

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

Katedra aplikované ekologie



**Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu
hnědozemě (havarijní zóna EDU) - poloprovozní
experiment**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Petr Finkous

Vedoucí práce: doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc.

Praha, 2021

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Petr Finkous

Krajinné inženýrství
Regionální environmentální správa

Název práce

Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu hnědozemě (havarijní zóna EDU) – poloprovodní experiment

Název anglicky

Movement of cesium and strontium by the soil profile of the luvisols type (EDU emergency zone) – pilot plant experiment

Cíle práce

Filozofie experimentu je založena na simulaci přestupových podmínek z půdy kontaminované buď v důsledku mokré kontaminované depozice (srážky) nebo kontaminace půdy v důsledku aplikace kontaminované závlahy. Oba scénáře mohou v případě havarijního úniku z JE nastat v krátkém časovém horizontu po události a následně ovlivňovat zemědělskou produkci v dlouhém časovém horizontu, zejména v případě radionuklidu cesia.

Půdní typ a množství živin patří mezi základní činitele, ovlivňující přestup radionuklidů do rostlin. Testování nejčastěji se vyskytujících typů půd z rozšířené havarijní zóny, tak umožní identifikovat nejen typ půdy, který může představovat největší riziko pro přestup radionuklidů do potravního řetězce, ale také identifikuje vhodné dávky draselných hnojiv, které mohou omezit přestup RN z půdy do potravního řetězce.

V průběhu experimentu budou otestovány různé druhy plodin, tak aby bylo možné identifikovat rostliny s malým přestupovým koeficientem, které je možné na kontaminované půdě pěstovat s minimálním rizikem kontaminace potravního řetězce a rostliny, které mají vyšší přestupové koeficienty, hrozí u nich tedy možnost kontaminace potravního řetězce při jejich konzumaci, nebo mohou být využity k fytoremediaci kontaminované půdy s následnou likvidací kontaminované biomasy např. v bioplynové stanici.

Metodika

V přípravné fázi experimentu bude odebrána půda typu hnědozemě z oblasti rozšířené ZHP EDU zemědělsky obhospodařované, tj. orné. Proto není potřebné odebírat půdy po vrstvách. U zvolené lokality bude předem projednáno odebrání vzorků půd pro experiment s majitelem, resp. hospodařícím subjektem.

Bude odebráno 25 25-ti litrových nádob půdy (24 pro experiment, jedna pro základní vstupní pedologický a chemický rozbor a stanovení obsahu Cs a Sr). Nádoby budou převezeny na pracoviště SURO v Hradci Králové, kde budou umístěny na dřevěné palety (vyloučení kontaktu se substrátem) pod tzv. nůžkové stany (zamezení vyplavení dešťovými srážkami, omezení vlivu větru).

Nádoby budou kontaminovány v průběhu prvního čtvrtletí 2020 (po sesednutí půdního substrátu) a v součinnosti s pracovníky Ústavu radioekologie – Bělorusko, Gomel osázeny experimentálními rostlinami – cibule kuchyňská (*Allium cepa*), locika salátová/salát (*Lactuca sativa*), ředkev setá ředkvička (*Raphanus sativus*).

Podrobná metodika je zpracována v materiálu: Design poloprovozního experimentu autorů Pecharová et al., který je součástí projektu MV VI20192022153 Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií.



Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu hnědozemě (Havarijní zóna EDU) – Poloprovodní experiment vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů. Jsem si vědom, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědom, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby. Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze, dne

Poděkování

Touto cestou děkuji doc. RNDr. Emilii Pecharové CSc. za odborné vedení, ochotu a čas, který mi věnovala. Dále bych rád poděkoval manželce a synovi za trpělivost a podporu, která byla nezbytná pro vytvoření této práce.

V Praze, dne

.....

Abstrakt

V rámci poloprovozního projektu jsem odebral s kolegy půdy v havarijních zónách jaderných elektráren Dukovany (EDU) a Temelín (ETE). Odebrali jsme nejtypičtější vzorky půd pro dané lokality s následným přidáním aktivity cesia (^{134}Cs) a stroncia (^{85}Sr). Na kontaminovaných půdách byly pěstovány rostliny salátu, cibule a ředkviček za účelem stanovení transferového koeficientu z půdy do rostliny. Měření aktivity radionuklidů stroncia (^{85}Sr) a cesia (^{134}Cs) bylo provedeno ve Státním ústavu radiální ochrany Hradec Králové. Ředkvičky vykazovaly největší transfer radionuklidu ^{134}Cs z půdy bez ohledu na aplikaci draslíku.

Klíčová slova: transfer, půda, rostliny, radionuklid ^{134}Cs , radionuklid ^{85}Sr , fytoremediace

Abstract

Within our pilot plan project myself and my colleagues have withdrawn samples of soils in damaged zones of Dukovany (EDU) and Temelin (ETE) nuclear power stations. The most typical samples of soil of those areas had been withdrawn and additionally enriched by activity of cesium (^{134}Cs) and strontium (^{85}Sr). The contaminated soil had been used for growing following plants: salad, onion and radish in order to determine the soil - plant transfer coefficient. The activity measurement of strontium (^{85}Sr) and cesium (^{134}Cs) radionuclides was carried out by National Radiation Protection Institute in Hradec Kralove. Radish had shown the biggest ^{134}Cs radionuclide transfer from soil regardless the application of potassium.

Key words: transfer, soil, plants, radionuclide ^{134}Cs , radionuclide ^{85}Sr , phytoremediation

Obsah

1. Úvod	8
2. Cíle práce	9
3. Literární rešerše.....	11
3.1 Radionuklid Stroncium (Sr)	11
3.2 Radionuklid Cesium (Cs)	11
3.3 Draslík	12
3.4 Radionuklidy v půdě.....	12
4. Metodika	14
4.1 Lokalita	14
4.2 Odběr vzorků	14
4.3 Příprava pokusných ploch.....	15
4.4 Příprava vzorků.....	16
4.4.1 Příprava roztoku s radionuklidy	17
4.4.2 Kontaminace vzorků.....	18
4.5 Setí experimentálních rostlin	20
4.6 Sklizeň salátu.....	23
4.7 Sklizeň cibule	24
4.8 Sklizeň ředkve seté	24
5. Charakteristika studovaného území	25
6. Výsledky	27
6.1 Výsledná aktivita v rostlinách	27
6.2 Chemismus půdy	32
6.3 Plošná aktivita.....	32
6.4 Porovnání aktivit	34
6.5 Porovnání dat dvou souborů	36
6.6 Transferový koeficient	42
7. Diskuze.....	46
7.1 Průměrná aktivita v experimentálních rostlinách	46
8. Závěr	51
9. Literatura	52
10. Přílohy	58

1. Úvod

Projekt MV VI20192022153 Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií ve spolupráci tří účastníků (ČZU, SÚRO, JČU), je prováděn poloprovozní experiment monitorující pohyb cesia (Cs) a stroncia (Sr) půdním profilem se stanovením transferového koeficientu do experimentálních rostlin.

V literární rešerši, v její první části jsem se zaměřil na popis radionuklidů Sr a Cs. Ve druhé části popisují radionuklidy v půdě, jejich depozici a následný přestup do rostlin – vstup do potravního řetězce.

Mým úkolem bylo odebrat vzorky typů půd nejčastěji zastoupených v oblasti širší havarijní zóny jaderných elektráren Dukovany a Temelín. Odběry jsem provedl ve spolupráci s kolegy, se kterými spolupracuji na poloprovozním experimentu MV VI20192022153. Vzorky jsme převezli na pracoviště SÚRO Hradec Králové, kde probíhal experiment. Ve 144 nádobách byly pěstovány experimentální rostliny salátu, cibule a ředkviček. Experimentální rostliny jsme sklídili a pracovníci radioekologie SÚRO Hradec Králové provedli měření obsahu radionuklidů Cs a Sr. Vypočítal jsem transferový koeficient z půdy do rostliny a následně porovnal hodnoty s výsledky mých kolegů ze zbylých typů půd.

2. Cíle práce

Cílem práce bylo odebrat nejčastěji zastoupené zemědělsky obhospodařované typy půdy z oblasti havarijních, ale i vzdálenějších havarijních zón jaderných elektráren Dukovany a Temelín, na kterých bude proveden experiment. V rámci experimentu byly vzorky půdy kontaminovány radionuklidy (^{134}Cs) a (^{85}Sr) z důvodu simulace havárie jaderné elektrárny za účelem stanovení přestupových podmínek z půdy do rostliny. Tyto podmínky mohou nastat ve velice krátké době po havárii JE a po dlouhou dobu ovlivňují zemědělskou produkci. Základními faktory ovlivňujícími přestupy radionuklidů do rostlin jsou typ půdy a množství živin. Experiment na půdách nejčastěji zastoupených v oblasti JE Dukovany a Temelín pomůže stanovit půdní typ, který představuje největší riziko pro transfer radionuklidů do potravního řetězce. Dále umožní stanovit množství draselných hnojiv k omezení přestupu radionuklidů z půdy do potravního řetězce. V rámci experimentu budou pěstovány rozdílné typy plodiny, aby bylo možné určit rostliny s nízkým transferovým koeficientem. Rostliny s nízkým transferovým koeficientem představují minimální riziko kontaminace potravního řetězce. Naopak rostliny s vyšším transferovým koeficientem mohou ohrozit potravní řetězec, avšak jejich využití by mohlo spočívat ve fytoremediaci kontaminovaného území.

Filozofie experimentu je založena na simulaci přestupových podmínek z půdy kontaminované buď v důsledku mokré kontaminované depozice (srážky) nebo kontaminace půdy v důsledku aplikace kontaminované závlahy. Oba scénáře mohou v případě havarijního úniku z JE nastat v krátkém časovém horizontu po události a následně ovlivňovat zemědělskou produkci v dlouhém časovém horizontu, zejména v případě radionuklidu cesia.

Půdní typ a množství živin patří mezi základní činitele, ovlivňující přestup radionuklidů do rostlin. Testování nejčastěji se vyskytujících typů půd z rozšířené havarijní zóny, tak umožní identifikovat nejen typ půdy, který může představovat největší riziko pro přestup radionuklidů do potravního řetězce, ale také identifikuje vhodné dávky draselných hnojiv, které mohou omezit přestup RN z půdy do potravního řetězce. V průběhu experimentu budou otestovány různé druhy plodin, tak aby bylo možné identifikovat rostliny s malým přestupovým koeficientem, které je možné na kontaminované půdě pěstovat s minimálním rizikem kontaminace potravního řetězce a rostliny, které mají vyšší přestupové koeficienty, hrozí u nich tedy možnost

kontaminace potravního řetězce při jejich konzumaci, nebo mohou být využiti k fytořemediaci kontaminované půdy s následnou likvidací kontaminované biomasy např. v bioplynové stanici.

3. Literární rešerše

3.1 Radionuklid Stroncium (Sr)

Je čtvrtým prvkem z řady kovů alkalických zemin. Jako přírodní prvek je lehký, měkký a velmi reaktivní kov. Název byl odvozen od jména skotské vesnice Stronatianu. Zde ho objevil v roce 1790 Adair Crawford. Díky velké reaktivitě se v přírodě s tímto prvkem shledáváme pouze s jeho sloučeninami. V lidském těle i stravě je stroncium ve stopovém množství. Stroncium spolu s vápníkem se v lidském těle ukládá v kostech. Množství stroncia v kostech se liší dle anatomie kosti (Dahl et al., 2001). Doposud nebyl prokázán jeho negativní vliv na lidské zdraví při jeho nedostatku. Má pozitivní účinky na kostní tkáň, obzvláště u lidí s osteoporózou (Horová 2008). U stabilního stroncia byly prokázány kladné účinky na kosti zvýšením tvorby kostí a kostní hmoty bez vlivu na mineralizaci kostí (Marie 2005). Jiné, to je však s radioaktivním stronciem, které se uvolňuje do prostředí díky atomovým pokusům a jaderným haváriím. Toxicky působí na kostní buňky (Marie 2005). Poločas rozpadu stroncia (^{90}Sr) je 27,8 let. Používá se v termoelektrických radioisotopových bateriích. Největší využití je však ale v nukleární medicíně pro přípravu yttria (^{90}Y). Nanočástice yttria působí antioxidantně, snižují počet reaktivních forem kyslíku potřebných k usmrcení buněk, mohou tedy chránit buňky (Schubert et al., 2006)

3.2 Radionuklid Cesium (Cs)

Radionuklid Cesia vzniká neutronovým štěpením uranu ^{235}U . Cesium s poločasem rozpadu 30,05 let je nejpoužívanějším a zároveň i jedním z nejznámějších radionuklidů. V průběhu poločasu rozpadu dochází k přeměně na stabilní baryum (^{137}Ba). Cesium se využívá při gama-spektroskopii jako hlavní etalon. Je nedílnou součástí četných měřících a technických aplikací, v defektoskopii a při ozařování v radioterapii (Dědečková et al., 2013). Původ radionuklidů cesia je antropogenní, protože pochází především z testování zbraní, zpracováním jaderného paliva anebo z havárií. Rozdílem poměru $^{135}\text{Cs} / ^{137}\text{Cs}$ se dá rozlišit typ reaktoru, paliva nebo zbraně. Měřením poměru jsme schopni určovat zdroj jaderné kontaminace (Russell et al., 2015).

3.3 Draslík

Draslík je jedním z řady alkalických kovů velmi bohatě zastoupený v životním prostředí a v organismech. Rostliny jej získávají z půdního roztoku (Kholová 2019). Je nezbytný pro lidský organismus, který se velice obtížně vyrovnává jak s přebytkem, tak s jeho nedostatkem. Volný draslík se téměř nevyužívá, zato jeho sloučeniny jsou velice důležité. Např. dusičnan draselný byl jednou z hlavních surovin při výrobě černého střelného prachu. Další využití dusičnanu draselného je draselné hnojivo. Draslík jako hnojivo je jedna z hlavních živin pro rostlinu, limituje výnos a kvalitu plodiny (Kunzová 2010)

3.4 Radionuklidy v půdě

Radionuklidy obsažené v životním prostředí mají přírodní i antropogenní původ. Radioaktivita antropogenního původu je radioaktivita, která byla transportována do prostředí lidskou činností, a to hlavně testy jaderných zbraní a haváriemi (Tesařová et al., 2018, Völkle et al., 1989). Je nutné rozlišovat výbuch bomby a nehodu v jaderné elektrárně (Vogel 2007). Nejvýznamnější havárií, která byla zaznamenána po celém světě, byla havárie v Černobylu (1986). V rámci testu bezpečnosti reaktoru při výpadku elektrické energie došlo k výbuchu. Ještě minimálně dalších deset dní po havárii hořelo palivo v poničeném reaktoru. Došlo k uvolnění značného množství radiace do atmosféry. Vlivem vzdušného proudění se šířily radioaktivní mraky, které kontaminovaly rozsáhlá území. Množství spadu na území se liší podle vzdálenosti od reaktoru a úhrnu srážek. Kontaminované území vykazuje hodnoty $>37\text{kBq }^{137}\text{Cs}/\text{m}^2$. Takové hodnoty vykazovala území Ruska, Běloruska a Ukrajiny (Fesenko et al., 2006) Další významná havárie jaderné elektrárny se stala v japonské Fukušimě v březnu 2011. Při zasažení elektrárny vlnou tsunami byly radionuklidy vystřikovány z poškozeného reaktoru do atmosféry, kde se vážou velice rychle na atmosférické aerosoly (Lozano et al., 2011). Transport kontaminovaných aerosolů díky vzdušným proudům probíhá na velké vzdálenosti. Například byl detekován jód (^{131}I) tři dny po havárii ve Fukušimě 1000 km západně od elektrárny (Momoshima et al., 2012). Pozůstatky havárií jsou dodnes měřitelné nejen v Evropě, ale i v Rusku a Japonsku (Cosma et al., 2016, Beresford et al., 2016, Matsunaka et al., 2016, Pumpanen et al., 2016, Snow et Snyder, 2016, Saniewski et Zalewska, 2016, Yasunari et al., 2011).

Uniklé radionuklidy se ukládají v celém životním prostředí a jsou hrozbou pro lidské zdraví (De Medici et al., 2019, Burger et Lichtscheidel, 2018). K určení fyzikálních a

chemických vlastností půd využíváme půdních mikroorganismů. Pohyb radionuklidů v půdních profilech závisí na typu ekosystému a půdních vlastnostech (Shcheglov et al., 2014, Yoshida et al., 2000). Půdní vlastnosti se stanovují z půdní reakce (Vopravil et al., 2009). Musíme se snažit pochopit fyziologii a molekulární mechanismy shromažďování radionuklidů v rostlinách z důvodu sanace území (Yan et al., 2020). Pro sanaci území od radionuklidů využíváme fyzikální a chemické metody v podobě vitifikace, chemické imobilizace a elektrokinetické sanace (Yan et al., 2020). Snížení nebo odstranění následků jaderné havárie znamená i vynaložení nemalých finančních prostředků (Kašparová et al., 2018). Sanace území je snížení množství nebezpečných látek v prostředí na hodnotu, kdy přestávají být hrozbou pro člověka a celé životní prostředí. Další způsob sanace je fytoremediace, avšak ne všechny rostliny jsou vhodné k fytoremediaci (Cook et al., 2009, Fišer et al., 2010). Fytoremediace je ekologický způsob dekontaminace území zasaženého radionuklidem (Hu et al., 2020). Pro fytoremediaci využíváme rostliny. Svým růstem čerpají živiny z prostředí i s kontaminačními látkami, které do sebe absorbují anebo jsou schopny přímo je degradovat. Zkoumáním přestupů radionuklidů z půd do rostlin bychom měli být schopni predikovat toxicitu v plodinách a chránit se před ní (Ibikunle et al., 2019, De Medici et al., 2019, Stanečková et al., 2018). Radiotoxicita je velice proměnná, závisí na typu uvolňovaného záření a jeho energii. Alfa záření je nebezpečné při průniku do organismu, a naopak beta nebo gama záření s vysokou hodnotou energie poškozují organismus i bez přímého kontaktu s ním (URL1). Chování deponovaných radionuklidů v půdě je dáno jejich poločasem rozpadu, avšak rostliny mají omezenou absorpční schopnost (Vacula et al., 2020, Soudek et al., 2004). Absorpce rostlin je příjem vody a minerálních látek z půdy, které využijí k růstu nebo je pouze v sobě ukládají. Pohyb radionuklidů v půdě je většinou velice pomalý (Lasat et al., 1998, Sato et al., 2019), obsah cesia po Černobylské havárii v půdě exponenciálně klesá se vzrůstající hloubkou (Strebl et al., 1996), což je příčina dlouhé doby expozice radionuklidů pro kořenový systém plodin (Aba et al., 2020). Rostliny přijímají radionuklidy kořenovým systémem, ale i atmosférickou depozicí, zachycováním aktivity na listy hlavně při dešťových srážkách (Doyi et al., 2018).

4. Metodika

4.1 Lokalita

Volbu lokality jsem provedl na základě mé účasti v projektu VI20192022153 – Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženým jadernou havárií. Pro poloprovozní experiment byla zvolena půda typu hnědozem modální z lokality katastrálního území Dukovany v blízkosti jaderné elektrárny Dukovany. Lokalita se nachází 27 kilometrů vzdušnou čarou severovýchodně od Moravských Budějovic v okrese Třebíč. V okolí jaderné elektrárny Dukovany jsou nejvíce zastoupeny tři typy zemědělsky obhospodařovaných orných půd (hnědozem, černozem a kambizem). Odběr vzorků jsem provedl s pomocí týmu kolegů studentů a dalších řešitelů projektu na pozemcích s parcelním číslem 357/1 a 357/2 o výměře 2,46 ha a 13,96 ha z půdních bloků 0103/1 a 0103/5(630-1170). Na těchto pozemcích se nachází hnědozem modální.

4.2 Odběr vzorků

Před odběrem vzorků jsem si připravil 25 plastových nádob o velikosti 25ti litrů, které jsem označil názvem lokality a typem odebrané půdy. Stejně značení jsem použil i na víka těchto nádob. Značení jsem prováděl 2,5 mm silnou permanentní fixou, aby nemohlo dojít k nechtěnému smazání údajů z nádob se vzorky. Jedna nádoba se vzorkem půdy byla určena pro základní vstupní pedologický a chemický rozbor k stanovení obsahu Cesia a Stroncina. Dalších 24 nádob se vzorky jsem použil pro experiment.

Označené plastové nádoby určené pro odběr vzorků byly přivezeny i s rýčem a malou špičatou lopatkou k zájmovému území. Odběry byly samostatnou prací s týmovým zabezpečením. Celý tým čítal 8 osob. Nádoby a ruční nářadí jsem donesl na místo odběru. Jednotlivé nádoby jsem rozmístil 1,5 m od sebe. U každé nádoby jsem provedl odběr vzorku rýčem do hloubky 25 cm. Odebraný vzorek jsem sypal do připravených označených nádob do výšky 8 cm pod horní okraj. Velké hroudy zeminy v nádobách mi pomohli kolegové rozmělnit pomocí malé špičaté lopatky. Nádoby, ve kterých chyběla po rozmělnění zemina jsem doplnil. Rozmělnění je z důvodu zabezpečení rovnoměrného naplnění všech nádob určených pro odběr vzorků. Půdní

vzorky jsem neodebíral podle půdních profilů, protože se jedná o pozemky, které jsou zemědělsky obhospodařovány orbou, čímž dochází k promísení profilů. Všechny 25 naplněných nádob jsme uzavřeli víky. Za pomoci kolegů jsem nádoby odnesl z pole k autu a odvezl čtyřmi vozy na pracoviště SÚRO v Hradci Králové.

4.3 Příprava pokusných ploch

Pokusnou plochu jsem připravoval s kolegy, kteří se účastní stejného projektu, avšak se vzorky s jiným typem půdy z dalších lokalit. Pokusnou plochu jsme vytvořili na pozemku za budovou pracoviště SÚRO Hradec Králové. Na ploše o rozměru 11 * 7 metrů jsme rozprostřeli černou netkanou textilii a upevnili ji 200 mm dlouhými hřeby do země. Na netkanou textilii jsme roznosili Europalety, ze kterých jsme vytvořili podesty pro nádoby se vzorky. Podesta je vytvořena ze čtyř palet. Vždy dvě palety na sobě položené. Nad podesty jsme rozestavěli nůžkové stany o rozměru 3 * 3 m. Pod stanem jsou 4 podesty na kterých jsou umístěny nádoby se vzorky. Celkem jsme postavili 6 stanů. Pod jednotlivými stany jsou umístěny vzorky odebrané z jedné lokality. (24 ks nádob se vzorky).

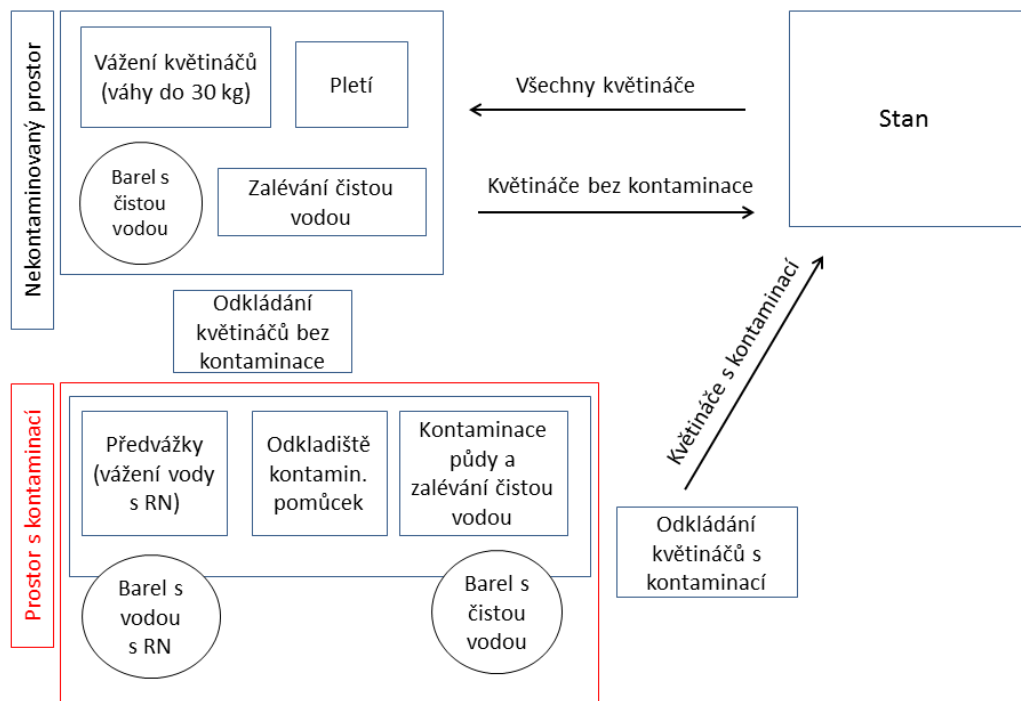


Obrázek 1: Připravená plocha pro experiment (zdroj: společná databáze projektu VI20192022153)

4.4 Příprava vzorků

Všechny nádoby se vzorky byly týden před zahájením experimentu zalévány vodou pracovníky ze SÚRO. Každou nádobu jsme vypleli a vzorek přesypali z důvodu prokypření. V prázdné nádobě jsme vyvrtali uprostřed dna tři otvory pro odtok přebytečné zálivky a vrátili vzorek půdy. Všechny takto připravené nádoby jsme umístili pod stan na připravené podesty z palet. Pod každou nádobu se vzorkem do volného prostoru v paletě jsme umístili skleněnou misku pro zachycení případného prosáknutí zálivky.

Před zahájením experimentu jsme připravili prostor, kde jsme prováděli vážení a kontaminování vzorků půdy v jednotlivých nádobách. Příprava plochy spočívala v rozestavení stolů a lavic. Tři velké plastové stoly jsme postavili do tvaru písmene „L“. První stůl byl určen pro práci bez kontaminace, druhý stůl byl manipulační a na třetím se pracovalo s kontaminací. V části, kde byla prováděna kontaminace vzorků jsme přikryli stoly igelitem a pod stolem rozložili kartony, které jsme též zakryli igelitem. Zakrytí jsme prováděli z důvodu zamezení kontaminace stolů nebo ploch v jejich okolí. Na připravené stoly jsme rozmístili pomůcky potřebné k experimentu. Další stoly a lavice, které jsme postavili samostatně, byly určeny pro zapisování údajů jednotlivých vzorků a pro zásoby materiálu potřebného k provedení experimentu.



Obrázek 2: Orientační schéma prostoru pro experiment (zdroj: (Rulík, SÚRO,2020)

Po přípravě jsme začali s vlastním experimentem. Nádoba naplněná vzorkem půdy cca 8 cm pod okraj odpovídá průměru nádoby 26 cm při povrchu půdy. Plocha vzorku půdy je 531 cm².

4.4.1 Příprava roztoku s radionuklidy

Pro přípravu kontaminovaného roztoku byla použita váha do 30 kg. Plotna váhy byla zakryta plastovou fólií, na kterou jsme položili barel s víčkem a vynulovali. V dalším kroku bylo nalito do barelu 10 L vody a přidáno 9 kapek kontaminace. Kapátka je nutné několikrát vypláchnout. Výplachová voda je ponechána jako součást roztoku. Kapátka byla vložena do igelitového sáčku, abychom mohli následně změřit zbytkovou aktivitu. Uzavřený barel jsme promíchali třepáním. Po promísení jsme barel vrátili na váhu a dolili vodou do požadovaného množství 21 L. Roztok jsme ještě promíchali plastovým míchadlem a barel uzavřeli víčkem. Připravený roztok jsme zvážili a zapsali. Plánovaná spotřeba roztoku byla 200 ml. na nádobu.

Tabulka 1: Množství přidané aktivity stroncia a cesia do nádob s půdou v [kBq]

Datum přípravy etalonů	28.02.2020	28.02.2020
Datum kontaminace půdy	05.05.2020	05.05.2020
	Sr 85	Cs 134
Poločas (dny)		
Aktivita	kBq	kBq
Celkem k 28.2.2020	1259,1	901,0
Celkem k 5.5.2020	616,3	847,2
Potřebný objem roztoku (L)	21	21
Hmotnostní aktivita roztoku		
Při ředění na 21 L cca (kBq/L)	29,35	40,34
Aktivita v květináči		
Do květináče přijde roztoku (g, mL)	201,3	201,3
Specifická aktivita (kBq/květináč)	5,91	8,12
Průměr květináče (cm) - 8 cm pod horní hranou u povrchu půdy	26	26
Plocha květináče (cm²) - průměr 8 cm pod horní hranou je 26 cm	531	531
Plošná aktivita (kBq/m²)	111,3	153,0

Vysvětlivky:

Radionuklid stroncia 85 označen Sr 85

Radionuklid cesia 134 označen Cs 134

Poločas: udává poločas doby rozpadu radionuklidů stroncia a cesia ve dnech

Aktivita: množství radionuklidů v roztoku uvedeno v jednotkách kBq

4.4.2 Kontaminace vzorků

Celkem 150 vzorků půd – 6 typů půd po 25 nádobách (75 z okolí EDU a 75 z okolí ETE). Každá nádoba je o objemu 25 L a půda v ní váží cca 17 kg. Nádoba naplněná vzorkem půdy cca 8 cm pod okraj odpovídá průměru nádoby 26 cm při povrchu půdy. Plocha vzorku půdy je 531 cm².

Každý typ půdy je v 25ti nádobách. Rozdělení pro experiment bylo 8 nádob pro pěstování bez kontaminace, 16 nádob s kontaminací. Těchto 16 nádob bylo rozděleno na 8 s ⁸⁵Sr + ¹³⁴Cs a 8 s ⁸⁵Sr + ¹³⁴Cs + ⁴⁰K. Poslední nádoba od každého typu půdy byla bez rostlin, ale s kontaminací. Kontaminované nádoby celkem 102 (6 x 17) nádob s kontaminací a 48 (6 x 8) bez kontaminace.

Kontaminace vzorků byla týmová práce kolegů studentů, řešitelů a pracovníků SÚRO. Pracovníci SÚRO zabezpečili práci s RN. Já s kolegy byl proškolen pro práci s radioaktivním materiálem a pro pohyb v prostředí s kontaminovaným materiálem. V prostoru bez kontaminace na připravené váze (do 30 kg) jsme zvažili postupně jednotlivé vypleté nádoby a zapsali. Nejprve se připravovaly všechny nádoby bez

kontaminace. Zálivka pro nádobu bez kontaminace byla 300 mL z toho 100 mL roztok draselné soli a 200 mL vody. Odměření jsme provedli pomocí odměrných válců a přelili do konvičky, kterou byl následně zalit vzorek. V kropítku zůstávala kapalina, proto jsme museli po každém zalití sejmout kropítko a zbytek kapaliny vylít do příslušné nádoby. Po zalití nádoby jsme překryli povrch půdy netkanou textilií a upevnili ji čtyřmi hřebíky cca 10 cm dlouhými. Na hřebících byly nasazeny podložky o průměru 25 mm, aby nedošlo k protržení textilie. Připravená nádoba se vždy vracela na původní místo pod stan.

Nádoby určené ke kontaminaci byly po zvážení posunuty na odkládací stůl blíže k pracovníkům SÚRO, kteří si je přebírali a prováděli kontaminaci na samostatném stole. Pracovník SÚRO přemístil nádobu z odkládacího stolu na okraj stolu, který byl určen pro práci s kontaminací a zároveň byl v blízkosti pro zalévače s roztokem draselné soli. Další pracovník SÚRO plnil konvičky roztokem s RN, kterými zalévač kontaminoval vzorky. Poslední pracovník SÚRO přemístil kontaminované nádoby z prostředí s kontaminovaným materiálem na okraj zóny. Zde jsme s kolegy nádoby odebírali a umisťovali pod stany.

V prostoru pro kontaminaci jsme měli připravený na nízkém podstavci 25 L barel s roztokem radionuklidů. Barel byl opatřen kohoutem a pod kohout jsme umístili odkapávací misku. Pro zalévání vzorků kontaminací byly použity dvě konvičky, které byly označeny čísly 1 a 2. Každá z konviček byla položena na podlouhlém tácku, aby nedocházelo ke kontaminování okolí. Plnění konviček prováděl nalévač, který plnil plastovou kádinku s držadlem roztokem z barelu. Váha prázdných konviček se



Obrázek 3 Místo kontaminace radionuklidů (zdroj: společná databáze projektu VI20192022153)

pohybovala v rozmezí od 75 do 83 g. Konvičky byly plněny na celkovou váhu 280 g. Čistá hmotnost roztoku byla $280 - 78,7 = 201,3$ g. Konvičku jsme vážili před plněním a po naplnění. Zapisovač zaznamenával hmotnosti konvičky se zbytkem roztoku a následně i hmotnosti naplněné konvičky.

Zalévač zalil kontaminačním roztokem nádobu s půdou, přičemž nechal dostatečně dlouho vykapat konvičku s kropítkem. V případě potřeby otřel konvičku, která byla vždy přemísťována na podlouhlém tácku.

Druhý zalévač, který pracoval s roztokem bez kontaminace, tak zaléval nádoby buď čistou vodou nebo roztokem draselné soli. Množství zálivky bylo 100 ml.

Každou zalitou nádobu jsme ihned vraceli zpět pod stan na palety. V mezeře v paletě jsme umístili pod středy nádob misky k zachycení případného průsaku zálivky.

4.5 Setí experimentálních rostlin

V geotextílii jsme vystřihli 6 otvorů o průměru 3 cm. Otvory byly vystřiženy po obvodu nádoby zhruba ve 2/3 jejího průměru a jeden otvor 5 cm uprostřed textilie.

V místě otvorů jsme vytvořili důlky hluboké cca 1 cm. Do třech z nich po obvodu byla vyseta semena salátu. Vždy tři semena do jednoho otvoru a překryta půdou. Do každého ze zbylých čtyř důlků byla vyseta tři semena cibule a opět překryta půdou. Cibuli jsme museli po sklizni salátu ještě dosít, protože ji vzešlo málo.

Po sklizni těchto rostlin byly do nádob ještě vysety ředkvičky – ředkev setá. Setí ředkviček probíhalo 30.9.2020, den po sklizni cibule, která byla poslední plodinou v nádobě. Pro každou nádobu byly použity čtyři pásy se semeny ředkve seté (Obrázek 5).

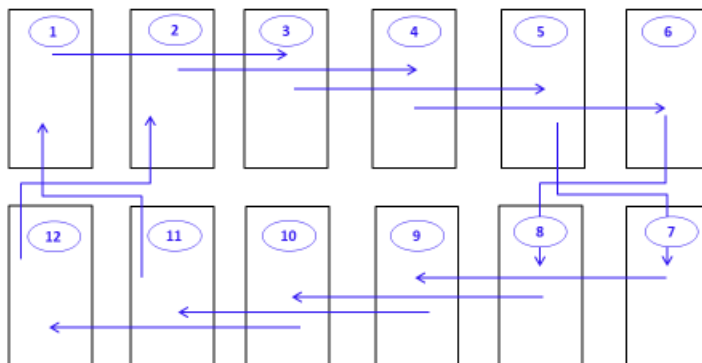


**Obrázek 5: Pásy se semeny
Ředkviček (zdroj: společná
databáze projektu VI20192022153)**



**Obrázek 4: Připravené nádoby k setí
(zdroj: společná databáze projektu
VI20192022153)**

Dalším úkolem bylo zabezpečení rovnoměrného působení světla, což bylo zajištěno rotací nádob pod stany dle stanoveného postupu viz nákres rotace. Rotování nádob bylo prováděno 1x týdně. Rotace byla prováděna vždy po směru hodinových ručiček ob jednu podestu, tak i posunutí nádob ob jednu v rámci jednoho typu půdy.



Obrázek 6: Rotace nádob pod stany (zdroj: Rulík, SÚRO,2020)

Zalévání rostlin prováděli pracovníci SÚRO pracoviště Hradec Králové z důvodu četnosti zálivky.

Tabulka 2: Množství zálivky po dobu růstu rostlin

Zálivka stany [ml], 1. experiment (salát)						
datum	typ půdy					
	TE Kambizem	TE Glej	TE Fluvizem	DU Černoze	DU Kambizem	DU Hnědozem
7.5.	100	100	100	100	100	100
11.5.	100	100	100	100	100	100
12.5.	100	100	100	100	100	100
13.5.	100	100	100	100	100	100
18.5.	100	100	100	100	100	100
19.5.	150	150	150	200	100	100
21.5.	200	200	200	200	200	200
22.5.	200	200	200	200	200	200
28.5.	120	120	120	120	120	120
1.6.	150	150	150	150	150	150
2.6.	100	100	100	100	100	100
3.6.	100	100	100	100	100	100
4.6.	100	100	100	100	100	100
5.6.	200	200	200	200	200	200
8.6.	200	200	200	200	200	200
12.6.	300	300	300	300	300	300
17.6.	120	120	120	120	120	120
19.6.	200	200	200	200	200	200
22.6.	200	200	200	200	200	200
26.6.	280	280	280	280	280	280
29.6.	100	100	100	100	100	100
1.7.	120	120	120	120	120	120
3.7.	280	280	280	280	280	280
7.7.	280	280	280	280	280	280
10.7.	280	280	280	280	280	280
14.7.	280	280	280	280	280	280
17.7.	280	280	280	280	280	280
celkem	4740	4740	4740	4790	4690	4690
21.7.	sklizeň					

Vysvětlivky:

Typ půdy - jednotlivé typy půdy určené k experimentu

Zálivka stany - množství vody v [ml] použité k zalévání rostlin během jejich růstu

Datum - den aplikace zálivky

Typ půdy – jednotlivé typy nejčastěji zastoupených typů půd v lokalitách Temelín (TE) a Dukovany (DU)

4.6 Sklizeň salátu



Obrázek 7: Salát před sklizní (zdroj: společná databáze projektu VI20192022153)



Obrázek 8: Sklizeň salátu a příprava na sušení (zdroj: společná databáze projektu VI20192022153)

Sklizeň salátu byla provedena 21.7.2020 s následným postupem. Připravili jsme si pracoviště, které bylo identické v rozložení stolů jako při kontaminaci. Začali jsme sklizní všech nekontaminovaných vzorků postupně od každého typu půdy. První 4 nádoby bez kontaminace s pozitivní kontrolou, dále 4 nádoby bez kontaminace s negativní kontrolou. Následovala sklizeň salátu s kontaminací. Prvních 8 nádob s $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$ a potom posledních 8 nádob s $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$. Salát v každé nádobě jsme ustříhli pomocí nůžek těsně u půdy. Nekontaminované rostliny jsme stříhali zelenými nůžkami. Odstřížený salát z každé nádoby jsme přenesli v alobalové vaničce k opláchnutí v čisté vodě. Po opláchnutí jsme salát osušili pomocí filtračního papíru. Další krok bylo zvážení salátu a určení zdravotního stavu rostliny. Zapisovač zapsal jak váhu, tak i zdravotní stav rostliny. Stupnice hodnocení byla 1 – 10, kde 1 byl nejhorší stav a 10 byl nejlepší. Stanovení stavu rostlin musí provádět pouze jedna osoba, aby byla dodržena objektivita hodnocení. Zvážený a zapsaný salát jsme vložili do papírového sáčku, který jsme nadepsali údaji z nádoby, ze které byl odebrán. Sáčky se vzorky jsme umístili do plastové přepravy.

Po sklizni nekontaminovaných rostlin jsme začali sklízet kontaminované. Při sklizni kontaminovaných rostlin jsme použili červeně označené nůžky a gumové rukavice. Postup byl úplně stejný jako při sklizni nekontaminovaných vzorků, avšak probíhal s větší opatrností. Všechny vzorky byly přeneseny do sušárny a sušeny při teplotě 60°C.

4.7 Sklizeň cibule

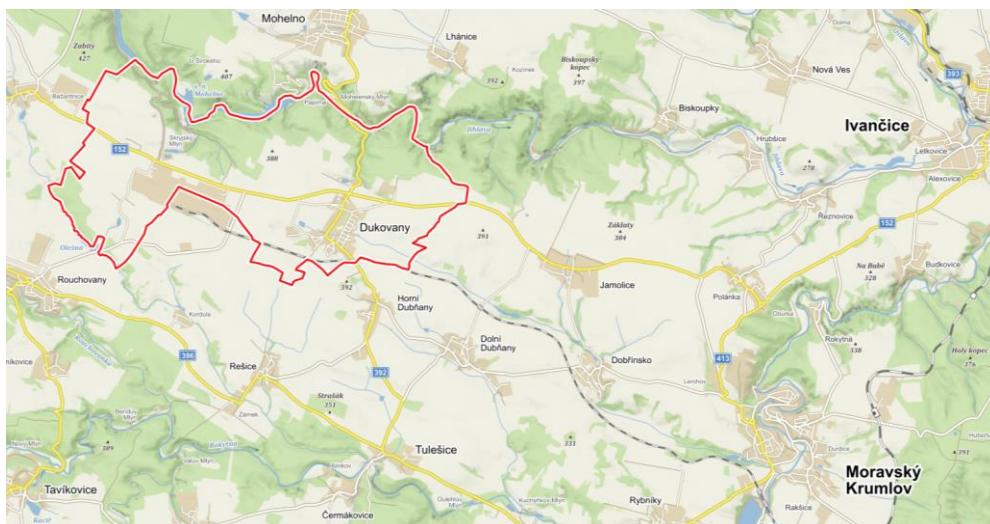
Sklizeň cibule 29.9.2020. Příprava plochy byla provedena stejně jako při sklizni salátu. Stav cibule při sklizni nebyl výtečný, proto se prováděla sklizeň směsného vzorku. Odběr směsného vzorku spočíval v postupném odebrání nejprve všech rostlin cibule z nádob bez kontaminace podle typu půdy. Pokračovalo se odběrem rostlin s $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$ opět z osmi nádob dle typu půdy a poslední odběr byl rostliny s $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$. Rostliny sklizené z osmi nádob jsme opláchli v čisté vodě, osušili na filtračním papíru a zvážili na váhách. Zapisovač zapsal údaje a další z kolegů vložil směsný vzorek do nadepsaného papírového pytlíku, který položil do plastové přepravky. Sklizeň kontaminovaných směsných vzorků jsme prováděli za použití gumových rukavic a se zvýšenou opatrností. Směsné vzorky byly přeneseny do sušárny a sušeny při 60°C .

4.8 Sklizeň ředkve seté

Sklizeň byla 25.11.2020. Postup sklizně byl identický jako u sklizně salátu, s tím rozdílem, že venku jsme pouze sklízeli a zbytek prací jsme prováděli v budově SÚRO, a to z důvodu nepřízně počasí. Před zahájením sklizně zapsal kolega zdravotní stav rostlin. Provedli jsme odběr vzorků z jednotlivých nádob. První byly vzorky ředkviček bez kontaminace s pozitivní kontrolou. Ředkvičky sklizené z jedné nádoby jsme vložili do alobalové vaničky s označením příslušné nádoby, aby nedošlo k záměně. Po sklizení prvních čtyř nádob odnesl kolega označené alobalové vaničky s rostlinami do laboratoře, kde další kolegové pokračovali v práci s rostlinami. Sklizené rostliny omyli, osušili filtračním papírem, zvážili a hodnoty zapsali. Pokračovali jsme sklizní dalších čtyř nádob s negativní kontrolou se stejným postupem. U sklizně kontaminovaných rostlin jsme použili gumové rukavice. Sklidili jsme osm nádob s kontaminovanými rostlinami ($^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$), opět jsme je vložili do jednotlivých označených alobalových vaniček a přenesli do laboratoře k omytí, osušení, zvážení a zapsání. Posledních osm nádob bylo s kontaminací ($^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$). Zvážené a zapsané rostliny se vkládaly do nadepsaných papírových pytlíků. Rostliny z jedné nádoby vždy do jednoho papírového pytlíku, aby nemohlo dojít k promíchání vzorků. Následně byly rostliny vloženy do sušárny a sušeny při 60°C .

5. Charakteristika studovaného území

Dukovany k.ú. 633810 se stejnojmennou jadernou elektrárnou je obec na jihozápadě Moravy. Leží v nadmořské výšce 352 m.n.m. Svoji polohou spadá do kraje Vysočina a okresu Třebíč. Obec se nachází téměř uprostřed pomyslného trojúhelníku tvořeného městy Znojmo, Třebíč a Brno. Rozloha k.ú. je 12576641 m², z toho orné půdy je 6773292 m², lesní pozemky 4037463 m² a travní porosty 308924 m², zbytek jsou zastavěné a ostatní plochy. Elektrárna leží v katastru obce a od středu obce je vzdálena cca. 3 km. Katastrálním územím vede silnice č. 152, křižící se se silnicí 392, která vede přímo do obce.



Obrázek 9: k.ú. Dukovany (zdroj: mapy.cz)

Zájmové území Dukovany leží v geomorfologické oblasti pahorkatiny Znojemsko-Moravskokrumlovské. Území má charakter pahorkatiny s převládajícími zaoblenými svahy. Svahy okolo Dukovan jsou převážně situovány na jižní a jihovýchodní stranu.

Skalní podklad zájmového území jsou horniny krystalinika – hadce, ortoruly, pararuly. Horniny byly v období pleistocénu překryty různě mocnou vrstvou spraše, jež jsou důležitým znakem pro určení matečné horniny (Tomášek, 2000). Z miocénních usazenin se zde vyskytují slítnité sedimenty, z období limického terciéru převažují písčité horniny a zeminy. Tyto usazeniny jsou většinou překryty sprašmi. Nejmladší půdotvorný substrát jsou holocenní nevápnité nivní uloženiny.

Hadce, jako bazické horniny s nadbytkem hořčíku příznivě ovlivňují nasycenost sorpčního komplexu, tvorbu humusu a tím vyšší sorpční kapacitu. Pro kulturní rostliny má však nepříznivé účinky.

Ortoruly a pararuly jsou minerálně chudé, obsahují jednomocné kationty, z nichž je nejvýznamnější draslík. Půdy na horninách krystalinika vznikly pouze s omezenou hloubkou půdního profilu o různém obsahu množství štěrku v ornici. V půdách probíhá velké množství ekosystémových procesů, od kterých se odvíjí celosvětová produkce potravin (Evans et al., 2017).

Převážně slítné sedimenty mořského neogénu jsou poměrně hodnotným půdotvorným substrátem s příznivým chemismem, avšak jsou zrnitější se zhoršenými fyzikálními vlastnostmi. Oproti tomu písčité horniny a zeminy limického terciéru jsou minerálně chudý půdotvorný substrát. Půdy na nich vzniklé jsou mírné zrnitosti s různým obsahem štěrku (Chlupáč et al., 2002).

Hnědozemě mají nejčastěji půdotvorný substrát spraš a často se nacházejí na okraji nížin s návazností na černozemě. Dále se pak vyskytují v nižších polohách pahorkatin, a to do zhruba 450 m.n.m. Z hlediska vodního režimu je hnědozem promyvná až mírně promyvná, tím je ovlivněn hlavní půdotvorný proces zvaný ilimerizace. Během ilimerizace dochází k transportu jílovitých částic z povrchu půdního horizontu do nižších vrstev (Štranc et al., 2005). Vznikaly pod listnatými lesy, které ustoupili zemědělské výrobě. U hnědozemě je typická využitelnost zásoby vody příznivější než u černozemě (Štranc et al., 2005).

Z klimatického hlediska spadá oblast do mírně teplé. Znaky mírně teplé oblasti jsou 20 – 40 letních dní s průměrnou teplotou 13 – 15 °C. Úhrn srážek se pohybuje během letních měsíců mezi 200-400 mm. Pro zimní období je charakteristické 50-60 ledových dnů s průměrnou teplotou -2 až -3 °C. Úhrn srážek je stejný jako v letních měsících a to 200-400 mm [URL2].

6. Výsledky

6.1 Výsledná aktivita v rostlinách

Experimentální rostliny jsem pěstoval ve 24 vzorcích půdy hnědozemě odebraných v lokalitě Dukovany. Část vzorků půdy jsem pomohl kolegům podílejícím se na experimentu kontaminovat radionuklidy cesia (^{134}Cs) a stroncia (^{85}Sr). Experiment pěstování jsem realizoval ve venkovních prostorách SÚRO Hradec Králové. Pěstoval jsem experimentální rostliny salátu, cibule a ředkviček. Salát jsme sklídili s kolegy 21.7.2020, cibuli 29.9.2020 a jako poslední byla sklizeň ředkviček 25.11.2020. Přípravu vzorků k měření provedli pracovníci SÚRO sušením v sušárně při teplotě 60°C a následně provedli měření za účelem stanovení množství radionuklidů v sušině experimentálních rostlin. Aktivita stroncia v sušině salátu se pohybovala od 422 Bq/kg do 1462 Bq/kg. Aktivita cesia se pohybovala v rozmezí od 19 Bq/kg až po 723 Bq/kg. Rozmezí aktivity je uvedeno pro oba druhy ošetření (K + Cs a Cs). Aktivita stroncia v sušině salátu s ošetřením půdy K + Cs byla v rozmezí od 422 Bq/kg do 1462 Bq/kg. Průměrná aktivita stroncia v sušině salátu s ošetřením půdy K + Cs byla 822 Bq/kg. Aktivita stroncia v sušině salátu s ošetřením půdy Cs byla v rozmezí od 708 Bq/kg do 1310 Bq/kg. Průměrná aktivita stroncia v sušině salátu s ošetřením půdy Cs byla 988 Bq/kg.

Aktivita cesia v sušině salátu pro ošetření půdy K + Cs byla v rozmezí od 19 Bq/kg až do 255 Bq/kg. Průměrná aktivita cesia v sušině salátu pro ošetření půdy K + Cs byla 110 Bq/kg. Aktivita cesia v sušině salátu pro ošetření půdy Cs byla v rozmezí od 28 Bq/kg do 723 Bq/kg. Průměrná aktivita cesia v sušině salátu byla 157 Bq/kg.

Tabulka 3: Naměřená aktivita stroncia a cesia v sušíně salátu [Bq/kg]

Vzorek	Množství půdy [kg]	Přidaná aktivita	Ošetření	Zdravotní stav	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]	Aktivita Sr-85 [Bq/kg]	Aktivita K-40 [Bq/kg]	Aktivita Cs-134 [Bq/kg]
DU hnědozem 1	16,44	ne	NC	5	38,90	2,00			
DU hnědozem 2	16,30	ne	NC	5	44,95	1,85			
DU hnědozem 3	15,55	ne	NC	4	41,28	1,58			
DU hnědozem 4	17,41	ne	NC	5	43,50	1,77			
DU hnědozem 5	16,95	ne	PC	5	37,77	1,74			
DU hnědozem 6	15,64	ne	PC	5	36,94	1,38			
DU hnědozem 7	16,33	ne	PC	5	56,15	2,48			
DU hnědozem 8	16,50	ne	PC	4	22,45	1,12			
DU hnědozem 9	15,27	ano	K + Cs	4	29,62	1,79	993	2420	147
DU hnědozem 10	16,14	ano	K + Cs	4	22,10	1,12	724	2270	89
DU hnědozem 11	16,26	ano	K + Cs	4	37,83	2,05	868	2270	255
DU hnědozem 12	14,87	ano	K + Cs	6	61,76	2,78	646	2830	32
DU hnědozem 13	17,06	ano	K + Cs	4	19,88	0,92	896	2650	126
DU hnědozem 14	17,24	ano	K + Cs	4	15,31	0,85	1462	3230	189
DU hnědozem 15	16,45	ano	K + Cs	6	81,85	4,95	565	2220	19
DU hnědozem 16	16,40	ano	K + Cs	7	57,28	2,93	422	2590	26
DU hnědozem 17	17,47	ano	Cs	7	28,48	1,40	708	2210	28
DU hnědozem 18	15,91	ano	Cs	4	17,23	0,69	993	2560	65
DU hnědozem 19	16,41	ano	Cs	5	32,33	1,30	911	2570	103
DU hnědozem 20	15,85	ano	Cs	5	28,18	1,38	1280	2460	100
DU hnědozem 21	15,59	ano	Cs	6	34,80	1,48	1260	2680	87
DU hnědozem 22	16,20	ano	Cs	4	21,14	1,13	727	1620	82
DU hnědozem 23	15,77	ano	Cs	5	29,78	1,38	724	2450	67
DU hnědozem 24	16,90	ano	Cs	2	5,53	0,48	1310	1280	723

Vysvětlivky:

Množství půdy v jednotlivých nádobách je rozdílné z důvodu odběru vzorků v terénu bez možnosti vážení

Přidaná aktivita je roztok obsahující radionuklidy cesium (^{134}Cs) a stroncium (^{85}Sr)

Ošetření: NC je negativní kontrola, PC je pozitivní kontrola – byl přidán roztok draselné soli

K + Cs je přidaná aktivita radionuklidů do půdy, vždy když byla přidána aktivita, tak to bylo i s radionuklidem stroncia ^{85}Sr

Cs je přidaná aktivita radionuklidu cesia ^{134}Cs a opět byla přidána i aktivita ^{85}Sr

Zdravotní stav: škála 1-10, kde 1 reprezentuje velice špatný stav rostliny a 10 reprezentuje výborný stav rostliny

Nativní hmotnost: Váha rostliny při sklizni

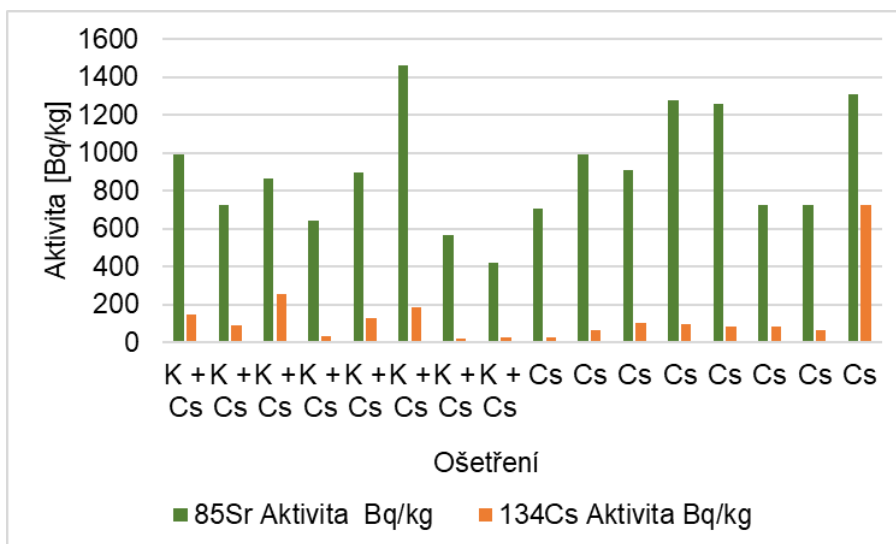
Sušina: Váha jednotlivých experimentálních rostlin po usušení při 60°C

Aktivita ^{85}Sr je naměřená hodnota v sušíně salátu a je udána v Bq/kg

Aktivita ^{40}K je naměřená hodnota v sušíně salátu a je udána v Bq/kg

Aktivita ^{134}Cs je naměřená hodnota v sušíně salátu a je udána v Bq/kg

Obrázek 10 znázorňuje naměřené hodnoty aktivit stroncia a cesia v sušíně rostlin salátu vypěstovaných na typu půdy hnědozem (Tabulka 3).



Obrázek 10: Naměřená aktivita stroncia a cesia ve vzorcích salátu [Bq/kg]

Cibuli vyseli kolegové ve stejný den setí salátu 12.5.2020, sklízel jsem ji 29.9.2020. Cibule vykazovala špatný zdravotní stav, a proto jsme s kolegy přistoupili k odběru směsného vzorku. Směsný vzorek jsem odebíral podle ošetření. První směsný vzorek jsem sklídl ze čtyř nádob s negativní kontrolou (NC), druhý směsný vzorek jsem sklídl ze čtyř nádob s pozitivní kontrolou (PC), třetí směsný vzorek jsem sklídl z osmi nádob s aktivitou Cs + K a poslední směsný vzorek jsem sklídl z osmi nádob s aktivitou Cs. Nativní hmotnost směsného vzorku se pohybovala od 17,73 gramů do 102,58 gramů. Směsný vzorek cibule s nejnižší nativní hmotností byl odebrán ze čtyř nádob s pozitivní kontrolou (PC). Hmotnost směsného vzorku činila 17,73 gramů, druhá nejnižší hmotnost byla v nádobách s negativní kontrolou (NC) a to 17,88 gramů. Nativní hmotnost směsného vzorku s ošetřením K + Cs byla nižší než u vzorku s ošetřením Cs. U těchto dvou směsných vzorků byla nativní hmotnost vyšší oproti směsným vzorkům z nádob s negativní (NC) a pozitivní (PC) kontrolou, protože směsný vzorek byl odebírán z osmi nádob pro každé ošetření. Ačkoli jsem očekával, že nativní hmotnost směsného vzorku s ošetřením K + Cs bude vyšší než u vzorku s ošetřením Cs, tak tomu bylo naopak. Hmotnost směsného vzorku s ošetřením K + Cs byla 90,7 gramů a hmotnost směsného vzorku s ošetřením Cs byla 102,58 gramů. Aktivita stroncia byla 511 Bq/kg u směsného vzorku s ošetřením K + Cs, u vzorku s ošetřením Cs (bez přidaného draslíku) byla aktivita stroncia 629 Bq/kg. Aktivita cesia s ošetřením K+Cs byla 403 Bq/kg a u ošetření Cs byla hodnota aktivity 413 Bq/kg. Zde se projevilo působení draslíku. Z naměřených hodnot je patrná funkce draslíku, tvořil bariéru pro přestup aktivity ^{85}Sr a ^{134}Cs z půdy do rostlin cibule.

Tabulka 4: Naměřená aktivita v sušíně cibule

Vzorek	Přidaná aktivita	Ošetření	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]	Aktivita Sr-85 [Bq/kg]	Aktivita K-40 [Bq/kg]	Aktivita Cs-134 [Bq/kg]
DU Hnědozem	ne	NC	17,88	1,20			
DU Hnědozem	ne	PC	17,73	1,17			
DU Hnědozem	ano	K+Cs	90,7	10,59	511	765	403
DU Hnědozem	ano	Cs	102,58	11,65	629	663	413

Vysvětlivky:

Vzorek – typ půdy hnědozem z lokality Dukovany (DU)

Přidaná aktivita - roztok obsahující radionuklidy cesium (^{134}Cs) a stroncium (^{85}Sr)

Ošetření - NC je negativní kontrola, bez přidaných radionuklidů, PC je pozitivní kontrola – byl přidán roztok draselné soli

K + Cs je přidaná aktivita radionuklidů do půdy, vždy když byla přidána aktivita, tak to bylo i s radionuklidem stroncia ^{85}Sr

Cs je přidaná aktivita radionuklidu cesia ^{134}Cs a opět byla přidána i aktivita Sr^{85}

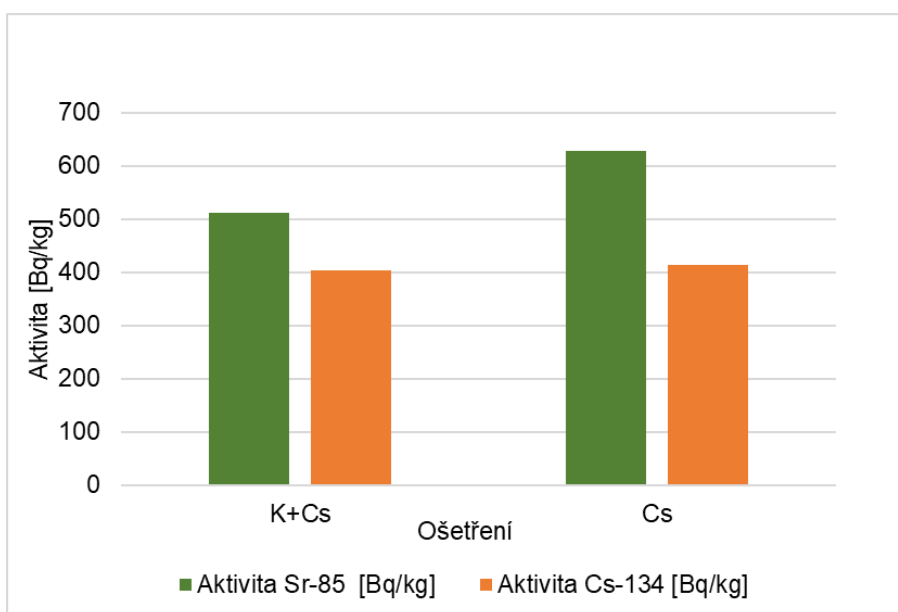
Nativní hmotnost: Váha rostliny při sklizni

Sušina - Váha jednotlivých experimentálních rostlin po usušení při 60°C

Aktivita ^{85}Sr - naměřená hodnota v sušíně cibule a je udána v Bq/kg

Aktivita ^{40}K - naměřená hodnota v sušíně cibule a je udána v Bq/kg

Aktivita ^{134}Cs - naměřená hodnota v sušíně cibule a je udána v Bq/kg



Obrázek 11: Naměřená aktivita stroncia a cesia směsného vzorku cibule v [Bq/kg]

Setí ředkviček provedli kolegové až 30.9.2020 a jejich sklizeň jsem realizoval 25.11.2020. Ředkvičky jsme pěstovali v chladnějším období, a to se projevilo na jejich zdravotním stavu, který byl hodnocen na škále 1–10 hodnotami od 0 do 3. Přitom hodnota jedna je velice špatný stav rostliny. Ředkvičky svým zdravotním stavem byly podobné rostlinám cibule, přesto však šly odebrat jako jednotlivé vzorky podle ošetření v nádobách. Nativní hmotnost byla u jednotlivých vzorků od 0,77gramů až do 13,5gramů. Nejnížší nativní hmotnost byla u vzorku ředkvičky z nádoby s pozitivní kontrolou (PC). Takto nízkou hodnotu přisuzuji škůdcům. U ostatních nádob

s pozitivní kontrolou (PC) byla nativní hmotnost v rozmezí od 6,75 gramů do 11,4 gramů. Nádoby s negativní kontrolou (NC) vykazovaly podobné hodnoty nativní hmotnosti jako u nádob s pozitivní kontrolou (PC). V jedné nádobě byl opět vzorek poškozen škůdci a jeho hmotnost byla 1,99 gramů. Ve zbylých třech nádobách s negativní kontrolou (NC) byla nativní hmotnost vzorků od 7,31 gramů do 13,50 gramů. Nádoby s ošetřením K + Cs vykazovaly nativní hmotnosti vzorků v rozmezí od 4,94 gramů až po 9,63 gramů. V nádobách s ošetřením Cs byly hodnoty nativní hmotnosti vzorků od 6,36 gramů až do 13,31 gramů. Nejvyšší průměrná nativní hmotnost vzorků ředkviček byla u nádob s ošetřením Cs. Průměrná hodnota zde byla 9,29 gramů. Nejnižší průměrná hodnota nativní hmotnosti vzorků ředkviček byla u nádob s pozitivní kontrolou (PC) a to 7,01 gramů. Aktivita stroncia byla od 602 Bq/kg do 1150 Bq/kg, aktivita cesia byla od 93 Bq/kg do 482 Bq/kg.

Tabulka 5: Naměřená aktivita stroncia a cesia v sušíně ředkviček [Bq/kg]

Vzorek	Množství půdy [kg]	Přidaná aktivita	Ošetření	Zdravotní stav	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]	Aktivita Sr-85 [Bq/kg]	Aktivita K-40 [Bq/kg]	Aktivita Cs-134 [Bq/kg]
DU hnědozem 1	16,44	ne	NC	2	7,31	0,37			
DU hnědozem 2	16,30	ne	NC	1	1,99	0,12			
DU hnědozem 3	15,55	ne	NC	2	9,28	0,44			
DU hnědozem 4	17,41	ne	NC	3	13,50	0,61			
DU hnědozem 5	16,95	ne	PC	0	0,77	0,05			
DU hnědozem 6	15,64	ne	PC	3	11,4	0,55			
DU hnědozem 7	16,33	ne	PC	3	9,13	0,48			
DU hnědozem 8	16,50	ne	PC	2	6,75	0,3			
DU hnědozem 9	15,27	ano	K + Cs	1	4,94	0,26	642	1860	375
DU hnědozem 10	16,14	ano	K + Cs	2	8,95	0,41	836	2280	482
DU hnědozem 11	16,26	ano	K + Cs	3	9,63	0,42	602	2220	171
DU hnědozem 12	14,87	ano	K + Cs	2	8,86	0,45	982	1490	368
DU hnědozem 13	17,06	ano	K + Cs	2	8,87	0,36	769	2860	93
DU hnědozem 14	17,24	ano	K + Cs	2	9,02	0,35	735	2140	256
DU hnědozem 15	16,45	ano	K + Cs	2	7,32	0,3	676	1920	182
DU hnědozem 16	16,40	ano	K + Cs	3	9,03	0,36	957	1320	179
DU hnědozem 17	17,47	ano	Cs	3	7,27	0,31	804	1140	189
DU hnědozem 18	15,91	ano	Cs	2	6,36	0,30	743	890	433
DU hnědozem 19	16,41	ano	Cs	2	10,57	0,5	675	1100	196
DU hnědozem 20	15,85	ano	Cs	2	11,62	0,55	900	1210	224
DU hnědozem 21	15,59	ano	Cs	2	13,31	0,49	1150	1620	176
DU hnědozem 22	16,20	ano	Cs	2	8,16	0,33	939	1070	392
DU hnědozem 23	15,77	ano	Cs	2	8,44	0,37	930	1580	343
DU hnědozem 24	16,90	ano	Cs	2	8,55	0,33	1000	1050	306

Vysvětlivky:

Vzorek – typ půdy hnědozem z lokality Dukovany (DU)

Množství půdy v jednotlivých nádobách je rozdílné z důvodu odběru vzorků v terénu bez možnosti vážení

Přidaná aktivita je roztok obsahující radionuklidy cesium (¹³⁴Cs) a stroncium (⁸⁵Sr)

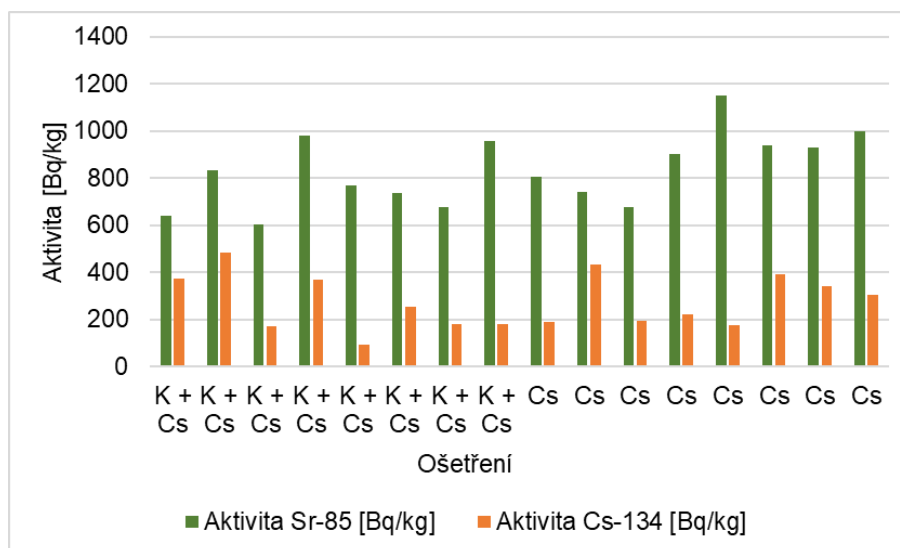
Ošetření: NC je negativní kontrola, PC je pozitivní kontrola – byl přidán roztok draselné soli

K + Cs je přidaná aktivita radionuklidů do půdy, vždy když byla přidána aktivita, tak to bylo i s radionuklidem stroncia ⁸⁵Sr

Cs je přidaná aktivita radionuklidu cesia Cs¹³⁴ a opět byla přidána i aktivita ⁸⁵Sr

Zdravotní stav: škála 1-10, kde 1 reprezentuje velice špatný stav rostliny a 10 reprezentuje výborný stav rostliny

Nativní hmotnost: Váha rostliny při sklizni
 Sušina: Váha jednotlivých experimentálních rostlin po usušení při 60°C
 Aktivita ⁸⁵Sr je naměřená hodnota v sušině ředkviček a je udána v Bq/kg
 Aktivita ⁴⁰K je naměřená hodnota v sušině ředkviček a je udána v Bq/kg
 Aktivita ¹³⁴Cs je naměřená hodnota v sušině ředkviček a je udána v Bq/kg



Obrázek 12: Naměřená aktivita stroncia a cesia v sušině vzorků ředkviček v [Bq/kg]

6.2 Chemismus půdy

Od každého ze 6-ti typů půd jsme s kolegy odebrali 25 nádob vzorků a vždy jedna nádoba od jednoho typu půdy byla určena k chemickému rozboru. (Tabulka 6)

Tabulka 6: Chemický rozbor půdy

ID vzorku	pH	Ca	K		Mg		P	Zrnitost							humus
	KCl	Cox	Meh3	Mg3	Mg3	Mg3	Mg3	<0,001 mm	<0,01 mm	<0,05 mm	0,01-0,05	0,05-0,25	0,25-2,0		
			mg/kg suš.	mg/kg suš.	mg/kg suš.	mg/kg suš.	mg/kg suš.	%	%	%	%	%	%	%	
DU hnědozem	7,11	0,88	5861	118	178	25	19,7	32,8	56,7	23,9	31,3	12,0	1,52		

Vysvětlivky:

ID vzorku - je typ půdy odebraný v lokalitách Dukovany (DU) nebo Temelín (TE)

pH KCl - měření kyselosti půdy

Cox - oxidovatelný uhlík půdní organické hmoty udaný v procentech

Meh 3: stanovení přijatelných živin metodou Mehlich III metoda AAS – plamenová atomizace umožňující měření koncentrací. Prvky Ca, K, Mg a P udány v mg/kg sušiny

Zrnitost: fyzikální vlastnost půdy, rozčlenění vzorku půdy podle velikosti zrn v milimetrech a vyjádřena v procentech

Humus: nejúrodnější část půdy složená z odumřelých organických látek rostlinného a živočišného původu vyjádřena v procentech

6.3 Plošná aktivita

Do 16-ti vzorků půdy hnědozem přidali kolegové aktivitu radionuklidů ^{134}Cs a ^{85}Sr (Tabulka 7). Aktivitu jsem přepočítal na plošnou aktivitu jednotlivých vzorků půdy a následně přepočítal i ke dni sklizně. Veličinou plošná aktivita popisují kontaminaci povrchu půdy. Plošná aktivita stroncia ke dni sklizně salátu v půdě hnědozem se pohybovala od 48,21 kBq/m² do 49,16 kBq/m². Plošná aktivita cesia ke dni sklizně salátu byla od 140,36 kBq/m² do 143,12 kBq/m². Plošná aktivita stroncia ke dni sklizně cibule byla od 22,86 kBq/m² do 23,30 kBq/m². Plošná aktivita cesia ke dni sklizně cibule byla od 131,61 kBq/m² do 134,20 kBq/m². Plošná aktivita stroncia ke dni sklizně ředkviček byla od 12,45 kBq/m² do 12,69 kBq/m². Plošná aktivita cesia ke dni sklizně ředkviček byla 124,89 kBq/m² do 127,35 kBq/m².

Tabulka 7: Přepočtená plošná aktivita ke dni sklizně rostlin v [kBq/m²]

Ošetření	Aktivita Sr 85 kBq	Aktivita Cs 134 kBq	Plošná aktivita na plochu květináče Sr 85 kBq/m ²	Plošná aktivita na plochu květináče Cs 134 kBq/m ²	Plošná aktivita přepočtená ke sklizni salát Sr 85 kBq/m ²	Plošná aktivita přepočtená ke sklizni salát Cs 134 kBq/m ²	Plošná aktivita přepočtená ke sklizni cibule Sr 85 kBq/m ²	Plošná aktivita přepočtená ke sklizni cibule Cs 134 kBq/m ²	Plošná aktivita přepočtená ke sklizni ředkvičky Sr 85 kBq/m ²	Plošná aktivita přepočtená ke sklizni ředkvičky Cs 134 kBq/m ²
K + Cs	5,88	8,09	110,81	152,32	48,75	141,91	23,11	133,07	12,58	126,28
K + Cs	5,85	8,04	110,14	151,41	48,46	141,06	22,97	132,27	12,51	125,52
K + Cs	5,85	8,04	110,09	151,33	48,43	140,99	22,96	132,21	12,50	125,46
K + Cs	5,88	8,08	110,75	152,25	48,72	141,84	23,10	133,00	12,58	126,21
K + Cs	5,88	8,09	110,81	152,32	48,75	141,91	23,11	133,07	12,58	126,28
K + Cs	5,88	8,09	110,81	152,32	48,75	141,91	23,11	133,07	12,58	126,28
K + Cs	5,91	8,12	111,30	153,01	48,97	142,55	23,21	133,67	12,64	126,84
K + Cs	5,82	8,00	109,59	150,65	48,21	140,36	22,86	131,61	12,45	124,89
Cs	5,87	8,07	110,53	151,94	48,63	141,56	23,05	132,74	12,55	125,96
Cs	5,90	8,10	111,03	152,63	48,85	142,20	23,15	133,33	12,61	126,53
Cs	5,88	8,08	110,75	152,25	48,72	141,84	23,10	133,00	12,58	126,21
Cs	5,93	8,16	111,75	153,61	49,16	143,12	23,30	134,20	12,69	127,35
Cs	5,89	8,10	110,97	152,55	48,82	142,13	23,14	133,27	12,60	126,46
Cs	5,87	8,07	110,59	152,02	48,65	141,63	23,06	132,80	12,56	126,02
Cs	5,92	8,14	111,53	153,31	49,06	142,83	23,26	133,93	12,66	127,09
Cs	5,88	8,08	110,70	152,17	48,70	141,77	23,09	132,94	12,57	126,15

Vysvětlivky:

Ošetření: K + Cs je přidaná aktivita radionuklidů do půdy, vždy když byla přídána aktivita, tak to bylo i s radionuklidem stroncia ^{85}Sr

Cs je přidaná aktivita radionuklidu cesia ^{134}Cs a opět byla přídána i aktivita Sr^{85}

Aktivita Sr 85 je hmotnostní aktivita v kBq přídána do vzorku půdy

Aktivita Cs 134 je hmotnostní aktivita v kBq přídána do vzorku půdy

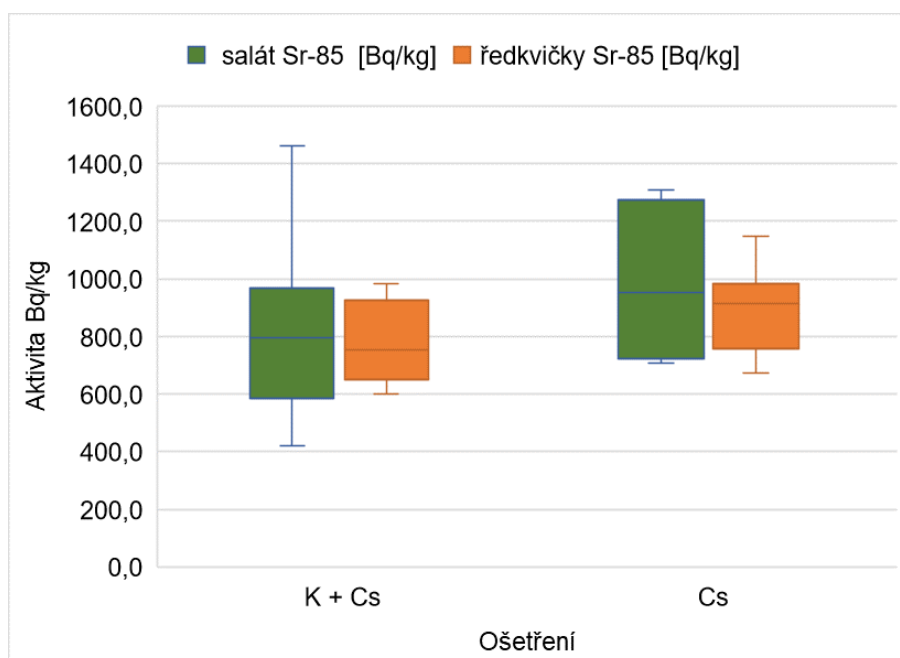
Plošná aktivita Sr 85 je přepočtená aktivita na plochu nádoby s experimentálními rostlinami (plocha nádoby je 531cm²), Aktivita je udána v kBq/m²

Plošná aktivita Cs 134 je přepočtená aktivita na plochu nádoby s experimentálními rostlinami (plocha nádoby je 531cm²), Aktivita je udána v kBq/m²

Plošná aktivita přepočtená ke sklizni je hodnota v kBq/m² u které je zohledněna doba růstu jednotlivých rostlin do doby sklizně.

6.4 Porovnání aktivit

Porovnáním aktivity stroncia a cesia ve dvou druzích rostlin jsem získal představu o čerpaném množství aktivit z půdy do rostliny. U salátu se projevil vliv přidaného draslíku do půdy tím, že byl snížený přestup aktivity ^{85}Sr do rostliny. Průměrná hodnota aktivity stroncia v rostlinách salátu s ošetřením K + Cs byla 822 Bq/kg oproti průměrné hodnotě aktivity stroncia s ošetřením Cs, kde to bylo 988,9 Bq/kg. Vliv draslíku na omezení přestupu aktivity stroncia do ředkviček již nebyl tak veliký, průměrná hodnota přestupu aktivity u ošetření K + Cs byla 774,9 Bq/kg a u ošetření s Cs byla průměrná hodnota 892,7 Bq/kg. U rostlin salátu je patrný vliv přidaného draslíku. Omezuje transfer stroncia do rostliny.



Obrázek 13: Krabicový graf - porovnání aktivity stroncia v salátu a ředkvičkách

Tabulka 8: Popisná statistika aktivity stroncia v salátu a ředkvičkách [Bq/kg]

Aktivita Sr-85 [Bq/kg]				
Ošetření	K + Cs		Cs	
Plodina	salát	ředkvička	salát	ředkvička
Počet	8	8	8	8
Aritmetický průměr	822,0	774,9	988,9	892,7
Směr. odchylka	319,1	141,0	263,4	150,8
Medián	795,8	752,2	951,6	915,2
Minimum	421,8	602,0	707,9	674,6
Maximum	1461,7	982,4	1310,0	1150,0
Rozdíl max-min	1039,9	380,4	602,1	475,4

Vysvětlivky:

Aktivita Sr-85 je obsah radionuklidu stroncia v rostlinách salátu a ředkviček v Bq/kg

Ošetření: K + Cs je přidaná aktivita radionuklidů do půdy, vždy když byla přidána aktivita, tak to bylo i s radionuklidem stroncia ⁸⁵Sr

Plodina – experimentální rostlina pěstovaná ve vzorku půdy

Počet – množství vzorků půdy pro pěstování jednotlivých druhů rostlin

Aritmetický průměr – průměrná hodnota naměřené aktivity v rostlině

Směrodatná odchylka - určuje, jak moc jsou odchýleny hodnoty od průměrných hodnot

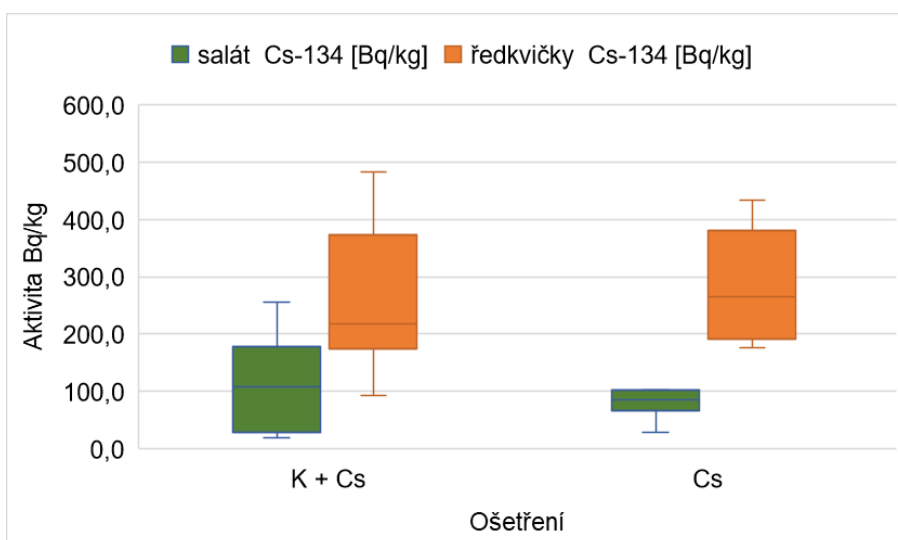
Medián - je střední hodnota výběru hodnot

Minimum – nejnižší naměřená hodnota

Maximum – nejvyšší naměřená hodnota

Rozdíl max – min – minimální hodnota odečtená od maximální

Druhou porovnávanou aktivitou je aktivita cesia opět v rostlinách salátu a ředkviček. Rostliny salátu pěstované na půdě s ošetřením K + Cs vykazovaly vyšší hodnoty aktivity cesia než rostliny pěstované na půdě s ošetřením Cs. Průměrná hodnota aktivity cesia v rostlinách salátu pěstovaných na půdě s Ošetřením K + Cs byla 110,4 Bq/kg. Průměrná hodnota aktivity cesia u rostlin salátu pěstovaných na půdě s ošetřením Cs byla 156,9 Bq/kg. Pro rostliny ředkviček byl vliv přidaného draslíku nevýznamný, protože průměrná hodnota aktivity cesia u rostlin ředkviček pěstovaných na půdě s ošetřením K + Cs byla 263,1 Bq/kg a u rostlin pěstovaných na půdě s ošetřením Cs byla průměrná aktivita cesia 282,3 Bq/kg.



Obrázek 14: Porovnání aktivity cesia v salátu a ředkvičkách v [Bq/kg]

Tabulka 9: Popisná statistika aktivity cesia v salátu a ředkvičkách

Aktivita Cs-134 [Bq/kg]				
Ošetření	K + Cs		Cs	
Plodina	salát	ředkvička	salát	ředkvička
Počet	8	8	8	8
Aritmetický průměr	110,4	263,1	156,9	282,3
Směr. odchylka	85,2	132,3	230,0	100,0
Medián	107,5	218,6	84,8	264,7
Minimum	19,1	92,9	27,7	176,0
Maximum	255,0	481,8	723,1	433,1
Rozdíl max-min	236,0	388,9	695,4	257,1

Vysvětlivky:

Aktivita Cs – 134 je obsah radionuklidu cesia v rostlinách salátu a ředkviček v Bq/kg

Ošetření: K + Cs je přidaná aktivita radionuklidů do půdy, vždy když byla přidána aktivita, tak to bylo i s radionuklidem stroncia ⁸⁵Sr

Plodina – experimentální rostlina pěstovaná ve vzorku půdy

Počet – množství vzorků půdy pro pěstování jednotlivých druhů rostlin

Aritmetický průměr – průměrná hodnota naměřené aktivity v rostlině

Směrodatná odchylka - určuje, jak moc jsou odchýleny hodnoty od průměrných hodnot

Medián - je střední hodnota výběru hodnot

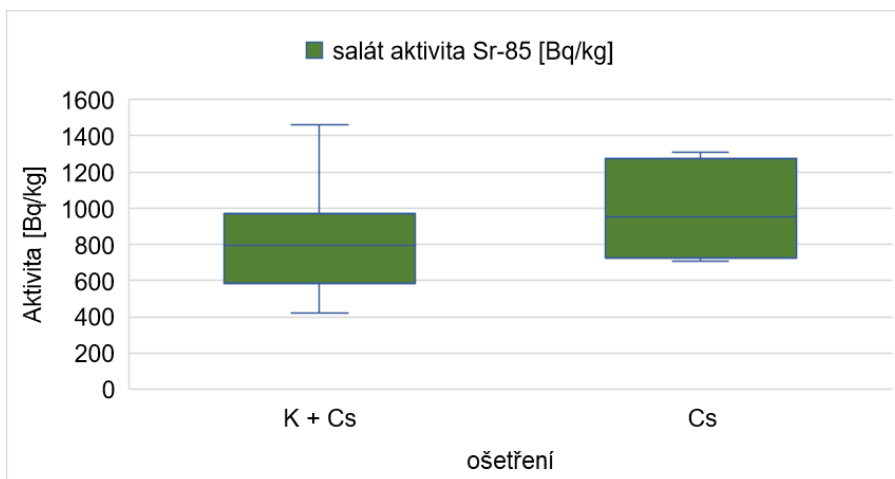
Minimum – nejnižší naměřená hodnota

Maximum – nejvyšší naměřená hodnota

Rozdíl max – min – minimální hodnota odečtená od maximální

6.5 Porovnání dat dvou souborů

Porovnáním dat dvou souborů je patrné, že u salátu, který byl ošetřen draslíkem je nižší aktivita stroncia v sušině. Vliv přidaného draslíku, jako omezujícího faktoru pro transfer aktivity stroncia do rostlin salátu může být správnou cestou pro pěstování v případě jaderné havárie. Průměrná aktivita stroncia v rostlinách salátu pěstovaných na půdě s ošetřením K + Cs byla 822,0 Bq/kg a u půd s ošetřením Cs to bylo 988,9 Bq/kg.



Obrázek 15: Porovnání aktivity stroncia v salátu podle ošetření [Bq/kg]

Tabulka 10: Popisná statistika aktivity stroncia v salátu podle ošetření

Aktivita Sr-85		
Ošetření	K + Cs	Cs
Plodina	salát	salát
Počet	8	8
Aritmetický průměr	822,0	988,9
Směr. Odchylka	319,1	263,4
Medián	795,8	951,6
Minimum	432	708
Maximum	1462	1310
Rozdíl max-min	1039,9	602,1

Vysvětlivky:

Aktivita Sr-85 je obsah radionuklidu stroncia v rostlinách salátu v Bq/kg

Ošetření: K + Cs je přidaná aktivita radionuklidů do půdy, vždy když byla přidána aktivita, tak to bylo i s radionuklidem stroncia ⁸⁵Sr

Plodina – experimentální rostlina pěstovaná ve vzorku půdy

Počet – množství vzorků půdy pro pěstování jednotlivých druhů rostlin

Aritmetický průměr – průměrná hodnota naměřené aktivity v rostlině

Směrodatná odchylka - určuje, jak moc jsou odchýleny hodnoty od průměrných hodnot

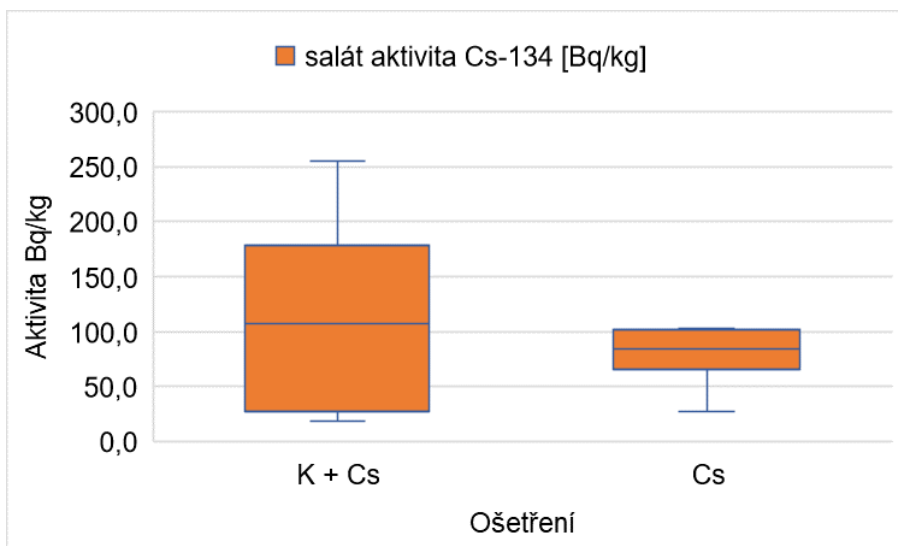
Medián - je střední hodnota výběru hodnot

Minimum – nejnižší naměřená hodnota

Maximum – nejvyšší naměřená hodnota

Rozdíl max – min – minimální hodnota odečtená od maximální

Aktivita cesia v sušině salátu byla vyšší ve vzorcích s ošetřením draslíkem, zřejmě z důvodu vyššího přísunu živin. Průměrná hodnota aktivity cesia v rostlinách salátu pěstovaných na půdě s ošetřením K + Cs byla 110,4 Bq/kg. Paradoxně průměrná hodnota aktivity cesia v rostlinách salátu pěstovaných na půdě s ošetřením Cs byla 156,9 Bq/kg. Ačkoli ošetření Cs vykazuje vyšší průměrnou hodnotu aktivity v rostlinách salátu než u ošetření K + Cs, musíme zde udělat posouzení podle hodnot mediánu. Zvýšený průměr je z důvodu vysoké naměřené hodnoty u jednoho vzorku. Při porovnání hodnot mediánu je již patrné, že aktivita cesia v rostlinách salátu pěstovaných na půdě s ošetřením K + Cs byla 264,7 Bq/kg a u rostlin pěstovaných na půdě s ošetřením Cs byla hodnota aktivity cesia 84,8 Bq/kg.



Obrázek 16: Porovnání aktivity cesia v salátu podle ošetření [Bq/kg]

Tabulka 11: Popisná statistika aktivity cesia v salátu podle ošetření

Aktivita Cs-134 [Bq/kg]		
Ošetření	K + Cs	Cs
Plodina	salát	salát
Počet	8	8
Aritmetický průměr	110,4	156,9
Směr. odchylka	85,2	230,0
Medián	264,7	84,8
Minimum	19,1	27,7
Maximum	255,0	723,1
Rozdíl max-min	236,0	695,4

Vysvětlivky:

Aktivita Cs – 134 je obsah radionuklidu cesia v rostlinách salátu a ředkviček v Bq/kg

Ošetření: K + Cs je přidaná aktivita radionuklidů do půdy, vždy když byla přidána aktivita, tak to bylo i s radionuklidem stroncia ⁸⁵Sr

Plodina – experimentální rostlina pěstovaná ve vzorku půdy

Počet – množství vzorků půdy pro pěstování jednotlivých druhů rostlin

Aritmetický průměr – průměrná hodnota naměřené aktivity v rostlině

Směrodatná odchylka - určuje, jak moc jsou odchýleny hodnoty od průměrných hodnot

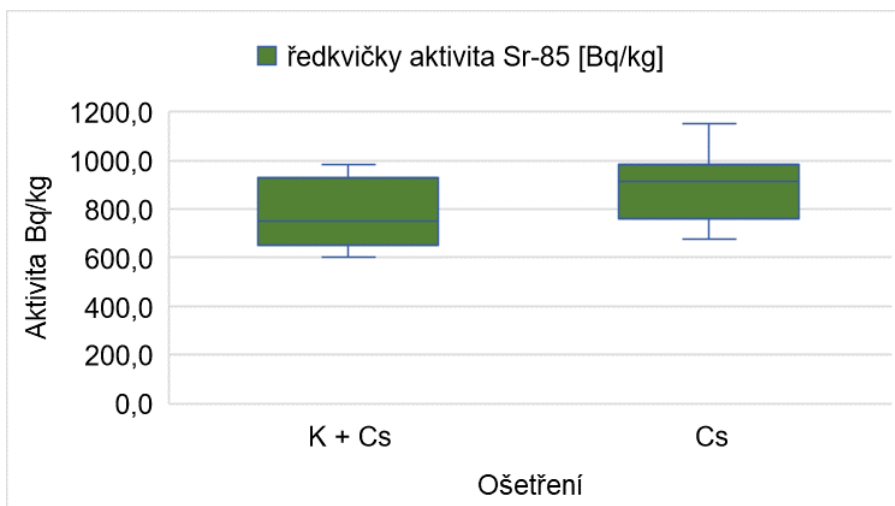
Medián - je střední hodnota výběru hodnot

Minimum – nejnižší naměřená hodnota

Maximum – nejvyšší naměřená hodnota

Rozdíl max – min – minimální hodnota odečtená od maximální

Průměrná aktivita stroncia v ředkvičkách pěstovaných na půdě s ošetřením K + Cs byla 774,9 Bq/kg, průměrná aktivita stroncia u ředkviček pěstovaných na půdě s ošetřením Cs byla 892,7 Bq/kg. Průměrné hodnoty aktivity stroncia v ředkvičkách jsou sice cca o 100 Bq/kg nižší než u rostlin salátu, ale to by mohlo být způsobeno špatným zdravotním stavem rostlin. Přidaný draslík opět zde působil jako omezující faktor transferového koeficientu. Rozdíl u průměrné aktivity stroncia v ředkvičkách pěstovaných na půdě s ošetřením K + Cs a Cs byl 117,8 Bq/kg.



Obrázek 17: Porovnání aktivity stroncia v ředkvičkách podle ošetření [Bq/kg]

Tabulka 12: Popisná statistika aktivity stroncia v ředkvičkách podle ošetření

Aktivita Sr-85		
Ošetření	K + Cs	Cs
Plodina	ředkvičky	ředkvičky
Počet	8	8
Aritmetický průměr	774,9	892,7
Směr. odchylka	141,0	150,8
Medián	752,2	915,2
Minimum	602,0	674,6
Maximum	982,4	1150,0
Rozdíl max-min	380,4	475,4

Vysvětlivky:

Aktivita Sr-85 je obsah radionuklidu stroncia v rostlinách ředkviček v Bq/kg

Ošetření: K + Cs je přidaná aktivita radionuklidů do půdy, vždy když byla přidána aktivita, tak to bylo i s radionuklidem stroncia ⁸⁵Sr

Plodina – experimentální rostlina pěstovaná ve vzorku půdy

Počet – množství vzorků půdy pro pěstování jednotlivých druhů rostlin

Aritmetický průměr – průměrná hodnota naměřené aktivity v rostlině

Směrodatná odchylka - určuje, jak moc jsou odchýleny hodnoty od průměrných hodnot

Medián - je střední hodnota výběru hodnot

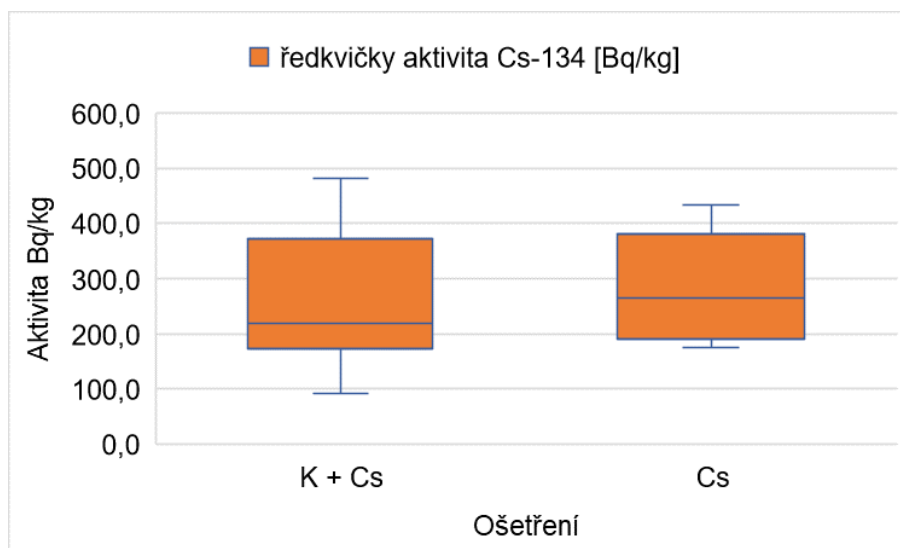
Minimum – nejnižší naměřená hodnota

Maximum – nejvyšší naměřená hodnota

Rozdíl max – min – minimální hodnota odečtená od maximální

Průměrná aktivita cesia v rostlinách ředkviček pěstovaných na půdě s ošetřením K + Cs byla 263,1 Bq/kg, průměrná aktivita v rostlinách ředkviček pěstovaných na půdě s ošetřením Cs byla 282,3 Bq/kg. Rozdíl u průměrných aktivit cesia v rostlinách pěstovaných na půdách s ošetřením K + Cs a Cs byl pouhých 19,2 Bq/kg. Vliv

přidaného draslíku k omezení transferu aktivity cesia z půdy do rostliny byl nevýznamný.



Obrázek 18: Porovnání aktivity cesia v ředkvičkách podle ošetření [Bq/kg]

Tabulka 13. Popisná statistika porovnání aktivity cesia v ředkvičkách podle ošetření

Aktivita Cs-134		
Ošetření	K + Cs	Cs
Plodina	ředkvičky	ředkvičky
Počet	8	8
Aritmetický průměr	263,1	282,3
Směr. odchylka	132,3	100,0
Medián	218,6	264,7
Minimum	92,9	176,0
Maximum	481,8	433,1
Rozdíl max-min	388,9	257,1

Vysvětlivky:

Aktivita Cs – 134 je obsah radionuklidu cesia v rostlinách ředkviček v Bq/kg

Ošetření: K + Cs je přidaná aktivita radionuklidů do půdy, vždy když byla přidána aktivita, tak to bylo i s radionuklidem stroncia ⁸⁵Sr

Plodina – experimentální rostlina pěstovaná ve vzorku půdy

Počet – množství vzorků půdy pro pěstování jednotlivých druhů rostlin

Aritmetický průměr – průměrná hodnota naměřené aktivity v rostlině

Směrodatná odchylka - určuje, jak moc jsou odchýleny hodnoty od průměrných hodnot

Medián - je střední hodnota výběru hodnot

Minimum – nejnižší naměřená hodnota

Maximum – nejvyšší naměřená hodnota

Rozdíl max – min – minimální hodnota odečtená od maximální

6.6 Transferový koeficient

Transferový koeficient (TK) pro stroncium z půdy do rostliny salátu byl od $8,75E-03$ [Bq/kg]/[Bq/m²] do $3,00E-02$ [Bq/kg]/[Bq/m²]. TK pro cesium z půdy do rostliny salátu byl od $1,34E-04$ [Bq/kg]/[Bq/m²] do $5,10E-03$ [Bq/kg]/[Bq/m²]. Rozmezí TK pro stroncium a cesium je uvedeno pro oba druhy ošetření půd (K + Cs a Cs). Hodnoty transferového koeficientu stroncia pro ošetření K + Cs byly v rozmezí od $8,75E-03$ [Bq/kg]/[Bq/m²] až po $3,0E-02$ [Bq/kg]/[Bq/m²]. Průměrná hodnota transferového koeficientu stroncia pro ošetření K + Cs je $1,69E-02$ [Bq/kg]/[Bq/m²]. Hodnoty transferového koeficientu stroncia pro ošetření Cs byly v rozmezí $1,46E-02$ [Bq/kg]/[Bq/m²] až po $2,69E-02$ [Bq/kg]/[Bq/m²]. Průměrná hodnota transferového koeficientu stroncia pro ošetření Cs je $2,02E-02$ [Bq/kg]/[Bq/m²].

Transferový koeficient do rostlin salátu pro cesium u půd s ošetřením K + Cs byl v rozmezí od $1,34E-04$ [Bq/kg]/[Bq/m²] do $1,81E-03$ [Bq/kg]/[Bq/m²]. Průměrná hodnota transferového koeficientu cesia pro půdu s ošetřením K + Cs do rostlin salátu je $7,80E-04$ [Bq/kg]/[Bq/m²]. Transferový koeficient do rostlin salátu pro cesium u půd s ošetřením Cs byl v rozmezí od $1,96E-04$ [Bq/kg]/[Bq/m²] do $5,10E-03$ [Bq/kg]/[Bq/m²]. Průměrná hodnota transferového koeficientu cesia pro půdu s ošetřením Cs je $1,10E-03$ [Bq/kg]/[Bq/m²].

Tabulka 14: Transferový koeficient stroncia a cesia do rostlin salátu

Vzorek	Aktivita Sr-85 na hmotnost sušiny salátu	Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádoby	Transferový koeficient (TK) pro Sr-85	Aktivita Cs-134 na hmotnost sušiny salátu	Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádoby	Transferový koeficient (TK) pro Cs-134
	[Bq/kg suš.]	[Bq/m ²]	[Bq/kg]/[Bq/m ²]	[Bq/kg suš.]	[Bq/m ²]	[Bq/kg]/[Bq/m ²]
DU hnědozem 9	9,93E+02	4,87E+04	2,04E-02	1,47E+02	1,42E+05	1,04E-03
DU hnědozem 10	7,24E+02	4,85E+04	1,49E-02	8,87E+01	1,41E+05	6,29E-04
DU hnědozem 11	8,68E+02	4,84E+04	1,79E-02	2,55E+02	1,41E+05	1,81E-03
DU hnědozem 12	6,46E+02	4,87E+04	1,33E-02	3,20E+01	1,42E+05	2,25E-04
DU hnědozem 13	8,96E+02	4,87E+04	1,84E-02	1,26E+02	1,42E+05	8,91E-04
DU hnědozem 14	1,46E+03	4,87E+04	3,00E-02	1,89E+02	1,42E+05	1,33E-03
DU hnědozem 15	5,65E+02	4,90E+04	1,15E-02	1,91E+01	1,43E+05	1,34E-04
DU hnědozem 16	4,22E+02	4,82E+04	8,75E-03	2,60E+01	1,40E+05	1,86E-04
DU hnědozem 17	7,08E+02	4,86E+04	1,46E-02	2,77E+01	1,42E+05	1,96E-04
DU hnědozem 18	9,93E+02	4,88E+04	2,03E-02	6,52E+01	1,42E+05	4,58E-04
DU hnědozem 19	9,11E+02	4,87E+04	1,87E-02	1,03E+02	1,42E+05	7,23E-04
DU hnědozem 20	1,28E+03	4,92E+04	2,60E-02	9,96E+01	1,43E+05	6,96E-04
DU hnědozem 21	1,26E+03	4,88E+04	2,58E-02	8,71E+01	1,42E+05	6,13E-04
DU hnědozem 22	7,27E+02	4,87E+04	1,49E-02	8,25E+01	1,42E+05	5,82E-04
DU hnědozem 23	7,24E+02	4,91E+04	1,47E-02	6,73E+01	1,43E+05	4,71E-04
DU hnědozem 24	1,31E+03	4,87E+04	2,69E-02	7,23E+02	1,42E+05	5,10E-03

Vysvětlivky:

Vzorek – typ půdy hnědozem z havarijní zóny jaderné elektrárny Dukovany

Aktivita Sr-85 na hmotnost sušiny salátu - je obsah radionuklidu stroncia v sušině salátu v Bq/kg sušiny
 Plošná aktivita půdy Ap – aktivita radionuklidů přepočtená na plochu nádoby (531 cm²) a udaná v Bq/m²
 Transferový koeficient (TK) pro Sr – 85 – podíl hodnot plošné aktivity půdy Ap a aktivity Sr – 85 na hmotnost sušiny. Udává se v [Bq/kg]/[Bq/m²]

Transferový koeficient (TK) pro stroncium z půdy do směsného vzorku cibule s ošetřením půdy K + Cs byl 2,22E-02 [Bq/kg]/[Bq/m²] a pro ošetření půdy Cs byl TK 2,72E-02 [Bq/kg]/[Bq/m²]. Rozmezí hodnot není uvedeno z důvodu vytvoření směsného vzorku cibule pro její špatný zdravotní stav.

Transferový koeficient (TK) pro cesium z půdy do směsného vzorku cibule s ošetřením K + Cs byl 3,04E-03 [Bq/kg]/[Bq/m²] a pro ošetření půdy Cs byl TK 3,10E-03 [Bq/kg]/[Bq/m²].

Tabulka 15: Transferový koeficient stroncia a cesia směsného vzorku cibule

Vzorek	Aktivita Sr-85 na hmotnost sušiny cibule	Plošná aktivita půdy A_p přepočítaná na plochu nádoby	Transferový koeficient (TK) pro Sr-85	Aktivita Cs-134 na hmotnost sušiny cibule	Plošná aktivita půdy A_p přepočítaná na plochu nádoby	Transferový koeficient (TK) pro Cs-134
	[Bq/kg suš.]	[Bq/m ²]	[Bq/kg]/[Bq/m ²]	[Bq/kg suš.]	[Bq/m ²]	[Bq/kg]/[Bq/m ²]
DU hnědozem K+Cs	5,11E+02	2,31E+04	2,22E-02	4,03E+02	1,33E+05	3,04E-03
DU hnědozem Cs	6,29E+02	2,31E+04	2,72E-02	4,13E+02	1,33E+05	3,10E-03

Vysvětlivky:

Vzorek – typ půdy hnědozem z havarijní zóny jaderné elektrárny Dukovany

Aktivita Sr-85 na hmotnost sušiny cibule - je obsah radionuklidu stroncia v sušině cibule v Bq/kg sušiny
 Plošná aktivita půdy A_p – aktivita radionuklidů přepočtená na plochu nádoby (531 cm²) a udaná v Bq/m²
 Transferový koeficient (TK) pro Sr – 85 – podíl hodnot plošné aktivity půdy A_p a aktivity Sr – 85 na hmotnost sušiny. Udává se v [Bq/kg]/[Bq/m²]

Transferový koeficient (TK) pro stroncium z půdy do rostlin ředkviček byl od 4,82E-02 [Bq/kg]/[Bq/m²] do 9,13E-02 [Bq/kg]/[Bq/m²]. TK pro cesium z půdy do rostlin ředkviček byl od 7,35E-04 [Bq/kg]/[Bq/m²] do 3,84E-03 [Bq/kg]/[Bq/m²]. Rozmezí TK pro stroncium a cesium je uvedeno pro oba druhy ošetření půd (K + Cs a Cs). Hodnoty transferového koeficientu stroncia do rostlin ředkviček pro ošetření půdy K + Cs byly v rozmezí od 4,82E-02 [Bq/kg]/[Bq/m²] do 7,81E-02 [Bq/kg]/[Bq/m²]. Průměrná hodnota transferového koeficientu stroncia pro ošetření K + Cs je 6,17E-02 [Bq/kg]/[Bq/m²]. Hodnoty transferového koeficientu stroncia pro ošetření Cs byly v rozmezí od 5,36E-02 [Bq/kg]/[Bq/m²] do 9,13E-02 [Bq/kg]/[Bq/m²]. Průměrná hodnota transferového koeficientu stroncia pro ošetření Cs je 7,08E-02 [Bq/kg]/[Bq/m²].

Transferový koeficient (TK) pro cesium z půdy do rostlin ředkviček s ošetřením půdy K + Cs byl od 7,35E-04 [Bq/kg]/[Bq/m²] do 3,84E-03 [Bq/kg]/[Bq/m²]. Průměrná hodnota transferového koeficientu cesia pro ošetření K + Cs je 2,09E-03 [Bq/kg]/[Bq/m²]. Hodnoty transferového koeficientu cesia pro ošetření Cs byly v rozmezí od 5,36E-02 [Bq/kg]/[Bq/m²] do 9,13E-02 [Bq/kg]/[Bq/m²]. Průměrná hodnota transferového koeficientu cesia pro ošetření Cs je 7,08E-02 [Bq/kg]/[Bq/m²].

Tabulka 16: Transferový koeficient stroncia a cesia do rostlin ředkviček

Vzorek	Aktivita Sr-85 na hmotnost sušiny ředkvičky	Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádoby	Transferový koeficient TK	Aktivita Cs-134 na hmotnost sušiny ředkvičky	Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádoby	Transferový koeficient TK
	[Bq/kg suš.]	[Bq/m ²]	[Bq/kg]/[Bq/m ²]	[Bq/kg suš.]	[Bq/m ²]	[Bq/kg]/[Bq/m ²]
DU hnědozem 9	6,42E+02	1,26E+04	5,10E-02	3,75E+02	1,26E+05	2,97E-03
DU hnědozem 10	8,36E+02	1,25E+04	6,68E-02	4,82E+02	1,26E+05	3,84E-03
DU hnědozem 11	6,02E+02	1,25E+04	4,82E-02	1,71E+02	1,25E+05	1,37E-03
DU hnědozem 12	9,82E+02	1,26E+04	7,81E-02	3,68E+02	1,26E+05	2,92E-03
DU hnědozem 13	7,69E+02	1,26E+04	6,11E-02	9,29E+01	1,26E+05	7,35E-04
DU hnědozem 14	7,35E+02	1,26E+04	5,84E-02	2,56E+02	1,26E+05	2,02E-03
DU hnědozem 15	6,76E+02	1,26E+04	5,35E-02	1,82E+02	1,27E+05	1,43E-03
DU hnědozem 16	9,57E+02	1,24E+04	7,69E-02	1,79E+02	1,25E+05	1,43E-03
DU hnědozem 17	8,04E+02	1,26E+04	6,41E-02	1,89E+02	1,26E+05	1,50E-03
DU hnědozem 18	7,43E+02	1,26E+04	5,89E-02	4,33E+02	1,27E+05	3,42E-03
DU hnědozem 19	6,75E+02	1,26E+04	5,36E-02	1,96E+02	1,26E+05	1,55E-03
DU hnědozem 20	9,00E+02	1,27E+04	7,09E-02	2,24E+02	1,27E+05	1,76E-03
DU hnědozem 21	1,15E+03	1,26E+04	9,13E-02	1,76E+02	1,26E+05	1,39E-03
DU hnědozem 22	9,39E+02	1,26E+04	7,48E-02	3,92E+02	1,26E+05	3,11E-03
DU hnědozem 23	9,30E+02	1,27E+04	7,35E-02	3,43E+02	1,27E+05	2,70E-03
DU hnědozem 24	1,00E+03	1,26E+04	7,95E-02	3,06E+02	1,26E+05	2,42E-03

Vysvětlivky:

Vzorek – typ půdy hnědozem z havarijní zóny jaderné elektrárny Dukovany

Aktivita Sr-85 na hmotnost sušiny salátu - je obsah radionuklidu stroncia v sušině salátu v Bq/kg sušiny
 Plošná aktivita půdy Ap – aktivita radionuklidů přepočtená na plochu nádoby (531 cm²) a udaná v Bq/m²
 Transferový koeficient (TK) pro Sr – 85 – podíl hodnot plošné aktivity půdy Ap a aktivity Sr – 85 na hmotnost sušiny. Udává se v [Bq/kg]/[Bq/m²]

7. Diskuze

7.1 Průměrná aktivita v experimentálních rostlinách

Úkolem mé diplomové práce bylo v první fázi odebrat vzorky půdy z havarijní zóny jaderné elektrárny Dukovany. Odebral jsem vzorky jednoho typu půdy nejčastěji zastoupeného pro danou oblast, a to hnědozem modální. Na projektu jsem se podílel s kolegy, kteří v Dukovanech odebrali ještě další dva typy nejčastěji zastoupených půd, kterými jsou kambizem a černozem. Druhá část týmu podílející se na projektu měla za úkol odebrat vzorky typických půd pro oblast jaderné elektrárny Temelín. Jsou jimi kambizem, fluvizem a glej. Do části odebraných vzorků půd jsme přidali radionuklidy cesia (^{134}Cs) a stroncia (^{85}Sr). Na takto připravených půdách jsme začali pěstovat rostliny salátu, cibule a ředkviček. Jednalo se o simulaci havárie jaderné elektrárny za účelem stanovení transferových koeficientů z půdy do rostliny. Takto získanými daty bychom měli být schopni predikovat možnost kontaminace potravního řetězce nebo naopak využití rostlin k fytoremediaci za účelem dekontaminace území. Měřením byl zjištěn přestup radionuklidů z půdy do rostlin. Osm vzorků půdy jsme ošetřili aktivitou $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$ a dalších osm jsme ošetřili aktivitou $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$. Salát pěstovaný na hnědozemi na treatmentu $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$ vykazoval hodnoty stroncia v sušině od 422 Bq/kg do 1462 Bq/kg. Hodnoty aktivity stroncia na treatmentu $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$ v sušině od 708 Bq/kg do 1310 Bq/kg. Aktivita cesia v sušině salátu na treatmentu $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$ byla od 19 Bq/kg do 255 Bq/kg a u treatmentu $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$ byly hodnoty od 28 Bq/kg do 723 Bq/kg. Pro větší přehlednost jsem uvedl pouze průměrné hodnoty aktivity (^{85}Sr) a (^{134}Cs) v sušině salátu u jednotlivých typů půd (Tabulka 17). Hodnoty aktivit (^{85}Sr) a (^{134}Cs) pro půdy kromě hnědozemě jsem získal od kolegů spolupracujících na projektu. Typ půdy DU černozem (Stádníková D., 2021); DU kambizem (Doskočilová V., 2021); TE kambizem (Finkous M., 2021); TE fluvizem (Šestáková K., 2021); TE glej (Kautská V., 2021).

Tabulka 17: Průměrná aktivita v sušině salátu podle jednotlivých typů půd [Bq/kg]

Vzorek	K+Cs	Cs	K+Cs	Cs
	Aktivita Sr-85 [Bq/kg]	Aktivita Sr-85 [Bq/kg]	Aktivita Cs-134 [Bq/kg]	Aktivita Cs-134 [Bq/kg]
DU černozem	725,91	972,58	36,13	62,52
DU hnědozem	821,99	988,91	110,42	156,88
DU kambizem	675,48	822,56	39,34	35,08
TE kambizem	729,46	1139,97	19,98	19,75
TE fluvizem	873,68	818,21	25,92	20,12
TE Glej	704,71	1076,15	18,40	15,13

Vysvětlivky:

Vzorek – typ půdy z havarijní zóny jaderné elektrárny Dukovany (DU) a Temelín (TE)

Aktivita Sr-85 (K + Cs) – je průměrný obsah radionuklidu stroncia v sušině salátu v Bq/kg pro jednotlivý typ půdy s ošetřením (K + Cs)

Aktivita Sr-85 (Cs) – je průměrný obsah radionuklidu stroncia v sušině salátu v Bq/kg pro jednotlivý typ půdy s ošetřením (Cs)

Aktivita Cs-134 (K + Cs) – je průměrný obsah radionuklidu cesia v sušině salátu v Bq/kg pro jednotlivý typ půdy s ošetřením (K + Cs)

Aktivita Cs-134 (Cs) – je průměrný obsah radionuklidu stroncia v sušině salátu v Bq/kg pro jednotlivý typ půdy s ošetřením (Cs)

Z cibule bylo nutné udělat směsný vzorek z důvodu velice špatného zdravotního stavu. Směsné vzorky byly utvořeny z osmi nádob s ošetřením K + Cs a z osmi nádob s ošetřením Cs. Uvedené rozmezí hodnot je aktivita stroncia a cesia naměřená v sušině rostlin pěstovaných v různých typech půd. Aktivita stroncia ve směsném vzorku cibule se pohybovala u treatmentu K + Cs od 462 Bq/kg do 2045 Bq/kg. Nejnižší hodnota aktivity ⁸⁵Sr v treatmentu K + Cs byla naměřena u typu půdy černozem, nejvyšší byla u typu půdy fluvizem. Treatment Cs vykazoval hodnoty stroncia od 373 Bq/kg do 1331 Bq/kg. Nejnižší hodnota byla u typu půdy glej a nejvyšší hodnota u typu půdy fluvizem. Směsný vzorek cibule vykazoval hodnoty cesia u treatmentu K + Cs od 191 Bq/kg do 1319 Bq/kg. Nejnižší hodnota byla u typu půdy Dukovany kambizem a nejvyšší hodnota byla u typu půdy fluvizem. Treatment Cs pro aktivitu cesia se pohyboval od 241 Bq/kg do 747 Bq/kg. Nejnižší hodnota byla naměřena u typu půdy glej a nejvyšší hodnota typu půdy Temelín kambizem (Tabulka 18). Z důvodu malého množství dat nelze udělat jednoznačný závěr, zda cibule je vhodná k pěstování nebo k fytoremediaci v případě havárie jaderné elektrárny. Bude nutné provést ještě další experimenty.

Tabulka 18: Aktivita v sušině smíšeného vzorku cibule podle jednotlivých typů půd [Bq/kg]

Vzorek	Aktivita Sr-85 [Bq/kg]	Aktivita Sr-85 [Bq/kg]	Aktivita Cs-134 [Bq/kg]	Aktivita Cs-134 [Bq/kg]
	K + Cs	Cs	K + Cs	Cs
DU Černozem	462	492	321	391
DU Hnědozem	511	629	403	413
DU kambizem	740	538	191	254
TE kambizem	851	1008	383	747
TE fluvizem	2045	1331	1319	663
TE glej	617	373	575	241

Vysvětlivky:

Vzorek – typ půdy z havarijní zóny jaderné elektrárny Dukovany (DU) a Temelín (TE)

Aktivita Sr-85 (K + Cs) – je průměrný obsah radionuklidu stroncia v sušině cibule v Bq/kg pro jednotlivý typ půdy s ošetřením (K + Cs)

Aktivita Sr-85 (Cs) – je průměrný obsah radionuklidu stroncia v sušině cibule v Bq/kg pro jednotlivý typ půdy s ošetřením (Cs)

Aktivita Cs-134 (K + Cs) – je průměrný obsah radionuklidu cesia v sušině cibule v Bq/kg pro jednotlivý typ půdy s ošetřením (K + Cs)

Aktivita Cs-134 (Cs) – je průměrný obsah radionuklidu stroncia v sušině cibule v Bq/kg pro jednotlivý typ půdy s ošetřením (Cs)

Ředkvičky vykazují velice malé rozdíly příjmu aktivity stroncia a cesia mezi treatmenty (K + Cs a Cs). Přidání draslíku se jeví jako neefektivní pro blokování přestupu aktivity stroncia a cesia do rostliny. Hodnoty příjmu radionuklidů stroncia a cesia však naznačují, že ředkvičky bude vhodnější využít k fytoremediaci.

Tabulka 19: Průměrná aktivita v sušině ředkviček podle jednotlivých typů půd [Bq/kg]

Vzorek	Aktivita Sr-85 [Bq/kg]	Aktivita Sr-85 [Bq/kg]	Aktivita Cs-134 [Bq/kg]	Aktivita Cs-134 [Bq/kg]
	K + Cs	CS	K + Cs	CS
DU černozem	849,45	1016,62	94,80	86,80
DU hnědozem	774,87	892,66	263,13	282,33
DU kambizem	1440,38	1766,38	221,30	158,41
TE kambizem	806,03	967,39	140,52	156,88
TE fluvizem	1003,45	1257,80	153,45	309,13
TE glej	727,29	805,56	269,92	438,33

Vysvětlivky:

Vzorek – typ půdy z havarijní zóny jaderné elektrárny Dukovany (DU) a Temelín (TE)

Aktivita Sr-85 (K + Cs) – je průměrný obsah radionuklidu stroncia v sušině ředkviček v Bq/kg pro jednotlivý typ půdy s ošetřením (K + Cs)

Aktivita Sr-85 (Cs) – je průměrný obsah radionuklidu stroncia v sušině ředkviček v Bq/kg pro jednotlivý typ půdy s ošetřením (Cs)

Aktivita Cs-134 (K + Cs) – je průměrný obsah radionuklidu cesia v sušině ředkviček v Bq/kg pro jednotlivý typ půdy s ošetřením (K + Cs)

Aktivita Cs-134 (Cs) – je průměrný obsah radionuklidu stroncia v sušině ředkviček v Bq/kg pro jednotlivý typ půdy s ošetřením (Cs)

Vyhodnocením dat z poloprovozního experimentu bylo zjištěno, že přidáním draslíku dochází k omezení transferu stroncia (⁸⁵Sr) do rostlin salátu (Djelic et al.,2016) nejnižší aktivitu vykazovaly rostliny pěstované na typu půdy Dukovany kambizem, naopak nejvyšší hodnoty měly rostliny pěstované na půdě Temelín fluvizem. Rostliny salátu pěstované na půdě bez přidání draslíku vykazovaly nejnižší hodnoty aktivity

stroncia (^{85}Sr) Temelín fluvizem a nejvyšší Temelín kambizem. Vliv draslíku na transferový koeficient cesia (^{134}Cs) do rostlin salátu měl opačný efekt než u aktivity stroncia (^{85}Sr). Salát ošetřený draslíkem vykazoval vyšší hodnoty aktivity cesia (^{134}Cs) než rostliny bez přidaného draslíku. Nejnižší aktivita cesia (^{134}Cs) v salátu s přidaným draslíkem byla v rostlině pěstované na půdě Temelín glej a nejvyšší Dukovany hnědozem. Cibule byla hodnocena jako směsný vzorek z důvodu špatného zdravotního stavu, proto srovnání s ostatními pěstovanými rostlinami by nemělo vypovídající hodnotu. Směsný vzorek cibule vykazoval nejnižší hodnoty aktivity stroncia (^{85}Sr) v sušině s přidaným draslíkem pěstovaný na půdě Dukovany černozem a nejvyšší hodnoty na půdě Temelín fluvizem. Nejnižší aktivita stroncia (^{85}Sr) v sušině cibule bez ošetření draslíkem byla z půdy Temelín glej a nejvyšší z půdy Temelín fluvizem. Cesium (^{134}Cs) u cibule s ošetřením draslíku mělo nejnižší hodnoty u půdy Dukovany kambizem a nejvyšší Temelín fluvizem. Pro aktivitu cesia (^{134}Cs) bez ošetření draslíkem byly nejnižší hodnoty v rostlinách pěstovaných na půdě Temelín glej a nejvyšší hodnoty na půdě Temelín kambizem (Tabulka 18).

Poslední pěstovanou plodinou v rámci experimentu byly ředkvičky. U ředkviček se pohybovaly nejnižší hodnoty stroncia (^{85}Sr) s ošetřením draslíkem na půdě Temelín glej a nejvyšší Dukovany kambizem. Hodnoty aktivity stroncia (^{85}Sr) bez ošetření draslíkem v sušině ředkviček byly nejnižší na půdě Temelín glej a nejvyšší na půdě Dukovany kambizem. Aktivita cesia (^{134}Cs) v sušině ředkviček s ošetřením draslíku byla nejnižší na půdě Dukovany černozem a nejvyšší na půdě Temelín glej. Hodnoty aktivity cesia (^{134}Cs) v sušině ředkviček bez ošetření draslíkem byly opět nejnižší na typu půdy Dukovany černozem a nejvyšší Temelín glej (Tabulka 19).

Provádění podobných experimentů jako byl tento napomůže pochopení transferu radionuklidů z půdy do rostliny (Willey N., 2014) a umožní vývoj softwarů predikující situaci možné kontaminace potravního řetězce po havárii jaderné elektrárny. Zásadní vliv na pohyb cesia v půdním profilu mají jílové částice (Missana et al., 2018), dalšími faktory ovlivňujícími transferový koeficient z půdy do rostliny je množství živin v kombinaci s půdním typem (Pecharová et al., 2019). Předpokládá se, že homogenní půda oproti sypké vytváří kolem kořenového systému podmínky ke kumulaci radionuklidů (Casadesus et al. 2008). Ředkvičky z mého projektu tuto teorii potvrzují, hodnoty cesia (^{134}Cs) v sušině byly prokazatelné, což naznačuje hromadění radionuklidů v oblasti kořenového systému (Hamarneh et al., 2016). Posun radionuklidu cesia v půdním profilu směrem dolů je velice pomalý (Suchara et al., 2016). Transferový koeficient v hlinitopísčitých půdách je nižší než v půdách s jílovitými částicemi (Sedukova 2020). Rostliny v raném období růstu akumulují velké

množství radionuklidů (Ganzha et al., 2020), to se potvrdilo u ředkviček pěstovaných v rámci projektu. Ředkvičky vykazují velice dobrou absorpční schopnost radionuklidů stroncia a cesia, proto jsou vhodné k fytoremediaci (Wang et al., 2012). Zvyšování koncentrací radionuklidů v půdě se projeví zvýšenou koncentrací v rostlině (Ishizaki et al., 2014).

Zdravotní stav rostlin nemá vliv na velikost absorpce cesia Cs z půdy (Rinaldi et al., 2017). Opačný efekt, který může nastat je, že cibule (*Allium cepa*) absorbuje listy radionuklidy cesia ze spadu. Absorbované radionuklidy cesia jsou ukládány v cibuli a kořenech, přes které dochází k uvolňování do půdy (Bystrzejewska, Urban, 2014). Kořenový systém cibule má funkci biologické bariéry (Godyaeva et al., 2019). Akumulace radionuklidů stroncia a cesia v listech rostlin má vliv na fluorescenci chlorofylu a tím je negativně ovlivněn jejich růst (Burger et al., 2019). Použitím kombinace mikroorganismů a draselných hnojiv docílíme snížení přenosu radionuklidu cesia do rostlin. Vliv je však rozdílný pro různé druhy rostlin, přenos cesia do ječmene byl nižší oproti salátu (Nikitin et al., 2018).

8. Závěr

Pro práci na projektu MV VI20192022153 jsem odebral s kolegy vzorky půdy z havarijních i rozšířených havarijních zón jaderných elektráren Dukovany a Temelín. Vzorky odebraných nejčastěji zastoupených půd v daných lokalitách jsme převezli na pracoviště SÚRO Hradec Králové. Zde po přípravě vzorků, která spočívala ve vypletí a následné kontaminaci radionuklidy cesia (^{134}Cs) a stroncia (^{85}Sr) jsme provedli experiment pěstování plodin. Kontaminovali jsme pouze 16 z 24 vzorků půdy od každého ze 6-ti typů odebraných vzorků. U osmi vzorků z 16-ti kontaminovaných jsme přidali draslík (K). V připravených nádobách jsme začali pěstovat experimentální rostliny salátu, cibule a ředkviček. Po sklizni byly rostliny usušeny v sušárně při 60°C a následně měřeny na pracovišti radioekologie SÚRO Hradec Králové. Vypočetl jsem transferové koeficienty pro jednotlivé rostliny i pro směsný vzorek cibule. Porovnal jsem hodnoty aktivity stroncia (^{85}Sr) a cesia (^{134}Cs) u jednotlivých rostlin.

Průměrná aktivita stroncia (^{85}Sr) v rostlinách salátu pro hnědozem s ošetřením půdy K + Cs byla 822 Bq/kg, pro ošetření Cs byla 989 Bq/kg. Průměrná aktivita cesia (^{134}Cs) v rostlinách salátu pro hnědozem s ošetřením s ošetřením půdy K + Cs byla 110 Bq/kg, pro ošetření Cs byla 157 Bq/kg.

Průměrná aktivita stroncia (^{85}Sr) směsného vzorku cibule pro hnědozem s ošetřením půdy K + Cs byla 511 Bq/kg, pro ošetření Cs byla 629 Bq/kg. Průměrná aktivita cesia (^{134}Cs) směsného vzorku cibule pro hnědozem s ošetřením K + Cs byla 403 Bq/kg, pro ošetření Cs byla 413 Bq/kg.

Průměrná aktivita stroncia (^{85}Sr) v rostlinách ředkviček pro hnědozem s ošetřením půdy K + Cs byla 775 Bq/kg, pro ošetření Cs byla 893 Bq/kg. Průměrná aktivita cesia (^{134}Cs) v rostlinách ředkviček pro hnědozem s ošetřením K + Cs byla 263 Bq/kg, pro ošetření Cs byla 282 Bq/kg.

9. Literatura

URL1: [cit. 2021.01.26] dostupné z

http://www.portalbozp.cz/wp-content/uploads/2014/09/Prevence-nehod-a-havarii_1.dil_Kapitola-2.pdf

URL2: [cit. 2021.01.30] dostupné z

<https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/zakladni-informace>

Aba, A., Ismaeel, A., & Al-Boloushi, O. (2020). Estimation of radiostrontium, radiocesium and radiobarium transfer from arid soil to plant: A case study from Kuwait. *Nuclear Engineering and Technology*.

Al-Hamarneh, I. F., Alkhomashi, N., Almasoud, F. I. (2016). Study on the radioactivity and soil-to-plant transfer factor of ^{226}Ra , ^{234}U and ^{238}U radionuclides in irrigated farms from the northwestern Saudi Arabia. *Journal of environmental radioactivity*, 160, 1-7.

Beresford, N. A., Fesenko, S., Konoplev, A., Skuterud, L., Smith, J. T., Voigt, G. (2016). Thirty years after the Chernobyl accident: What lessons have we learnt?. *Journal of environmental radioactivity*, 157, 77-89.

Burger, A., 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*, 618, 1459-1485.

Burger, A., Weidinger, M., Adlassnig, W., Puschenreiter, M., Lichtscheidl, I. (2019). Response of *Arabidopsis halleri* to cesium and strontium in hydroponics: extraction potential and effects on morphology and physiology. *Ecotoxicology and environmental safety*, 184, 109625.

Bystrzejewska-Piotrowska, G., Urban, P. L. (2004). Accumulation and translocation of cesium-137 in onion plants (*Allium cepa*). *Environmental and experimental botany*, 51(1), 3-7.

Cook, L. L., Inouye, R. S., McGonigle, T. P. (2009). Evaluation of four grasses for use in phytoremediation of Cs-contaminated arid land soil. *Plant and soil*, 324(1-2), 169-184.

Cosma, C., Iurian, A. R., Incze, R., Kovacs, T., Žunić, Z. S. (2016). The use of tree bark as long term biomonitor of ^{137}Cs deposition. *Journal of environmental radioactivity*, 153, 126-133.

Dahl, S. G., Allain, P., Marie, P. J., Mauras, Y., Boivin, G., Ammann, P., Christiansen, C. (2001). Incorporation and distribution of strontium in bone. *Bone*, 28(4), 446-453.

De Medici, D., Komínková, D., Race, M., Fabbricino, M., Součková, L. (2019). Evaluation of the potential for caesium transfer from contaminated soil to the food chain as a consequence of uptake by edible vegetables. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 171, 558-563.

Dědečková, K., Móciková, H., Belada, D., Janíková, A., Dolečková, M., Malinová, B., Trněný, M. (2013). Postavení radioterapie v léčbě maligních lymfomů – doporučení Kooperativní lymfomové skupiny. *Klinická onkologie*, 26(2).

Djelic, G., Krstic, D., Stajic, J. M., Milenkovic, B., Topuzovic, M., Nikezic, D., Kostic, D. (2016). Transfer factors of natural radionuclides and ¹³⁷Cs from soil to plants used in traditional medicine in central Serbia. *Journal of environmental radioactivity*, 158, 81-88.

Doskočilová V., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu kambizemě (havarijní zóna EDU) – poloprovozní experiment. Diplomová práce. ČZU Praha.

Doyi, I. N. Y., Essumang, D. K., Agyapong, A. K., Asumadu-Sarkodie, S. (2018). Soil-to-cassava transfer of naturally occurring radionuclides from communities along Ghana's oil and gas rich Tano Basin. *Journal of environmental radioactivity*, 182, 138-141.

Evans, R., Collins, A. L., Zhang, Y., Foster, I. D., Boardman, J., Sint, H., Griffith, B. A. (2017). A comparison of conventional and ¹³⁷Cs-based estimates of soil erosion rates on arable and grassland across lowland England and Wales. *Earth-Science Reviews*, 173, 49-64.

Fesenko, S. V., Alexakhin, R. M., Balonov, M. I., Bogdevich, I. M., Howard, B. J., Kashparov, V. A., Zhuchenka, Y. M. (2006). Twenty years' application of agricultural countermeasures following the Chernobyl accident: lessons learned. *Journal of Radiological Protection*, 26(4), 351-359.

Finkous M., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem kambizemě v oblasti ETE a přestupový koeficient do experimentálních rostlin. Diplomová práce. ČZU Praha.

Fiser, J., Novakova, M., Mackova, M., Macek, T. (2010). Preparation of transgenic flax with yeast hiscup gene for increasing heavy metal accumulation. *Journal of Biotechnology*, (150), 256.

Ganzha, C. D., Gudkov, D. I., Ganzha, D. D., Nazarov, A. B. (2020). Accumulation and distribution of radionuclides in higher aquatic plants during the vegetation period. *Journal of Environmental Radioactivity*, 222, 106361.

Godyaeva, M. M., Paramonova, T. A., Kuzmenkova, N. V. (2019, February). Transfer of ¹³⁷Cs into onion (*Allium cepa* L.) under conditions of hydroponic model experiment. In *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* (Vol. 487, No. 1, p. 012015). IOP Publishing.

Horová, A. (2008). Stanovení stroncia v biologickém materiálu pomocí atomové absorpční spektrometrie.

Hu, N., Chen, S., Lang, T., Zhang, H., Chen, W., Li, G., Ding, D. (2020). A novel method for determining the adequate dose of a chelating agent for phytoremediation of radionuclides contaminated soils by *M. cordata*. *Journal of Environmental Radioactivity*, 227, 106468.

Čhlupáč, I., Brzobohatý, R., Kovanda, J., Stráník, Z. (2002). Geologická minulost České republiky. Akademie věd České republiky, Praha.

Ibikunle, S. B., Arogunjo, A. M., Ajayi, O. S. (2019). Characterization of radiation dose and soil-to-plant transfer factor of natural radionuclides in some cities from south-western Nigeria and its effect on man. *Scientific African*, 3, e00062.

Ishizaki, A., Ishii, K., Matsuyama, S., Fujishiro, F., Arai, H., Osada, N., Suzuki, Y. (2014). Concentration of Cs in plants and water resulting from radioactive pollution. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 318, 105-108.

Kašparová, I., Pecharová, E., Zdražil, V. (2018). OPTIMISING THE SAFETY OF CONTAMINATED PLANT BIOMASS MANIPULATION IN CASE OF NUCLEAR POWER PLANT ACCIDENT. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM*, 18(4.1), 47-58.

Kautská Hofmanová V., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem modálních glejů v oblasti ETE a přestupový koeficient do experimentálních rostlin. Diplomová práce. ČZU Praha.

Kholová, K. (2019). Draslík v osmoregulaci rostlin.

Kunzová, E. (2010). Výživa rostlin a hnojení draslíkem. Výzkumný ústav rostlinné výroby.

Lasat, M. M., Fuhrmann, M., Ebbs, S. D., Cornish, J. E., Kochian, L. V. (1998). Phytoremediation of a radiocesium-contaminated soil: Evaluation of cesium-137 bioaccumulation in the shoots of three plant species. *Journal of Environmental Quality*, 27(1), 165-169.

Lozano, R. L., Hernández-Ceballos, M. A., Adame, J. A., Casas-Ruiz, M., Sorribas, M., San Miguel, E. G., Bolívar, J. P. (2011). Radioactive impact of Fukushima accident on the Iberian Peninsula: evolution and plume previous pathway. *Environment international*, 37(7), 1259-1264.

Marie, P. J. (2005). Strontium as therapy for osteoporosis. *Current opinion in pharmacology*, 5(6), 633-636.

Matsunaka, T., Sasa, K., Sueki, K., Takahashi, T., Satou, Y., Matsumura, M., Matsuzaki, H. (2016). Pre-and post-accident ¹²⁹I and ¹³⁷Cs levels, and ¹²⁹I/¹³⁷Cs ratios in soil near the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, Japan. *Journal of environmental radioactivity*, 151, 209-217.

Missana, T., Alonso, U., Fernández, A. M., García-Gutiérrez, M. (2018). Colloidal properties of different smectite clays: Significance for the bentonite barrier erosion and radionuclide transport in radioactive waste repositories. *Applied Geochemistry*, 97, 157-166.

Momoshima, N., Sugihara, S., Ichikawa, R., Yokoyama, H. (2012). Atmospheric radionuclides transported to Fukuoka, Japan remote from the Fukushima Dai-ichi nuclear power complex following the nuclear accident. *Journal of environmental radioactivity*, 111, 28-32.

Nikitin, AN, Cheshyk, IA, Gutseva, GZ, Tankevich, EA, Shintani, M., Okumoto, S. (2018). Dopad účinných mikroorganismů na přenos radioaktivního cesia do salátu a ječmene. *Journal of environmental radioactivity*, 192, 491-497.

Pecharová, E., Drábek, K., Komínková, D., Finkous, M., Finkous, P., Kautská-Hoffmanová, V., Stádníková, D., Šestáková, K., Doskočilová, V., Rulík, P., Borecký, Z., Musil, M. (2019): Design poloprovozního experimentu Technická zpráva k úkolu 1.3., VU MV VI20192022153 Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií. Dílčí zpráva. SURO. Praha.

Pumpanen, J., Ohashi, M., Endo, I., Hari, P., Bäck, J., Kulmala, M., Ohte, N. (2016). ¹³⁷Cs distributions in soil and trees in forest ecosystems after the radioactive fallout—Comparison study between southern Finland and Fukushima, Japan. *Journal of environmental radioactivity*, 161, 73-81.

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

Russell, B. C., Croudace, I. W., Warwick, P. E. (2015). Determination of ¹³⁵Cs and ¹³⁷Cs in environmental samples: a review. *Analytica chimica acta*, 890, 7-20.

Saniewski, M., Zalewska, T. (2016). Atmospheric deposition and riverine load of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs to the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea) in the period 2005–2011. *Journal of environmental radioactivity*, 151, 1-11.

Sato, M., Matsuoka, K., Takase, T., Kobayashi, N. I., Kikunaga, H., Takata, D., Yamaguchi, K. (2019). Vertical migration of ¹³⁷Cs in Japanese orchards after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *The Horticulture Journal*, UTD-006.

Sedukova, V.G. (2020): zdokonalení systému reakce v rostlinné výrobě při radioaktivní kontaminace území"v rámci zadání "optimalizace opatření v rostlinné výrobě na území kontaminovaném v důsledku jaderné havárie. Národní Akademie Věd Běloruska. SVI Ústav radiobiologie NAV Běloruska. Gomel. Bělorusko.

Shcheglov, A. I., Tsvetnova, O. B., Klyashtorin, A. (2014). The fate of Cs-137 in forest soils of Russian Federation and Ukraine contaminated due to the Chernobyl accident. *Journal of Geochemical Exploration*, 142, 75-81.

Schubert, D., Dargusch, R., Raitano, J., Chan, S. W. (2006). Cerium and yttrium oxide nanoparticles are neuroprotective. *Biochemical and biophysical research communications*, 342(1), 86-91.

Snow, M. S., Snyder, D. C. (2016). ¹³⁵Cs/¹³⁷Cs isotopic composition of environmental samples across Europe: environmental transport and source term emission applications. *Journal of environmental radioactivity*, 151, 258-263.

Soudek, P., Tykva, R., Vaněk, T. (2004). Laboratory analyses of ¹³⁷Cs uptake by sunflower, reed and poplar. *Chemosphere*, 55(7), 1081-1087.

Stádníková D., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu černozem (havarijní zóna EDU) - poloprovozní experiment. Diplomová práce. ČZU Praha.

Stanečková, P., Pecharová, E., Stalmachová, B. (2018). The Values Of The Spatial Dose Equivalent Of Gamma Radiation In Selected Localities Of The Moravian–Silesian Region (Czech Republic). *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM*, 18(5.2), 995-1001.

Strebl, F., Gerzabek, M. H., Karg, V., Tataruch, F. (1996). ¹³⁷Cs-migration in soils and its transfer to roe deer in an Austrian forest stand. *Science of the Total Environment*, 181(3), 237-247.

Suchara, I., Sucharová, J., Holá, M., Pilátová, H., Rulík, P. (2016). Long-term retention of ¹³⁷Cs in three forest soil types with different soil properties. *Journal of environmental radioactivity*, 158, 102-113.

Šestáková K., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem fluvizemí v oblasti ETE a přestupový koeficient do experimentálních rostlin. Diplomová práce. ČZU Praha.

Štranc, J., Štranc, P., Štranc, D. (2005) Vodní režim některých půdních typů ve vztahu k nárokům sóji na vodu. Sborník z konference „Perspektivy sóji v ČR“

Tesarova, B., Pecharova, E., Doksanska, T., Skrkal, J. (2018). Pilot Survey Of Soil Contamination 30 Years After Chernobyl. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM*, 18(4.1), 59-64.

Tomášek, M. (2000). Půdy české republiky. Český geologický ústav.

Vacula, J., Komínková, D., Pecharová, E., Doksanská, T., Pechar, L. (2020). Uptake of ¹³³Cs and ¹³⁴Cs by *Ceratophyllum demersum* L. under field and greenhouse conditions. *Science of The Total Environment*, 720, 137292.

Vogel, H. (2007). Rays as weapons. *European journal of radiology*, 63(2), 167-177.

Völkle, H., Murith, C., Surbeck, H. (1989). Fallout from atmospheric bomb tests and releases from nuclear installations. *International Journal of Radiation Applications and Instrumentation. Part C. Radiation Physics and Chemistry*, 34(2), 261-277.

Vopravil J, Khel T, Vrabcová T, Novák P, Novotný I, Hladík J, Vašků Z, Jacko K, Rožnovský J, Janeček M, Vácha R, Pivcová J, Kvítek T, Novák P, Fučík P, Čermák P, Janků J, Pírková I, Papaj V, Banýřová J, 2009: Půda a její hodnocení v ČR. 1.díl. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, vvi, Praha.

Wang, D., Wen, F., Xu, C., Tang, Y., Luo, X. (2012). The uptake of Cs and Sr from soil to radish (*Raphanus sativus* L.)-potential for phytoextraction and remediation of contaminated soils. *Journal of environmental radioactivity*, 110, 78-83.

Wiley, N. J. (2014). Soil to plant transfer of radionuclides: predicting the fate of multiple radioisotopes in plants. *Journal of environmental radioactivity*, 133, 31-34.

Yan, L., Van Le, Q., Sonne, C., Yang, Y., Yang, H., Gu, H., Peng, W. (2020). Phytoremediation of radionuclides in soil, sediments and water. *Journal of Hazardous Materials*, 124771.

Yasunari, T. J., Stohl, A., Hayano, R. S., Burkhart, J. F., Eckhardt, S., Yasunari, T. (2011). Cesium-137 deposition and contamination of Japanese soils due to the Fukushima nuclear accident. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(49), 19530-19534.

Yoshida, S., Muramatsu, Y., Steiner, M., Belli, M., Pasquale, A., Rafferty, B., Zhuchenko, T. (2000, May). Relationship between radiocesium and stable cesium in plants and mushrooms collected from forest ecosystems with different contamination levels. In *Proceedings of the 10th International Congress of the International Radiation Protection Association*. May, Hiroshima P-11-244.

10. Přílohy

Protokolární záznam o odběru vzorku

Průvodní list odběru vzorků

Osoba(y), která provedly odběr vzorků	Finkous Petr, Finkous Miroslav, Věra Kautská Hofmanová, Dita Stádníková, Klára Šestáková, Doskočilová Věra
Vlastník nebo uživatel dotčených pozemků	REDU, spol. s r.o., 675 55 Hrotovice Stanislav Chvátal, 671 73 Dolní Dubňany

Kultura	Orná půda
katastrální území	Dukovany
správní obec	Dukovany
Půdní blok č.	0103/I a 0103/5(630-1170) část
Velikost v ha	2,46 ha, 13,96 ha
Parcelní čísla	357/1,357/2

Označení vzorku: hnědozem modální

Ukazatel	Hodnota	Místní měření Jednotka
Teplota vzduchu	11	°C
Počasí:	Mlha, nízká oblačnost	

datum odběru:	12.10.2019	Čas odběru:	11,30-13,00
Souřadnice odběru:	49,06973N, 16,17968E		
Počet dílčích odběrů	25		
Poznámky	Odběr dle půdního typu, odebráno celkem 25 kýblů zeminy ve vybraném území		

Použité vzorkovací pomůcky: Rýč, lopatka, PVC kýbl 15 l

Schéma odběrového místa



Poznámka k odběru:

Podpis osoby, která provedla odběry: _____

Finkous

PLÁN VZORKOVÁNÍ	
Plán vzorkování vytvořil: Kontakt	Finkous Petr Líny 25, Bukovno 731 295 477
Vzorkování bude provádět:	Finkous Petr, Věra Kautská Hofmanová, Dita Stádníková, Klára Šestáková, Doskočilová Věra, Finkous Miroslav
Účel odběru vzorků	Odběr reprezentativního směsného vzorku zemědělsky obhospodařované tj. orné půdy typu modální hnědozem z oblastí rozšířené ZHP EDU, pro základní vstupní pedologický a chemický rozbor a stanovení obsahu Cs a Sr
Místo odběru:	Katastrální území: Dukovany půdní blok č. 0103/1 a 0103/5(630–1170) část p.č. 357/1 a 357/2
Vzorkovací schéma	Náhodný odběr orné půdy
Vzorkovací schéma na odběrové lokalitě	viz. celková situace se zákresem rozmístění dílčích odběrových míst pro směsný vzorek
typ odběrového zařízení	ryč
Způsob odběru	manuálně
Počet dílčích vzorků na jeden směsný vzorek:	odebráno 25 25-ti litrových nádob půdy
Datum odběru:	12.10.2019
Požadavky na zkoušky v místě odběru vzorku:	Odběr požadovaného množství orné půdy Fotodokumentace
Značení vzorků:	Směsný vzorek bude označen názvem místa Dukovany (DU) a druhem půdy, tj. glej modální hnědozem. Víko bylo označeno shodně se vzorkovnicí, s uvedením souřadnic odběru.
Bezpečnostní opatření:	--
Plánovaná úprava vzorku:	Ponechání v plastových nádobách přes zimní období
Hmotnost směsného vzorku	--
POŽADAVKY NA BALENÍ, KONZERVACI, SKLADOVÁNÍ A DOPRAVU	
Vzorkovnice, plnění:	25-ti litrová plastová nádoba s víkem
Konzervace:	--
Skladování:	normální prostředí
Doprava:	autem
Zkušební laboratoř	Státní ústav radiační ochrany, v. v. i. Bartoškova 1450/28, 140 00 PRAHA 4 – Nusle a Státní ústav radiační ochrany, Piletická 57/15A, 500 03 Hradec Králové
Rozsah požadovaných analýz:	24 pro experiment, jedna pro základní vstupní pedologický a chemický rozbor a stanovení obsahu Cs a Sr
Plán zpracoval: Petr Finkous	Dne: 10.10.2019