

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí



DIPLOMOVÁ PRÁCE

**Vliv doby expozice na příjem Cs druhem
Ceratophyllum demersum L.**

Effect of exposure time on Cs uptake by *Ceratophyllum demersum* L.

Vedoucí DP: prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

Vypracoval: Jaroslav Vacula

2018

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Jaroslav Vacula

Aplikovaná ekologie

Název práce

Vliv doby expozice na příjem Cs druhem *Ceratophyllum demersum* L.

Název anglicky

Effect of exposure time on Cs uptake by *Ceratophyllum demersum* L.

Cíle práce

Cílem práce je posoudit vliv délky expozice na příjem Cs z roztoku druhem *Ceratophyllum demersum* L. a posoudit vhodnost druhu pro fytoremediace

Metodika

- 1) Literární rešerše
- 2) Skleníkový experiment
 - při různém gradientu Cs a době expozice sledovat schopnost rostlin akumulovat Cs
- 3) Laboratorní část
 - mikrovlnný rozklad rostlin
 - stanovení obsahu Cs v biomase
- 4) Statistické vyhodnocení dat
- 5) Vyhodnocení vhodnosti vybraných rostlin pro fytoremediace

Doporučený rozsah práce

75

Klíčová slova

Cs, akumulace, Ceratophyllum demersum L., fytoremediace

Doporučené zdroje informací

- Anguissola Scotti, I. (1993). Effect of treatment time on the ¹³⁴Cs and ⁸⁵Sr 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 ¹³⁷CS 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

Předběžný termín obhajoby

2017/18 LS – FŽP

Vedoucí práce

prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 8. 11. 2017

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 15. 11. 2017

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 15. 03. 2018

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně. Veškeré použité podklady, ze kterých jsem čerpal informace, jsou uvedeny v seznamu použité literatury a citovány v textu.

V Praze dne 16.4.2018

.....

Jméno a příjmení studenta

Poděkování

Tímto bych rád poděkoval paní prof. RNDr. Daně Komínkové, Ph.D. za odborné vedení práce, nekonečnou trpělivost při opravách mého textu a za rady při zpracování této práce. Další díky patří RNDr., Mgr. Petru Soudkovi, Ph.D. a jeho kolegyni Ing. Šárce Petrové Ph.D. za vedení, rady a pomoc při práci v laboratoři. Velké díky patří samozřejmě i Ing. Lucii Součkové za pomoc při praktické části práce. Samozřejmě nesmím zapomenout ani na mé kolegyně a kolegy z fakulty životního prostředí, kteří mi nabídli pomoc při mytí rostlin nebo se účastnili mytí válců na konci experimentů. Nesmím opomenout ani všechny přátele, kteří mě při psaní práce podporovali a omlouvám se všem lidem, na které jsem neměl čas. Největší díky patří především mým rodičům a přítelkyni Tině, bez kterých bych nebyl schopný studovat, natož pak pracovat na diplomové práci. Děkuji, že jste mi byli vždy oporou nehledě na to, co se dělo.

ABSTRAKT:

Cesium je prvkem přirozeně se vyskytujícím v prostředí. Jeho radioaktivní izotopy vznikají při jaderném štěpení a jsou hrozbou projevující se v plné míře při pokusech termonukleárních zbraní, haváriích jaderných elektráren nebo při nehodách s jaderným odpadem. Obzvláště nebezpečné jsou $^{134,137}\text{Cs}$. Jejich nebezpečnost jak pro rostliny a živočichy, tak i celé ekosystémy, je v tom, že mohou působit problémy po několik generací a být přenášeny do potravní sítě. Jedním ze způsobů využívání rostlin k odstranění, transferu nebo imobilizaci kontaminantů v životním prostředí jsou fytoremediace. Růžkatec ostnitý (*Ceratophyllum demersum* L.) je zcela ponořená, volně plovoucí vodní rostlina s kosmopolitním rozšířením kromě Antarktidy, rostoucí v jezerech, rybnících a pomalu tekoucích tocích. Díky těmto vlastnostem by mohla být velmi nápomocna při remediacích vodních biotopů zasažených $^{134,137}\text{Cs}$. Z výsledků experimentu byl zjištěn signifikantní vliv ($p < 0,001$) délky expozice na příjem Cs z roztoku. U jednotlivých délek expozice bylo zjištěno, že při 8 denní expozici bylo procento odstranění Cs z roztoku 7,59%, u 16 denního experimentu 14,22% a 24 denního 17,76%. Dále bylo zjištěno, že akumulované množství cesia rostlinami je signifikantně ($p < 0,001$) závislé na treatmentu. Byly nalezeny i signifikantní rozdíly ($p < 0,05$) v akumulovaných množstvích mezi kontrolou a treatmentem 8 mM a také mezi kontrolou a treatmenty ($p < 0,001$) 16 mM, 32 mM, 48 mM, 64 mM a 80 mM u všech délek expozice.

Klíčová slova: Cs, akumulace, *Ceratophyllum demersum* L., fytoremediace

ABSTRACT:

Cesium is an element naturally occurring in the environment. However its radioactive isotopes ($^{134,137}\text{Cs}$) produced by nuclear fission are a threat to the biosphere, which is quite clear during experiments with thermonuclear weapons, nuclear power plant accidents or nuclear waste incidents. The danger to a plants and animals is not only in toxic effects of cesium itself or in ionizing radiation. These radionuclides can affected ecosystems by transmission to the food web, causing problems for several generations. One way of using plants to remove, transfer or immobilize contaminants in the environment is phytoremediation. Hornwort (*Ceratophyllum demersum* L.) is a completely submerged, floating aquatic plant with cosmopolitan distribution except Antarctica, growing in lakes, ponds, and slowly flowing streams. Due to these properties, it could be very helpful in remediating water habitats contaminated by $^{134,137}\text{Cs}$. The results of the experiment revealed a significant effect ($p < 0.001$) of exposure time on the Cs uptake from the solution. For each exposure time it was found that the Cs removal rate was 7.59%, 14.22% and 17.76% for 8, 16 and 24 days respectively. It was also found that the accumulated amount of cesium by plants is significantly dependent ($p < 0.001$) on treatment. Moreover there was a significant difference ($p < 0.05$) in accumulated amounts of Cs between the control and 8 mM treatments at all exposure times. Significant differences ($p < 0.001$) was also found between the control and 16 mM, 32 mM, 48 mM, 64 mM and 80 mM treatments at all exposure times.

Keywords: Cs, accumulation, *Ceratophyllum demersum* L., phytoremediation

Obsah

1. Úvod	1
2. Cíle práce	2
3. Literární rešerše.....	3
3.1 Cesium	3
3.2 Havárie v Černobyli	5
3.3 Havárie ve Fukušimě	6
3.4 Vliv na veřejné zdraví	9
3.5 Vliv na kondici rostlin.....	11
3.6 Potravní řetězec	13
3.7 Příjem nutrientů rostlinami	18
3.8 Faktory ovlivňující biologickou dostupnost Cs v akvatickém prostředí.....	22
3.9 Studie zkoumající příjem Cs listy	25
4. Metodika	28
4.1 Příprava experimentu	28
4.2 Aplikace roztoků	31
4.3 Sklizeň.....	32
4.4 Práce v laboratoři	34
4.5 Laboratoř ČZU – ředění roztoků.....	37
4.6 Vyhodnocení dat	37
5. Výsledky.....	39
5.1 Analýza v tabulkovém procesoru.....	39
5.2 Statistická analýza.....	44
5.2.1 Hypotézy	44
5.2.2 Normalita dat a použitá metoda	45
5.3 Testování statistických hypotéz	54
5.3.1 Vliv délky expozice na příjem Cs	55
5.3.3 Expozice o délce 16 dní	58
5.3.4 Expozice o délce 24 dní	60
6. Diskuze.....	63
6.1 Cesium v kontrolních vzorcích	63
6.2 Teploty a zdravotní stav při 24 denní expozici	64
6.3 Zdravotní stav rostlin	65

6.4 Diskuze statistických výsledků	69
6.5 Posouzení vhodnosti druhu	72
7. Závěr	73
8. Použitá literatura	76
8.1 Články:	76
8.2 Knihy:.....	93
8.3 Internetové zdroje:	95
8.4 Patenty:.....	97
9. Přílohy	98
Příloha č. 1 - záznamové archy	98
Příloha č. 2	107

1. Úvod

Radioaktivní isotopy cesia ^{134}Cs a ^{137}Cs patří mezi běžné štěpné produkty (Kocherov et al. 1997; Browne et Tuli 2007; Singh et al. 2008). A přesto, že spotřeba cesia (Cs) nevzrůstá, ohrožení životního prostředí v souvislosti s izotopy tohoto prvku stoupá (Butterman et al. 2004). Například Spojené státy musí v současnosti odstranit více jak 70 000 metrických tun jaderného odpadu (NEI 2014). Veškerá nebezpečí spojená s těmito odpady měla být vyřešena zavedením mezinárodně sdíleného geologického úložiště. Všechny takovéto návrhy se ale setkaly s odporem veřejnosti a nakonec byly a stále jsou zamítány (Feiveson et al. 2011, World Nuclear Association 2017). V současnosti je odpad skladován buď ve speciálních bazénech pro vyhořelé palivo, nebo v sudech, což je pouze krátkodobé řešení s mnohem vyšší rizikovostí úniku, ve srovnání s trvalým umístěním pod zemí (Johnson et al. 2017). S vysokým stářím jaderných elektráren pravděpodobně neporoste jejich bezpečnost a můžeme se obávat větší šance úniků nebo závad. Jen v USA bude mít v roce 2020 polovina jaderných elektráren prošlou provozní licenci, která bude prodloužena o dalších 20 let (NEI 2017). V USA byly vypracovány studie, které měly sloužit pro pochopení technických otázek spojených s bezpečným dlouhodobým provozem jaderných elektráren. Výsledkem těchto studií bylo, že neexistují žádné obecné technické problémy, které by bránily bezpečnému provozu dobře udržované jaderné elektrárny během druhého období obnovy licence (EPRI 2014; USDE 2015). Přes všechna tato ujištění by bylo dobré zachovat jistou dávku opatrnosti při prodlužování licencí starým elektrárnám. Jedním z případů, který by měl přimět ke zvýšené opatrnosti byla zpráva Britské Health and Safety Executive z roku 2009. V této zprávě je uvedeno, že jen mezi lety 2001 – 2008 se stalo více než 1 750 úniků, závad nebo dalších událostí a to jen napříč Britskými ostrovy (ONR 2009). V souvislosti se zmíněnými úniky nesmí být opomenuty ty nejrizikovější události v oblasti jaderné energetiky a to havárie. Havárie představují signifikantní negativní vliv na životní prostředí a veřejné zdraví. Je dobré připomenout například jaký dopad měly katastrofy v britské elektrárně Windscale/Sellafield v roce 1957 (Loutit et al. 1960), americké Three Mile Island v roce 1979 (Kasl et al. 1981), havárie v Černobylu v roce 1986 (Izrael et al. 1996) anebo, doufejme poslední velká havárie v japonské Fukušimě v roce 2011 (Mori et Takahashi 2012). Pouze v důsledku Černobylské

havárie byl počet radionuklidům exponovaných lidí odhadnut na 3 miliardy (Anspaugh et al. 1988). V souvislosti s těmito haváriemi byly kontaminovány rozsáhlé plochy terrestrických i akvatických ekosystémů. Kontaminace jakékoliv lokality je problémem přetrvávajícím po mnoho generací pro všechny živé organismy (Métivier 2002). Haváriemi a jejich přímými následky bylo zasaženo mnoho jednotlivých organismů ale i jejich populací. Zároveň bylo ohroženo mnoho ekosystémových služeb a současně díky bioakumulaci pronikla řada radionuklidů včetně $^{134,137}\text{Cs}$ do potravních sítí (Wehrden et al. 2012). Jelikož je cesium schopné zastoupit draslík v živočišných i v rostlinných systémech (Collander 1941; Menzel et Heald 1955; Relman 1956), může být distribuováno do listů, květů a plodů rostlin (Zhu 2000). U savců akumulují velká množství cesia svaly, srdce, játra, ledviny, slezina a plíce (Mitchell et al. 1921). Informace o efektech na člověka, chronické a akutní toxicitě ^{133}Cs jsou omezeny (Williams et al. 2004; Melnikov et Zaroni 2010). Při expozici organismů ^{137}Cs může dojít k chromozomálním abnormalitám, akutnímu radiačnímu syndromu a smrti (Fliedner et al. 2001; Williams et al. 2004). Mezi *in situ*, pasivní metody využívající sluneční energii, sloužící ke zmírnění dopadů kontaminace $^{134,137}\text{Cs}$ z různých událostí jsou fytoremediace. Jedná se o bezpečné a šetrné metody k odstranění, transferu nebo imobilizaci kontaminantů zasažených biotopů (Salt et al. 1998). *Ceratophyllum demersum* L. by mohla být účinnou rostlinou, jelikož jde o druh kosmopolitní. A zároveň užitečnou, hlavně z důvodů nevhodnosti velkého množství současně zkoumaných rostlin, pro remediace vodních biotopů zasažených $^{134/137}\text{Cs}$.

2. Cíle práce

V současné době jsou dostupné pouze omezené informace o akumulčních schopnostech těžkých kovů druhem *Ceratophyllum demersum* L. A doposud neexistují žádné informace o schopnostech akumulace Cs. Tato studie, provedením skleníkového experimentu a následným statistickým vyhodnocením by měla splnit zadané cíle práce:

- Posoudit vliv délky expozice na příjem Cs z roztoku druhem *Ceratophyllum demersum* L.
- Posoudit vhodnost druhu *Ceratophyllum demersum* L. pro fytoremediace.

Posouzení vhodnosti druhu pro fytořemediace se provede podle charakteristik pro vhodnost aplikace v terénu, jako jsou klimatické a hydrické podmínky pro růst. Dále podle schopnosti rostliny růst za přítomnosti kontaminantu a dle produkce vysokého množství biomasy.

3. Literární rešerše

3.1 Cesium

Cesium (caesium) bylo objeveno roku 1860 R. Bunsenem a G. Kirchhoffem při spektroskopii minerální vody pocházející z lázeňského města Dürkheim. Tento alkalický kov s atomovým číslem 55 a relativní atomovou hmotností 132,90545 nese chemické označení Cs (Kirchhoff et Bunsen 1861; Weeks 1932; De Laeter et al. 2003). Patří mezi několik málo prvků, které tají téměř při pokojové teplotě (28,44 °C) (Lide 2004). Jeho zbarvení je bledě zlaté jak v pevném, tak v kapalném skupenství, s nízkou viskozitou kapaliny a nízkou hustotou 1,873 g/cm³ při 20°C (Addison 1984; Lide 2004). V roztocích existuje téměř výhradně jako monovalentní kationt Cs⁺ (Greenwood et Earnshaw 2012). Je nejvíce elektroaktivní a aktivní ze všech kovů, snadno oxiduje a tvoří silné zásady (Avery 1995).

V přírodě se nachází v minerálech lepidolit a pollucit (hydratovaných křemičitanech hliníku a cesia) a dalších (Kirchhoff et Bunsen 1861; Norton 1973; Černý et Simpson 1978). Cesium je v zemské kůře zastoupeno hojněji než některé známé kovy např. kadmium, cín, wolfram a dokonce je o dva řády četnější než stříbro a rtuť (Norton 1973). Největší světový zdroj cesia byl nalezen v Kanadě u Bernického jezera (Černý et Simpson 1978). Geologický průzkum v roce 2014 odhalil zónu s 390 000 tunami pollucitu (USGS 2014). O rok později se ovšem zjistilo, že toto pollucitové ložisko není tak bohaté a novými průzkumy byl odhad modifikován na 120 000 tun (USGS 2015). Stechiometrický obsah cesia v pollucitu činí 42,6%, nicméně průměrný obsah v dolech u Bernického jezera je pouze 23,3% (Černý et Simpson 1978; USGS 2015). Na území České republiky byl pollucit objeven na Krumlovsku, Jihlavsku a na lokalitě u Žďáru nad Sázavou (MINDAT 2017). Světové zásoby cesia nejsou stanoveny, jelikož jsou stále nacházena nová

ložiska pollucitu a navíc jsou objevovány nové minerály obsahující cesium (USGS 2015).

V přírodě je cesium zastoupeno pouze jedním stabilním izotopem ^{133}Cs (De Laeter et al. 2003). Co se tohoto izotopu týče, vzhledem k jeho působení na organismy stále chybí údaje o akutní a chronické toxicitě (Melnikov et Zanoni 2010). Zbylých 39 umělých izotopů je radioaktivních (Dayah 2017). Některé z izotopů emitují nízkoenergetické β částice jako například ^{135}Cs s poločasem rozpadu 2,3 milionu let (Singh et al. 2008). Jiné jako ^{137}Cs emitují částice γ s poločasem rozpadu 30,08 let (Browne et Tuli 2007). Velká část těchto radioizotopů vzniká v jaderných reaktorech absorbováním neutronů a štěpnými reakcemi. Významnými štěpnými produkty jsou $^{133,135,137}\text{Cs}$, které mají vysoký kumulativní štěpný výnos (cca 6 – 8%) (Sonzogni 2002; Sonzogni 2004; Browne et Tuli 2007; Singh et al. 2008; Iwamoto 2011). Mezi nejběžnější štěpné produkty patří ^{137}Cs , jehož výnos je přibližně 6% (Kocherov et al. 1997). I malé množství uvolněných $^{134,137}\text{Cs}$ do prostředí představuje riziko z hlediska expozice organismů, narušení ekosystémových služeb a přenosu do potravních sítí (Wehrden et al. 2012). Takováto rizika mohou následně ovlivnit jednu i více generací organismů (Métivier 2002).

Cesium se využívá v mnoha oborech. Například ve zdravotnictví, elektrotechnice, strojírenství, ve vojenských aplikacích, při výzkumné činnosti atd. Využívá se při těžbě ropy a zemního plynu, kde se jeho chemická sloučenina používá jako vrtací tekutina (Benton et Turner 2000; Butterman et al. 2004). Hlavní funkcí této kapaliny je znemožnit proniknutí přírodních zdrojů do vrtu díky hydrostatickému tlaku (ASME 2005). Dalšími příklady jsou iontové motory kosmických lodí a sond (Sovey et al. 2001; Lide 2004) a v budoucnosti může být součástí supravodičů (Palstra et al. 1995). Důležitou roli má i ve zdravotnictví, kde se využívá při skiaskopicko-skiagrafičických a radiologických vyšetřeních (Vieux et al. 1994). Nemůžeme opomenout ani onkologickou léčbu ve formě radioterapie a brachyterapie. Například radioaktivní ^{131}Cs bylo použito v praxi při počátečních stádiích rakoviny prostaty (Kehwar 2009). Tento zdroj byl dále uplatněn u karcinomu plic, nitrolebečních nádorů, zhoubných nádorů hlavy a krku. V současnosti se využívá v monoterapii u gynekologických recidiv a očních melanomů (ISORAY 2017). K ozařování zhoubných nádorů se běžně používají ^{60}Co a ^{137}Cs , které emitují γ záření (Navrátil et al. 2005).

3.2 Havárie v Černobylu

Jaderná elektrárna Černobyl byla postavena na území bývalého sovětského svazu, přibližně 130 km od hlavního města Ukrajiny, Kyjeva, 20 km jižně od hranice Běloruska (Métivier 2002). V ranních hodinách 26. dubna 1986, těsně po zahájení experimentu zkoumajícího elektrický výkon elektrárny, došlo k výbuchu atomového reaktoru typu RBMK-1000 s výkonem 1000 MW ve čtvrtém bloku, který byl zprovozněn v roce 1983 jako poslední v Černobylské jaderné elektrárně (Izrael et al. 1996).

V důsledku exploze a následného požáru, který trval celkem deset dní, byl způsoben únik velkého množství radioizotopů, jako jsou např. $^{131,132}\text{I}$, $^{134,137}\text{Cs}$, ^{103}Ru , ^{132}Te , ^{89}Sr atd., do životního prostředí. Je odhadováno, že celková aktivita uniklého radioaktivního materiálu byla v rozmezí hodnot od $9,35 \times 10^3$ petabecquerelů (PBq) do $1,25 \times 10^4$ PBq, což je mnohem více než při úniku 0,5 terabecquerelu způsobeném nehodou Three Mile Island (USA) v roce 1979 (Møller et Mousseau 2006). Tím se stala Černobylská havárie největší katastrofou jaderné energetiky do té doby.

Celková množství uniklého ^{137}Cs se odhadují na 85 PBq. Povětrnostními poměry způsobené transfery radionuklidů zapříčinily, že území kontaminovaná ^{137}Cs byla z 23,9% na území Ruska, 20% na Ukrajině, 33,5% v Bělorusku a kromě jiných zemí i 0,09% na území České republiky (Izrael et al. 1996). V České republice došlo ke kontaminacím 3 400 km² plochy aktivitou 10 – 20 kBq/m² a 360 km² bylo zasaženo 20 – 37 kBq/m². Celková aktivita, kterou byla ČR zasažena, byla 76,5 TBq (Izrael et al. 1996; Povinec et al. 2013). Kromě toho byla měřitelná množství spadu radionuklidů zaznamenána i v mnoha dalších zemích na celém světě (Izrael et al. 1996; Broadway et al. 1988). Dle výsledku pozorování 2. května 1986 byly vzdušné masы nesoucí radioaktivní izotopy zaznamenány v Pekingu (Shaoyi et al. 1987). Poté v podvečer 3. května 1986 v japonském městě Kumatori bylo poprvé zjištěno ve vzorcích dešťových srážek zhruba dvacet radionuklidů, z nichž dominovaly prvky ^{131}I a $^{134,137}\text{Cs}$ (Imanaka et Koide 1986). 5. května 1986 byla kontaminace také přenesena vzdušnými proudy v detekovatelných množstvích nad území USA, kde vzorky vzduchu a srážek, které se odebíraly z celostátní sítě měrných stanic, ukázaly

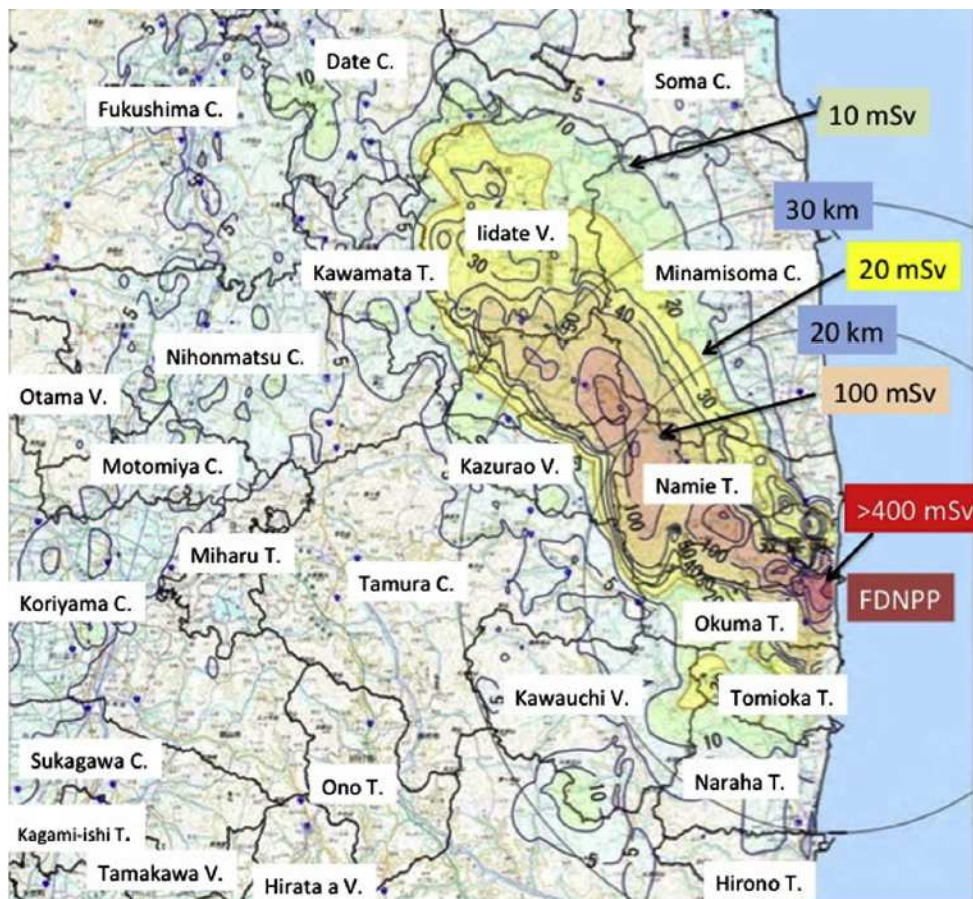
zvýšené koncentrace radioaktivních prvků (Broadway et al. 1988). Radiocesium se objevilo také v několika evropských vodních ekosystémech. V sedimentu jezer bylo homogenně rozprostřeno a objevil se i vzájemný vztah mezi radiocesiem a minerálním složením sedimentů. V roce 1992 bylo v Norsku zjištěno, že rybí populace obsahovaly vyšší koncentrace ^{137}Cs než je doporučeno pro lidskou spotřebu. Nicméně pro bentické organismy může mít závažnější následky kvůli ukládání Cs do sedimentu (Blakar et al. 1992).

Při haváriích je pozornost věnována hlavně $^{134,137}\text{Cs}$ a ^{131}I , jelikož nejvíce přispívají k expozici populace (Métivier 2002). Anspaugh a kol. (1988) hodnotili v roce 1988 dopady Černobylské havárie na zdraví lidí. Přišli se závěry, že u celkem 800 milionů exponovaných lidí bude celkový přírůstek rizika nádorového onemocnění 97% a celkový počet obětí odhadli na 17 400 do roku 2036 (Anspaugh et al. 1988). Nicméně v roce 2005 vyšla závěrečná zpráva z konference IAEA ve Vídni, ve které se uvádí odhad počtu obětí nižší a to 10 000 (IAEA 2005). Na druhou stranu v roce 2006 vyšla kritická studie na závěry z Vídeňské konference, kde autoři Fairlie a Sumner (2006) odhadli počet obětí v rozmezí 30 – 60 000.

3.3 Havárie ve Fukušimě

Východní pobřeží Japonska zasáhlo 11. března 2011 ve 14:46 místního času zemětřesení o síle 9 stupňů Richterovy škály, tudíž jedno z pěti nejsilnějších zemětřesení v moderních dějinách. Zároveň bylo nejsilnějším zemětřesením zaznamenaným v Japonsku (METI 2011). Epicentrum se nacházelo nedaleko ostrova Honšú a vzdálenostně pouze 177 km od Dai-ichi JE Fukušima a 373 km od Tokia (USGS 2011). Hodinu po zemětřesení následovala vlna tsunami. Byly přerušeny dodávky elektrické energie. Došlo k automatickému odstavení bloků a energie pro chlazení musela být obstarána dvěma záložními dieselovými generátory. Kvůli zaplavení 15 metrovou vlnou tsunami bylo znemožněno udržovat správné funkce chlazení a cirkulace vody v reaktoru (Povinec et al. 2013). Z těchto příčin 12. března 3:36 místního času nastala exploze vodíku v servisním podlaží nad prvním blokem (TEPCO 2011; IRSN 2012). 15. března v 6:10 následovala nová exploze, tentokrát z druhého bloku, přičemž došlo k úniku radioaktivních plynů, aerosolů, velice

jemných pevných částech a radioaktivní vody do prostředí (IRSN 2012). Podle dostupných zdrojů byla v 9:00 ekvivalentní dávka ionizujícího záření 12 mSv/h v místě exploze (obr. č. 1) (Povinec et al. 2013). Podle zdrojů Tokijské elektrárenské společnosti z roku 2012 bylo do ovzduší vypuštěno 500 PBq vzácných plynů, 500 PBq ^{131}I , 10 PBq ^{134}Cs a 10 PBq ^{137}Cs (TEPCO 2012). Japonská vláda klasifikovala tuto nehodu číslem 7 na mezinárodní stupnici závažnosti jaderných událostí (METI 2011). Tím se dostala na nejvyšší stupeň stejně jako havárie v Černobylu. A podobně jako u havárie v Černobylu se radioaktivní spad přenášel na velké vzdálenosti a byl zaznamenán v USA (Leon et al. 2011), na Islandu, ve Skandinávii a dalších evropských zemích, včetně České republiky (Masson et al. 2011, SÚRO 2015).



Obr. č. 1 Mapování kumulativních dávek během března 2011 (METI 2011).

Endo a kol. (2012) provedli 15. – 30. března 2011 řadu měření koncentrací aktivit v půdě ve vzdálenosti od 20 do 40 km od Dai-ichi Fukušima. Nejvyšší koncentrace γ -emitujících radionuklidů ve vzorcích byly 2,38 MBq/kg ^{131}I , 1,33 MBq/kg ^{132}I , 1,43 MBq/kg ^{132}Te , 0,186 MBq/kg ^{134}Cs , 0,04 MBq/kg ^{136}Cs a 0,193 MBq/kg ^{137}Cs (Endo et al. 2012). Ve stejných vzdálenostech 20. – 26. března byla

monitorována i radioaktivita travních porostů, což bylo důležité pro posouzení kontaminace zeleniny a krmiv. Podle výsledků MEXT byly maximální koncentrace ^{137}Cs a ^{131}I ve vzorcích trávy 2,65 a 3,87 MBq/kg. Naměřené hodnoty byly získány po dešti ve vesnici Yagisawa (MEXT, 2012a; MEXT, 2012b ; MEXT, 2012c). V prefektuře Fukušima proběhl i monitoring kontaminace vodních ploch a toků od 24. – 29. května 2011. Tehdy japonské ministerstvo životního prostředí nedetekovalo ani v jednom ze vzorků radionuklidů. Na druhou stranu radiocesium bylo nalezeno ve všech vzorcích říčních sedimentů v rozsahu 51 – 16 000 Bq/kg suché hmotnosti. V září 2011 se koncentrace v říčním sedimentu pohybovaly od 43 – 24 000 Bq/kg suché hmotnosti (Povinec et al. 2013). Velké množství radioaktivních látek bylo vypuštěno do Tichého oceánu, přesněji 10 PBq ^{131}I , 3,5 PBq ^{134}Cs a 3,6 PBq ^{137}Cs (TEPCO 2012). 6. dubna 2011 byla provedena měření stanovující množství unikajících radionuklidů do moře. Naměřené hodnoty v 50 kilometrové vzdálenosti od Dai-ichi Fukušima byly značně vysoké s maximem 68 MBq/m³ pro ^{137}Cs . Problém znečištění oceánu bude přetrvávat patrně 30 – 100 let kvůli dlouhému poločasu rozpadu ^{137}Cs ukládajícího se v sedimentech (Buessler et al. 2011). Už v červnu 2011 byla uspořádána mezinárodní expedice pro měření radioaktivity v mořském prostředí. Výsledky koncentrace radionuklidů v biotě pro ^{134}Cs a ^{137}Cs se v sušině mezopelagických ryb pohybovaly 4,9 – 15,8 Bq/kg a 3,3 – 14,8 Bq/kg (Buessler et al. 2012).

Ještě po šesti letech od jaderné havárie ve Fukušimě dochází v primární uzavírací nádobě k únikům vysokých dávek radiace (IAEA 2017). Primární uzavírací nádoba je bezpečnostní stavba, která v případě havárie uzavírá jaderný reaktor a další komponenty (Toshiba 2017). 26. ledna 2017 se dálkově řízený robot pokoušel zdokumentovat situaci v primární uzavírací nádobě, aby bylo možné pokročit s odstraněním sutin a paliva. Kromě digitálních fotografií byla i odhadnuta míra radiace na několik stovek Sievertů za hodinu. Tento odhad překročil všechna dosavadní měření a přiblížil se k hodnotám naměřeným v minulosti (IAEA 2017). Pro představu LD50/30 (do třiceti dní) se pohybuje v rozmezí 4 až 5 Sievertů, pokud byla dávka obdržena za velmi krátký časový interval (USNRC 2017). O čtyři dny později 30. ledna byla míra radiace odhadnuta na přibližně 530 Sv/h a 9. února dokonce na 650 Sv/h (IAEA 2017).

3.4 Vliv na veřejné zdraví

O vlivu na veřejné zdraví při expozici stabilním cesiem jsou k dispozici jen omezené informace, obzvláště pokud se jedná o akutní a chronickou toxicitu (Williams et al. 2004). Studie na zvířatech naznačují, že cesium má toxicitu relativně nízkou. Akutní orální hodnoty LD50 u potkanů a myši se pohybují od 800 do 2 000 mg Cs/kg, přičemž CsOH je toxičtější než CsI nebo CsCl (Ghosh et al. 1990). Ve studii, kterou provedl Mitchell a kol. (1921), byly pozorovány vysoké koncentrace Cs ve svalech, srdci, játrech, ledvinách, slezině a plicích krys. Ty požívaly jen syntetickou stravu po dobu 10 – 17 dní obsahující pouze Cs, které nahrazovalo K. Křasy pošly v intervalu 10 – 17 dní na tetanickou křeč. Neulieb v roce 1984 provedl sám na sobě pokus, při kterém přijal během ranního a večerního jídla 34 mg Cs/kg v potravě v podobě CsCl. Experiment probíhal po dobu 36 dní. Byly zaznamenány zvýšená chuť k jídlu, nevolnost a průjem. Dalším projevem byly i patrné neurologické změny během 15 minut od podání CsCl, projevující se jemným brněním v končetinách a oblastech rtů a tváří (Neulieb 1984). Syndrom dlouhého QT (jde o zpožděnou ventrikulární repolarizaci srdce) a s tím související srdeční arytmie byly popsány u pacientů, kteří požívali CsCl jako součást homeopatických léků (Bangh et al. 2001, Harik et al. 2002, Saliba et al. 2001) a jak uvádí Melnikov a Zanoni (2010), v takovém případě může hrozit i akutní zástava srdce. Při požití homeopatických léků bylo také pozorováno parenchymatické zeslabení mozku u koncentrací překračující 195 000 krát běžné hodnoty (Khangure et al. 2013). Ghosh a kol. (1991) zjistili, že jednorázové orální dávky CsCl od 125 – 500 mg/kg podávané myším samicím, vedou k signifikantnímu zvýšení chromozomálních zlomů v buňkách kostní dřeně.

Radioaktivní izotopy cesia představují větší zdravotní rizika než ^{133}Cs vzhledem k nežádoucím účinkům β a γ záření, nikoli cesia samotného (Williams et al. 2004). Nepříznivé neurologické, vývojové, reprodukční, genotoxické a rakovinové účinky byly pozorovány ve studiích na zvířatech. Pendic a Milivojevic (1966) pozorovali dermální absorpci, kterou prokazovaly stopy ^{137}Cs v krvi několik minut po aplikaci $^{137}\text{CsCl}$, ale nebyly nalezeny žádné údaje o relevantním množství a míře absorpce. Zhoršená motorická aktivita, snížená tloušťka kortikálních vrstev mozku byla pozorována po narození krys, které byly krátce vystaveny *in utero* po dobu 4,9

minuty zdroji ^{137}Cs a celkové dávce 4 Gy, kde nejzranitelnější vývojové období bylo pozorováno v období 14 – 15 gestačních dnů (Norton et Kimler 1987; Norton et Kimler 1988). Podobné výsledky zaznamenali i Minamisawa a kol. (1990, 1992) když popsali zvýšené agresivní chování po narození krysu, snížení hmotnosti těla o 6 – 16% a mozku o 9% při dávkách 1 – 3 Gy ve 14. gestačním dnu. Saad a kol. v letech 1991 a 1994 potvrdili, že nepříznivé vývojové účinky u plodů potkanů ozařovaných ve 12. gestační den zahrnuje: sníženou velikost vrhu, menší velikost hlavy. Navíc přišli se zjištěním, že docházelo k retardované odontogenezi (proces tvorby zubu) a rozštěpu patra při vyšetření v 18. gestačním dnu (Saad et al. 1991, 1994). Signifikantní zvýšení rychlosti tvorby mikronukleí bylo pozorováno v krvinkách jiných fetálních potkanů po ozáření březích samic přes uzavřený zdroj ^{137}Cs ve 14. gestační den (Koshimoto et al. 1994). Výrazně snížená plodnost (včetně dočasné sterility) byla hlášena u myších samců vystavených externímu zdroji ^{137}Cs 23 hodin denně po 19,5 dní, při dávkách 0,675 mGy/h. Zvýšená frekvence dominantních smrtelných mutací byla také signalizována zvýšením pokopulační embryonální mortality (Ramaiya et al. 1994). Zvýšení celoživotního rizika nádorů prsních žláz bylo pozorováno u samic potkanů, které byly vystaveny ve věku 8 – 36 týdnů jednotné dávce radiace s celotělní expozicí ze zdroje ^{137}Cs (Bartstra et al. 1998). Ozařování v 64 týdnech však přineslo méně karcinomů než u neexponovaných kontrol. Nikula a kol. (1995) provedli pokus, kdy intravenózně vpíchlí 54 psům roztok s $^{137}\text{CsCl}$ v průměrném množství počáteční tělesné zátěže 71,7 – 141 MBq/kg. U přeživších psů byly pozorovány efekty jako trvalé poškození zárodečného epitelu a azoospermie (při absorbované dávce 7,42 – 16,40 Gy), těžké potlačení funkce kostní dřeně (7 – 24 Gy) a různé typy zhoubných novotvarů a vzrůstání frekvence jejich výskytu vzhledem k velikosti dávky. Do 52 dnů pošlo 23 psů s počáteční celotělovou dávkou v rozmezí 64 – 162 MBq/kg (Nikula et al. 1995).

Brandão-Mello a kol. (1991) shrnuli další údaje o působení radioizotopů cesia po nehodě s radioaktivním nemocničním odpadem ve městě Goiânia v Brazílii. Řada jedinců byla dermálně a orálně exponována otevřenému zdroji $^{137}\text{CsCl}$, vykazovala klasické příznaky akutního radiačního syndromu včetně zvracení, průjmu a nevolnosti, stejně jako kožní léze způsobené radiačními popáleninami, orofaciální léze, poškození zraku, hematologické účinky (aplasie kostní dřeně, leukopenie,

trombocytopenie, lymfopenie, neutropenie), mírné zvýšení některých enzymů v játrech, snížený počet spermií a úmrtí (ve 4 případech, připisovaných infekcím vyplývajícím ze snížení imunitního systému) (Brandão-Mello et al. 1991; Gomes et al. 1990). 237 úmrtí na akutní radiační syndrom bylo oficiálně nahlášeno i po havárii jaderné elektrárny v Černobyli (Belyi et al. 2013). Jak uvádí Hall a Giaccia (2006) nebo Cox a Ang (2010) celotělní iradiační LD₅₀ odpovídá 3 – 4 Gy a při absorpci dávky 100 Gy by znamenala 100% šanci úmrtí během hodin od expozice na neurovaskulární syndrom (Finch 1987).

3.5 Vliv na kondici rostlin

Výzkumy rostlinné toxicity stabilního cesia započaly už na přelomu 19. a 20. století (Hasselbring 1907). V současné době se pokládá za charakteristické příznaky cesiové toxicity velká abundance adventivních kořenů, abnormální vývoje částí rostlin, snížení sušiny, snížení obsahu chlorofylů a karotenoidů a nekrózy různých částí rostliny nebo draslíkovým vyhladověním (Cline et Hungate 1960; Kordan 1987; Shalygo et al. 1997; Hampton et al. 2004). Přesto, alespoň jak zjistil Hampton a kol. (2004), toxicita Cs u *Arabidopsis* nebyla způsobena pouze draslíkovým vyhladověním. U radiocesie je toxicita v živých organismech způsobena radiací γ ionizujícího záření emitovaného z externích zdrojů jako vzuch, voda a půda. Popřípadě jeho rozpadovými produkty jako ¹³⁷Ba. β subatomární částice působí hlavně po začlenění do organismů (UNSCEAR 2000). Nicméně, jak uvádí Burger a Lichtscheidl (2018), stále existuje málo dat o odpovědích vegetace na radiocesium.

Draslík je esenciálním makronutrientem potřebným v rostlinných buňkách k aktivaci enzymů, stabilizaci proteinů a nukleotidové struktury. Potřebná koncentrace v cytoplazmě pro všechny tyto funkce se pohybuje od 100 do 150 mM (Leigh et Wyn Jones 1984; Marschner 2011). Kationt Cs vykazuje téměř identické vlastnosti jako kationt K (Avery 1995). Proto může Cs⁺ inhibovat K⁺ kanály v plasmatické membráně a soupeřit o vazebná místa v proteinech (White et Broadley 2000). Vzhledem k tomu, že koncentrace draslíku jsou v půdním roztoku běžně přítomny v milimolárním rozpětí (Marschner 2011) a Cs je běžné ve velmi nízkých mikromolárních koncentracích (White et Broadley 2000), je velmi nepravděpodobné,

aby se toxicita cesia projevila u většiny přírodních prostředí (Hampton et al. 2004). Díky kompetici mezi těmito dvěma kationty může dojít k projevům toxických efektů. Už v roce 1960 Cline a Hungate zjistili, že toxické efekty cesia se jednoznačně projevily sníženou sušinou, žloutnutím listů a abnormálním růstem kořenů při koncentracích roztoku s 0,2 mM Cs⁺ a 0,07 mM K⁺. Jak uvádí White a Broadley (2000), cesium není pro rostliny toxické do externích koncentrací roztoku obsahujícím 0,2 mM Cs⁺, přesto tento limit kriticky závisí na koncentraci dalších iontů. Růst a metabolismus mnohých rostlin, jak uvádí Bystrzejewska-Piotrowska a Urban (2003), je inhibováno koncentrací blížíící se 0,3 mM Cs⁺ v rhizosféře. První reakce rostlin pod vlivem koncentrací jak ¹³³Cs tak i ¹³⁷Cs se projevuje zavíráním průduchů a snížením transpiračního procesu, stejně jako snížením úrovně hydratace v rostlinných pletivech (Bystrzejewska-Piotrowska et Urban 2003; Bystrzejewska-Piotrowska et al. 2004). Měření výměny plynů na druhu *Lepidium sativum* ukázalo velmi snížené odpory průduchů pod cesiovým stresem. Po 5 dnech růstu v médiu obsahujícím CsCl a vystavené světelnému záření 220 μmol/m/s, se odpor průduchů pohyboval pouze okolo 50%, než u rostlin rostoucích v mediu obsahujícím KCl (Bystrzejewska-Piotrowska et Urban 2003). Shalygo a kolektiv (1997) zaznamenaly další důležitý projev toxicity Cs⁺. Při experimentech s ječmenem setým (*Hordeum vulgare*) exponovaným CsCl byl pokles chlorofylu a karotenoidů v rozmezí 53 a 88% oproti kontrolám, v závislosti na délce expozice. Enzym uroporfyrinogendekarboxyláza (UROD) zdánlivě vykazoval nejvyšší sensitivitu k CsCl napříč ostatními chlorofyl syntetizujícími enzymy. Při expozici Cs⁺ byl oproti kontrolám zaznamenán pokles v tvorbě tohoto enzymu o 14% (Shalygo et al. 1997). Rostliny s redukovanou aktivitou UROD, enzymu tetrapyrrolů a jeho biosyntetických drah, jsou charakteristické akumulací fotosyntetizujících tetrapyrrolových meziproductů, antioxidačních reakcí a lézí nekrotických listů (Mock et al. 1999). Porfyrinové fotosenzitivní procesy mohou tedy na buňkách způsobit nezvratné změny. Nicméně jak zjistil Shalygo a kol. (1997) i když některé enzymové aktivity v biosyntéze chlorofylu byly ovlivněny během 8 hodin CsCl treatmentu za přítomnosti světla, viditelné fotodynamické poškození nebylo zjištěno. Počáteční listová nekróza byla pozorována až po 24 hodinách treatmentu CsCl na světle, kdežto ve tmě se nekrotické léze neobjevily (Shalygo et al. 1997). Toxicita cesia byla zkoumána i na genové úrovni. Rozsáhlý výzkum provedl Hampton a kol. (2004) u druhu *Arabidopsis thaliana*. Při porovnávání rostlin pěstovaných v prostředí

s dostatkem K oproti rostlinám vyhladovělým K, byla nalezena signifikantní exprese v kořenových částech a ve výhoncích. U K-vyhladovělých rostlin to byly i geny, které jsou zapojeny do obranných reakcí a také řídí mnoho transkripčních faktorů. Navíc exprese K-transportérového genu AtHAK5/AtPOT5 byla zvýšena o 9 řádů u kořenů *Arabidopsis* způsobeném K-vyhladověním (Hampton et al. 2004). Jak uvádí White a kol. (2004) tyto geny pravděpodobně slouží ke katalyzaci příjmu jak K, tak Cs. Exprese několika genů AtGLR1,2 a AtGLR1,3 kódujících další transportéry byla zvýšena a tyto geny mohou přispívat k Cs⁺ tokům. U výhonků K-vyhladovělých rostlin byla exprese AtHAK5/AtPOT5, AtKUP9, AtCNGC1, AtCNGC13, AtGLR1,2, AtGLR1,3, a AtGLR1,4 signifikantně vyšší a exprese AtKUP2, AtKUP3, AtKUP5 a AtKUP8 byla signifikantně nižší než u rostlin s dostatkem draslíku. Exprese některých, ale ne všech genů, které odpovídaly na K-vyhladovění, vykazovaly podobné změny v expresi jako po intoxikaci Cs.

3.6 Potravní řetězec

V současné době je nejvíce pravděpodobné, aby radionuklidy vstoupily do terrestrického potravního řetězce počátečním únikem do atmosféry. Takovéto vstupy byly nejvíce zkoumány během 50. a 60. let, kdy probíhaly testy termionukleárních zbraní (Buessler et al. 2011). Sedimentace ze stratosféry u některých radionuklidů trvala i dva roky vzhledem k typu prováděného testu. Postupem kontaminatů do troposféry docházelo k jejich rapidnímu ukládání pomocí deště. Nicméně u jaderných havárií bývá depozice mnohem rychlejší vzhledem k tomu, že radionuklidy jsou dopraveny pouze do troposféry (Carter 2012). Za posledních několik desítek let vznikla vysoká míra kontaminace přírodní, přírodě blízké i antropogenní krajiny. Značnou řadu let vzbuzovala kontaminace zemědělských ploch štepnými produkty znepokojení vzhledem k vlivům na životní prostředí a veřejné zdraví. Okolo 5 milionů lidí žije v oblastech Běloruska, Ruska a Ukrajiny, které jsou kontaminovány ¹³⁷Cs kvůli Černobylské havárii (37 kBq/m² nebo 1 Ci/km²). Mezi těmito obyvateli žilo okolo 400 000 lidí ve více kontaminovaných oblastech ¹³⁷Cs, klasifikovaných sovětskými autoritami jako oblasti se strykní radiační kontrolou (> 555 kBq/m² nebo 15 Ci/km²) (Balonov 2007). Jelikož cesium může být jednoduše přijímáno jak kořeny, tak i nadzemními částmi rostlin, jsou tyto procesy příjmu

klíčové z hlediska přestupu radionuklidů do potravních řetězců (Fesenko et al 2013; Nishita et al. 1961). Zapojením se do potravních řetězců, radiocesium může být akumulováno vyššími organismy včetně lidí, u kterých může vést k výskytu subletálních i letálních ionizujících efektů na molekulární úrovni (Ghosh et al. 1993). Navíc efekt kontaminace radionuklidu na jednotlivé druhy, kvůli biologické akumulaci a následným přenosem skrz potravní síť, může negativně ovlivnit obzvláště organismy na vyšší trofické úrovni a také druhy závislé na silně zasažených potravních zdrojích (Wehrden et al. 2012). První částí při vstupu do potravního řetězce jsou lišejníky, mechorosty, houby, vyšší rostliny a jejich plody. Kromě uvedených potravinových zdrojů byly zjištěny obsahy radionuklidů i v medu. Mezi lety 2001 – 2004 zaznamenal Panatto a kol. (2007) pokles aktivit v medu. Nejvyšší aktivity 12 Bq/g byly zaznamenány u medu z kaštanovníku a byly signifikantně vyšší než aktivity ostatních druhů medu, které se pohybovaly mezi 3 – 6 Bq/g. Pokles byl zaznamenán pod 1 Bq/g všech ostatních druhů kromě medu z kaštanovníku, u kterého byl zaznamenán pokles na 3 Bq/g (Panatto et al. 2007). Lišejníky a mechy byly uznány za ideální indikátory radionuklidů v ovzduší ekosystémů (Papastefanou 1989), což závisí na dlouhé době růstového cyklu, takže Cs může být uloženo v tkáni až po dobu 15 let (Carter 2012). Vysoký transfer radiocesia v potravním řetězci popsal Mattsson (1975) od lišejníků k člověku v arktických a subarktických oblastech Evropy. Vstupem do potravního řetězce byly lišejníky. Následným spásáním sobem polárním (*Rangifer tarandus*) a jeho ulovením místními obyvateli docházelo k transferu signifikantních množství ^{137}Cs do člověka. Po nehodě v Černobylu vegetace a živočichové v lesních a horských biotopech vykazovaly vysoké příjmy $^{134,137}\text{Cs}$. Nejvyšší zaznamenané hodnoty ^{137}Cs byly nalezeny v lesních potravinách, jako jsou houby, bobulovité plody a zvěřina. Což je zapříčiněno trvalou recyklací radiocesia obzvláště v lesních ekosystémech. Vysoké hodnoty přetrvaly i 20 let od havárie (Balonov 2007). Při průzkumech akumulace ^{137}Cs v Bavorsku, po havárii v Černobylu, zjistil Kammerer a kol. (1994), že symbiotické houby akumulují signifikantně vyšší množství než houby saprofitické nebo parazitické. Naměřené koncentrace aktivit byly napříč všemi zkoumanými druhy hub 2 – 15 000 kBq/kg čerstvé hmotnosti plodnic (Kammerer et al 1994). Heinrich (1993) při podobném průzkumu v Rakousku potvrdil, že akumulované množství ^{137}Cs hubami je signifikantně vyšší po havárii v Černobylu a zároveň zjistil, že akumulovaná množství v plodnicích jsou nejvyšší v *pileu* (klobouku). Stejná

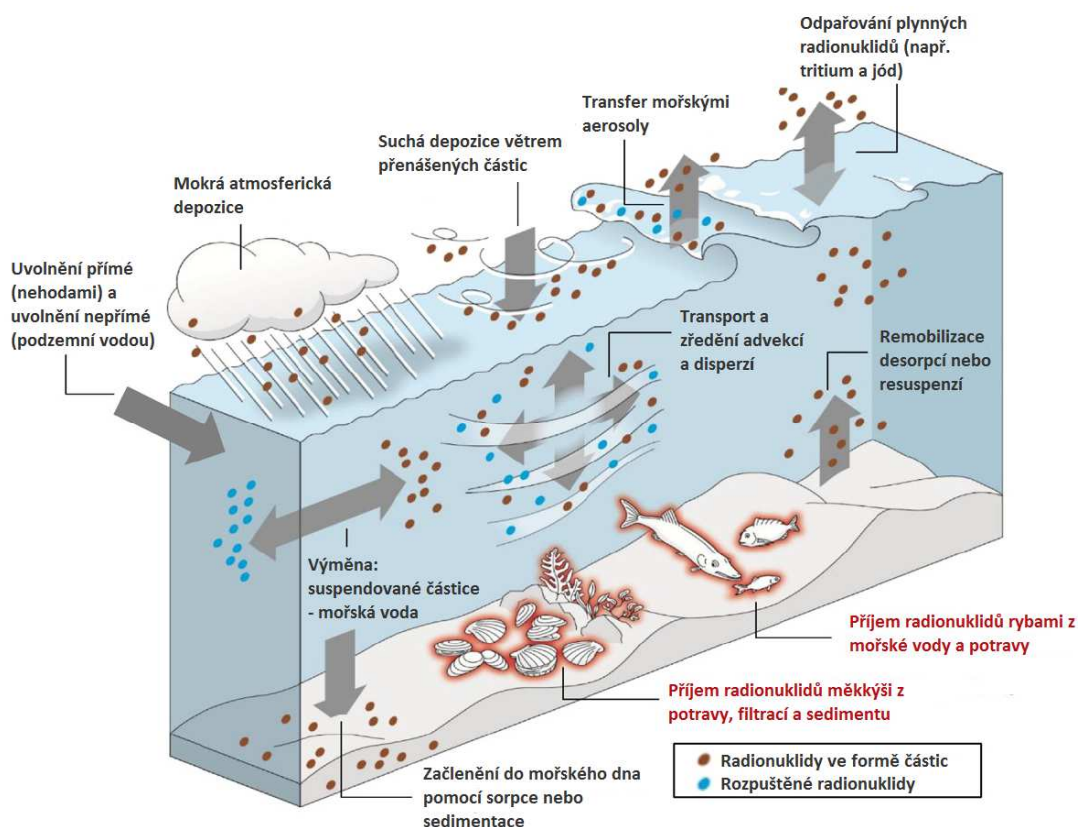
měření proběhla v roce 1990 v Japonsku, kde byly měřeny koncentrace aktivit u 79 druhů hub. Závěry studie naznačovaly, že hodnoty jak ^{137}Cs , které se pohybovaly v rozmezí 2 – 16 300 Bq/kg sušiny, tak ^{134}Cs 0,2 – 436 kBq/kg sušiny, nebyly výrazně vyšší než před havárií v Černobylu (Yoshida et al. 1994). Vysoké akumulované hodnoty ^{137}Cs houbami jsou obzvláště nebezpečně u lidí žijících v oblastech Ukrajiny a Ruska, u kterých můžou lesní plody zaujímat značnou část jídelníčku. Mehli (1998) udává roční příjem hub v potravě v rozmezí 1,2 – 14 kg čerstvé váhy u 4 zkoumaných ruských a ukrajinských osad. Průměrná hodnota zkonsumovaných hub napříč všemi osadami byla 7,2 kg/rok. Ve stejných osadách uvádí i průměrný roční příjem lesních bobulovitých plodů 2,6 kg/rok (Mehli 1998).

Dalším článkem v potravním řetězci jsou herbivoři. Ti přijímají radionuklidy z kontaminovaných pastvin, což potom může znamenat vstup na trh s masem a mléčnými výrobky (Fesenko et al. 2013). Například jak zmiňuje Carter (2013), po havárii v Černobylu byly limity ^{137}Cs pro sušené mléko v evropských zemích překročeny v některých případech i 100 násobně a pohybovaly se mezi 20 – 3 700 Bq/kg. Ještě v roce 1994 procento produkovaného mléka na kolektivních farmách překračovalo stanovené národní limity (111 Bq/kg pro ^{137}Cs) z 12,4% v Bělorusku a 0,59% Rusku (370 Bq/kg pro ^{137}Cs) (Firsakova et al 1996). V letech 2006 jsou koncentrace aktivit ^{137}Cs v zemědělských produktech obecně pod národní a mezinárodní stanovenou úrovní. Nicméně v některých oblastech s vysokou depozicí, což jsou např. části Homelského a Mohylevského regionu v Bělorusku a Brjanského regionu v Rusku nebo na půdách s nízkým podílem organické hmoty jako jsou ukrajinské regiony Žytomyr a Rovno, může být stále mléko produkováno s koncentracemi aktivit ^{137}Cs překračující národní stanovené úrovně 100 Bq/kg (Balonov 2007). Zkoumány byly i koncentrace aktivit u masa lesní zvěře. Jak uvádí Dvořák a kol. (2010) nejvyšší naměřené průměrné hodnoty aktivity ^{137}Cs v mase prasete divokého (*Sus scrofa*) v ČR byly v roce 2009 132 Bq/kg. Což bylo dáno hlavně složením stravy. Detekované ^{137}Cs bylo zjištěno u jednotlivých složek potravy, která se skládala z žížaly obecné (*Lumbricus terrestris*) 16 Bq/kg, různých druhů kořenů 200 Bq/kg, kde smrkové kořeny obsahovaly 62 Bq/kg a směsi trav, u níž dosahovaly 65 Bq/kg, z čehož ostřice obsahovala koncentrace 24 Bq/kg a plodnice *Elaphomyces granulatus* 2 858 – 4 743 Bq/kg. Právě tato podzemní houba představovala hlavní zdroj radiocesiumu v potravním řetězci divokých prasat. Ještě

okolo roku 1996 v Bělorusku překračovalo 0,003% hovězího masa národní stanovené limity (370 Bq/kg pro ^{137}Cs), zatímco v Rusku překračovalo limity (740 Bq/kg pro ^{137}Cs) 0,012% produkce hovězího masa (Firsakova et al 1996).

Bioakumulace radiocesiuma pocházejícího z Černobylu v akvatickém potravním řetězci vedla k signifikantním koncentracím aktivit v rybách na většině zasažených míst a některých vodních ploch ve Skandinávii a Německu. Úrovně kontaminace byly redukovány o jeden řád během dekády od doby Černobylské havárie. V roce 2006 byly koncentrace aktivit jak v povrchových vodách, tak i rybách nízké (Balonov 2007). Nicméně stále jsou v sedimentu jezer uloženy velké koncentrace aktivit, které se alespoň ve finském jezeře Nurmijärvi, pohybují v rozmezí 12 100 – 18 500 Bq/kg v sušině. Kromě toho byly zjištěny i následné remobilizace ^{137}Cs a jeho opětovné redepozice (Ojala et al. 2017). Navrhovaná vysvětlení v mnohých studiích pozorované post-depoziční mobility ^{137}Cs jsou složena ze dvou faktorů. Za prvé chemismus vodních pórů (koncentrace Mg^{2+} , Ca^{2+} a NH_4^+ , tvrdá/měkká voda a rozpuštěný kyslík) a za druhé koncentrace a složení organické hmoty sedimentu. Vliv chemismu pórů sedimentu na remobilizaci ^{137}Cs byl potvrzen v roce 2017. Mobilizace ^{137}Cs jednotlivými prvky byla zaznamenána v tomto pořadí: $\text{NH}_4^+ > \text{Mn}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} \approx \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Sr}^{2+}$. Dále byl zjištěn i vliv obsahu kyslíku a rozpuštěných minerálních látek ve vodě. Desorpce následovala v tomto pořadí vzhledem k chemismu vody: oxická měkká voda < oxická tvrdá voda < anoxická tvrdá voda < anoxická měkká voda. Při mobilizaci v sedimentu dochází tedy i k uvolnění ^{137}Cs do vodního sloupce (Wang et al. 2017). Tento proces způsobuje další akumulaci ^{137}Cs vodními organismy. Navíc použití kontaminované vody překračující bezpečnostní limity na zálivku zemědělských plodin by mělo být vzato v úvahu jako další vstup radionuklidů do potravního řetězce. Jedním z příkladů je studie, kterou provedl Sabbarese a kol. (2002). K zálivce byla použita kontaminovaná voda obsahující 0,31 kBq/ml ^{137}Cs a 0,30 kBq/ml ^{60}Co . Zálivka s koncentrací aktivity 375 Bq/m² byla spotřebována na týdenní zálivku. Absorbovaná množství ^{137}Cs ze zálivkové vody byla sice jen 2% kořeny a 12% listy rajčete jedlého (*Solanum lycopersicum*), z čehož pouze 10% celkového absorbovaného množství bylo rostlinou transportováno do plodů (Sabbarese et al. 2002). Přesto vzhledem k bezpřehlednosti účinku štěpných produktů by měla být této problematice věnována pozornost. V současné době se studium transferu radionuklidů soustředilo na

potravní sítě japonského pobřeží vzhledem k nehodě jaderné elektrárny ve Fukušimě a tomu, že 80% radioaktivity uniklo přímo do moře. V roce 2012 byl v pobřeží prefektury Fukušima stále zakázán lov některých druhů ryb kvůli překročení stanovených limitů 100 Bq/kg čerstvé váhy u 40% z nich (Buessler 2012). Koncentrace aktivity ^{137}Cs v marinní biotě byla v rozmezí několika Bq/kg až do hodnot 10^3 Bq/kg (obr. č. 2). Nejvyšší dávky zatížení mořské bioty byly kalkulovány na 0,17 – 0,25 $\mu\text{Gy/h}$ u mořských řas, rodu *Holothuria*, třídy *Ascidiacea*, třídy *Echinoidea* a hodnoty 0,10 – 0,17 $\mu\text{Gy/h}$ u bentických ryb, korýšů a měkkýšů. Maximální hodnoty byly vypočteny pro druh *Hexagrammos otakii* v srpnu 2012. V roce 2016 byly celkové dávky ^{137}Cs u pelagických ryb v hodnotách 2×10^{-3} $\mu\text{Gy/h}$, kde nejvyšší hodnoty byly zaznamenány u bentických ryb 0,15 $\mu\text{Gy/h}$ (i Batlle 2018).



Obr. č. 2 Radionuklidy v mořském prostředí včetně základních procesů suché a mokré depozice, advekce a disperze, transferu částic, sedimentace, remobilizace ze sedimentu a příjem živými organismy (Batlle et al. 2018).

Současně s transferem radionuklidů do potravních řetězců byla ohrožena i řada ekosystémových služeb (Wehrden et al. 2012). Tikhomirov a Shcheglov (1994) uvádí 4 příklady, kdy ozáření rostlin a živočichů letálními a subletálními dávkami

vede k rozrušení ekologických vztahů mezi komponenty lesních ekosystémů a následné disturbanci. Disturbance v ekologických vztazích zahrnují následující faktory. První jsou změny mikroklimatu a edafické podmínky pod korunovým zápojem poškozených stromů (zvýšené teploty, a množství vody vstupující do půdy). Druhým faktorem je disturbance v synchronismu sezóních fází ekologicky propojených skupin organismů. Třetí faktor je posun ve vnitřních vztazích mezi konzumenty a producenty. A čtvrtým faktorem jsou změny v biologickém tlaku parazitů a predátorů jako výsledek selektivního působení radiace (Tikhomirov et Shcheglov 1994).

Předcházením vstupu radionuklidů do potravního řetězce a sítí u nejkontaminovanějších půd a soustředěním kontaminantů do vodních ploch a toků, popřípadě snížení kontaminace sedimentu a vodního sloupce akvatických prostředí, je možné snížit dopady těchto látek na akvatické biotopy a veřejné zdraví. Zároveň porozumění příjmů a kapacit různých druhů rostlin je předpokladem pro rozhodování vzhledem k jejich využití při remediačních technikách, které jsou ve výše uvedených případech vhodnou metodou.

3.7 Příjem nutrientů rostlinami

Jak píše Wittwer a Teubner (1959) publikované zprávy o absorpci minerálních nutrientů listy byly zjištěny už po roce 1840. Koncem 50. let se výzkum příjmu nutrientů listy vyvíjel rychle hlavně kvůli výrobě průmyslových hnojiv (Okuda et al. 1960). A od roku 1951 byl výzkum značně usnadněn díky použitím radioizotopů, které umožňují přesná měření příjmu a transportu a poskytují možnost rozlišení absorbovaných nutrientů listy a kořeny (Wittwer et Lundahl 1951). Jednou z příčin usnadnění výzkumů radioizotopovými měřeními byla studie se jménem *Selective absorption of cations by higher plants* z roku 1941, kterou publikoval Collander. Byla to vůbec první studie, ve které bylo zjištěno, že rostliny z kompletního živného média akumulovaly Cs^+ . Všechna analytická data ukazovala, že existují druhy rostlin, které jsou vždy relativně bohaté na K^+ , Rb^+ a Cs^+ , zatímco jisté další druhy byly vždy s nízkými obsahy těchto prvků. Tím vznikl závěr, že Cs^+ je absorbováno kořeny stejně snadno jako Rb^+ a tudíž téměř tak snadno jako K^+

(Collander 1941). Bukovac a Wittwer (1957) potvrdili, že všechny minerální prvky jsou pravděpodobně absorbovány listy, ale ve velice rozdílných mírách. Zjistili, že ^{42}K , ^{22}Na a ^{86}Rb byly u listů fazolu snadno vstřebatelné, velice mobilní a absorbovány do stonků do 24 hodin (Bukovac a Wittwer 1957). O pár let později Epstein a Hagen (1952) přišli se zjištěním, že K^+ a Cs^+ kompetitivně ovlivňuje absorpci Rb^+ , a bylo usuzováno, že tyto tři ionty jsou vázány těmi samými vazebnými místy nebo reaktivními centry. Ke zjištění, že dochází k diskriminaci Cs^+ oproti K^+ , pokud jsou v živném médiu oba tyto ionty, přišli Menzel a Heald (1955). Ti zjistili, že cesium u různých druhů rostlin bylo průměrně absorbováno kořeny pouze 0,2 krát rychleji než draslík (Menzel et Heald 1955). S podobnými závěry potvrzující fakt, že dochází k diskriminaci Cs^+ z živného roztoku obsahující jak K^+ tak Cs^+ , přišli Cline a Hungate (1960) a další informace o diskriminaci Cs^+ přinesla práce, kterou publikoval Middleton a kol. (1960). V ní bylo zjištěno, že diskriminace Cs^+ se napříč různými koncentracemi kationů draslíku a cesia v živném roztoku liší (Middleton et al. 1960). Diskriminace příjmu byla také potvrzena na studii s kořeny ječmene setého (*Hordeum vulgare*), kde byl měřen relativní příjem ^{137}Cs a ^{42}K . Na kořenech ječmenu byla studována interference jiných mono a divalentních kationtů s absorpcí Cs^+ v koncentračním rozmezí od 0,0 do 0,1 mM/L. K^+ , Rb^+ a v menší míře NH_4^+ inhibovaly příjem Cs^+ , což naznačilo kompetici o stejné vazebné místo (Bange et Overstreet 1960). Rains a Epstein (1967) identifikovali dva různé mechanismy příjmu draslíku listy. Zjistili, že míra absorpce K u koncentračních rozsahů 0,02 – 1,5 mM sleduje Michaelis-Mentenovu kinetiku, dosahující teoretického maxima $V_{\max} = 1,5 \text{ mM}$, kde zjevná Michaelisova konstanta je 0,20 mM. Při vyšších koncentracích do 50 mM dosahuje míra absorpce K hodnot mnohonásobně vyšších než teoretické maximum kalkulované na základě relace vztahujících se na nízký rozsah koncentrací, což naznačilo funkci druhého mechanismu absorpce u nízkých (1 mM) a vysokých (10 mM) koncentrací draslíku (Rains et Epstein 1967). Bange a Overstreet (1960) také identifikovali dva různé mechanismy, které se podílejí na příjmu Cs^+ , kde jedním z nich je transportní mechanismus s vysokou afinitou sledujícím Michaelis-Mentenovu kinetiku s parametry $K_m = 8 \text{ }\mu\text{M}$, $V_{\max} = 2 \text{ }\mu\text{mol/g}\cdot\text{h}^4$ a druhým transportním mechanismem s nízkou afinitou, který nebyl saturován ani při 75 mM externího Cs^+ (White et Broadley 2000). Jelikož některé druhy akvatických makrofytů absorbují alespoň část K z vodního sloupce, mohou místa absorpce K fungovat jako místa pro absorpci Cs a proto musí být absorpce listy

zvažována jako potencionální cesta příjmu Cs akvatickými makrofyty (Barko et Smart, 1981; Barko, 1982; Barko et al. 1988).

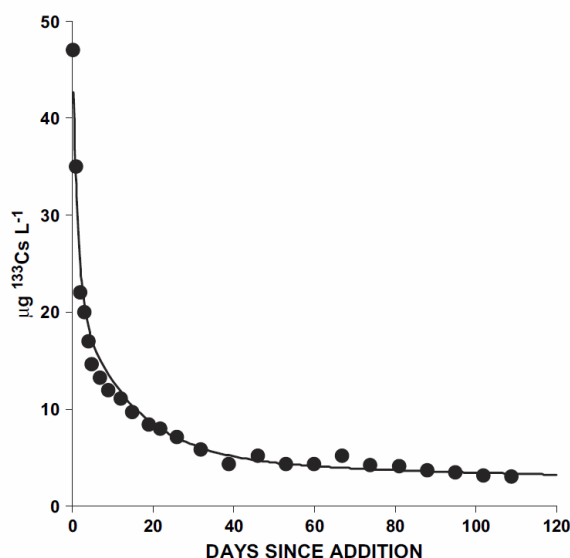
Jak píše Haynes a Goh (1977), aby došlo k absorpci látky listy, musí vstoupit do floému. Nejdříve, než se látka do floému dostane, musí překonat bariéru kutikuly. Poté musí být transportována skrze apoplastickou dráhu buněčných stěn epidermálních a mezofilních buněk nebo aktivně se vstřebávat plazmatickou membránou listových buněk a dále být transportována skrze symplastickou dráhu v buňkách. Monovalentní kationty Cs jsou poté transportovány napříč rostlinou přes systémy příjmu draslíku, které poprvé odhalil Bange a Overstreet (1960). Hull a kol. (1975) stanovili 3 hlavní vstupy v kutikulární absorpci u terrestrických rostlin: stomatální, trichomální a přímou kutikulární. Také poukázali, že důležitost každé z těchto cest vstupu je závislá na rostlinném druhu, vývojové části ve které se nachází a environmentálních vlivech (Hull et al. 1975). Dále ale uvádí, že pro stomatální penetraci v signifikantních množstvích je třeba splnění určitých podmínek jako je např. nízké povrchové napětí roztoku (Hull et al. 1975). Struktura listů terrestrických rostlin je adaptována na snížení ztrát vody. Jak ukázal Schönherr (1976) kutikulární membrány ponořených listů rodu rdest (*Potamogeton*) jsou velice odlišné od terrestrických rostlin. Tyto listy jsou třikrát více propustné pro vodu a nemají kutikulární vosky (Schönherr 1976). Což je dáno tím, že akvatické druhy jsou přizpůsobeny na absorpci vody a nutrientů z vodního sloupce. Mezi morfologické rysy submerzních rostlin patří rozvoj aerenchymu, ztráta trichomů, ztenčování listů a změna jejich tvaru, redukce kutikuly, snížení počtu stomat a rozvoj houbovitého mezofylu, což dovoluje spekulovat, že role trichomů a stomat u akvatických submerzních makrofytů bude ovlivněna. Jak uvedl Bange a Overstreet (1960) k příjmu Cs^+ a tedy i jeho transportu dochází pomocí draselných kanálů s vysokou a nízkou afinitou (Hampton et al. 2004; White et Broadley 2000). Jak uvádí Schroeder (1994) vysoce afinitní K^+ transportéry spadají do kategorie protonových pump nebo kotransportérů, které mají obrat 10² – 10⁴ inotů za vteřinu a jsou saturované anebo potlačeny při > 200 μM K^+ . Rychlost translokace iontů skrze kanály je v rozmezí 10⁶ – 10⁷ za vteřinu a je tak srovnatelná pouze s nejrychlejšími difuzně limitovanými enzymovými reakčními rychlostmi (Heginbotham et Mackinnon 1993). Vysoce afinitní systémy příjmu K^+ jsou zajišťovány rodinou proteinů KT/KUP/HAK slabě rozlišující mezi jeho analogy Rb^+ a Cs^+ (Véry et

Sentenac 2003). Tato skupina proteinů je také považována za jednu z nejdůležitějších transportérů Cs^+ v rostlinách. Méně významnou skupinou ve vysoce afinitním příjmu K^+ je rodina proteinů Trk/Ktr/HKT. Tyto transportéry se podílejí na různých funkcích od příjmu K^+ nebo Na^+ přes adaptaci na osmotický nebo solný stres až k recirkulaci Na^+ z výhonků do kořenů rostlin (Corratgé-Faillie et al. 2010). Nízko afinitní systém příjmu K^+ , tak jak jej definovali Bange a Overstreet v roce 1960, ztratil na významnosti. Stalo se to, když Spalding a kol. (1999) objevili měřením membránového potenciálu v kořenových buňkách *A. thaliana*, že AKT1, komponent vysoce afinitního systému, vykazoval propustnosti mezi 55 – 63% i když externí K^+ bylo mezi 10 – 1000 μM (Spalding et al. 1999).

Mezi dalšími transportéry K^+ byla identifikována i napětím ovládaná rodina proteinů typu Shaker. U nich bylo zjištěno, že hrají důležitou roli v plasmatické membráně různých tkání a orgánů vyšších rostlin. Outward-rectifying (ORC) a inward-rectifying (IRC) K^+ kanály byly identifikovány jako nedílná součást v udržení homeostáze rostlinných buněk (Gambale et Uozumi 2006). IRC K^+ kanály ve spojení s protonovými pumpami mohou odpovědět na široké spektrum nízko afinitních K^+ koncentrací, ovlivněním membránových potenciálů a posunutím aktivačního potenciálu a tím zajistit příjem K^+ . Také mohou poskytnout záložní mechanismus příjmu K^+ v případě environmentálních nebo genetických okolností, které redukuje nebo ruší vysoko afinitní příjem K^+ (Schroeder 1994). Některé rostlinné Shaker-type kanály jsou zastoupeny pouze ve specifických tkáních a naopak další jsou široce distribuovány v několika různých tkáních rostlin (Gambale et Uozumi 2006). Dlouhodobá funkce IRC K^+ kanálů se liší, když je srovnána s hlavními funkcemi jiných K^+ kanálů. V rámci biofyziky rostlinné membrány se zdají dobře adaptované k umožnění příjmu K^+ do specializovaných buněk za proměnlivých podmínek (Schroeder 1994). Zatím co IRC slouží pro příjem K^+ do buněk, ORC kanály usnadňují výtok K^+ z buněk kořenů. V buňkách xylémového parenchymu je jejich role distribuce K^+ do xylému pro následný transport do výhonků (White 1997; White et Broadley 2000). Data naznačují, že existují další tři rodiny kanálů, které přispívají k přechodnému uvolňování Ca^{2+} k řízení hladin vápníku v cytosolu (Sanders et al. 1999; Ward et al. 2009). Mezi nimi CNGC a GLRs jsou také známy jako pravděpodobné K^+ kanály a tím pádem by pravděpodobně mohly fungovat jako kanály cesiové.

3.8 Faktory ovlivňující biologickou dostupnost Cs v akvatickém prostředí

Kromě anatomických a fyziologických rozdílů v příjmu a transferu Cs rostlinami, je zapotřebí uvážit i podmínky prostředí, které mají na příjem vliv. Jak pozorovali Pinder a kol. (2006) po experimentální kontaminaci vodní nádrže se průměrné koncentrace rozpuštěného ^{133}Cs v prvním metru otevřené vodní plochy, rapidně snížily během prvních 20 dní. V následujících 120 dnech docházelo k pomalejšímu poklesu hodnot koncentrací (obr. č. 3). Zmíněný rapidní pokles koncentrací byl zapříčiněn hlavně horizontálním a vertikálním promícháváním vodní plochy (Pinder et al. 2006). Takto rozpuštěné Cs ve sladkovodních biotopech je odstraňováno z vodního sloupce usazováním na litogenních částicích a površích sedimentů. Tyto procesy částečně brání biologické asimilaci Cs a redukuje jeho další transfery (Evans et al. 1983; Comans et al. 1989).



Obr. č. 3 Porovnání pozorovaných koncentrací ^{133}Cs v listech *Brasenia schreberi* (●) s predikovanými hodnotami nelineárních regresí obdrženy z příjmu a ztrát biologické dostupnosti vzhledem ke sledovaným datům (Pinder et al. 2006).

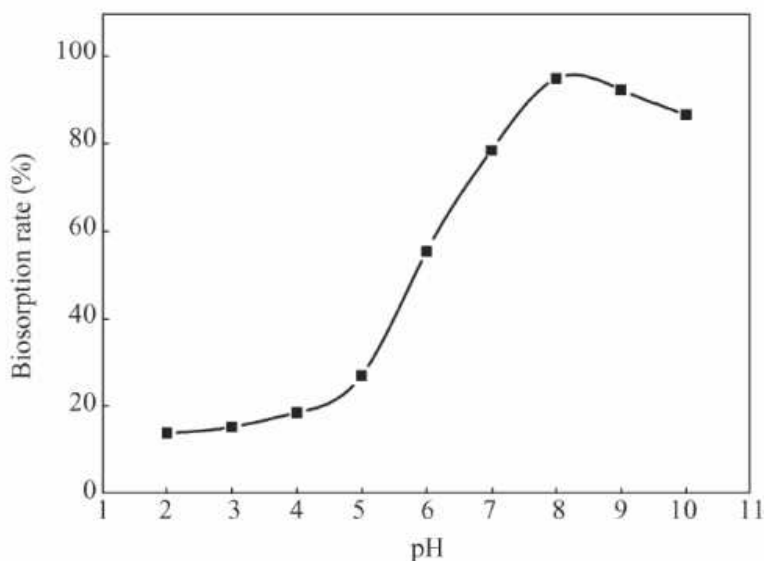
Adheze suspendovaných částic může signifikantně zvýšit zdánlivé koncentrace radionuklidů nad jejich endogenní (vnitřní) hodnotu. Což vede k nadhodnocení míry absorpce a koncentračních poměrů (Sansone et al. 2002). Salo a Saxon (1974) navrhli, že humózní látky ve vodních nádržích jsou schopné do nějaké míry vázat ^{137}Cs . V sedimentech může být ^{137}Cs vázáno na jílové minerály a také může být nahrazeno jinými kationty (Lomenick et Tamura 1965). Oxidy

železa a manganu nebo rozkládající se organická hmota také mohla být možným vazebným místem v sedimentech, ale jak se zjistilo pouze 2% z celkové koncentrace ^{137}Cs může být vázáno huminovými a fulvickými kyselinami (Brisbin et al. 1974; Evans et al. 1983). Navíc Penttilä a kol. (1993) dokázali, že humózní látky mohou reagovat s ^{137}Cs do jisté míry pouze při určitých laboratorních experimentálních podmínkách a tím pádem se nepodílejí na signifikantním snížení biologické dostupnosti ^{137}Cs v přírodním prostředí vodních nádrží s mírnými koncentracemi alkalických kovů (Penttilä et al. 1993). Jak již bylo zmíněno, Cs je silně a selektivně sorbováno fylosilikátovou složkou půdy, sedimentů a suspendovaných částic (Francis et Brinkley 1976). Cs zahajuje výměnu iontů reakcí s hydratovanými kationty na planárních roztažných vrstvách silikátů (např. smektitů) se selektivním trendem Hofmeisterovy řady, sloužící hlavně ke klasifikaci pořadí iontů a jejich schopnost stabilizovat strukturu proteinů (Leberman 1991; Zachara et al. 2002). Dále se sorbuje vysoce selektivním způsobem k rozštěpeným nebo roztřepeným okrajům, které jsou vytvořeny podél zvětralých okrajů slíd (např. biotitu a muskovitu) a jejich produktů zvětrávání (např. illitů) (Zachara et al. 2002). Tam také vzniká unikátní stereoselektivní prostředí pro sorpci Cs (Jackson 1963; Rich et Black 1964). Jak uvádí Comans a kol. (1989) Cs je jako sorbát poněkud unikátní ve své časté demonstraci pomalu reverzibilní sorpce. Tento jev je zřejmě výsledkem dehydratace a difuze uvnitř zhroucených vnitřních vrstev illitů nebo hydratovaných slíd (Sawhney 1972; Comans et Hockley 1992). Wang a kol. (2017) na laboratorní práci dokázali, že ^{137}Cs sorbovaný na sediment je vytlačen ionty v pořadí $\text{NH}_4^+ > \text{Mn}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} \approx \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Sr}^{2+}$. Dále zjistili, že ^{137}Cs je méně mobilní v oxické měkké vodě (K_d : $2,0 \times 10^3$ mL/g) a více mobilní v anoxické měkké vodě (K_d : $0,2 \times 10^3$ mL/g). Nicméně ve vodě tvrdé nebyly nalezeny signifikantní rozdíly v hodnotách K_d pro oxické a anoxické podmínky. Sekvence hodnot K_d byla oxická měkká voda > oxická tvrdá voda > anoxická tvrdá voda > anoxická měkká voda. Experiment s desorpcí ^{137}Cs sorbovaného na sediment také potvrdil, že ^{137}Cs je mnohem více mobilní v měkké vodě než ve vodě tvrdé (Wang et al. 2017).

Vliv teploty je další signifikantní fyzikálně-chemický parametr. Teplota mění adsorpci a kapacitu adsorbentu. Pokud je množství adsorpce zvýšeno se stoupající teplotou, potom adsorpce je endotermický proces. Což může být dáno zvýšenou mobilitou molekul a zvýšením počtu aktivních míst pro adsorpci se zvyšující se

teplotou. Zatímco s poklesem adsorpční kapacity se zvyšující se teplotou naznačuje, že adsorpce je exotermický proces. Může to být dáno tím, že zvyšující se teplota snižuje adsorpční síly mezi sorbátem a aktivními místy na povrchu adsorbentu. Teplota je tedy odpovědná za povahu a způsob chování sorbátu v roztoku a dostupnost aktivních sorpčních míst na povrchu adsorbentu (Salleh et al. 2011; Yagub et al. 2014). Například u půd Hundal a Pasricha (1998) zjistili, že kapacita adsorpce K byla vyšší při nižších teplotách (25°C) v porovnání s teplotami vyššími (40°C). Relativně nízké adsorpce K u vyšších teplot byly u půd se vzrůstajícím obsahem jílové složky (3,8 – 27,8%) s hloubkou. To naznačuje, že během tropických dní, ztráty kvůli výplachům perkolující vodou mohou být extensivní (Hundal et Pasricha 1998).

Mao a kol. (2011) provedli studii, ve které se zaměřili na biosorpci exopolymery *Pseudomonas fluorescens* jako biosorbentu pro dekontaminaci Cs z roztoku. Exopolymer je biopolymer, který je vylučován organismy, v tomto případě *Pseudomonas fluorescens* do prostředí. Zjistili, že adsorpce Cs⁺ se zvyšovala s pH od hodnot 2,0 – 8,0 a poté s rostoucím pH klesala (obr č. 4). S podobnými závěry přišli Mashkani a Ghazvini (2009) při použití *Azolla filiculoides* jako biosorbentu. Nebo i Sayyadi a kol. (2018), kteří použili mrtvé a živé buňky *Saccharomyces carlsbergensis* k biosorpci Cs⁺. Ta se ukázala nejvyšší při pH 7 (Sayyadi et al. 2018).



Obr. č. 4 Efekt pH na adsorpci Cs⁺ na *Pseudomonas fluorescens*. V = 50 ml; C₀ 200 mg/L; dávka adsorbentu 0,25g; teplota 25°C; čas kontaktu 120 min; pH roztoku 2,0 – 10,0 (Mao et al. 2011).

Sansone a kol. (2002) studovali vliv perifytonu (nárost – společenstvo vodních organismů žijících přisedle na předmětech ponořených do vody) na adsorpci Cs. Zjistili, že koncentrace ^{133}Cs nebo ^{137}Cs nalezená ve vzorcích perifytonu jsou z části způsobena přichytáváním suspendovaných minerálních částic na povrch perifytonu. Studie také potvrdila, že hlavní část Cs je vázána na anorganické částice. Proto tato frakce může být nejvýznamnějším příspěvkem k akumulaci Cs v perifytonu. Pozorované průměrné hodnoty koncentrace aktivit ^{137}Cs v perifytonu byly 730Bq/kg (Sansone et al. 2002).

3.9 Studie zkoumající příjem Cs listy

Jak píše Smart a Barko (1988) některé druhy makrofytů absorbují alespoň část K z vodního sloupce. Jelikož místa absorpce K mohou fungovat jako místa pro absorpci Cs, musí být absorpce listy zvažována jako potencionální cesta příjmu Cs akvatickými makrofyty (Smart et Barko 1988). Zatím co informace o příjmu a akumulaci cesia kořeny terrestrických makrofyt jsou za posledních 70. let v hojném počtu, zjištění o příjmu Cs akvatickými makrofyty z vodního sloupce a jejich interakcí s jinými ionty je velice málo (White et Broadley 2000; Burger et Lichtscheidl 2018).

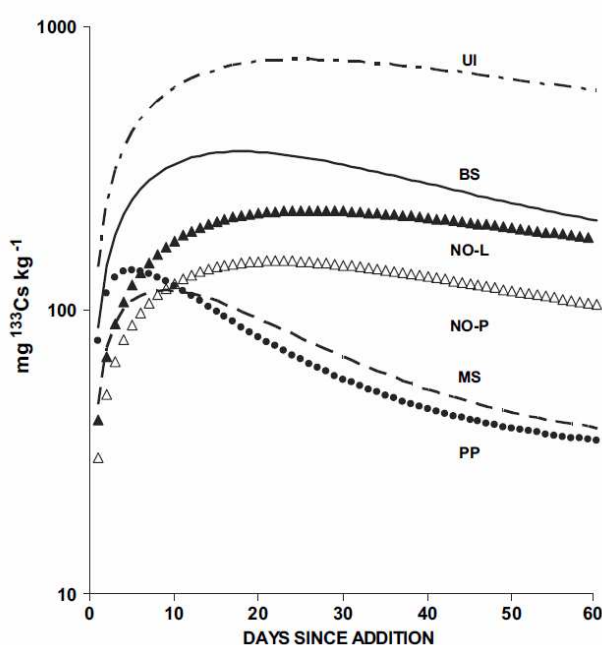
Brasenia schreberi, Nymphaea odorata, a Nymphoides cordata

Kelly a Pinder (1996) studovali 3 nejdůležitější akvatické makrofyty rostoucí v nádrži pro chlazení, v 90. letech už neoperujícího, jaderného reaktoru v USA. Maximální hloubka nádrže byla 12,5m s anoxickými podmínkami v hloubkách pod 6m, kvůli kterým se uvolňovalo ^{137}Cs do vodního sloupce s maximálními průměrnými hodnotami na hladině a to 0,8 Bq/L. Všechny 3 druhy předpěstovaných rostlin vykazovaly po ponoření do vodní nádrže rapidní zvýšení koncentrací ^{137}Cs v rostlinné hmotě. Na konci experimentu měly tyto exponované rostliny stejné koncentrace ^{137}Cs v listech jako rostliny přirozeně v této nádrži rostoucí. Kromě toho nebyly zjištěny signifikantní rozdíly v koncentracích ^{137}Cs v listech druhů

rostloucích na kontaminovaných a nekontaminovaných sedimentech (Kelly et Pinder 1996).

***Brasenia schreberi*, *Myriophyllum spicatum*, *Nymphaea odorata*, *Utricularia inflata* a perifyton**

Pinder a kol. v roce 2006 zkoumali pravděpodobný výskyt a rychlost absorpce listy akvatických makrofyt z vodního sloupce, za experimentální kontaminace malé vodní plochy ^{133}Cs v USA. Rápidní nárůst koncentrací ^{133}Cs u všech druhů následoval do několika dnů po kontaminaci vodní plochy (obr. č. 5). Nárůst nastal v době, kdy většina ^{133}Cs ještě byla přítomna ve vodním sloupci. Příjem kontaminantu listy nastal u dvou plovoucích druhů *Brasenia schreberi* a *Nymphaea odorata* a dvou ponořených druhů, *Myriophyllum spicatum* a *Utricularia inflata*. Přesto nebyly vyloučeny možnosti že: k akumulaci došlo i pomocí kořenů, příjem kořeny byl důležitější než příjem listy (Pinder et al. 2006).



Obr. č. 5 Predikce koncentrací ^{133}Cs z nelineárních regresí obdrženy z příjmu a ztrát biologické dostupnosti vzhledem ke sledovaným příjmům u *Brasenia schreberi* (BS), *Myriophyllum spicatum* (MS), listy *Nymphaea odorata* (NO-L), řapíky *N. odorata* (NO-P), *Utricularia inflata* (UI) a perifyton (PP) (Pinder et al. 2006).

Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum* a *Potamogeton nodosus

Sawidis a kol. (2016) provedli dvanáctiletý výzkum na řecké řece Pinios, kde byla deponována velká množství ^{137}Cs po havárii v Černobylu. Rozborem stanovená množství ^{137}Cs v sedimentech a tkáních akvatických makrofyt jasně naznačila, že koncentrace ^{137}Cs byly redukovány o 40,6% v sedimentu a 22,2% v rostlinách během let 1998 – 2010. Při porovnání akumulovaných hodnot bylo dále zjištěno, že listy *Ceratophyllum demersum* mají velkou absorpční kapacitu (54,5 Bq/kg v roce 1998 a 6,5 Bq/kg v roce 2010) oproti listům jiných druhů např. *Myriophyllum spicatum* (45,7 Bq/kg v roce 1998 a 10,6 Bq/kg v roce 2010). Zatímco *Potamogeton nodosus* měl pouze omezenou schopnost absorpce listy (3,3 Bq/kg v roce 1998 a 2,1 Bq/kg v roce 2010) (Sawidis et al. 2016).

***Potamogeton crispus*, *Trapa bispinosa*, *Nymphaea tetragona*, *Potamogeton distinctus*, *Spirogyra* sp., *Anabaena* sp. a *Microcystis* sp.**

Sasaki a kol. (2016) zkoumali výskyt ^{137}Cs v akvatických rostlinách a řasách v okolí jaderné elektrárny ve Fukušiměv roce 2013. Nejvyšší koncentrace ^{137}Cs byly zjištěny u vodních nádrží, kde na povrchu vody byly koncentrace 2,98 Bq/L, zatímco nejnižší byly 0,50 Bq/L. V sedimentu byly nejvyšší koncentrace $5,72 \times 10^4$ Bq/kg, zatímco nejnižší byla $4,85 \times 10^3$ Bq/kg. Koncentrace ^{137}Cs v akvatických makrofytech a řasách byla mezi 10^3 – 10^4 Bq/kg, kde v *Potamogeton crispus* byla $2,69 \times 10^4$ Bq/kg, což bylo nejvíce ze všech zkoumaných druhů rostlin. *Nymphaea tetragona* a *Potamogeton distinctus* obsahovaly nejnižší koncentrace 10^3 Bq/kg u rostlin. Další zjištěné hodnoty byly u *Trapa bispinosa* $1,48 \times 10^4$ Bq/kg, *Nymphaea tetragona* $4,75 \times 10^3$ Bq/kg, *Potamogeton distinctus* $1,91 \times 10^3$ Bq/kg a u řas *Spirogyra* sp. $7,11 \times 10^3$ Bq/kg a *Anabaena* sp. $1,01 \times 10^3$ Bq/kg (Sasaki et al. 2016).

4. Metodika

Pro účely experimentu byla použita zcela ponořená rostlina růžkatec ostnitý (*Ceratophyllum demersum*), která nevytváří kořeny, ale absorbuje všechny potřebné živiny z okolní vody (Keskinan et al. 2004). Práce popsané v této metodice se týkají pouze jedné doby trvání experimentu (24 dní) a to z důvodu identických postupů u zbylých dvou (16 a 8 denních) dob trvání experimentu. To znamená, že níže popsané práce musely proběhnout hned třikrát a to z hlediska rozsahu výzkumu a dostupných kapacit skleníku. Jako první započaly práce s 24 denní expozicí rostlin. Po skončení expozice byl skleník znovu uklizen, včetně obou boxů a všech použitých válců. Dokončením všech příslušných přípravných prací se mohlo pokračovat experimentem s 16 denní expoziční dobou. A stejně tak, se postupovalo při 8 denní délce expozice rostlin. Podrobnosti týkající se jednotlivých expozičních délek jsou uvedeny v přehledové tabulce (tab. č. 1).

Délka expozice	Celkový počet vzorků	Počet treatmentů	Počet kontrol
24 dní	80	8	5
16 dní	80	8	5
8 dní	80	8	10

Tab. č. 1 Přehledová tabulka s podrobnostmi expozičních délek.

4.1 Příprava experimentu

Samotná příprava 24 denního experimentu, zmíněného v této části publikace, započala 21. srpna. Nejdříve bylo potřeba dostatečně připravit všechny skleněné válce. Každý z 90 válců byl pořádně vypláchnut vodou a vymyt Jarem. Všechny takto umyté válce byly naplněny téměř po okraj čistou vodnou a dále doplněny o 60% HNO₃ tak, aby vznikl 1% roztok HNO₃. Válce s touto kyselou lázní se nechaly odstát 24 hodin. Po celém dni působení roztoku byla voda vylita a válec byl vypláchnut. Poté byla na každém válci překontrolována ryska značící 1,5 litru. K přeměření rysek byly použity odměrné válce. Špatně označené rysky na válcích byly překresleny. U nových válců nemajících rysku byla ryska dokreslena. Také byla dopsána částečně smazaná čísla na válcích a u zbylých válců bez číselného značení bylo toto značení doplněno. Celkem bylo k dispozici 188 válců sloužících pro

expozici rostlin jednotlivými treatmenty a 15 válců bylo určeno pouze pro rostliny bez zásahu – kontroly. Po dokončení všech těchto přípravných prací byly válce naplněny vodou přibližně na 1,2 litru. Voda se nechala ve válcích odstát po dobu 24 hodin, přikrytá filtračními papíry tak, aby se do nich nedostaly nečistoty. Voda se nechávala odstát z toho důvodu, aby rostlinám při průběhu experimentu nenavodila teplotní šok.

Rostlinný materiál byl odebrán z rybníků Rod a Fišmistr v blízkosti Lomnice nad Lužnicí se souhlasem Rybářství Třeboň a.s. a AOPK ČR – Správa CHKO Třeboňsko. Rostliny byly odebrány z přirozeného porostu ručně, tak aby se zajistilo co nejmenší mechanické poškození. Následně byly propláchnuty rybniční vodou pro vyplavení detritu a umístěny do přepravních kontejnerů. Odběr zajistila Doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc. a Mgr. Blanka Tesařová. Po transportu rostlin byly všechny umístěny do akvárií s odstátou vodou. Následně došlo k jejich čištění. Každá rostlina byla kontrolována a čištěna jednotlivě. Z rostlin byly odstraněny veškeré nečistoty, nezdravě vypadající části a bezobratlí. Po vyčištění byly všechny rostliny dodatečně vymáhány v ostáté vodě a ještě rychle opláchnuty pod tekoucí vodou. Po vyhodnocení kvality čistícího procesu, byly čisté růžkatce umístěny do připravených, umytých akvárií s odstátou vodou. U každé rostliny byl také předběžně hodnocen zdravotní stav na škále 1 – 10, kde hodnota 10 určovala nejlepší zdravotní kondici. Nejlepší zdravotní stav rostliny znamenal, že žádná část rostliny nebyla zahnědlá, odumírající nebo jinak poškozená a celá rostlina měla hezkou zelenou barvu. Rostliny s hodnotou 9 byly z 90% zdravé a z 10% poškozené nebo s náznakem žloutnutí (obr. č. 6). Takovéto procentuální proporce zdravotních stavů rostlin byly zachovány i u nižších skupin zdravotní kondice. Všechny rostliny ohodnocené pod hranicí zdravotního stavu 7 byly vyřazeny už při čistícím procesu a nebyly (až na pár výjimek) použity při samotných experimentech. Průběžně se měřily i hmotnosti rostlin v jednotlivých akváriích, aby bylo zajištěno dostatečné množství rostlin potřebných pro experimenty. Jelikož u tohoto vážení nebyla potřeba velké přesnosti, vážilo se na vahách méně přesných. Vyčištěné a po zdravotní stránce ohodnocené rostliny se nechaly v čistých akváriích a veškerý biologický odpad byl umístěn do kontejneru směřujícího do kompostárny. Akvária zbylá po přivezených rostlinách byla znovu umyta a napuštěna studenou vodou, tak aby voda stihla odstát do dalšího přívozu rostlin.



Obr. č. 6 Zdravotní stav rostlin. 10 – vlevo, jasně zelená rostlina bez známek žloutnutí, nepoškozená mechanicky. 9 – uprostřed, rostlina s minimálními náznaky žloutnutí nebo částmi nepatrně mechanicky poškozenými. 8 – vpravo, rostlina s malými náznaky žloutnutí nebo lehce mechanicky poškozená. 7 – není součástí obrázku, rostlina s malými náznaky žloutnutí, v malém rozsahu mechanicky poškozená.

Laboratorní práce k přípravě experimentů probíhaly v laboratoři FŽP. Pro účely celého pokusu bylo třeba připravit celkem 8 treatmentových roztoků CsCl o koncentracích 0,5; 2; 8; 16; 32; 48; 64 a 80 mM. Při přípravě roztoků byla využita laboratorní váha a sady laboratorních baněk, kádinek, kopistů a pipety. Pro zjednodušení přípravy prací byly stanoveny 2 výchozí roztoky s koncentrací 8 a 80 mM, ze kterých se ostatní roztoky pouze ředily na požadovanou koncentraci. Jinými slovy, pro namíchání roztoků o koncentracích 16; 32; 48 a 64 mM byl použit výchozí roztok 80 mM. Pro 0,5 a 2 mM byl použit výchozí roztok 8 mM. Například potřebné množství CsCl k namíchání 250 ml o koncentraci roztoku 80 mM bylo 3,368g CsCl. A u 8 mM roztoku to bylo desetkrát méně CsCl, tedy 0,3368g. Jako první byl namíchán výchozí roztok o koncentraci 8 mM o objemu 250 ml. Následně byl namíchán další výchozí roztok s koncentrací 80 mM a objemu 750 ml. Je důležité také zmínit, že veškeré práce a ředění výchozích roztoků na požadované koncentrace postupovaly vždy od nejnižších koncentrací po ty nejvyšší z důvodů možné kontaminace. Nejdříve byl namíchán roztok 0,5 mM CsCl. Na ten bylo spotřebováno 15,6 ml z výchozího roztoku 8 mM CsCl. Těchto 15,6 ml bylo napipetováno do

prázdné, čisté laboratorní baňky a následně bylo doplněno o destilovanou vodu na objem 250 ml. Obdobně byl připraven druhý roztok s koncentrací 2 mM CsCl. Potřebné množství výchozího roztoku bylo napipetováno do prázdné laboratorní baňky a doplněno o destilovanou vodu na 250 ml. Veškeré namíchané roztoky a potřebná množství výchozích roztoků jsou uvedené v tabulce (tab. č. 2). Když byly všechny roztoky s požadovanými koncentracemi připravené, byly z laboratorních baněk přelity do uzavíratelných a patřičně označených lahví. Lahve s roztoky byly nakonec přeneseny do experimentálního skleníku FŽP.

Roztoky treatmentů		
Výchozí roztok	Požadovaný roztok	Potřeba výchozího roztoku [ml]
8 mM (k namíchání 250 ml je potřeba 0,3368 g CsCl)	0,5 mM	15,6
	2 mM	62,5
	8 mM	je výchozím roztokem
80 mM (k namíchání 750 ml je potřeba 10,104 g CsCl)	16 mM	50
	32 mM	100
	48 mM	150
	64 mM	200
	80 mM	je výchozím roztokem

Tab. č. 2 Přehledová tabulka s míchanými roztoky.

4.2 Aplikace roztoků

Po transportu lahví z laboratoře probíhaly další práce ve skleníku. Zde bylo potřeba pipetovat připravené roztoky CsCl do válců. Válce byly seřazeny dle předem stanovených koncentrací od nejnižší po nejvyšší. Do každého válce bylo pipetováno 25 ml roztoku příslušného roztoku. Pro pipetování byly použity dvě automatické manuální pipety o maximálním objemu 10 a 5 ml. Při pracích se postupovalo, stejně jako v laboratoři, od nejnižších koncentrací po ty nejvyšší. Válce s už napipetovanými roztoky byly doplněny odstátou vodou na rysku, tj. objem 1,5 litru. V okamžiku, kdy bylo všech 8 treatmentů každý po 10 válcích připraveno, následoval výběr rostlin pro experiment. Očištěné rostliny byly postupně vytahovány z akvárií, ve kterých byly uloženy a nechaly se odkapat. Do každého skleněného válce bylo naváženo 40g rostlinného materiálu s přesností na gramy. A to hlavně

z důvodu zajištění dostatečného množství sušiny pro mineralizační rozklady. S každou navážkou byl hodnocen znovu i zdravotní stav rostlin. Nejčastěji se u rostlin vyskytovala zdravotní kondice ohodnocená číslem 9. U několika rostlin byl zaznamenán i zdravotní stav 7 a to hlavně díky zhoršeným podmínkám ve skleníku, způsobených vlnou veder, v období provádění 24 denní části experimentu. Každá takto připravená a zhodnocená navážka rostlin byla umístěna do svého válce a zároveň všechna data byla zaznamenána do přehledných záznamových archů. Záznamové archy jsou dostupné v kapitole Přílohy (příloha č. 1). Při naplnění válců rostlinami právě jednoho treatmentu, byly tyto válce umístěny do připravených skleněných boxů, ve kterých byly rozmístěny náhodně. Skleněné boxy zajišťovaly přibližně stejné mikroklimatické podmínky pro průběh experimentu, ale zároveň zaručily i bezpečnost pohybu ve skleníku. Každý druhý den, byly rostliny ve válcích kontrolovány a pokaždé když objem vody klesl pod 1,5 litru, byla jim voda dolita. Navíc, při každé takovéto kontrole, byly rostliny mezi sebou náhodně prohazovány a to kvůli zajištění přibližně stejných mikroklimatických podmínek pro všechny rostliny v celém průběhu trvání právě jedné délky experimentu.

Po celou dobu trvání experimentů byly ve skleníku zajištěny stabilní teploty okolo 24 – 27°C s výjimkou několika dnů při 24 denní délce expozice. Teploty se díky vlně veder pohybovaly přes 32°C po dobu asi 6 dní. U 8 a 16 denní délky expozice nebyl pozorován stejný problém a teplotní hranice u těchto délek expozice nepřekročila 27°C.

4.3 Sklizeň

Po uplynutí doby expozice byly rostliny sklizeny. Při sklizni se opět postupovalo od nejnižších koncentrací po ty nejvyšší, aby se minimalizovaly chyby. Nejprve byly vytaženy všechny skleněné válce s kontrolami na stůl. Pracovní postup byl rozdělen do čtyř fází. V první fázi byl každý válec vylit přes síto do umyvadla. Rostlina ulpělá v sítu byla proplachována po dobu 10 vteřin pod proudem vody. Tím byl odplaven rostlinný opad i zbytky vody z válce. Ze síta se rostlina umístila na filtrační papír, nechala trochu okapat a nakonec byla vysušena za pomoci druhé půlky téhož filtračního papíru (obr. č. 7).



Obr. č. 7 Zachycení prací při sklizni.

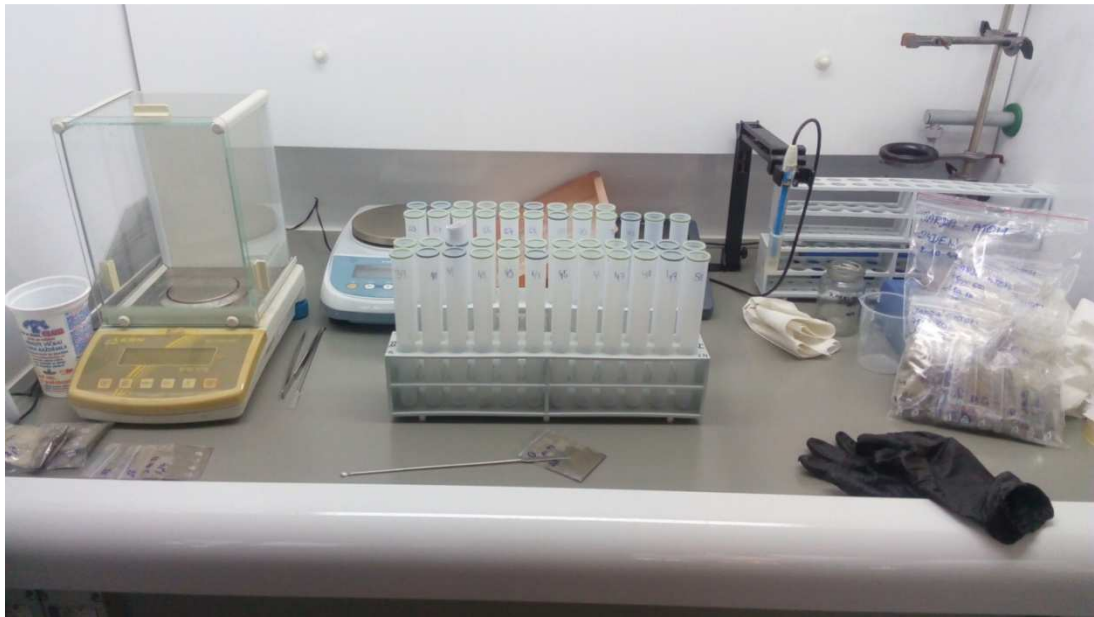
Během manipulace s rostlinou byl hodnocen také zdravotní stav. Z filtračního papíru byla rostlina umístěna na váhu a společně se zdravotním stavem byla zaznamenána i hmotnost do záznamových archů. Potom byla rostlina umístěna do předem popsaného papírového pytlíku. Popisky na pytlících byly udělány tak, aby byly jednoznačné a shodné s těmi v záznamových arších. Po sklizni všech kontrolních rostlin byly všechny papírové sáčky s rostlinami umístěny do samostatné krabice, aby nedošlo ke kontaminaci vzorků. Poté se pokračovalo nejnižší koncentrací a postupovalo se k té nejvyšší. Na konci dne byly všechny vzorky v krabicích převezeny do sušárny České zemědělské univerzity v Praze.

Vzorky byly sušeny při teplotách 70°C do konstantní hmotnosti, což odpovídá době přibližně tří dnů. Při dosažení konstantních hmotností vzorků se pokračovalo drcením. Všechny vzorky byly drceny ručně pomocí zdravotnické třecí misky s tloučkem. Vždy se postupovalo od nejnižší koncentrace po tu nejvyšší. Nadrcené vzorky byly nakonec ještě váženy. Každý vzorek byl umístěn do uzavíratelného ZIP sáčku a patřičně popsán. Každý jednotlivý treatment v rámci jedné délky expozice byl uzavřena do většího ZIP sáčku, aby při náhodném otevření nedošlo ke kontaminaci nižších koncentrací. Nakonec byly připravené vzorky rozděleny do celkem třech plastových zip sáčků. Každý sáček odpovídal délce expozice, tzn. 24 denní, 16 denní a 8 denní expozici.

4.4 Práce v laboratoři

Mineralizační rozklady vzorků probíhaly v Ústavu experimentální botaniky AV ČR, v.v.i., pod dohledem RNDr., Mgr. Petra Soudka, Ph.D. v laboratoři rostlinných biotechnologií. Podmínkou pro zahájení prací v laboratoři akademie věd bylo zajištění všech nasušených a nadrcených vzorků ze všech délek expozice, tj. 24, 16 a 8 denní expozice (celkem 260 vzorků). Celý pracovní proces se sestával z navažování vzorků, pipetování mineralizačního roztoku do navážky, mineralizace a ředění zmineralizovaných roztoků. V celém procesu mineralizace vzorků se postupovalo od nejnižších koncentrací po ty nejvyšší v rámci jednotlivých expozičních dob. Nejdříve se začínaly navažovat všechny kontrolní vzorky z celého experimentu, aby v průběhu dalších prací nedošlo k náhodné kontaminaci.

Před začátkem práce byl připraven velký plastový kelímek od jogurtu, papírový trychtýř a teflonové zkumavky se stojanem. Do první zkumavky byl zasunut papírový trychtýř. Ten i se zkumavkou byly vloženy do kelímku a celá tato sestava byla umístěna na vážní plochu laboratorní váhy. Váha sestavy byla vynulována. Následovalo otevření prvního zip sáčku se vzorkem (obr. č. 8). Část vzorku byla nabrána na kopist. Kopist i s částí vzorku byl vsunut do papírového trychtýře zastrčeném ve zkumavce. Tak se objem z kopistu přesunul do teflonové zkumavky, aniž by došlo k přichycení části vzorku na stěny zkumavky vlivem statické elektřiny. Zkumavka s papírovým trychtýřem a částí vzorku byly umístěny do kelímku, jenž stál na vážní ploše laboratorní váhy. V případě nedostatečné nebo nevyhovující hmotnosti navážky se postupovalo obdobně. Navážka v každé zkumavce byla 0,25 g s odchylkou $\pm 0,0075$ g. Papírový trychtýř byl po každém navážení právě jednoho vzorku profukován proudem vzduchu. Po navážení 48 vzorků byla práce přerušena. Celý pracovní prostor laboratorní digestoře byl vyčištěn.



Obr. č. 8 Ukázka pracovní plochy při navažování vzorků.

Následovalo pipetování směsi mineralizačních kyselin do zkumavek. Mineralizační kyselina je směs kyseliny dusičné HNO_3 a kyseliny chloristé HClO_4 v poměru 7:1 (7 dílů HNO_3 ku 1 dílu HClO_4). Nejdříve bylo napipetováno 5 ml mineralizační kyseliny do zkumavek. Kyselina byla pipetována po okraji zkumavek, aby došlo ke smytí jakýchkoliv statickou elektřinou přichycených částic. Vzorek byl vystaven působení mineralizační kyseliny přes noc. Na začátku dalšího dne bylo do směsi vzorku s mineralizační kyselinou napipetovány další 3 ml mineralizační kyseliny. Poté byly zkumavky zkontrolovány, jestli se na nich statickou elektřinou nepřichytily prachové částice. V případě, že byly zkumavky čisté, začalo se s rozklady vzorků. Rozklady probíhaly v mikrovlnném reakčním systému pro přípravu vzorků, Microwave PRO od společnosti Anton Paar. Čisté zkumavky se začaly vkládat do reakčních nádobek. Ty musely být dobře zašroubovány a vloženy do rotoru přístroje (obr. č. 9).



Obr. č. 9 Rotor přístroje Multiwave PRO, plnění reakčními nádobkami.

Po naplnění rotoru reakčními nádobkami, byl rotor přemístěn do přístroje Multiwave PRO. Stroj byl nastaven na 1500 W po dobu 40 minut a v závěru byla i fáze chlazení, která trvala 15 minut. Po ukončení chladicí fáze, byl rotor přístroje vytažen na laboratorní stůl a začalo se s otvíráním reakčních nádobek. To ovšem muselo probíhat v pracovním prostoru digestoře, jelikož v reakčních nádobkách byl přetlak. Nejdříve byla otevřena reakční nádobka. Z ní byla vytažena zkumavka a její objem byl přelit do 50 ml centrifugační zkumavky se šroubovým uzávěrem. Vnitřek teflonové zkumavky byl vypláchnut destilovanou vodou, aby získal rozložený vzorek byl co nejvyšší. Vzorek v centrifugační zkumavce byl ještě doplněn na objem 45 ml destilovanou vodou pomocí stříčky (obr. č. 10).

Použité zkumavky byly před každým dalším použitím umyty šestičkou a jarem a vyplachovány destilovanou vodou. Veškeré použité nástroje byly po práci umyty a připraveny na další použití. Navíc, po každém dni byl pracovní prostor laboratorní digestoře pečlivě vytřen a vyčištěn. Přibližně po šesti týdnech prací v laboratoři byly vzorky z Ústavu experimentální botaniky AV ČR, v.v.i. přeneseny do hydrochemické laboratoře fakulty životního prostředí ČZU.



Obr. č. 10 Otevírání a přelévání vzorků do centrifugačních zkumavek typu falcon.

4.5 Laboratoř ČZU – ředění roztoků

Do čistých centrifugačních zkumavek bylo napipetováno 300 μl zmineralizovaného a na 45 ml rozředěného roztoku. K těmto 300 μl bylo připipetováno 15 ml 1,5% roztoku HNO_3 a destilované vody. Takto připravené vzorky byly odeslány na laboratorní rozbor. Stanovení koncentrace Cs bylo provedeno v Laboratoři environmentální chemie ČZU v Praze, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin. Stanovení množství ^{133}Cs proběhlo na hmotnostním spektrometru ICP MS 7700x (Agilent Technologies Inc., USA).

4.6 Vyhodnocení dat

Vyhodnocení dat probíhalo nejprve v tabulkovém kalkulátoru Microsoft Excel. Jako první byla přepsána všechna dostupná data do tabulek, tak aby umožnily budoucí výpočty. Mezi nejdůležitějšími údaji byly: hmotnost sušiny, navážka pro mikrovlnný

rozklad a výsledné koncentrace. Statistické vyhodnocení dat probíhalo v programu RStudio (verze 1.0.153).

Obdržené výsledky z laboratorního rozboru byly v jednotkách [$\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$] a vyjadřovaly koncentraci cesia v analyzovaném roztoku. Pro přepočítání koncentrace cesia v navážce, v jednotkách [$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$], byl použit vzorec:

$$C = \frac{C_{\text{analýza}} \cdot V}{m_{\text{navážka}}} \quad \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} = \frac{(\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}) \cdot L}{g}$$

Kde C je výsledek přepočítané hodnoty v jednotkách [$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$]. $C_{\text{analýza}}$ je koncentrace cesia v analyzovaném kapalném vzorku. V, objem analyzovaného roztoku, bylo počítáno jako celkový objem naředěného vzorku. Což je roztok o objemu 2,295 litru ($15,3 \cdot 150 = 2,295$), jelikož byl analyzovaný roztok zředěn 150×. Nakonec $m_{\text{navážka}}$ je hmotnost navážky, která byla v roztoku analyzována. Dále bylo potřeba zjistit množství přijatého cesia rostlinou. To bylo spočítáno jako:

$$\text{Rostlina} = C \cdot m_{\text{sušina}} \quad \mu\text{g} = (\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}) \cdot \text{g}$$

Kde pro hmotnost cesia v každé rostlině [μg] bylo zvoleno kódové slovo "Rostlina". To sloužilo hlavně pro lepší orientaci při práci se statistickým programem. C byla koncentrace cesia v analyzovaném roztoku [$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$] a $m_{\text{sušina}}$ celková hmotnost sušiny vzorku. Pro výpočet procenta odstranění cesia rostlinou bylo potřeba spočítat skutečné množství cesia v experimentálních válcích a bylo spočítáno jako:

$$C_{\text{sv0}} = C_A \cdot M_m \cdot V \cdot 10^6 \quad \mu\text{g} = (\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}) \cdot (\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}) \cdot \text{l}$$

Pro přehlednost jsou vypočtené hodnoty uvedeny v tabulce (tab. č. 3). C_{sv0} udává množství Cs^+ ve válcích [μg]. C_A je molární koncentrace kontaminantu, v tabulce uvedena jako molarita ve válcích. M_m je molární hmotností cesia, dosazované jako 132,90545 [$\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$]. Objem V udává množství kontaminantu, které bylo 25 ml pro každý treatment a délku pokusu.

Molarita treatmentu [mmol]	Molarita ve válcích	Množství Cs^+ ve válcích [μg]
0,5	0,00833	1661,318
2	0,03333	6645,273
8	0,133	26581,09
16	0,267	53162,18

32	0,533	106324,4
48	0,8	159486,5
64	1,07	212648,7
80	1,33	265810,9

Tab. č. 3 Přehledová tabulka s míchanými roztoky.

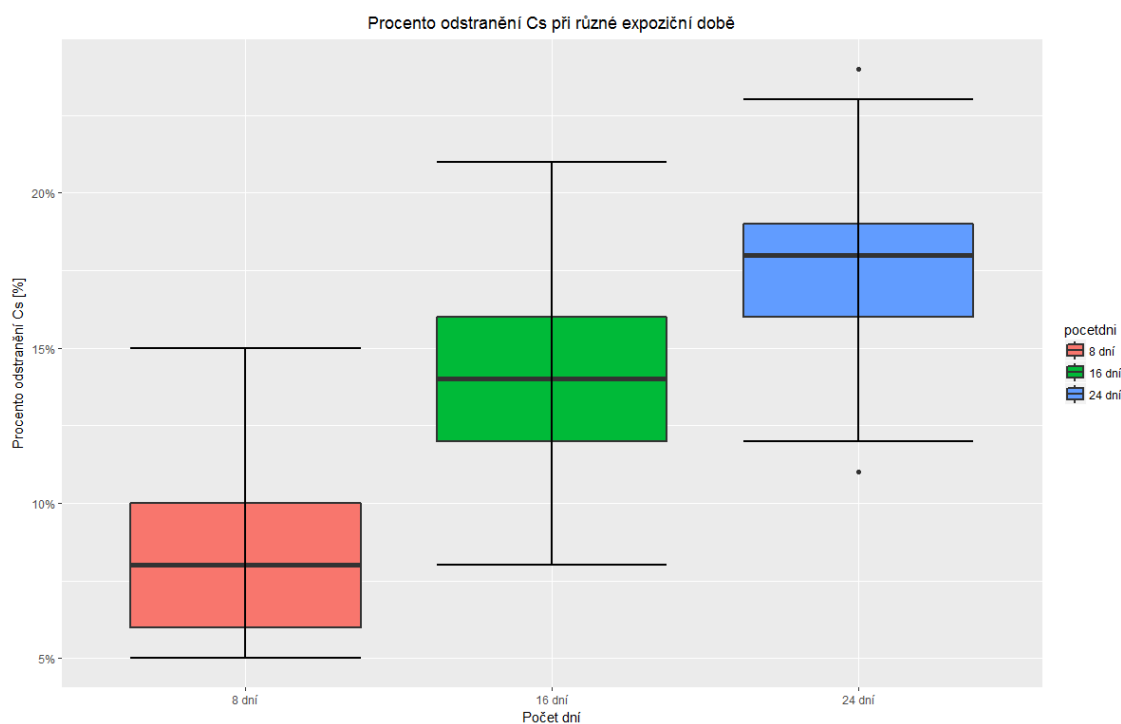
S vypočítanými hodnotami množství Cs^+ ve válcích bylo už možné kalkulovat procento odstranění cesia. To se vypočítalo jako hmotnost cesia v každé rostlině dělené hmotností cesia ve válcích.

$$\text{Odstranění} = \frac{\text{Rostlina}}{\text{Csvo}}$$

5. Výsledky

5.1 Analýza v tabulkovém procesoru

Mezi výsledky získané z tabulkového procesoru byla nejdůležitější hodnota procenta odstranění cesia. Přesněji hodnota udává procentuální množství absorbovaného cesia rostlinou z experimentálních válců. Nejprve byly porovnávány hodnoty procenta odstranění v závislosti na době expozice. Nejnižší hodnoty byly u 8 denní expoziční doby, nejvyšší zase u 24 denní (obr. č. 11). Pro zpracování grafů byl použit program RStudio (verze 1.0.153).



Obr. č. 11 Mění se hodnoty procenta odstranění v závislosti na době expozice.

U 8 denní expozice bylo průměrné procento odstranění napříč všemi treatmenty 8,00% s mediánem 7,59%. Hodnoty u 16 denní expoziční doby byly vyšší. Proto průměrné procento odstranění bylo 14,07% s mediánem 14,22%. A u poslední expoziční doby se hodnoty pohybovali ještě přibližně o 3 procenta výše tj. průměr 17,75% a medián 17,76%. Maximální hodnoty procenta odstranění bylo dosaženo při 24 denní expoziční době a to 23,69% a nejnižší 4,78% u 8 denní expoziční doby. Všechna popsaná data jsou přehledně znamenána v tabulce pod textem (tab. č. 4).

	8 dní	16 dní	24 dní
Min	4.78%	8.45%	10.85%
Q1	6.31%	12.07%	16.39%
Median	7.59%	14.22%	17.76%
Q3	9.55%	16.00%	19.16%
Max	14.62%	20.81%	23.69%
Mean	8.00%	14.07%	17.75%
SD	0.021692	0.025765	0.024125
SE	0.002425	0.002881	0.003412

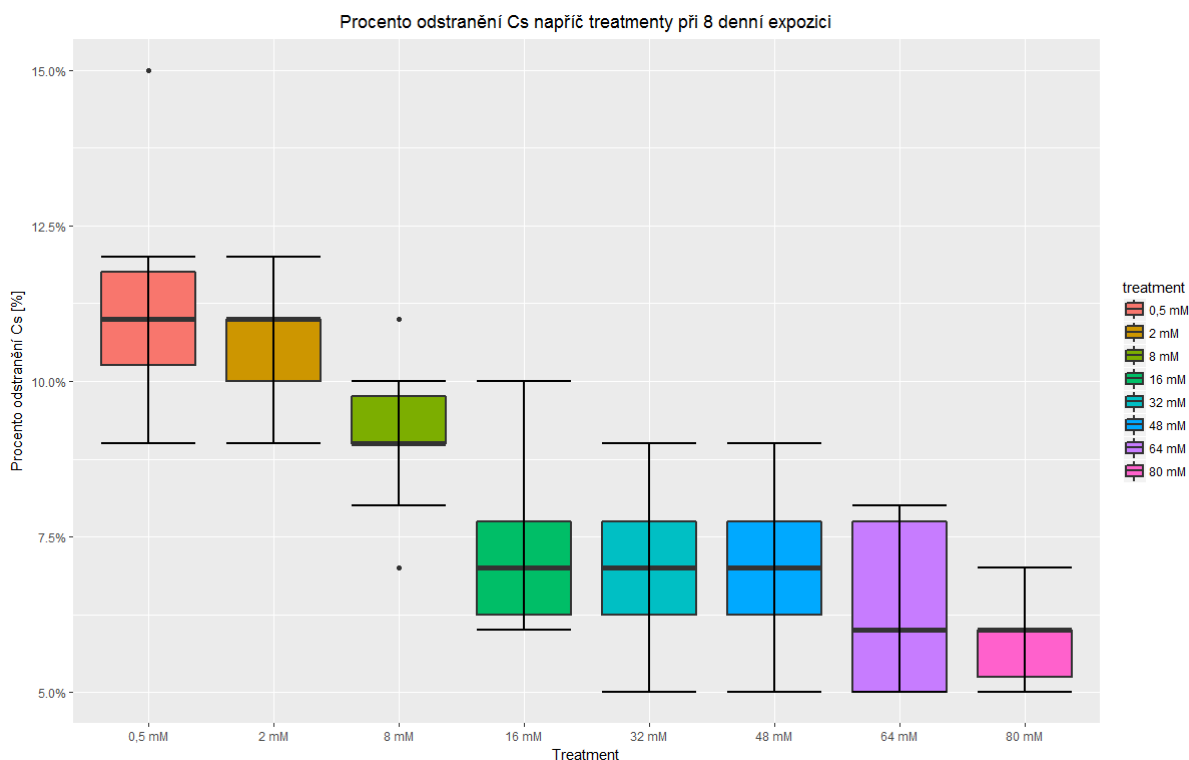
Tab. č. 4 Přehledová tabulka s hodnotami procent odstranění při různých dobách expozice.

Dále byly sledovány rozdíly procenta odstranění cesia v jednotlivých expozičních dobách napříč treatmenty. Pro jednodušší interpretaci dat a jejich názornost byla vytvořena série grafů (obr. č. 12, 13 a 14) a přehledová tabulka (tab. č. 5).

Průměrné hodnoty procenta odstranění			
Treatment	8 dní	16 dní	24 dní
0,5 mM	11.03%	17.25%	18.47%
2 mM	10.70%	16.15%	18.53%
8 mM	9.08%	15.54%	18.77%
16 mM	7.04%	14.88%	17.51%
32 mM	7.11%	14.41%	18.97%
48 mM	7.02%	12.17%	18.50%
64 mM	6.09%	11.11%	16.33%
80 mM	5.90%	11.02%	14.93%

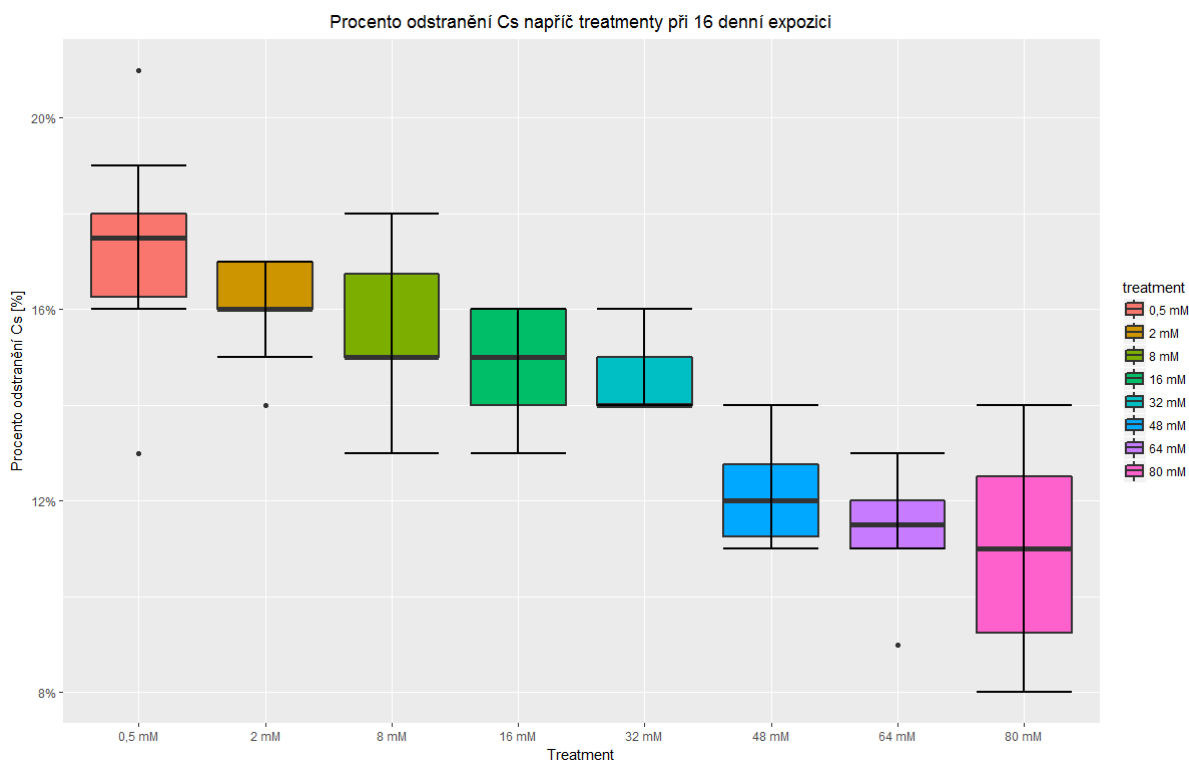
Tab. č. 5 Průměrné hodnoty procenta odstranění u všech expozičních dob a treatmentů.

U expozice trvající 8 a 16 dní bylo procento odstranění u všech treatmentů v průměru největší u koncentrace polutantu 0,5 mM. U 24 denní expozice se procenta odstranění napříč treatmenty zvýšili na přibližně stejnou úroveň okolo 18%. Se stoupajícími koncentračními hodnotami jednotlivých treatmentů klesala i hodnota procenta odstranění. Jde v podstatě o dokázání faktu, že rostlina není schopná v tak krátké době přijmout velké množství Cs^+ a procento odstranění je nejvyšší u nízké koncentrace polutantu, jelikož rostlina dokáže přijmout velkou část z celkového množství aplikovaného cesia. Pro lepší představu jsou procenta odstranění u 8 denní expoziční doby vykresleny v následujícím obrázku (obr. č. 12).



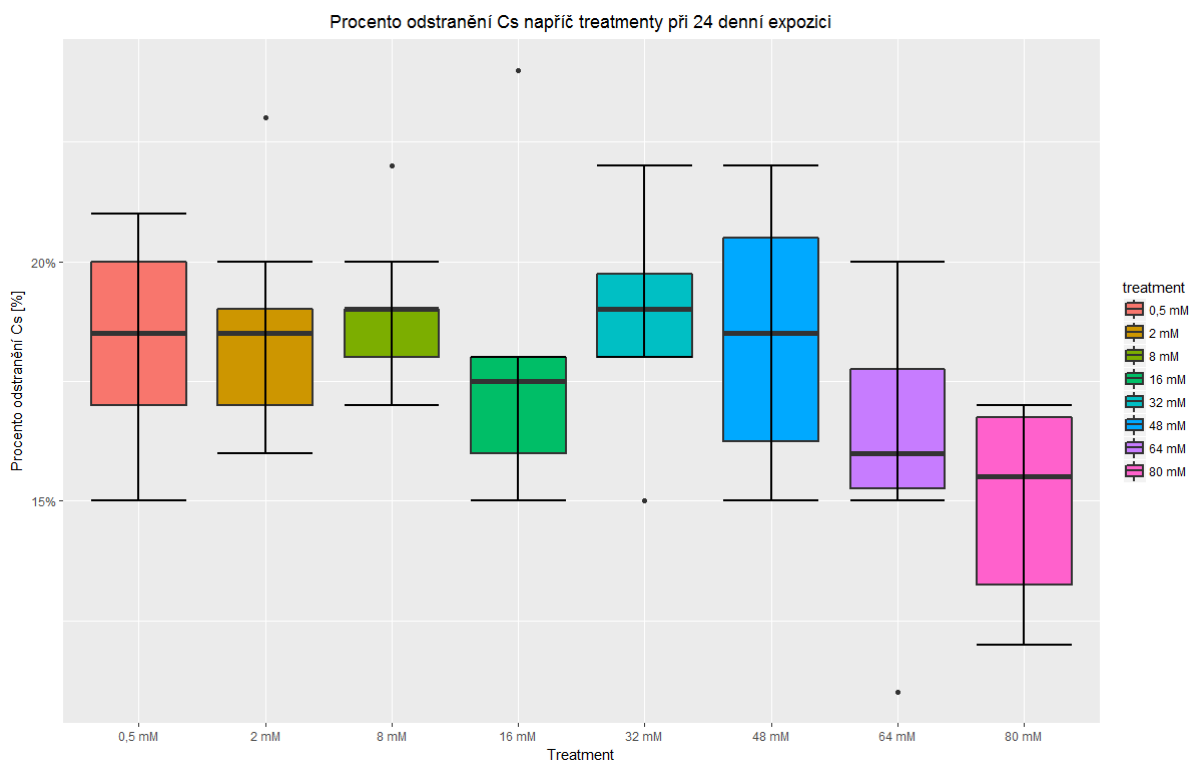
Obr. č. 12 Procento odstranění u 8 denní expozice v různých treatmentech.

Délka expozice o 16 dnech už vykazovala odlišné hodnoty. U všech treatmentů byl pozorován nárůst procenta odstranění přibližně o 5 – 7%. Nejvyšší hodnoty byly zjištěny u nejnižší koncentrace 0,5 mM polutantu v experimentálních válcích, kde procento odstranění bylo v průměru 17,25%. U koncentrací 8, 16 a 32 mM byl zaznamenán pozvolnější pokles procenta odstranění, oproti 8 denní expoziční době. Při této délce experimentu hodnoty klesaly o 1,95% u 8 mM, 3,99% u 16 mM a 3,93% u 32 mM. U 16 denního experimentu hodnoty klesly o 1,71% u 8 mM, 2,37% u 16 mM a 2,84% u 32 mM. Grafické vyjádření procenta odstranění při 16 denní expozici jsou graficky znázorněny v obrázku pod textem (obr. č. 13)



Obr. č. 13 Procento odstranění napříč všemi treatmenty při 16 denní expoziční době.

Při 24 denní expoziční době byly zaznamenány nárůsty procenta odstranění od 16 denní expoziční doby a to přibližně od 1% po 6%. Nejnižší nárůst byl zjištěn u nejnižší koncentrace treatmentu 0,5 mM, kde nárůst byl pouze 1,22%. Naopak nejvyšší nárůst byl u koncentrace 48 mM o 6,33%. U této nejdelší expoziční doby je taky patrný nárůst procenta odstranění u nejvyšších treatmentových koncentrací. Přesto u poslední koncentrace 80 mM byl zaznamenán nárůst o 3,91%. Stejně jako v předchozích expozičních dobách jsou znázorněny na grafu pod textem (obr. č. 14).



Obr. č. 14 Hodnoty procenta odstranění Cs napříč treatmenty u nejdelsí doby expozice, 24 dní.

5.2 Statistická analýza

5.2.1 Hypotézy

Před začátkem experimentální fáze bylo stanoveno více nulových hypotéz H_0 včetně alternativních hypotéz H_1 . Platnost první nulové hypotézy ($1H_0$) a druhé nulové hypotézy ($2H_0$) bylo později nutno ověřit statistickými metodami. První nulová hypotéza se týkala vlivu délky expozice na příjem Cs^+ z roztoku:

$1H_0$: Délka expozice nemá signifikantní vliv na příjem Cs^+ [μg] z roztoku.

Alternativní hypotéza zní:

$1H_1$: Délka expozice má signifikantní vliv na příjem Cs^+ [μg] z roztoku.

Druhá nulová hypotéza se týkala akumulovaného množství Cs^+ rostlinami a to že:

2H₀: Akumulované množství cesia [μg] rostlinami není signifikantně závislé na treatmentu.

Alternativní hypotéza k této nulové tedy zní:

2H₁: Akumulované množství cesia [μg] rostlinami je signifikantně závislé na treatmentu.

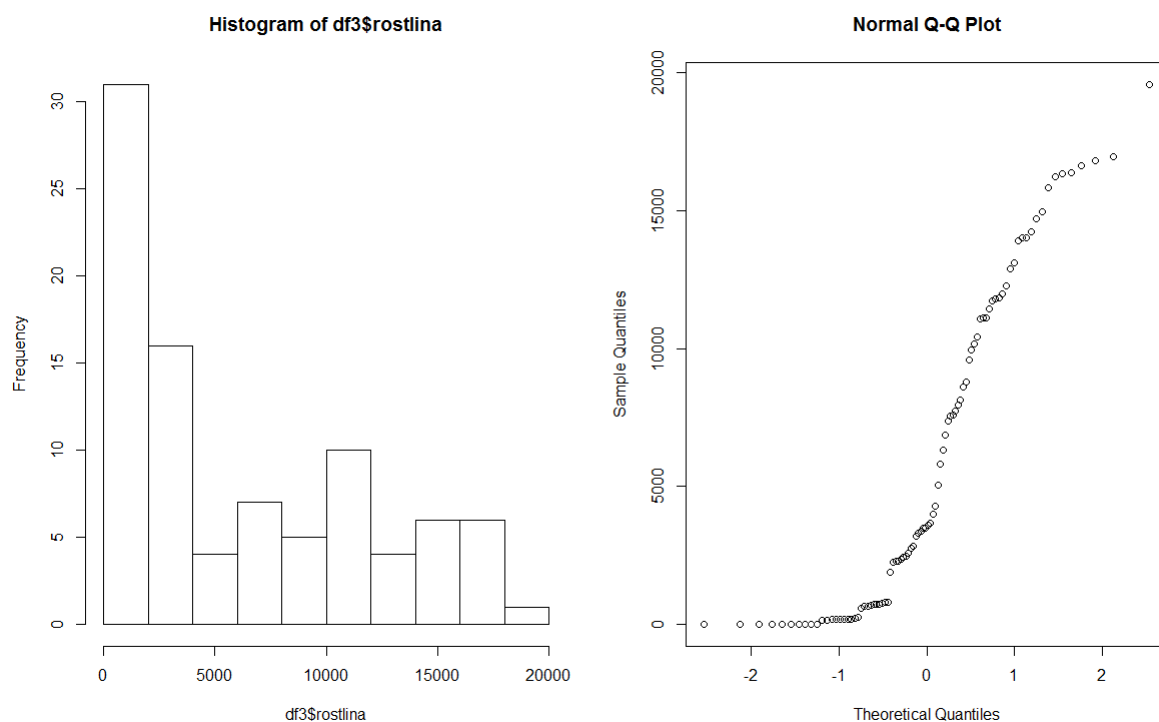
Pro ověření hypotéz byl zvolen statistický program RStudio, verze 1.0.153. Pro grafická znázornění byly použity balíčky ggplot (Wickham 2009), Rmics a Dunn's Test (Dunn 1964).

5.2.2 Normalita dat a použitá metoda

Mnoho statistických testů je založeno na předpokladu normality dat. Předpoklad normality často vede k testům, které jsou jednoduché matematicky traktovatelné a mají větší sílu ve srovnání s testy, které nesplňují předpoklad normality dat. S vědomím, že většina reálných dat nesplňuje předpoklad normality byla nejprve provedena explorativní analýza dat. Explorativní analýza dat sumarizuje hlavní charakteristiky souboru dat, analyzuje je současně i za použití grafických výstupů. V případě, že explorativní analýza zjistí nesplnění předpokladů pro normalitu rozdělení dat, je možné vybrat a použít vhodnou metodu transformace dat. Transformovaná data představují soubor dat s přibližně normálním rozdělením, na které se potom parametrické statistické metody výpočtu dají aplikovat (Lane 2003). V ideálním případě by pro rychlé otestování statistických hypotéz byl počítán generalizovaný lineární model (GLM) a nebo analýza variance (ANOVA), jenž je speciálním případem GLM. Jelikož každá statistická metoda má hned několik předpokladů k použití, bylo sledováno, jestli dochází k jejich plnění. Proto před zahájením testování statistických hypotéz muselo dojít k průzkumu, zdali je vůbec možné použít parametrické metody výpočtu. K tomu, aby takové metody mohly být použity, bylo potřeba zajistit normalitu dat. Podle Shapiro-Wilkova testu nesplňovala žádná data normalitu ($p < 0,001$) a dle Bartlettovatestu žádná data nesplňovala homogenitu variance ($p < 0,001$). K možné normalizaci dat slouží transformace. Jelikož šlo o data velmi sešikmená v pravo, byly vyzkoušeny logaritmické, odmocniné i složitější transformace. Žádná z těchto variant nepomohla a proto bylo

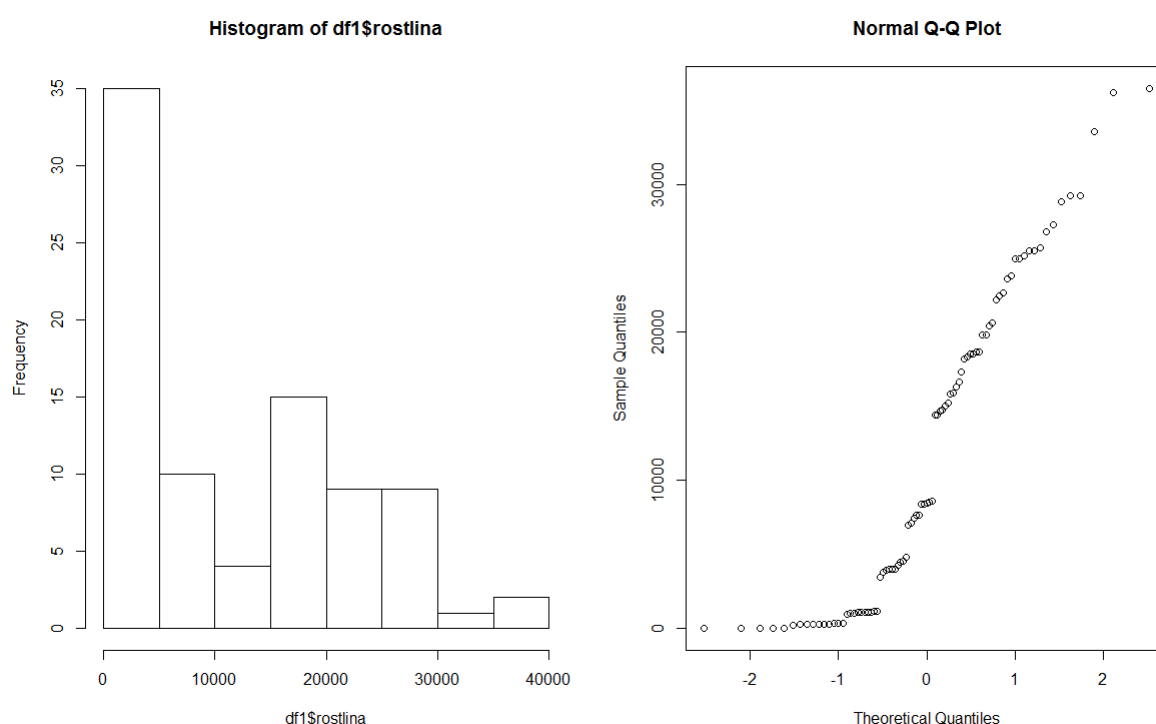
přístupeno k použití Box-Coxových transformací. Po použití těchto transformací bylo zjištěno, že data byla ve všech případech více podobná normalnímu rozdělení ($p < 0,001$), ale přesto nebyly takovéto transformace dostačující. Dá se tedy říct, že pro případné použití ANOVA a GLM nebyly předpoklady normality a homogenity rozptylu splněny a bylo potřeba přistoupit k neparametrickým metodám výpočtů.

U všech délek expozice byl nejdříve zobrazen histogram a Q-Q graf. Následně byl vypočítán Shapiro-Wilkův test normality. Data u expozice trvající 8 dní vykazovala v histogramu náznak bimodálního rozdělení. U Q-Q grafu nelinearita bodů poukazuje na odchylku od normálního rozdělení. Vzhledem k tomu, že bodový obrazec je zakřivený se zvětšeným sklonem zleva doprava jde o rozdělení zkosené napravo (obr. č. 15). Shapiro-Wilkův test testuje nulovou hypotézu takovou, že vzorky pocházejí z normálního rozdělení. To znamená, že pokud hodnota $p \leq 0,05$, pak se nulová hypotéza zamítá s tím, že vzorky nepocházejí z normálního rozdělení. U 8 denní expozice je odmítnuta hypotéza, že vzorek pochází z dat s normálním rozdělením ($W = 0,872$, $p < 0,001$).



Obr. č. 15 Grafy explorativní analýzy u 8 denní expozice.

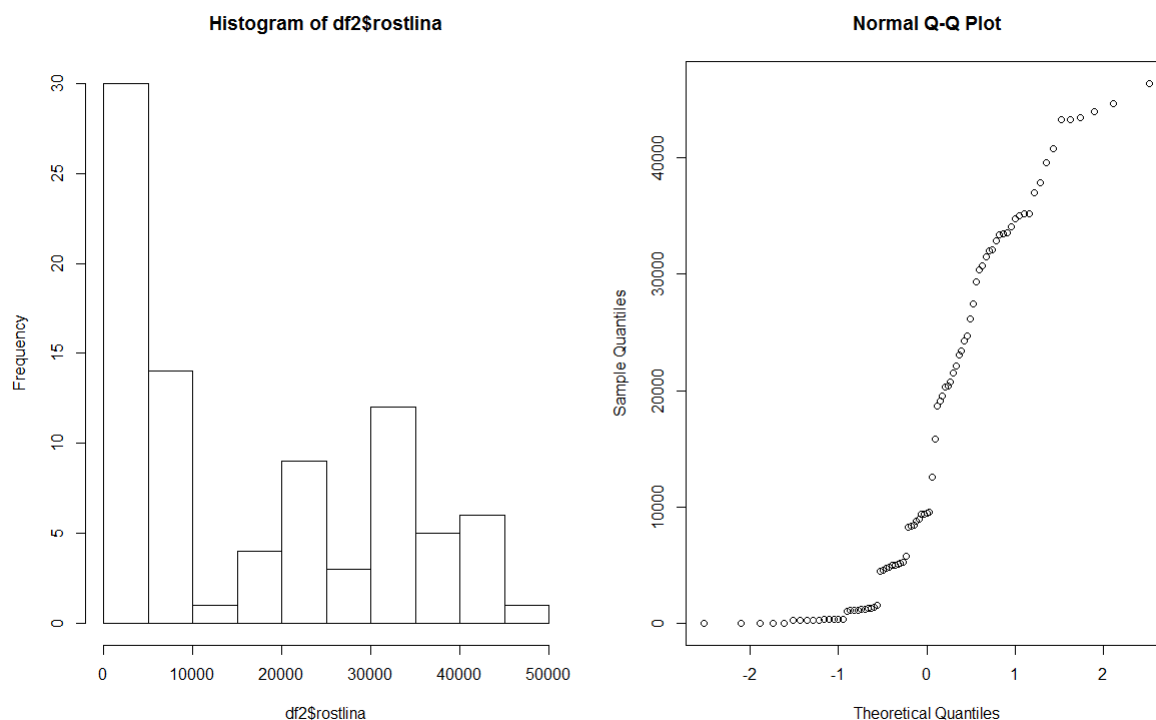
Při 16 denní expoziční době data v histogramu vykazovala náznak bimodálního nebo téměř multimodálního rozdělení. Pro bližší určení tohoto faktu by bylo nutné provést další řadu výpočtů. U Q-Q grafu nelinearita bodů a jejich zakřivení poukazuje na odchylku od normálního rozdělení. Vzhledem k tomu, že sklon bodového obrazce se zvětšuje zleva doprava jde o rozdělení zkosené napravo. Výskyt shluků dat v jejich kvantilech poukazuje stejně jako u histogramu na bimodálnost nebo multimodálnost rozdělení (obr. č. 16). Shapiro-Wilkův test normality dat u 16 denní expozice zamítá nulovou hypotézu s tím, že vzorek nepochází z dat s normálním rozložením ($W = 0,897, p < 0,001$).



Obr. č. 16 Grafy explorativní analýzy u 16 denní expozice.

Naposled byla provedena explorativní analýza u dat získaných z 24 denní expoziční doby. Stejně jako u předchozích případů i tentokrát data v histogramu vykazovala náznak bimodálního možná multimodálního rozdělení. Tuto skutečnost by bylo nutno podložit dalšími výpočty. I tentokrát nelinearita bodů u Q-Q grafu a jejich zakřivení poukazuje na odchylku od normálního rozdělení. Díky sklonu bodového obrazce je také patrné, že rozdělení je pozitivně sešikmeno. Shluky bodů poukazují stejně jako u histogramu na bimodálnost nebo multimodálnost rozdělení.

Také je patrné, že v této sadě dat se nachází více odlehlých hodnot na chvostech grafu než u dat s kratší dobou expozice (obr. č. 17). Shapiro-Wilkův test normality dat u 24 denní expozice zamítá nulovou hypotézu s tím, že vzorek nepochází z dat s normálním rozložením ($W = 0,872$, $p < 0,001$).

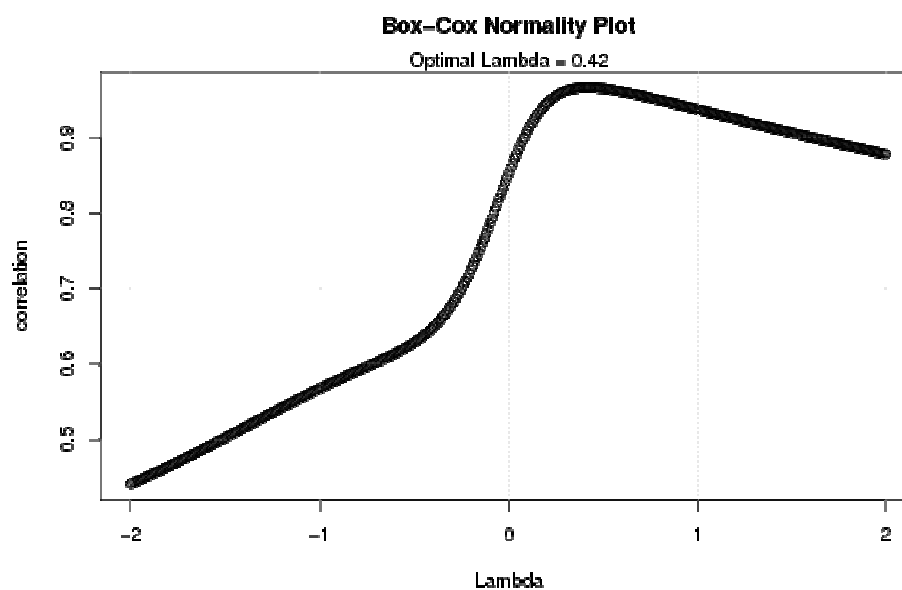


Obr. č. 17 Grafy explorativní analýzy u 24 denní expozice.

Pro zjištění vhodného způsobu transformace dat byla použita Box-Coxova transformace. K jejímu výpočtu byl použit volně dostupný online software pro výpočet Box-Coxových grafů normality. Tato analýza identifikuje hodnotu lambda (Box-Coxůva parametru), který vede ke kvazi-optimálnímu přizpůsobení dat normálnímu rozdělení. Zmíněný software používá dva výpočtové algoritmy k nalezení hodnot lambda. První metoda maximalizuje korelaci z normálního pravděpodobnostního grafu (Wessa 2018). Normální pravděpodobnostní graf je grafickou metodou pro posouzení, zda je soubor dat přibližně normálně rozdělen (Chambers et al. 1983). Data jsou vykreslena proti teoretickému normálnímu rozdělení takovým způsobem, že body by měly tvořit přibližně přímku. Odchytky od této přímky ukazují odklon od normality rozdělení dat (Sematech 2006). Druhá část výpočtu používá metodu maximální věrohodnosti (bez omezení) a test

věrohodnostního poměru pravděpodobnosti proti nulové hypotéze $\lambda = 0$ a $\lambda = 1$ (Wessa 2018). Metoda maximální věrohodnosti se používá v širokém spektru statistických analýz. Principem této výpočtové techniky je najít odhad parametru statistického modelu, který maximalizuje pravděpodobnost, že pozorované hodnoty pocházejí z předpokládaného rozdělení (Myung 2003; Dupač et Hušková 2005). Program používá R server - Big Analytics Cloud Computing Center (Wessa 2018).

Nejdříve byla provedena plná Box-Coxova transformace u 8 denních dat. Pro transformaci byly nastaveny hodnoty minimální $\lambda = -2$ a maximální $\lambda = 2$. Po provedení výpočtu bylo dosaženo maximální korelace $\sim 0,966$ s optimální hodnotou $\lambda = 0,42$. Výsledek výpočtu je uveden v Box-Coxově grafu normality pod textem (obr. č. 18).



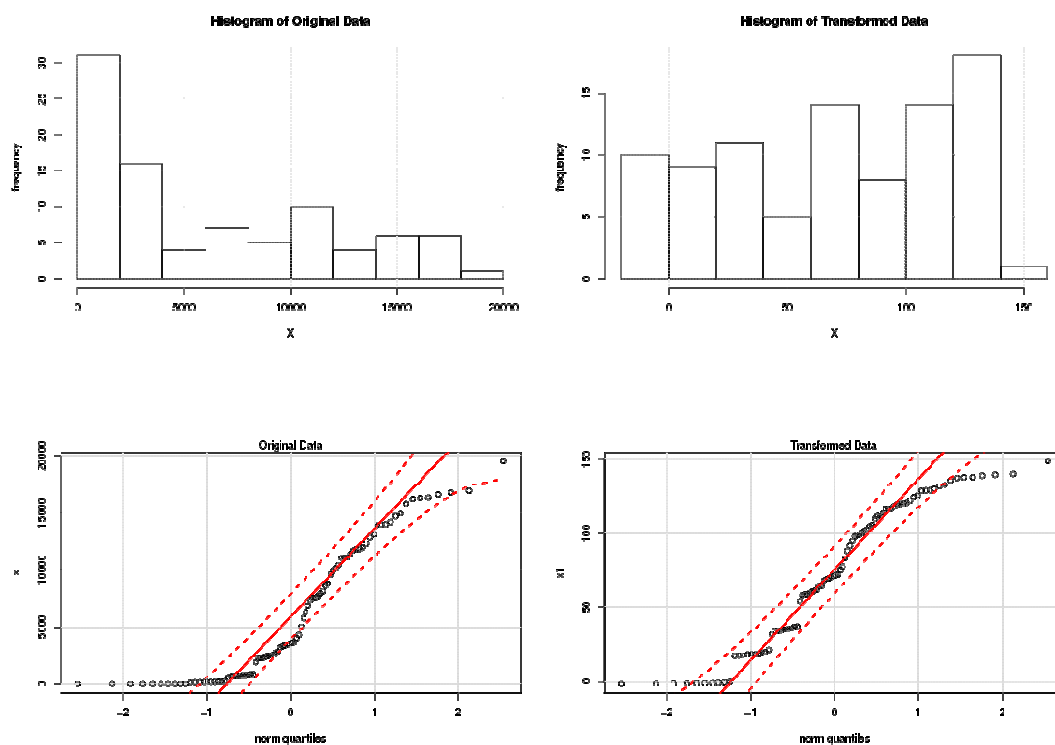
Obr. č. 18 Box-Coxův graf normality u 8 denní expozice.

Jednoduše se dá říct, že Box-Coxův graf normality je technikou grafické analýzy dat, která určuje transformace, jenž přinesou transformovanou proměnnou nejbližší k normálnímu rozdělení (Sematech 2006). Byl stanoven i matematický vzorec parametru lambda, který sloužil pro nejvhodnější transformaci dat (vzorec č. 1).

$$T(Y) = \frac{Y^{\lambda-1}}{\lambda}$$

Vzorec č. 1 pro nejvhodnější transformaci dat – výsledek Box-Coxovy analýzy

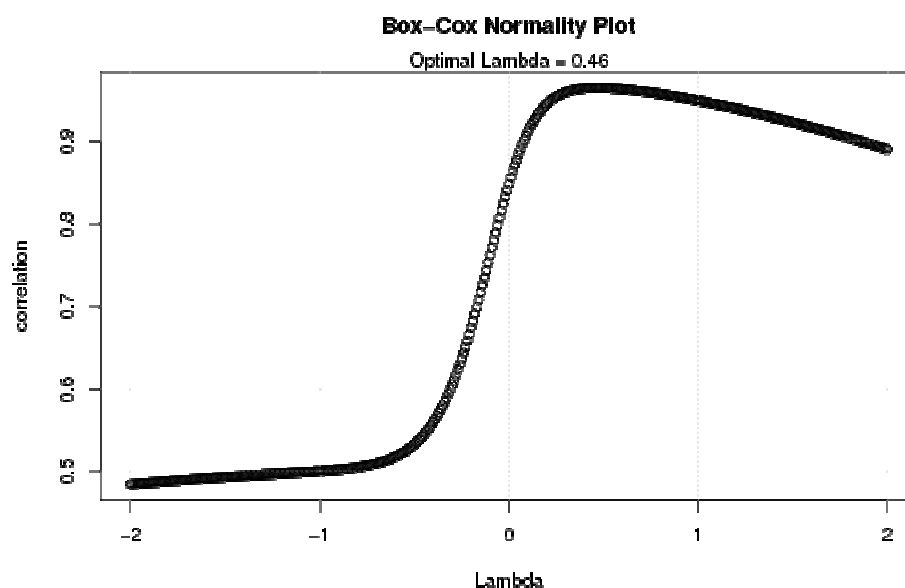
Dále byla takto transformovaná data podrobena testu věrohodnostního poměru. Analýza našla u transformovaných dat větší shodu s normálním rozdělením než měla data netransformovaná (LR test, lambda = (0), LRT = 67,437, df = 1, p < 0,001, LR test, lambda = (1), LRT = 136,831, df = 1, p < 0,001). Přesto takováto transformace nebyla dostačující, aby bylo dosaženo normality dat vhodné pro parametrické testy. Tuto skutečnost dokazují i vykreslené histogramy a Q-Q grafy, srovnávajících data před a po transformaci (obr. č. 19). Výsledky Box-Coxovy transformace jsou uvedeny v přílohách (příloha č. 2).



Obr. č. 19 Grafy explorativní analýzy u 8 denní expozice před a po transformaci dat.

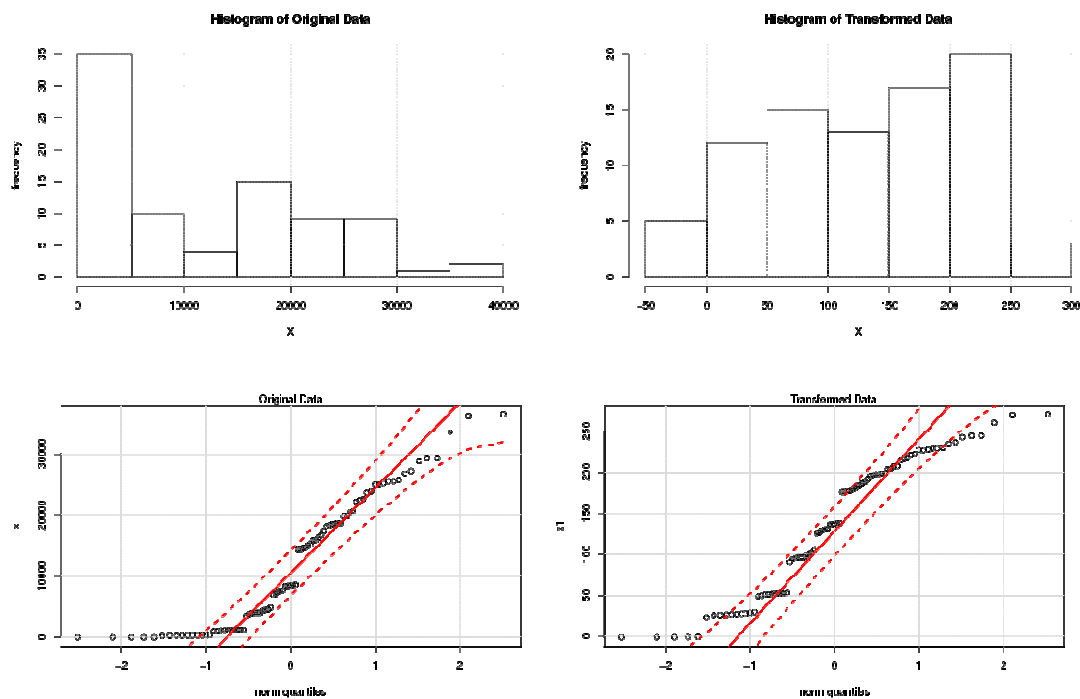
Dále byla podrobena Box-Coxově transformaci data s 16 denní expozicí. Stejně jako u předchozí transformace byly nastaveny hodnoty minimální $\lambda = -2$ a maximální $\lambda = 2$. Po provedení výpočtu bylo dosaženo maximální korelace $\sim 0,965$

s optimální hodnotou $\lambda = 0,46$. Výsledek výpočtu je uveden v Box-Coxově grafu normality pod textem (obr. č. 20).



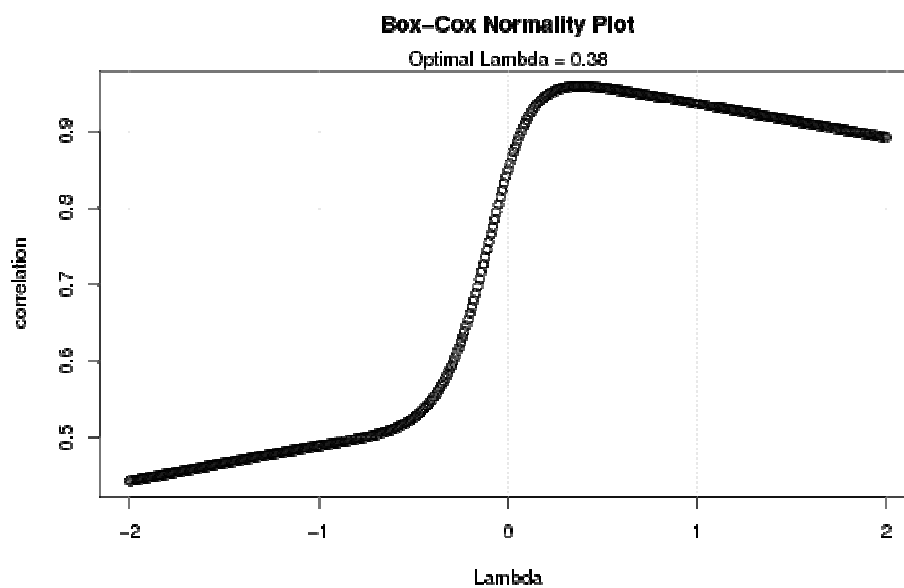
Obr. č. 20 Box-Coxův graf normality u 16 denní expozice.

Stanovený matematický vzorec parametru lambda byl stejný jako u dat s 8 denní expoziční dobou. Sloužil pro nejvhodnější transformaci dat a je uveden na předchozí straně (vzorec č. 1). Dále byla data po transformaci podrobena testu věrohodnostního poměru. Tento test našel u transformovaných dat větší shodu s normálním rozdělením než měla data netransformovaná (LR test, lambda = (0), LRT = 65,214, df = 1, $p < 0,001$, LR test, lambda = (1), LRT = 83,376, df = 1, $p < 0,001$). Přesto, stejně jako v minulém případě, nebyla takováto transformace dostačující, aby bylo dosaženo normality dat vhodné pro parametrické testy. Tuto skutečnost dokazují i vykreslené histogramy a Q-Q grafy, srovnávajících data před a po transformaci (obr. č. 21). Výsledky Box-Coxovy transformace jsou uvedeny v přílohách (příloha č. 2).



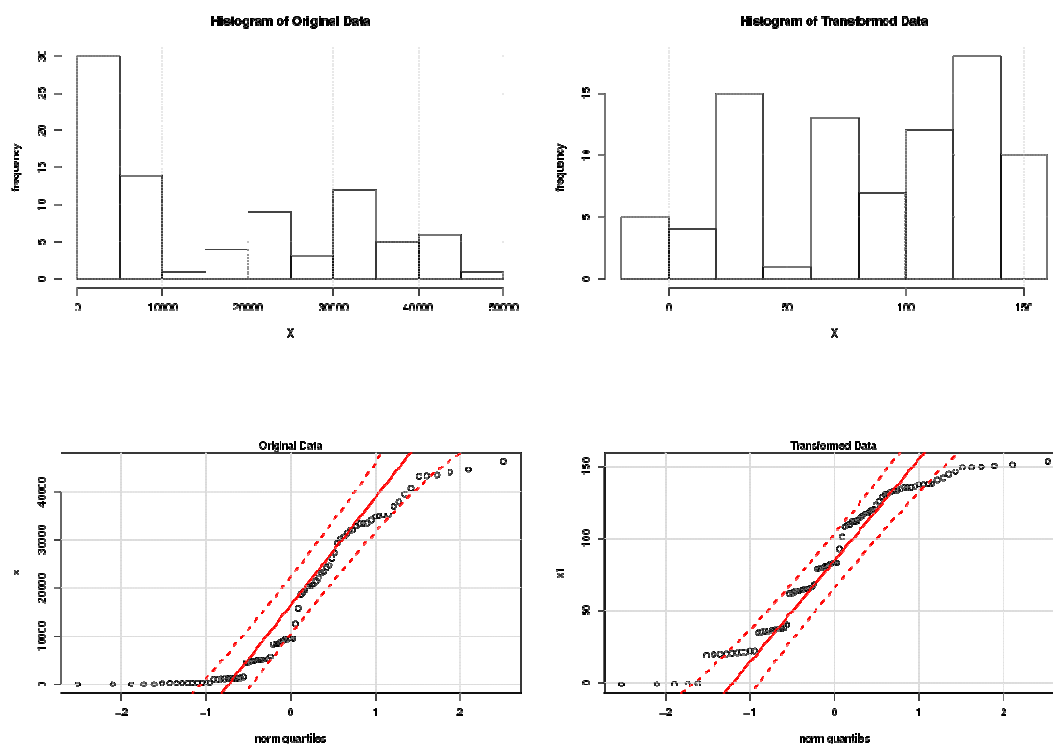
Obr. č. 21 Grafy explorativní analýzy u 16 denní expozice před a po transformaci dat.

Jako poslední byla transformována Box-Coxovou transformací data 24 denní expozice. Hodnoty lambda byly stejně jako u předchozí transformace nastaveny jako minimální $\lambda = -2$ a maximální $\lambda = 2$. Po proběhnutí programu výpočtu bylo dosaženo maximální korelace $\sim 0,960$ s optimální hodnotou $\lambda = 0,38$. Grafické zobrazení vypočítaných hodnot je uvedeno v Box-Coxově grafu normality pod textem (obr. č. 22).



Obr. č. 22 Box-Coxův graf normality u 24 denní expozice.

Program stanovil vzorec pro nejvhodnější transformaci dat. Tento matematický vzorec parametru lambda byl stejný jako u dat s 8 a 16 denní expoziční dobou a je uveden na předchozí straně (vzorec č. 1). Dále byla transformovaná data podrobena testu věrohodnostního poměru. Analýza našla u transformovaných dat větší shodu s normálním rozdělením než měla data netransformovaná (LR test, lambda = (0), LRT = 64,556, df = 1, p < 0,001, LR test, lambda = (1), LRT = 98,808, df = 1, p < 0,001). Přesto, stejně jako v minulých případech, nebyla takováto transformace dostačující, aby bylo dosaženo normality dat vhodné pro parametrické testy. Tato skutečnost je zobrazena na následujících histogramech a Q-Q grafech, srovnávajících data před a po transformaci (obr. č. 23). Výsledky Box-Coxovy transformace jsou uvedeny v přílohách (příloha č. 2).



Obr. č. 23 Grafy explorativní analýzy u 24 denní expozice před a po transformaci dat.

5.3 Testování statistických hypotéz

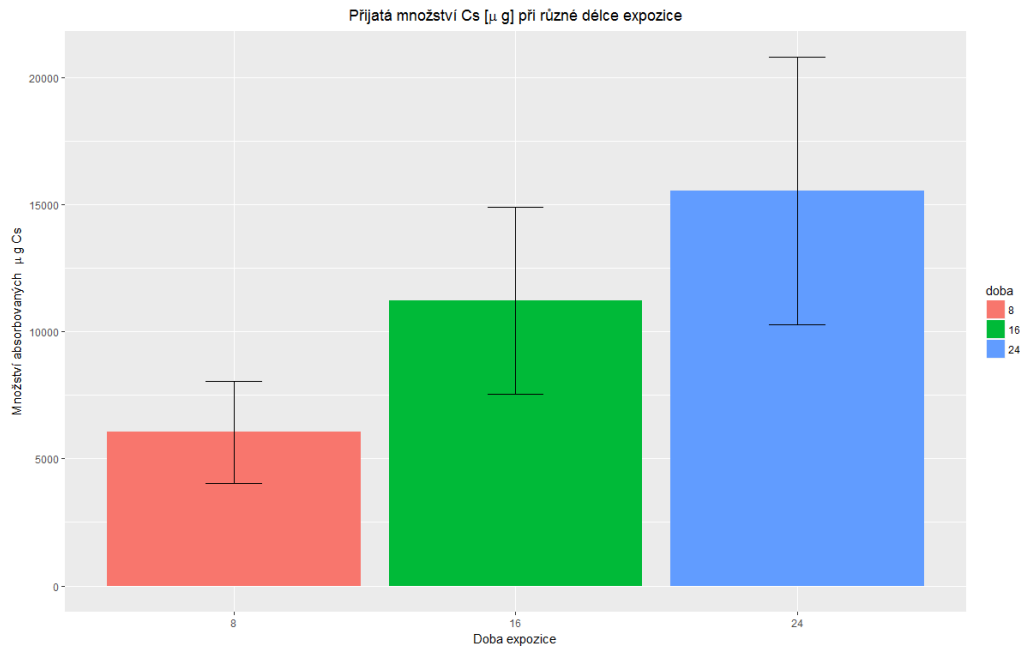
Jelikož originální data a ani data transformovaná nesplnila předpoklad normality a stejného rozptylu, byl zvolen Kruskal-Wallisův test, což je neparametrický ekvivalent jednocestné analýzy variance. Test byl proveden k porovnání signifikance vlivu délky expozice na příjem Cs^+ rostlinami a k porovnání signifikance mezi absorbovanými $\mu\text{g Cs}^+$ a treatmenty. Po dokončení výpočtů spojených s první a druhou nulovou hypotézou, bylo potřeba za prvé zjistit, jaký je vliv délky expozice na příjem Cs^+ v porovnání s různými dobami expozice navzájem mezi sebou. A za druhé, u kterých skupin treatmentů je signifikantní příjem Cs^+ rostlinou. Proto bylo potřeba zvolit post hoc test sloužící k takovému porovnání. Jedním z testů, které je možné použít je Wilcoxonův párový test (STHDA 2018). Výsledek tohoto testu byl signifikantní ($p > 0,001$) mezi téměř všemi skupinami treatmentů. Jediné neprůkazné hodnoty byly nalezeny mezi treatmenty 64mM – 48mM u 24 denního experimentu, 64mM – 80mM u 16 denního experimentu a 64mM – 80 mM u 8 denního experimentu. Tím vzniklo podezření, že se nejedná o nevhodnější test k post hoc testování těchto skupin. Jelikož testy, které používají sumu pořadí ať už ve Wilcoxonův párový test nebo Mann-Whitneyův U test ignorují pořadí používaná Kruskal-Wallisovým testem. Za další nepoužívají souhrnné rozptyly pro párové testy. Neparametrickými testy, vhodnými k porovnávání více skupin jsou Dunnův test, Conover-Imanův test nebo Dwass-Steel-Crichtlow-Flignerův test (Dunn 1964; Conover et Iman 1979; Crichtlow et Fligner 1991; Hazra et Gogtay 2016). Pro porovnání více skupin by zvolen Dunnův test.

FDR neboli "false discovery rate" je očekávaný poměr chyb prvního druhu. Chyba prvního druhu nastává při chybném zamítnutí nulové hypotézy – zamítáme platnou nulovou hypotézu. Jinými slovy je výsledek falešně pozitivní. Korekce nebo také úprava očekávaného poměru chyb, je nápomocna při kontrole skutečnosti, že někdy mohou náhodou malé p-hodnoty (menší než 5%) nesprávně vést k zamítnutí pravdivé nulové hypotézy. Benjamin-Hochbergova korekce pomáhá předcházet chybám prvního druhu a také byla zvolena pro korekci Dunnova testu. Byla zvolena z velké řady dostupných korekcí jako například nejpoužívanější Bonferroniho a dalších méně konzervativních korekcí jako jsou například Holmova, Hochbergova,

Hommelova a nakonec Benjamin-Hochbergova (Hazra et Gogtay 2016; Dinno 2017). Zdůvodněním výběru této korekce jsou následující skutečnosti. Bonferroniho korekce se používá pro limitování pravděpodobnosti získat statisticky signifikantní výsledek při testování více hypotéz. To je potřeba, protože čím více testů je spuštěno, tím větší je šance získat signifikantní výsledek. Bonferroniho korekce trpí ztrátou síly testu, což je díky množství důvodů včetně faktu, že poměry chyby druhého druhu jsou vyšší každým testem. Neboli dochází k přehnané korekci chyby prvního druhu (Hochberg 1988; Hommel 1988; Dinno 2017). Metody Hochberga a Hommela jsou platné, jsou-li testy hypotéz nezávislé, a nebo jsou-li pozitivně korelovány (Sarkar 1998; Sarkar et Chang 1997). Navíc pro ujištění správnosti volby korekce, byly provedeny přepočty všech testů s různými metodami úprav p-hodnot. Díky těmto propočtům a výše zmíněným faktům bylo rozhodnuto o volbě Benjamin-Hochbergovy korekce u výpočtů Dunnových testů.

5.3.1 Vliv délky expozice na příjem Cs

Na základě výsledků Kruskal-Wallisova testu ($\chi^2 = 23.349$, $df = 2$, $p < 0,001$) byl nalezen velmi silný důkaz o signifikantním rozdílu mezi průměrnými pořadími alespoň jednoho páru skupin délky expozice. To znamená, že zamítáme hypotézu H_0 a platí, že délka expozice má signifikantní vliv na příjem Cs^+ [μg] z roztoku. Pro názorné zobrazení akumulovaných množství Cs^+ při různé délce expozice byl zvolen sloupcový graf (obr. č. 24).



Obr. č. 24 Grafy přijatých množství Cs^+ při třech různých expozičních dobách.

Pro upřesnění výsledků Kruskal-Wallisova testu byl proveden Dunnův post hoc test. Tento test slouží k porovnání signifikance vlivu délky expozice na příjem Cs^+ mezi různými délkami expozice. Otestování dat našlo silné důkazy ($p < 0,001$, upravena o Benjamini-Hochbergovu korekci) o signifikantním vlivu délky expozice na příjem Cs^+ mezi dvěma skupinami délek expozice. V každé buňce horní číslo vyjadřuje Dunnovu párovou Z-test statistiku. Nižší číslo je v tomto příkladě surová p-hodnota spojená s testem (je třeba porovnávat s $\alpha / 2$) (Dunn 1964). Výsledky jsou přehledně zobrazeny v tabulce pod textem (tab. č. 6).

Comparison of x by group
(Benjamini-Hochberg)

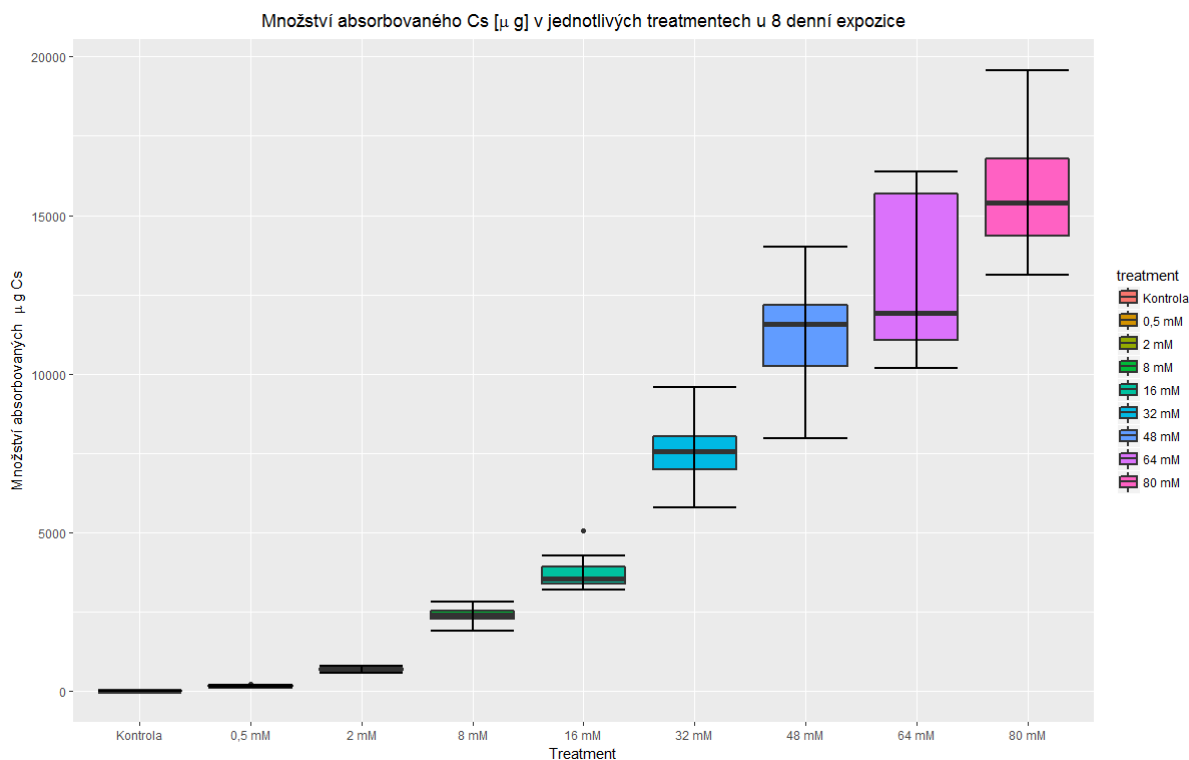
Col Mean	16	24
Row Mean		
24	-1.388089	
	0.0826	
8	3.285335	4.693114
	0.0008*	0.0000*

alpha = 0.05
Reject H_0 if $p \leq \alpha/2$

Tab. č. 6 Tabulka Dunnova testu porovnávající signifikanci vlivu doby expozice na příjem Cs^+ mezi jednotlivými skupinami.

5.3.2 Expozice o délce 8 dní

Na základě výsledků Kruskal-Wallisova testu ($\chi^2 = 86,363$, $df = 8$, $p < 0,001$) můžeme tvrdit, že byl nalezen velmi silný důkaz o signifikantním rozdílu mezi průměrnými pořadími alespoň jednoho páru skupin. To znamená, že zamítáme hypotézu $2H_0$. Tím pádem platí hypotéza alternativní tj. akumulované množství cesia rostlinami [μg] je signifikantně závislé na treatmentu u 8 denní expozice rostlin. Vizuální zobrazení výsledků Kruskal-Wallisova testu je velmi obtížné. Bylo by zavádějící vykreslovat průměry nebo mediány na sloupcovém grafu, neboť Kruskal-Wallisův test není testem o rozdílu těchto hodnot (McDonald 2009). Přesto, že není zpracován graf pro výsledky testované statistické hypotézy, byl přiložen alespoň graf zobrazující absorbovaná množství Cs^+ [μg] v jednotlivých treatmentech (obr. č. 25).



Obr. č. 25 Grafy absorbovaného množství cesia v jednotlivých treatmentech.

Přehlednější výsledky poskytne tabulkový výstup z Dunnova testu. Dunnův post hoc test slouží k porovnání signifikance rozdílu příjmu Cs^+ mezi jednotlivými skupinami treatmentů. Otestování dat našlo silné důkazy ($p < 0,05$, upravena

o Benjamini-Hochbergovu korekci) o signifikantním rozdílu příjmu Cs⁺ mezi mnoha skupinami. Výsledky jsou přehledně zobrazeny v tabulce pod textem (tab. č. 7).

		Comparison of x by group (Benjamini-Hochberg)					
Col	Mean-	0,5 mM	16 mM	2 mM	32 mM	48 mM	64 mM
Row	Mean						
16 mM		-2.567762					
		0.0097*					
2 mM		-0.855920	1.711841				
		0.2076	0.0602				
32 mM		-3.457920	-0.890157	-2.601999			
		0.0008*	0.2240	0.0098*			
48 mM		-4.544940	-1.977177	-3.689019	-1.087019		
		0.0000*	0.0393	0.0004*	0.1719		
64 mM		-5.024256	-2.456493	-4.168335	-1.566335	-0.479315	
		0.0000*	0.0126*	0.0001*	0.0782	0.3159	
8 mM		-1.711841	0.855920	-0.855920	1.746078	2.833098	3.312414
		0.0626	0.2138	0.2205	0.0632	0.0052*	0.0012*
80 mM		-5.803144	-3.235381	-4.947223	-2.345223	-1.258203	-0.778888
		0.0000*	0.0015*	0.0000*	0.0163*	0.1339	0.2243
Kontrola		0.855920	3.423683	1.711841	4.313841	5.400861	5.880177
		0.2276	0.0009*	0.0652	0.0000*	0.0000*	0.0000*
Col	Mean-						
Row	Mean	8 mM	80 mM				
80 mM		-4.091302					
		0.0001*					
Kontrola		2.567762	6.659065				
		0.0102*	0.0000*				

alpha = 0.05

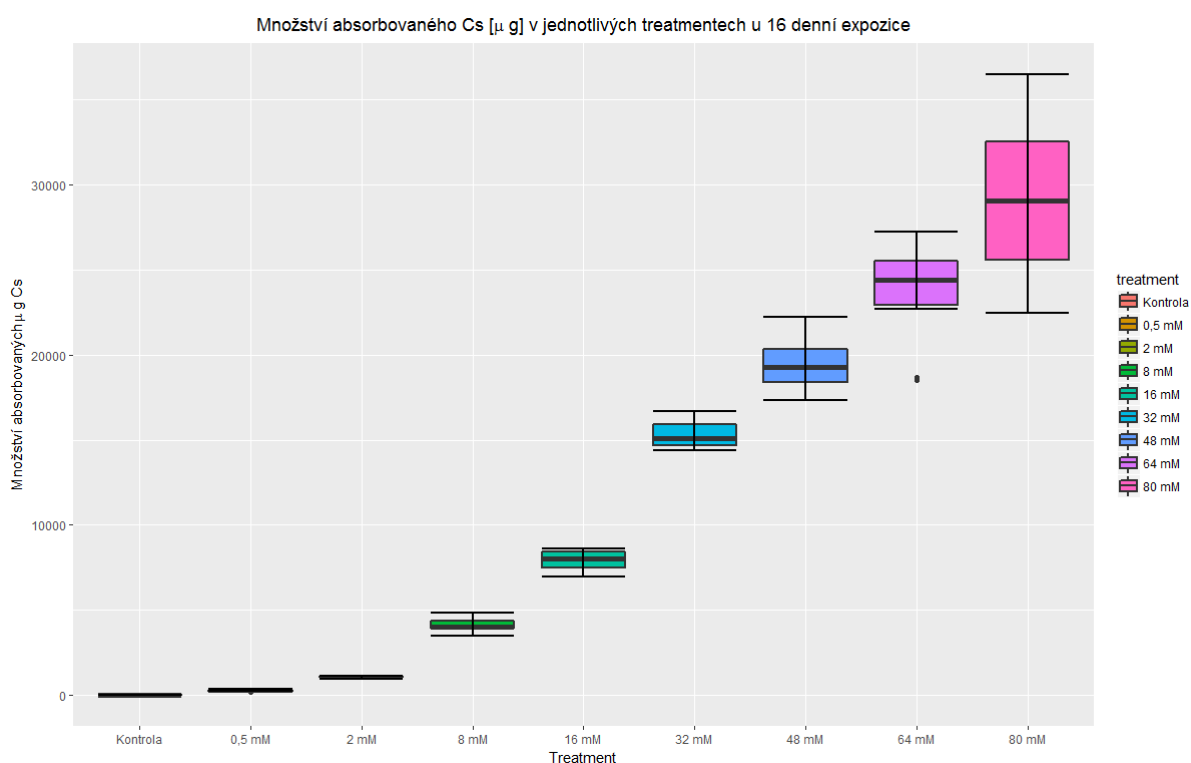
Reject Ho if p <= alpha/2

Tab. č. 7 Tabulka Dunnova testu porovnávající signifikanci rozdílu příjmu Cs⁺ mezi jednotlivými skupinami treatmentů u 8 denního experimentu.

5.3.3 Expozice o délce 16 dní

Na základě výsledků Kruskal-Wallisova testu (chi-squared = 81,998, df = 8, p < 0,001) byl nalezen velmi silný důkaz o signifikantním rozdílu mezi průměrnými pořadími alespoň jednoho páru skupin. Zamítáme tedy druhou nulovou hypotézu na

hladině významnosti 0,001. Platí tedy hypotéza alternativní tj. akumulované množství cesia rostlinami [μg] je signifikantně závislé na treatmentu u 16 denní expozice rostlin. Stejně jako u předchozí experimentální doby není zařazen graf se zobrazení výsledků Kruskal-Wallicova testu, ale je přiložen graf zobrazující absorbovaná množství Cs^+ [μg] v jednotlivých treatmentech (obr. č. 26).



Obr. č. 26 Grafy absorbovaného množství cesia v jednotlivých treatmentech u 16 denního experimentu.

Díky Dunnově testu byly nalezeny silné důkazy ($p < 0,05$, upravena o Benjamini-Hochbergovu korekci) o tom, že existují signifikantní rozdíly příjmu Cs^+ mezi skupinami. Výsledky jsou zobrazeny v následující tabulce (tab. č. 8).

		Comparison of x by group (Benjamini-Hochberg)					
Col Mean- Row Mean		0,5 mM	16 mM	2 mM	32 mM	48 mM	64 mM
16 mM		-2.717929 0.0062*					
2 mM		-0.905976 0.1991	1.811953 0.0485				
32 mM		-3.623906 0.0004*	-0.905976 0.2053	-2.717929 0.0066*			
48 mM		-4.638599 0.0000*	-1.920670 0.0448	-3.732623 0.0003*	-1.014693 0.1926		
64 mM		-5.490217 0.0000*	-2.772288 0.0059*	-4.584241 0.0000*	-1.866311 0.0485	-0.851617 0.2088	
8 mM		-1.811953 0.0504	0.905976 0.2119	-0.905976 0.2190	1.811953 0.0525	2.826646 0.0056*	3.678264 0.0004*
80 mM		-6.178759 0.0000*	-3.460830 0.0007*	-5.272783 0.0000*	-2.554853 0.0096*	-1.540160 0.0823	-0.688542 0.2526
Kontrola		0.554795 0.2895	2.773975 0.0062*	1.294521 0.1257	3.513701 0.0006*	4.342195 0.0000*	5.037538 0.0000*
Col Mean- Row Mean		8 mM	80 mM				
80 mM		-4.366806 0.0000*					
Kontrola		2.034248 0.0359	5.599731 0.0000*				

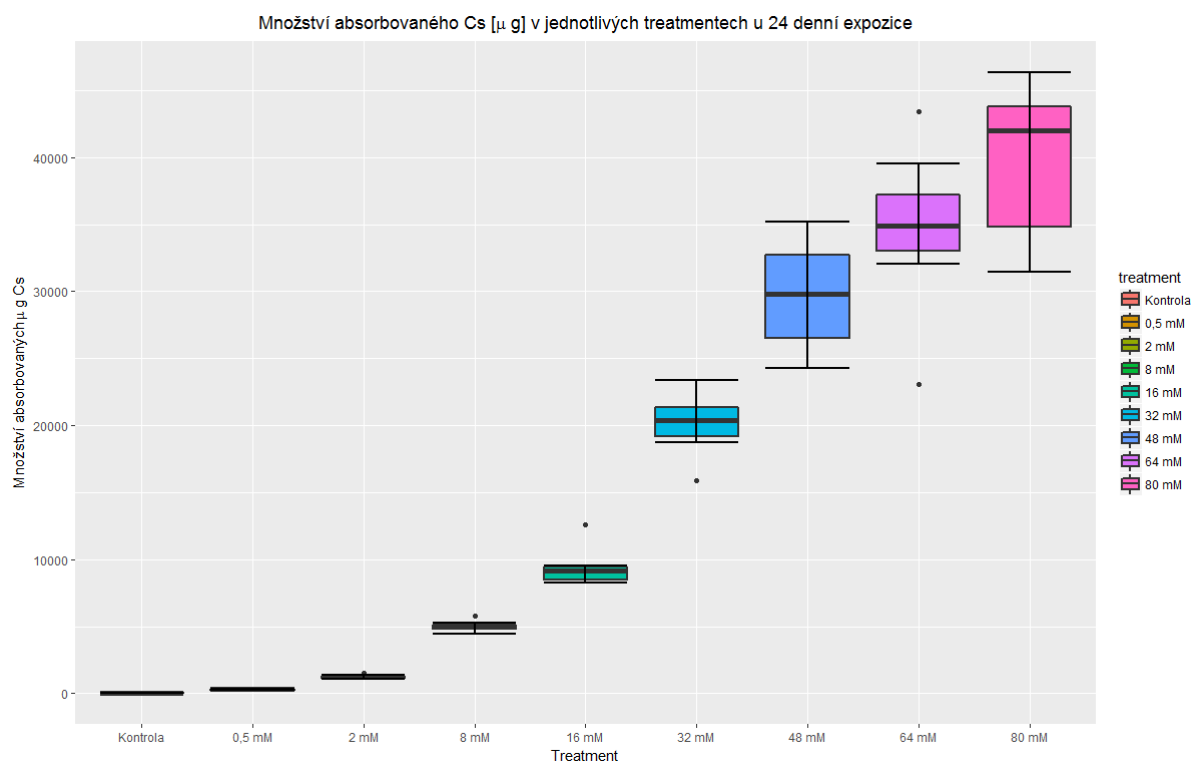
alpha = 0.05
Reject Ho if $p \leq \alpha/2$

Tab. č. 8 Tabulka Dunnova testu porovnávající signifikanci rozdílu příjmu Cs^+ mezi jednotlivými skupinami treatmentů u 16 denního experimentu.

5.3.4 Expozice o délce 24 dní

Na základě výsledků Kruskal-Wallisova testu ($\chi^2 = 81,091$, $df = 8$, $p < 0,001$) byl nalezen velmi silný důkaz o signifikantním rozdílu mezi průměrnými pořadími alespoň jednoho páru skupin. Proto zamítáme druhou nulovou hypotézu na hladině významnosti 0,001. Platí tedy hypotéza alternativní tj. akumulované množství cesia rostlinami [μg] je signifikantně závislé na treatmentu u 24 denní expoziční rostlin. Stejně jako u předchozích experimentálních dobách není zařazen

graf se zobrazením výsledků Kruskal-Wallicova testu, ale je přiložen graf zobrazující absorbovaná množství Cs^+ [μg] v jednotlivých treatmentech (obr. č. 27).



Obr. č. 27 Grafy absorbovaného množství cesia v jednotlivých treatmentech u 24 denního experimentu.

Dunnovým testem byly nalezeny silné důkazy ($p < 0,05$, upravena o Benjamini-Hochbergovu korekci) o existenci signifikantních rozdílů příjmu Cs^+ mezi skupinami treatmentů. Výsledky jsou zobrazeny v tabulce pod textem (tab. č. 9).

Comparison of x by group
(Benjamini-Hochberg)

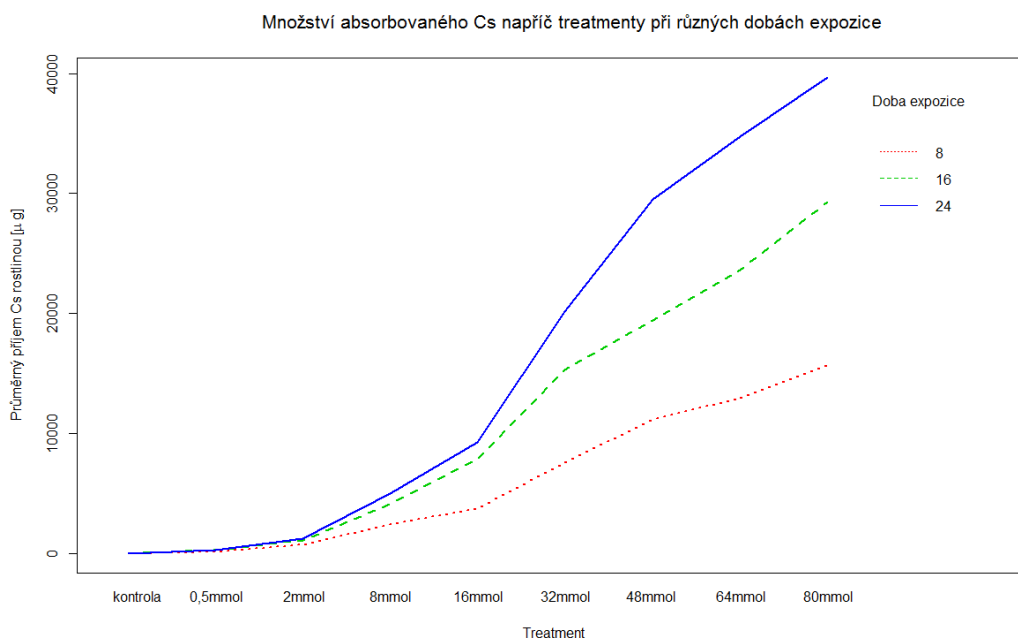
Row Mean	0,5 mM	16 mM	2 mM	32 mM	48 mM	64 mM
16 mM	-2.717929 0.0062*					
2 mM	-0.905976 0.1991	1.811953 0.0485				
32 mM	-3.632965 0.0004*	-0.915036 0.2161	-2.726989 0.0064*			
48 mM	-4.774496 0.0000*	-2.056566 0.0341	-3.868519 0.0002*	-1.141530 0.1574		
64 mM	-5.517396 0.0000*	-2.799467 0.0058*	-4.611420 0.0000*	-1.884431 0.0466	-0.742900 0.2422	

8 mM	-1.811953 0.0504	0.905976 0.2053	-0.905976 0.2119	1.821012 0.0515	2.962543 0.0037*	3.705443 0.0003*
80 mM	-6.006624 0.0000*	-3.288694 0.0013*	-5.100647 0.0000*	-2.373658 0.0159*	-1.232128 0.1401	-0.489227 0.3123
kontrola	0.554795 0.2978	2.773975 0.0059*	1.294521 0.1303	3.521099 0.0006*	4.453154 0.0000*	5.059730 0.0000*
Col Mean						
Row Mean	8 mM	80 mM				
80 mM	-4.194671 0.0001*					
kontrola	2.034248 0.0343	5.459183 0.0000*				

alpha = 0.05
Reject Ho if p <= alpha/2

Tab. č. 9 Tabulka s výsledky Dunnova testu porovnávající signifikanci rozdílu příjmu Cs⁺ mezi jednotlivými skupinami treatmentů u 24 denního experimentu.

K porovnání absorpce Cs⁺ v závislosti na treatmentu u všech tří délek trvání experimentu byl vykreslen interakční graf, ve kterém je jasně patrné, že množství absorbovaného cesia roste s délkou trvání experimentu (obr. č. 28).



Obr. č. 28 Interakční graf zobrazující průměrný příjem Cs⁺ napříč treatmenty při různých dobách expozice.

6. Diskuze

V této kapitole jsou diskutovány výsledky této studie jak s terrestrickými, tak i akvatickými rostlinami. Akvatické rostliny jsou sice využívány pro fytoremediace těžkých kovů, ale za současné situace neexistuje velký počet druhů použitých pro remediace Cs (Sharma et al. 2015). Při průzkumu 188 kmenů řas a vodních rostlin bylo zjištěno, že vhodnými akvatickými rostlinami pro remediace ^{137}Cs je akvatická rostlina *Lemna aoukikusa* a řasy *Chloroidium saccharophilum* a *Batrachospermum virgato-decaisneanum* (Fukuda et al. 2014) Také autoři review Burger a Lichtscheidl (2018) uvádějí, že existuje málo informací o příjmu cesia z vodního prostředí, což dělá porovnání výsledků s dalšími autory o to složitější.

6.1 Cesium v kontrolních vzorcích

Stanovením ^{133}Cs pomocí hmotnostním spektrometru byly získány hodnoty koncentrací Cs^+ ve vzorcích. Hodnoty kontrolních vzorků se po přepočítání pohybovaly v rozmezí 0,046 – 0,459 $\mu\text{g/g}$, obsah Cs^+ v celých kontrolních vzorcích byl mezi 0,079 – 0,919 μg . Dle Japonské studie provedené v roce 1959 zkoumající koncentrace cesia u 50 rostlinných druhů rostoucích v přírodě, se zjistilo, že koncentrace cesia se běžně pohybovaly mezi hodnotami 0,002 – 1 $\mu\text{g/g}$ (Yamagata et al. 1959). Stejně tak Cook a kol. (2007) provedli podrobný průzkum v USA, kde hodnoty stabilního cesia u 124 druhů rostlin byly v rozmezí 0 – 0,365 $\mu\text{g/g}$. Dalších 24 druhů rostlin bylo zkoumáno ve studii, kterou provedli Horovitz a kol. (1974). Zjistilo se, že koncentrace Cs^+ v rostlinách se pohybovaly mezi 0,01 – 2,5 $\mu\text{g/g}$ (Horovitz et al. 1974), což odpovídá i uváděným hodnotám pro koncentrace u čerstvé hmotnosti zeleniny 0,2 – 3,3 $\mu\text{g/g}$ a čerstvé hmotnosti ovoce < 0,1 – 2,9 $\mu\text{g/g}$ (Pais et Jones 1997). Porovnáním hodnot získaných z laboratorního rozboru vzorků s daty dostupnými v literatuře, můžeme dojít k závěru, že koncentrace přítomné v kontrolních vzorcích jsou v přírodě běžné. Na druhou stranu není zcela jasné, zda nemůže jít o ^{137}Cs , které se dostalo na území ČR při testech termonukleárních zbraní a havárii JE v Černobylu. Kontaminace území ČR způsobená testováním jaderných zbraní v 60. letech byla přibližně stejná, jako při havárii Černobylské JE (Rulík et

Helebrant 2011). V České republice došlo při zmíněné havárii ke kontaminacím 3 400 km² plochy aktivitou 10 – 20 kBq/m² a 360 km² bylo zasaženo 20 – 37 kBq/m². Kontaminace uložená na území České republiky byla pouze 0,09% z celkového vypuštěného množství 85 PBq ¹³⁷Cs, tedy 76,5 TBq (Izrael et al. 1996; Povinec et al. 2013). Je tedy možné, že část cesia přítomná ve vzorcích může být pozůstatkem těchto událostí s přihlédnutím na to, že rostlinný materiál byl odebrán v Jihočeském kraji, kde byly hodnoty ¹³⁷Cs vyšší než v jiných krajích (Rulík et Helebrant 2011).

6.2 Teploty a zdravotní stav při 24 denní expozici

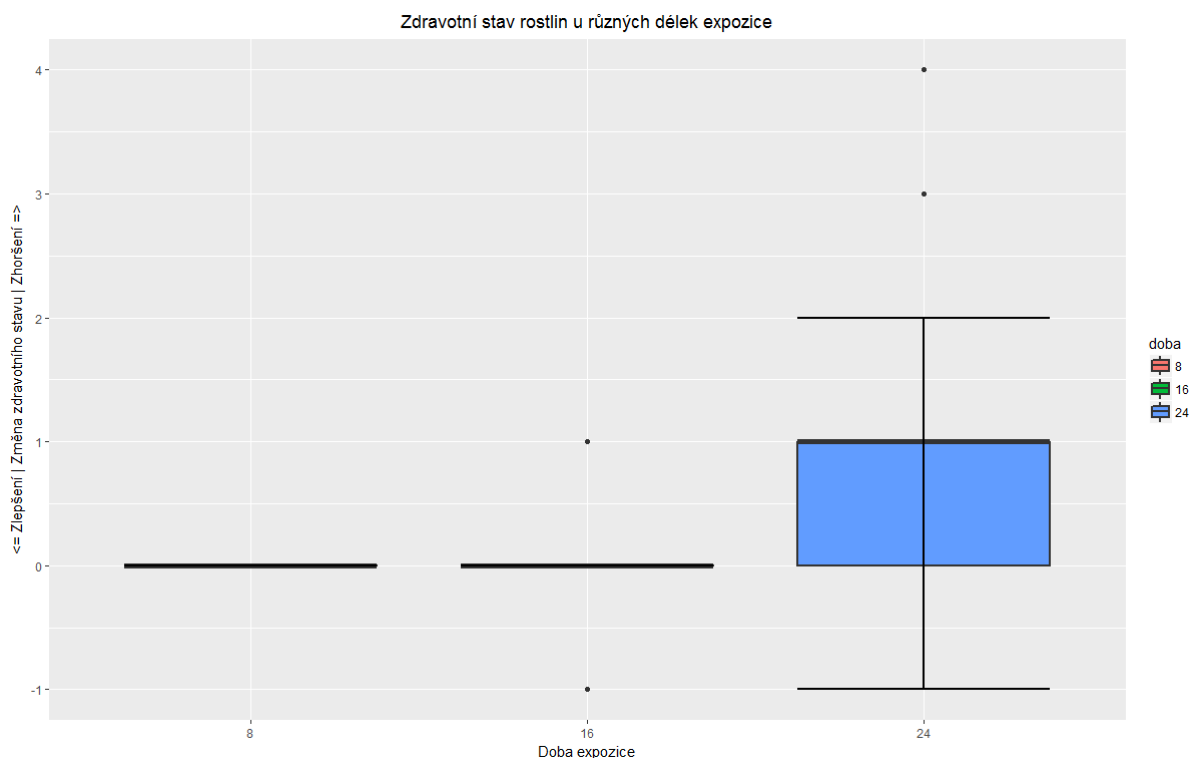
Jak bylo zmíněno v metodice, kapitole 4.2, ve skleníku byly udržovány teploty v rozmezí 24 – 27°C po celou dobu trvání experimentů. Přibližně 6 denní překročení teplot nastalo pouze při extrémní vlně veder u 24 denní délky expozice. Během těchto 6 dnů se teploty ve skleníku pohybovali nad 32°C. Jak zjistili už na začátku 60. let Bange a Overstreet (1960) má změna teploty a obsahu kyslíku roli při akumulaci Cs⁺ rostlinami. V jejich studii bylo také pozorováno, že nízké teploty a snížená dostupnost kyslíku měla poměrně větší vliv na příjem Cs⁺ při nízkých hodnotách Cs⁺ v roztoku (Bange et Overstreet 1960). Nebo jak zjistil Buysse a kol. (1995) koncentrace Cs⁺ byla u výhonků a kořenů špenátu setého (*Spinacia oleracea*) přibližně stejná pro oba teplotní treatmenty 15°C a 25°C. Celkový obsah Cs⁺ byl však vyšší u rostlin s nižší teplotou, ale hodnoty byly ovlivněny jejich vyšší hmotností. Může být tedy řečeno, že teplota je odpovědná za povahu a způsob chování sorbatu v roztoku a dostupnost aktivních sorpčních míst na povrchu adsorbentu se změnami teplot (Yagub et al. 2014). To znamená, že pokud se zvýší teplota roztoku, sníží se elektrostatické interakce iontů v roztoku a proto dojde ke zvýšení mobility ku sorbentu a naopak. Kromě toho jak uvedl ve své práci Ali (2009) je obecně známo, že sorpce je řízena fyzikálním jevem. Navíc jak uvádí Marschner (2011), příjem iontů je závislý na teplotě, obzvláště při teplotách pod 10°C. Navíc při velmi vysokých teplotách příjem iontů klesá (Marschner 2011). Vzhledem k těmto důvodům by se mohlo usuzovat, že zvýšené teploty mohly ovlivnit příjem Cs⁺ rostlinami nebo ovlivnit jejich zdravotní stav. Jak je uváděno v literatuře *Ceratophyllum demersum* L. se vyskytuje nejčastěji v mezotrofních až eutrofních vodách a roste nejlépe v hloubkách od 2,5 – 6 m. Kde rostliny mohou dorůstat přibližně 2,5 m (DiTomaso

et al. 2013; Ye et al. 2018). Kořeny chybí, ale listové větve jsou někdy modifikovány jako rhizoidy (Godfrey 1981). Rhizoidy jsou velmi podobné co do struktury a funkce jako kořenové vlásky – rhizodermis u suchozemských cévnatých rostlin. Teplota vody, v níž *Ceratophyllum demersum* L. roste se bohybuje v rozmezí 10 – 40°C a pH 6,8 – 9,0 (Srivastava et al. 2008). Také se zdá, že je velice tolerantní k teplotním změnám (Hyldgaard et al. 2014). Proto i kdyby došlo ke zvýšení teplot vody v experimentálních válcích nad 32°C, pravděpodobně by nebyl ovlivněn zdravotní stav rostlin, ale mohlo by dojít k vyšší akumulaci Cs⁺ rostlinami právě v těchto šesti dnech extrémních veder. Na druhou stranu nesmí být opomenuty vnitrodruhové rozdíly ve fenotypové plasticitě. Přesto, že je v literatuře uváděn rozsah teplot 10 – 40°C, které dokáže *C. demersum* tolerovat, z výsledků studia dánských, přirozeně se vyskytujících populací a invazních jedinců z Nového Zélandu bylo zjištěno, že relativní růstová rychlost druhu byla nejvyšší mezi 25 – 35°C. Na druhou stranu pro invazní *C. demersum* z Nového Zélandu bylo jasné teplotní optimum 25°C, při kterém byly přírůstky dvakrát tak rychlé jako u neinvazivní populace z Dánska (Hyldgaard et Brix 2012). Je tedy možné, že díky vnitrodruhové plasticitě je teplotní optimum v ČR jiné než hodnoty uváděné v literatuře a tudíž by zvýšení teplot mohlo mít vliv na akumulaci Cs⁺. Ovšem pro dokázání těchto úvah by musely být provedeny další experimenty.

6.3 Zdravotní stav rostlin

Jak již bylo diskutováno výše, existuje možnost ovlivnění příjmu cesia teplotou. Otázkou ale je, jakou roli hrál zdravotní stav rostlin. Toxické efekty Cs⁺ se začínají projevovat při koncentracích přesahující 0,2 mM (White et Broadley 2000; Borghei et al. 2011), ale kriticky závisí na koncentraci ostatních iontů (White et Broadley 2000). Při evaluaci zdravotních stavů rostlin u tří různých délek expozice, je jasně patrné, že u 8 a 16 denních expozičních délek se neprojevíly fyto toxické účinky Cs⁺ (obr. č. 29). Přestože hodnoty v jednotlivých válcích překračovaly 0,2 mM. Přesněji u koncentrace treatmentu 16 mM byla molarita ve válcích 0,267 mM. Treatment o koncentraci 80 mM přesáhl hodnotu 0,2 mM více než 6 krát. Tyto závěry jsou podpořeny i Wilcoxonovým testem díky němuž nebyly nalezeny

signifikantní rozdíly mezi zdravotním stavem před a po zahájení experimentů ($p > 0,05$).

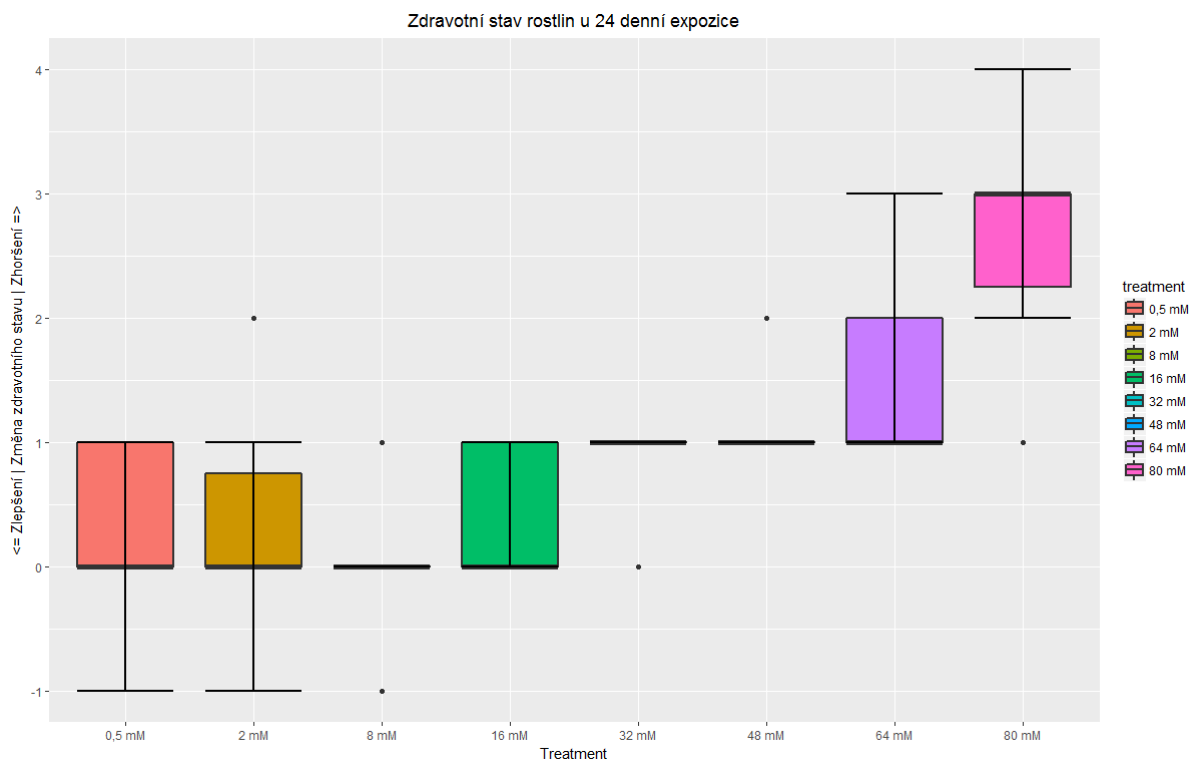


Obr. č. 29 Projevy fyto toxických účinků v závislosti na době expozice.

Expoziční doba trvající 8 dní neměla na rostliny žádný efekt. Nedošlo ke zhoršení ani zlepšení kondice rostlin ani v jednom případě. Naproti tomu při 16 denním experimentu došlo k několika málo změnám, ale i tak byly zdravotní stavy rostlin poměrně stabilní. K největším změnám došlo u koncentrace treatmentu 64 mM, kde 6 vzorků rostlin nezměnilo svůj zdravotní stav a 4 vzorky rostlin zhoršily zdravotní stav o 1 bod. Naopak u 80 mM došlo u jednoho vzorku ke zlepšení kondice o jeden bod, u třech došlo ke zhoršení o 1 bod a u zbytku vzorků nedošlo ke změně.

Nakonec vyvstává otázka, jakou roli hrála fyto toxicita na zdravotní stav rostlin u 24 denní expozice. Pokud je zdravotní stav rostlin hodnocen v rámci celé expoziční doby, existují velmi silné důkazy o signifikantním (Wilcoxon, $p < 0,001$) zhoršení zdravotního stavu. Na druhou stranu, jak je patrné z grafu u 24 denní expozice (obr. č. 30), dochází u koncentrací treatmentů 0,5 mM a 2 mM jak ke

zlepšení zdravotního stavu u některých vzorků, tak u dalších ke zhoršení. U koncentrace 8 mM se kondice rostlin nezměnila vůbec. Dalo by se tedy říct, že do koncentrace treatmentu 8 mM a délky expozice 24 dní nebyly pozorovány žádné viditelné fytoxické efekty. Tento závěr byl podpořen i výsledky Wilcoxonova testu ($p > 0,05$). Naproti tomu u 16 mM koncentrace byl zdravotní stav rostlin v 6 případech stabilní a u 4 byla pozorována změna o jeden stupeň k horšímu, ale i v tomto případě nebyla nelazena Wilcoxonovým testem signifikantní změna kondice ($p > 0,05$). Nicméně signifikantní (Wilcoxon, $p < 0,001$) zhoršení zdravotního stavu bylo více výrazné u koncentrací treatmentů od 32 mM a vyšších. Nejvýraznější a na první pohled patrné známky špatného zdravotního stavu byly pozorovány u koncentrace treatmentu 80 mM (obr. č. 31). Minimální změny kondice byly pouze u jedné rostliny a to o 1 bod. Naopak největší zhoršení bylo pozorováno u jedné rostliny o 4 body. Průměrně se zdravotní stav zhoršil o 2,7 bodu.



Obr. č. XX Zdravotní stavy rostlin v jednotlivých treatmentech.

Stejně jako byl sledován zdravotní stav rostlin u této studie, byla sledována kondice u *Calla palustris*, u níž nebyl sledován zdravotní stav rostlin signifikantním faktorem u treatmentu o koncentraci 0,5 mM při akumulaci Cs⁺ (Rinaldi et al. 2017). Po expozici *Arabidopsis thaliana* treatmentu o koncentraci 1 mM CsCl popsal Isaure a kol. (2006), silný vliv nedostatku K a fytotoxický efekt Cs. Počet listů byl redukován na polovinu a u rostlin byla velmi výrazná chloróza (Isaure et al. 2006). Také Kang a kol. (2012) pozorovali pokles obsahu chlorofylu v listech za 2, 4 a 7 týdnů trvání experimentu o 3 – 57% od koncentrací 1 mM. Žádné takovéto zjištění nebylo učiněno do treatmentů o koncentraci 8 mM, ani při 24 dnech expozice. Dále jak uvádí Borghei a kol. (2011) většina rostlin *Calendula alata* zůstala zdravá po 15 dnech 2,5 mM treatmentu (přepočítáno), což odpovídá i výsledkům z této studie, kde zdravotní stav u treatmentů do 8 mM byl neměnný u všech délek expozice. Při vystavení treatmentu o koncentraci 3 mM byly pozorovány inhibující účinky Cs na růst rostlin *Pennisetum purpureum* (var. Merkeron). Po 2 týdnech expozice byl inhibující účinek 39,3% a po 4 týdnech expozice 47,3% (Kang et al. 2012). Na první pohled patrné inhibující účinky u *C. demersum* nenastaly, ale jelikož takovéto hodnocení nebyly součástí této studie, bylo by potřeba takovéto závěry podpořit dalšími výzkumy.



Obr. č. 31 Výskyt nekrotických míst u nejvyššího treatmentu s koncentrací 80 mM byl pozorován pouze u 24 denní doby expozice. U těchto rostlin docházelo na 10 bodové škále zdravotního stavu, kde 10 je nejlepší ohodnocení, k průměrnému zhoršení stavu o 2,7 bodu.

Je nutné taky zvážit jisté nepřesnosti v určování zdravotního stavu z hlediska lidského faktoru. Přesto, že byla věnována maximální pozornost správnému určení stavu rostlin, je možné že u některých vzorků mohlo být hodnocení zhoršeno nebo zlepšeno v rámci jednoho bodu.

6.4 Diskuze statistických výsledků

Kruskal-Wallisovým testem byla prokázána existence vlivu délky expozice na příjem Cs. Jinými slovy je koncentrace Cs⁺ signifikantně závislá na době expozice, což se shoduje i se závěry studie, kterou provedl Scotti v roce 1996. Stejný vliv délky expozice byl sledován i při skleníkovém experimentu s ¹³⁷Cs a rýží (Myttenaere et al. 1969) nebo také u mnohých dalších rostlin jako jsou například *Brasenia schreberi*, *Nymphaea odorata*, *Nymphoides cordata* a *Pennisetum purpureum* (Kelly et Pinder 1996; Pinder et al. 2006; Kang et al. 2012). Z výsledků Dunnova testu z kapitoly 5.3.1 byly obdrženy podrobnější informace vlivu délky času. Byly nalezeny

signifikantní rozdíly ($p < 0,001$) v příjmu Cs mezi expozičními skupinami 8 a 16 dní a 8 a 24 dní. Naopak při porovnání expozičních délek trvajících 16 a 24 dní, nebyl nalezen signifikantní vliv ($p > 0,05$) na akumulaci Cs. Obdobné výsledky pozoroval i Scotti (1996), pouze s tím rozdílem, že mezi nejvyššími skupinami expozičních dob byly zaznamenány nejméně signifikantní výsledky. Průměrné procento odstanění bylo u 8 denní expozice 8,00%, 16 denní 14,07% a 24 denní 17,75%. Rozdíl v procentu odstranění mezi 16 a 24 denní expoziční dobou je tedy 3,68%. Fried a kol. (1961) naznačili, že příjem radiocesia je limitován v určité fázi metabolickými procesy, což potvrdil Baker (1981) a Shaw a Bell (1989). Takovéto limitování příjmu Cs by pravděpodobně začínalo být více patrné až při delších treatmentových časech. S podobnými závěry přišli i Kelly a Pinder (1996), když u *Nymphaea odorata* docházelo k poklesu akumulace Cs⁺ po 20 dnech expozice. Rychlost poklesu byla také zaznamenána u dalších druhů rostlin a byla závislá na druhu rostliny a době expozice (Pinder et al. 2006).

Jak již bylo zmíněno, průměrné procento odstranění napříč všemi treatmenty bylo v rámci 8 denního experimentu 8,00%. Tento výsledek téměř odpovídá i procentu odstranění *Calla palustris*, kde za 8 dní experimentu bylo průměrné procento odstranění 11,12% (Vacula 2016). Takové souhrné porovnání není ovšem moc přesné, protože koncentrace treatmentů u *C. palustris* byly v rozmezí 0,5 – 10 mM a u *C. demersum* byly od 0,5 mM po 80 mM, což jsou mnohem vyšší hodnoty ovlivňující výsledek a navíc jde o jinou cestu příjmu cesia. Pro trochu lepší porovnání výsledků ze studie *C. palustris* je třeba zhodnotit jednotlivé treatmenty. Na první pohled je patrné, že příjem Cs⁺ u koncentrace treatmentu 0,5 mM je nižší v porovnání se současnými výsledky 11,03% u *C. demersum*. Stejně tak bylo dosaženo vyšších procent odstranění u koncentrace 2 mM, kde *Calla palustris* dosáhla hodnot 9,41% a *C. demersum* 10,70%. U poslední koncentrace 10 mM, kterou je možno porovnat bylo u *C. palustris* procento odstranění 7,85%, zatímco u *C. demersum* bylo 9,08% při koncentraci treatmentu 8mM (Vacula 2016).

Průměrné procento odstranění u expoziční délky 16 dní bylo 14,07%. To je ovšem mnohem méně než jaké hodnoty vykazovala *Calendula alata*. Při 15 denním treatmentu odpovídajícím 6 mM dokázala tato rostlina odstranit 46,84% Cs z roztoku (Borghei et al. 2011). U *C. demersum* u treatmentu 8mM to bylo pouze 15,54%. U koncentrace treatmentu 50 mM dokázala odstranit 52,06% Cs (Borghei et al.

2011), což s porovnání s *C. demersum*, které na úrovni koncentrace treatmentu 48 mM bylo schopno odstranit mnohem méně resp. 12,17%. V další studii s druhy *Amaranthus chlorostachys*, *Chenopodium album* a *Calendula alata* bylo procento odstranění po 15 dnech z treatmentu o koncentraci přibližně 16 mM (přepočítáno) 41%, 39% a 65% Cs odstraněno z roztoku (Moogouei et al. 2011). Jde o hodnoty velmi vysoké, jelikož *C. demersum* bylo schopno odstranit 14,88% Cs z roztoku při stejné koncentraci. Pro použití suchozemských rostlin k fytořemediaci je důležitá podmínka akumulace kontaminantu v nadzemních částech rostliny. Když ovšem srovnáme hodnoty akumulovaných množství u rostlin ze studií, které provedli Moogouei a kol. (2011) nebo Borghei a kol. (2011), zjistíme, že jsou méně efektivní, protože u *C. demersum* je možné rostlinu z vodního sloupce sklidit téměř celou. *C. alata* a *A. chlorostachys* akumulovali ve výhoncích přes 1000 $\mu\text{g/g Cs}^+$, ale u *Ch. album* to bylo méně než 1000 $\mu\text{g/g}$ (Moogouei et al. 2011). U *C. demersum* byla průměrná akumulovaná množství při téměř totožných podmínkách 3477 $\mu\text{g/g}$ celou rostlinou. Pokud bychom srovnávali celé rostliny byla by akumulovaná množství u předchozích tří druhů samozřejmě mnohem vyšší. Jedním z faktorů, díky kterým mohlo být dosaženo je i pH, které ovlivňuje příjem K^+ kořeny, tudíž i Cs^+ (Marschner 2011). Moogouei a kol. (2011) a stejně tak i Borghei a kol. (2011) upravili pH roztoků na hodnotu 5 a 5,5, kdežto v případě této studie se pH mohlo pohybovat za hranicí pH 7, možná i pH 8. Navíc v obou těchto studiích používali mladé rostliny, u nichž je úroveň metabolismu vyšší a dochází k rychlému buněčnému dělení a tudíž mají i vyšší nároky na vodu a živiny, včetně cesia.

Vhodná porovnání s akvatickými makrofyty by bylo například ze studií, které provedli Kelly a Pinder (1996) nebo Pinder a kol. (2006) kdy při experimentální kontaminaci vybrané vodní plochy ^{133}Cs byla zjišťována absorpce rostlin pomocí listů. V těchto studiích některé plovoucí druhy *Brasenia schreberi*, *Nymphaea odorata* i druhy zcela ponořené *Utricularia inflata* a *Myriophyllum spicatum* vykazovali signifikantní akumulovaná množství listy v závislosti na času expozice. Naneštěstí z dostupných dat a vzhledem k různým faktorům plynoucích z jejich experimentů není možné tyto studie porovnat. Jedním z faktorů je například délka expozice, která přesahovala v obou případech 55 dní. Dalšími jsou vlivy sedimentu a perifytomu, které mohou signifikantně ovlivnit množství biologicky dostupného Cs^+ (Sansone et al. 2002; Zachara et al. 2002). Nebo naopak, jak uvádí

Sansone a kol. (2002), může adsorpce Cs^+ k povrchu rostlin vyvolat nadhodnocení akumulovaných množství rostlinami. U *C. demersum* nebyl v experimentálních válcích přítomen jak sediment, tak ani perifyton. Vliv mohla mít taky teplota vody. Kelly a Pinder (1996) prováděli pokus v období červenec, srpen, září, kdy teploty v Jižní Karolíně jsou v měsíci září výrazně nižší než v červenci nebo srpnu. Stejně tak Pinder a kol. (2006) začali experiment až prvního srpna a doba expozice rostlin byla 120 dní též v Jižní Karolíně. Kdežto *C. demersum* bylo exponováno v experimentálním skleníku a téměř po celou dobu byla zajištěna stálá teplota. V neposlední řadě mohl mít na experiment vliv i chemismus vody, kde oxické a anoxické prostředí současně s množstvím rozpuštěných minerálních látek ovlivňuje mobilitu Cs^+ (Wang et al. 2017). Jako poslední je třeba uvažovat vliv akumulace řasami, které mohly významně ovlivnit distribuci Cs^+ ve vodních nádržích (Sasaki et al. 2016). Při pokusu s *C. demersum* byla použita kohoutková voda a tím pádem bylo zajištěno stálé minerální složení vody a navíc v průběhu pokusu nebyly v experimentální válcích detekovány řasy.

6.5 Posouzení vhodnosti druhu

Posouzení vhodnosti druhu pro fytoremediace je provedeno podle charakteristik pro vhodnost aplikace v terénu, jako jsou klimatické a hydrické podmínky pro růst. Dále podle schopnosti rostliny růst za přítomnosti kontaminantu a dle produkce vysokého množství biomasy.

Z výsledků této studie bylo zjištěno, že vliv délky expozice je významný ($p < 0,001$) na akumulaci Cs^+ a stejně tak je významný ($p < 0,001$) vliv koncentrace na akumulaci Cs^+ . Rostliny byly schopné vykazovat dobrý zdravotní stav i po 16 dnech v koncentracích vodního roztoku 1,33 mM, což je mnohem více, než u jakých hodnot se projevují fytotoxické efekty u jiných druhů rostlin. Z hlediska růstu v přítomnosti kontaminantu *C. demersum* v 16 dnech překonalo i jiné makrofyty navrhované pro fytoremediace.

Vzhledem k celosvětovému rozšíření kromě Antarktidy a teplotám vhodným pro růst, které se pohybují od 10 – 40°C a rozsahu pH 6,8 – 9,0 (Srivastava et al. 2008), se dá tvrdit, že je možné použít tento druh akvatické rostliny v mnoha zemích.

Forsberg (1960) odhadnul maximální čistou produkci *Ceratophyllum demersum* na 5,7g sušiny/m²/den na jezeře Ösby a odhad byl založen na přírůstku plovoucích rostlin u hladiny. Edwards a Owens přispěli čistou produkcí makrofytů v křídovém toku jako 4,0g sušiny/m²/den v období od června do září a množství byla odhadována pomocí stejné metody. Byl také zaznamenán rozdíl v rychlosti růstu u *C. demersum* v závislosti na podloží. Rostliny rostoucí na bahně měly průměrné přírůstky 9,5 mg sušiny/rostlina/den a na písku 4,5 mg sušiny/rostlina/den, pokud byl porovnáván růst 16 jedinců v každé skupině (Denny 1972).

Kvůli použití *C. demersum* při fytořemediacích je nutno zvážit jeho významnou roli ve vodním hospodářství, hlavně v podobě úkrytu rybímu potěru a jako potrava. V takovémto případě by nebylo možné, aby byl tento druh použit jako fytořemediační vzhledem k možnému přenosu kontaminantu do potravního řetězce. Ovšem v případě kontaminace nádrži ¹³⁷Cs by při překročení hygienických norem došlo k pozastavení odlovu a tudíž by mohl být tento druh využit.

Z hlediska nedostatečně prozkoumaných druhů makrofytů vhodných pro fytořemediace, je důležité, aby byla zajištěna dostatečná informáční databáze použitelných druhů. Proto, s přihlédnutím na malou dostupnost informací o akumulacích Cs z akvatických biotopů a výše zmíněných závěrů, je příhodné doporučit rostlinu *Ceratophyllum demersum* za vhodného kandidáta pro fytořemediace.

7. Závěr

V první části práce, literární rešerši, bylo cílem poukázat na negativní dopady působení cesia v biotě. Přesto, že experimentální část probíhala s cesiem stabilním (¹³³Cs), byla rešerše zaměřena hlavně na působení radioaktivních izotopů cesia (např. ¹³⁷Cs), vznikajících štěpením uranu při nukleárních reakcích. V současné době je nejvíce pravděpodobné, že by mohlo docházet k pronikání těchto radionuklidů do potravního řetězce únikem při jaderných haváriích nebo nehodách s jaderným odpadem. Téma potravních řetězců bylo zmíněno z důvodů poukázání na nebezpečí

vstupu ¹³⁷Cs do potravin konzumovaných lidmi a také poukázat na jeho perzistenci v životním prostředí. Jak bylo zmíněno v rešerši, prvotním místem vstupu do potravních řetězců jsou rostliny. Z tohoto důvodu byl zmíněn a krátce shrnut příjem Cs rostlinami. Nechyběly ani kapitoly, shrnující faktory, ovlivňující biologickou dostupnost v akvatických biotopech a studie příjmu Cs, provedené na akvatických zcela ponořených makrofytech. Tyto kapitoly byly uvedeny především pro zdůraznění potřeby výzkumu v těchto oblastech, jelikož informace o fytořemediacích akvatickými makrofyty jsou velmi omezené.

Experiment se sestával ze tří oddělených pokusů o délkách 8, 16 a 24 dní. U každé délky expozice bylo celkem 80 rostlin kontaminováno roztoky CsCl o 8 koncentracích. Po vykonání experimentální části práce, bylo potřeba všechny získané informace statisticky vyhodnotit a splnit tak úkoly zadané prací. Cíly této diplomové práce bylo:

- Posoudit vliv délky expozice na příjem Cs z roztoku druhem *Ceratophyllum demersum* L.
- Posoudit vhodnost druhu *Ceratophyllum demersum* L. pro fytořemediaci.

Statistickými vyhodnoceními bylo zjištěno, že délka expozice má signifikantní vliv na příjem Cs z roztoku. Jinými slovy, čím delší čas expozice, tím větší množství Cs bylo akumulováno. Tímto zjištěním byl splněn první cíl diplomové práce. Vzhledem k tomu, že se jednalo o poměrně jednoduchý propočít, byly autorem práce stanoveny ještě dva dílčí úkoly. Prvním dílčím úkolem bylo zjistit, zda akumulované množství Cs rostlinou závisí na treatmentu. Statistickými analýzami se hypotéza z prvního dílčího úkolu potvrdila, neboť se prokázalo, že se zvyšující se koncentrací roztoku CsCl akumulovaná množství Cs signifikantně rostou. Ve druhém dílčím úkolu byla zjišťována signifikance mezi jednotlivými treatmenty. Signifikantní akumulace byla prokázána mezi 16 různými treatmenty u právě jedné doby expozice 8, 16 nebo 24 dní. Navíc bylo zjištěno, že ještě při 16 denní expoziční době nevykazovaly rostliny žádné zhoršení zdravotního stavu. Stav rostlin se začal zhoršovat až u koncentrací treatmentů 16 mM a délce expozice 24 dní.

Pro splnění druhého cíle diplomové práce byla posuzována vhodnost druhu *C. demersum* pro fytořemediaci. Vyhodnocení se provedlo podle charakteristik jako jsou klimatické a hydrické podmínky pro růst, schopnosti rostliny růst za přítomnosti

kontaminantu a dle produkce biomasy. Na základě těchto kritérií byla rostlina *C. demersum* shledána vhodnou pro fytoremediace akvatických biotopů.

Znalost příjmu nutrientů z vodního sloupce akvatickými makrofyty není důležitá jen pro potřeby fytoremediací. Do budoucna budou závěry ze studií zkoumající radionuklidy ve vodních biotopech nápomocny při odhadech transferů radionuklidů potravním řetězcem. Dále za pomoci zjištění z dalších oborů bude možné vyvinout a vylepšit nové remediační metody akvatických biotopů. Je tedy možné, že takovéto závěry povedou i k přesnějším modelům předpovídajícím chování radionuklidů v akvatických prostředích, což napomůže zlepšení prevence při nehodách nebo haváriích produkujících jaderný odpad.

8. Použitá literatura

8.1 Články:

Ali, I.M., 2009: Sorption studies of ^{134}Cs , ^{60}Co and $^{152+154}\text{Eu}$ on phosphoric acid activated silico-antimonate crystals in high acidic media. *Chemical Engineering Journal*, 155(3), pp.580-585.

Anspaugh, L. R., Catlin, R. J. et Goldman, M., 1988: The global impact of the Chernobyl reactor accident. *Science*, 242(4885), 1513-1519.

Avery, S. V., 1995: Caesium accumulation by microorganisms: uptake mechanisms, cation competition, compartmentalization and toxicity. *Journal of industrial microbiology*, 14(2), 76-84.

Baker, A.J., 1981: Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of plant nutrition*, 3(1-4), pp.643-654.

Balonov, M., 2007: Third annual Warren K. Sinclair keynote address: Retrospective analysis of impacts of the Chernobyl accident. *Health physics*, 93(5), pp.383-409.

Bange, G.G.J. et Overstreet, R., 1960: Some observations on absorption of cesium by excised barley roots. *Plant physiology*, 35(5), p.605.

Bangh S, Houlihan R, Anderson D, et al. 2001: Prolonged QT and polymorphic VT with chronic cesium use. *J Toxicol Clin Toxicol* 39(5):556.

Barko, J.W. et Smart, R.M., 1981: Sediment-based nutrition of submersed macrophytes. *Aquatic Botany*, 10, pp.339-352.

Barko, J.W., 1982: Influence of potassium source (sediment vs. open water) and sediment composition on the growth and nutrition of a submersed freshwater macrophyte (*Hydrilla verticillata*)(Lf) Royle. *Aquatic Botany*, 12, pp.157-172.

Bartstra RW, Bentvelzen PAJ, Zoetelief J, et al. 1998: Induction of mammary tumors in rats by single-dose gamma irradiation at different ages. *Radiat Res* 150:442-450.

Belyi, D., Kovalenko, A. et Bazyka, D., 2013: Acute Radiation Syndrome Survivors after Chernobyl Accident: History of Irradiation, Diagnostic Mistakes and Death Reasons in Long-term Period. *Radiation Emergency Medicine*, 2, pp.5-12.

Benton, W. et Turner, J., 2000: Cesium formate fluid succeeds in North Sea HPHT field trials. *Drilling Contractor*, 38-41.

Blakar, I. A., Hongve, D. et Njåstad, O., 1992: Chernobyl cesium in the sediments of Lake Høysjøen, Central Norway. *Journal of environmental radioactivity*, 17(1), 49-58.

Borghei, M., Arjmandi, R. et Moogouei, R., 2011: Potential of *Calendula alata* for phytoremediation of stable cesium and lead from solutions. *Environmental monitoring and assessment*, 181(1-4), 63-68.

Brandão-Mello, C. E., Oliveira, A. R., Valverde, N. J., Farina, R. et Cordeiro, J. M., 1991: Clinical and hematological aspects of ^{137}Cs : the Goiania radiation accident. *Health physics*, 60(1), 31-39.

Brisbin Jr, I.L., Beyers, R.J., Dapson, R.W., Geiger, R.A., Gentry, J.B., Gibbons, J.W., Smith, M.H. et Woods, S.K., 1974: Patterns of radiocesium in the sediments of a stream channel contaminated by production reactor effluents. *Health Physics*, 27(1), pp.19-27.

Broadway, J. A., Smith, J. M., Norwood, D. L. et Porter, C. R., 1988: Estimates of radiation dose and health risks to the United States population following the Chernobyl nuclear plant accident. *Health Physics*, 55(3), 533-539.

Browne, E. et Tuli, J. K., 2007: Nuclear data sheets for $A=137$. *Nuclear Data Sheets*, 108(10), 2173-2318.

Buesseler, K., Aoyama, M. et Fukasawa, M., 2011: Impacts of the Fukushima nuclear power plants on marine radioactivity. *Environmental science & technology*, 45(23), 9931-9935.

Buesseler, K.O., Jayne, S.R., Fisher, N.S., Rypina, I.I., Baumann, H., Baumann, Z., Breier, C.F., Douglass, E.M., George, J., Macdonald, A.M. et Miyamoto, H.,

2012: Fukushima-derived radionuclides in the ocean and biota off Japan. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(16), pp.5984-5988.

Bukovac, M.J. et Wittwer, S.H., 1957: Absorption and mobility of foliar applied nutrients. *Plant physiology*, 32(5), p.428.

Burger, A. et Lichtscheidl, I., 2018: Stable and radioactive cesium: A review about distribution in the environment, uptake and translocation in plants, plant reactions and plants' potential for bioremediation. *Science of The Total Environment*.

Buyse, J., Van den Brande, K. et Merckx, R., 1995: The distribution of radiocesium and potassium in spinach plants grown at different shoot temperatures. *Journal of Plant Physiology*, 146(3), 263-267.

Bystrzejewska-Piotrowska, G., Jeruzalski, M. et Urban, P., 2004: Uptake and distribution of caesium and its influence on the physiological processes in croton plants (*Codiaeum variegatum*). *Nukleonika*, 49, pp.35-38.

Bystrzejewska-Piotrowska, G.Y. et Urban, P.L., 2003: Accumulation of cesium in leaves of *Lepidium sativum*. *Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica*, 45(2), pp.131-137.

Cline, J.F. et Hungate, F.P., 1960: Accumulation of potassium, cesium, and rubidium in bean plants grown in nutrient solutions. *Plant physiology*, 35(6), p.826.

Collander, R., 1941: Selective absorption of cations by higher plants. *Plant physiology*, 16(4), 691.

Comans, R.N. et Hockley, D.E., 1992: Kinetics of cesium sorption on illite. *Geochimica et cosmochimica acta*, 56(3), pp.1157-1164.

Comans, R.N., Middelburg, J.J., Zonderhuis, J., Woittiez, J.R., De Lange, G.J., Das, H.A. et Van Der Weijden, C.H., 1989: Mobilization of radiocaesium in pore water of lake sediments. *Nature*, 339(6223), p.367.

Conover, W.J. et Iman, R.L., 1979: On multiple-comparisons procedures. *Los Alamos Sci. Lab. Tech. Rep. LA-7677-MS*.

Cook, L.L., Inouye, R.S., McGonigle, T.P. et White, G.J., 2007: The distribution of stable cesium in soils and plants of the eastern Snake River Plain in southern Idaho. *Journal of arid environments*, 69(1), pp.40-64.

Corratgé-Faillie, C., Jabnoue, M., Zimmermann, S., Véry, A.A., Fizames, C. et Sentenac, H., 2010: Potassium and sodium transport in non-animal cells: the Trk/Ktr/HKT transporter family. *Cellular and Molecular Life Sciences*, 67(15), pp.2511-2532.

Cox, J.D. et Ang, K.K., 2009: *Radiation Oncology E-Book: Rationale, Technique, Results*. Elsevier Health Sciences.

Crichtlow, D. E. et Fligner, M. A., 1991: On distribution-free multiple comparisons in the one-way analysis of variance. *Communications in statistics-theory and methods*, 20(1), pp.127-139.

Černý, P. et Simpson, F. M., 1978: X. POLLUCITE. *Canadian Mineralogist*, 16, 325-333.

De Laeter, J. R., Böhlke, J. K., De Bièvre, P., Hidaka, H., Peiser, H. S., Rosman, K. J. R. et Taylor, P. D. P., 2003: Atomic weights of the elements. Review 2000 (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 75(6), 683-800.

Denny, P., 1972: Sites of nutrient absorption in aquatic macrophytes. *The Journal of Ecology*, pp.819-829.

DiTomaso, J.M., G.B. Kyser et al. 2013: Weed Control in Natural Areas in the Western United States. Weed Research and Information Center, University of California. 544 pp.

Dunn, O.J., 1964: Multiple comparisons using rank sums. *Technometrics*, 6(3), pp.241-252.

Dvořák, P., Snášel, P. et Beňová, K., 2010: Transfer of radiocesium into wild boar meat. *Acta Veterinaria Brno*, 79(9), pp.85-91.

Edwards, R.W. et Owens, M., 1960: The Effects of Plants on River Conditions: I. Summer Crops and Estimates of Net Productivity of Macrophytes in a Chalk Stream. *The Journal of Ecology*, pp.151-160.

Endo, S., Kimura, S., Takatsuji, T., Nanasawa, K., Imanaka, T. et Shizuma, K., 2012: Measurement of soil contamination by radionuclides due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident and associated estimated cumulative external dose estimation. *Journal of Environmental Radioactivity*, 111, pp.18-27.

Epstein, E. et Hagen, C.E., 1952: A kinetic study of the absorption of alkali cations by barley roots. *Plant physiology*, 27(3), p.457.

Evans, D.W., Alberts, J.J. et Clark III, R.A., 1983: Reversible ion-exchange fixation of cesium-137 leading to mobilization from reservoir sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 47(6), pp.1041-1049.

Fairlie, I. et Sumner, D., 2006: The other report on Chernobyl (TORCH).

Feiveson, H., Mian, Z., Ramana, M. V. et von Hippel, F., 2011: Spent Fuel from Nuclear Power Reactors. An Overview of a New Study by the International Panel on Fissile Materials. *International Atomic Energy Agency*.

Fesenko, S., Jacob, P., Ulanovsky, A., Chupov, A., Bogdevich, I., Sanzharova, N., Kashparov, V., Panov, A. et Zhuchenka, Y., 2013: Justification of remediation strategies in the long term after the Chernobyl accident. *Journal of environmental radioactivity*, 119, pp.39-47.

Finch, S.C., 1987: Acute radiation syndrome. *Jama*, 258(5), pp.664-667.

Firsakova, S., Hove, K., Alexakhin, R., Prister, B., Arkhipov, N. et Bogdanov, G., 1996: Countermeasures implemented in intensive agriculture. *The radiological consequences of the Chernobyl accident*, pp.379-387.

Fliedner, T. M., Friesecke, I. et Beyrer, K. [eds.], 2001: Medical management of radiation accidents: manual on the acute radiation syndrome. *British Inst of Radiology*.

Forsberg, C., 1960: Subaquatic macrovegetation in Ösbysjön, Djursholm. *Oikos*, pp.183-199.

Francis, C.W. et Brinkley, F.S., 1976: Preferential adsorption of ¹³⁷Cs to micaceous minerals in contaminated freshwater sediment. *Nature*, 260(5551), p.511.

Fried, M., Oberländer, H.E. et Noggle, J.C., 1961: Kinetics of rubidium absorption & translocation by barley. *Plant physiology*, 36(2), p.183.

Fukuda, S.Y., Iwamoto, K., Atsumi, M., Yokoyama, A., Nakayama, T., Ishida, K.I., Inouye, I. et Shiraiwa, Y., 2014: Global searches for microalgae and aquatic plants that can eliminate radioactive cesium, iodine and strontium from the radio-polluted aquatic environment: a bioremediation strategy. *Journal of plant research*, 127(1), pp.79-89.

Gambale, F. et Uozumi, N., 2006: Properties of shaker-type potassium channels in higher plants. *The Journal of membrane biology*, 210(1), pp.1-19.

Ghosh, A., Sharma, A. et Talukder, G., 1990: Clastogenic effects of cesium chloride on mouse bone marrow cells in vivo. *Mutation Research Letters*, 244(4), 295-298.

Ghosh, A., Sharma, A., Talukder, G. et Oleson, F. B., 1991: Cytogenetic damage induced in vivo to mice by single exposure to cesium chloride. *Environmental and molecular mutagenesis*, 18(2), 87-91.

Ghosh, A., Sharma, A. et Talukder, G., 1993: Effects of cesium on cellular systems. *Biological trace element research*, 38(2), pp.165-203.

Godfrey, R.K., 1981: *Aquatic and wetland plants of southeastern United States: Dicotyledons* (Vol. 2). University of Georgia Press.

Gomes MA, Wascheck CC, Scully C, et al. 1990: Orofacial manifestations from accidental exposure to caesium 137 in Goiania, Brazil. *J Oral Pathol Med* 19(7):322-325.

Hall, E.J. et Giaccia, A.J., 2006: *Radiobiology for the Radiologist* (Vol. 6). Philadelphia:: Lippincott Williams & Wilkins.

Harik NS, Stowe CD, Seib PM. 2002: Cesium induced prolonged QT syndrome. *J Invest Med* 50(1):141A.

Haynes, R.J. et Goh, K.M., 1977: Review on physiological pathways of foliar absorption. *Scientia Horticulturae*, 7(4), pp.291-302.

- Hampton, C. R., Bowen, H. C., Broadley, M. R., Hammond, J. P., Mead, A., Payne, K. A. ... et White, P. J., 2004:** Cesium toxicity in Arabidopsis. *Plant physiology*, 136(3), 3824-3837.
- Hasselbring, H., 1907:** Infectious Chlorosis. *Botanical Gazette*, 43(4), pp.287-288.
- Hazra, A. et Gogtay, N., 2016:** Biostatistics series module 3: comparing groups: numerical variables. *Indian journal of dermatology*, 61(3), p.251.
- Heginbotham, L. et Mackinnon, R., 1993:** Use of chimeras to localize regions determining ion selectivity in potassium channels. In *Biophysical Journal* (Vol. 64, No. 2, pp. A16-A16). 9650 Rockville Pike, Bethesda, MD 20814-3998: Biophysical society.
- Heinrich, G., 1993:** Distribution of radiocesium in the different parts of mushrooms. *Journal of environmental radioactivity*, 18(3), pp.229-245.
- Hochberg, Y., 1988:** A sharper Bonferroni procedure for multiple tests of significance. *Biometrika*, 75(4), pp.800-802.
- Hommel, G., 1988:** A stagewise rejective multiple test procedure based on a modified Bonferroni test. *Biometrika*, 75(2), pp.383-386.
- Horovitz, C.T., Schock, H.H. et Horovitz-Kisimova, L.A., 1974:** The content of scandium, thorium, silver, and other trace elements in different plant species. *Plant and Soil*, 40(2), pp.397-403.
- Hull, H.M., Morton, H.L. et Wharrie, J.R., 1975:** Environmental influences on cuticle development and resultant foliar penetration. *The Botanical Review*, 41(4), pp.421-452.
- Hundal, L.S. et Pasricha, N.S., 1998:** Adsorption-desorption kinetics of potassium as influenced by temperature and background anions. *Geoderma*, 83(3-4), pp.215-225.
- Hylgaard, B. et Brix, H., 2012:** Intraspecies differences in phenotypic plasticity: invasive versus non-invasive populations of *Ceratophyllum demersum*. *Aquatic botany*, 97(1), pp.49-56.

Hyldgaard, B., Sorrell, B. et Brix, H., 2014: Closely related freshwater macrophyte species, *Ceratophyllum demersum* and *C. submersum*, differ in temperature response. *Freshwater biology*, 59(4), pp.777-788.

i Batlle, J.V., Aoyama, M., Bradshaw, C., Brown, J., Buesseler, K.O., Casacuberta, N., Christl, M., Duffa, C., Impens, N.R., Iosjpe, M. et Masqué, P., 2018: Marine radioecology after the Fukushima Dai-ichi nuclear accident: Are we better positioned to understand the impact of radionuclides in marine ecosystems?. *Science of the Total Environment*, 618, pp.80-92.

Imanaka, T. et Koide, H., 1986: Fallout in Japan from Chernobyl. *Journal of environmental radioactivity*, 4(2), 149-153.

Isaure, M.P., Fraysse, A., Devès, G., Le Lay, P., Fayard, B., Susini, J., Bourguignon, J. et Ortega, R., 2006: Micro-chemical imaging of cesium distribution in *Arabidopsis thaliana* plant and its interaction with potassium and essential trace elements. *Biochimie*, 88(11), pp.1583-1590.

Iwamoto, N., 2011: Neutron nuclear data evaluation of cesium isotopes for JENDL-4.0. *Journal of nuclear science and technology*, 48(9), 1238-1249.

Izrael, Y. A., De Cort, M., Jones, A. R., Nazarov, I. M., Fridman, S. D., Kvasnikova, E. V. ... et Tabatchnyi, L. Y., 1996: The atlas of caesium-137 contamination of Europe after the Chernobyl accident. *In The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident. Proceedings of the First International Conference, Minsk, Belarus.*

Jackson, M.L., 1963: Interlayering of expansible layer silicates in soils by chemical weathering. *Clays and Clay Minerals*, 11, pp.29-46.

Johnson, B., Newman, A. et King, J., 2017: Optimizing high-level nuclear waste disposal within a deep geologic repository. *Annals of Operations Research*, 253(2), pp.733-755.

Kammerer, L., Hiersche, L. et Wirth, E., 1994: Uptake of radiocaesium by different species of mushrooms. *Journal of Environmental Radioactivity*, 23(2), pp.135-150.

Kang, D.J., Seo, Y.J., Saito, T., Suzuki, H. et Ishii, Y., 2012: Uptake and translocation of cesium-133 in napiergrass (*Pennisetum purpureum* Schum.) under hydroponic conditions. *Ecotoxicology and environmental safety*, 82, pp.122-126.

Kasl, S. V., Chisholm, R. F. et Eskenazi, B., 1981: The impact of the accident at the Three Mile Island on the behavior and well-being of nuclear workers; Part I: perceptions and evaluations, behavioral responses, and work-related attitudes and feelings. *American Journal of Public Health*, 71(5), 472-483.

Kehwar, T. S., 2009: Use of Cesium-131 radioactive seeds in prostate permanent implants. *Journal of medical physics/Association of Medical Physicists of India*, 34(4), 191.

Kelly, M.S. et Pinder Iii, J.E., 1996: Foliar uptake of ¹³⁷Cs from the water column by aquatic macrophytes. *Journal of Environmental Radioactivity*, 30(3), pp.271-280.

Khangure, S. R., Williams, E. S. et Welman, C. J., 2013: CT brain findings in a patient with elevated brain cesium levels. *Neuroradiology Journal*, 26(6).

Kirchhoff, G. et Bunsen, R., 1861: Chemische analyse durch spectralbeobachtungen. *Annalen der Physik*, 189(7), 337-381.

Kordan, H.A., 1987: Reversal of caesium inhibition of growth by potassium in hypocotyls of tomato seedlings (*Lycopersicon esculentum* L.). *New phytologist*, 107(2), pp.395-401.

Koshimoto C, Takahashi S, Kubota Y, et al. 1994: Evaluation of the effect of gamma-irradiation on fetal erythropoiesis in rats using blood cell volume as the index. *J Radiat Res* 35:74-82.

Leberman, R., 1991: The Hofmeister series and ionic strength. *FEBS letters*, 284(2), pp.293-294.

Leigh, R.A. et Wyn Jones, R.G., 1984: A hypothesis relating critical potassium concentrations for growth to the distribution and functions of this ion in the plant cell. *New Phytologist*, 97(1), pp.1-13.

Leon, J. D., Jaffe, D. A., Kaspar, J., Knecht, A., Miller, M. L., Robertson, R. G. H. et Schubert, A. G. 2011: Arrival time and magnitude of airborne fission products

from the Fukushima, Japan, reactor incident as measured in Seattle, WA, USA. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102(11), 1032-1038.

Lomenick, T.F. et Tamura, T., 1965: Naturally Occurring Fixation of Cesium-137 on Sediments of Lacustrine Origin¹. *Soil Science Society of America Journal*, 29(4), pp.383-387.

Loutit, J. F., Marley, W. G. et Russell, R. S. 1960: The nuclear reactor accident at Windscale-October, 1957: Environmental aspects. *International Atomic Energy Agency*.

Mao, Y., Hu, H. et Yan, Y., 2011: Biosorption of cesium (I) from aqueous solution by a novel exopolymers secreted from *Pseudomonas fluorescens* C-2: Equilibrium and kinetic studies. *Journal of Environmental Sciences*, 23(7), pp.1104-1112.

Masson, O., Baeza, A., Bieringer, J., Brudecki, K., Bucci, S., Cappai, M. ... et Didier, D., 2011: Tracking of airborne radionuclides from the damaged Fukushima Dai-ichi nuclear reactors by European networks. *Environmental science & technology*, 45(18), 7670-7677.

Mashkani, S.G. et Ghazvini, P.T.M., 2009: Biotechnological potential of *Azolla filiculoides* for biosorption of Cs and Sr: Application of micro-PIXE for measurement of biosorption. *Bioresource technology*, 100(6), pp.1915-1921.

Mattsson, L.S., 1975: ¹³⁷Cs in the Reindeer Lichen *Cladonia Alpestris*: Deposition, Retention and Internal Distribution, 1961-1970. *Health Physics*, 28(3), pp.233-248.

Melnikov, P. et Zaroni, L. Z., 2010: Clinical effects of cesium intake. *Biological trace element research*, 135(1-3), 1-9.

Menzel, R. G. et Heald, W. R., 1955: Distribution of potassium, rubidium, cesium, calcium, and strontium within plants grown in nutrient solutions. *Soil Science*, 80(4), 287-294.

Métivier, H., 2002: Chernobyl: Assessment of Radiological and Health Impacts. *Chernobyl: Assessment of Radiological and Health Impacts*.

Middleton, L.J., Handley, R. et Overstreet, R., 1960: Relative uptake and translocation of potassium and cesium in barley. *Plant physiology*, 35(6), p.913.

Minamisawa, H., Nordström, C.H., Smith, M.L. et Siesjö, B.K., 1990: The influence of mild body and brain hypothermia on ischemic brain damage. *Journal of Cerebral Blood Flow & Metabolism*, 10(3), pp.365-374.

Minamisawa T, Hirokaga K, Sasaki S, et al. 1992: Effects of fetal exposure to gamma rays on aggressive behavior in adult male mice. *J Radiat Res* 33:243-249.

Mitchell, P. H., Wilson, J. W. et Stanton, R. E., 1921: The selective absorption of potassium by animal cells II. The cause of potassium selection as indicated by the absorption of rubidium and cesium. *The Journal of general physiology*, 4(2), 141-148.

Mock, H.P., Heller, W., Molina, A., Neubohn, B., Sandermann, H. et Grimm, B., 1999: Expression of uroporphyrinogen decarboxylase or coproporphyrinogen oxidase antisense RNA in tobacco induces pathogen defense responses conferring increased resistance to tobacco mosaic virus. *Journal of Biological Chemistry*, 274(7), pp.4231-4238.

Moogouei, R., Borghei, M. et Arjmandi, R., 2011: Phytoremediation of stable Cs from solutions by *Calendula alata*, *Amaranthus chlorostachys* and *Chenopodium album*. *Ecotoxicology and environmental safety*, 74(7), pp.2036-2039.

Mori, N. et Takahashi, T., 2012: Nationwide post event survey and analysis of the 2011 Tohoku earthquake tsunami. *Coastal Engineering Journal*, 54(01), 1250001.

Møller, A.P. et Mousseau, T.A., 2006: Biological consequences of Chernobyl: 20 years on. *Trends in ecology & evolution*, 21(4), pp.200-207.

Myttenaere, G., Bourdeau, P. et Masset, M., 1969: Relative importance of soil and water in the indirect contamination of flooded rice with radiocaesium. *Health Physics*, 16(6), pp.701-707.

Neulieb, R., 1984: Effects of oral intake of cesium chloride: a single case report. *Pharmacology Biochemistry and Behavior*, 21, 15-16.

Nikula, K.J., Muggenburg, B.A. et Griffith, W.C., 1995: *Biological effects of cesium-137 injected in beagle dogs of different ages* (No. ITRI--146). Lovelace

Biomedical and Environmental Research Inst., Albuquerque, NM (United States).
Inhalation Toxicology Research Inst..

Nishita, H., Romney, E.M. et Larson, K.H., 1961: Uptake of radioactive fission products by crop plants. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 9(2), pp.101-106.

Norton S, Kimler BF. 1987: Correlation of behavior with brain damage after in utero exposure to toxic agents. *Neurotoxicol Teratol* 9:145-150.

Norton S, Kimler BF. 1988: Comparison of functional and morphological deficits in the rat after gestational exposure to ionizing radiation. *Neurotoxicol Teratol* 10:363-371.

Ojala, A.E., Luoto, T.P. et Virtasalo, J.J., 2017: Establishing a high-resolution surface sediment chronology with multiple dating methods—Testing ¹³⁷Cs determination with Nurmijärvi clastic-biogenic varves. *Quaternary Geochronology*, 37, pp.32-41.

Okuda, A., Kawasaki, T. et Yamada, Y., 1960: Foliar absorption of nutrients: I: The effect of different phosphorus compounds and pH on foliar absorption by use of radioactive isotopes. *Soil Science and Plant Nutrition*, 6(2), pp.66-70.

Palstra, T. T. M., Zhou, O., Iwasa, Y., Sulewski, P. E., Fleming, R. M. et Zegarski, B. R., 1995: Superconductivity at 40K in cesium doped C 60. *Solid state communications*, 93(4), 327-330.

Panatto, D., Gasparini, R., Lai, P., Rovatti, P. et Gallelli, G., 2007: Long-term decline of ¹³⁷Cs concentration in honey in the second decade after the Chernobyl accident. *Science of the total environment*, 382(1), pp.147-152.

Papastefanou, C., Manolopoulou, M. et Sawidis, T., 1989: Lichens and mosses: biological monitors of radioactive fallout from the Chernobyl reactor accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 9(3), pp.199-207.

Pentic B, Milivojevic K. 1966: Contamination interne au ¹³⁷Cs par voie transcutanée et effet des moyens de décontamination et de protection sur la résorption transcutanée de ce radionuclide. *Health Phys* 12:1829-1830.

Penttilä, S., Kairesalo, T. et Uusi-Rauva, A., 1993: The occurrence and bioavailability of radioactive ^{137}Cs in small forest lakes in southern Finland. *Environmental pollution*, 82(1), pp.47-55.

Pinder Iii, J.E., Hinton, T.G. et Whicker, F.W., 2006: Foliar uptake of cesium from the water column by aquatic macrophytes. *Journal of environmental radioactivity*, 85(1), pp.23-47.

Povinec, P., Hirose, K. et Aoyama, M., 2013: Fukushima accident: radioactivity impact on the environment. Newnes.

Rains, D.W. et Epstein, E., 1967: Preferential absorption of potassium by leaf tissue of the mangrove, *Avicennia marina*: an aspect of halophytic competence in coping with salt. *Australian Journal of Biological Sciences*, 20(5), pp.847-858.

Ramaiya LK, Pomerantseva MD, Chekhovich AV, et al. 1994: Genetic effects of testicular incorporation of ^{137}Cs in mice. *Mutat Res* 324:139-145.

Relman, A. S., 1956: The physiological behavior of rubidium and cesium in relation to that of potassium. *The Yale journal of biology and medicine*, 29(3), 248.

Rich, C.I. et Black, W.R., 1964: Potassium exchange as affected by cation size, pH, and mineral structure. *Soil Science*, 97(6), pp.384-390.

Rinaldi, F., Komínková, D., Berchová, K., Daguinet, J. et Pecharová, E., 2017: Stable cesium (^{133}Cs) uptake by *Calla palustris* from different substrates. *Ecotoxicology and environmental safety*, 139, pp.301-307.

Rulík, P. et Helebrant, J., 2011: Mapa kontaminace půdy České republiky ^{137}Cs po havárii JE Černobyl. *Zpráva SÚRO č. 22/2011*.

Saad AY, Abdelazim AA, El-Khashab MM, et al. 1991: Effects of gamma radiation on incisor development of the prenatal albino mouse. *J Oral Pathol Med* 20:385-388.

Saad AY, Abdelazim AA, El-Khashab MM, et al. 1994: Induction of cleft palate by gamma-irradiation of prenatal CD-1 mice. *Cleft Palate Craniofac J* 31(5):351-355.

- Sabbarese, C., Stellato, L., Cotrufo, M.F., D'Onofrio, A., Ermice, A., Terrasi, F. et Alfieri, S., 2002:** Transfer of ¹³⁷Cs and ⁶⁰Co from irrigation water to a soil–tomato plant system. *Journal of environmental radioactivity*, 61(1), pp.21-31.
- Saliba W, Erdogan O, Niebauer M. 2001:** Case Reports: Polymorphic ventricular tachycardia in a woman taking cesium chloride. *PACE* 24(4 Pt 1):515-517.
- Salleh, M.A.M., Mahmoud, D.K., Karim, W.A.W.A. et Idris, A., 2011:** Cationic and anionic dye adsorption by agricultural solid wastes: A comprehensive review. *Desalination*, 280(1-3), pp.1-13.
- Salt, D. E., Smith, R. D. et Raskin, I. 1998:** Phytoremediation. *Annual review of plant biology*, 49(1), 643-668.
- Salo, A. et Saxén, R., 1974:** On the role of humic substances in the transport of radionuclides.
- Sanders, D., Brownlee, C. et Harper, J.F., 1999:** Communicating with calcium. *The Plant Cell*, 11(4), pp.691-706.
- Sansone, U., Belli, M., Jeran, Z., Kanivets, V.V., Radojko, J., Riccardi, M. et Voitsekhovitch, O.V., 2002:** Suspended particle adhesion on aquatic plant surfaces: implications for ¹³⁷Cs and ¹³³Cs uptake rates and water-to-plant concentration ratios. *Journal of Environmental Radioactivity*, 59(3), pp.257-271.
- Sarkar, S.K., 1998:** Some probability inequalities for ordered MTP2 random variables: a proof of the Simes conjecture. *Annals of Statistics*, pp.494-504.
- Sarkar, S.K. et Chang, C.K., 1997:** The Simes method for multiple hypothesis testing with positively dependent test statistics. *Journal of the American Statistical Association*, 92(440), pp.1601-1608.
- Sasaki, Y., Funaki, H., Iri, S., Dohi, T. et Hagiwara, H., 2016:** Fate of radiocesium in freshwater aquatic plants and algae in the vicinity of the Fukushima Daiichi nuclear power plant. *Limnology*, 17(2), pp.111-116.
- Sawhney, B., 1972:** Selective sorption and fixation of cations by clay minerals: a review. *Clays Clay Miner*, 20(9).

Sawidis, T., Bellos, D. et Tsikritzis, L., 2011: Cesium-137 concentrations in sediments and aquatic plants from the Pinios River, Thessalia (Central Greece). *Water, Air, & Soil Pollution*, 221(1-4), p.215.

Sayyadi, S., Ahmady-Asbchin, S. et Kamali, K., 2018: Biosorption of Cd (II) and Cs (I) from aqueous solution by live and dead cells of *Saccharomyces carlsbergensis* PTCC 5051. *Environmental technology*, 39(4), pp.450-456.

Scotti, I.A., 1996: Effect of treatment time on the ¹³⁴Cs and ⁸⁵Sr concentrations in green bean plants. *Journal of environmental radioactivity*, 33(2), pp.183-191.

Sharma, S., Singh, B. et Manchanda, V.K., 2015: Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(2), pp.946-962.

Shaw, G. et Bell, J.N.B., 1989: The kinetics of caesium absorption by roots of winter wheat and the possible consequences for the derivation of soil-to-plant transfer factors for radiocaesium. *Journal of environmental radioactivity*, 10(3), pp.213-231.

Schönherr, J., 1976: Water permeability of isolated cuticular membranes: the effect of cuticular waxes on diffusion of water. *Planta*, 131(2), pp.159-164.

Schroeder, J.I., Ward, J.M. et Gassmann, W., 1994: Perspectives on the physiology and structure of inward-rectifying K⁺ channels in higher plants: biophysical implications for K uptake. *Annual review of biophysics and biomolecular structure*, 23(1), pp.441-471.

Shalygo, N.V., Averina, N.G., Grimm, B. et Mock, H.P., 1997: Influence of cesium on tetrapyrrole biosynthesis in etiolated and greening barley leaves. *Physiologia Plantarum*, 99(1), pp.160-168.

Shaoyi, S., Xinhua, L., Huamin W. et Ying B., 1987: The Soviet Chernobyl nuclear power plant accident monitored the environmental impact of some areas in China. China Nuclear Science and Technology Report, 1. (**Zdroj dostupný pouze v češtině:** 宋绍仪, 刘新华, 王化民 and 班莹, 1987. 苏联切尔诺贝利核电站事故对我国一些地区环境影响的监测. *中国核科技报告*, 1.)

Singh, B., Rodionov, A. A. et Khazov, Y. L., 2008: Nuclear data sheets for A= 135. *Nuclear Data Sheets*, 109(3), 517-698.

Smart, R.M. et Barko, J.W., 1988: Effects of water chemistry on aquatic plants: interrelationships among biomass production, plant nutrition, and water chemistry. US Army Engineer Waterways Experiment Station.

Sonzogni, A. A., 2002: Nuclear data sheets for A= 136. *Nuclear Data Sheets*, 95(4), 837-994.

Sonzogni, A. A., 2004: Nuclear data sheets for A= 134. *Nuclear Data Sheets*, 103(1), 1-182.

Sovey, J. S., Rawlin, V. K. et Patterson, M. J., 2001: Ion propulsion development projects in US: space electric rocket test I to deep space 1. *Journal of Propulsion and Power*, 17(3), 517-526.

Spalding, E.P., Hirsch, R.E., Lewis, D.R., Qi, Z., Sussman, M.R. et Lewis, B.D., 1999: Potassium uptake supporting plant growth in the absence of AKT1 channel activity: inhibition by ammonium and stimulation by sodium. *The Journal of general physiology*, 113(6), pp.909-918.

Srivastava, J., Gupta, A. et Chandra, H., 2008: Managing water quality with aquatic macrophytes. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 7(3), pp.255-266.

Tikhomirov, F.A. et Shcheglov, A.I., 1994: Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones. *Science of the Total Environment*, 157, pp.45-57.

UNSCEAR, 2000: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: Sources and effects of ionizing radiation: sources. *United Nations Publications*.

Vacula, J., 2016: Příjem Cs d'áblíkem bahenním, *Bakalářská práce, Česká Zemědělská Univerzita v Praze*.

Véry, A.A. et Sentenac, H., 2003: Molecular mechanisms and regulation of K⁺ transport in higher plants. *Annual Review of Plant Biology*, 54(1), pp.575-603.

Wang, J., Baskaran, M. et Niedermiller, J., 2017: Mobility of ¹³⁷Cs in freshwater lakes: A mass balance and diffusion study of Lake St. Clair, Southeast Michigan, USA. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 218, pp.323-342.

Wang, T.C., Weissman, J.C., Ramesh, G., Varadarajan, R. et Benemann, J.R., 1996: Parameters for removal of toxic heavy metals by water milfoil (*Myriophyllum spicatum*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 57(5), pp.779-786.

Ward, J.M., Mäser, P. et Schroeder, J.I., 2009: Plant ion channels: gene families, physiology, and functional genomics analyses. *Annual review of physiology*, 71, pp.59-82.

WEEKS M. E., 1932: The discovery of the elements. XIII. Some spectroscopic discoveries. *Journal of Chemical Education*, 9(8), 1413.

Wehrden, H.V., Fischer, J., Brandt, P., Wagner, V., Kümmerer, K., Kuemmerle, T., Nagel, A., Olsson, O. et Hostert, P., 2012: Consequences of nuclear accidents for biodiversity and ecosystem services. *Conservation Letters*, 5(2), pp.81-89.

Williams M., Wohlers D. W., Citra M., Diamond G. L. et Swarts S. G., 2004: Toxicological profile for cesium. *U.S. DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES, Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry*.

Wittwer, S.H. et Lundahl, W.S., 1951: Autoradiography as an aid in determining the gross absorption and utilization of foliar applied nutrients. *Plant physiology*, 26(4), p.792.

Wittwer, S.H. et Teubner, F.G., 1959: Foliar absorption of mineral nutrients. *Annual Review of Plant Physiology*, 10(1), pp.13-30.

White, P.J., 1997: Cation channels in the plasma membrane of rye roots. *Journal of Experimental Botany*, pp.499-514.

White, P. J. et Broadley, M. R., 2000: Tansley Review No. 113 Mechanisms of caesium uptake by plants. *New Phytologist*, 147(2), 241-256.

White, P., Bowen, H., Broadley, M., Hammond, J., Hampton, C. et Payne, K., 2004: Proceedings of the International Symposium on Radioecology and Environmental Dosimetry. eds. *Inaba J, Tsukada H, and Takeda A, Institute for Environmental Sciences, Aomori*, pp.255-262.

Yagub, M.T., Sen, T.K., Afroze, S. et Ang, H.M., 2014: Dye and its removal from aqueous solution by adsorption: a review. *Advances in colloid and interface science*, 209, pp.172-184.

Yamagata, N., Yamagata, T. et Matsuda, S., 1959: The different distribution of rubidium and cesium in natural plants. *Bulletin of the Chemical Society of Japan*, 32(4), 407-414.

Ye, B., Chu, Z., Wu, A., Hou, Z. et Wang, S., 2018: Optimum water depth ranges of dominant submersed macrophytes in a natural freshwater lake. *PloS one*, 13(3), pp.e0193176-e0193176.

Yoshida, S., Muramatsu, Y. et Ogawa, M., 1994: Radiocesium concentrations in mushrooms collected in Japan. *Journal of environmental radioactivity*, 22(2), pp.141-154.

Zachara, J.M., Smith, S.C., Liu, C., McKinley, J.P., Serne, R.J. et Gassman, P.L., 2002: Sorption of Cs⁺ to micaceous subsurface sediments from the Hanford site, USA. *Geochimica et cosmochimica Acta*, 66(2), pp.193-211.

Zhu, Y. G. et Smolders, E., 2000: Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application. *Journal of Experimental Botany*, 51(351), 1635-1645.

8.2 Knihy:

Addison, C. C., 1984: The chemistry of the liquid alkali metals. *John Wiley and Sons, Inc.*, New York.

ASME SHALE SHAKER COMMITTEE, et al., 2005: Drilling fluids processing handbook. *Elsevier, Inc.*, Burlington, MA 01803, USA.

Carter, M.W., 2012: *Radionuclides in the food chain*. Springer Science & Business Media.

Greenwood, N.N. et Earnshaw, A., 2012: *Chemistry of the Elements*. Elsevier.

Kocherov, N., Lammer, M., et Schwerer, O., 1997: Handbook of Nuclear Data for Safeguards. *International Atomic Energy Agency*, Vienna.

Lide, D. R., [ed.], 2004: CRC handbook of chemistry and physics. CRC press, Boca Raton, FL.

Marschner, H., 2011: *Marschner's mineral nutrition of higher plants*. Academic press.

Mehli, H., 1998: Handbook on Consumption Habits in Russian and Ukraine: With Special Focus on Food Consumption in the Areas Contaminated by the Chernobyl Accident. *Norwegian Radiation Protection Authority*.

Navrátil L. et Rosina J., 2005: *Medicínská biofyzika*. Grada, Praha.

Norton, J. J., 1973: Lithium, cesium, and rubidium — the rare alkali metals. In: Brobst, D. A. et Pratt W. P., [eds.], United States mineral resources: US Geological Survey Professional Paper. *The United States Government Publishing Office*, Washington D.C., 820, 365-378.

Pais, I. et Jones Jr, J.B., 1997: *The handbook of trace elements*. CRC Press.

Povinec, P., Hirose, K. et Aoyama, M., 2013: *Fukushima accident: radioactivity impact on the environment*. Newnes.

USGS 2015, United States Geological Survey: Mineral Commodity summaries *U. S. Geological Survey*, Reston, Virginia.

USGS 2014, United States Geological Survey: Mineral Commodity summaries *U. S. Geological Survey*, Reston, Virginia.

8.3 Internetové zdroje:

Butterman W. C., Brooks W. E. et Reese Jr. R. G., 2004: Cesium. *United States Geological Survey*, online: <http://pubs.usgs.gov/of/2004/1432/2004-1432.pdf>, cit. 29.4.2015

Dayah, M., 2017: Ptable: *The Interactive Periodic Table*. 1 Oct. 1997. online: <https://ptable.com>, cit. 1.6.2017

Dinno, A., 2017: dunn.test: Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums. R package version 1.3.5., online: <https://CRAN.R-project.org/package=dunn.test>, cit. 10.3.2018

EPRI 2014: Electric Power Research Institute, Program 41.10.01 - Long Term Operations Program. online: <http://www2.epri.com/Our-Portfolio/Pages/Portfolio.aspx?program=069521#tab=0>, cit. 1.6.2017

IAEA, 2005: CANCER EFFECTS OF THECHERNOBYL ACCIDENT. In: International Conference on Chernobyl: Looking Back to go Forward. 2005. Vídeň. s. 78., online: http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1312_web.pdf, cit. 20.6.2017

IAEA 2017, International Atomic Energy Agency, Fukushima Daiichi Status Updates, 20 February 2017, online: https://www.iaea.org/sites/default/files/17/02/mfa_information_170215.pdf, cit. 2.6.2017

IRSN, 2012: Fukushima, I. R. S. N. One Year Later: Initial Analyses of the Accident and its Consequences. *Institut de radioprotection et de surete nuclaire*, Paris, France. online: http://www.irsn.fr/EN/publications/technical-publications/Documents/IRSN_Fukushima-1-year-later_2012-003.pdf, cit. 20.12.2017.

ISORAY, 2017: Powerful new cancer treatments. online: <http://www.isoray.com/>, cit. 30.5.2017

MINDAT, 2017: Pollucite. Hudson Institute of Mineralogy, online: <http://www.mindat.org/min-3255.html>, cit. 15. 6. 2017.

MEXT, 2012a: MEXT, Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology, online: <http://www.mext.go.jp/amenu/saigaijyouhou/index.htm>, cit. 10.12.2017

MEXT, 2012b: MEXT, Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology Environmental radioactivity database (2012). online: <http://search.kankyo-hoshano.go.jp/servlet/search.top>, cit. 10.12.2017

MEXT, 2012c: MEXT, Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology, Monitoring information of environmental radioactivity levels (2012). online: <http://radioactivity.mext.go.jp/en/>, cit. 10.12.2017

METI, 2011: Ministry of Economy, Trade and Industry, Additional report of the Japanese government to the IAEA – the accident at TEPCO’s Fukushima nuclear power stations – (second report) (2011). online: http://www.meti.go.jp/english/earthquake/nuclear/iaea/iaea_110911.html, cit. 20.12.2017

NEI, Nuclear Energy Institute., 2014: US State by State Used Fuel and Payments to the Nuclear Waste Fund. online: <http://www.nei.org/Knowledge-Center/Nuclear-Statistics/On-Site-Storage-of-Nuclear-Waste/US-State-by-State-Used-Fuel-and-Payments-to-the-Nu.>, cit 1.6.2017

NEI, Nuclear Energy Institute., 2017: Nuclear Energy Institute: Second License Renewal for Nuclear Plants. online: <https://www.nei.org/Issues-Policy/Second-License-Renewal-for-Nuclear-Plants.>, cit 1.6.2017

ONR 2009: Office for Nuclear Regulatory: HSE09/13 Briefing on Nuclear Programme, online: <http://www.onr.org.uk/foi/hse0913.pdf>, cit. 1.6.2017

STHDA 2018: Kruskal-Wallis Test in R, *Statistical tools for high-throughput data analysis*, online: <http://www.sthda.com/english/wiki/kruskal-wallis-test-in-r>, cit. 10.3.2018

SÚRO, 2015: STÁTNÍ ÚSTAV RADIAČNÍ OCHRANY, Průměrné měsíční hodnoty objemové aktivity ^{137}Cs , ^7Be a ^{210}Pb ve vzdušném aerosolu naměřené v lokalitě SÚRO Praha. online: <https://www.suro.cz/cz/rms/ovzduzi/mesicni-hodnoty>, cit. 27.5.2015.

TEPCO, 2011: Tokyo Electric Power Company, White smoke around the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station Unit 1. *Press Release (Mar 12,2011)*, online: <http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/11031225-e.html>, cit. 7.06.2015

Toshiba 2017: Primary Containment Vessel, online: https://www.toshiba.co.jp/nuclearenergy/english/business/reactor/abwr01_3.htm, cit.2.6.2017

USDE 2015: U.S. Department of Energy, Office of Nuclear Energy, Light Water Reactor Sustainability (LWRS) Program, online: <https://lwrs.inl.gov/SitePages/Home.aspx>, cit. 1.6.2017

USGS, 2011: United States Geological Service: List of significant earthquakes. Magnitude 9.0 – NEAR THE EAST COAST OF HONSHU, JAPAN. online: <http://earthquake.usgs.gov/earthquakes/eqinthenews/2011/usc0001xgp/>, cit. 7.6.2015.

USNRC 2017: Lethal dose (LD), online: <https://www.nrc.gov/reading-rm/basic-ref/glossary/lethal-dose-ld.html>, cit. 2.6.2017

World Nuclear Association., 2017: *Number of nuclear reactors operable and under construction.* online: <http://www.world-nuclear.org/nuclear-basics/global-number-of-nuclear-reactors.aspx>, cit. 1.6.2017.

8.4 Patenty:

Vieux G., Rougeot H., De Groot P. et Chareyre F., 1994: Input screen scintillator for an X-ray image intensifier tube and manufacturing process of this scintillator. US5298294 A.

9. Přílohy

Příloha č. 1 - záznamové archy

číslo vzorku	doba expozice (den)	Treatment (mM)	Váha před (g)	zdravotní stav před (1-10) (10-nejlepší)	váha po (g)	zdravotní stav po (1-10) (10-nejlepší)	poznámka	navážka na rozklad (g)
C1	8	0	40,81	9-10	34,10	9-10	2,00	0,2445
C2	8	0	40,40	9-10	33,81	9-10	2,03	0,2459
C3	8	0	40,81	9	32,28	9	1,80	0,2432
C4	8	0	40,85	9-10	32,08	10	1,35	0,2493
C5	8	0	40,33	10	30,85	10	2,14	0,2522
C6	16	0	40,48	8	29,90	9	2,20	0,2423
C7	16	0	40,08	8	28,99	9	2,31	0,2460
C8	16	0	40,43	8	32,49	9	1,58	0,2518
C9	16	0	40,30	8	26,43	9	2,07	0,2561
C10	16	0	40,54	9	22,23	8	1,91	0,2551
C11	24	0	40,50	10	22,18	9	1,31	0,2454
C12	24	0	40,74	8	25,96	9	1,71	0,2441
C13	24	0	40,26	10	24,15	9	1,84	0,2406
C14	24	0	40,08	9	23,25	8	1,72	0,2534
C15	24	0	39,96	10	26,07	8	1,62	0,2481
1	24	0,5	40,29	10	26,82	9	1,47	0,2472
2	24	0,5	40,40	10	28,75	9	1,42	0,2443
3	24	0,5	40,30	9	29,45	9	1,02	0,2469
4	24	0,5	40,78	9	25,58	9	1,5	0,2506
5	24	0,5	40,70	9	26,73	9	1,38	0,2588
6	24	0,5	40,62	8	24,92	9	1,38	0,2474
7	24	0,5	40,12	9	27,94	9	2,1	0,2444
8	24	0,5	40,10	9	23,41	9	1,86	0,2460
9	24	0,5	40,23	9	28,26	9	1,25	0,2517
10	24	0,5	40,49	8	25,93	8	1,82	0,2547
11	24	0	40,78	8	29,60	8	1,57	0,2482
12	24	2	40,16	9	32,29	8	1,75	0,2433
13	24	2	40,00	10	32,17	8	1,85	0,2491
14	24	2	40,14	9		8	1,52	0,2488
15	24	2	40,29	10			1,85	0,2478

pro
 C11 40,74 10
 C12 40,70 9
 C13 40,02 9
 C14 40,01 9
 C15 40,33 9
 po
 C1 23,84 10
 C2 22,02 10
 C3 22,70 10
 C4 22,70 10
 C5 22,70 10
 C6 22,70 10
 C7 22,70 10
 C8 22,70 10
 C9 22,70 10
 C10 22,70 10
 C11 22,70 10
 C12 22,70 10
 C13 22,70 10
 C14 22,70 10
 C15 22,70 10
 1 22,70 10
 2 22,70 10
 3 22,70 10
 4 22,70 10
 5 22,70 10
 6 22,70 10
 7 22,70 10
 8 22,70 10
 9 22,70 10
 10 22,70 10
 11 22,70 10
 12 22,70 10
 13 22,70 10
 14 22,70 10
 15 22,70 10
 NAVAZKA
 0,2445
 0,2459
 0,2432
 0,2493
 0,2522
 0,2423
 0,2460
 0,2518
 0,2561
 0,2551
 0,2454
 0,2441
 0,2406
 0,2534
 0,2481
 0,2472
 0,2443
 0,2469
 0,2506
 0,2588
 0,2474
 0,2444
 0,2460
 0,2517
 0,2547
 0,2482
 0,2433
 0,2491
 0,2488
 0,2478

49	24	32	40,13	9	29,29	8	2,42	0,2502
50	24	32	40,30	9	26,53	8	2,35	0,2480
51	24	48	40,25	8	25,69	7	2,2	0,2428
52	24	48	40,11	9	34,04	8	2,7	0,2447
53	24	48	40,24	9	32,81	8	2,83	0,2504
54	24	64	40,08	9	26,58	8	2,24	0,2488
55	24	48	40,19	9	31,64	7	2,71	0,2553
56	24	48	40,18	8	29,60	7	2,50	0,2582
57	24	48	40,05	9	30,12	8	2,81	0,2495
58	24	48	40,22	9	29,80	8	2,36	0,2488
59	24	48	39,99	9	24,88	8 (72)	2,05	0,2564
60	24	48	40,50	8	24,30	7	2,20	0,2483
61	24	64	40,25	9	19,43	8 (72)	1,41	0,2439
62	24	64	40,42	9	26,28	7	2,44	0,2460
63	24	64	40,64	8	25,26	6	1,96	0,2585
64	24	64	40,64	8	26,18	7	2,31	0,2436
65	24	64	40,84	7	26,16	6	2,16	0,2520
66	24	64	40,00	8	26,13	6 (52)	2,24	0,2484
67	24	64	40,05	9	25,33	6 (52)	1,95	0,2543
68	24	64	40,24	8	25,16	7	2,22	0,2588
69	24	64	40,40	9	24,50	7	2,05	0,2504
70	24	64	40,49	9	29,28	8	2,16	0,2505
71	24	80	40,05	8	24,63	7	2,46	0,2419
72	24	80	40,19	9	26,17	6 (52)	2,49	0,2516
73	24	80	40,13	9	27,84	6 (52)	1,98	0,2505
74	24	80	40	8	34,22	6 (52)	Volvo K0285	0,2585
75	24	80	40	9	31,70	7	2,40	0,2486
76	24	80	40	9	26,38	6 (52) 5	2,14	0,2489
77	24	80	40	9	26,37	6	2,35	0,2570
78	24	80	40	9	29,69	6	2,52	0,2513
79	24	80	40	7	34,04	6	2,77	0,2463
80	24	80	40	8	36,65	5	2,43	0,2474
81	16	0,5	40,20	9	18,58	9	1,35	0,2400

messung 67 29 25 C0

foto

o

foto

82	16	0,5	40,20	8	28,30	8	9,09	0,2420
83	16	0,5	40,40	8	27,39	9	2,22	0,2528
84	16	0,5	40,20	9	27,60	9	1,90	0,2496
85	16	0,5	40,20	8	23,45	8	1,36	0,2436
86	16	0,5	40,41	9	30,04	9	1,57	0,2471
87	16	0,5	40,24	8	24,74	9	2,27	0,2533
88	16	0,5	40,17	9	25,74	9	4,05	0,2569
89	16	0,5	40,60	8	29,35	8	2,29	0,2516
90	16	0,5	40,52	8	25,02	8	2,47	0,2535
91	16	2	40,26	8	27,77	8	1,72	0,2500
92	16	2	40,14	8	27,08	8	2,07	0,2459
93	16	2	40,60	8	25,90	9	2,24	0,2455
94	16	2	40,46	8	27,53	8	2,15	0,2509
95	16	2	40,07	8	27,44	8	2,18	0,2574
96	16	2	40,64	8	27,97	8	2,32	0,2525
97	16	2	39,80	9	26,40	9	2,29	0,2495
98	16	2	40,14	8	27,93	8	2,19	0,2504
99	16	2	40,30	8	28,33	8	2,31	0,2449
100	16	2	39,48	8	29,34	8	2,07	0,2546
101	16	8	40,54	9	34,07	9	2,65	0,2522
102	16	8	40,54	8	23,78	8	1,81	0,2490
103	16	8	40,03	8	26,45	8	2,48	0,2529
104	16	8	40,23	8	28,68	8	2,11	0,2426
105	16	8	40,41	8	25,25	8	1,95	0,2531
106	16	8	40,35	8	30,42	8	2,31	0,2523
107	16	8	40,35	8	27,25	9	1,89	0,2472
108	16	8	40,06	8	28,33	8	2,07	0,2480
109	16	8	40,62	8 (7E)	24,42	8	2,48	0,2525
110	16	8	40,20	8	27,28	8	2,03	0,2442
111	16	16	40,45	8	27,41	5	2,53	0,2470
112	16	16	40,14	8	28,42	8	2,44	0,2492
113	16	16	40,44	8	28,19	8	2,15	0,2504
114	16	16	40,22	8 (7)	27,78	8	2,20	0,2552

115	16	16	40.19	8	25.29	8	4.5	0.2509
116	16	16	40.59	8	29.78	8	4.40	0.2538
117	16	16	40.49	8	29.45	8	3.98	0.2518
118	16	16	40.42	8	26.08	8	3.66	0.2490
119	16	16	40.44	8	27.64	8	4.09	0.2515
120	16	16	40.40	8	34.38	8	4.39	0.2541
121	16	16	39.95	8	28.66	8	2.45	0.2473
122	16	16	40.54	9 (112)	28.03	9 (105)	4.36	0.2503
123	16	16	40.09	8	32.08	8 (12)	2.48	0.2501
124	16	16	40.16	8	34.71	9 (82)	4.49	0.2590
125	16	16	40.00	8	22.73	8	2.45	0.2474
126	16	16	40.48	8	30.52	9	2.51	0.2455
127	16	16	40.35	8	22.49	8	2.65	0.2492
128	16	16	40.55	9	29.86	9	2.40	0.2440
129	16	16	40.42	9	31.04	9	2.42	0.2538
130	16	16	40.52	8	25.73	9	3.32	0.2471
131	16	16	40.52	9	30.45	9	3.03	0.2506
132	16	16	40.59	8	29.04	8	3.05	0.2488
133	16	16	40.42	9	29.88	9	2.44	0.2574
134	16	16	39.94	8	22.88	8	2.50	0.2534
135	16	16	40.15	9	29.58	9	2.23	0.2528
136	16	16	40.08	8	32.32	8	4.83	0.2484
137	16	16	40.50	8	34.07	8	3.45	0.2581
138	16	16	40.01	9	32.41	7	2.70	0.2480
139	16	16	40.01	8	30.15	9	2.19	0.2453
140	16	16	40.25	8	30.70	8	2.69	0.2450
141	16	16	40.80	9	26.16	8	2.44	0.2542
142	16	16	40.02	9	29.32	8	2.25	0.2481
143	16	16	40.09	9	29.42	8	2.30	0.2535
144	16	16	39.95	8	29.89	8	1.64	0.2500
145	16	16	40.50	8	26.58	8	1.56	0.2460
146	16	16	40.36	8	29.33	8	2.33	0.2524
147	16	16	40.22	8	27.22	8	2.43	0.2484

see calculation of
time, number of
rows by

115	16	16	16	40.19	8	35.29	8	4.42	0.2409
116	16	16	16	40.59	8	29.78	8	8.40	0.2530
117	16	16	16	40.49	8	3.45	8	6.58	0.2248
118	16	16	16	40.42	8	16.08	8	2.66	0.2482
119	16	16	16	40.41	8	27.61	8	4.19	0.2515
120	16	16	16	40.40	8	64.58	8	6.39	0.2488
121	16	16	32	39.95	8	58.66	8	2.55	0.2432
122	16	16	32	40.54	9 (42)	28.65	9 (40)	4.76	0.2505
123	16	16	32	40.09	8	32.08	8 (13)	2.48	0.2401
124	16	16	32	40.16	8	31.71	9 (81)	5.41	0.2490
125	16	16	32	40.00	8	22.73	8	2.25	0.2434
126	16	16	32	40.18	8	30.52	9	5.51	0.2455
127	16	16	32	40.25	8	26.77	8	2.65	0.2432
128	16	16	32	40.55	9	27.82	9	2.10	0.2450
129	16	16	32	40.42	9	31.01	9	2.52	0.2438
130	16	16	32	40.53	8	25.73	9	1.72	0.2431
131	16	16	48	40.52	9	30.15	9	4.02	0.2526
132	16	16	48	40.37	8	23.14	8	5.05	0.2488
133	16	16	48	40.42	9	29.88	9	2.44	0.2574
134	16	16	48	39.94	8	27.88	8	2.50	0.2534
135	16	16	48	40.15	9	29.58	9	2.23	0.2528
136	16	16	48	40.08	8	32.32	8	2.33	0.2487
137	16	16	48	40.56	8	31.07	8	5.45	0.2587
138	16	16	48	40.04	9	32.44	7	2.70	0.2480
139	16	16	48	40.11	8	30.15	9	2.11	0.2457
140	16	16	48	40.25	8	30.10	8	2.41	0.2490
141	16	16	64	40.80	9	26.76	8	5.54	0.2548
142	16	16	64	40.02	9	29.82	8	2.25	0.2484
143	16	16	64	40.04	9	27.42	8	2.30	0.2535
144	16	16	64	39.95	8	29.89	8	5.64	0.2508
145	16	16	64	40.57	8	30.58	8	2.56	0.2440
146	16	16	64	40.34	8	29.33	8	2.33	0.2524
147	16	16	64	40.22	8	27.22	8	2.53	0.2507

see description of
turns provided
see below

021 048

148	16	64	40,11	9	13,37	8	8,44	0,2492
149	16	64	40,16	9	25,92	9	1,75	0,2492
150	16	64	40	9	22,55	9	1,95	zorned, davori, sed, 0,2495
151	16	80	40,11	10	26,59	9	1,72	0,2485
152	16	80	40,20	10	29,09	9	2,11	0,2459
153	16	80	40,04	9	29,09	9	2,41	0,2500
154	16	80	40,38	9	50,29	9	2,40	0,2470
155	16	80	40,01	10	26,94	9	1,82	0,2463
156	16	80	40,23	8	57,24	9	2,32	0,2565
157	16	80	40,05	8	50,25	8 (92)	2,55	0,2479
158	16	80	59,90	8	31,90	8 (72)	2,77	0,2473
159	16	80	59,95	8	28,30	8 (82)	2,50	0,2500
160	16	80	40,03	9	25,91	9 (82)	2,47	0,2481
161	8	0,5	40,25	8	52,54	8	2,31	0,2508
162	8	0,5	40,11	8	24,83	8	2,64	0,2508
163	8	0,5	40,32	8	34,09	8	2,91	0,2470
164	8	0,5	40,13	8	30,25	8	2,28	0,2454
165	8	0,5	40,10	8	21,03	8	2,42	0,2492
166	8	0,5	40,43	1	31,35	9	2,29	0,2492
167	8	0,5	40,65	8	34,50	8	2,53	0,2515
168	8	0,5	40,34	8	50,59	8	2,41	0,2535
169	8	0,5	40,55	8	29,88	8	2,33	0,2509
170	8	0,5	40,40	9	28,22	9	1,92	0,2533
171	8	2	39,93	8	22,94	8	2,59	0,2469
172	8	2	40,45	8	22,32	8	2,01	0,2492
173	8	2	40,58	8	29,54	8	2,20	0,2485
174	8	2	40,14	8	29,80	8	2,49	0,2470
175	8	2	40,19	8	32,72	8	2,35	0,2459
176	8	2	40,11	8	31,93	8	2,39	0,2509
177	8	2	40,53	9	31,94	9	2,16	0,2454
178	8	2	40,04	9	32,58	9	2,50	0,2454
179	8	2	40,67	9	32,65	9	2,42	0,2456
180	8	2	40,20	8	32,30	8	2,42	0,2456

159 pakovanje v cilindri

25

proprionalna
razmerje
medleži, ker so
enake hitrosti

181	8	8	40.32	40	54.85	40	8.28	0.2403
182	8	8	40.30	40	50.58	40	7.13	0.1931
183	8	8	40.04	9	44.45	9	2.76	0.2515
184	8	8	40.02	9	35.16	9	2.02	0.2070
185	8	8	54.98	9	23.92	9	2.13	0.2523
186	8	8	40.82	9	33.63	9	2.41	0.2465
187	8	8	40.36	9	34.87	9	4.80	0.2573
188	8	8	40.52	9	31.49	9	2.33	0.2523
189	8	8	40.65	8	33.65	8	2.69	normal
190	8	8	40.12	8	34.03	8	2.43	0.2431
191	8	8	40.26	9	31.68	9	2.63	0.2492
192	8	8	40.46	9	34.02	9	2.51	0.2502
193	8	8	34.99	9	32.83	9	2.60	0.2523
194	8	8	40.24	9	33.29	9	2.34	0.2486
195	8	8	39.98	9	25.02	9	2.63	0.2429
196	8	8	40.31	8	34.89	8	2.43	0.2515
197	8	8	40.50	8	33.31	8	2.77	0.2513
198	8	8	46.23	8	35.23	8	2.61	0.2487
199	8	8	46.20	8	33.98	8	2.18	0.2522
200	8	8	40.44	9	26.52	9	2.59	0.2468
201	8	8	40.59	8	33.41	8	2.53	0.2580
202	8	8	40.30	8	30.22	8	2.46	0.2480
203	8	8	40.45	8	35.08	8	2.69	0.2472
204	8	8	46.31	8	34.04	8	2.58	0.2484
205	8	8	40.24	8	29.98	8	2.46	0.2524
206	8	8	39.93	8	27.98	8	2.28	0.2480
207	8	8	40.02	8	32.31	8	2.48	0.2516
208	8	8	40.05	8	35.82	8	2.37	0.2482
209	8	8	40.02	8	33.09	8	2.53	0.2446
210	8	8	40.23	8	32.12	8	2.53	0.2446
211	8	8	40.42	8	33.09	8	2.53	0.2446
212	8	8	40.42	8	33.09	8	2.53	0.2446
213	8	8	40.40	8	33.09	8	2.53	0.2446

102. 102

214	8	8	48	40,56	8	20,54	8	2,46	0,2472
215	8	8	48	40,54	8	35,26	8	2,62	0,2582
216	8	8	48	40,45	8	32,29	8	3,58	0,2483
217	8	8	48	40,09	8	31,76	8	2,43	0,2490
218	8	8	48	40,12	8	31,93	8	2,49	0,2502
219	8	8	48	40,02	8	35,71	8	2,04	0,2450
220	8	8	48	39,98	8	36,45	8	2,15	0,2474
221	8	8	64	40,00	9	35,47	9	2,61	0,2496
222	8	8	64	40,15	9	39,01	9	2,80	0,2456
223	8	8	64	40,31	9	34,30	9	2,76	0,2538
224	8	8	64	40,37	8	34,24	8	2,71	0,2455
225	8	8	64	40,28	8	36,19	8	2,59	0,2457
226	8	8	64	40,35	8	34,87	8	2,60	0,2487
227	8	8	64	40,64	9	34,31	9	2,36	0,2479
228	8	8	64	40,04	8	35,02	8	2,77	0,2465
229	8	8	64	40,25	8	36,75	8	2,16	0,2467
230	8	8	64	40,15	8	35,88	8	2,33	0,2468
231	8	8	80	40,34	8	32,57	8	2,52	0,2444
232	8	8	80	40,55	8	37,55	8	2,15	0,2506
233	8	8	80	40,30	8-3	39,63	8	2,82	0,2492
234	8	8	80	40,52	8	39,99	8	2,77	0,2510
235	8	8	80	40,48	9	34,57	9	2,87	0,2495
236	8	8	80	40,37	9	39,49	9	2,80	0,2477
237	8	8	80	40,04	9	30,55	9	2,51	0,2509
238	8	8	80	40,11	8	32,80	8	2,62	0,2509
239	8	8	80	40,61	8	33,42	8	2,70	0,2527
240	8	8	80	40,26	9	35,87	9	2,56	0,2442

G6 = 1
C15 = 10
M1 = 1
S9 = 1

1500 W 15 min ohne 125 min vor 15 min chloren
resim: resling II zment pozl vorka ma 48 i pojmenovaf

80 84 48 32 16 8 2 05
131-136 141-151

Příloha č. 2

Box Cox 8 dní

Box-Cox Normality Plot	
# observations x	90
maximum correlation	0.966203778683425
optimal lambda	0.42
transformation formula	for all lambda \neq 0 : $T(Y) = (Y^{\lambda} - 1) / \lambda$

Maximum Likelihood Estimation of Lambda	
<pre>> summary(mypT) bcPower Transformation to Normality Est Power Rounded Pwr Wald Lwr bnd Wald Upr Bnd x 0.2929 0.33 0.2092 0.3765 Likelihood ratio tests about transformation parameters LRT df pval LR test, lambda = (0) 67.43716 1 2.220446e-16 LR test, lambda = (1) 136.83174 1 0.000000e+00</pre>	

Box Cox 16 dní

Box-Cox Normality Plot	
# observations x	85
maximum correlation	0.965422162222512
optimal lambda	0.46
transformation formula	for all lambda \neq 0 : $T(Y) = (Y^{\lambda} - 1) / \lambda$

Maximum Likelihood Estimation of Lambda	
<pre>> summary(mypT) bcPower Transformation to Normality Est Power Rounded Pwr Wald Lwr bnd Wald Upr Bnd</pre>	

x	0.3337	0.33	0.2283	0.4392
Likelihood ratio tests about transformation parameters				
		LRT	df	pval
LR test, lambda = (0)	65.21483	1	6.661338e-16	
LR test, lambda = (1)	83.37655	1	0.000000e+00	

Box-Cox 24 dní

Box-Cox Normality Plot	
# observations x	85
maximum correlation	0.960973605492449
optimal lambda	0.38
transformation formula	for all lambda <> 0 : $T(Y) = (Y^{\lambda} - 1) / \lambda$

Maximum Likelihood Estimation of Lambda				
> summary(mypT)				
bcPower Transformation to Normality				
	Est	Power	Rounded	Pwr
	Wald	Lwr	bnd	Wald
	Upr	Bnd		
x	0.3061	0.33	0.2088	0.4034
Likelihood ratio tests about transformation parameters				
		LRT	df	pval
LR test, lambda = (0)	64.55654	1	8.881784e-16	
LR test, lambda = (1)	98.80868	1	0.000000e+00	