

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ  
KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE



## Vliv draslíku na akumulaci Cs d'áblíkem bahenním

Impact of potassium on accumulation of Cs by *Calla palustris*

## DIPLOMOVÁ PRÁCE

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

Diplomantka: **Bc. Monika Poláková**

PRAHA 2016

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Monika Poláková

Regionální environmentální správa

Název práce

**Vliv draslíku na akumulaci Cs d'áblíkem bahenním**

Název anglicky

**Impact of potassium on accumulation of Cs by Calla palustris**

---

### Cíle práce

Cílem práce je zjistit vliv draslíku na akumulaci Cs d'áblíkem bahenním

### Metodika

- 1) Literární rešerše
- 2) Skleníkový experiment
  - při různém gradientu 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 stran

**Klíčová slova**

Cesium, akumulace, Calla palustris, fytořemediace, draslík

**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>Cr uptake by sunflower cultivated under hydroponic conditions. *Journal of Environmental Radioactivity*. 88: 236-250

**Předběžný termín obhajoby**

2015/16 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 7. 1. 2016

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

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 22. 1. 2016

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 13. 03. 2016

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: „Vliv draslíku na akumulaci Cs d'áblíkem bahenním“ vypracovala samostatně pod vedením prof. RNDr. Dany Komínkové, Ph.D. a použila jsem pouze literární prameny a publikace uvedené v příloženém seznamu použité literatury. Veškeré citace jsem v textu řádně vyznačila.

V Praze dne 1. 4. 2016

.....

## **Poděkování**

Za úspěšné dokončení mé diplomové práce bych chtěla nejvíce poděkovat mé vedoucí prof. RNDr. Daně Komínkové, Ph.D. za její cenné rady, bez kterých by zřejmě nebylo dokončení mé práce reálné. Zároveň i za její trpělivost a ochotu pomoci při experimentu ve skleníku. Dále bych chtěla poděkovat panu RNDr., Mgr. Petru Soudkovi, Ph.D. a paní Ing. Šárce Petrové, Ph.D. za možnost zpracování vzorků rostlin u nich v laboratoři a za jejich odborné rady. Poděkování také patří mé rodině za jejich podporu během celého studia.

V Praze dne 1. 4. 2016

.....

## **Abstrakt:**

Znečištění životního prostředí radionuklidy je rostoucím problémem ve světě. Fytoremediace se zdá být vhodnou metodou k odstranění radionuklidů ze životního prostředí. Cílem výzkumu bylo zjistit vliv draslíku na akumulaci stabilního isotopu  $^{133}\text{Cs}$  a posoudit vhodnost d'áblíku bahenního (*Calla palustris*) pro fytoremediace. Rostliny byly pěstovány ve vodném roztoku ve skleníku a po týdnu pěstování byly exponovány stabilnímu isotopu cesia  $^{133}\text{Cs}$  (0,5 mM CsCl). Draslík byl přidáván v pěti různých koncentracích ve formě  $\text{K}_2\text{SO}_4$ . Obsah cesia v rostlinách byl změřen po 8 dnech expozice. Nejvíce cesia přijaly (11,52 %) rostliny bez přidaného draslíku, nejméně s nejvyššími koncentracemi 10 mM (3,45 %), 5 mM (3,62 %), 2 mM (5,57 %) přidaného  $\text{K}_2\text{SO}_4$ . V kořenech rostlin bylo naměřeno více cesia než v nadzemních částech rostlin. Celkový příjem cesia d'áblíkem bahenním z vodného roztoku svědčí o možnosti použití d'áblíku bahenního pro fytoremediace.

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

**Abstract:**

Environmental contamination with radionuclides is a growing problem in the world. Phytoremediation seems to be a suitable method for the removal of radionuclides from the environment. The aim of this study was to determine the impact of potassium on accumulation of stable isotope  $^{133}\text{Cs}$  and evaluate the suitability of plant species *Calla palustris* for phytoremediation. Plants were grown in a water solution in a greenhouse and after one week of pre-cultivation were exposed to stable isotope  $^{133}\text{Cs}$  (0,5 mM CsCl). Potassium was added in five various concentrations in the form of  $\text{K}_2\text{SO}_4$ . The level of cesium in plants was measured after 8 days of exposition. Plants without added potassium absorbed the most cesium (11,52 %). Plants with the highest concentration of added  $\text{K}_2\text{SO}_4$  10 mM (3,45 %), 5 mM (3,62 %), 2 mM (5,57 %) absorbed the least. Higher  $^{133}\text{Cs}$  accumulation was measured in the plant roots than in the above-ground plant parts. Total uptake of cesium by *Calla palustris* suggests the possibility to use *Calla palustris* for phytoremediation.

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

# Obsah

1. Úvod.....	- 10 -
2. Cíle práce .....	- 10 -
3. Literární rešerše.....	- 11 -
3.1 Cesium.....	- 11 -
3.1.1 Výskyt a vstup Cs do životního prostředí.....	- 12 -
3.1.2 Využití .....	- 13 -
3.1.3 Vliv na životní prostředí a organismy.....	- 14 -
3.2 Živiny v životním prostředí.....	- 14 -
3.2.1 Definice živin.....	- 14 -
3.2.2 Koloběh draslíku v přírodě .....	- 16 -
3.2.2.1 Příjem draslíku rostlinou, využití draslíku .....	- 18 -
3.2.2.2 Symptomy nedostatku a nadbytku draslíku .....	- 19 -
3.2.3 Koloběh fosforu v přírodě.....	- 20 -
3.2.3.1. Příjem fosforu rostlinou, využití fosforu.....	- 23 -
3.2.3.2 Symptomy nedostatku a nadbytku fosforu.....	- 24 -
3.2.4 Koloběh dusíku v přírodě .....	- 26 -
3.2.4.1 Příjem dusíku rostlinou, využití dusíku .....	- 28 -
3.2.4.2 Symptomy nedostatku a nadbytku dusíku.....	- 30 -
3.3 Fytoremediace .....	- 31 -
3.3.1 Rozdělení fytoremediačních technik .....	- 33 -
3.3.1.1 Fytodekontaminační technologie .....	- 34 -
3.3.1.2 Fytostabilizační technologie .....	- 37 -
3.3.2 Příjem Cs rostlinami .....	- 39 -
3.3.2.1 Vliv draslíku.....	- 43 -
4. Metodika .....	- 45 -
4.1 Cíle experimentu .....	- 45 -



4.2 Rostlinný materiál .....	- 45 -
4.3 Skleníkový experiment .....	- 46 -
4.4 Sušení a drcení vzorků .....	- 49 -
4.5 Mikrovlnný rozklad .....	- 51 -
4.6 Laboratorní analýza .....	- 54 -
4.7 Stanovení K ve vzorcích .....	- 54 -
4.8 Zpracování dat .....	- 54 -
4.9 Statistické vyhodnocení .....	- 56 -
5. Výsledky .....	- 58 -
6. Diskuze .....	- 64 -
7. Závěr .....	- 69 -
8. Seznam použité literatury .....	- 70 -
8.1 Internetové zdroje obrázků .....	- 80 -
9. Přílohy .....	- 81 -

# 1. Úvod

Cesium se řadí mezi alkalické kovy. V přírodě se nalézá pouze jeden jeho stabilní isotop  $^{133}\text{Cs}$ . Mezi nejvýznamnější umělé radioizotopy, které v současné době budí největší obavy, patří  $^{137}\text{Cs}$ . Hlavními zdroji  $^{137}\text{Cs}$  je jaderná energetika a testy jaderných zbraní. Při havárii jaderné elektrárny Černobyl v roce 1986 se do životního prostředí dostalo mnoho škodlivých radionuklidů, mezi nimiž nechybělo ani  $^{137}\text{Cs}$ . Nejen tato událost vedla k potřebě monitoringu tohoto radionuklidu ve složkách životního prostředí (Danielová, 2001).

Významnost monitoringu radioaktivního izotopu  $^{137}\text{Cs}$  v životním prostředí spočívá také v jeho chemických podobnostech s draslíkem. Většina přijatého  $^{137}\text{Cs}$  se v lidském těle vstřebá a vylučuje se močí (Havránek a Havránková, 2005).

V současné době má velké uplatnění technika fytořemediace. Jedná se o proces využití rostlin pro odstranění polutantů a xenobiotik ze životního prostředí. Tato technika je velmi populární, neboť je cenově přístupnější a jde o přirozený přírodní proces. Výhodou je i estetické obohacení případně zdevastované krajiny (Macková a Macek, 2005).

Tato práce se zabývá vlivem draslíku na akumulaci stabilního izotopu cesia  $^{133}\text{Cs}$ . K výzkumu byla vybrána rostlina ďáblík bahenní, který byl pěstován ve vodném roztoku. Ďáblík bahenní je rostlinou, která produkuje velké množství biomasy za krátkou dobu a zdá se být vhodnou rostlinou pro fytořemediace kontaminovaných vod. Draslík je jedním z faktorů, který výrazně ovlivňuje příjem cesia rostlinou. Experiment probíhal ve skleníku České zemědělské univerzity v letních měsících.

## 2. Cíle práce

Cílem práce je pomocí experimentu zjistit vliv draslíku na akumulaci Cs ďáblíkem bahenním. Dílčím cílem diplomové práce je vyhodnotit význam jednotlivých částí rostlin na příjem cesia a posoudit vhodnost využití ďáblíku bahenního pro fytořemediace.

## 3. Literární rešerše

Nuklidy jsou látky, které jsou složeny ze zcela stejných atomů, tzn. atomů, které mají stejné protonové i nukleonové číslo. Nuklidy mohou být stabilní anebo radioaktivní. Radioaktivní nuklidy jsou označovány jako radionuklidy (Magill a Gally, 2005).

Radionuklidy jsou nebezpečné, ale hrozbou obvykle nejsou prvky samotné (plutonium je výjimkou). Škodlivá je radiace, která je těmito prvky vyzařována. Nejvíce jsou nebezpečné radionuklidy, které jsou vytvořeny synteticky. Příkladem může být stroncium, které se vyznačuje podobnými chemickými vlastnostmi jako vápník. Stroncium se hromadí v kostní tkáni spolu s vápníkem a později vyzařuje radiaci (Wild, 1993). Uran, thorium, polonium, radium, draslík jsou přírodní radioizotopy, které se uvolňují v různých fázích technologických procesů a jsou ukládány jako průmyslový odpad na úložištích. Odtud se poté uvolňují do vody a ovzduší. Dalšími radionuklidy jsou například radiouhlík ( $^{14}\text{C}$ ) a tritium ( $^3\text{H}$ ), které vznikaly při jaderných explozích v 50. a 60. letech minulého století. V současné době jsou nejvíce sledovanými radionuklidy  $^3\text{H}$  (Tritium) a  $^{137}\text{Cs}$  (Cesium),  $^{90}\text{Sr}$  (Stroncium),  $^{139}\text{Pu}$  (Plutonium),  $^{240}\text{Pu}$  (Plutonium),  $^{241}\text{Am}$  (Americium), které se aktuálně vyskytují v životním prostředí (Mietelski, 2010).  $^{137}\text{Cs}$  (Cesium) a  $^{90}\text{Sr}$  (Stroncium) jsou charakteristickými radionuklidy, které se objevují v prostředí po havárii jaderných zařízení (Pitter, 2009).

### 3.1 Cesium

Cesium je stříbřitě bílý až stříbřitě zlatý velmi měkký, tažný, alkalický kov. Zlatý odstín se vyskytuje pouze v případě, jestliže kov přijde do kontaktu s kyslíkem. Atomové číslo cesia je 55 a atomová hmotnost 132,91. Přirozeně se vyskytující cesium se skládá ze stabilního izotopu  $^{133}\text{Cs}$ . Třicet umělých radioizotopů se pohybuje v rozmezí od  $^{117}\text{Cs}$  až  $^{146}\text{Cs}$  (Butterman a kol., 2005). Radioaktivní izotopy vznikají během štěpení v jaderných elektrárnách a v atomových bombách (Enghag, 2004). Nejběžnější z nich je  $^{137}\text{Cs}$  (Butterman a kol., 2005). Poločas radioaktivní přeměny je 30 let (Danielová, 2001). Tento radioaktivní izotop se stal

světově známý kvůli jeho škodlivým dopadům, které se projevily po Černobylské katastrofě na Ukrajině v roce 1986. Znečištění cesiem například ve Švédsku bylo 50 – 75 krát větší než při atmosférických testech jaderných zbraní v 60. letech 20. století. Cesium má velké podobnosti s draslíkem, a proto bylo absorbováno rostlinami a následně přeneseno do masa a mléka pasoucích se zvířat (Enghag, 2004).

Cesium bylo objeveno roku 1860 Robertem W. Bunsenem a Gustavem R. Kirchhoffem při experimentech se spektroskopem. Při analýze minerální vody byly identifikovány difrakční čáry pro sodík, lithium, vápník a stroncium. Po odstranění těchto prvků ze vzorků se objevily dvě zářivé modré čáry, které značily výskyt nového prvku (Krebs, 2006). Prvek byl pojmenován cesium na základě těchto modrých čar ve spektru podle latinského slova Caesius, což znamená nebesky modrá (Cardarelli, 2013). Tento systém se stal důležitým při objevování dalších prvků (Krebs, 2006).

### **3.1.1 Výskyt a vstup Cs do životního prostředí**

V současné době se odhaduje, že zemská kůra obsahuje  $3 \text{ mg.kg}^{-1}$  cesia. Cesium je dále rozšířeno ve velmi malých koncentracích ve vyvřelinách (pegmatitech) a v sedimentárních horninách. Největším zdrojem pro získání cesia je vzácný minerál pollucit a v menší míře také velmi vzácný minerál zvaný rhodizit. Pollucit teoreticky obsahuje až 40.1 % Cs. Obrovská naleziště tohoto minerálu se nacházejí v Zimbabwe a v lithiových ložiskách pegmatitu v jezeře Bernic v Manitobě v Kanadě (Cardarelli, 2013). Dále se rudy tohoto minerálu vyskytují na ostrově Elba, v Maine a Jižní Dakotě. Při zpracování pollucitu se minerály rozpouštějí a z roztoku se odstraní oxid křemičitý a oxid hlinitý. Separace minerálů bývá velmi časově náročná a musí být současně prováděna s frakční krystalizací. V současné době je hojně využívána technologie iontové výměny, která provádí separaci rychleji a jednodušeji (Enghag, 2004).

Přirozeně se vyskytující cesium se dostává do životního prostředí z eroze a ze zvětrávání hornin a minerálů. Těžba a frézování některých rud může také uvolnit cesium do ovzduší, vody nebo půdy. Radioaktivní cesium vstupuje do životního

prostředí během normálního provozu jaderných elektráren, explozí jaderných zbraní, nehod jaderných elektráren nebo z jaderného pohonu družic nebo ponorek (ATSDR, 2004).

Údajů o koncentraci cesia ve vodách je velmi poskrovnu. V mořské vodě se nachází cesium v koncentraci zhruba  $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ . Významný pro vodní prostředí je radionuklid  $^{137}\text{Cs}$  s dlouhým poločasem rozpadu, který vzniká při jaderných reakcích. Do povrchových a podzemních vod tento radionuklid vstupuje z kontaminovaných atmosférických vod a také splachem z povrchu půd při zkoušení jaderných zbraní v atmosféře či při jaderných haváriích (Pitter, 2009).

### 3.1.2 Využití

- Cesium se používá jako hydrogenační katalyzátor u reakcí, které vyvolávají přeměny kapalných olejů na pevné (výroba margarínů).
- Zároveň je cesium využíván jako plazma pro produkci iontů k pohonu kosmických plavidel, které využívají iontové motory.
- Další využití cesia je ve vojenských infračervených zařízeních, signálních lampách (Krebs, 2006).
- Cesium se nachází i v televizních zařízeních, v zařízeních pro noční vidění, v solárních fotovoltaických článcích a v jiných typech fotoelektrických článků. Známé je jeho použití v super přesných cesiových atomových hodinách, které se používají jako standard pro světové systémy měření času (Butterman a kol., 2005).
- Cesium se hojně využívá i jako chemické činidlo, redukční činidlo v průmyslu a chemických laboratořích. Může být použito i jako protilék při otravě arsenem (Krebs, 2006).
- $^{137}\text{Cs}$  cesium bylo použito jako zdroj záření v léčbě rakoviny (Butterman a kol., 2005).

### **3.1.3 Vliv na životní prostředí a organismy**

Neradioaktivní cesium (stabilní) nemůže být vytvořeno ani zničeno za typických přírodních podmínek. Stabilní cesium může reagovat s jinými sloučeninami nalezenými v životním prostředí a tím se přeměnit do jiných sloučenin cesia. Sloučeniny cesia mohou být transportovány na velké vzdálenosti ve vzduchu, než jsou přivedeny srážkami a gravitačním usazováním zpět na zem. Ve vodě a vlhkých půdách je většina sloučenin cesia velmi dobře rozpustná. Cesium se velmi dobře váže do půdy a nešíří se hluboko pod povrch půdy (ATSDR, 2004).

V životním prostředí je velmi důležité monitorovat radionuklid  $^{137}\text{Cesium}$  (Havránek a Havránková, 2005). Poločas radioaktivní přeměny tohoto radionuklidu je 30 let (Danielová, 2001). Mezi závažné sekundární zdroje kontaminace patří lesní plody a zejména houby, které poté potravním řetězcem kontaminují maso lesní zvěře (Havránek a Havránková, 2008). Důležité je monitorovat  $^{137}\text{Cesium}$  zejména kvůli jeho interferenci s draslíkem (Havránek a Havránková, 2005). Do lidského těla vstupuje radioaktivní cesium z jídla, vody, vzduchu, nebo z kontaktu s pokožkou. Pokud jídlo, pití, vzduch nebo dotýkané předměty obsahují snadno rozpustitelné sloučeniny cesia ve vodě, tak cesium poté vstupuje do krve a je dopraveno do všech částí těla (ATSDR, 2004). Lidské tělo ho lehce vstřebává (asi z 80 %) a poté ho vylučuje močí. Biologický poločas je 110 dní a ukládá se hlavně v měkkých tkáních (Havránek a Havránková, 2005). Pokud člověk vdechne, sní, vypije či přijde do těsného kontaktu s nadměrně velkým množstvím radioaktivního cesia, tak se u něj může projevit akutní radiační syndrom. Mezi hlavní projevy tohoto syndromu patří nevolnost, zvracení, průjem, krvácení, kóma a dokonce i smrt (ATSDR, 2004).

## **3.2 Živiny v životním prostředí**

### **3.2.1 Definice živin**

Výskyt živin v krajině je velmi rozmanitý. Ve spojitosti s různými typy organismů lze chápat živiny odlišně. Pokud se jedná o výživu živočichů, tak příkladem živin jsou cukry či bílkoviny (tzv. organické živiny). Mezi živiny vhodné pro rostliny

se řadí například dusík, fosfor či hořčík (tzv. minerální živiny). Tyto živiny jsou čerpány převážně zelenými rostlinami, ale i sinicemi a některými bakteriemi. Hlavním důvodem je přeměna anorganických živin na živiny organické prostřednictvím procesu fotosyntézy. Na živiny také někteří autoři pohlížejí pouze jako na biogenní prvky, které jsou nutné pro stavbu a správnou funkci organismů (Šafarčíková a kol., 2006).

Každá živina má specifickou úlohu při jednotlivých procesech v rostlinném organismu a její funkce je různá v závislosti na nárocích jednotlivých plodin (Neuberg, 1998). Rostlinné živiny v půdě se dělí na nevýměnné, výměnné a rozpustné. Živiny výměnné a rozpustné ve slabých kyselinách nebo zásadách a rozpuštěné v půdním roztoku vytváří živiny přístupné. Podíl přístupných živin z celkového obsahu živin v půdě se pohybuje jen okolo 1 %. Zbývající množství živin v půdě, které v některých případech dosahuje až 99 %, tvoří určitou „rezervu“ živin pro rostliny. Jedná se o živiny vázané v půdě pevněji v minerálním, organominerálním a organickém podílu půdy. Přeměna minerálů je velmi pomalá a zásadní vliv na ni mají povětrnostní podmínky, mikrobiální aktivita půdy, pH půdy apod. (Richter a Hlušek, 2003).

Rostliny získávají potřebné prvky ke svému růstu z:

- ovzduší – uhlík (C), kyslík (O) a částečně síru (S),
- vody – vodík (H), rozpuštěné živiny (například fosfor (P), dusík (N)),
- půdy (včetně dodávaných hnojiv) - všechny ostatní živiny.

Uhlík, kyslík a vodík ovlivňují tvorbu organické hmoty rostlin. Dále mají ve větší míře vliv na fyziologické pochody rostlin. Zbytek živin se v menším množství nalézá v sušině rostlin. Tyto živiny jsou označovány jako živiny minerální a tvoří 5 – 10 % podílu sušiny. Označují se tak, jelikož se tyto prvky nacházejí v půdních minerálech a také v popelu rostlin (Kalina, 2001).

Minerální živiny lze rozdělit dle potřeb hnojení na několik skupin:

- hlavní (základní) – dusík (N), fosfor (P), draslík (K), vápník (Ca), hořčík (Mg),

- vedlejší – síra (S), železo (Fe), sodík (Na), chlor (Cl),
- mikroživiny - bor (B), mangan (Mn), měď (Cu), zinek (Zn), molybden (Mo).

Hlavní živiny dusík, fosfor a draslík byly vybrány pro podrobnější popis, který se nachází níže. Minerální živiny jsou důležité nejen pro rostliny, ale i pro život v půdě. O úrodnosti půdy vždy svědčí její vysoká biologická aktivita (Neuberg, 1998).

V půdě je celkové množství živin velmi vysoké a liší se v závislosti na typu půdy (Kalinová, 2007). V půdě současně probíhají procesy:

- mobilizace,
- mineralizace,
- imobilizace.

Mobilizací je nazýván děj, při kterém dochází ke zpřístupňování živin z forem nerozpustných do rozpustných. Živiny při tomto procesu mohou přecházet až do půdního roztoku.

Proces uvolňování živin při mikrobiálním rozkladu organických látek, při kterém se živiny z organické hmoty uvolňují a vracejí zpět do koloběhu látek v půdě, je označován jako mineralizace.

Imobilizace je proces, který lze charakterizovat jako přechod živin z vodorozpustné do špatně rozpustné či až nerozpustné formy. Výsledkem těchto reakcí je živinný režim půdy (Richter a Hlušek, 2003).

### **3.2.2 Koloběh draslíku v přírodě**

Draslík je důležitý prvek z řady alkalických kovů. V zemské kůře je zastoupen přibližně 2,5 % (Pitter, 2009). Do půdy se draslík dostává zvětráváním hornin a jeho průměrné obsahy se pohybují mezi 0,1 – 3 %. Přirozené množství draslíku v půdě se odvíjí od půdního druhu a typu (Madaras a kol, 2012). Obecně je známo, že půdy písčité a rašelinové obsahují daleko méně draslíku než půdy jílovité (Richter



a Hlušek, 2003). Nejméně draslíku obsahují zpravidla laterity a podzoly (Madaras a kol, 2012).

Dle Ginterové a kol (2012) lze draslík na základě přístupnosti pro rostliny a typu vazby rozdělit do tří kategorií:

- nevýměnný,
- výměnný,
- vodorozpustný.

Draslík nevýměnný tvoří až 95% celkového množství draslíku v půdě. Tvoří jej primární minerály, které jsou pevně vázány v krystalické mřížce (např. slídy a živce) a dále sekundární jílové minerály (např. ilit, montmorillonit) (Richter a Hlušek, 2004). Druhou skupinou nevýměnného draslíku je draslík fixovaný. Půda je schopna vázat dodaný draslík či draslík uvolněný zvětráváním či mineralizací organické hmoty. Jílové minerály tento draslík včlení do své krystalické mřížky. Některé půdy fixují dodávané K ionty dokonce do forem, které nejsou vůbec přístupné pro rostliny. Dochází k tomu převážně v půdách, které dlouhodobě nejsou přihnojovány touto živinou. Pokud je fixační kapacita půdy draslíkem dosycena, tak dojde k uzavření interlamelárního prostoru, a pak lze draslíkem dosycovat povrchové pozice, které poskytnou rostlinám přístupný draslík. To je také vysvětlením, proč například sraše vyžadují k udržení půdní zásoby stálý přísun této živiny (Ryant, 2004). Poslední skupinou nevýměnného draslíku je organicky vázaný draslík. Z celkové zásoby, organicky vázaný draslík představuje velmi malé množství. Jedná se zhruba 30 – 60 kg. ha<sup>-1</sup>. Tento draslík je biologicky vázaný ve zbytcích rostlin nebo těl mikroorganismů. Pro rostliny je dostupný až po procesu mineralizace (Richter a Hlušek, 2004).

Draslík výměnný je vázán na tuhou fázi půdy koloidní povahy. Tento draslík lze snadno nahradit jinými kationty. Představuje zhruba 2 – 7 % z celkového množství výměnných iontů, které jsou vázány na sorpční komplex. Při nadměrném množství draslíku dochází k depresi v příjmu hořčíku. Z tohoto důvodu by v kationové výměnné kapacitě měl být poměr hořčíku a draslíku alespoň třikrát vyšší (Richter a Hlušek, 2004).

Draslík vodorozpustný je přímo přijatelný pro rostliny. Koncentrace  $K^+$  dosahuje velmi malých hodnot v půdním roztoku. Jedná se zhruba o 0,3 % celkové zásoby draslíku a o 1 – 10 % výměnného draslíku. V půdním roztoku se nachází draslík v hydratovaných formách. Z rozpuštěných forem rostliny přijímají uvolněný  $K^+$ . Půdní roztok téměř nikdy není nasycen draslíkem. Převážná část K sloučenin je dobře rozpustná ve vodě. Z těchto sloučenin je uvolněný draslík téměř ihned sorbován výměnnou sorpcí dřívě, než dojde k nasycení půdního roztoku. Pro rostliny je vodorozpustný draslík nejvýznamnější formou draslíku (Madaras a kol., 2012). Jeho množství je ovlivňováno obsahem vody v půdě, druhem a koncentrací kationtů atd. Jeho obsah se dále mění v závislosti na odčerpávání  $K^+$  rostlinami, hnojením (Ryant, 2004).

Ve vodách se draslík vyskytuje převážně ve formě jednoduchého kationtu  $K^+$ , protože disponuje malou komplexační schopností. Koncentrace draslíku v atmosféricky neznečištěných vodách se pohybují v řádu setin až desetin  $mg \cdot l^{-1}$ . Do vody se uvolňuje draslík zvětráváním například ortoklasu ( $KAlSi_3O_8$ ). Ve větším množství se vyluhuje z tzv. odklizových draselných solí (např. karnalitu, kainitu). Dalším zdrojem jsou odpadní vody z výroby solí a draselných hnojiv. Část draslíku může pocházet i z živočišných výkalů. Člověk močí vyloučí cca 2,2 g draslíku za den. Takto přechází draslík do splaškových odpadních vod (Pitter, 2009).

### **3.2.2.1 Příjem draslíku rostlinou, využití draslíku**

Draselný ion se řadí mezi základní živiny, které rostliny potřebují k růstu. Zvyšuje asimilační potenci u rostlin, odolnost proti vymrzání a chorobám. Draslík by měl být v rovnováze s množstvím sodíku (antagonismus). Za dostatečný obsah draslíku v zemědělské půdě se považuje množství 160 – 180  $mg K^+$  v jednom kilogramu půdy (Ginterová a kol., 2012).

Příjem draslíku u rostlin probíhá jak aktivně, tak pasivně. Aktivní příjem draslíku probíhá u rostlin převážně při nižších koncentracích (Madaras a kol., 2012). Pasivní příjem je možný i při vyšších koncentracích. Pokud se zvyšuje koncentrace draslíku, tak se snižuje příjem  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $NH_4^+$ ,  $Zn^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ . Naopak je stimulován příjem

$\text{NO}_3^-$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ . Příjem draslíku je ovlivněn vnějšími podmínkami, jako je přístup vzduchu či teplota půdy nebo intenzita osvětlení (Ryant, 2004).

Draslík je velmi důležitý prvek pro určité fyziologické funkce kořene rostlin. Pokud je draslíku nedostatek, tak dochází ke snížení transportu látek a ztrátě buněčné propustnosti (Bláha a Hnilička, 2007).

Draslík má vliv na průběh mnoha metabolických procesů (Neuberg, 1998). Nejvíce zasahuje do procesu fotosyntézy a dýchání. U dýchání má významné postavení ve světelné fázi. Zvýšený obsah  $\text{K}^+$  ve vnějším prostředí může navýšit fixaci  $\text{CO}_2$  až na trojnásobek u izolovaných chloroplastů. Pro fotosyntézu je draslík důležitý z důvodu zajištění optimálního stavu chloroplastů pro průběh enzymatických reakcí (Ryant, 2004).

Dále draslík ovlivňuje vodní režim a tvorbu uhlohydrátů v rostlinách. Navyšuje množství cukrů, škrobů, celulózy a také některých vitamínů. Hmotnostní podíl v sušině se pohybuje v rozmezí mezi 0,5 – 5 % (Neuberg, 1998).

### **3.2.2.2 Symptomy nedostatku a nadbytku draslíku**

Nedostatek draslíku má vliv na mnoho metabolických a fyziologických funkcí rostliny, které jsou spojené s nižším výnosem a zhoršenou kvalitou (Ryant, 2004). Rostliny mají zaschlé okraje spodních listů, listové pletivo odumírá a listy obvykle uschnou a někdy i opadnou (Kalina, 2001). Hlavní stonek není napřímený a dlouhý, ale je mnohem kratší s bočními výhony. Rostliny poté mají keřovitý nebo metlovitý vzhled. Stává se to například u hrachu, obilovin, brambor či rajčat. Hlavní příčinou je zánik hlavních výhonů od bazálních částí (Ryant, 2004).

U ovocných stromů okraje listů blednou a mohou mít až černo zelený nádech. Vrcholky listů se různě kroutí a poté opadávají. Opad obvykle začíná od báze stonku. Také výhonky větví od vrcholu pomalu usychají. Plody jsou většinou velmi malé a nemají dobrou chuť (Neuberg, 1998).

Deficit draslíku je vidět na příkladu kukuřic na Obrázku 1.



Obrázek 1 – Deficit draslíku u kukuřice (URL 1)

Symptomy nadbytku draslíku se většinou projevují zablokováním příjmu ostatních živin. Omezen je příjem hořčíku a vápníku (Kalina, 2001). U některých rostlin vyšší obsah draslíku v prostředí povzbuzuje tvorbu látek fytoestrogenní povahy (jetel či jílek vytrvalý apod.). Tyto látky ovlivňují reprodukční procesy živočichů (Ryant, 2004).

### **3.2.3 Koloběh fosforu v přírodě**

Fosfor (chemická značka P) je stejně jako dusík biogenní prvek, ale je nejméně hojný ze všech základních biogenních prvků. Fosfor se nachází v půdě, ve vodě řek, jezer a oceánů a také v horninách a oceánských sedimentech (Begon a kol., 1997).

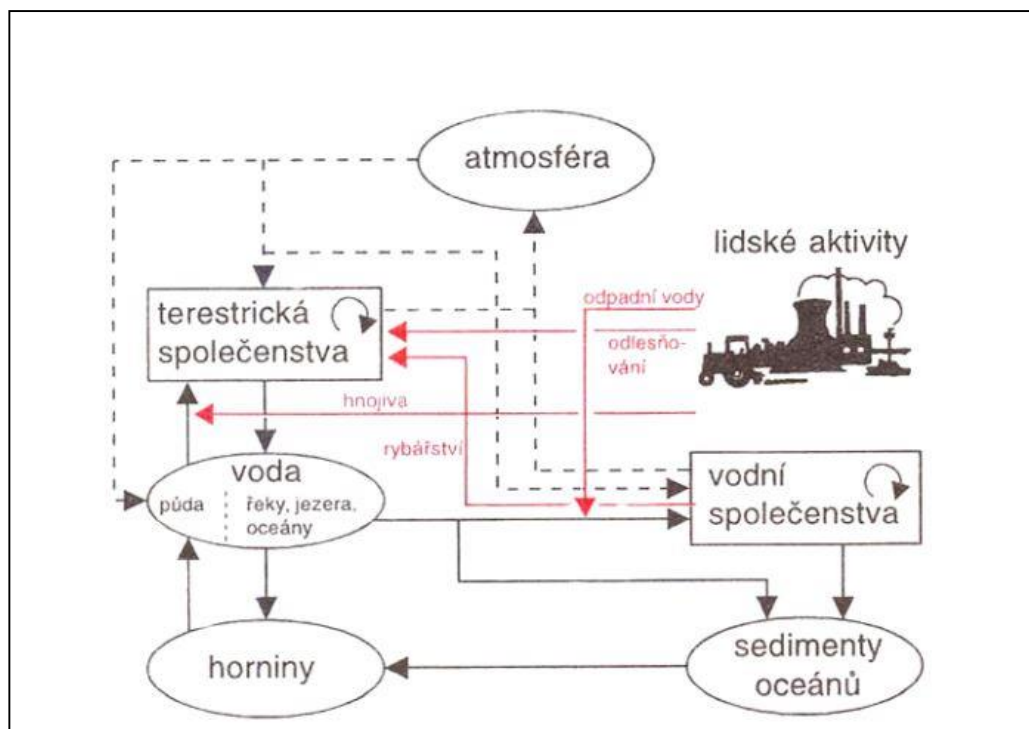
Sedimenty a bazické horniny jsou hlavní zásobou fosforu. Jejich součástí obvykle bývá apatit  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ . V zemské kůře se fosfor nachází jednou desetinou procenta a to ve formě nerozpustných fosforečnanů vápníku, hořčíku, železa a hliníku. Fosforečnany se z hornin litosféry uvolňují převážně větráním (Lellák a Kubíček, 1991). Vzduch a voda v přirozeném stavu obsahují fosfor jen ve velmi malém množství. Významné procento fosforu je vázáno v organismech. Fosfor se účastní tvorby nukleových kyselin a sloučeniny ATP, která má schopnost konzervovat chemickou energii v tělech všech organismů. Člověk je schopný přijímat pouze organickou podobu tohoto prvku (Šafarčíková a Kouřil, 2006).

Cyklus fosforu je nazýván otevřený nebo také sedimentační. Minerální fosfor je splavován z pevniny do oceánů, kde se včleňuje do sedimentů (Šafarčíková a Kouřil, 2006). Jen malá část fosforu je recyklována tzv. „atmosférickou cestou“ v trusu mořských ptáků, kteří vytváří ložiska guana. Dále rybolovem a těžbou mořských produktů (Lellák a Kubíček, 1991). Sedimentace odčerpává z oceánských vod asi  $13 \times 10^6$  tun fosforu ročně. Fosfor, který se uvolní při chemickém zvětrávání hornin, může vstoupit do suchozemského společenstva (Begon a kol., 1997). Rostliny přijímají fosfor v podobě rozpuštěných fosforečnanových iontů. Tyto ionty jsou poté zabudovány v těle rostlin do organických sloučenin. Poté organicky vázaný fosfor absolvuje cestu potravním řetězcem až k poslednímu masožravému článku. Ten nakonec uhynie a jeho tělo je rozloženo bakteriemi a dalšími půdními organismy. Jejich činností se zpřístupní anorganický fosfor pro rostliny. Určité množství fosforu zůstane vázané v nerozpustných sedimentech. Podstatnou roli zde hraje také látkový metabolismus organismů. Fosfor se s jejich výkaly navrácí do prostředí v rozpuštěné formě, která je přístupná pro rostliny (Šafarčíková a Kouřil, 2006). V suchozemských společenstvech fosfor obíhá do doby, než jej podzemní voda neodplaví do vodního toku (Begon a kol., 1997). Po vstupu do vodního toku je fosfor odnášen do oceánu (Šafarčíková a Kouřil, 2006). Tam zhruba tak stokrát projde hlubinnými a povrchovými vodami. Každá cesta trvá průměrně 1000 let a fosfor je v jejím průběhu přijímán organismy žijícími v menších hloubkách. Zhruba tak při stém oběhu (po 10 milionech let strávených v oceánu) se fosfor neuvolní v rozpustné formě, ale v pevné formě vstoupí do sedimentů na dně oceánů. Může se stát, že za sto miliónů let dojde k nadzdvžení dna oceánů a to se poté stane pevninou. V tom případě by se fosfor znovu vrátil do koloběhu (Begon a kol., 1997).

Celkové množství fosforu v půdě se pohybuje v rozmezí od 0,03 do 0,13 %. Celkový půdní fosfor lze rozdělit na organicky vázaný a anorganicky vázaný. Výskyt anorganicky vázaných sloučenin je závislý na druhu a typu půdy, hloubce, půdní kyselosti atd. V orných půdách je výskyt anorganického fosforu odhadován na více než polovinu. Minerální sloučeniny fosforu v půdě jsou z velké části ve formách vodě nerozpustných. Fosfor, který je v nich obsažen, je tedy pro rostliny málo přístupný. Organický fosfor zahrnuje zbytky rostlin, živočichů i půdních mikrobů. Z tohoto důvodu se hromadí především v horních humusových horizontech půd. Čím je vyšší hloubka půdy, tím více jeho obsah klesá (Richter a Hlušek, 2009).

Koloběh fosforu je stejně jako koloběh dusíku ovlivňován lidskou činností (Pitter, 2009). Antropogenním zdrojem anorganického fosforu jsou fosforečná hnojiva, která se jako splach z polí dostávají poté do vodního prostředí (Begon a kol., 1997). Dále jsou to odpadní vody, které obsahují zbytky látek z pracích prostředků (Pitter, 2009). V současné době jsou fosfáty v pracích prostředcích nahrazovány zeolity, čímž se množství fosforu ve vodách snižuje (Krejčí a kol., 2002). Hlavní příčinou výskytu organického fosforu ve vodách jsou převážně fekální odpady (Langhammer, 2002). Člověk v průměru vyloučí zhruba asi 1,5 g fosforu za den, který poté přechází do splaškových odpadních vod. Splaškové odpadní vody zároveň obsahují i fosfor z pracích prostředků a tím se navyšuje množství fosforu, které jeden obyvatel vydá do koloběhu fosforu, na 2 – 3 gramy za den (Pitter, 2009). V koloběhu fosforu má roli i odlesňování a různé způsoby kultivace půdy. V důsledku těchto činností dochází ke zvyšování eroze v povodí a vodní toky poté mohou odnášet větší množství fosforu z těchto oblastí (Begon a kol., 1997).

Názorný koloběh fosforu je vyobrazen na Obrázku 2.



Obrázek 2 – Koloběh fosforu v přírodě (Begon a kol., 1997)

### 3.2.3.1. Příjem fosforu rostlinou, využití fosforu

Rostliny přijímají fosfor pouze v jedné podobě, a to ve formě ortofosforečnanových iontů (Šantrůčková, 2014). Příjem fosforečnanového aniontu se uskutečňuje pouze za podmínek, kdy jeho koncentrace v cytoplazmě zřetelně převyšuje obsah fosforu v živném prostředí. Fosforečnanový aniont je přijímán proti koncentračnímu gradientu (aktivně) (Ryant, 2004).

Intenzita příjmu se odvíjí od množství kyslíku v živném prostředí, světla a teplotě. Optimální teplota pro příjem fosforu je cca 20° C. Dále je příjem fosforu závislý na poměru  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  ku  $\text{HPO}_4^{2-}$  a také na přítomnosti  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{NO}_3^-$  a  $\text{BO}_3^{3-}$ . Příjem fosforu značně zpomalují také  $\text{OH}^-$  ionty (Ryant, 2004).

Rostliny jsou závislé na fosforu, který jim je přístupný po rozpuštění jeho minerálních forem nebo po mineralizaci organických forem. Rozpustnost minerálních forem může být navýšena vylučováním  $\text{CO}_2$  či organických kyselin (např. jablečná, citronová). Z organických sloučenin je fosfor do půdy uvolňován enzymatickým štěpením. Tyto enzymy – fosfatázy jsou většinou mikrobiálního

původu, ale některé rostliny jsou schopny tyto enzymy také vylučovat. Vylučování tohoto enzymu je druhově specifické a předpokládá se, že se uplatňuje především u rostlin v raných sukcesních stádiích (Šantrůčková, 2014).

Rostliny vyžadují značné množství fosforu již v počátečních stádiích růstu. Potřebné množství fosforu si opatřují z fyтину v semeni a z lehce dostupných forem fosforečných sloučenin z vnějšího prostředí. Kořenový systém v tomto stádiu růstu není ještě plně rozvinut. Z tohoto důvodu má obrovský význam hladina přijatelného fosforu v těsné blízkosti primárních kořenů (Ryant, 2004).

Fosfor je obecně u rostlin hlavní součástí zásobních bílkovin. Je nezbytný pro ukládání, přenos a také uvolňování energie v rostlinách. Má hlavní vliv na rychlost vývoje a zrání plodů. Jeho přítomnost způsobuje vyšší odolnost rostlin proti nízkým teplotám, rozvíjí kořenový systém. Fosfor se podílí na hmotě sušiny zhruba 0,1 – 0,5 % (Neuberg, 1998).

### **3.2.3.2 Symptomy nedostatku a nadbytku fosforu**

Nedostatek fosforu způsobuje zaostávání rostliny v růstu, rostliny jsou malé až zakrslé (Ryant, 2004). Květy jsou hůře opylovatelné a plody špatně dozrávají. Starší listy se zbarvují do šedozelené nebo modrozelené, zčásti mohou být i načervenalé. Dalšími příznaky nedostatku fosforu je předčasný opad listů a zvýšená jejich náchylnost k chorobám (Neuberg, 1998).

Na zelenině se může objevit na rubu listů purpurově červený odstín. Vlášeni u kořenů se špatně vyvíjí. Dozrávání plodů je mnohem pomalejší (Kalina, 2001).

U ovocných stromů jsou příznakem nedostatku fosforu kožovité listy s bronzovým leskem. Listy předčasně opadávají. Rašení pupenů je výrazně opožděno (Ryant, 2004).

U okrasných rostlin se nedostatek fosforu projevuje matnými a kožovitými listy. V některých případech se mohou objevit žlutohnědé až hnědočerné skvrny pŕlměsícovitého tvaru. Později odumírají špičky listů. Stonky jsou zpravidla tenké a mají malý počet postranních výhonků. Tvorba květů je výrazně omezena. Pokud květy jsou, tak jsou drobné a špatně vybarvené. Obvykle dochází k předčasnému



zaschnutí a opadu květů (Neuberg, 1998). Kořenový systém je velmi zaostalý. Je snížena odolnost proti mrazu (Kalina, 2001).

Deficit fosforu je vidět na příkladu slunečnic na Obrázku 3.



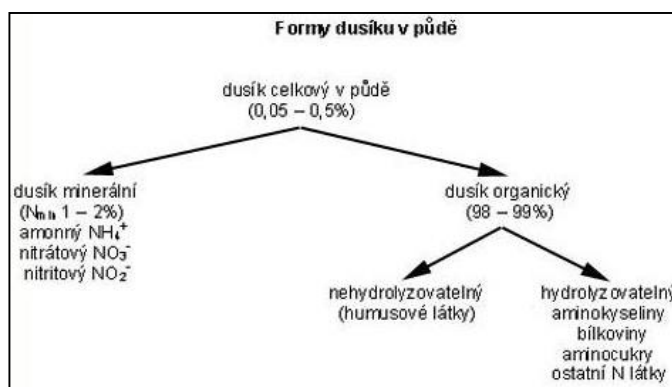
Obrázek 3 – Vlevo se nachází zdravé slunečnice a vpravo fosforem deficitní slunečnice (URL 2)

Symptomy nadbytku fosforu na rostlinách nebyly zpozorovány. Maximálně nadbytek fosforu může u rostlin způsobit škody z přehnojení, které se projevují zablokováním příjmu ostatních živin (Ryant, 2004). Kalina (2001) uvádí, že se jedná o zablokování příjmu zinku či železa. Tyto škody se u rostlin projeví jejich předčasným zráním a snížením výnosů (Ryant, 2004).

### 3.2.4 Koloběh dusíku v přírodě

Dusík je jedním z nejrozšířenějších prvků. Nachází se v atmosféře, hydrosféře i litosféře. Prvotním zdrojem dusíku je atmosféra, kde se dusík vyskytuje převážně v dvouatomové formě v podobě  $N_2$ . Tato forma dusíku však není pro rostliny přijatelná, pokud nedojde k přeměně (ionizaci) a následnému vytvoření  $NH_4^+$  nebo  $NO_3^-$  (Vavříček a Kučera, 2015). Přirozenou cestou při elektrických výbojích (bouřka) vznikají oxidy dusíku, které se dále atmosférickou oxidací mění až na kyselinu dusičnou. Ta se poté s pomocí deště dostává do půdy (Hruška a Oulehle, 2008). V průměru se touto cestou v závislosti na regionu dostane 10 – 40 kg dusíku na ha za rok (Richter a Hlušek, 2003). Některé rostliny s pomocí bakterií mají schopnost fixovat atmosférický dusík. Do půdy se poté dostává redukovaná forma dusíku v podobě amonného iontu (Šafarčíková a Kouřil, 2006). Fixaci mohou provozovat jak volně žijící bakterie, tak symbiotické bakterie. Symbiotické bakterie se vyskytují na kořenech bobovitých rostlin, kde jsou schopny ročně obohatit každý ha půdy až o 50 – 60 kg (sója, hrách) a až o 200 – 300 kg (bob, jetel červený, vojtěška). Z toho vyplývá, že je výhodné pěstovat tyto rostliny pro lepší bilanci dusíku v půdě (Richter a Hlušek, 2003).

Celkový obsah dusíku v půdách je nejčastěji v rozmezí 0,05 – 0,5 % (Richter a Hlušek, 2003). V našich půdách je to obvykle v rozmezí 0,1 – 0,2 % (Vavříček a Kučera, 2015). Z toho se na celkovém obsahu dusíku podílí 98 – 99 % dusík organický a zbytek 1 – 2 % dusík minerální viz Obrázek 4 (Richter a Hlušek, 2003). Organický dusík je přístupný rostlinám pouze za podmínky, že je přeměněn mikroorganismy na dusík minerální (Vavříček a Kučera, 2015).



Obrázek 4 – Formy dusíku v půdě (Richter a Hlušek, 2003)

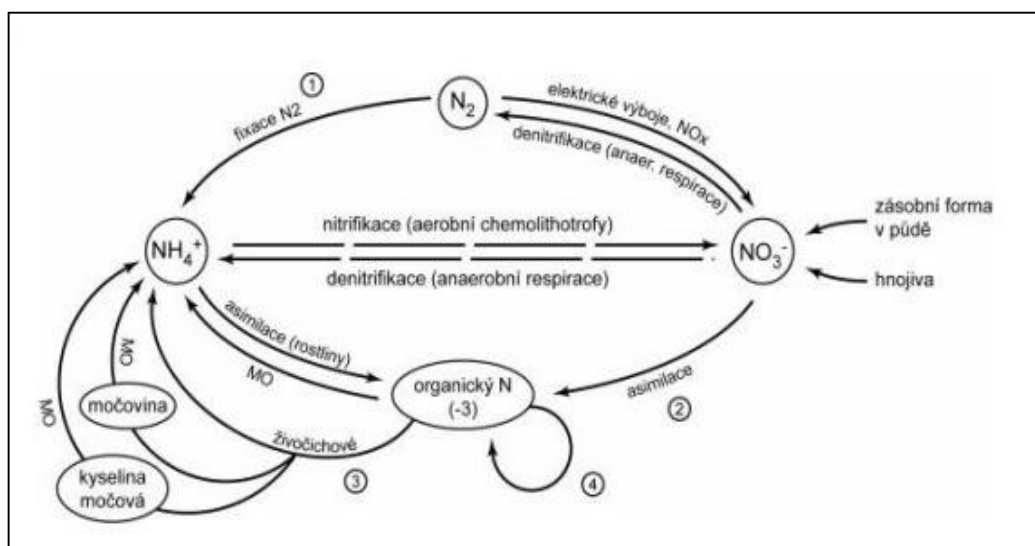
Součástí vnitřních cyklů dusíku jsou procesy mineralizace a imobilizace dusíku. Mineralizací jsou označovány děje, při kterých dochází k přechodu dusíku z formy organické do podoby minerální. Imobilizace je proces, při kterém se nitrátové a amonné formy dusíku přemění na organickou formu. Naopak tedy výsledným produktem mineralizace je buď amonný dusík (amonifikace) nebo nitrátový dusík (nitrifikace). Amonifikací je označován děj, při kterém dochází k redukci močoviny na uhličitán amonný a na amoniak. K amonifikaci dochází za redukčních podmínek pomocí proteolytických enzymů. Tyto enzymy slouží k rozkladu bílkovin coby podstatného zdroje dusíku z živé složky ekosystému na aminokyseliny (Vavříček a Kučera, 2015). Poté přichází na řadu proces nitrifikace, kdy nitrifikační bakterie oxidují amoniak na dusičnany (Šafarčíková a Kouřil, 2006). Při nitrifikaci se uvolňuje teplo a vodík. Vodík způsobuje okyselení půdy, pokud se v sorpčním komplexu či půdním roztoku nenachází vápník nebo hořčík. Na nitrifikaci má největší vliv teplota, vlhkost a půdní kyselost (Richter a Hlušek, 2003). Nedílnou součástí cyklu dusíku je i proces denitrifikace. Tento pojem označuje proces, kdy jsou dusičnany redukovány na plynné sloučeniny dusíku pomocí denitrifikačních bakterií (Šafarčíková a Kouřil, 2006). Denitrifikace probíhá především v půdách s neutrálním či mírně zásaditým pH, při teplotě zhruba okolo 25°C a anaerobním prostředí (Vavříček a Kučera, 2015).

Ve vodním prostředí se dusík vyskytuje v různých oxidačních stupních, iontové i neiontové formě. Jedná se o dusík vázaný v organických i anorganických sloučeninách. V anorganických sloučeninách se nachází amoniakální dusík, dusitanový dusík a dusičnanový dusík (Groda a kol., 2007). Mezi hlavní antropogenní zdroje dusíku ve vodním prostředí se řadí odpady ze zemědělství (živočišné výroby či splachy z polí hnojených dusíkatými hnojivy). Dalším antropogenním zdrojem dusíku ve vodě jsou komunální odpadní vody (Doležal, 2011). Langhammer (2002) uvádí, pokud jsou zvýšené hodnoty amoniakálního dusíku, tak lze uvažovat o komunálním či průmyslovém znečištění. Dusitanový dusík není v tocích příliš zastoupen, a pokud se vyskytuje ve větším množství, tak je to obvykle způsobeno splaškovými vodami. Množství dusičnanového dusíku narůstá v závislosti na rozvíjejícím se zemědělství (Pitter, 2009).

Cyklus koloběhu dusíku je také velmi výrazně ovlivňován lidskou činností. Moderní začátek koloběhu dusíku ekosystémy je převážně spojen s hnojivy v amonné

a dusičnanové formě, emisemi amoniaku při chovu dobytka atd. Těmito způsoby je půda obohacována o dusík ve formě dusičnanů. Amonné ionty mohou být poté asimilovány jako živiny nebo nitrifikovány na dusičnany. Může dojít i k transformaci na organický dusík v humusu. Dále může nastat situace, kdy je dusičnanový iont denitrifikován, asimilován nebo transformován. Dusičnanové ionty se mohou snadno vyplavit do potoků či řek (Hruška a Oulehle, 2008). Cyklus koloběhu dusíku je také ovlivňován spalovacími motory v automobilech, kdy se spalováním kyslíku mění vzdušný dusík na oxidy dusíku a poté na směs kyselin, která způsobuje okyselení prostředí (Cílek, 2007).

Názorný koloběh dusíku je vyobrazen na Obrázku 5.



Obrázek 5 – Koloběh dusíku v přírodě (URL 3)

### 3.2.4.1 Příjem dusíku rostlinou, využití dusíku

Rostliny přijímají organický N, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, nebo NO<sub>3</sub><sup>-</sup> v závislosti na jejich zastoupení v půdě. Nejčastěji přijímají formy dusíku v podobě NO<sub>3</sub><sup>-</sup> a NH<sub>4</sub><sup>+</sup> iontů. Bylo prokázáno, že většina rostlin i stromů může v omezené míře přijmout i organické dusíkaté látky. Jedná se například o aminokyseliny či aminocukry a další. V ekosystémech, které jsou velmi silně limitovány dusíkem, jako je například boreální les či tundra, může tvořit příjem aminokyselin až několik desítek procent

z celkového přijatého množství dusíku (Šantrůčková, 2014). Zdrojem dusíku může být pro rostliny kromě půdy i vzdušný dusík ( $N_2$ ). Některé druhy bakterií jsou schopny tento vzdušný dusík poutat na kořenovém systému rostlin např. bobovitých rostlin (Schulze, 2004).

Za normálních podmínek je pro rostliny nejvýznamnější příjem nitrátu. Nitrát je aktivně přijímán kořeny ve směru elektrochemického gradientu. Než dojde k jeho metabolizaci, tak je nutná jeho redukce na  $NH_3$ . Tento proces se skládá ze dvou etap. První etapa spočívá v redukci  $NO_3^-$  na  $NO_2^-$ . Druhá etapa je redukce  $NO_2^-$  na  $NH_3$ . K realizaci těchto procesů jsou zapotřebí enzymy nitrátoreduktáza a nitritoreduktáza. Nitrátoreduktáza katalyzuje první stadium redukce, které probíhá v cytoplasmě. Druhá redukce probíhá v chloroplastech a je zajišťována působením enzymu nitritoreduktáza (Ryant, 2004).

Na příjem kationové formy dusíku se stále liší názory. Není jasné, zdali je dusík přijímán jako  $NH_4^+$  kationt nebo ve formě neutrální molekuly  $NH_3$ . Předpokládá se, že častěji je přijímán dusík v podobě  $NH_3$ . Především v prostředí, kde panuje vyšší pH (Ryant, 2004). Pokud mají rostliny na výběr, tak více preferují ion  $NH_4^+$ , jelikož se na jeho asimilaci spotřebuje daleko menší množství energie než na příjem nitrátu ( $NO_3^-$ ) (Krpeš, 2005).

Dusík obecně podporuje růst výhonků a tvorbu zelené listové hmoty. Jelikož je podstatnou složkou bílkovin, při poruchách jejich tvorby se začne hromadit v nežádoucí nitrátové formě (dusičnanech). Je nejvýznamnějším prvkem pro produkci nadzemní hmoty rostlin. Často je označován jako „motor růstu“ (Neuberg, 1998).

Ve stádiu stárnutí mají rostliny tendenci přemísťovat část dusíku do orgánů, které přežívají. Z toho důvodu má odumřelý materiál a opad daleko méně dusíku než živá rostlina. Za jakou dobu se dusík vrátí do půdy, je závislé na délce života rostlin či jejich orgánů. Pochopitelně je to také závislé na rychlosti rozložitelnosti opadu (Šantrůčková, 2014).

### 3.2.4.2 Symptomy nedostatku a nadbytku dusíku

Při nedostatku dusíku jsou rostliny menší a slabší, listy zesvětlají a ztrácí svou přirozenou sytě zelenou barvu (Sulzberger a Mayerhofer, 2011). Listy mohou být později až žluté (v některých případech i načervenalé) a starší předčasně opadávají. Plody jsou velmi malé a zůstává jich minimum (Neuberg, 1998).

Ovocné dřeviny při nedostatku dusíku mají celkově zbrzděn růst a vytvářejí se u nich pouze slabé výhonky. Listy mají světle zelenou barvu a plody jsou nevýrazné. U zeleniny a brambor jsou příznaky velmi podobné. Typické jsou žlutozelené skvrny na listech. V krajním případě může dojít až k zežloutnutí celé rostliny (Kalina, 2001).

Okrasné rostliny mají podobné příznaky s příznaky shora uvedenými. Listy opadávají na bázi výhonků. Stonky jsou zakrslé stejně jako listy. Nedostatek dusíku se projevuje i u tvorby květů, kdy květy jsou velmi malé a špatně vybarvené. Kořeny mají malý počet postranních kořínků a jsou bílé barvy (Neuberg, 1998).

Deficit dusíku je vidět na příkladu ozimé pšenice na Obrázku 6.



Obrázek 6 – Deficit dusíku u ozimé pšenice (URL 4)

Naopak nadbytek dusíku vyvolává bujný růst velkých a vodnatých listů u rostlin. Listy mají tmavě zelenou až namodralou barvu (Kalina, 2001). Tkáň buněk rostlin změkne, a tak se stane snadným terčem pro plísňe či živočišné škůdce (Sulzberger a Mayerhofer, 2011). Kvalita sklizených produktů je nízká v důsledku vysokého obsahu dusičnanů a tím i zhoršených podmínek případného skladování (Kalina, 2001).

### 3.3 Fytoremediace

Pojem fytoremediace označuje metody využití zelených rostlin k přesunu, akumulaci nebo odstranění polutantů z životního prostředí či omezení jejich škodlivého šíření (Pivetz, 2001). Jedná se tedy o uplatnění nejrůznějších druhů rostlin při degradaci, extrakci či imobilizaci látek, které kontaminují půdu nebo vodu. V současné době je i předmětem výzkumu možnost čištění vzduchu (Macková a Macek, 2005). Díky mnoha studiím bylo prokázáno, že rostliny mají schopnost akumulovat a přeměňovat anorganické i organické polutanty. Mezi hlavní anorganické látky, které znečišťují životní prostředí, se řadí těžké kovy – mangan, zinek, kobalt, olovo či kadmium. Mezi hlavní organické látky, které ohrožují životní prostředí, patří například ropné uhlovodíky, muniční odpady, nitrosloučeniny, chlorovaná rozpouštědla, polyaromatické uhlovodíky, polychlorované uhlovodíky, chlorované pesticidy (Demnerová, 2003).

Fytoremediace má nejlepší uplatnění v místech s povrchovým znečištěním. Účinná je především pro hydrofobní polutanty, kam patří například benzen, toluen, etylbenzen, chlorovaná rozpouštědla (Kučerová a kol., 1999). Nejlépe je využitelná na velkých plochách, kde kontaminace sahá maximálně do hloubky 5 metrů. Pro účinnou fytoremediaci je také velmi podstatné, aby znečišťující látky byly lehce dostupné kořenovému systému rostlin. Kořenový systém následně tyto látky transportuje do tkání rostlin, kde jsou poté přeměňovány a ukládány. Velmi důležitou roli v celém procesu mají i mikroorganismy, které žijí v symbióze s rostlinami, především v místech rizosféry – kořenové části rostlin (Demnerová, 2003).

Fytoremediace má řadu výhod, ale v každém případě má i jisté nevýhody a omezení (Alkorta a kol., 2004). Jednou z největších výhod je množství kontaminovaného

materiálu, který je následně potřeba likvidovat v porovnání s metodou klasického vytěžení kontaminované půdy (Soudek a kol., 2008). Mezi další hlavní výhodu patří úspora peněz. Podle Americké společnosti rostlinné fyziologie (ASPP) klasické metody dekontaminace půdy stojí zhruba 1000 dolarů na 1 tunu půdy. Přečištění dle metod fytořemediace vychází v průměru jen na 30 dolarů za 1 tunu půdy. Odlišná metoda tzv. rhizofiltrace, kdy kořeny vodních rostlin absorbují polutanty, stojí zhruba 0,6 – 6 dolarů za 1000 galonů (3785 litrů) znečištěné vody. Částky jsou to průměrné a je potřeba vždy brát v úvahu i další faktory, jako je například typ polutantu, rozloha kontaminovaného místa či půdní typ atd. I přesto lze rozhodně tvrdit, že fytořemediace je výrazně levnější než běžné metody (Demnerová, 2003).

Mezi další výhody těchto metod patří dle Alkorta a kol. (2004) :

- aplikace na široké množství anorganických i organických polutantů,
- snížení množství odpadů, které se poté ukládají na skládku,
- není potřeba při použití těchto metod pořizovat drahé vybavení nebo zaměstnávat vysoce specializovaný personál,
- aplikace in situ (není nutné transportovat kontaminovanou půdu),
- snadno uskutečnitelné (rostliny jsou levné a snadno dostupné),
- vysoce akceptovatelné veřejným míněním (šetrnost k životnímu prostředí),
- méně hlučné než jiné metody sanace.

Na druhou stranu má fytořemediace i určité nevýhody. Fytořemediace je například pomalejší oproti jiným běžným fyzikálně – chemickým metodám. Další nevýhodou je možnost negativního ovlivnění průběhu dekontaminace změnou životních podmínek, jako je kyslík, voda nebo živiny či dalšími faktory, např. pH, koncentrací solí nebo polutantů (Kučerová a kol., 1999). Nevýhodou je i malá účinnost na místech s vysokou koncentrací znečišťujících látek (Florio a Rembijas, 1997). Demnerová (2003) upozorňuje i na situaci, kdy může dojít k nahromadění kontaminantů v listech, které časem opadají a kontaminanty se tak poté znovu dostanou do prostředí.



Mezi další nevýhody těchto metod dle Lasat (2000) patří:

- nízká tolerance rostlin vůči znečišťujícím látkám,
- nízká úroveň přemístění kontaminantů z kořenové části,
- malá velikost rostlin, které jsou schopny remediace,
- nedostatečné informace o ceně a provozních nákladech,
- neznalost těchto metod,
- problémy s likvidací kontaminovaného odpadu,
- riziko zasažení potravinového řetězce kontaminovanými částmi rostlin,
- nebezpečí kontaminace pod kořenovým systémem,
- kontaminant může být v biologicky nepřístupné formě,
- nedostatek druhů rostlin schopných remediace.

Fytoremediace se i přes určité nevýhody stává velmi efektivní metodou pro odbourávání a kontrolu xenobiotik. Vegetace přináší i další užitky v kontaminované oblasti. Fytoremediací se navyšuje množství uhlíku v půdě, který zvyšuje aktivitu mikroorganismů. Ovšem je stále důležité mít na paměti, že metodu fyto­remediace nelze aplikovat ve všech situacích a pro všechny typy škodlivých látek (Kučerová a kol., 1999)

### **3.3.1 Rozdělení fyto­remediačních technik**

Fytoremediaci lze rozdělit na metody fyto­dekontaminační a fyto­stabilizační (Cunningham a kol., 1995).

Fyto­dekontaminační metody se dělí dle Vaňka a kol. (2005) na:

- Fyto­extrakce (fyto­akumulace),

- Fytodegradace (transformace),
- Fytovolatilizace,
- Rhizofiltrace.

### 3.3.1.1 Fytodekontaminační technologie

#### Fytoextrakce (fytoakumulace)

Proces fytoextrakce spočívá ve schopnosti rostlin vstřebávat a následně akumulovat škodlivé polutanty ve svých kořenech a nadzemních částech (Mueller a kol., 1999). V další fázi probíhá sklizeň rostlin, kdy se s rostlinami zachází jako s odpadem. Před použitím rostlin je nutné si uvědomit, jak se bude se vzniklým odpadem zacházet (Soudek a kol., 2008). Možnostmi je skládkování, spalování, kompostování nebo recyklace kovů. Vše závisí na výsledcích toxicity a nákladech (Mueller a kol., 1999).

Metoda je vhodná při sanaci těžkých kovů a polokovů (arsen, selen), radionuklidů a nekovů. Nedoporučuje se aplikovat pro organické látky. Rostliny mohou tyto látky metabolizovat na ještě toxičtější sloučeninu anebo dokonce mohou být rostlinou vydechovány do ovzduší (Soudek a kol., 2008).

Mezi vhodné rostliny pro metodu fytoextrakce patří slunečnice a vodní rostliny, které akumulují radionuklidy. Některé rostliny jsou dokonce označovány jako tzv. hyperakumulátory, jelikož mají schopnost akumulovat neobvykle velké množství kovů oproti jiným rostlinám (Mueller a kol., 1999). Koncentrace těžkých kovů v těchto rostlinách přesahuje hodnoty o jeden, až o dva řády oproti běžným rostlinám. Jedná se o více než 1 mg kovu v 1 g suché hmoty stonku a listů rostlin (Dercová a kol., 2005). Tyto druhy rostlin se vyskytují na místech bohatých na kovy (Zehnálek a kol., 2010). Příkladem hyperakumulátoru těžkých kovů je rostlina *Thalyspi caerulescens* z rodu hořčic viz Obrázek 7 (Vaněk a kol., 2002).



Obrázek 7 – Hyperakumulátor *Thalspi caerulescens* (URL 5)

### **Fytodegradace (transformace)**

Při fytodegradaci (transformaci) dochází k přeměně organických polutantů na sloučeniny, které jsou méně toxické či netoxické (Demnerová, 2003). Rostliny detoxikují převážně organické látky, které jsou samy schopny metabolizovat pomocí enzymatického aparátu. Produktem metabolických aktivit musí být látka, která není toxická jak pro rostliny, tak pro organismy. Pomocí fytodegradace může být z prostředí odstraněno mnoho sloučenin a látek například (Vaněk a kol., 2002):

- TPH (ropné látky),
- Polyaromatické uhlovodíky,
- Chlorované pesticidy,
- Detergenty,
- Organofosfátové pesticidy,
- Nitrolátky.

## **Fytovolatilizace**

Je metoda založená na příjmu kontaminantu rostlinou a následném uvolnění kontaminované látky nebo její modifikované formy transpirací do atmosféry. Tento proces se aplikuje u dřevin i rostlin, které přijímají vodu a organické a anorganické kontaminanty. U některých druhů rostlin mohou kontaminanty projít celou rostlinou až do listů, kde ve velmi malých koncentracích těkají do ovzduší (Mueller a kol., 1999).

Ze skupiny těžkých kovů byla metoda fytovolatilizace prokázána jako vhodná u rtuti, selenu a arsenu (Prasad a Freitas, 2003).

Macková a Macek (2005) uvádějí další příklad fytovolatilizace z poloviny 70. let ve Švédsku, kde byl prováděn experiment akumulace polyaromatických uhlovodíků z výfukových plynů různými druhy městské zeleně. Nejvíce se osvědčil kaštan, jírovec maďal. V současné době má bohužel sníženou schopnost akumulace, jelikož je napadán klíněnkou korovcovou, která mu požírá listy.

Technologie fytovolatilizace je ovšem velmi diskutabilní, jelikož kontaminant je pouze transformován do jiného prostředí (Soudek a kol., 2008).

## **Rhizofiltrace**

Rhizofiltrace je všeobecně definována jako využití rostlinných kořenů k adsorpci nebo absorpci znečišťujících látek z vodního prostředí (Dercová a kol., 2005). Nejúčinněji se její pomocí odstraňují toxické kovy, jako je  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{6+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  (Rawat a kol., 2012). Metoda může být prováděna in situ, kdy jsou rostliny pěstovány přímo v kontaminované vodě (Miller, 1996). Rhizofiltrace se především osvědčila při odstraňování nízkých koncentrací kovů, pokud není možné využít jinou dekontaminační metodu (Vaněk a kol., 2002).

Účinnost procesu rhizofiltrace spočívá ve schopnosti kořenů. Kořenové exsudáty a změny rhizosféry a hodnota pH vytvoří podmínky pro vysrážení kovů na kořenových plochách. Jakmile jsou kořeny nasyceny kontaminanty, tak se sklídí a zlikvidují (Rawat a kol., 2012).

Rhizofiltrace je také účinnou metodou pro akumulaci radionuklidů, které byly zachyceny kořeny rostlin brukve sítinové (*Brassica juncea*) či slunečnice roční (*Helianthus annuus*) (Vaněk a kol., 2002). Slunečnice byly využívány pro akumulaci radionuklidů i v povrchových vodách v okolí Černobylu (Demnerová, 2003). Stromy byly také aplikovány a osvědčily se. Jejich hlavní výhodou jsou nízké nebo žádné náklady na údržbu a dlouhověkost. Nejčastěji jsou vysazovány vrby a topoly, které mohou ročně přirůst až o 6 – 8 metrů. Pro hlubokou kontaminaci jsou využívány hybridní topoly s prodlouženými kořeny (Rawat a kol., 2012).

Obecně lze rhizofiltrace považovat za efektivní technologii s nízkými náklady a minimálními výdaji na údržbu (Rawat a kol., 2012). Rhizofiltrace je vhodná pro anorganické i organické polutanty (Macková a Macek, 2005).

### **3.3.1.2 Fytostabilizační technologie**

Při fytostabilizaci jsou rostliny využívány k imobilizaci vodních či půdních kontaminantů (Soudek a kol., 2008). Vaněk a kol. (2002) uvádí, že rostliny mají schopnost stabilizovat kontaminanty ve svých orgánech na základě:

- redoxních přeměn (příkladem je redukce  $\text{Cr}^{\text{VI}}$  na  $\text{Cr}^{\text{III}}$ ),
- transformace kontaminantů do nerozpustné podoby (např. olovo ve vazbě s fosfátem),
- začlenění do rostlinných struktur.

Při fytostabilizaci jsou i často využívány stromy, které svými kořeny a vzrůstem stabilizují půdu a zároveň i zabraňují vodní a větrné erozi (Pulford a Watson, 2002). Výsledkem procesu je stabilizace kontaminovaných míst a zamezení šíření polutantů (Demnerová, 2003).

Fytostabilizace se užívá v místech, kde nelze kvůli vysoké koncentraci vysadit běžnou vegetaci (Soudek a kol., 2008).

Přesné rozdělení fyto-remediačních technik je dále uvedeno i v Tabulce 1. Fyto-remediační techniky lze dělit podle typu kontaminantu a jeho zpracování

roślinami. Typické rostliny, které se užívají pro jednotlivé techniky, jsou uvedeny v posledním sloupci tabulky.

Tabulka 1 – Typické rostliny využívané pro různé fytořediační techniky (Dietz a Schnoor, 2001)

<b>Aplikace</b>	<b>Médium</b>	<b>Kontaminanty</b>	<b>Typické rostliny</b>
Fytoextrakce	půda, sedimenty, brownfields	kovy (Pb, Cd, Zn, Ni, Cu)	hořčice sarepská ( <i>Brassica juncea</i> ), slunečnice ( <i>Helianthus spp.</i> ), <i>Thlaspi carulescens</i>
Fyotransformace	půda, podzemní vody, průsakové vody ze skládek, aplikace odpadních vod na půdy	Herbicidy, chlorované alifatické uhlovodíky (např. TCE); aromatické uhlovodíky (např. BTEX); explosiva (TNT, RDX, HMX, perchlorát), živiny (dusičnany, amoniak, fosfáty)	freatofytické stromy (čeled' Salix, včetně topolu, vrby, amerického topolu); trávy (žito, kostřava, troskut prstnatý, čirok, proso panenské, chrastice rákosovitá); Fabaceae (jetel, vojtěška, vřina)
Fytovolatilizace	půdy a sedimenty	Se, As, Hg, těžké organické sloučeniny (např. MTBE)	<i>Brassica juncea</i> ; mokřadní rostliny; freatofytické stromy pro zachycení podzemních vod
Rhizofiltrace	podzemní voda, odpadní voda přes umělé mokřady	kovy (Pb, Cd, Zn, Ni, Cu); radionuklidy, hydrofobní organické sloučeniny	vodní rostliny: mokřadní (rákos, růžkatec, rdest, maranta třtinová); vodní (řasy, parožnatka, stolístek vodní, <i>Hydrilla spp.</i> )
Fyostabilizace	půda	kovy (Pb, Cd, Zn, As, Cu, Cr, Se, U); hydrofobní organické sloučeniny, které nejsou degradovatelné	freatofytické stromy pro hydraulickou kontrolu; trávy s vláknitými kořeny pro kontrolu eroze

### 3.3.2 Příjem Cs rostlinami

Příjem cesia rostlinou a jeho následná koncentrace v tkáních může být ovlivněna velkým množstvím různých podmínek (Tyler a Olson, 2001). V první řadě je nezbytně nutné pochopit účinky půdních vlastností a dalších proměnných, které mají vliv na akumulaci cesia v rostlinách (Larsson, 2008).

V souvislosti s akumulací radionuklidů kořenovým systémem je zaveden pojem faktor transferu (přenosu). Transfer faktor (TF) je poměrem radionuklidových aktivit rostliny a půdy. Hodnoty se odvíjí od druhu rostliny a typu půdy (Zölzer, 2007). Na základě experimentů se došlo k závěru, že nejvyšší přenos  $^{137}\text{Cs}$  z půdy do rostlin probíhá v půdách bohatých na organické látky. Nízký přenos je obecně detekován v minerálních půdách s obsahem jílu nad 10 % (Larsson, 2008). Sanzharová a kol. (2009) uvádí šest hlavních faktorů, které se podílí na variabilitě transfer faktoru. Jedním z faktorů jsou fyzikálně-chemické vlastnosti radionuklidu, dále půdní typ a fyzikálně – chemické vlastnosti půdního prostředí. Dalším z faktorů je čas po vstupu do půdy. Podstatným faktorem je také typ plodiny a typ hospodaření o plodiny (hnojení, zavlažování, orba atd.). Posledním zmíněným faktorem jsou klimatické podmínky a experimentální podmínky.

Listy rostlin přijímají cesium poměrně rychle a snadno. Po absorpci může být cesium přesunuto do ostatních částí rostlin (Zehnder a kol., 1994). Významnou roli při absorpci má velikost povrchu listů a také jejich ochlupení (Čipáková, 1998). Množství cesia ovlivňují také procesy v životním prostředí. Mezi hlavní klimatické faktory, které ovlivňují množství cesia v listech, patří především teplota, vlhkost, počasí (Pramadya a kol., 2009).

Akumulaci cesia ovlivňuje i zvýšená koncentrace  $\text{HCO}_3^-$  nebo  $\text{Ca}^{2+}$ . Rostlina na tyto změny reaguje změnou příjmu prvku a výrazně je i narušeno její přirozené tempo růstu (Tyler a Olson, 2001). Massas a kol. (2010) sledovali po přidání  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  koncentraci  $^{134}\text{Cs}$  u ředkvičky seté (*Raphanus sativus* cv. Saxa), okurky seté (*Cucumis sativus* cv. Alfa beta), sóje luštinaté (*Glycine max* cv. Williams) a slunečnice roční (*Helianthus annuus* hybrid Golden word). Experiment probíhal v kyselých půdách. Všechny sledované rostliny vykazovaly snížený příjem  $^{134}\text{Cs}$ . Výsledky výzkumu naznačují, že zvýšená koncentrace  $\text{Ca}^{2+}$  navýšila fixaci  $^{134}\text{Cs}$

v půdě, které se poté stalo méně dostupné pro rostliny. Vysvětlením může být vyšší kořenová aktivita, která byla spuštěna vápněním půdy.

Dalším prvkem, který ovlivňuje akumulaci cesia v rostlinách, je dusík. Dusík způsobuje rychlejší růst rostlin a zesílení kořenového systému. Tyto změny rostlin v konečném důsledku způsobují lepší akumulaci radionuklidu z půdy (Entry a Wartrud, 1998). Vyšší koncentrace  $^{134}\text{Cs}$  po přidání dusíku (dusičnanu amonného) byla zaznamenána i při výzkumu akumulace cesia u jílku mnohokvětého (*Lolium multiflorum*). Výzkum probíhal v letech 1997 a 1998 na rašelinových půdách ve Finsku (Paasikallio a Sormunen-Cristian, 2002).

Opačným příkladem je fosfor, který se zdá jako neúčinný prvek při příjmu cesia rostlinami nebo je jeho účinek velmi slabý. Tuto teorii dokládá výzkum z let 1990 – 1991, který byl prováděn u bojínku lučního (*Phleum pratense*), dále štírovníku růžkatého (*Lotus corniculatus*) a mixu rostlin složeného ze srhy laločnaté (*Dactylis glomerata*), jílku vytrvalého (*Lolium perenne*), bojínku lučního (*Phleum pratense*), lipnice obecné (*Poa trivialis*), jetelu plazivého (*Trifolium repens*) a štírovníku růžkatého (*Lotus corniculatus*). Výzkum se odehrával na směsi různých půd, které byly kontaminovány cesiem (Belli a kol., 1995). Belli a kol. (1990) také zveřejnili výsledky vlivu kombinace umělých hnojiv N,  $\text{P}_2\text{O}_5$  a  $\text{K}_2\text{O}$  na příjem cesia rostlinami. Výzkum se uskutečnil na území o rozloze 25 m<sup>2</sup> na loukách Valbruna v údolí Alp krátce po havárii v Černobylu. Nejnižší příjem  $^{137}\text{Cs}$  rostlinami byl zaznamenán v kombinaci fosforu a draslíku, kdy se draslík projevil jako konkurent cesia. Naopak kombinace fosforu a dusíku způsobila vysoký příjem cesia travinnými druhy.

Mezi vhodnou rostlinu k akumulaci  $^{137}\text{Cs}$  se řadí například proso (*Alamo Switchgrass*), které je odolné i vůči extrémním půdním podmínkám. Nejvíce cesia přijímá v prvních třech týdnech růstu, proto je doporučováno při jeho pěstování krátká doba mezi sklizněmi. Z výsledků výzkumu vyplynulo, že tato rostlina byla schopna akumulovat 36 % cesia za pět měsíců z nádob, které obsahovaly písek a růstové médium. Hnojení probíhalo každý týden se 1,5 mg N, 0,5 mg P a 0,6 mg K ve 100 ml H<sub>2</sub>O (Entry a Wartrud, 1998). Ze tří druhů rostlin (slunečnice roční (*Helianthus annuus* L.), rákos obecný (*Phragmites australis* L.), topol Simonův (*Populus simonii*)), které byly všechny stejně testovány na absorpci radionuklidu  $^{137}\text{Cs}$ , se nejvíce osvědčil topol Simonův, který byl pro účely výzkumu pěstovaný v *in vitro* podmínkách. Topoly jsou často využívány pro metodu fytoextrakce



na kontaminovaných půdách. Dále jsou charakteristické vysokou absorpcí vody, která způsobuje snadnou translokaci radionuklidu. Cesium se nacházelo především v žilách listů a v mladých listech stromu (Soudek a kol., 2004). Naopak při experimentu akumulace cesia u rostliny vousatky draslavé (*Vetiveria zizanoides*) byla zaznamenána jeho největší koncentrace v kořenech. Tento druh rostlin se také na základě výzkumu osvědčil jako vhodný k příjmu  $^{137}\text{Cs}$  (Singh a kol., 2008).

Z vodních rostlin byl pro akumulaci  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{60}\text{Co}$  testován vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*) (Saleh, 2012). Tato rostlina je nazývána jako vodní salát či vodní zelí. Vodní hyacint vytváří typickou kompaktní strukturu, která připomíná na vodě plovoucí koberec (Bhatta a kol., 2013). To má nežádoucí účinky na vodní ekosystémy, lodní dopravu, rybaření a zabraňuje pronikání slunečního svitu do vodního sloupce. Na druhou stranu je tato rostlina jedinečná pro svoji schopnost růstu v silně znečištěných vodách a akumulaci kovových iontů. Na základě výzkumu bylo zjištěno, že vodní hyacint je vhodným kandidátem i k fytořemediaci  $^{137}\text{Cs}$  i  $^{60}\text{Co}$  z roztoků. Nejvyšší hodnota akumulace  $^{137}\text{Cs}$  byla v průběhu experimentu pozorována v případě expozice slunečnímu světlu a v přítomnosti  $^{60}\text{Co}$  (Saleh, 2012). Vodní hyacint se skvěle osvědčil i jako alternativa pro bioremediaci arsenu z vody v tropických lesích ve Venezuele (Alvarado, 2008).

Entry a kol. (1999) zkoumali i vliv mykorrhizy na příjem  $^{137}\text{Cs}$  pomocí bahijské trávy (*Paspalum notatum*), čiroku halepského (*Sorghum halpense*) a prosa prutnatého (*Panicum virginatum*) ve třech odlišných typech půd. Tyto tři druhy travin jsou typické vytrvalé druhy Severní Ameriky, které produkují mimořádné množství biomasy za krátké časové období. Rostliny byly naočkovány buď mykorrhizní houbou *G. mosseae* nebo *G. intraradices* nebo byly bez očkování pro porovnání výsledků. Celý experiment byl opakován třikrát. U travin naočkovaných mykorrhizní houbou byla zjištěna ve všech třech sklizních daleko větší koncentrace cesia v rostlinných tkáních než u kontrolních rostlin bez očkování. Westhoff (1999) se domnívá, že mykorrhizní rostliny by se mohly v budoucnu stát účinným prostředkem pro odstranění radionuklidů ze znečištěného životního prostředí po jaderných haváriích.

Shrnutí informací o příjmu Cs rostlinami se nachází v Tabulce 2.

Tabulka 2 – Souhrnné informace studií příjmu Cs rostlinami

Rostlina	Autor článku	Podmínky experimentu	Snížený/Zvýšený příjem Cs
Ředkvička setá ( <i>Raphanus sativus</i> cv. Saxa), okurka setá ( <i>Cucumis sativus</i> cv. Alfa beta), sója luštinatá ( <i>Glycine max</i> cv. Williams), slunečnice roční ( <i>Helianthus annuus</i> hybrid Golden word).	Massas a kol. (2010)	Ca/Ca(OH) <sub>2</sub> (0, 0.4, 0.8, 2.0 g/kg)	Snížený příjem <sup>134</sup> Cs
Jílek mnohokvětý ( <i>Lolium multiflorum</i> )	Paasikallio a Sormunen-Cristian (2002)	N/NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> (100, 200, 400 mg N/l)	Vyšší příjem <sup>134</sup> Cs
Bojínek luční ( <i>Phleum pratense</i> ), štírovník růžkatý ( <i>Lotus corniculatus</i> ) mix rostlin 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> ) a štírovník růžkatý ( <i>Lotus corniculatus</i> )	Belli a kol. (1995)	P (100 kg/ha)	Neúčinný příjem <sup>137</sup> Cs
Travní porost patřící do řádu Arrhenatheretalia	Belli a kol. (1990)	N (0,150,300 kg/ha), P/P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (0,75,150 kg/ha), K/K <sub>2</sub> O (0,75,150 kg/ha)	Snížený příjem <sup>137</sup> Cs při kombinaci P aK (106 Bq/kg), Vyšší příjem <sup>137</sup> Cs při kombinaci P aN (225 Bq/kg),
Proso ( <i>Alamo Switchgrass</i> )	Entry a Wartrud (1998)	1,5 mg N, 0,5 mg P a 0,6 mg K ve 100 ml H <sub>2</sub> O každý týden	Vysoký příjem <sup>137</sup> Cs (36 % po pěti sklizních)
Topol Simonův ( <i>Populus simonii</i> )	Soudek a kol. (2004)	-	Vysoký příjem <sup>137</sup> Cs (31 % za 16 dnů)
Vousatka draslavá ( <i>Vetiveria zizanoides</i> )	Singh a kol. (2008)	-	Vysoký příjem <sup>137</sup> Cs (61 % za 7 dnů)
Vodní hyacint ( <i>Eichhornia crassipes</i> )	Saleh (2012)	-	Vysoký příjem <sup>137</sup> Cs při expozici světla a v přítomnosti <sup>60</sup> Co (téměř 80 %)
Bahijská tráva ( <i>Paspalum notatum</i> ), širok halepský ( <i>Sorghum halpense</i> ), proso prutnaté ( <i>Panicum virginatum</i> )	Entry a kol. (1999)	Naočkování mykorrhizní houbou <i>G. mosseae</i> nebo <i>G.intraradices</i>	Vysoký příjem <sup>137</sup> Cs při naočkování mykorrhizní houbou

### 3.3.2.1 Vliv draslíku

Cesium má řadu chemických podobností s draslíkem a absolvuje stejné metabolické cesty v rostlinách a ve zvířatech jako draslík (Auerbach, 2006). Je všeobecně známé, že cesium vstupuje do rostliny převážně prostřednictvím draslíkových transportních systémů. Transport cesia do rostlin probíhá pomocí draslíkových přenašečů a kanálů. Draslík je jedním z faktorů, který výrazně ovlivňuje příjem cesia rostlinou (Zhu a Smolders, 2000).

Akumulace cesia s použitím draslíku byla prováděna na výzkumu slunečnic ročních (*Helianthus annuus* L.) za hydroponických podmínek. Nejvyšší akumulace  $^{137}\text{Cs}$  byla pozorována v přítomnosti 10 mM draselných a 12 mM (8: 4) amonných iontů (Soudek a kol., 2006). Naopak aplikace pouze draslíku způsobuje snížení příjmu radioaktivního  $^{137}\text{Cs}$  u rostlin. Toto tvrzení dokládají průkazné výsledky výzkumu provedeného v letech 1990 a 1991 u luskovin, trav a směsi rostlin. Nízké hodnoty cesia se vyskytovaly i u rostlin, které byly ošetřeny kombinací prvků fosforu a draslíku. Nejvíce se vliv této kombinace projevil u luskovin a směsi rostlin (Belli a kol., 1995). Použití draselných iontů způsobilo nižší příjem cesia i při výzkumu rostliny vousatky draslavé (*Vetiveria zizanoides*). Účinky draslíku byly testovány ve třech koncentracích (10, 20, 40 mM) s destilovanou vodou a s přídavkem cesia. Příjem cesia rostlinou se snížil při aplikaci všech dávek draslíku (Singh a kol., 2008). Dále bylo zjištěno na základě výzkumu v Bělorusku, že optimální dávka vyměnitelného draslíku pro pšenici je 90 kg/ha  $\text{K}_2\text{O}$ . Nárůst draselného hnojiva z 90 na 120 kg/ha vedl v obilí k poklesu  $^{137}\text{Cs}$  o 30 %. Aplikace vyvážených NP-hnojiv s vyšší mírou K zajistilo snížení příjmu radioaktivního cesia pšenicí až na 58% (Bogdevitch a Pirogovskaya, 2000).

Hnojení draslíkem v kombinaci se sníženou dávkou dusíku (pokud není limitujícím faktorem pro růst vegetace) se zdá jako nejvhodnější protiopatření ke snížení obsahu radioaktivního cesia v rostlinách (Belli a kol., 1995). K účinnému potlačení příjmu cesia rostlinami v půdním roztoku je pravděpodobně nejdůležitější zachovávat hladinu draslíku v blízkosti kořenů, které aktivně absorbují cesium (Kondo a kol., 2015).

Shrnutí informací o příjmu Cs s vlivem draslíku se nachází v Tabulce 3.

Tabulka 3 - Souhrnné informace studií příjmu Cs rostlinami s vlivem draslíku

Rostlina	Autor článku	Snížení/Navýšení příjmu Cs
Slunečnice roční ( <i>Helianthus annuus</i> L.)	Soudek a kol. (2006)	Kombinace draslíku s amonnými ionty způsobila zvýšenou akumulaci <sup>137</sup> Cs
Luskoviny (štírovník růžkatý ( <i>Lotus corniculatus</i> )), trávy (bojinek luční ( <i>Phleum pratense</i> )) a směs rostlin (srha laločnatá ( <i>Dactylis glomerata</i> ), jílek vytrvalý ( <i>Lolium perenne</i> ), bojinek luční ( <i>Phleum pratense</i> ), lipnice obecná ( <i>Poa trivialis</i> ), jetel plazivý ( <i>Trifolium repens</i> ) a štírovník růžkatý ( <i>Lotus corniculatus</i> ))	Belli a kol. (1995)	Snížení příjmu <sup>137</sup> Cs při hnojení kombinace P a K
Vousatka draslavá ( <i>Vetiveria zizanoides</i> )	Singh a kol. (2008)	Snížený příjem <sup>137</sup> Cs
Pšenice ( <i>Triticum</i> )	Bogdevitch a Pirogovskaya (2000)	Snížení příjmu <sup>137</sup> Cs o 30 % při nárůstu draselného hnojiva z 90 na 120 kg/ha

## 4. Metodika

### 4.1 Cíle experimentu

Cílem experimentu bylo posouzení vlivu draslíku na akumulaci cesia u vzorků rostlin d'áblíku bahenního (*Calla palustris*) pěstovaných ve vodném roztoku. Výzkum byl proveden v měsících červen – srpen roku 2015 v prostorách skleníku České zemědělské univerzity v Praze – Fakulty životního prostředí.

### 4.2 Rostlinný materiál

Pro experiment byla vybrána rostlina d'áblík bahenní (*Calla palustris*) z kultury (sbírkové fondy BÚ AV ČR v Třeboni). Rostliny z kultury a jejich napěstování pro experiment bylo nutné použít z důvodu ohrožení přirozených populací a legislativní ochrany těchto druhů (zákon 114/92 Sb., Červený seznam ohrožených druhů).

Ďáblík bahenní (*Calla palustris*) patří do čeledi rostlin Áronovité (*Araceae*). Ďáblík roste v Evropě a na Sibiři, východní Asii a v Japonsku a v Severní Americe. Je to bahenní bylina vysoká 15 – 30 cm. Oddenek je dutý, válcovitý a s články (Vaněk a Stodola, 1987). Listy jsou tmavě zelené, hladké, dlouze řapíkaté, okrouhle srdčité. Ďáblík kvete od června do srpna, květenství je válcovitá palice v bílém a na rubu nazelenalém toulci. K podzimu se vytváří výrazně červený plod v podobě semenné tobolky (Hříbal, 1985). Rostlina preferuje lesní tůně, slepá bahnitá mělká ramena, bažiny a rašeliny. Pěstování je nenáročné díky snadnému rozrůstání oddenku v bahně. Ďáblík snadno přezimuje i v nádržích (Vaněk a Stodola, 1987).

Experiment byl proveden na 87 vzorcích rostlin d'áblíku bahenního (Obrázek 8). Rostliny byly pro experiment přivezeny v plastových přepravkách z umělé nádrže z prostorů rybářství Duchcov, kde byly napěstovány v potřebném množství. Následující den byla pečlivě každá rostlina očištěna tekoucí vodou od zbytků nánosů bahna a jiných nečistot. Vzorky d'áblíku se po očištění pro experiment vložily

do skleněných válců s 1,5 litrem vody. Skleník zajišťoval stálou pokojovou teplotu a proudění vzduchu po celou dobu experimentu.



Obrázek 8 – Ďáblík bahenní (*Calla Palustris*)

### 4.3 Skleníkový experiment

Každá rostlina byla nejprve vložena do skleněného válce s 1,5 litrem čisté vody. Zde byla ponechána 7 dní, aby si zvykla na změnu prostředí a vody. Každý válec byl popsán číslem od 1 do 77 a deset válců kontrol bylo označeno symboly C<sub>1</sub> – C<sub>10</sub> viz Obrázek 9.



Obrázek 9 – Ďáblík bahenní v popsáných skleněných válcích

Po uplynutí 7 dnů před aplikací roztoku cesia a draselného hnojiva byla vyměněna voda ve skleněných válcích. U každé rostliny se zjistila její váha, popsal se vzhled (počet listů) a ohodnotil se kořenový systém stupnicí známek od 1 do 5, kdy číslo 1 znamenalo nejlepší a číslo pět nejhorší stav. Stejným způsobem se ohodnotil i stav rostliny z hlediska výskytu řas.

Poté bylo nutné v laboratoři navážít odpovídající množství  $K_2SO_4$  a  $CsCl$  pro jednotlivé vzorky rostlin. Vážení probíhalo na vahách s přesností na tisícinu gramu v laboratoři České zemědělské univerzity – Fakulty životního prostředí viz Obrázek 10.



Obrázek 10 – Váha pro navážení jednotlivých látek

U síranu draselného ( $K_2SO_4$ ) byly testovány koncentrace 0,5 mM, 1 mM, 2 mM, 5 mM, 10 mM. Tyto koncentrace byly za použití vzorečků molárních roztoků přepočítány na gramy. Navážky síranu draselného pro rozdílné koncentrace K uvádí Tabulka 4.

Tabulka 4 – Navážka K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> pro experiment na d'áblíku bahenním

Koncentrace (mM)	Navážka (g)	Počet rostlin
0,5	0,131	14
1	0,262	13
2	0,522	13
5	1,305	13
10	2,61	14

Chlorid cesný (CsCl) byl přidáván v koncentraci 0,5 mM, která na základě výpočtu odpovídá 0,1684 g na 2 litry roztoku. Deset kontrol vzorků obsahovalo pouze cesium bez navážky síranu draselného.

Zbylých deset vzorků byly kontroly, které neobsahovaly cesium ani draslík.

Po připravení navážek v laboratoři do Petriho misek se jednotlivé navážky síranu draselného přidaly do válců s rostlinami a k tomu se následně dodalo i 25 ml cesia z připraveného roztoku. Některé válce s rostlinami obsahovaly pro kontrolu pouze draslík. Jednotlivé počty rostlin s různými koncentracemi látek uvádí souhrnná Tabulka 5.

Tabulka 5 – Souhrnná tabulka jednotlivých navážek a počtu rostlin

Ošetření	Počet rostlin	Počet rostlin - pouze s draslíkem
Kontrola bez cesia a draslíku	10	-
Kontrola pouze cesium	10	-
0,5mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> + 25 ml CsCl	10	4
1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> +25 ml CsCl	10	3
2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> +25 ml CsCl	10	3
5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> +25 ml CsCl	10	3
10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> +25 ml CsCl	10	4



Po přidání látek do jednotlivých válců s rostlinami byly válce náhodně rozmístěny do dvou prázdných akvárií, kde byly vystaveny 8 denní expozici (Obrázek 11). Pro zajištění stejných životních podmínek všem rostlinám (množství světla atd.) bylo náhodně jednotlivým vzorkům každé dva dny prohozeno místo v akváriích.



Obrázek 11 – Rostliny během expozice náhodně rozmístěny v akváriu 1

## 4.4 Sušení a drcení vzorků

Na konci osmidenní expozice se změřilo u každé rostliny ve válci pH v oblasti kořenů a listů, konduktivita a rozpuštěný kyslík (Obrázek 12).



Obrázek 12 – měření pH, konduktivity a rozpuštěného kyslíku

Zároveň byl popsán vzhled každé rostliny (počet listů atd.) a ohodnotil se kořenový systém a stav rostliny z hlediska výskytu řas stupnicí známek od 1 do 5, kdy číslo 1 znamenalo nejlepší a číslo pět nejhorší stav. V dalším kroku se rostliny vyjmuly z válců a nechaly se několik minut okapat, aby bylo možno je poté zvážit (Obrázek 13).



Obrázek 13 – Vážení rostlin před sušením

Po vážení byly jednotlivé rostliny rozděleny na dvě části. Jedna část obsahovala kořeny s oddenky a druhá listy s řapíky. Jednotlivé části rostlin se samostatně zvážily a vložily do popsaných papírových sáčků. Celkem všech 174 vzorků v sáčcích se odneslo sušit do sušárny, která se nachází v prostorách Fakulty životního prostředí České zemědělské univerzity. Vzorky se nechaly sušit při teplotě 40°C po dobu jednoho týdne, aby byly perfektně suché.

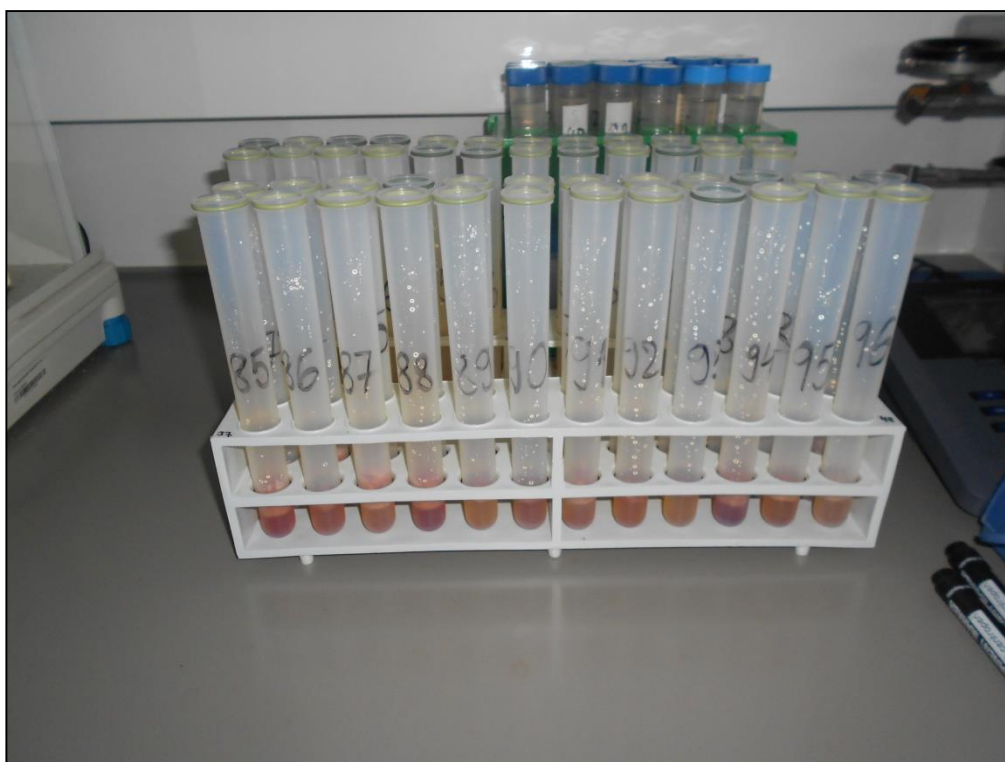
Po usušení rostlin se jednotlivé vzorky zvážily a poté ručně drtily ve hmoždířích na jemný prášek. Drcení začalo se vzorky bez draslíku a cesia. Pokračovalo se vzorky jen s draslíkem a následně se drtily vzorky od nejvyšší koncentrace draslíku s cesiem po nejnižší. Na závěr se drtily vzorky jen s cesiem. Tento postup zajistil oddělení vzorků s vyšším obsahem cesia od vzorků s nižším obsahem cesia. Prášek se nasypal do popsaných zipových sáčků PE (Obrázek 14).



Obrázek 14 – Drcení sušených vzorků rostlin ve hmoždířích

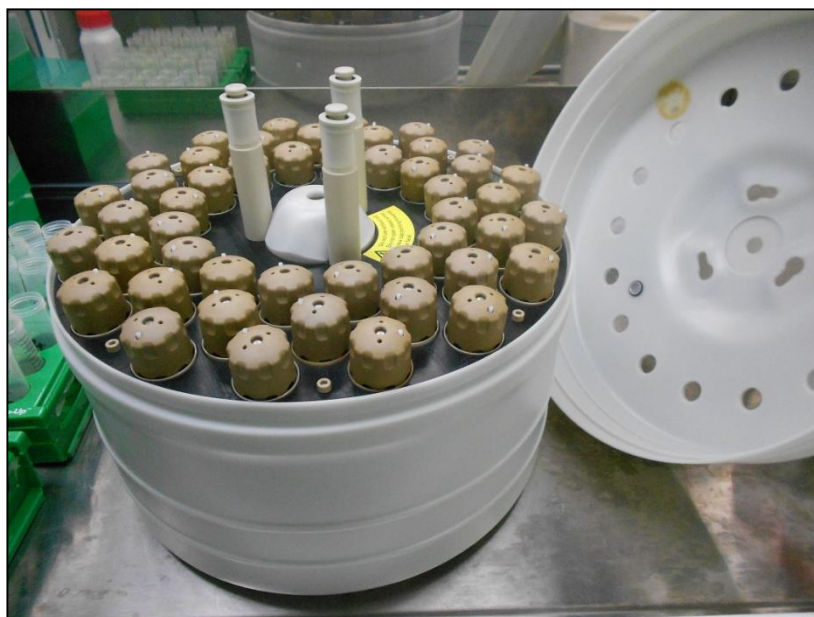
## 4.5 Mikrovlnný rozklad

Po rozdrcení vzorků rostlin následoval proces mineralizace v laboratoři Ústavu experimentální botaniky Akademie věd České republiky v Praze 6 – Lysolajích. Z každého nadrceného vzorku se navážilo množství 0,24 – 0,26 g. Pokud některé vzorky nedosahovaly této váhy, použilo se celé jejich množství. Prášek se sypal do speciálních teflonových zkumavek, které byly popsány čísly 1 – 174. Do teflonových zkumavek se následně odpipetovalo 5 ml směsi kyselin  $\text{HNO}_3$  a  $\text{HClO}_4$  v poměru 7:1. Při pipetování kyseliny bylo nutné kapat kyselinu po stěnách zkumavky, aby se namletý prášek rostlin dostal ke dnu zkumavky. Vzorky se pro účinnější rozložení rostlinného prášku nechaly přes noc v digestoři. Další den se přidaly 3 ml směsi kyselin. Filtračním papírem se důkladně vyčistily stěny teflonových zkumavek, aby se při mikrovlnném rozkladu prášek nepřichytil na stěnu zkumavek (Obrázek 15).



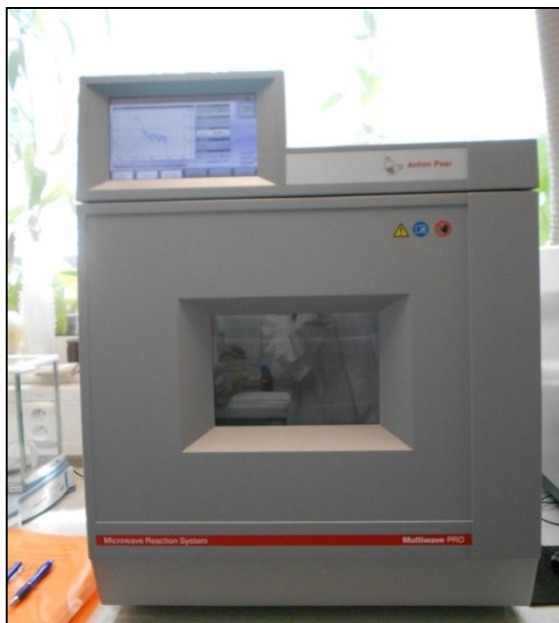
Obrázek 15 – Rostlinné vzorky v teflonových zkumavkách po přidání směsi kyselin

Pro urychlení mineralizace bylo vždy 48 vzorků v teflonových zkumavkách vloženo do speciálních reakčních nádob. Nádoby se zavíraly ručně víčkem na dvě otáčky, které těsně uzavřely nádobku (Obrázek 16).



Obrázek 16 – Teflonové zkumavky vložené do reakčních nádob

Reakční nádoby se poté zasunuly do otvorů v rotoru, který se na 55 minut vložil do mikrovlnného reakčního systému (Multiwave PRO) (Obrázek 17). Tento systém spočívá v perfektním rozkladu při vysokých teplotách.



Obrázek 17 – Mikrovlnný reakční systém

Základní tři fáze průběhu mikrovlnného reakčního systému jsou uvedeny v Tabulce 6.

Tabulka 6 – Tři fáze mikrovlnného reakčního systému

Čas (minuty)	Výkon
15	1500 W
25	1500 W
15	chlazení

Po skončení 55 minutového cyklu mikrovlnného rozkladu se reakční nádoby vyjmuly ven a nechaly se ještě dalších 15 minut vychladnout. Po vychladnutí se zmineralizované vzorky z teflonových zkumavek přelily do centrifugačních

zkumavek. Centrifugační zkumavky byly pomocí stříčky s destilovanou vodou naplněny na objem 45 ml.

## 4.6 Laboratorní analýza

Samotné měření koncentrace cesia bylo provedeno na Fakultě životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze hmotnostním spektrometrem ICP-MS 7700x (Agilent Technologies Inc., USA). Jedná se o hmotnostní spektrometrii s indukčně vázaným plazmatem. Pracovalo se s roztokem vzorků o objemu 45 ml.

## 4.7 Stanovení K ve vzorcích

Měření obsahu draslíku ve vzorcích bylo provedeno v laboratoři České zemědělské univerzity v Kostelci nad Černými lesy atomovým absorpčním spektrometrem (AAS-55 atomic absorption spectrometer, Agilent Technologies Inc., USA). Pro přípravu kalibračního roztoku byl použit vodný kalibrační roztok v koncentraci 1 g K/l, který byl naředěn na 5,20,50 mg/l. Referenčním vzorkem byl vodný kalibrační roztok Astatol – mix v původní koncentraci 100 mg/l. K analýze byl použit v koncentraci 1 mg/l.

## 4.8 Zpracování dat

Výsledná data koncentrací neradioaktivního isotopu  $^{133}\text{Cs}$  ve vzorcích z laboratorní analýzy byla nejprve přepočítána z jednotek  $\mu\text{g/l}$  na  $\mu\text{g/g}$ . Přepočet byl proveden na základě tohoto vzorce:

$$C[\text{ppm } (\mu\text{g/g})] = \frac{C[\mu\text{g/l}] \cdot V}{m},$$

kde V vyjadřuje objem zkumavky (l) a m vyjadřuje analyzovanou hmotnost (g).

Výsledný přepočet umožnil vypočítat obsah Cs pro každou část rostlin. Výpočet byl proveden na základě tohoto vzorce:

$$C_{S_{rostlina}}[g] = \frac{c [\mu\text{g/g}] \cdot DW}{10^6} ,$$

kde DW (dry weight) znamená váhu jednotlivých částí sušených rostlin (g). Hmotnosti Cs v každé části rostlin se poté sečetly za účelem získání obsahu Cs v celé rostlině.

Obsah Cs v roztoku se vypočítal dle vzorce:

$$C_{S_{roztok}}[g] = c \cdot M_{Cs} \cdot V ,$$

kde c vyjadřuje molární koncentraci CsCl (mol/l),  $M_{Cs}$  molární hmotnost Cs (g/mol) a V je objem CsCl (l), který se přidával do každého odměrného válce s rostlinou.

Procentuální vyjádření odstranění Cs z roztoku se vypočítalo dle vzorce:

$$Eliminace [\%] = \frac{C_{S_{rostlina}}}{C_{S_{roztok}}} \cdot 100$$

U každé rostliny byl vypočítán i její „kondiční stav“ před začátkem experimentu a po jeho skončení. Tato hodnota umožňuje srovnání stavu rostlin po 8 denní expozici cesiu. Skóre bylo vypočteno následovně pro kondiční stav před začátkem experimentu:

$$\text{Zdraví rostlin} = \text{FW} + L ,$$

kde FW (fresh weight) je čerstvá hmotnost rostliny před expozicí (g), L (leaves) je počet listů.

Skóre pro kondiční stav po skončení experimentu bylo vypočítáno:

$$\text{Zdraví rostlin} = \text{FW} + \text{L} - \text{DL},$$

kde FW (fresh weight) je čerstvá hmotnost rostliny po expozici (g), L (leaves) je počet listů, DL (dead leaves) počet uhynulých listů po expozici (listy, které byly suché nebo měly žluté skvrny).

## 4.9 Statistické vyhodnocení

Do statistických analýz nebylo celkem zahrnuto 11 rostlin z celkových 87. Rostliny v průběhu experimentu začaly postupně odumírat, až zcela uhynuly. Jedná se o 1 rostlinu z kategorie, kam bylo přidáno 0,5 mM CsCl a 10 mM K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, dále 1 rostlinu ze skupiny 0,5 mM CsCl a 5 mM K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 1 rostlinu z 0,5 mM CsCl a 2 mM K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 3 rostliny ze skupiny 0,5 mM CsCl a 1 mM K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 4 rostliny ze skupiny 0,5 mM CsCl a 0,5 mM K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> a jedna rostlina ze skupiny, kam bylo přidáno pouze 0,5 mM CsCl.

Naměřená data byla statisticky vyhodnocena pomocí statistického softwaru R. Nejprve bylo cílem zjistit, zdali různé skupiny koncentrací draslíku ovlivňují akumulaci Cs u rostlin d'áblíku bahenního. Závislou proměnou byl obsah cesia v jednotlivých rostlinách a faktory byly kategorie (skupina) stejné koncentrace přidaného draslíku a zdravotní stav rostliny po expozici. Nejdříve byla testována normalita dat pomocí Shapiro-Wilkova testu normality dat. Podle Shapiro-Wilkova testu normality dat a histogramu data nevykazovala normální rozdělení, proto byla následovně provedena logaritmická transformace. Po logaritmické transformaci data vykazovala rozdělení blízké normálnímu. Homogenita variancí byla ověřována Bartlettovým testem. Výsledek neukázal významné rozdíly v rozptylu mezi jednotlivými testovanými skupinami. K samotnému testování byl použit lineární model. Pro zjištění, jaký je rozdíl v akumulaci cesia u rostlin mezi jednotlivými kategoriemi skupin draslíku, bylo využito mnohonásobné srovnání Tukeyho HSD testu.



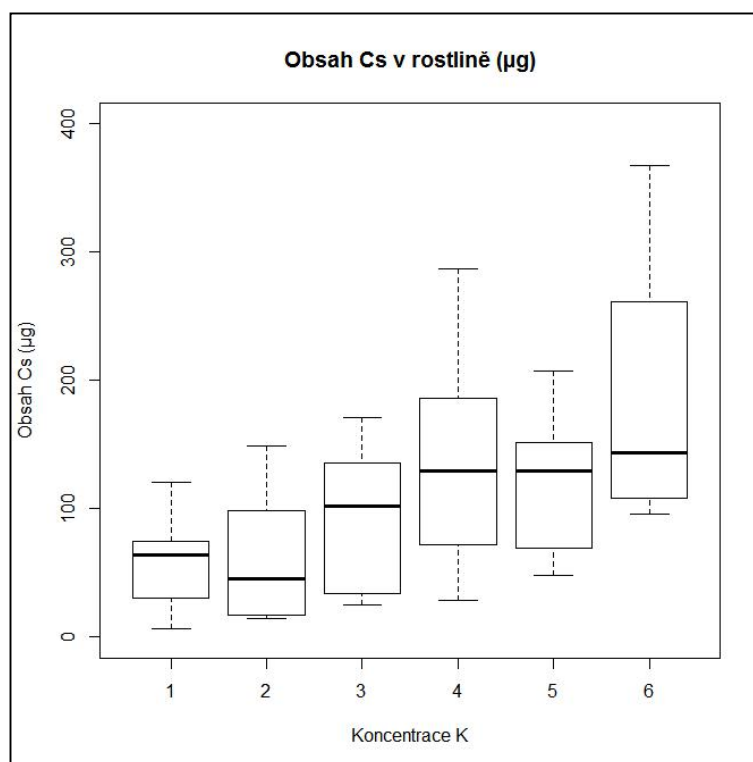
Dále bylo testováno, zdali jednotlivé části rostlin (kořen, stonek+listy) mají vliv na příjem cesia. K tomuto testování byl vybrán také lineární model. Před použitím lineárního modelu byla otestována normalita dat. Výsledná data nevykazovala podle Shapiro-Wilkova testu normální rozdělení. Z tohoto důvodu byla provedena logaritmická transformace. Po této operaci se již data statisticky významně nelišila od normálního rozdělení. Bartlettův test neukázal významné rozdíly v rozptylu.

Pro doplnění, zdali obsah cesia v rostlinách nebo různé kategorie draslíku ovlivňují změnu zdravotního stavu rostlin, byl využit zobecněný lineární model. Testována byla data zdravotního stavu rostlin před začátkem experimentu a po experimentu, obsah cesia a různé kategorie draslíku.

## 5. Výsledky

Celkem bylo statisticky testováno 76 rostlin d'áblíku bahenního (*Calla palustris*) pro jejich schopnost akumulovat neradioaktivní isotop  $^{133}\text{Cs}$  z vody v závislosti na vlivu přidaného draslíku. Cesium bylo přidáno do roztoku v koncentraci 0,5 mM ve formě CsCl. Draslík byl přidán v koncentracích 0,5 mM, 1 mM, 2 mM, 5 mM, 10 mM ve formě síranu draselného ( $\text{K}_2\text{SO}_4$ ).

Nejprve bylo testováno, zdali různé přidané koncentrace draslíku ovlivňují akumulaci Cs u d'áblíku bahenního. Po zlogaritmování dat Shapiro – Wilkův testem data vykazovala normální rozdělení ( $p \text{ value} > 0,05$ ). Zároveň Bartlettův test neukázal významný rozdíl v rozptylu dat ( $p \text{ value} > 0,05$ ). Lineární model potvrdil významný vliv kategorií přidaného draslíku na akumulaci Cs ( $F = 19,57$ ,  $df = 5; 37$ ,  $Pr(>F) = 1.707e-09 < 0,001$ ) (viz Obrázek 18).



Obrázek 18 - Výsledky vlivu kategorií draslíku na obsah Cs u rostlin

**Kategorie 1** - 10 mM  $\text{K}_2\text{SO}_4$  + 0,5 mM CsCl, **Kategorie 2** - 5 mM  $\text{K}_2\text{SO}_4$  + 0,5 mM CsCl,  
**Kategorie 3** – 2 mM  $\text{K}_2\text{SO}_4$  + 0,5 mM CsCl, **Kategorie 4** – 1 mM  $\text{K}_2\text{SO}_4$  + 0,5 mM CsCl,  
**Kategorie 5** – 0,5 mM  $\text{K}_2\text{SO}_4$  + 0,5 mM CsCl, **Kategorie 6** – pouze 0,5 mM CsCl)

Nejvyšší obsah  $^{133}\text{Cs}$  byl zaznamenáno u rostlin, kde nebyl přidán žádný draslík nebo byl přidán v nejmenších koncentracích. Naopak nejméně  $^{133}\text{Cs}$  bylo u kategorií, kde byly přidány nejvyšší koncentrace draslíku.

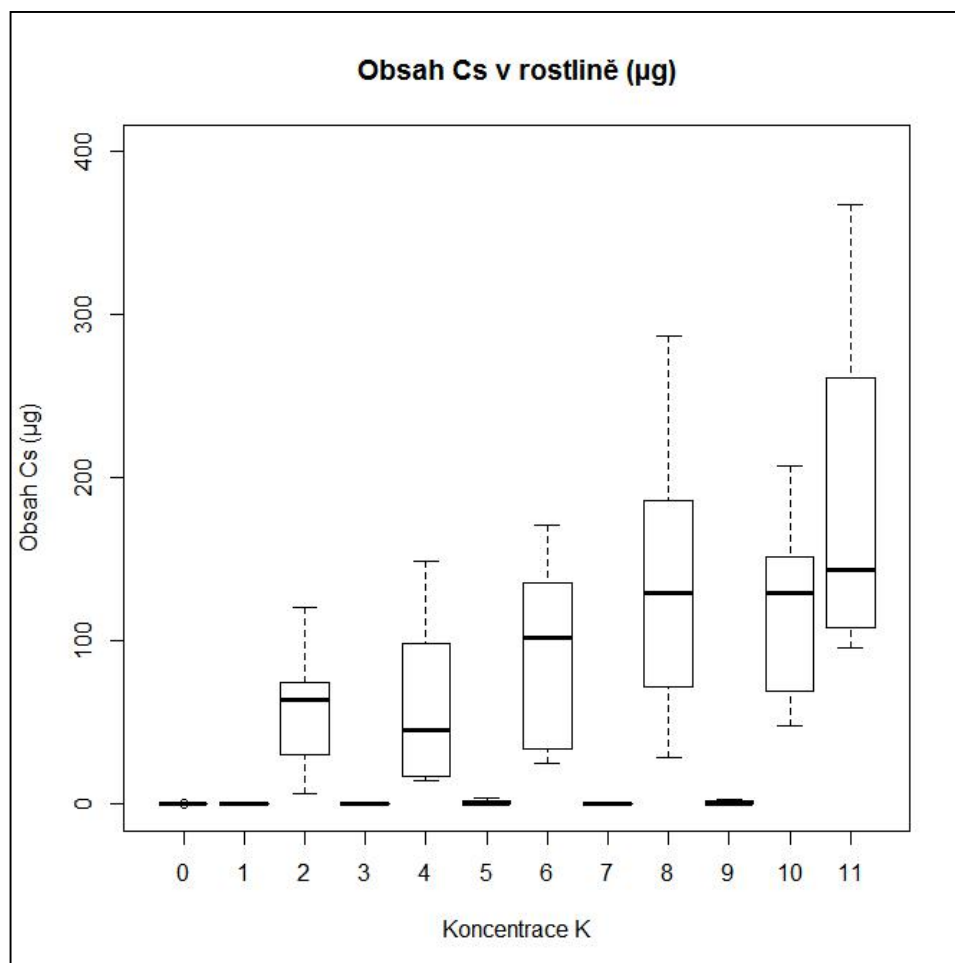
Tukeyho HSD test odhalil významné rozdíly mezi těmito skupinami přidávaného 0,5 mM CsCl a  $\text{K}_2\text{SO}_4$  (viz Tabulka 7):

Tabulka 7 – Rozdíly mezi jednotlivými koncentracemi  $\text{K}_2\text{SO}_4$  na akumulaci Cs

Koncentrace	Koncentrace	Hladina významnosti
Pouze 0,5 mM CsCl (Kategorie 6)	10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$ + 0,5 mM CsCl (Kategorie 1)	Pr ( $> t $ ) < 0,001
Pouze 0,5 mM CsCl (Kategorie 6)	5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$ + 0,5 mM CsCl (Kategorie 2)	Pr ( $> t $ ) = 0.00757 < 0,01
Pouze 0,5 mM CsCl (Kategorie 6)	2 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$ + 0,5 mM CsCl (Kategorie 3)	Pr ( $> t $ ) = 0.01735 < 0,05

Výsledek prvního lineárního modelu zároveň ukázal, že zdravotní stav rostlin (vypočítaný na základě „kondičního“ stavu rostlin po experimentu) ovlivňoval akumulaci cesia v rostlinách ( $F = 157,79$ ,  $df = 1;37$ ,  $Pr (>F) = 6.499e-15 < 0,001$ ). Kombinace faktorů koncentrace K:stav rostliny po experimentu neměla významný vliv na akumulaci cesia v rostlinách ( $F = 0,7022$ ,  $df = 5;37$ ,  $Pr (>F) = 0,6253 > 0,05$ ).

Významný vliv kategorií přidaného draslíku na akumulaci Cs u rostlin je znázorněn i na krabicovém grafu se všemi kontrolami (viz Obrázek 19).

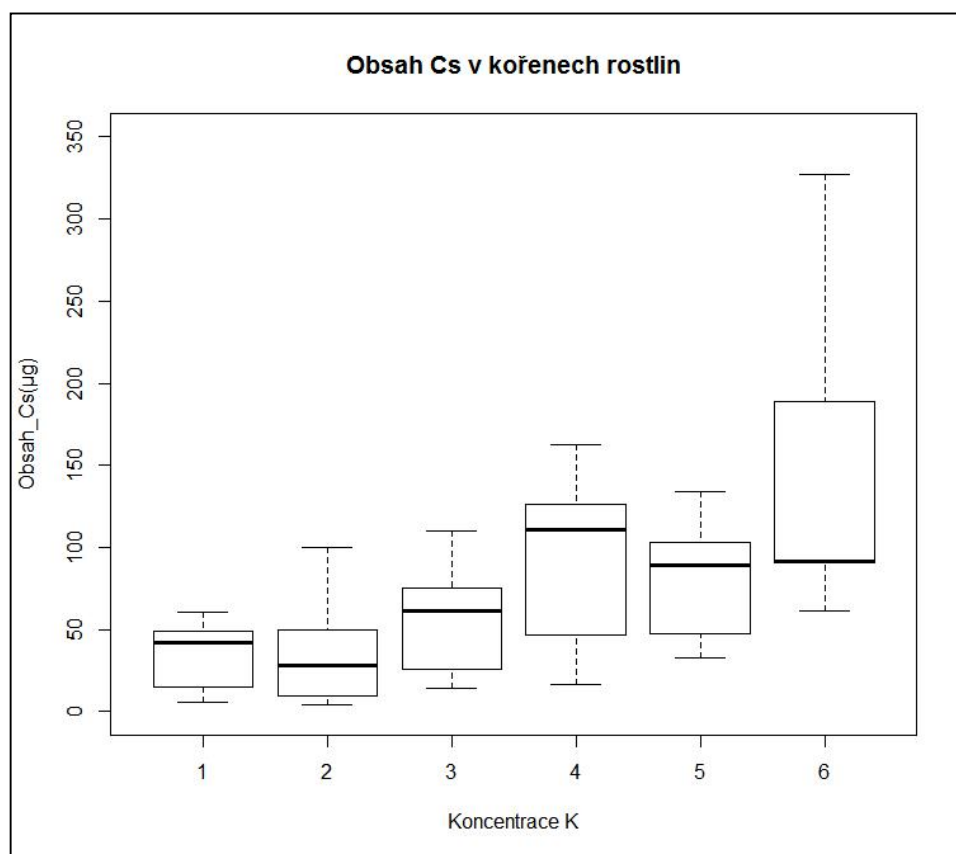


Obrázek 19 - Výsledky vlivu kategorií draslíku na obsah Cs u rostlin

(**Kategorie 0** – Bez 0,5 mM CsCl a  $K_2SO_4$ , **Kategorie 1**- 10 mM  $K_2SO_4$ , **Kategorie 2** - 10 mM  $K_2SO_4$  + 0,5 mM CsCl, **Kategorie 3** – 5 mM  $K_2SO_4$ , **Kategorie 4** – 5 mM  $K_2SO_4$  + 0,5 mM CsCl, **Kategorie 5** – 2mM  $K_2SO_4$ , **Kategorie 6** – 2 mM  $K_2SO_4$  + 0,5 mM CsCl, **Kategorie 7** - 1 mM  $K_2SO_4$ , **Kategorie 8** – 1 mM  $K_2SO_4$  + 0,5 mM CsCl, **Kategorie 9** – 0,5 mM  $K_2SO_4$ , **Kategorie 10** – 0,5 mM  $K_2SO_4$  + 0,5 mM CsCl, **Kategorie 11** – pouze 0,5 mM CsCl)

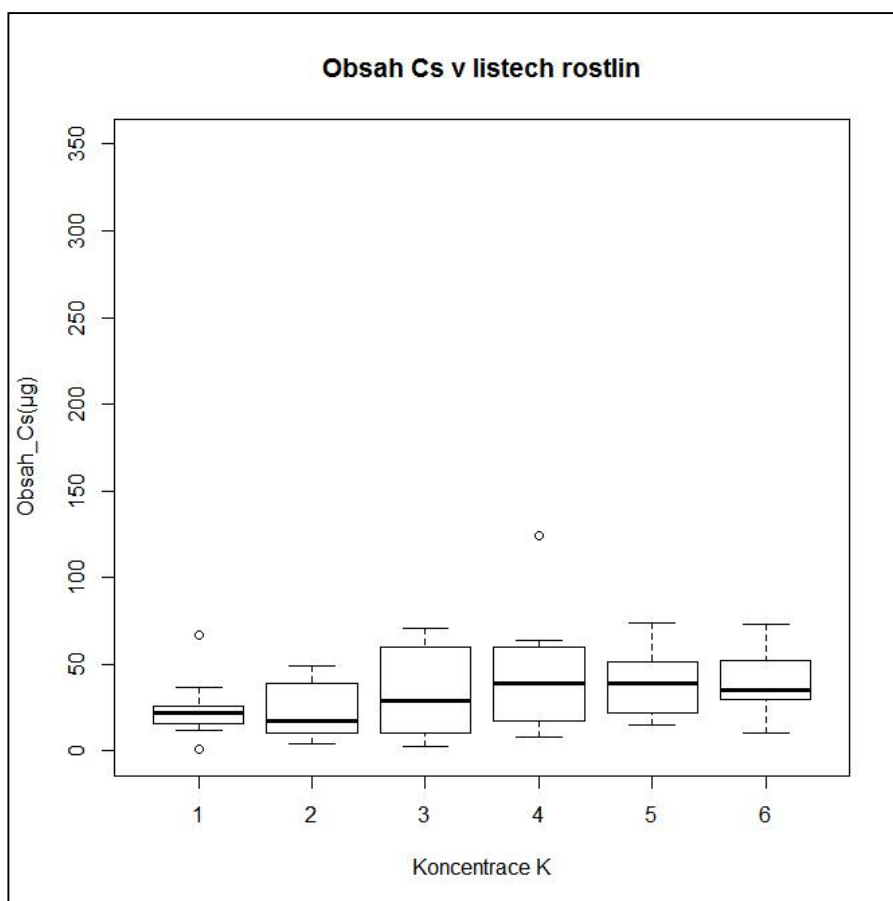
Dále bylo testováno, zdali jednotlivé části rostlin (kořen, stonk + listy) a koncentrace draslíku mají vliv na akumulaci cesia. Data vykazovala normální rozdělení dle Shapiro – Wilkova testu až po zlogaritmování ( $p \text{ value} > 0,05$ ). Bartlettův test neukázal rozdíly v rozptylu dat ( $p \text{ value} > 0,05$ ). Druhý lineární model potvrdil statisticky významný vliv části rostlin ( $F = 14,58$ ,  $df = 1;86$ ,  $Pr(>F) = 0.0002530 < 0,001$ ) a koncentrace draslíku na akumulaci cesia v rostlinách ( $F = 5,4075$ ,  $df = 5;86$ ,  $Pr(>F) = 0.0002261 < 0,001$ ). Kombinace faktorů koncentrace K:část rostliny neměla významný vliv na akumulaci cesia v rostlinách ( $F = 1,009$ ,  $df = 5;86$ ,  $Pr(>F) = 0.4174551 > 0,05$ ).

V kořenech rostlin d'áblíku bahenního (viz Obrázek 20) byl zjištěn několikanásobně vyšší obsah  $^{133}\text{Cs}$  než v nadzemních částech rostliny (viz Obrázek 21).



Obrázek 20 - Výsledky vlivu kategorií draslíku na obsah Cs u kořenů rostlin

(**Kategorie 1**- 10 mM  $\text{K}_2\text{SO}_4$  + 0,5 mM  $\text{CsCl}$ , **Kategorie 2** - 5 mM  $\text{K}_2\text{SO}_4$  + 0,5 mM  $\text{CsCl}$ , **Kategorie 3** – 2 mM  $\text{K}_2\text{SO}_4$  + 0,5 mM  $\text{CsCl}$ , **Kategorie 4** – 1 mM  $\text{K}_2\text{SO}_4$  + 0,5 mM  $\text{CsCl}$ , **Kategorie 5** – 0,5 mM  $\text{K}_2\text{SO}_4$  + 0,5 mM  $\text{CsCl}$ , **Kategorie 6** – pouze 0,5 mM  $\text{CsCl}$ )

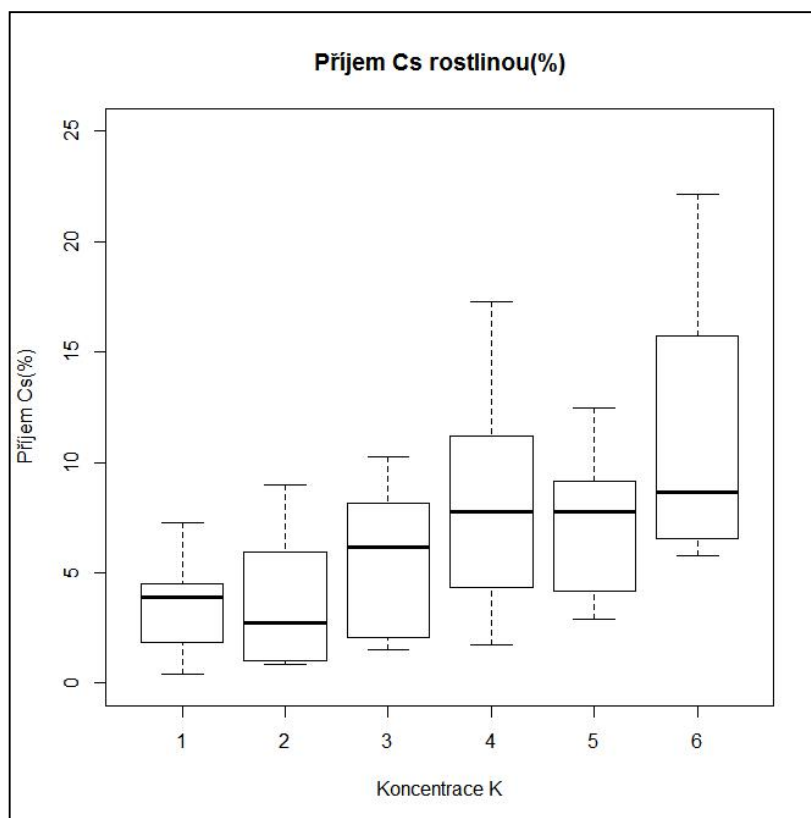


Obrázek 21 - Výsledky vlivu kategorií draslíku na obsah Cs u listů rostlin

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

Dalším testovaným parametrem bylo, zdali obsah cesia v rostlinách nebo různé kategorie draslíku ovlivňují změnu zdravotního („kondičního“) stavu rostlin. K tomuto testování byl využit zobecněný lineární model. Výsledkem byla informace, že pouze obsah Cs v rostlinách ( $df = 1;74$ ,  $Pr(>Chi) = 0.02986 < 0,05$ ) ovlivňoval změnu zdravotního stavu rostlin. Statisticky významný vliv přidaných koncentrací draslíku na změnu zdravotního stavu rostlin nebyl prokázán ( $df = 1;73$ ,  $Pr(>Chi) = 0.75423 > 0,05$ ). Kombinace faktorů obsah Cs: koncentrace K neměla významný vliv na změnu zdravotního stavu rostlin ( $df = 1;72$ ,  $Pr(>Chi) = 0.07321 > 0,05$ ).

Procentuální vyjádření odstranění cesia z roztoku (Transfer faktor) je znázorněno pomocí boxplotu na Obrázku 22. Z krabicového grafu je patrné, že rostliny s nízkými přidanými koncentracemi draslíku nebo bez přidaného draslíku byly schopny odstranit z roztoku větší množství cesia než rostliny z roztoku, kam draslík byl přidán ve vyšších koncentracích.



Obrázek 22 – Procentuální vyjádření odstranění Cs z roztoku

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

V Přílohách se nacházejí kompletní výsledky (Příloha č. 1 – 5), se kterými bylo počítáno ve výše uvedených statistických vyhodnoceních. Dále doplňující tabulka s veličinami, které byly naměřeny v den sklizení rostlin (Příloha č. 6). Součástí příloh je také tabulka s naměřeným obsahem draslíku ve vybraných vzorcích (Příloha č. 7). Naměřená data ve vybraných vzorcích nevykazovala žádný trend, proto se nepokračovalo dále v měření a výsledky nebyly zohledněny v diskuzi.

## 6. Diskuze

V rámci experimentu byl testován vliv draslíku na akumulaci cesia u d'áblíku bahenního. Součástí experimentu bylo i sledování samotného d'áblíku bahenního pro jeho fytoimediační schopnosti.

Většina výzkumů je prováděna s radioaktivním isotopem cesia  $^{137}\text{Cs}$ . V některých případech je z důvodu náročnosti práce s tímto radionuklidem využit stabilní isotope cesia  $^{133}\text{Cs}$ . Při výzkumu akumulace cesia u d'áblíku bahenního byl také použit tento stabilní isotope cesia  $^{133}\text{Cs}$ . Chemické chování radiocesie je téměř identické s chováním stabilního isotope. Analýza stabilního isotope cesia umožňuje porozumět dlouhodobému chování radiocesie a jeho rovnovážné distribuci (Yoshida a kol., 2004). Příjmem radioaktivního isotope cesia a stabilního isotope cesia se zabýval i Soudek a kol. (2004) ve svém experimentu u slunečnice roční (*Helianthus annuus* L.). Slunečnice nevykazovaly žádné prokazatelné rozdíly v příjmu mezi radioaktivními isotopy  $^{137}\text{Cs}$  a stabilními  $^{133}\text{Cs}$ . Stejný závěr dokládá i výzkum, který byl proveden o několik let později také u slunečnice roční (Soudek a kol., 2006).

Výsledky statistického vyhodnocení vzorků rostlin d'áblíku bahenního potvrdily významné rozdíly mezi rostlinami, které byly exponovány cesiu a rostlinami, které sloužily pouze pro kontrolu. Koncentrace cesia v kontrolních rostlinách se pohybovaly v rozmezí 0 - 0,3 mg/kg. Pais a Jones (1997) uvádí, že rostliny přirozeně obsahují 0,03 - 0,4 mg/kg cesia. Tím se vyvrátilo podezření, že kontrolní rostliny byly kontaminovány cesiem v průběhu experimentu od exponovaných rostlin. Dále Pais a Jones (1997) uvádí, že cesium není pro rostliny esenciálním prvkem.

Z výsledků je patrné, že akumulace cesia v rostlinách d'áblíku bahenního byla velmi výrazně ovlivněna různými přidanými skupinami koncentrací draslíku. S vyššími koncentracemi přidaného draslíku se snižoval příjem cesia. Tento výsledek se předpokládal, jak bylo popsáno v kapitole vlivu draslíku na příjem cesia. Chování cesia je možné interpretovat jako kompetiční s draslíkem. Cesium má řadu chemických podobností s draslíkem, a proto v rostlině soutěží s draslíkem o stejná vazebná místa (Isaure a kol., 2006). Transport cesia do rostlin je uskutečněn za pomoci draslíkových přenašečů a kanálů.  $\text{K}^+$  transportní systémy mohou daleko



efektivněji transportovat  $\text{Cs}^+$  do rostlin při nízkých koncentracích draslíku. Při nízkých koncentracích draslíku  $\text{Cs}^+$  pozvolna prostupuje  $\text{K}^+$  kanály. Při vyšších koncentracích draslíku ( $> 0.5\text{-}1\text{ mM}$ ) je transport  $\text{Cs}^+$  mnohem pomalejší. Vysoká afinita draslíkových přenašečů, které efektivně transportují cesium, byla identifikována pouze v kořenových buňkách a nikoliv v nadzemních částech rostlin. Pokud se v blízkosti kořenů rostlin vyskytuje draslík i cesium, tak kořeny rostlin hůře přijímají cesium než jeho chemický analog draslík (Zhu a Smolders, 2000). Snižovaný příjem cesia vlivem přidaného draslíku dokládá i studie, která byla provedena u rostlin huseníčku rolního (*Arabidopsis thaliana*), které byly pěstovány v živném médiu. Rostliny byly exponovány  $1\text{ mM Cs}^+$  za přítomnosti  $20\text{ mM K}^+$ . Kontrolními vzorky byly rostliny, kam bylo přidáno pouze  $1\text{ mM Cs}^+$  nebo pouze  $20\text{ mM K}^+$ . V jednotlivých pletivech rostlin bylo  $\text{Cs}^+$  kolokalizováno s  $\text{K}^+$ . Mnohem vyšší koncentrace  $\text{Cs}^+$  se nacházely v rostlinách, kam nebylo přidáno  $\text{K}^+$  (Isaure a kol., 2006). Stejně vlastnosti draslíku na akumulaci cesia se potvrdily i při výzkumu, kde byl testován příjem Cs rostlinami z půdy. Experiment probíhal v květnu 2011 u rýže hnědé na pěti polích v blízkosti jaderné elektrárny Fukušima, kde došlo v březnu 2011 k tragické havárii. Při zvýšení draslíku v půdě se koncentrace radiocesia v hnědé rýži snížila z  $370\text{ Bq/kg}$  až na  $138\text{ Bq/kg}$  (Saito a kol., 2012). Vlivem draslíku na příjem cesia z půdy se zabýval i výzkum trav v Argentině. Rostliny z rodu (*Cynodon sp.*) byly odebrány z pole a kultivovány v hydroponické kultuře ( $1\text{ mM KCl}$ ,  $0,1\text{ mM NaCl}$ ,  $1\text{ mM CaCl}_2$ ). Pro výzkum poté bylo přidáno  $\text{Cs}^+$  ( $\text{CsCl}$ ) v rozmezí  $1\text{ }\mu\text{M}$ -  $1\text{ mM}$ . Přidáním  $\text{K}^+$  tento druh výrazně snížil příjem  $\text{Cs}^+$ . Získané výsledky ukazují, že propustnost membrán kořenových buněk pro Cs je velmi vysoká, což naznačuje vysoký potenciál těchto rostlin k absorpci cesia z půdy (Juri Ayub a kol., 2008).

U dřábliku bahenního byl v kořenech zjištěn vyšší obsah cesia než v nadzemních částech rostliny. Autoři se v názorech na množství cesia v jednotlivých částech rostlin značně liší. Su a kol. (2007) uvádí, že akumulace je závislá na druhu rostliny. Důvodem tohoto pozorování může být i fakt, že velmi účinné transportní systémy Cs se nacházejí pouze v kořenech rostlin, nikoliv v nadzemních částech (Zhu a Smolders, 2000). Další možností přítomnosti velkého množství cesia v kořenech může být přidaný draslík. Tuto teorii dokládá tříletý experiment u vrby košíkářské (*Salix viminalis*). Nejvíce cesia se nacházelo v kořenech rostlin, poté v listech a nejméně bylo naměřeno u stonků rostlin. Draslík byl přidáván v různých

množstvích (0 kg K/ ha, 80 kg K/ ha, 240 kg K/ ha) ve směsi jako  $\text{KNO}_3$  a  $\text{K}_2\text{SO}_4$  v prvních dvou letech experimentu. V prvních dvou letech experimentu byla půda zároveň přihnojena 60 kg N/ ha. Dále se v půdě nacházelo  $^{137}\text{Cs}$  s aktivitou 16.68  $\text{MBq m}^{-2}$ . Bez přidaného draslíku mělo  $^{137}\text{Cs}$  tendenci se transportovat do stonků a listů rostlin. I přesto hodnota  $^{137}\text{Cs}$  v kořenech byla vysoká. V přítomnosti draslíku se cesium akumulovalo z převážné většiny do kořenů rostlin a přesun do listů a stonků rostlin byl pozastaven. Vzhledem k nízkému přenosu radioaktivního cesia na dřevo a rychlému růstu vrby košíkářské lze dospět k závěru, že by tento druh vrby mohl být vhodnou plodinou pro půdy, které jsou kontaminovány cesiem (Von Fircks a kol., 2002). Nicméně vyšší akumulace cesia u kořenů rostlin byly zaznamenány i při experimentech, kam draslík přidán nebyl. Soudek a kol. (2004) testovali rákos obecný (*Phragmites australis* L.) pro jeho schopnost akumulace  $^{137}\text{Cs}$ . Rostliny byly pěstovány v roztoku o koncentraci 0,5 mM CsCl s objemovou aktivitou  $^{137}\text{Cs}$  14  $\text{MBq/l}$  po dobu 32 dnů. Cesium bylo lokalizováno v celé rostlině, převážně ve špičkách listů, v mladých výhoncích a v kořenovém systému. Vyšší akumulaci cesia v kořenech zjistili i Yasutaka a kol. (2014) při výzkumu příjmu  $^{137}\text{Cs}$  z hydroponického prostředí u rostlin brukve řepák (*Brassica rapa* var. *Nipposinica*). Cesium bylo obsaženo více v kořenech u všech tří skupin testovaných rostlin, kam byly přidány různé koncentrace  $^{137}\text{Cs}$  (0.03, 0.13 a 1.03  $\text{Bq/l}$ ). Naopak Su a kol. (2007) při jejich výzkumu akumulace cesia z půdy u brukve sítinovité (*Brassica juncea*) naměřili, že listy akumulovaly více cesia než stonky rostlin. Nejméně naakumulovaly kořeny rostlin. Rostliny byly vystaveny různým koncentracím 50 ppm a 600 ppm roztoku  $\text{CsNO}_3$  po dobu 23 dnů. Nejvyšší akumulace cesia u listu byla 12551  $\text{mg/kg}$ . Pinder a kol. (2006) uvádí, že některé rostliny ve vodním prostředí mají schopnosti přijímat cesium především pomocí listů. Jedná se o druhy s plovoucími listy brasenie (*Brasenia schreberi*) a leknínu vonného (*Nymphaea odorata*). Dále se jedná o dva druhy ponořené ve vodě. Prvním druhem je stolístek klasnatý (*Myriophyllum spicatum*) a druhým bublinatka (*Utricularia inflata*).

Výsledky statistického vyhodnocení zároveň ukázaly, že změnu stavu rostlin v průběhu experimentu způsobil obsah cesia v rostlinách d'áblíku bahenního. Vlivem cesia na zdravotní stav rostlin se zabýval i Isaure a kol. (2006) při jejich výzkumu vlivu cesia a jeho interakcí s draslíkem na rostliny huseníčku rolního (*Arabidopsis*

*thaliana*). Při experimentu došli k závěru, že rostliny s přidáním cesiem a draslíkem měly silně redukováný kořenový systém a listy byly prokazatelně menší než listy rostlin, kam byl přidán pouze draslík. Tento výsledek ukazuje na toxicitu cesia. U rostlin, kam nebyl přidán draslík a cesium, byl také kořenový systém méně vyvinutý a listy rostlin byly zbarveny do běla, což svědčí o tom, že rostliny trpěly nedostatkem draslíku. A rostliny pouze s přidáním cesiem nevykazovaly sníženou délku kořenu, ale nevytvářely se u nich sekundární kořeny. Listy byly výrazně ovlivněny nedostatkem draslíku a jejich počet byl snížen na polovinu.

Pro posouzení zdali je d'áblík bahenní vhodný pro fytoemediace se vycházelo ze statistického vyhodnocení příjmu cesia v (%) u rostlin, kam bylo přidáno pouze cesium (0,5 mM CsCl), jelikož draslík snižuje příjem cesia. Průměrná hodnota příjmu  $^{133}\text{Cs}$  po 8 dnech kultivace byla 11,52 %. Maximální naměřená hodnota byla 22,1 %. Soudek a kol. (2004) testovali tři druhy rostlin rákos obecný (*Phragmites australis* L.), slunečnici roční (*Helianthus annuus* L.) a topol Simonův (*Populus simonii*) pro jejich schopnosti akumulovat  $^{137}\text{Cs}$  za hydroponických podmínek z roztoku s 0,5 mM CsCl s objemovou aktivitou  $^{137}\text{Cs}$  14 MBq/l po dobu 32 dnů. Relativně nízká akumulace byla zaznamenána u slunečnice roční. Slunečnice naakumulovala přibližně 8 % počáteční aktivity radioaktivního isotopu  $^{137}\text{Cs}$  po 32 dnech kultivace. U rákosu obecného byla hodnota akumulace  $^{137}\text{Cs}$  přibližně dvojnásobná (15%) než u slunečnice po 32 dnech kultivace. Nejlepší výsledky v příjmu  $^{137}\text{Cs}$  byly zaznamenány za použití in vitro kultury u topolu. Topol Simonův naakumuloval přibližně 31 % radioaktivního isotopu  $^{137}\text{Cs}$  již po 16 dnech. V porovnání se slunečnicí d'áblík bahenní naakumuloval více cesia již po 8 dnech kultivace. Slunečnice navíc po 8 dnech kultivace naakumulovaly přibližně pouze 3 %. Na základě informací v článku kolektivu autorů rákos a topol po 8 dnech kultivace naakumulovaly přibližně 15 %, což je srovnatelné s průměrnými hodnotami příjmu  $^{133}\text{Cs}$  d'áblíku bahenního. Některé rostliny jsou schopné naakumulovat i nadprůměrné množství cesia již po 7 dnech. Příkladem je vousatka draslavá (*Vetiveria zizanoides*), která odstranila 61 %  $^{137}\text{Cs}$  z přidáných  $1,51 \cdot 10^{-8}$  gramů (přepočítáno z 5 MBq/l aktivity /10 ml médium) (Singh a kol., 2008).

Většina přijatého  $^{133}\text{Cs}$  byla zadržována v kořenech rostlin d'áblíku bahenního. To není charakteristickým znakem rostlin, které jsou označovány za hyperakumulátory. Hyperakumulátory jsou rostliny, které velmi dobře hromadí

kovy, a to především ve svých nadzemních částech (Shao a kol., 2010). Nicméně hyperakumulace není nutným předpokladem pro efektivní příjem radionuklidů rostlinami v životním prostředí. Důležitou vlastností rostlin pro fytoremediace je vysoké tempo růstu a schopnost vysoké produkce biomasy v daném prostředí. Ďáblík bahenní disponuje těmito vlastnostmi (Soudek a kol., 2004).

## 7. Závěr

Cílem diplomové práce bylo pomocí experimentu zjistit vliv draslíku na akumulaci cesia d'áblíkem bahenním. Dalším cílem bylo určení, zdali je d'áblík bahenní vhodný pro fytoremediace. Koncentrace cesia v rostlinách byla stanovena hmotnostním spektrometrem ICP-MS s indukčně vázaným plazmatem.

V současné době má velké uplatnění technika fytoremediace. Jedná se o proces využití rostlin k odstranění polutantů z životního prostředí. Tato technika je velmi populární a je používána po celém světě k odstranění nejen radionuklidů. Hlavními zdroji  $^{137}\text{Cs}$  je jaderná energetika a nehody jaderných elektráren. Při jaderných haváriích se do životního prostředí dostává mnoho škodlivých látek, které ovlivňují celé ekosystémy.

Na základě získaných výsledků se potvrdilo tvrzení, že se zvyšujícím množstvím přidaného draslíku se snižuje akumulace cesia u rostlin. Největší rozdíly v akumulaci cesia byly zaznamenány mezi rostlinami, kam byly přidány nejvyšší koncentrace draslíku a rostlinami u kterých draslík přidán nebyl. Používání draselného hnojiva se zdá být jako nejefektivnější a nejpraktičtější metoda ke snížení příjmu radioaktivního cesia plodinami v zemědělských oblastech, které jsou zamořeny radiocesiem. Řešením by mohlo být i vytvoření geneticky modifikovaných plodin, které neakumulují cesium. V porovnání jednotlivých částí rostlin kořeny naakumulovaly větší množství radionuklidu než nadzemní části rostlin. To je pravděpodobně způsobené přidáním draslíku a druhem rostliny. Výsledky o celkovém příjmu cesia svědčí o možnosti použití d'áblíku bahenního pro fytoremediace. D'áblík bahenní je navíc běžně se vyskytující rostlinou i v České republice. Tato vytrvalá rostlina je charakteristická vysokou produkcí biomasy.

Zda bude d'áblík bahenní uveden do praxe či nikoli je otázkou, na kterou nyní nelze jednoznačně odpovědět. S určitostí lze ale říci, že tyto získané výsledky o akumulaci cesia u d'áblíku bahenního mohou přispět k rozšíření poznání o možnostech odstranění polutantů rostlinami. Tato práce může být i podkladem pro ty, kteří se fytoremediacemi budou v budoucnu dále zabývat případně je rozvíjet.

## 8. Seznam použité literatury

**Alkorta I., Hernandez-Allica J., Becerril J. M., Amezaga I., Albizu I., Garbisu C., 2004:** Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 3: 71-90.

**Alvarado S., Guédez M., Lué-Merú M. P., Nelson G., Alvaro A., Jesús A. C., Gyula Z., 2008:** Arsenic removal from waters by bioremediation with the aquatic plants water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and lesser duckweed (*Lemna minor*). *Bioresource Technology* 99: 8436–8440.

**ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 2004:** Toxicological Profile for Cesium. *Atlanta, GA: ATSDR*, 225 s.

**Auerbach S. I., 2006:** Radiation ecology. In: Pfafflin J., Ziegler E.: *Encyclopedia of Environmental Science and Engineering*. RC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton: 1041-1046.

**Begon M., Harper J. L., Townsend C. R., 1997:** Ekologie: Jedinci, populace, společenstva. *Nakladatelství univerzity Palackého, Olomouc*, 949 s.

**Belli M., Feoli E., Parente G., Sansone U., Scimone M., 1990:** Radionuclides uptake and mineral fertilization in a grassland of Carnic Alps (NE Italy). In: *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*, ed. Desmet G., Nassimbeni P. L., Belli M., Elsevier, London and New York: 382-386.

**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.

**Bhatta B. P., Kolejka J., Silwal T., 2013:** Ohrožení mokřadů a vodní biodiverzity v Nepálu. *Životné prostredie: revue pre teóriu a tvorbu životného prostredia*, roč. 47, č. 3: 20-23.

**Bláha L., Hnilička F., 2007:** Růst významu vlastností kořenů v měnících se klimatických podmínkách střední Evropy. In: *Sborník příspěvků Vliv abiotických a biotických stresorů na vlastnosti rostlin*, Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha: 13-20.

**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.

**Butterman W. C., Brooks W. E., Reese R. G., 2005:** Minerals Commodities Profiles: Caesium. Report 2004-1432. *US Geological Survey, Reston, Virginia, 10 s.*

**Cardarelli F., 2013:** Materials Handbook: A Concise Desktop Reference. *Springer-Verlag, London, 1378 s.*

**Cílek V., 2007:** Nový problém: globální cyklus dusíku: ten třetí vzadu. *Vesmír, Roč. 86, č. 6*: 362-368.

**Cunningham S. D., Bertí W. R., Huang J. W., 1995:** Phytoremediation of contaminated soils. *Trends in Biotechnology 13*: 393-397.

**Čipáková A., 1998:** Rádiochemická špeciácia stroncia a cézia v podach a vplyv zeolitu na ich migráciu. *Prírodovědecká fakulta Univerzity Komenského Bratislava, Košice, 82 s.*

**Danielová L., Matoušek J., Pöschl M., 2001:** Výskyt <sup>137</sup>Cs v orných půdách České republiky. *Informační zpravodaj - Institut ochrany obyvatelstva 12/1*: 11–18.

**Demnerová K., 2003:** Bioremediační technologie k odstranění polychlorovaných bifenylyů ze životního prostředí. In: *Úvodní národní inventura POPs v ČR. Recetox-tocoan & associates no. 249: 75–84.*

**Dercová K., Makovníková J., Barančíková G., Uffa J., 2005:** Bioremediácia toxických kovov kontaminujúcich vody a pôdy. *Chemické listy 99: 682 – 693.*

**Dietz A. C., Schnoor J. L., 2001:** Advances in Phytoremediation. *Environmental Health Perspectives 109: 163 – 168.*

**Doležal O., 2011:** Základní biogenní prvky N a P. Výskyt ve vodním prostředí, jejich dopad na jakost povrchové vody, možnosti odstraňování z komunálních odpadních vod. In: *Juniorstav 2011. Vysoké učení technické, Brno: 245-290.*

**Enghag, P., 2004:** Encyclopedia of the elements: technical data, history, processing, applications. *Weinheim, Wiley-VCH, 1243 s.*

**Entry J. A., Watrud L. S., 1998:** Potential remediation of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  contaminated soil by accumulation in Alamo switchgrass. *Water, Air and Soil Pollution 104: 339-352.*

**Entry J. A., Watrud L. S., Reeves M., 1999:** Accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  from contaminated soil by three grass species inoculated with mycorrhizal fungi. *Environmental pollution 104: 449- 457.*

**Florio N., Rembijas H., 1997:** Phytoremediation of Soil and Organic Compounds *Rensselaer Polytechnic Institute (RPI): Architecture, Business, Engineering, IT, Humanities, Science.* Online: <http://www.rpi.edu/dept/chem-eng/Biotech-Environ/MISC/phytorem.html>, [cit. 2.8 2015].

**Ginterová P., Bartošová Z., Maier V., Bednář P., 2010:** Výuková skripta cvičení z aplikované analytické chemie. *Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 58 s.*



**Groda B., Vít T., Machala M., Foller J, Surýnek S., Musil J., 2007:** Čištění odpadních vod jako nástroj k ochraně životního prostředí v zemědělské praxi a na venkově. *Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Brno, 57 s.*

**Havránek J., Havránková R., 2005:** Kinetika cesia-137 v lesním ekosystému. *Kontakt, Roč. 7, č. 3-4: 360-362.*

**Havránek J., Havránková R., 2008:** Obsah cesia-137 v lesním ekosystému v lokalitě Újezd. *Kontakt, Roč. 10, č. 2: 368-373.*

**Hruška J., Oulehle F., 2008:** Dusík v lesních ekosystémech. *Vesmír, Roč. 87, č. 12: 866-869.*

**Hříbal V., 1985:** Voda v zahradě a vodní rostliny. *Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 336 s.*

**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.*

**Juri Ayub 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.*

**Kalina M., 2001:** Hnojení v zahradě. *Grada publishing, Praha, 109 s.*

**Kalinová J., Moudrý J., Konvalina P., Moudrý J., 2007:** Půdní úrodnost, výživa a hnojení rostlin v ekologickém zemědělství, odborná monografie. *Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice, 41 s.*

**Kondo M., Makino T., Eguchi T., Goto A., Nakano H., Takai T., Arai-Sanoh Y., Kimura T., 2015:** Comparative analysis of the relationship between Cs and K in soil and plant parts toward control of Cs accumulation in rice. *Soil Science and Plant Nutrition* 61: 144-151.

**Krebs, R. E., 2006:** The History and Use of Our Earth's Chemical Elements: A Reference Guide. *Greenwood Press, Westport, CT, 428 s.*

**Krejčí V., Gujer W., Hlavínek P., Zeman E., 2002:** Odvodnění urbanizovaných území- koncepční přístup. *NOEL 2000, Brno, 560 s.*

**Krpeš V., 2005:** Ekologie rostlin. *Ostravská univerzita, Ostrava, 75 s.*

**Kučerová P., Macková M., Macek T., 1999:** Perspektivy fytořemediace při odstraňování organických polutantů a xenobiotik z životního prostředí. *Chemické listy* 93: 19-26.

**Langhammer J., 2002:** Kvalita povrchových vod a jejich ochrana. *Skriptum Univerzita Karlova, Praha, 225 s.*

**Larsson M., 2008:** The influence of soil properties on the transfer of <sup>137</sup>Cs from soil to plant: Results from a field study 21 years after the Chernobyl accident. *MSc Thesis, Swedish University of Agricultural Science, Sweden, 42 s.*

**Lasat M. M., 2000:** Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substance Research* 2(5): 1–25.

**Lellák J., Kubíček F., 1991:** Hydrobiologie. *Univerzita Karlova, Praha, 257 s.*

**Macková M., Macek T., 2005:** Využití rostlin k eliminaci xenobiotik z životního prostředí. *Vysoká škola chemicko – technologická, Ústav organické chemie a biochemie, Praha, 29 s.*

**Madaras M., Koubová M., Kulhánek M., Kunzová E., 2012:** Zásoby draslíku v půdě – jejich charakter a metody stanovení. *Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha, 37 s.*

**Magill J., Galy J., 2005:** Radioactivity Radionuclides Radiation. *Springer Verlag, Berlin, 266 s.*

**Massas I., Skarlou V., Haidouti C., Giannakopoulou F., 2010:** <sup>134</sup>Cs uptake by four plant species and Cs-K relations in the soil-plant system as affected by Ca(OH)<sub>2</sub> application to an acid soil. *Journal of environmental radioactivity 101: 250-257.*

**Mietelski J. W., 2010:** Anthropogenic Radioactivity. *In: Radionuclides in the environment (Eds.) David Atwood, John Wiley & Sons, Singapore, 19-35.*

**Miller R., 1996:** Phytoremediation. *Technology Overview Report, Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center, Series O, Vol. 3, 26 s.*

**Mueller B., Rock S., Gowswami D., Ensley D., 1999:** Phytoremediation Decision Tree. *Prepared by - Interstate Technology and Regulatory Cooperation Work Group: 1-36.*

**Neuberg J., 1998:** Hnojení a výživa rostlin na zahradě. *Grada publishing, Praha, 149 s.*

**Paasikallio A, Sormunen-Cristian R., 2002:** Harvesting strategy and N fertilization influence <sup>134</sup>Cs uptake by forage plants. *Agriculture and Food Science in Finland 11: 143–152.*

**Pais I., Jones J. B., 1997:** The Handbook of Trace Elements. *St. Lucie Press, Boca Raton, 240 s.*

**Pinder J. E., Hinton T. G., Whicker F. W., 2006:** Foliar uptake of caesium from the water column by aquatic macrophytes. *Journal of Environmental Radioactivity 85: 23–47.*

**Pitter P., 2009:** Hydrochemie. *Vysoká škola chemicko – technologická, Praha*, 579 s.

**Pivetz B. E., 2001:** Phytoremediation of contaminated soil and ground water at hazardous waste sites. *Ground Water Issue, United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development and Office of Solid Waste and Emergency Response*, 36 s.

**Pramadya I., Rachmatiah I., Tjahaja P. I., 2009:** Foliar Uptake of  $^{134}\text{Cs}$  by Amaranth plants (*Amaranthus Sp*) following wet deposition. *Faculty of Civil and Environment Engineering ITB, Bandung*, 8 s.

**Prasad M. N. V., Freitas H. M. O., 2003:** Metal hyperaccumulation in plant – bioprospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology* 6: 285-321.

**Pulford I. D., Watson C., 2003:** Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees - A review. *Environment International* 29: 529-540.

**Rawat K., Fulekar M. H., Pathak B., 2012:** Rhizofiltration: a green technology for remediation of heavy metals. *International Journal of Innovations in Bio-Sciences* 2 (4): 193-199.

**Richter R., Hlušek H., 2003:** Půdní úrodnost. *Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha*, 44 s.

**Ryant P., 2004:** Multimediální učební texty z výživy a hnojení polních plodin. *Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Brno*. Online: [http://web2.mendelu.cz/af\\_221\\_multitext/vyziva\\_rostlin/html/biogenni\\_prvky/nasimilace.htm](http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/biogenni_prvky/nasimilace.htm), [cit. 25. 3. 2015].

**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.*

**Saleh H. M., 2012:** Water hyacinth for phytoremediation of radioactive wastes simulate contaminated with cesium and cobalt radionuclides. *Nuclear Engineering and Design 242: 425-432.*

**Sanzharova N., Fesenko S., Reed E., 2009:** Agricultural ecosystems: Root uptake – Processes governing radionuclide transfer to plants. *In: IAEA: Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments. IAEA press, Vienna: 123–138.*

**Shao H. B., Chu L. Y., Ni F. T., Guo D. G., Li H., Li W. X., 2010:** Perspective on phytoremediation for improving heavy metal-contaminated soils. *In: Plant Adaptation and Phytoremediation (Eds.: M. Ashraf, M. Ozturk, M. S. A. Ahmad), Part 2, Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 227–244.*

**Schulze J., 2004:** How are nitrogen fixation rates regulated in legumes? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science 167: 125–137.*

**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.*

**Soudek P., Tykva R., Vaněk T., 2004:** Laboratory analyses of <sup>137</sup>Cs uptake by sunflower, reed and poplar. *Chemosphere 55/7: 1081–1087.*

**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.*

**Soudek P., Petrová Š., Benešová, D., Kotyza J., Vaněk T., 2008:** Fytoremediace a možnosti zvýšení jejich účinnosti. *Chemické Listy 102: 346-352.*

**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.*

**Sulzberger R., Mayerhofer T., 2011:** Rostliny ozdobné listem: tvary, barvy, struktury. *Grada, Praha, 127 s.*

**Šafarčíková S., Kouřil M., Konvalinková P., Pešata M., 2006:** Živiny v krajině. *Daphne ČR – Institut aplikované ekologie, České Budějovice, 20 s.*

**Šantrůčková H., 2014:** Základy ekologie půdy. *Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice, 116 s.*

**Tyler G., Olsson T., 2001:** Plant uptake of major and minor mineral elements as influenced by soil acidity and liming. *Plant and Soil 230: 307–321.*

**Vaněk T., Soudek P., Tykva R., Kališova I., 2002:** Možnosti využití fytoremediace pro odstranění kontaminace způsobené toxickými kovy a radionuklidy. *Hornická Příbram ve vědě a technice, Příbram. Online: z [http://slon.diamo.cz/hpvt/2002/sekce/zahlazovani/Z07/P\\_07.htm](http://slon.diamo.cz/hpvt/2002/sekce/zahlazovani/Z07/P_07.htm), [cit. 2. 7. 2015].*

**Vaněk V., Stodola J., 1987:** Vodní a vlhkomilné rostliny. *Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 312 s.*

**Vavříček D., Kučera A., 2015:** Lesnická pedologie pro posluchače LDF Mendelu v Brně. *Mendelova univerzita v Brně, Brno, 184 s.*

**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.

**Westhoff A., 1999:** Mycorrhizal plants for phytoremediation of soils contaminated with radionuclides. *Restoration and Reclamation Review (Student On-line journal)* 5 (4): 1 – 6.

**Wild A., 1993:** Soil and the Environment. *Cambridge University Press, Cambridge*, 287 s.

**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.

**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.

**Zehnálek J., Kryštofová O., Adam V., Kizek R., 2010:** Zemědělské plodiny využitelné pro hyperakumulaci těžkých kovů a fytořemediace. *Listy cukrovarnické a řepařské* 126: 419.

**Zehnder H. J., Kopp P., Eikenberg J., Feller U., Oertli J. J., 1995 :** Uptake and transport of radioactive caesium and strontium into grapevines after leaf contamination. *Radiation and Physics and Chemistry* 46: 61-69.

**Zölzer F., 2007:** Radioekologie. *Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice*, 17 s.

**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.

## 8.1 Internetové zdroje obrázků

**URL 1:** Multimediální učební texty z výživy rostlin, Mendelova univerzita v Brně (online) [cit. 2015.03.20], dostupné z  
<[http://web2.mendelu.cz/af\\_221\\_multitext/vyziva\\_rostlin/images/biogenni\\_prvky/k/def\\_k\\_kukurice\\_6.jpg](http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/images/biogenni_prvky/k/def_k_kukurice_6.jpg)>

**URL 2:** Multimediální učební texty z výživy rostlin, Mendelova univerzita v Brně (online) [cit. 2015.03.30], dostupné z  
<[http://web2.mendelu.cz/af\\_221\\_multitext/vyziva\\_rostlin/images/biogenni\\_prvky/p/def\\_p\\_slunecnice.jpg](http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/images/biogenni_prvky/p/def_p_slunecnice.jpg)>

**URL 3:** Biochemické pojmy - výkladový slovník, Vysoká škola chemicko-technologická v Praze (online) [cit. 2015.04.15], dostupné z  
<[http://147.33.74.135/knihy/uid\\_es-002\\_v1/hesla/kolobeh\\_dusiku.html](http://147.33.74.135/knihy/uid_es-002_v1/hesla/kolobeh_dusiku.html)>

**URL 4:** Multimediální učební texty z výživy rostlin, Mendelova univerzita v Brně (online) [cit. 2015.04.15], dostupné z  
<[http://web2.mendelu.cz/af\\_221\\_multitext/vyziva\\_rostlin/html/biogenni\\_prvky/nsymptomym.htm](http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/biogenni_prvky/nsymptomym.htm)>

**URL 5 :** Laboratoř rostlinných biotechnologií, Ústav experimentální botaniky AV ČR, v.v.i. (online) [cit. 2015.04.24], dostupné z  
<<http://lpb.ueb.cas.cz/soudek/pdf/Fytoremediace04-anorganika.pdf>>



## 9. Přílohy

Příloha č. 1 – Souhrnná tabulka údajů s hodnotami obsahu Cs ( $\mu\text{g}$ ) pro celé rostliny

Číslo	Treatment	Váha sušiny celková (g)	Obsah Cs v rostlině ( $\mu\text{g}$ )
C1	0	1,310	0,117
C2	0	8,240	0,000
C3	0	3,740	0,635
C4	0	2,880	0,000
C5	0	4,990	0,000
C6	0	5,840	0,085
C7	0	0,910	0,000
C8	0	5,190	0,183
C9	0	1,500	0,000
C10	0	1,320	0,053
22	10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	3,150	0,399
8	10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	0,720	0,172
54	10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	2,220	0,068
29	10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	3,790	0,164
69	5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	2,080	0,000
46	5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	2,600	0,113
42	5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	4,660	0,000
73	2 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	2,130	3,784
33	2 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	4,650	0,117
49	2 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	1,760	0,117
66	1 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	1,800	1,362
24	1 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	1,940	0,000
76	1 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	3,600	0,000
27	0,5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	1,150	0,056
74	0,5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	6,850	0,000
43	0,5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	3,640	3,043
65	0,5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	1,090	1,467
56	25 ml CsCl + 10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	1,840	30,916
59	25 ml CsCl + 10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	3,260	64,306
63	25 ml CsCl + 10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	4,440	120,879
45	25 ml CsCl + 10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	3,790	67,640
7	25 ml CsCl + 10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	1,760	32,297
1	25 ml CsCl + 10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	0,230	6,626
16	25 ml CsCl + 10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	3,910	97,374
40	25 ml CsCl + 10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	2,200	21,663
21	25 ml CsCl + 10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	3,460	74,651
62	25 ml CsCl + 5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	1,670	45,901
70	25 ml CsCl + 5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	4,210	107,138
47	25 ml CsCl + 5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	8,270	149,062
25	25 ml CsCl + 5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	2,810	16,583

<b>2</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,490	14,571
<b>26</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,420	48,021
<b>30</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,950	43,763
<b>77</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,700	16,939
<b>75</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3,510	98,786
<b>5</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,640	24,991
<b>18</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	5,580	34,161
<b>23</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	5,100	26,681
<b>52</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,430	102,201
<b>53</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	5,090	169,906
<b>55</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	5,770	170,742
<b>34</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,220	112,044
<b>72</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3,510	135,406
<b>68</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,340	56,578
<b>60</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,690	32,980
<b>51</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	6,140	287,088
<b>58</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3,000	111,382
<b>28</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,010	28,571
<b>41</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	5,520	129,323
<b>71</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	4,600	183,918
<b>48</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	5,510	188,531
<b>19</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,000	47,997
<b>10</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,610	69,167
<b>15</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,000	120,502
<b>20</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,850	137,839
<b>6</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3,920	207,559
<b>44</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,340	152,032
<b>17</b>	25 ml CsCl	5,480	261,568
<b>36</b>	25 ml CsCl	1,590	119,301
<b>37</b>	25 ml CsCl	1,850	143,665
<b>11</b>	25 ml CsCl	4,130	367,675
<b>13</b>	25 ml CsCl	3,360	100,926
<b>35</b>	25 ml CsCl	4,030	209,787
<b>9</b>	25 ml CsCl	4,370	315,276
<b>14</b>	25 ml CsCl	3,890	108,612
<b>57</b>	25 ml CsCl	0,770	96,095

Příloha č. 2 – Souhrnná tabulka údajů s hodnotami koncentrace Cs (ppm,  $\mu\text{g/g}$ ) a obsahu Cs v rostlině ( $\mu\text{g}$ ) pro kořeny rostlin

Číslo	Treatment	Váha sušiny (g)	Koncentrace Cs (ppm) ( $\mu\text{g/g}$ )	Obsah Cs ( $\mu\text{g}$ )
C1	0	0,710	0,096	0,068
C2	0	4,800	0,000	0,000
C3	0	2,050	0,310	0,635
C4	0	1,720	0,000	0,000
C5	0	3,030	0,000	0,000
C6	0	4,980	0,000	0,000
C7	0	0,420	0,000	0,000
C8	0	3,850	0,000	0,000
C9	0	0,890	0,000	0,000
C10	0	0,600	0,088	0,053
22	10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	1,670	0,161	0,270
8	10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	0,310	0,171	0,053
54	10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	1,200	0,000	0,000
29	10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	2,570	0,000	0,000
69	5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	1,880	0,000	0,000
46	5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	1,240	0,000	0,000
42	5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	2,430	0,000	0,000
73	2 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	1,230	1,379	1,696
33	2 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	3,920	0,000	0,000
49	2 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	0,890	0,000	0,000
66	1 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	1,400	0,526	0,737
24	1 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	1,160	0,000	0,000
76	1 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	2,040	0,000	0,000
27	0,5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	0,470	0,000	0,000
74	0,5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	3,810	0,000	0,000
43	0,5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	2,080	0,955	1,987
65	0,5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	0,570	1,120	0,639
56	25 ml CsCl + 10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	0,730	20,300	14,819
59	25 ml CsCl + 10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	2,600	16,232	42,203
63	25 ml CsCl + 10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	2,090	25,971	54,279
45	25 ml CsCl + 10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	2,380	17,586	41,855
7	25 ml CsCl + 10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	0,860	17,041	14,655
1	25 ml CsCl + 10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	0,180	30,294	5,453
16	25 ml CsCl + 10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	3,170	19,178	60,794
40	25 ml CsCl + 10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	1,450	6,894	9,996
21	25 ml CsCl + 10 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	1,960	24,839	48,684
62	25 ml CsCl + 5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	0,970	29,340	28,460
70	25 ml CsCl + 5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	3,200	21,311	68,196
47	25 ml CsCl + 5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	5,450	18,410	100,334
25	25 ml CsCl + 5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	1,620	5,716	9,260
2	25 ml CsCl + 5 mM $\text{K}_2\text{SO}_4$	0,540	8,236	4,448

<b>26</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,020	30,094	30,695
<b>30</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,680	5,552	9,327
<b>77</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,400	30,978	12,391
<b>75</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,750	28,586	50,026
<b>5</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,340	42,554	14,469
<b>18</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3,260	7,943	25,895
<b>23</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3,080	7,885	24,285
<b>52</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,700	42,859	72,860
<b>53</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3,240	33,974	110,075
<b>55</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,970	33,741	100,209
<b>34</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,100	55,474	61,021
<b>72</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,010	37,396	75,166
<b>68</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,750	42,924	32,193
<b>60</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,290	56,488	16,382
<b>51</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3,690	44,041	162,512
<b>58</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,700	42,753	72,680
<b>28</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,780	25,800	20,124
<b>41</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	5,100	21,684	110,586
<b>71</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3,350	35,758	119,790
<b>48</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	4,030	33,096	133,378
<b>19</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,730	45,184	32,985
<b>10</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,950	49,623	47,141
<b>15</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,360	67,070	91,215
<b>20</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,460	59,380	86,695
<b>6</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,400	55,809	133,943
<b>44</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,330	77,607	103,218
<b>17</b>	25 ml CsCl	3,300	57,124	188,508
<b>36</b>	25 ml CsCl	0,800	105,074	84,059
<b>37</b>	25 ml CsCl	0,840	109,170	91,703
<b>11</b>	25 ml CsCl	3,250	100,646	327,098
<b>13</b>	25 ml CsCl	2,960	30,677	90,805
<b>35</b>	25 ml CsCl	3,570	50,516	180,343
<b>9</b>	25 ml CsCl	2,520	103,503	260,828
<b>14</b>	25 ml CsCl	3,240	28,129	91,138
<b>57</b>	25 ml CsCl	0,430	143,442	61,680

Příloha č. 3 – Souhrnná tabulka údajů s hodnotami koncentrace Cs (ppm, µg/g)  
a obsahu Cs v rostlině (µg) pro listy rostlin

Číslo	Treatment	Váha sušiny (g)	Koncentrace Cs (ppm) (µg/g)	Obsah Cs (µg)
<b>C1</b>	0	0,600	0,080	0,048
<b>C2</b>	0	3,440	0,000	0,000
<b>C3</b>	0	1,690	0,000	0,000
<b>C4</b>	0	1,160	0,000	0,000
<b>C5</b>	0	1,960	0,000	0,000
<b>C6</b>	0	0,860	0,099	0,085
<b>C7</b>	0	0,490	0,000	0,000
<b>C8</b>	0	1,340	0,137	0,183
<b>C9</b>	0	0,610	0,000	0,000
<b>C10</b>	0	0,720	0,000	0,000
<b>22</b>	10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,480	0,088	0,130
<b>8</b>	10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,410	0,290	0,119
<b>54</b>	10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,020	0,067	0,068
<b>29</b>	10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,220	0,134	0,164
<b>69</b>	5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,200	0,000	0,000
<b>46</b>	5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,360	0,083	0,113
<b>42</b>	5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,230	0,000	0,000
<b>73</b>	2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,900	2,320	2,088
<b>33</b>	2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,730	0,160	0,117
<b>49</b>	2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,870	0,135	0,117
<b>66</b>	1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,400	1,563	0,625
<b>24</b>	1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,780	0,000	0,000
<b>76</b>	1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,560	0,000	0,000
<b>27</b>	0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,680	0,082	0,056
<b>74</b>	0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3,040	0,000	0,000
<b>43</b>	0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,560	0,677	1,055
<b>65</b>	0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,520	1,593	0,828
<b>56</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,110	14,502	16,097
<b>59</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,660	33,489	22,103
<b>63</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,350	28,341	66,600
<b>45</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,410	18,288	25,785
<b>7</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,900	19,602	17,642
<b>1</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,050	23,464	1,173
<b>16</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,740	49,432	36,580
<b>40</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,750	15,556	11,667
<b>21</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,500	17,311	25,966
<b>62</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,700	24,916	17,441
<b>70</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,010	38,556	38,941
<b>47</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,820	17,279	48,728
<b>25</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,190	6,154	7,324
<b>2</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,950	10,657	10,124

<b>26</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,400	43,315	17,326
<b>30</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,270	27,115	34,436
<b>77</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,300	15,161	4,548
<b>75</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,760	27,705	48,761
<b>5</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,300	35,076	10,523
<b>18</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,320	3,563	8,266
<b>23</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,020	1,186	2,396
<b>52</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,730	40,193	29,341
<b>53</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,850	32,341	59,832
<b>55</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,800	25,190	70,532
<b>34</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,120	45,556	51,023
<b>72</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,500	40,160	60,241
<b>68</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,590	41,331	24,385
<b>60</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,400	41,495	16,598
<b>51</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,450	50,848	124,577
<b>58</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,300	29,771	38,702
<b>28</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,230	36,726	8,447
<b>41</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,420	44,612	18,737
<b>71</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,250	51,302	64,128
<b>48</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,480	37,266	55,153
<b>19</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,270	55,602	15,013
<b>10</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,660	33,372	22,026
<b>15</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,640	45,761	29,287
<b>20</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,390	36,794	51,144
<b>6</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,520	48,432	73,617
<b>44</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,010	48,331	48,814
<b>17</b>	25 ml CsCl	2,180	33,514	73,061
<b>36</b>	25 ml CsCl	0,790	44,609	35,241
<b>37</b>	25 ml CsCl	1,010	51,447	51,962
<b>11</b>	25 ml CsCl	0,880	46,110	40,577
<b>13</b>	25 ml CsCl	0,400	25,303	10,121
<b>35</b>	25 ml CsCl	0,460	64,010	29,445
<b>9</b>	25 ml CsCl	1,850	29,432	54,448
<b>14</b>	25 ml CsCl	0,650	26,883	17,474
<b>57</b>	25 ml CsCl	0,340	101,219	34,415

Příloha č. 4 – Souhrnná tabulka údajů s hodnotami obsahu Cs v rostlině (g),  
v roztoku (g), příjem Cs z roztoku vyjádřený v % (transfer faktor)

Číslo	Treatment	Obsah Cs v rostlině (g)	Obsah Cs v roztoku (g)	Příjem Cs z roztoku (%)
C1	0	1,17E-07	0,00166	0,007
C2	0	0,00E+00	0,00166	0,000
C3	0	6,35E-07	0,00166	0,038
C4	0	0,00E+00	0,00166	0,000
C5	0	0,00E+00	0,00166	0,000
C6	0	8,55E-08	0,00166	0,005
C7	0	0,00E+00	0,00166	0,000
C8	0	1,83E-07	0,00166	0,011
C9	0	0,00E+00	0,00166	0,000
C10	0	5,25E-08	0,00166	0,003
22	10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3,99E-07	0,00166	0,024
8	10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,72E-07	0,00166	0,010
54	10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	6,84E-08	0,00166	0,004
29	10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,64E-07	0,00166	0,010
69	5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,00E+00	0,00166	0,000
46	5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,13E-07	0,00166	0,007
42	5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,00E+00	0,00166	0,000
73	2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3,78E-06	0,00166	0,228
33	2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,17E-07	0,00166	0,007
49	2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,17E-07	0,00166	0,007
66	1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,36E-06	0,00166	0,082
24	1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,00E+00	0,00166	0,000
76	1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,00E+00	0,00166	0,000
27	0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	5,55E-08	0,00166	0,003
74	0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,00E+00	0,00166	0,000
43	0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3,04E-06	0,00166	0,183
65	0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,47E-06	0,00166	0,088
56	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3,09E-05	0,00166	1,861
59	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	6,43E-05	0,00166	3,871
63	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,21E-04	0,00166	7,276
45	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	6,76E-05	0,00166	4,072
7	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3,23E-05	0,00166	1,944
1	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	6,63E-06	0,00166	0,399
16	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,74E-05	0,00166	5,861
40	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,17E-05	0,00166	1,304
21	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	7,47E-05	0,00166	4,494
62	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	4,59E-05	0,00166	2,763
70	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,07E-04	0,00166	6,449
47	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,49E-04	0,00166	8,973
25	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,66E-05	0,00166	0,998
2	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,46E-05	0,00166	0,877
26	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	4,80E-05	0,00166	2,891

<b>30</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	4,38E-05	0,00166	2,634
<b>77</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,69E-05	0,00166	1,020
<b>75</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,88E-05	0,00166	5,947
<b>5</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,50E-05	0,00166	1,504
<b>18</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3,42E-05	0,00166	2,056
<b>23</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,67E-05	0,00166	1,606
<b>52</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,02E-04	0,00166	6,152
<b>53</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,70E-04	0,00166	10,228
<b>55</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,71E-04	0,00166	10,278
<b>34</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,12E-04	0,00166	6,745
<b>72</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,35E-04	0,00166	8,151
<b>68</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	5,66E-05	0,00166	3,406
<b>60</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3,30E-05	0,00166	1,985
<b>51</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,87E-04	0,00166	17,281
<b>58</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,11E-04	0,00166	6,705
<b>28</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,86E-05	0,00166	1,720
<b>41</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,29E-04	0,00166	7,785
<b>71</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,84E-04	0,00166	11,071
<b>48</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,89E-04	0,00166	11,349
<b>19</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	4,80E-05	0,00166	2,889
<b>10</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	6,92E-05	0,00166	4,163
<b>15</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,21E-04	0,00166	7,254
<b>20</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,38E-04	0,00166	8,297
<b>6</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2,08E-04	0,00166	12,494
<b>44</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,52E-04	0,00166	9,152
<b>17</b>	25 ml CsCl	2,62E-04	0,00166	15,745
<b>36</b>	25 ml CsCl	1,19E-04	0,00166	7,181
<b>37</b>	25 ml CsCl	1,44E-04	0,00166	8,648
<b>11</b>	25 ml CsCl	3,68E-04	0,00166	22,132
<b>13</b>	25 ml CsCl	1,01E-04	0,00166	6,075
<b>35</b>	25 ml CsCl	2,10E-04	0,00166	12,628
<b>9</b>	25 ml CsCl	3,15E-04	0,00166	18,978
<b>14</b>	25 ml CsCl	1,09E-04	0,00166	6,538
<b>57</b>	25 ml CsCl	9,61E-05	0,00166	5,784



Příloha č. 5 – Souhrnná tabulka údajů s hodnotami o „kondičním stavu“ rostlin

Číslo	Treatment	Zdraví rostlin před zahájením experimentu	Zdraví rostlin při sklizni rostlin
<b>C1</b>	0	14	17
<b>C2</b>	0	75	69
<b>C3</b>	0	36	40
<b>C4</b>	0	32	29
<b>C5</b>	0	26	24
<b>C6</b>	0	32	34
<b>C7</b>	0	10	10
<b>C8</b>	0	27	17
<b>C9</b>	0	17	21
<b>C10</b>	0	13	10
<b>22</b>	10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	34	35
<b>8</b>	10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9	8
<b>54</b>	10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	22	21
<b>29</b>	10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	32	19
<b>69</b>	5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	18	17
<b>46</b>	5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	28	23
<b>42</b>	5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	32	24
<b>73</b>	2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	25	24
<b>33</b>	2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	31	25
<b>49</b>	2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	23	23
<b>66</b>	1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	15	17
<b>24</b>	1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	16	11
<b>76</b>	1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	41	36
<b>27</b>	0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	11	6
<b>74</b>	0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	70	69
<b>43</b>	0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	39	41
<b>65</b>	0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	16	15
<b>56</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	14	14
<b>59</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	37	37
<b>63</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	51	54
<b>45</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	33	33
<b>7</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	22	8
<b>1</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	4	3
<b>16</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	27	35
<b>40</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	18	14
<b>21</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	41	37
<b>62</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	18	17
<b>70</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	32	36
<b>47</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	81	67
<b>25</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	16	11
<b>2</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	24	5
<b>26</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	12	12
<b>30</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	17	10
<b>77</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	6	12

<b>75</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	37	32
<b>5</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	8	6
<b>18</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	30	22
<b>23</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	35	16
<b>52</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	35	33
<b>53</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	43	41
<b>55</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	56	49
<b>34</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	25	27
<b>72</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	31	37
<b>68</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	15	16
<b>60</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	7	8
<b>51</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	63	68
<b>58</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	27	28
<b>28</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9	5
<b>41</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	35	31
<b>71</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	39	41
<b>48</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	39	49
<b>19</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	12	9
<b>10</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	16	14
<b>15</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	30	29
<b>20</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	27	28
<b>6</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	36	39
<b>44</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	32	33
<b>17</b>	25 ml CsCl	49	50
<b>36</b>	25 ml CsCl	19	15
<b>37</b>	25 ml CsCl	23	21
<b>11</b>	25 ml CsCl	35	43
<b>13</b>	25 ml CsCl	22	16
<b>35</b>	25 ml CsCl	34	29
<b>9</b>	25 ml CsCl	45	34
<b>14</b>	25 ml CsCl	22	21
<b>57</b>	25 ml CsCl	7	10

Příloha č. 6 – Souhrnná tabulka údajů s hodnotami po 8denní expozici Cs u rostlin

Číslo	Treatment	pH (u hladiny /u dna odměrného válece)	rozp. O <sub>2</sub> (mg/l)	vodivost (μS/cm)	stav kořenů (1-5)	stav řas (1-5)
<b>C1</b>	0	8,97/9,30	12,15	278	3	3
<b>C2</b>	0	7,20/7,15	6,79	387	1	2
<b>C3</b>	0	7,46/7,65	10,26	336	3	3
<b>C4</b>	0	8,55/8,66	11,3	304	2	3
<b>C5</b>	0	9,17/9,18	12,56	301	3	3
<b>C6</b>	0	8,14/8,17	8,88	300	3	3
<b>C7</b>	0	9,35/9,42	12,84	294	3	2
<b>C8</b>	0	9,65/9,64	14,34	290	3	3
<b>C9</b>	0	9,32/9,39	13,52	295	2	3
<b>C10</b>	0	9,60/9,69	15,21	284	3	3
<b>22</b>	10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	7,55/7,46	9,41	3380	2	3
<b>8</b>	10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	10,82/10,83	14,26	2800	3	3
<b>54</b>	10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	8,11/7,84	10,43	2730	2	3
<b>29</b>	10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,76/9,73	13,27	2930	4	5
<b>69</b>	5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,45/9,49	10,99	1658	3	5
<b>46</b>	5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,33/9,38	12,97	1645	3	4
<b>42</b>	5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	8,60/8,65	10,79	1654	5	5
<b>73</b>	2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	8,46/8,45	10,05	951	1	3
<b>33</b>	2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	7,79/7,82	10,2	871	3	3
<b>49</b>	2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,19/9,59	15,04	846	3	2
<b>66</b>	1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,84/9,89	16,16	566	3	3
<b>24</b>	1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,91/10,11	14,11	602	3	5
<b>76</b>	1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,29/9,30	12,99	588	2	4
<b>27</b>	0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	10,17/10,40	15,49	443	5	3
<b>74</b>	0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	7,16/7,16	9,84	493	1	2
<b>43</b>	0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	7,47/7,49	7,98	454	1	2
<b>65</b>	0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	8,76/8,74	10,74	446	3	2
<b>56</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	8,87/8,91	10,84	2740	4	2
<b>59</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	7,07/7,09	7,74	2880	2	3
<b>63</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	7,41/7,32	11,46	3170	2	3
<b>45</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	7,39/7,42	8,88	3000	2	2
<b>7</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,50/9,55	13,39	2660	3	4
<b>1</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,84/9,86	15,78	2860	5	4
<b>16</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	7,02/7,06	9,92	2810	1	2
<b>40</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	10,22/10,37	16,48	2840	4	4
<b>21</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,18/9,22	13,23	2970	3	4
<b>62</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	8,70/8,77	11,59	1581	3	2
<b>70</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	7,95/8,00	12,7	1604	2	2
<b>47</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	7,14/7,11	9,55	1691	2	3
<b>25</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,32/9,42	14,37	1633	4	3
<b>2</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,82/9,98	15,77	1577	4	4
<b>26</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,47/9,48	12,5	1589	2	3
<b>30</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,63/9,67	12,06	1553	3	3

<b>77</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	8,24/8,26	9,26	1628	2	1
<b>75</b>	25 ml CsCl + 5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	8,05/8,06	11,87	1614	1	3
<b>5</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,67/9,96	15,66	824	4	5
<b>18</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,81/9,82	14	830	4	4
<b>23</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	8,81/8,81	8,48	853	4	4
<b>52</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	8,49/8,39	11,53	857	3	3
<b>53</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	7,16/7,10	9,52	831	2	2
<b>55</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,03/9,17	12,65	833	2	3
<b>34</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	8,62/8,52	10,6	862	1	2
<b>72</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	8,18/8,33	11,76	805	1	2
<b>68</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,47/9,49	12,73	867	2	2
<b>60</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	8,41/8,45	8,67	592	3	1
<b>51</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	6,33/6,22	7,62	515	1	2
<b>58</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	8,34/8,29	11,63	583	2	2
<b>28</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	10,07/10,20	14,62	568	4	4
<b>41</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	7,60/7,68	10,98	587	3	3
<b>71</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	8,23/7,41	12,46	543	2	4
<b>48</b>	25 ml CsCl + 1 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	7,54/7,29	8,36	547	1	2
<b>19</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,99/9,96	16,91	345	4	5
<b>10</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	8,64/8,72	9,25	431	2	3
<b>15</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	9,75/10,01	13,17	435	1	2
<b>20</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	7,98/7,94	11,07	430	3	3
<b>6</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	8,22/8,28	12,37	425	2	3
<b>44</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	8,33/8,86	11,69	439	2	2
<b>17</b>	25 ml CsCl	6,84/7,06	8,49	331	2	2
<b>36</b>	25 ml CsCl	8,12/8,32	9,99	308	2	3
<b>37</b>	25 ml CsCl	7,46/7,63	8,43	325	3	4
<b>11</b>	25 ml CsCl	7,10/7,13	7,52	307	1	2
<b>13</b>	25 ml CsCl	8,81/9,08	12,79	283	4	4
<b>35</b>	25 ml CsCl	9,54/9,56	12,08	302	2	4
<b>9</b>	25 ml CsCl	9,14/8,84	12,36	302	2	3
<b>14</b>	25 ml CsCl	9,10/9,30	13,02	285	4	5
<b>57</b>	25 ml CsCl	8,41/8,43	9,48	324	1	1

Příloha č. 7 – Souhrnná tabulka naměřeného draslíku ve vybraných vzorcích

<b>Číslo vzorku</b>	<b>Treatment</b>	<b>Obsah K (mg/g)</b>
<b>C1</b>	0	59,018
<b>C5</b>	0	41,281
<b>C9</b>	0	50,935
<b>22</b>	10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	92,230
<b>49</b>	2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	81,736
<b>27</b>	0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	42,319
<b>63</b>	25 ml CsCl+ 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	92,159
<b>7</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	62,647
<b>21</b>	25 ml CsCl + 10 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	84,525
<b>5</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	56,773
<b>52</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	72,228
<b>72</b>	25 ml CsCl + 2 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	66,762
<b>19</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	45,584
<b>15</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	59,677
<b>6</b>	25 ml CsCl + 0,5 mM K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	59,630