžkých kovů, které jsou převáděny na formu nerozpustnou (Matějů et al. 2006). Následně pak dochází k transpiraci kontaminantu do ovzduší ve formě par. Mezi toxické kovy, které lze tímto způsobem odstraňovat patří selen a rtuť (Salt et al. 1997). Mezi použité rostliny pro tuto metodu patří topol žlutý. Topol pomocí bakterií, které tvoří reduktázu rtuti, redukuje  $\text{Hg}^{2+}$  na kovovou rtuť a následně ji uvolňuje dýcháním do ovzduší (Soudek et al. 2008). K využití této metody může výrazně přispět i genová manipulace. Gen podporující reduktasu rtuti byl vnesen do genomu rostliny husečnicka rolního (*Arabidopsis thaliana*) a do liliovníku tulipánokvětého (*Lyriodendron tulipifera*). Zanesením tohoto genu do genomu rostlin došlo k jejich zvýšené odolnosti tkání vůči koncentraci  $\text{Hg}^{2+}$  iontů. Zároveň došlo k odvedení větší části formy rtuti  $\text{Hg}^0$  do ovzduší (Jánský 2008). Tato metoda může být též použita na organické polutanty typu MTBE (Soudek et al. 2008). MTBE (terc-butylmethylether) je široce používané jako náhrada za olovnatá aditiva u automobilových benzínů. Mezi významné polutanty se řadí z důvodu častých úniků ze skladovacích zařízení (Hetflejš et al. 2007).

Používání této metody je však diskutabilní, především proto, že nedochází k odstranění kontaminace jako takové, ale k převedení kontaminantu z půdního prostředí do ovzduší (Soudek et al. 2008). V případě využití této metody by muselo být následně využito zařízení, které by zamezovalo rozptylu zplodin v ovzduší

(Jánský 2008). Přesto tato metoda poukazuje na nové možnosti využívání molekulární biologie rostlin pro zlepšení životního prostředí (Salt et al. 1997).

#### **4.1.5. Rhizodegradace**

Rhizodegradace je založena na zvýšeném množství půdních bakterií, které pomáhají snižovat kontaminaci v půdním prostředí. Kořeny rostlin vylučují organické látky, jež slouží jako potrava pro půdní bakterie. Počet mikroorganismů se díky dostatku živin zvyšuje a následně je tak podporována jejich větší aktivita. Tato aktivita je pak důležitá pro odbourávání okolních znečišťujících látek (Soudek et al. 2008).

#### **4.1.6. Fytostabilizace**

Fytostabilizace představuje jednoduchou, finančně efektivní a méně invazivní metodu vedoucí k imobilizaci kontaminantů za pomoci rostlin (Ahmadpour et al. 2012). Jedná se o metodu vhodnou k imobilizaci kontaminantů z vodního i půdního prostředí. Tato metoda se používá taktéž při regulaci průtoku kontaminované podzemní vody půdním horizontem a při jejím udržování v požadované oblasti (Kučerová et al. 1999). Výrazně ovlivněna je především chemickými, biologickými a fyzikálními aspekty půdy a vodního prostředí. Ovlivněna je též produkcí huminových látek vázajících se na kontaminant. Kořenový systém při fytostabilizaci omezuje možnost výměny kontaminantů, a sice díky adsorpci, absorpci, komplexaci a precipitaci. Rostliny zároveň svým vzrůstem omezují erozi (větrnou i vodní) a tím zamezují kontaminaci okolního povrchu (Soudek et al. 2008). Rostliny tak snižují budoucí nepříznivý účinek kontaminantů v životním prostředí díky zabránění šíření do spodních vod či ovzduší. Jedná se o vhodnou metodu především při kontaminaci prvky Cd, Cu, Zn, As a Pb (Ahmadpour et al. 2012).

Metoda je využívána především v místech, kde je potřeba vytvořit vegetační pokryv, ale kde zároveň kontaminace půdy nedovoluje využití běžné vegetace. Tato metoda je také často aplikována na plochy po použití jiné sanační technologie, a sice z důvodu finální úpravy plochy (Soudek et al. 2008). Mezi rostliny využívané pro tuto metodu patří především rostliny vykazující vyšší toleranci ke kovům jako např. topoly. Dále pak různé druhy travin tvořící svazčité kořeny (EPA 2000).

## **4.2. Zvýšení účinnosti fytořediace**

Fytořediace představuje ve své podstatě především agronomický postup. Proto znalost základních agronomických postupů vede k zlepšení účinnosti fytořediace. Správná hustota rostlin při výsadbě, ochrana rostlin před škůdci, ale i například selekce rostlin přispívají k vyšší účinnosti fytořediálních procesů. Výzkum agronomických postupů v případě fytořediace je velmi důležitý zejména z důvodu vylepšení postupů a tím následně k zefektivnění procesu. Předmětem zájmu je kupříkladu správné načasování sklizně. Zvyšovat účinnost fytořediace můžeme např. používáním chelátorů, jak již bylo zmiňováno dříve, genetickou manipulací, somatickou hybridizací, zlepšením oševních postupů, přidáváním živin a správnou ochranou před škůdci (Soudek et al. 2008).

### **4.2.1. Somatická hybridizace**

Somatická hybridizace představuje jednu z možností, jak zvyšovat účinek za pomoci křížení rostlin. Hlavním cílem této metody je vyvinout hybridy s vysokou produkcí biomasy při zachování hyperakumulační kapacity (Soudek et al. 2008). Tato metoda představuje možnost, jak přemoci sexuální neslučitelnost křížených druhů. Somatickou hybridizaci můžeme rozdělit na symetrickou a asymetrickou (Davey et al. 2005). Symetrická somatická hybridizace spojuje genom jaderný i mimojaderný. Tuto hybridizaci velmi často provází výskyt nevhodných vlastností u nově získaného vyšlechtěného materiálu. Tyto nechtěné vlastnosti přecházejí z planého druhu, který byl použit k hybridizaci. Asymetrická hybridizace naopak potlačuje jaderný genom a tím omezuje přenos nechtěných vlastností na vyšlechtěný materiál (Xia et al. 2003).

### **4.2.2. Genetická manipulace**

Předpokladem pro genetickou manipulaci s rostlinami je rozpoznání důležitých vlastností vhodných pro fytořediaci. Tyto důležité vlastnosti rostlin definuje především výzkum. Cílem genetické manipulace je zejména snaha o zlepšení kořenové soustavy. Genetické manipulace by měly v tomto případě zajistit především hlubší kořenový systém a větší hustotu kořenového systému. Hlubší

kořenový systém umožňuje dosáhnout do větší hloubky a tedy i do anaerobního prostředí. Zvýšená kořenová hustota zajišťuje efektivnější akumulaci kontaminantu. Mezi další manipulace patří např. snaha o zvyšování degradativních enzymů. Potenciál představuje také převádění vlastností hyperakumulačních rostlin do rostlin rychle rostoucích (Cunningham et al. 1996).

### 4.2.3. Přidávání živin

Jak již bylo dříve zmíněno, fytoremediace je založena především na agronomickém postupu. Jako jsou u zemědělských plodin přidávány živiny za účelem zvýšení produkce, tak lze i při fytoremediačních procesech aplikovat živiny za účelem zvýšení účinnosti těchto metod (Soudek et al. 2008).

Na základě výzkumu, který se zabýval souvislostí mezi příjmem živin a  $^{137}\text{Cs}$ , bylo zjištěno, že slunečnice roční (*Helianthus annuus*) pěstovaná v hydroponickém mediu vykazuje největší akumulaci  $^{137}\text{C}$  při přidání draselných iontů při koncentraci 10 mM a přidání amonných iontů při koncentraci 12 mM (Soudek et al. 2006). Dále bylo zjištěno, že nejsou rozdíly mezi akumulací radioaktivního a stabilního cesia (Soudek et al. 2004).

Další výzkum zabývající se  $^{137}\text{Cs}$  sledoval po dobu dvou let vliv živin a druhové skladby na akumulaci  $^{137}\text{Cs}$ . Výzkum byl prováděn na bojínku lučním (*Phleum pratense*), štírovníku růžkatém (*Lotus corniculatus*) a travní směsi tvořené srhou laločnatou (*Dactylis glomerata*), jíllem mnohokvětým (*Lolium perenne*), bojínkem lučním (*Phleum pratense*), jetelem plazivým (*Trifolium repens*) a lípnicí obecnou (*Poa trivialis*). Z výzkumu vyplynulo, že působení draslíku (K) snižovalo účinek akumulace  $^{137}\text{Cs}$  rostlinami. Dusík (N) naopak podporoval růst travin a tím zvyšoval akumulaci  $^{137}\text{Cs}$  (Belli et al. 1995).

## 5. Metodika

### 5.1. Cíle experimentu

Cílem experimentu bylo vyhodnotit vliv draslíku na akumulaci cesia u použitých vzorků rostlin ďáblíku bahenního (*Calla palustris*). Rostliny byly pěstovány ve vodném roztoku. Experiment probíhal v prostorách skleníku Fakulty životního prostředí v Praze v období červenec - srpen roku 2016.

### 5.2. Rostlinný materiál

Pro výzkum byla zvolena rostlina ďáblík bahenní (*Calla palustris*). Rostlina je dle vyhlášky č. 395/1992 Sb., ve znění vyhl. 175/2006 Sb., zařazena na seznam zvláště chráněných druhů rostlin do kategorie ohrožené. Z důvodu legislativní ochrany druhu (zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů) byly rostliny pro experiment použity z vypěstované kultury (sbírkové fondy Botanického Ústavu Akademie Věd ČR v Třeboni).

Ďáblík bahenní patří do čeledi Áronovité (*Araceae*). Jedná se o vytrvalou bylinu dosahující výšky maximálně 0,3 m. Oddenek je dutý, válcovitého tvaru dorůstající délky až 0,5 m. Listy jsou dlouze řapíkaté s kožovitými čepelemi, okrouhlé srdčité. Barva listů je tmavě zelená. Bezlistý stvol je zakončen palicí žluto-zelené barvy, která je tvořena drobnými spirálovitě uloženými květy. V horní části palice se nacházejí samčí květy, v dolní části pak oboupohlavné. Květy jsou nahé. Palice je obklopena dlouhým zašpičatělým toulcem. Rostlina kvete v období od května do července. Vytváří plody podobné rosolovitým bobulím, které mají výrazně červenou barvu. Nejčastější místo výskytu je obvykle v okolí bažin (bahnité břehy), okraje lesních tůň a rašeliniště. Vyžaduje kyselé a na živiny bohatší půdy. Rostlina je jedovatá a obsahuje aroin (alkaloid). Za jedovaté považujeme všechny části rostliny (Novák 1984).

Pro experiment bylo použito 79 vzorků rostlin ďáblíku bahenního. Rostliny byly vyňaty z umělé nádrže rybářství Duchcov a uloženy do plastového boxu, v kterém byly následně převezeny na místo experimentu. Po převezení na místo experimentu

byla každá jednotlivá rostlina náležitě očištěna od všech nečistot a opláchnuta v čisté vodě (obr. č. 7). Následně byla každá rostlina vložena do skleněného válce s obsahem 1,5 l vody. Válce s rostlinami byly uloženy ve skleněných akváriích ve skleníku Fakulty životního prostředí, který zajišťoval stálé podmínky po dobu experimentu.



**Obr. č. 7** Ďáblík bahenní (*Calla palustris*) po očištění.

### **5.3. Skleníkový experiment**

Jednotlivé rostliny byly vloženy do skleněných válců s objemem vody 1,5 l. Následně byly sedm dní ponechány, aby se přizpůsobily změně prostředí. Každý válec byl označen číslem od 1 do 79.

Po uplynutí sedmi dní byly rostliny jednotlivě vyjmuty ze skleněných válců. Před samotnou aplikací roztoků cesia a draslíku došlo nejdříve k výměně vody ve válcích a poté k doplnění vody na požadovaný objem 1,5 l. Následně byl u každé rostliny zaznamenán zdravotní stav a váha rostliny. U zdravotního stavu byl sledován počet listů a kondiční stav kořenů. Kořeny byly hodnoceny stupnicí 1 - 5, číslo 1 představovalo výborný stav a číslo 5 nejhorší stav.



Po přípravě rostlin na experiment bylo zapotřebí připravit roztoky cesia a draslíku. Nejdříve bylo nutné navážit požadované množství CsCl (chlorid cesný) a K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (síran draselný). Vážení bylo uskutečněno v laboratoři Fakulty životního prostředí České zemědělské univerzity na váze s citlivostí na tisícinu gramu.

Požadované koncentrace pro experiment byly u K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> stanoveny na 0,5 mM, 1 mM, 2 mM, 5 mM a 10 mM. Pro zjednodušení byla za pomoci vzorců molárních roztoků stanovena koncentrace K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> na 0,5 M. Tato koncentrace 0,5 M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> umožnila při úpravě množství aplikovaného do válce s 1,5 l vody vytvořit požadovanou koncentraci bez nutnosti navážky pro každý válec zvlášť. Následně bylo pro každou koncentraci (0,5 mM, 1 mM, 2 mM, 5 mM a 10 mM) stanoveno potřebné množství roztoku 0,5 M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> k vytvoření požadované koncentrace ve skleněném válci s objemem vody 1,5 l (Tab. č. 6). Dále byl vypočten celkový objem 0,5 M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> potřebný pro celý experiment. Pro přípravu 1 l síranu draselného o koncentraci 0,5 M bylo potřeba navážit 174,259 g síranu draselného.

**Tabulka č. 6** Výpočty dávek 0,5 M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>

Skupina	Množství 0,5 M K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> potřebné pro docílení požadované koncentrace na 1,5 l vody	Počet rostlin
0,5mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,5 ml	14
1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3 ml	14
2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	6 ml	14
5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	15 ml	14
10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	30 ml	14

Chlorid cesný (CsCl) měl stanovenou koncentraci pro experiment na 1 mM. Pro vytvoření množství 1,5 l o požadované koncentraci bylo potřeba navážit 0,25254 g CsCl.

Po přípravě roztoků se roztok K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> aplikoval do jednotlivých válců k rostlinám v množství stanoveném pro danou skupinu (Tab. č. 7), dále byl přidán ke každé rostlině i připravený roztok CsCl v množství 25 ml. V každé skupině byl stanoven počet kontrolních vzorků, které obsahovaly pouze draslík. Dále byly stanoveny čtyři kontroly pouze s CsCl bez K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> a pět kontrol, které neobsahovaly CsCl ani K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Jednotlivé počty rostlin ve skupinách jsou dále uvedeny v souhrnné tabulce č. 7.

**Tabulka č. 7** Souhrnný přehled experimentálních skupin

Skupina	Počet rostlin	Počet rostlin pouze s draslíkem
Kontroly bez CsCl a K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	5	-
Kontroly s CsCl	4	-
Skupina 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> + CsCl	10	4
Skupina 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> + CsCl	10	4
Skupina 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> + CsCl	10	4
Skupina 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> + CsCl	10	4
Skupina 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> + CsCl	10	4

Po aplikaci látek do jednotlivých válců byly válce náhodně umístěny do dvou akvárií ve skleníku Fakulty životního prostředí, kde byly po 8 dní exponovány (obr. č. 8). Aby byly zajištěny stejné podmínky během expozice u všech rostlin, byly každé dva dny rostliny náhodně v rámci akvárií přemísťovány.



**Obr. č. 8** Rostliny rozmístěné v akváriích

## 5.4. Příprava vzorků – sušení a drcení

Po ukončení expozice za osm dní, byla každá rostlina jednotlivě vyjmuta a následně byl popsán její zdravotní stav a hmotnost po skončení experimentu. U zdravotního stavu byl sledován počet listů a kondiční stav kořenů. Kořeny byly hodnoceny stupnicí 1 - 5, číslo 1 představovalo výborný stav a číslo 5 nejhorší stav. Po vážení byla každá rostlina rozdělena na kořen s oddenky a listy s řapíky. Každá oddělená část byla zvážena a umístěna do papírového sáčku a označena číslem. V případě že došlo k úhynu listu, byl mrtvý list zvážena a uložen do papírového sáčku zvlášť. Všechny 177 vzorků bylo následně přeneseno do laboratoře na Fakultě životního prostředí, kde byly umístěny do sušárny v laboratoři. Rostliny se sušily při teplotě 40 °C po dobu sedmi dní do konstantní hmotnosti.

Po usušení vzorků byl každý jednotlivý vzorek zvážena a následně v hmoždíři rozdrcena na jemný prášek (obr. č. 9). Mezi každým drceným vzorkem byl hmoždíř vymyt teplou vodou, několikrát vypláchnut a vytřena do sucha čistým ubrouskem.



Obr. č. 9 Drcení a příprava vzorků v hmoždíři

## 5.5. Mikrovlnný rozklad

Po rozdrčení všech vzorků byly připravené vzorky přeneseny na Akademii věd ČR do Ústavu experimentální botaniky. Následoval proces mineralizace. Nejdříve bylo potřeba navážít z každého vzorku množství v rozmezí 0,2480 g – 0,2520 g. V případě, že množství vzorku bylo menší než požadované rozmezí, byl vzorek použit v celém množství. Navážené množství vzorku bylo aplikováno do teflonové zkumavky (obr. č. 10). Vzorek musel být aplikován pouze na její dno. V případě aplikace na stěny zkumavky hrozilo při mikrovlnném rozkladu její poškození. Zkumavky byly označeny čísly 1 - 178. Zkumavka č. 178 představovala slepý kontrolní vzorek.



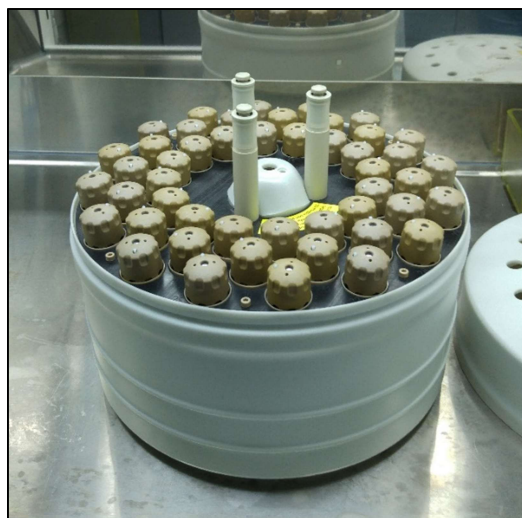
**Obr. č. 10** Navažování vzorků do teflonových zkumavek

Následně byl do každé zkumavky za pomoci pipety přidán mineralizační roztok o objemu 5 ml. Mineralizační roztok byl tvořen kyselinou  $\text{HNO}_3$  a  $\text{HClO}_4$  v poměru 7:1. Roztok byl za pomoci pipety aplikován vždy po obvodu stěny zkumavky, aby byla zajištěna úplná čistota zkumavek před mikrovlnným rozkladem (obr. č. 11). Následně byly zkumavky s mineralizačním roztokem ponechány v laboratoři přes noc. Druhý den byl znovu aplikován mineralizační roztok, tentokrát o objemu 3 ml. Následně byla zkontrolována čistota zkumavek. V případě znečištění byl použit filtrační papír k odstranění prášku ze stěn zkumavek.



**Obr. č. 11** Vzorky v teflonových zkumavkách po aplikaci mineralizačního roztoku

Následně byla každá zkumavka vložena do speciálního reakčního obalu zkumavky. Reakční obal zkumavky byl uzavíratelný na závit. Následně byly zkumavky v reakčních obalech vloženy do nádoby mikrovlnného reakčního systému v počtu 48 zkumavek (obr. č. 12). Nádoba byla po uzavření vložena do mikrovlnného reakčního systému (Multiwave PRO). Následně byl spuštěn 55 minut trvajícím cyklus mikrovlnného rozkladu, kdy posledních 15 minut procesu představovalo chlazení. Po ukončení procesu byly reakční obaly zkumavek ponechány v klidu do doby vychladnutí. Po vychladnutí byly z reakčních obalů vyjmuty teflonové zkumavky a jejich obsah byl přelit do centrifugačních zkumavek. Každá centrifugační zkumavka byla následně doplněna destilovanou vodou do objemu 45 ml.



**Obr. č. 12** Teflonové zkumavky v reakčních obalech

## 5.6. Laboratorní analýza

Stanovení obsahu cesia bylo provedeno na připravených vzorcích o objemu 45 ml na Fakultě životního prostředí České zemědělské univerzity, na hmotnostním spektrometru s indukčně vázaným plazmatem. Jednalo se o model ICP-MS 7700x.

## 5.6. Zpracování dat

Výsledná data obdržena z laboratorní analýzy byla nejdříve přepočtena z jednotek  $\mu\text{g/l}$  na  $\mu\text{g/g}$ . Přepočtení umožnilo dále vypočítat obsah Cs pro každou část rostliny. Pro získání údaje o obsahu Cs v celé rostlině byly výsledné hodnoty rozdělených částí rostliny sečteny. Dále byl vypočten obsah Cs v roztoku a stanoveno procentuální vyjádření odstranění Cs z roztoku. U každé rostliny byl v rámci experimentu sledován i zdravotní stav, který umožnil vypočítat kondiční stav rostlin před a po expozici. Jednotlivé vzorce pro výpočty uvádí souhrnná tabulka č. 8.

Tab. č. 8 Souhrnná tabulka použitých vzorců

Přepočet z jednotek $\mu\text{g/l}$ na $\mu\text{g/g}$	$C[\text{ppm} (\mu\text{g/g})] = \frac{c[\mu\text{g/l}] \times V}{m}$	$V$ = objem zkumavky (l) $m$ = analyzovaná hmotnost (g)
Obsah Cs pro každou část rostlin	$Cs_{\text{rostlina}} [\text{g}] = \frac{c[\mu\text{g/g}] \times DW}{10^6}$	$DW$ = (dry weight) váha jednotlivých částí sušených rostlin (g)
Obsah Cs v roztoku	$Cs_{\text{roztok}} [\text{g}] = c \times M_{Cs} \times V$	$C$ = molární koncentrace CsCl (mol/l), $M_{Cs}$ = molární hmotnost Cs (g/mol) $V$ = objem CsCl (l), který se přidával do každého válce
Procentuální vyjádření odstranění Cs z roztoku	$Eliminace[\%] = \frac{Cs_{\text{rostlina}}}{Cs_{\text{roztok}}} \times 100$	
Kondiční stav před expozicí	$\text{Zdraví rostlin} = FW + L$	$FW$ = (fresh weight) čerstvá hmotnost rostliny před expozicí (g) $L$ = (leaves) počet listů
Kondiční stav po expozici	$\text{Zraví rostlin} = FW + L - DL$	$FW$ = (fresh weight) čerstvá hmotnost rostliny po expozici (g), $L$ = (leaves) počet listů, $DL$ = (dead leaves) počet uhynulých listů po expozici

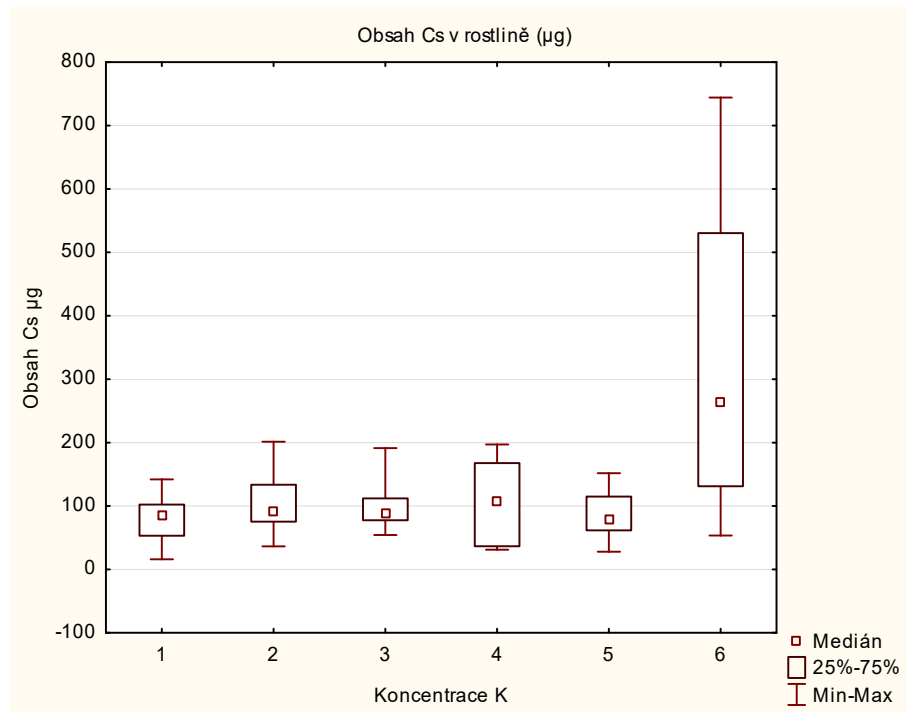
## 5.7. Statistické vyhodnocení

Získaná data byla statisticky vyhodnocena prostřednictvím statistického softwaru STATISTICA. Nejdříve bylo vyhodnoceno, jak skupiny draslíku o různé koncentraci a zdravotní stav při sklizni rostlin ovlivňují akumulaci cesia u d'áblíku bahenního. Prvotně byla zjišťována normalita dat. Data dle Shapiro-Wilkova testu nevykazovala normální rozdělení. Po vyřazení 3 extrémních hodnot (vzorek č. 27, 8 a 49) a následném zlogaritmování data již vykazovala normální rozložení. Dle Bartlettova testu byly rozptyly homogenní. K samotnému vyhodnocení byl použit lineární model. Následně byl za pomoci Tukeyho HSD testu zjišťován rozdíl v akumulaci cesia mezi jednotlivými kategoriemi skupin (koncentracemi) draslíku.

Dále bylo vyhodnoceno, jestli má kategorie draslíku a zdravotní stav rostliny vliv na příjem cesia v jednotlivých částech rostlin (stonek + listy, kořen). Získaná data pro vyhodnocení kořenové části rostlin vykazovala normální rozdělení dat dle Shapiro-Wilkova testu, ale nevykazovala homogenitu rozptylu dle Bartlettova testu. Po vyřazení dvou extrémních hodnot a (vzorek č. 8 a 49) a následném zlogaritmování již data nebyla dle Bartlettova testu zamítnuta. Následně byl použit zobecněný lineární model. Data pro vyhodnocení listové části rostliny (stonek + listy) vykazovala normální rozdělení dat dle Shapiro-Wilkova testu a homogenitu rozptylů až po vyřazení extrémních hodnot (vzorky č. 27, 8 a 49) a zlogaritmování. Následně byl použit pro vyhodnocení lineární model.

## 6. Výsledky

Nejprve byla testována závislost akumulace cesia na koncentraci draslíku a zdravotním stavu při sklizni experimentu (obr. č. 13). Data nevykazovala normální rozdělení dle Shapiro-Wilkova testu ( $p < 0,05$ ). Po vyřazení 3 extrémních hodnot (vzorky č. 27, 8 a 49) a zlogaritmování už data normální rozdělení vykazovala (Shapiro-Wilkův test:  $p \text{ value} > 0,05$ ) a rozptyly byly homogenní dle Bartlettova testu ( $p \text{ value} > 0,05$ ). Lineární model prokázal významný vliv kombinace faktorů *koncentrace přidaného draslíku: zdravotního stav při sklizni* na akumulaci cesia v rostlině ( $F=2,65$ ,  $df=5 ; 39$ ,  $\text{Pr}( > F) = 0,037 < 0,05$ ).



**Obr. č. 13** Výsledky zobrazující závislost akumulace cesia na koncentraci přidaného draslíku a zdravotním stavu při sklizni experimentu

**(Kategorie 1:** 10 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 2:** 5 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 3:** 2 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 4:** 1 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 5:** 0,5 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 6:** pouze CsCl)



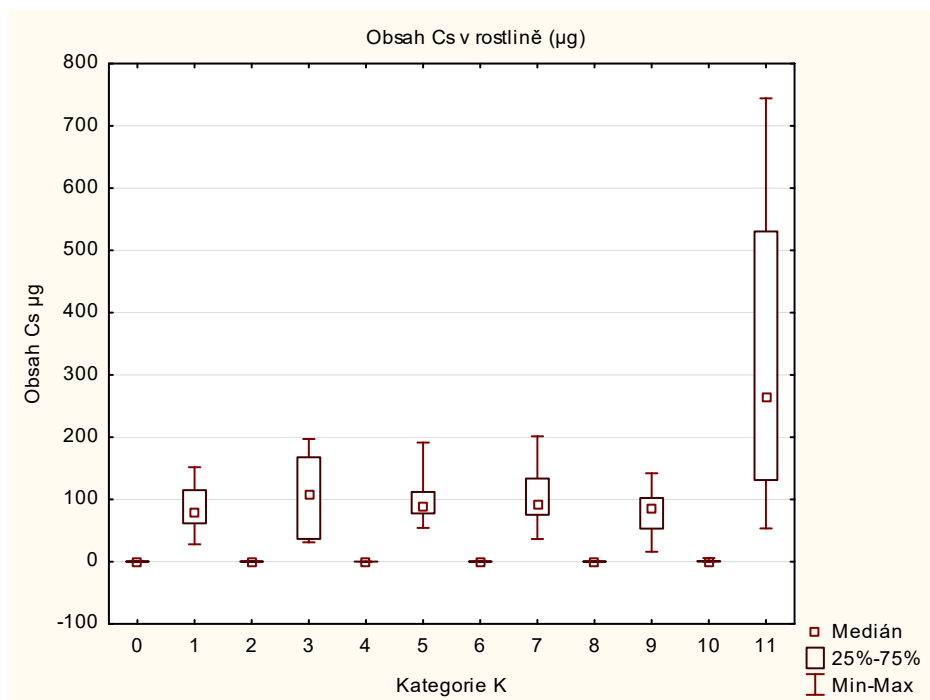
Nejvyšší obsah Cs byl zaznamenán u rostlin, kde nebyl přidán žádný draslík. Dle Tukeyova HSD testu byly nalezeny významné rozdíly u následujících dvojic skupin (tab. č. 9).

**Tabulka č. 9** Nalezené rozdíly mezi jednotlivými koncentracemi K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> na akumulaci cesia

Koncentrace	Koncentrace	Hladina významnosti
pouze CsCl (kategorie 6)	10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> + CsCl (kategorie 1)	Pr (> t ) = 0.000178)
pouze CsCl (kategorie 6)	5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> + CsCl (kategorie 2)	Pr (> t ) = 0.000223)
pouze CsCl (kategorie 6)	2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> + CsCl (kategorie 3)	Pr (> t ) = 0.000688)
pouze CsCl (kategorie 6)	1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> + CsCl (kategorie 4)	Pr (> t ) = 0.000770)
pouze CsCl (kategorie 6)	0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> + CsCl (kategorie 5)	Pr (> t ) = 0.000145)

Kontrolní skupina bez přidaného draslíku tedy měla statisticky významně vyšší obsah Cs než ostatní skupiny s různými koncentracemi přidaného draslíku. Mezi kategoriemi 1 až 5 dle různých koncentrací draslíku nebyl nalezen statisticky významný rozdíl.

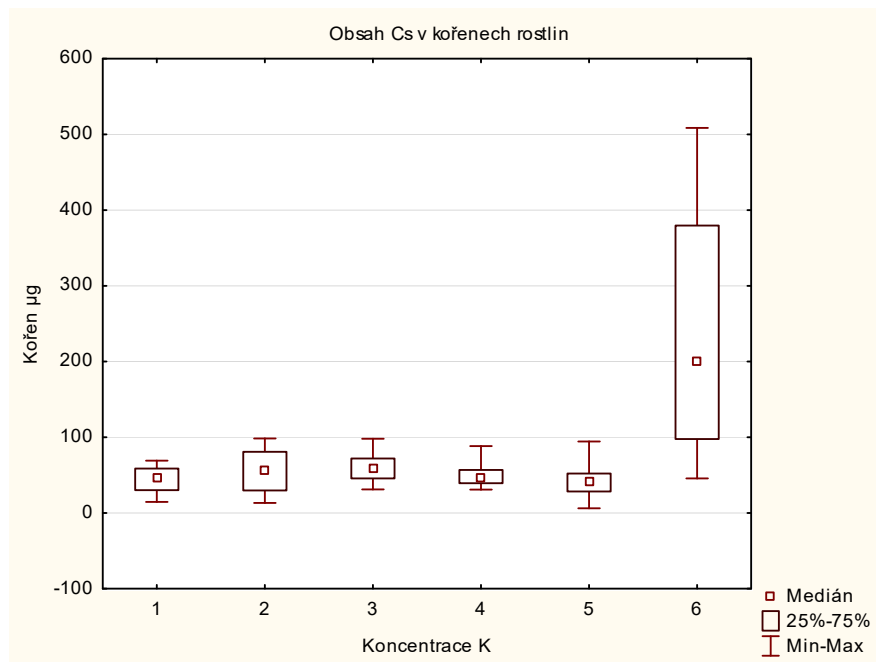
Výsledek prvního lineárního modelu zároveň ukázal, že samotný faktor *koncentrace přidaného draslíku* neměl statisticky významný vliv na akumulaci Cs ( $F=1,60$ ,  $df=5,39$ ,  $Pr(>F)= 0,18 >0,05$ ) a naopak samotný faktor *zdravotní stav při sklizni* statisticky významný vliv na akumulaci Cs měl ( $F=98,35$ ,  $df=1 ;39$ ,  $Pr(>F) < 0,001$ ). Vliv koncentrací na akumulaci Cs je znázorněn i na krabicovém grafu se všemi kontrolami (obr č. 14).



**Obr. č. 14** Výsledky vlivu kategorií přidaného draslíku na akumulaci cesia se všemi kontrolami

**(Kategorie 0:** Kontrola 10 mM  $K_2SO_4$ , **Kategorie 1:** 10 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 2:** Kontrola 5 mM  $K_2SO_4$ , **Kategorie 3:** 5 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 4:** Kontrola 2 mM  $K_2SO_4$ , **Kategorie 5:** 2 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 6:** Kontrola 1 mM  $K_2SO_4$ , **Kategorie 7:** 1 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 8:** Kontrola 0,5 mM  $K_2SO_4$ , **Kategorie 9:** 0,5mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 10:** Kontrola, **Kategorie 11:** CsCl bez  $K_2SO_4$ )

Dále bylo testováno, zda-li má koncentrace draslíku a zdravotní stav rostliny vliv na akumulaci Cs v kořenech. Data vykazovala normální rozdělení dle Shapiro-Wilkova testu ( $p$  value  $>0,05$ ), ale rozptyly nebyly homogenní dle Bartlettova testu ( $p$  value  $< 0,05$ ). Po zlogaritmování a vyřazení dvou extrémních hodnot (vzorky č. 8 a 49) se již data od normálního rozdělení statisticky významně nelišila (S-W  $p$  value  $>0,05$ ) a homogenita rozptylu nebyla dle Bartlettova testu zamítnuta ( $p$  value  $> 0,05$ ). K testování byl použit lineární model, který prokázal vliv koncentrace draslíku ( $F=3,19$ ,  $df=5$ ; 40,  $Pr(>F)= 0,016 <0,05$ ), zdravotního stavu při sklizni experimentu ( $F=112,31$ ,  $df=1$ ; 40,  $Pr(>F)<0,001$ ) i kombinace obou faktorů ( $F=3,06$ ,  $df=5$ ; 40,  $Pr(>F)= 0,020 <0,05$ ) na akumulaci Cs v kořenech rostlin (obr. č. 15).

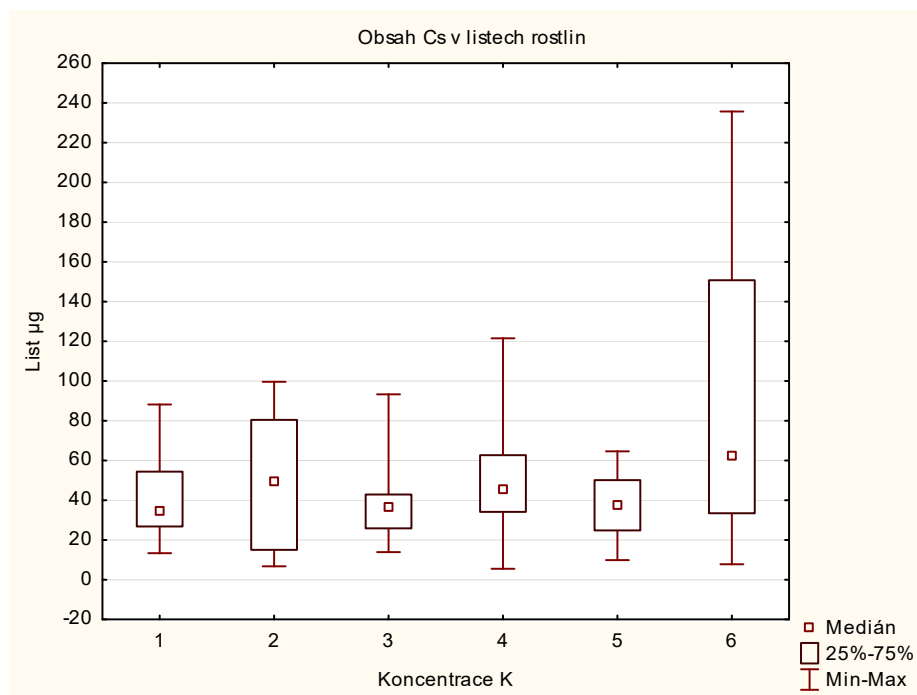


**Obr. č. 15** Výsledky vlivu kategorie draslíku na obsah Cs v kořenech

(**Kategorie 1:** 10 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 2:** 5 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 3:** 2 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 4:** 1 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 5:** 0,5 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 6:** pouze CsCl)

Dále bylo testováno, zda-li má koncentrace draslíku a zdravotní stav rostliny vliv na akumulaci Cs v listech. Data vykazovala normální rozdělení dle Shapiro-Wilkova testu ( $p$  value  $>0,05$ ) i homogenitu rozptylů dle Bartlettova testu ( $p$  value  $>0,05$ ) až po zlogaritmování a vyřazení tří extrémních hodnot (vzorky č. 27, 8 a 49). K testování byl použit lineární model, který prokázal vliv zdravotního stavu při sklizni experimentu ( $F=40,83$ ,  $df=1$ ;  $39$ ,  $Pr(>F)<0,001$ ), ale nepotvrdil vliv koncentrace draslíku ( $F=1,14$ ,  $df=5$ ;  $39$ ,  $Pr(>F) = 0,36 >0,05$ ) ani kombinace obou faktorů ( $F=1,85$ ,  $df=5$ ;  $39$ ,  $Pr(>F) = 0,13 >0,05$ ) na akumulaci Cs v listech rostlin (obr. č. 16).

Obsah Cs v kořenech a listech rostlin byl zobrazen pomocí krabicového grafu, z něhož lze určit, že rozdíl mezi kontrolou bez draslíku a ostatními skupinami s různými koncentracemi draslíku byl v kořenech rostlin výrazně vyšší než v listech.

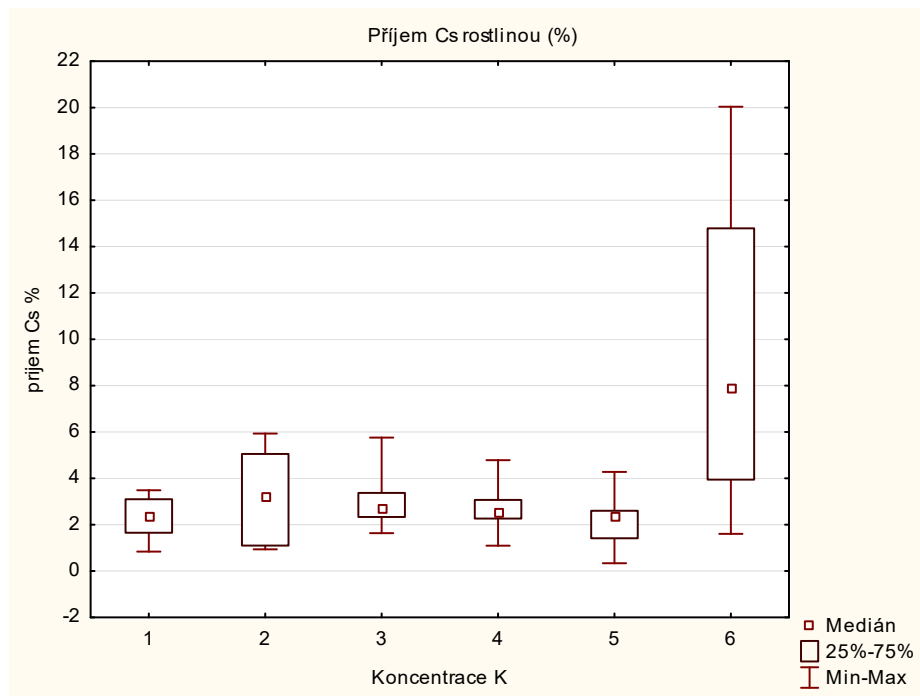


**Obr. č. 16** Výsledky vlivu kategorie draslíku na akumulaci Cs v listech

(**Kategorie 1:** 10 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 2:** 5 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 3:** 2 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 4:** 1 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 5:** 0,5 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 6:** pouze CsCl)

Dalším testovaným parametrem bylo, zda-li obsah cesia v rostlinách nebo různé koncentrace draslíku ovlivňují změnu zdravotního („kondičního“) stavu rostlin. K tomuto testování byl využit zobecněný lineární model. Výsledkem byla informace, že na zdravotní stav rostlin nebyl prokázán vliv žádného z faktorů: obsahu Cs v rostlinách ( $df = 1$ ,  $W=2,44$ ,  $Pr(>Chi) = 0,12 > 0,05$ ), koncentrací draslíku ( $df = 5$ ,  $W=5,82$ ,  $Pr(>Chi) = 0,32 > 0,05$ ), ani kombinace faktorů obsah Cs: koncentrace K ( $df = 5$ ,  $W=4,44$ ,  $Pr(>Chi) = 0,49 > 0,05$ ).

Procentuální vyjádření odstranění cesia z roztoku (transfer faktor) je znázorněno pomocí krabicového grafu (obr č. 17). Z krabicového grafu je patrné, že kontrolní skupina rostlin bez přidaného draslíku byla schopna odstranit z roztoku větší množství cesia než rostliny, do nichž byl draslík přidán v jednotlivých koncentracích.



**Obr. ž. 17** Procentuální vyjádření odstranění cesia z roztoku (transfer faktor)

(**Kategorie 1:** 10 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 2:** 5 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 3:** 2 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 4:** 1 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 5:** 0,5 mM  $K_2SO_4$  + CsCl, **Kategorie 6:** pouze CsCl)

## 7. Diskuse

V rámci výzkumu byl sledován vliv draslíku na akumulaci cesia u rostlin d'áblíku bahenního. Zároveň byla hodnocena vhodnost d'áblíku bahenního pro metodu fyto-remediace. V rámci výzkumu byl použit stabilní isotop cesia  $^{133}\text{Cs}$ , který vykazuje téměř identické chování jako radiocesium  $^{137}\text{Cs}$  (Yoshida et al. 2004). Na základě výzkumu slunečnice roční (*Helianthus annuus* L.) nebyly prokázány žádné rozdíly mezi příjmem stabilního cesia  $^{133}\text{Cs}$  a isotopem  $^{137}\text{Cs}$  (Soudek et al. 2004). Stejný závěr byl prokázán i u dalšího výzkumu slunečnice rolní (*Helianthus annuus* L.), který proběhl o několik let později (Soudek et al. 2006).

Z výsledků výzkumu je zřejmé, že příjem cesia je výrazně snížen při aplikaci draslíku. Stejný výsledek byl zaznamenán i v rámci experimentu, který sledoval vliv draslíku na akumulaci cesia u d'áblíku bahenního. Experiment byl proveden v roce 2015 v rámci diplomové práce (Poláková 2016). Snížený příjem cesia vlivem aplikace draslíku dokládá i výzkum provedený na vousatce draslavé (*Vetiveria zizanoides*). V rámci výzkumu byl rostlinám přidáván draslík o koncentraci 10 mM, 20 mM a 40 mM. Z výzkumu vyplynulo, že příjem cesia byl snížen u všech koncentrací draslíku (Singh et al. 2008). Snížený příjem cesia v důsledku přidaného draslíku potvrzuje i výzkum huseníčku rolního (*Arabidopsis thaliana*). Rostliny pěstované v živném mediu byly vystaveny koncentraci 1 mM  $\text{Cs}^+$  a 20 mM  $\text{K}^+$ . Kontroly představovaly rostliny pouze s 1 mM  $\text{Cs}^+$  nebo pouze s 20 mM  $\text{K}^+$ . Z výzkumu vyplynulo, že větší koncentrace  $\text{Cs}^+$  vykazovaly rostliny, kde nebyl aplikován  $\text{K}^+$  (Isaure et al. 2006). Stejně vlastnosti draslíku prokázal i výzkum zabývající se vlivem živin a druhové skladby na akumulaci  $^{137}\text{Cs}$ . Výzkum byl prováděn na bojínku lučním (*Phleum pratense*), štírovníku růžkatém (*Lotus corniculatus*) a travní směsi tvořené srhou laločnatou (*Dactylis glomerata*), jíllem mnohokvětým (*Lolium perenne*), bojínkem lučním (*Phleum pratense*), jetelem plazivým (*Trifolium repens*) a lipnicí obecnou (*Poa trivialis*). Z výzkumu vyplynulo, že působení draslíku snižovalo akumulaci  $^{137}\text{Cs}$  rostlinami (Belli et al. 1995). I další výzkum se zabýval vlivem draslíku na akumulaci cesia u zástupců travin. Výzkum byl prováděn v Argentině, kde byl zkoumán rod trav *Cynodon*. Rostliny byly pěstovány v hydroponii (1 mM chlorid draselný, 0,1 mM chlorid sodný, 1 mM

chlorid vápenatý). Po přidání 1  $\mu\text{M}$ - 1 mM chloridu draselného rostliny výrazně snížily příjem cesia (Ayub et al. 2008). Stejně vlastnosti draslíku byly prokázány u rostlin přijímajících Cs z půdy. Výzkum uskutečněný v roce 2011 v oblasti zasažené havárií jaderné elektrárny ve Fukušimě prokázal, že při zvýšení obsahu draslíku v půdě se koncentrace radiocesia u sledované rýže hnědé snížila z 370 Bq/kg až na 138 Bq/kg (Saito et al. 2012).

Jako nejvhodnější protipatření vedoucí ke snižování obsahu cesia v rostlinách se ukazuje hnojení draslíkem v kombinaci se zmenšenou dávkou dusíku. Za předpokladu, že není limitujícím faktorem pro růst (Bellí et al. 1995). Výzkum provedený v Bělorusku na sledované pšenici prokázal, že aplikace kombinovaných hnojiv NPK s vyšším obsahem draslíku vede k snížení příjmu  $^{137}\text{Cs}$ . Při zvýšení hnojiva z 90 kg na 120 kg/ha došlo k snížení příjmu  $^{137}\text{Cs}$  o 30 % (Bogdevitch et Pirogovskaya 2000).

Z výzkumu bylo dále zjištěno, že obsah cesia byl u dřáblíku bahenního vyšší v kořenech než v nadzemních částech rostlin. Totéž zjištění potvrzuje i experiment sledující vliv draslíku na akumulaci cesia u dřáblíku bahenního provedený v roce 2015 v rámci diplomové práce (Poláková 2016). Autoři jednotlivých výzkumů se v názorech na akumulaci cesia u rostlinných částí liší. Andersen (1967) uvádí, že obecně se příjem cesia i u rostlinných druhů liší, ale nebyl nalezen žádný totožný charakteristický znak. Zhu et Smolders (2000) uvádějí, že účinné transportní systémy cesia se nacházejí v kořenové části rostlin. Tento fakt může být důvodem pozorování vyššího obsahu cesia v kořenech u dřáblíku bahenního. Jako další faktor vysvětlující vyšší přítomnost cesia v kořenech může být i draslík. Při výzkumu zabývajícím se vlivem draslíku na akumulaci cesia u vousatky draslavé (*Vetiveria zizanoides*) byla taktéž zaznamenána vyšší koncentrace v kořenovém systému rostlin oproti jejím nadzemním částem. Zkoumaná rostlina se řadí mezi trávy schopné růst za nepříznivých podmínek a vykazuje schopnost vytvářet masivní kořenový systém. Na základě výsledku výzkumu byla rostlina shledána jako vhodná pro příjem  $^{137}\text{Cs}$  (Singh et al. 2008). Dalším příkladem je výzkum uskutečněný na vrbě košíkářské (*Salix Viminalis*). Výzkum probíhal po dobu tří let. V půdě se vyskytovalo  $^{137}\text{Cs}$  o aktivitě 16,68 MBq  $\text{m}^{-2}$ . Draslík byl rostlinám přidáván ve formě dusičnanu

draselného a síranu draselného v množství 0, 80 a 240 kg K/ha. Po dobu prvních dvou let bylo do půdy zároveň aplikováno 60 kg N/ha. V případě přidaného draslíku rostliny akumulovaly  $^{137}\text{Cs}$  do kořenů rostlin. V případě bez přidaného draslíku bylo  $^{137}\text{Cs}$  transportováno do stonků a listů rostlin (Von Fircks et al. 2002). Vyšší akumulace cesia v kořenech rostlin byla ale zaznamenána i u výzkumů, kde draslík nebyl dodáván. Zkoumaná rostlina rákos obecný (*Phragmites australis*) byla po dobu 32 dnů vystavena 0,5 mM CsCl s objemovou aktivitou  $^{137}\text{Cs}$  14 MBq/l. Výsledky ukázaly, že cesium bylo zaznamenáno v celé rostlině. Nejvíce pak u špiček listů, mladých výhonků a u kořenového systému (Soudek et al. 2004). Vyšší příjem cesia v kořenové části byl zaznamenán i u brukve řepák (*Brassica rapa*). Rostliny byly pěstovány v hydroponickém roztoku, kde jim byly přidány tři koncentrace 0,03 Bq/l, 0,13 Bq/l a 1,03 Bq/l  $^{137}\text{Cs}$ . Ve všech třech sledovaných skupinách rostliny přijaly více cesia v kořenech (Yasutaka et al. 2014). Oproti tomu výzkum prováděný u brukve sítinovité (*Brassica juncea*) pěstované v půdě ukázal, že sledovaná rostlina akumulovala více cesia listy než kořeny rostlin. Listy naakumulovaly více cesia i oproti stonkům rostlin (Su et al. 2007).

Při vyhodnocení vhodnosti d'áblíku bahenního pro fytoremediaci, byly použity výsledky ze statistického vyhodnocení příjmu cesia v (%) u zkoumané kategorie 1 mM CsCl. Do této skupiny nebyl přidán draslík snižující akumulaci cesia. Po osmi dnech kultivace bylo průměrně přijato 9,37 %  $^{133}\text{Cs}$ . Největší zaznamenaná hodnota byla 20,04 %  $^{133}\text{Cs}$ . Soudek et al. (2004) sledovali schopnost akumulace  $^{137}\text{Cs}$  u rákosu obecného (*Phragmites australis*), slunečnice roční (*Helianthus annuus*) a topolu Simonova (*Populus simonii*). Výzkum probíhal v živném roztoku po dobu 32 dnů s roztokem 0,5 mM chloridu cesného s objemovou aktivita  $^{137}\text{Cs}$  14 MBq/l. Z výsledků vyplynulo, že rákos obecný naakumuloval 15 %  $^{137}\text{Cs}$  z počáteční aktivity po 32 dnech kultivace. Slunečnice roční oproti tomu přijala přibližně 8 %  $^{137}\text{Cs}$  po 32 dnech, což představuje zhruba o polovinu méně, než přijal rákos obecný za stejnou dobu kultivace. Topol Simonův, u kterého byla použita in vitro kultura, přijal po 16 dnech kultivace přibližně 31 %  $^{137}\text{Cs}$ . Sledované rostliny d'áblíku bahenního naakumulovaly za dobu 8 dní kultivace více cesia než slunečnice roční po dobu 32 dnů kultivace. Slunečnice přijala po 8 dnech kultivace přibližně 3 %. Naproti tomu topol Simonův a rákos obecný přijal přibližně 15 % po 8 dnech



kultivace, což je více než u sledovaného d'áblíku bahenního za stejnou dobu kultivace.

Přestože rostliny d'áblíku bahenního nevykazují charakteristické znaky hyperakumulátorů. Pro metodu fytořemediace je snaha vybrat takové rostliny, které vytváří větší množství biomasy a vychytávají kontaminant (Badalíková et al. 2009). Rostliny d'áblíku bahenního výše uvedené splňují. D'áblík bahenní byl vyhodnocen za rostlinu vhodnou pro fytořemediaci i v rámci experimentů, zabývajících se vlivem draslíku a dusíku na akumulaci cesia. Tyto experimenty byly provedeny v roce 2015 v rámci diplomových prací (Benediktová 2016; Poláková 2016). Při využití rostliny ale musíme vždy přihlídnout k podmínkám stanoviště, kde bude fytořemediace probíhat (Badalíková et al. 2009).

## 8. Závěr

Cílem práce bylo za pomoci skleníkového experimentu zjistit vliv draslíku na příjem cesia u d'áblíku bahenního. Dílčím cílem bylo následně vyhodnotit vhodnost této rostliny pro metodu fytořemediace. Stanovení obsahu cesia bylo provedeno na připravených vzorcích na Fakultě životního prostředí České zemědělské univerzity, na hmotnostním spektrometru s indukčně vázaným plazmatem (model ICP-MS 7700x).

Fytořemediace v současné době představuje jednu z variant odstraňování kontaminantů z prostředí. Především u řešení následků jaderných havárií, kde není možnost vytěžit kontaminovanou zeminu a kontaminace zasahuje velkou plochu, představuje fytořemediace vhodné řešení. Při jaderných haváriích se do prostředí dostává nejen  $^{137}\text{Cs}$ , ale i jiné kontaminanty ovlivňující ekosystémy po stovky let. Fytořemediace tak představuje možnost, jak množství kontaminantu v zasažených oblastech aktivně snižovat a pomáhat tak zasaženým ekosystémům k návratu do přirozeného stavu.

Na základě zjištěných výsledků experimentu lze konstatovat, že přidávání draslíku rostlinám se jeví jako efektivní metoda vedoucí k snížení příjmu radioaktivního cesia rostlinami. Zvýšení množství draselného hnojiva v zemědělských oblastech kontaminovaných radiocesiem by mohlo představovat prostředek, jak snížit kontaminaci plodin a následně i potravního řetězce.

Z výsledků je patrné, že u d'áblíku bahenního došlo k vyšší akumulaci cesia v kořenové části rostlin. Toto zjištění je patrně zapříčiněno druhem rostliny. Hodnoty příjmu cesia vypovídají, že rostliny d'áblíku bahenního lze využít k fytořemediaci. Vysoká produkce biomasy, která je charakteristická pro tuto rostlinu, toto zjištění jen podporuje. Otázka praktického využití d'áblíku bahenního není v současné době jasná. Při využití rostlin vhodných pro fytořemediaci vždy také záleží na konkrétních podmínkách stanoviště. Získané poznatky o d'áblíku bahenním a jeho schopnosti akumulovat cesium, ale mohou sloužit jako podklad pro další rozšiřování poznatků v oblasti odstraňování kontaminantů z prostředí. Tato práce tak může představovat podklad pro osoby zajímající se o tuto tematiku.

## Přehled literatury a použitých zdrojů

1. **Adamec L., 2001:** Ekofyziologické adaptace ponořených vodních rostlin. *Živa* 4: 156-157.
2. **Ahmadpour P., Ahmadpour F., Mahmud T. M. M., Abdu A., Soleimani M., Tayefeh F. H., 2012:** Phytoremediation of heavy metals: A green technology. *African Journal of Biotechnology* 76: 14036-1404.
3. **Alkorta I., Garbisu C., 2001:** Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresource Technology* 77: 229-236.
4. **Andersen A. J., 1967:** Investigations on the Plant Uptake of Fission Products from Contaminated Soils. I. Influence of Plant Species and Soil Types on the Uptake of Radioactive Strontium and Caesium. The Danish Atomic Energy Commission, 32 s.
5. **Argonne National Laboratory (ANL), 2005:** Caesium. Human Health Fact Sheet. Environmental Science Division. online: [http://www.remm.nlm.gov/ANL\\_ContaminantFactSheets\\_All\\_070418.pdf](http://www.remm.nlm.gov/ANL_ContaminantFactSheets_All_070418.pdf) cit. 15. 8. 2015.
6. **Ayub J. J., Valverde L. R., Garcia-Sanchez M. J., Fernandez J. A., Velasco R. H, 2008:** Kinetics of caesium and potassium absorption by roots of three grass pastures and competitive effects of potassium on caesium uptake in *Cynodon sp.* In: AIP conference proceedings, 1034: 269–272.
7. **Badalíková B., Bartlová J., Hrubý J., Hartman I., 2009:** Fytoremediační postupy s využitím netradičních plodin. Výzkumný ústav pícninářský spol. s.r.o. a Zemědělský výzkum spol. s.r.o., Troubsko. 15 s.
8. **Baker A. J. M., McGrath S. P., Reeves R. D., Smith J. A. C., 2000:** Metal hyperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. In: Terry, N.,

Banuelos, G. (Eds.), *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. Lewis Publishers, Boca Raton, 85–107 s.

9. **Belli, M., Sansone, U. Ardiani, R., Feoli, E., Scimone, M., Menegon, S., Parente, G., 1995:** The effects of fertilizer applications on <sup>137</sup>Cs uptake by different plant species and vegetation types. *Journal of Environmental Radioactivity*. 27:75-89.
10. **Benediktová E., 2016:** Vliv dusíku na akumulaci Cs d'áblíkem bahenním. Diplomová práce. Česká zemědělská univerzita v Praze. Fakulta životního prostředí.
11. **Bencko V., Cikrt M., Lener J., 1995:** Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. Grada Publishing s.r.o., Praha, 288 s.
12. **Bogdevitch I., Pirogovskaya G., 2000:** Problem of balanced fertilization and soil fertility maintenance in Belarus. In: Potassium and phosphorus: Fertilization effect on soil and crops. Proceedings of the regional IPI Workshop, October 23-24: 20-31.
13. **Butterman W. C., Brooks W. E, Reese R. G., 2005:** Minerals Commodities Profiles: Caesium. Report 2004-1432. US Geological Survey, Reston, Virginia, 10 s.
14. **Calmon P., Thiry Y., Zibold G., Rantavaara A., Fesenko S., 2009:** Transfer parameter values in temperate forest ecosystems: a review. *Journal of environmental radioactivity*, 9: 757 – 766.
15. **CIAAW,2015:** Caesium. Commission on isotopic abundances and atomic weights online: <http://www.ciaaw.org/caesium.htm> cit. 18. 10. 2015.
16. **Cunningham S. D., Berti W. R., Huang J. W., 1995:** Phytoremediation of contaminated soils. *TIBTECH* 13: 393-397.
17. **Cunningham S. D., Ow D. W., 1996:** Promises and Prospect of Phytoremediation. *Plant Physiol* 110: 715-719.

- 18. ČSVTS 2006:** Dědictví Černobylu: Zdravotní, ekologické a sociálně-ekonomické dopady a Doporučení vládám Běloruska, Ruské federace a Ukrajiny. Český Svaz Vědeckotechnologických Společností v koedici s Českou nukleární společností, Týn nad Vltavou, 51 s.
- 19. Davey M. R., Anthony P., Power J. B., Lowe K. C., 2005:** Plant protoplast technology: Current status. *Acta Physiologia Plantarum*, 27: 117-129.
- 20. Diopan V., Ryant P., Adam V., Beklová M., Kizek R., 2009:** Hydroponie-význam pro fytoremediační technologie. *Listy cukrovarnické a řepařské* 7-8: 227-228.
- 21. Dushenkov S., Vasudev D., Kapulnik Y., Gleba D., Fleisher D., Ting K. C., Ensley B., 1997:** Removal of Uranium from water using terrestrial plants. *Environmental Science & Technology* 12 : 3468-74.
- 22. EPA, 2000:** Introducion to Phytoremediation. Environmental Protection Agency, USA online: <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/30003T7G.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1995+Thru+1999&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5Czyfiles%5CIndex%20Data%5C95thru99%5CTxt%5C0000016%5C30003T7G.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C-&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=p%7Cf&DefSeekPage=x&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=1&SeekPage=x&ZyPURL> Cít. 14. 8. 2015.
- 23. EPA, 2015:** Cesium. Environmental Protection Agency, USA online: <http://www.epa.gov/radiation/radionuclides/cesium.html#exposure> cit. 18. 10. 2015.
- 24. Goswami S., Talukdar A., 2013:** Hyperaccumulating Plants From Barak Valley, South Assam, India For Phytoremediation. *International Journal of Toxicological and Pharmacological Research* 5: 30-32.
- 25. Havránek J., Havránková R., 2008:** Obsah cesia-137 v lesním ekosystému v lokalitě Újezd. *Kontakt* 2: 368-373.
- 26. Hetflejš J., Šabata S., Kuncová G., 2007:** terc-butylmethylether a jeho degradace oxidačními procesy. *Chemické listy* 101:1011-1019.

- 27. Ibrahim M., Adrees M., Rashid U., Raza S. H., Abbas F., 2014:** Chapter 21 - Phytoremediation of Radioactive Contaminated Soils. In: Hakeem K., Sabir M., Ozturk M., Mermut A. R., (eds.): Soil Remediation and Plants: Prospects and Challenges. Academic Press, 599-627.
- 28. IGECE., 2015:** Rhizofiltration. Institute for Green Energy and Clean Environment online: <http://systemsbiology.usm.edu/BrachyWRKY/WRKY/Rhizofiltration.html> cit 15. 8. 2015.
- 29. Isaure M. P., Fraysse A., Deves G., Le Lay P., Fayard B., Susini J., Bourguignon J., Ortega R., 2006:** Micro-chemical imaging of caesium distribution in *Arabidopsis thaliana* plant and its interaction with potassium and essential trace elements. Biochimie 88: 1583–1590.
- 30. Ishii K., Fujita A., Toyama S., Terakawa A., Matsuyama S., Arai H., Osada N., Takyu S., Matsuyama T., Koshio S., Watanabe K., Ito S., Kasahara K., 2015:** The Determination of Soil-Plant Transfer Coefficients of Cesium-137 and Other Elements by J-Ray Measurement and PIXE Analysis, For Use in the Remediation of Fukushima. Physics Procedia 66: 278-286 s.
- 31. Jánský R., 2008:** Nové technologie 21. století a jejich vliv na trvale udržitelný rozvoj, Technická univerzita v Liberci, Liberec online: <http://artec.tul.cz/?content=upload/Nov%C3%A9%20technologie%2021.%20stolet%C3%AD%20a%20jejich%20vliv%20na%20trvale%20udr%C5%BEi%E2%80%A6.pdf&lang=cs> cit. 10. 8. 2015.
- 32. Jursík F., 2002:** Anorganická chemie kovů. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha 152 s.
- 33. Kalčík J., 2000:** Dynamika půdních fosforečnanů a efektivní hnojení půdy fosforem. Úroda 12: 32-33.
- 34. Kalina M., 2005:** Hnojení v zahradě: (2., aktualizované vydání). Grada Publishing, Praha 120 s.
- 35. Kameníček J., Šindelář Z., Pastorek R., Kašpárek F., 2009:** Anorganická chemie. Přírodovědecká fakulta Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc 316 s.

- 36. Kasper H., 2015:** Výživa v medicíně a dietetika: Překlad 11. vydání. Grada Publishing a.s., Praha 592 s.
- 37. Kořenek J., 1993:** Výživa rostlin. Český ovocnářský svaz, Praha, 32 s.
- 38. Kozhakhhanov T. E., Lukashenko S. N., Larionova N. V., 2014:** Accumulation of artificial radionuclides in agricultural plants in the area used for surface nuclear tests. *Journal of Environmental Radioactivity* 137: 217-226.
- 39. Krolak E., Kwapulinski J., Fischer A., 2010:**  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{40}\text{K}$  isotopes in forest and wasteland soils in a selected region of eastern Poland 20 years after the Chernobyl accident. *Radiation and environmental biophysics*, 2: 229 – 237.
- 40. Kučerová P., Macková M., Macek T., 1999:** Perspektivy fytořemediace při odstraňování organických polutantů a xenobiotik z životního prostředí. *Chemické listy* 93: 19-26.
- 41. Matějů V., 2006:** Biotransformace, bioredukce. In: Matějů V., (ed.) : *Kompendium sanačních technologií. Vodní zdroje Ekomonitor*, Chrudim, 95-96.
- 42. Novák J., 1984:** Naše jedovaté rostliny: [pro čtenáře od 9 let]. Albatros, Praha s. 60.
- 43. Palagyi S., Palagyiová J., 1999:** Migration of Sr-85 and Cs-137 in vertical soil profiles. *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, 3: 475 – 481.
- 44. Paulo, C., Pratas, J., Rodrigues, N., 2006:** Rhizofiltration of uranium from contaminated mine waters. In: Alpoim, M. C., Morais, P. V. (Eds.), *Metal Ions in Biology and Medicine*, vol. 9, Book Series: *Metal Ions in Biology And Medicine*, 187–192 s.
- 45. Poláková M., 2016:** Vliv draslíku na akumulaci Cs d'áblíkem bahenním. Diplomová práce. Česká zemědělská univerzita v Praze. Fakulta životního prostředí.

- 46. Pollard J. A., Reeves D. R., Baker J. M. A., 2014:** Facultative hyperaccumulation of heavy metals and metalloids. *Plant Science* 217-218: 8-17.
- 47. Reeves R. D., 2003:** Tropical hyperaccumulators of metals and their potential for phytoextraction. *Plant Soil* 249: 57–65.
- 48. Reeves R. D., 2006:** Hyperaccumulation of trace elements by plants. In: Morel, J. L., Echevarria, G., Goncharova, N. (Eds.), *Phytoremediation of Metal-contaminated Soils*, NATO Science Series: IV: Earth and Environmental Sciences, vol. 68. Springer, 25–52 s.
- 49. Reeves R. D., Baker A. J. M., 2000:** Metal accumulating plants. In: Raskin, I., Ensley, E. D. (Eds.), *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment*. Wiley, New York, 193–229 s.
- 50. Richter R., 2004:** Multimediální učební texty z výživy rostlin. Ústav agrochemie a výživy rostlin MZLU, Brno, online: [http://web2.mendelu.cz/af\\_221\\_multitext/vyziva\\_rostlin/index.htm](http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/index.htm) cit. 15. 8. 2015.
- 51. Růžek P., 1995:** Hnojení dusíkem se zřetelem na ochranu životního prostředí. *Úroda* 10: 26-27.
- 52. Saito T., Ohkoshi S., Fujimura S., Iwabuchi K., Saito M., Nemoto T., Sato M., Sato M., Yoshioka K., Tsukada H., 2012:** Effect of potassium application on root uptake of radiocesium in rice. In: *International Symposium on Environmental Monitoring and Dose Estimation of Residents after Accident of TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Stations*: 165-169.
- 53. Saleh H. M., 2012:** Water hyacinth for phytoremediation of radioactive waste simulate contaminated with cesium and cobalt radionuclides. *Nuclear Engineering and Design* 242: 425–432.
- 54. Salt D. E., Smith R. D., Raskin I., 1998:** Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 49: 643-668.



55. Sheoran V., Sheoran A. S., Poonia P., 2009: Phytomining: A review, Minerals Engineering 22:1007–1019.
56. Singh S., Eapen S., Thorat V., Kaushik C. P., Raj K., D'Souza S. F., 2008: Phytoremediation of <sup>137</sup>cesium and <sup>90</sup>strontium from solutions and low-level nuclear waste by *Vetiveria zizanoides*. Ecotoxicology and Environmental Safety 69: 306-311.
57. Soudek P., Tykva R., Vaněk T., 2004: Laboratory analyses of <sup>137</sup>Cs uptake by sunflower, reed and poplar. Chemosphere 55: 1081–1087.
58. Soudek P., Petrová Š., Benešová D., Kotyza J., Vaněk T., 2008: Fytoremediace a možnosti zvýšení jejich účinnosti. Chemické listy 102: 346-352.
59. Soudek P., Valenová Š., Vavříková Z., Vaněk T., 2006: <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Cr uptake by sunflower cultivated under hydroponic conditions. Journal of Environmental Radioactivity 88: 236-250.
60. Steiner M., Linkov I., Yoshida, S., 2000: The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems. Journal of environmental radioactivity, 2-3: 217–241.
61. Su Y., Maruthi Sridhar B. B., Han F. X., Diehl S. V., Monts D. L., 2007: Effect of Bioaccumulation of Cs and Sr Natural Isotopes on Foliar Structure and Plant Spectral Reflectance of Indian Mustard (*Brassica Juncea*). Water, Air, and Soil Pollution 180: 65-74.
62. Sulzberger R., 2007: Kompost, půda, hnojení: zdravá zahradní půda, výživa rostlin, hnojení. Rebo, Čestlice, 96 s.
63. SÚJB., 2015: O radiačním monitorování. Státní ústav pro jadernou bezpečnost online: <https://www.sujb.cz/monras/info/informace.html> cit. 20. 8. 2015.

- 64. SÚRO., 2012:** Problematika kontaminace prasete divokého v ČR. Státní ústav radiační ochrany, online: <https://www.suro.cz/cz/publikace/aktuality/problematika-kontaminace-prasete-divokeho-v-cr-1> cit. 15. 8. 2015.
- 65. Swartjes F. A., Dirven-Van Breemen E. M., Otte P. F., Van Beelen P., Rikken M. G. J., Tuinstra J., Spijker J., Lijzen J. P. A., 2007:** Human health risks due to consumption of vegetables from contaminated sites. Towards a protocol for site-specific assessment. National Institute for Public Health and the Environment, 130 s.
- 66. Tesař S., Vaněk V., 1992:** Výživa rostlin a hnojení. Vysoká škola zemědělská v Praze, Praha, 151 s.
- 67. Torma S., 2005a:** Dusík: Nenahraditelný prvek v půdě a rostlině. Agro 1: 27-29.
- 68. Torma S., 2005b:** Draslík - klíč s velkým K k úspěchu na poli. Agro 2: 74-76.
- 69. Torma S., 2005c:** Fosfor: Potřebný prvek v půdě. Agro 3: 62-64.
- 70. Torma S., 2005d:** Bez hořčičku není zelených rostlin. Agro 5: 70-71.
- 71. Torma S., 2005e:** Vápník: Nejen živina, ale i půdotvorný prvek. Agro 4: 74-76.
- 72. Ulbrichová I., 2015:** Hospodaření v imisních oblastech - obnova antropogenně poškozených oblastech online: [http://fle.czu.cz/~ulbrichova/Skripta\\_HIO/kapitoly/Skodliviny/Tezkovyvod.htm](http://fle.czu.cz/~ulbrichova/Skripta_HIO/kapitoly/Skodliviny/Tezkovyvod.htm) cit. 23. 8. 2015.
- 73. Ullmann V., 2015:** Jaderná a radiační fyzika. 1.4 Radionuklidy. Online: <http://astronuklfyzika.cz/JadRadFyzika4.htm> cit. 8. 8. 2015.
- 74. UNSCEAR, 2013:** Report to the General Assembly: Sources and effects of ionizing radiation. Volume I Sources online: [http://www.unscear.org/docs/reports/2013/13-85418\\_Report\\_2013\\_GA\\_Report.pdf](http://www.unscear.org/docs/reports/2013/13-85418_Report_2013_GA_Report.pdf) cit. 20. 8. 2015.

- 75. Vandenhove H., 2013:** Phytoremediation options for radioactively contaminated sites evaluated. *Annals of Nuclear Energy*. 62: 596-606.
- 76. Vacík J., Barthová J., Pacák J., Strauch B., Svobodová M., Zemánek F., 1995:** Přehled středoškolské chemie. SPN – pedagogické nakladatelství, Olomouc, 368 s.
- 77. Von Fircks Y., Rosén K., Sennerby-Forsse L., 2002:** Uptake and distribution of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in *Salix viminalis* plants. *Journal of Environmental Radioactivity* 63: 1-14.
- 78. Xia G. M., Xiang F. N., Zhou A. F., Wang H., Chen H. M., 2003:** Asymmetric somatic hybridization between wheat (*Triticum aestivum* L.) and *Agropyron elongatum* (Host) Nevishi. *Theor Appl Genet* 107: 299-305.
- 79. Yasutaka T., Miyoshi H., Kaoru I., 2014:** Transfer of radiocaesium from hydroponic medium to potherb mustard and tomato plants. *Soil Science and Plant Nutrition* 60: 818-823.
- 80. Yoshida S., Muramatsu Y., Dvornik A. M., Zchuchenko T. A., Linkov I., 2004:** Equilibrium of radiocaesium with stable caesium within the biological cycle of contaminated forest ecosystems. *Journal of Environmental radioactivity* 75: 301-313.
- 81. Zhu Y. G., Smolders E., 2000:** Plant uptake of radiocaesium: A review of mechanisms, regulation and application. *Journal of Experimental Botany* 51, 351: 1635–1645.