

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ



**Pohyb cesia a stroncia půdním profilem kambizemě v oblasti
ETE a přestupový koeficient do experimentálních rostlin.**

Diplomová práce

Vedoucí práce: doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc

Diplomant: Bc. Miroslav Finkous

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Miroslav Finkous

Krajinné inženýrství
Regionální environmentální správa

Název práce

Pohyb cesia a stroncia půdním profilem kambizemě v oblasti ETE a přestupový koeficient do experimentálních rostlin.

Název anglicky

Transport of cesium and strontium by cambisols profile of the NPP area Temelín and transfer coefficient to experimental plants.

Cíle práce

Cílem poloprovozního experimentu je získat data která umožní předpovědět obsah radionuklidů v jednotlivých druzích zemědělských plodin v závislosti na obsahu radionuklidů v půdě – kambizemě v havarijní zóně ETE – se známou charakteristikou (pH, obsah humusu, obsah draslíku a fosforu), přičemž budou vzaty v úvahu i chemická forma radionuklidu a klimatické podmínky růstu bioty. Vzhledem k aplikaci radionuklidů bude poloprovozní experiment realizován na pracovišti SURO v Hradci Králové. Výsledky budou aplikovány na oblast havarijní zóny ETE a rámcově na ČR – oblasti s výskytem kambizemí českého krystalinika.

Metodika

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 fytořemediaci kontaminované půdy s následnou likvidací kontaminované biomasy např. v bioplynové stanici.

V přípravné fázi experimentu bude odebrána půda typu kambizem modální z oblasti rozšířené ZHP ETE, zemědělsky obhospodařované, tj. orné. Proto není potřebné odebrat 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.

Doporučený rozsah práce

40

Klíčová slova

radionuklidy, cesium, stroncium, kambizem modální ,

Doporučené zdroje informací

- De Medici, D., Komínková, D., Race, M., Fabbicino, 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.
- Chamra, S., Schröfel, J., Tylš, V. (2005). *Základy petrografie a regionální geologie ČR*. Vydavatelství ČVUT. Praha.
- 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: Surveying Geology & mining Ecology Management*, 18, 47-58
- Kozak, J. (ed.). (2010). *Soil atlas of the Czech Republic*. Czech University of Life Sciences. Prague.
- 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 poloprovodního 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.
- Pecharová, E., Kašparová, I. (2017). landscape management in the emergency hazard planning zone of the Temelín nuclear power plant: preventive improvement of landscape functions. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management*, 17, 11-17.
- Rinaldi, F., Komínková, D., Berchová, K., Daguene, J., Pecharová, E. (2017). Stable cesium (133Cs) uptake by *Calla palustris* from different substrates. *Ecotoxicology and environmental safety*, 139, 301-307.
- 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.
- Tesarova, B., Pecharova, E., Doksanska, T., Skrkal, J. (2018). pilot survey of soil contamination 30 years after Chernobyl. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management*, 18, 59-64.
- 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.

Předběžný termín obhajoby

2020/21 LS – FŽP

Vedoucí práce

doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 10. 3. 2021

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 11. 3. 2021

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 13. 03. 2021

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou závěrečnou práci na téma: Pohyb ^{134}Cs a ^{85}Sr půdním profilem kambizemě v oblasti ETE a přestupový koeficient do experimentálních rostlin, vypracoval samostatně a citoval/a 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 závěrečnou 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 závěrečné 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 31.3. 2021

.....

Poděkování

Velice rád bych touto cestou poděkoval paní doc. RNDr. Emilii Pecharové CSc. vedoucí diplomové práce za odborné vedení, trpělivost, ochotu a poskytnuté rady a konzultace, které mi věnovala v průběhu zpracování diplomové práce. Mé poděkování patří také pracovníkům Státního ústavu radiační ochrany v Praze a Hradci Králové, kteří se podíleli na experimentu a následném zpracování a vyhodnocení vzorků pro moji práci. Touto cestou bych rád poděkovat kolegům Bc. Věře Doskočilové, Bc. Věře Kaudské Hofmanové DiS., Bc. Ditě Stádníkové, Bc. Kláře Šetákové a Bc. Petru Fikousovi se kterými jsem studoval za jejich podporu při studiích. V neposlední řadě bych rád poděkoval své rodině za jejich podporu a trpělivost při mém studiu.

Abstrakt

Diplomová práce se zabývá pohybem ^{134}Cs a ^{85}Sr půdním profilem kambizemě a přestupovým koeficientem do experimentálních rostlin. Experiment byl prováděn v rámci projektu č. VI20192022153 – Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií. Zdůvodu použití radionuklidů byl projekt prováděn na pracovišti Státního ústavu radiační ochrany v Hradci Králové. Ve venkovním prostoru byly rozmístěny stany a podně byly uloženy květináče s půdou kambizem. Půda byla odebrána v havarijní zóně jaderné elektrárny Temelín. Po rozdělení květináčů do jednotlivých skupin došlo k jejich kontaminaci radionuklidy a k přípravě pro zasetí rostlin. Experimentálními rostlinami byly zvoleny – cibule kuchyňská (*Allium cepa*), locika salátová - salát (*Lactuca sativa*) a ředkev setá - ředkvička (*Raphanus sativus*). Sklizené a ošetřené rostliny byly předány k provedení gamaspektrometrické analýzy a k zjištění aktivity u jednotlivých rostlin. Z výsledků byl stanoven transférový koeficient u jednotlivých experimentálních rostlin pěstovaných na půdě kambizem. Bylo zjištěno, že transférový koeficient ^{85}Sr byl vyšší v rostlinách ředkviček a tranferový koeficient ^{134}Cs byl vyšší v salátu. Moje výsledky byly porovnány s výsledky kolegů, kteří prováděly stejný experiment na dalších typech půd. Všechny půdy použité při experimentu jsou nejvíce rozšířeny v půdách v České republice a zároveň pocházejí z havarijní zóny jaderných elektráren Temelín a Dukovany. Výsledky experimentu byly také porovnány s experimentem provedeným v Bělorosku pod označením “Zdokonalení systému reakce v rostlinné výrobě při radioaktivní kontaminaci území” v rámci zadání “Optimalizace opatření v rostlinné výrobě na území kontaminovaném v důsledku jaderné havárie”.

Klíčová slova: radionuklidy, cesium, stroncium, kambizem modální

Abstract

This master thesis deals with the movement of ^{134}Cs and ^{85}Sr in the soil profile of the cambium and with the transfer coefficient to experimental plants. The experiment was carried out within the project No. VI20192022153 - Optimization of procedures for the implementation of crop production in the area affected by a nuclear accident. Due to the use of radionuclides, the project was carried out at the workplace of the National Radiation Protection Institute in Hradec Králové. Pots with cambis soil were placed under outdoor tents. The soil was gathered in the emergency zone of the Temelín nuclear power plant. After dividing the pots into individual groups, they were contaminated with radionuclides and prepared for plants sowing. The experimental plants were selected as follows: onion (*Allium cepa*), lettuce (*Lactuca sativa*) and radish (*Raphanus sativus*). Harvested and treated plants were submitted for gamma spectrometric analysis and for detection of activity in individual plants. From the results, the transfer coefficient was determined for individual experimental plants grown on cambium soil. It was found that the transfer coefficient of ^{85}Sr was higher in radish plants and the transfer coefficient of ^{134}Cs was higher in lettuce. My results were compared with the results of colleagues who performed the same experiment on other soil types. All types of soil used in the experiment are the most widespread soils in the Czech Republic and samples were collected in the emergency zone of the Temelín and Dukovany nuclear power plants. The results of the experiment were also compared with the experiment carried out in Belarus titled "Improvement of the system of reaction in plant production in case of radioactive contamination of the area" within the assignment "Optimization of measures in plant production in the area contaminated by nuclear accident".

Key words: radionuclides, cesium, strontium, cambisols modal

Obsah

1. Úvod.....	11
2. Cíl práce.....	12
3. Metodika.....	13
3.1 Odběr půdních vzorků.....	13
3.1.1 Pomůcky pro odběr půdních vzorků.....	13
3.2 Experimentální pracoviště.....	15
3.2.1 Příprava stanoviště pro experiment.....	15
3.2.2 Příprava květináčů pro experiment.....	16
3.3 Kontaminace půdy.....	16
3.3.1 Kontaminace půdy v květináčích.....	16
3.3.2 Příprava roztoku pro kontaminaci.....	16
3.3.3 Vybavení pracoviště bez kontaminace.....	17
3.3.4 Vybavení pracoviště s kontaminací.....	18
3.4 Setí experimentálních rostlin.....	20
3.4.1 Rotace květináčů.....	21
3.5 Sklizeň experimentálních rostlin.....	22
3.5.1 Sklizeň rostlin salátu.....	22
3.5.2 Sklizeň rostlin cibule.....	23
3.5.3 Sklizeň rostlin ředkviček.....	24
4. Literární rešerše.....	25
4.1. Zdroje radionuklidů.....	25
4.1.1. Přírodní radionuklidy.....	25
4.1.2. Umělé radionuklidy.....	26
4.2. Vlastnosti vybraných radionuklidů.....	28
4.2.1. Cesium.....	28
4.2.2. Stroncium.....	28
4.2.3. Draslík.....	29
4.3. Obsah radionuklidů v půdě.....	30
4.3.1. Obsah radionuklidů v půdě České republiky.....	30
4.3.2. Obsah radionuklidů v půdě Evropských států.....	30
4.4. Vliv a přestup radionuklidů v potravním řetězci.....	31
4.4.1. Způsob pohybu radionuklidů v půdě.....	31
4.4.2. Přestup mezi půdou a rostlinami.....	32
4.4.3. Přestup mezi živočichy a člověkem.....	32
4.5. Opatření na snížení radionuklidů v půdě.....	33
4.5.1. Agrotechnická opatření.....	33

4.5.2. Fytoremediace.....	33
4.5.3. Biologická sanace.....	35
5. Charakteristika zájmového území.....	37
6. Výsledky.....	39
6.1 Výsledné hodnoty experimentálních rostlin.....	39
7. Diskuze.....	50
7.1 Srovnání výsledků aktivity v salátu.....	50
7.2 Srovnání výsledků aktivity v cibuli.....	53
7.3 Srovnání výsledků aktivity v ředkvičkách.....	55
7.4 Porovnání Transferového koeficientu v salátu.....	57
7.5 Porovnání Transferového koeficientu v cibuli.....	58
7.6 Porovnání Transferového koeficientu v ředkvičkách.....	60
8. Závěr.....	63
9. Přehled literatury.....	64

1. Úvod.

Životní prostředí je tvořeno různými druhy radionuklidů, které mají specifické vlastnosti a během svého poločasu rozpadu uvolňují do prostředí různé druhy záření. To proniká skrz různé druhy materiálů a tím se stává nebezpečné pro živé organismy. V dnešní době je životní prostředí nejvíce kontaminováno díky lidské činnosti. Radionuklidy takto uvolněné do prostředí mívají negativní vliv jak na zdraví člověka, tak i na ostatní živé organismy. Mezi nejrozšířenější radionuklidy patří ^{137}Cs a ^{90}Sr . Ty se do prostředí dostaly buď při testech jaderných zbraní nebo v důsledku havárií jaderných elektráren. V případě havárie jaderné elektrárny dochází k velkému uvolnění různých druhů radionuklidů, které jsou unášeny na velké vzdálenosti vzdušnými proudy a kontaminují jak povrch půdy, tak i nadzemní části rostlin. V životním prostředí se radionuklidy ukládají ve vodě, půdě a jsou obsaženy i ve vzduchu. Přitom působí na organismy přímo z vnějších zdrojů nebo nepřímo a jsou včleňovány do potravního řetězce. Rostliny jsou základem potravního řetězce a je tedy důležité pochopit jejich mechanismy pro přestup a hromadění v těle. Dostupnost radionuklidů v půdě je závislá na chemickém složení půdy a fyzikálních faktorech jako je pH, zpracování půdy, obsah humusu v půdě a půdních organismech. Úkolem experimentu bylo získat data, která budou umožňovat předpovězení radionuklidů obsažených v rostlinách pěstovaných na zasažených půdách. Při znalostech vstupních hodnot, kterými budou obsah radionuklidů v půdě, chemické a fyzikální vlastnosti půdy, s využitím znalostí transferových koeficientů pro rostliny. Tím dokážeme snížit nebo úplně zastavit vztup radionuklidů do potravního řetězce nebo určit rostliny, které lze použít k sanaci postiženého území.

2. Cíl práce.

Cílem poloprovozního experimentu bylo získat data, která umožní předpovědět obsah radionuklidů v jednotlivých druzích zemědělských plodin, V závislosti na obsahu radionuklidů v půdě – kambizemí v havarijní zóně ETE a se známou charakteristikou (pH, obsah humusu, obsah draslíku a fosforu), Přičemž budou vzaty v úvahu i chemické vlastnosti radionuklidu a klimatické podmínky pro růstu bioty. Vzhledem k aplikaci radionuklidů byl poloprovozní experiment realizován na pracovišti Státního Ústavu Radiační Ochrany v Hradci Králové. Výsledky budou aplikovány na oblast havarijní zóny ETE a rámcově na ČR v oblastech s výskytem kambizemí českého krystalinika.

3. Metodika.

Následující postup je určen pro uskutečnění experimentu pohybu ^{134}Cs a ^{85}Sr půdním profilem v poloprovozním experimentu a pro určení přestupového koeficientu do experimentálních rostlin. Z důvodu náročnosti sledování šesti typů půd s různým ošetřením se na experimentu podílela skupina šesti studentů, kteří plnili jednotlivé dílčí cíle. Moje část experimentu se týkala půdy typu kambizem modální v lokalitě rozšířené havarijní zóny jaderné elektrárny Temelín. Experiment byl prováděn na 6 typech půd s využitím tří druhů zemědělských plodin. U každého typu půdy bylo odebráno 25 vzorků, celkem se jednalo o 150 vzorků. Od každého typu byl použit jeden vzorek pro vstupní chemický a pedologický rozbor a stanovení obsahu ^{134}Cs a ^{85}Sr v půdě. Odběr půd byl rozdělen do dvou lokalit, které se nacházely v havarijních zónách jaderné elektrárny Temelín a jaderné elektrárny Dukovany. V oblasti byly vždy vybrány tři typické půdy, jednalo se vždy o zemědělsky obhospodařované plochy. Z tohoto důvodu nebylo možné odebírat půdy po vrstvách. U všech lokalit bylo nutné předem projednat odebrání vzorků půd pro experiment s majiteli nebo hospodařícími subjekty. V lokalitě jaderné elektrárny Temelín byla odebrána kambizem modální, glej modální, fluvizem glejová a u jaderné elektrárny Dukovany byla odebrána kambizem modální, černozem luvická, hnědozem modální. Experimentálními rostlinami byly zvoleny – cibule kuchyňská (*Allium cepa*), locika salátová - salát (*Lactuca sativa*) a ředkev setá - ředkvička (*Raphanus sativus*). Stanovení obsahu ^{85}Sr a ^{134}Cs bylo provedeno pracovníky oddělení spektrometrie ze Státního ústavu radiační ochrany v Praze a Hradci Králové. U tabulek a grafů je uváděno pouze K+Cs, ale vždy se jedná o kontaminaci s přidaným ^{85}Sr , a to i v tabulce, kde je pouze uvedeno Cs. V tabulkách jsou uváděny hodnoty bez horních indexů, zejména proto, že byly takto označovány od počátku experimentu a také z důvodů zjednodušení a zkrácení některých údajů v tabulkách.

3.1 Odběr půdních vzorků.

3.1.1 Pomůcky pro odběr půdních vzorků.

Rýč

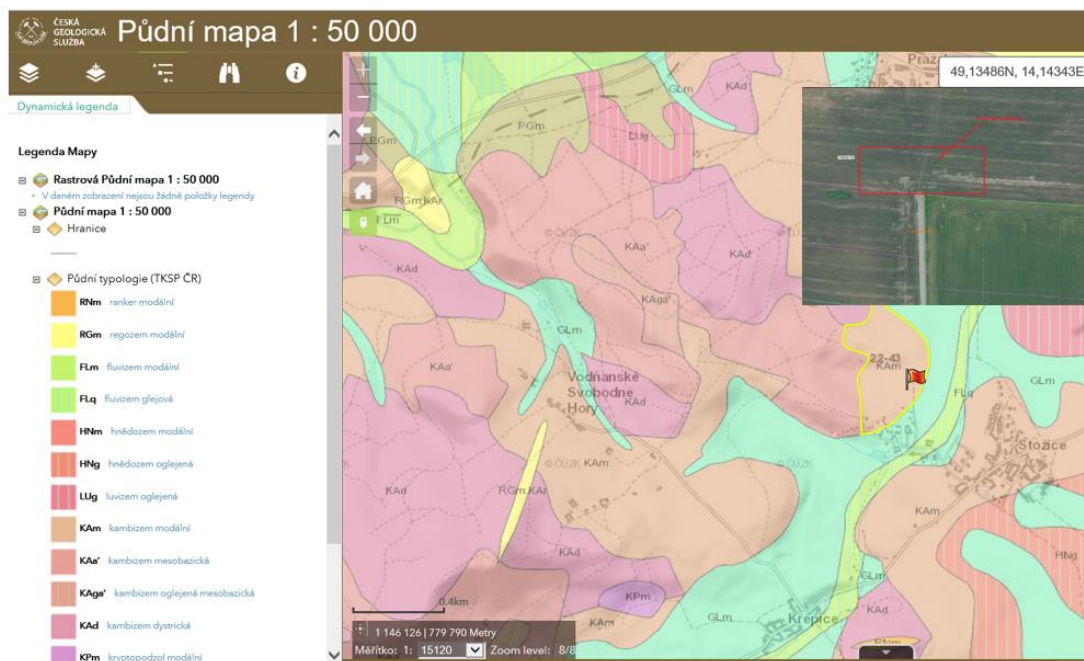
Nádoba na vzorek 25 l (květináč)

Lokátor Garmin GPSmap 76 CSx

Lihový popisovač

Vzorky půdy určené pro experiment byly odebrány u obce Stožice. Obec se nachází v havarijní zóně jaderné elektrárny Temelín. Jedná se o lokalitu, která je intenzivně využívána k zemědělské činnosti. Mnou vybraný pozemek je pole s parcelním číslem

1059 v obci Stožice. Typ půdy na poli je kambizem modální. Na mapě je znázorněn předem vytypovaný půdní blok 7404/15 (Obr. 1).



Obr. 1: Místo odběru půdy kambizem modální (zdroj: URL1)



Obr. 2: Odebírání půdy (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

Odebíraná půda pro experiment byla z intenzivně obdělávané lokality a tak nemohlo dojít k odebírání po vrstvách. Půda byla odebírána rýčem do předem připravených květináčů, ty se plnily cca 8 cm od horního okraje (Obr. 2). Po naplnění byl každý vzorek popsán a zavíčkován (Obr. 3), tím byl

připraven pro naložení do auta (Obr. 4). Během odběru byla prováděna fotodokumentace, dalším krokem také bylo nutné provedení přesného zjištění souřadnic místa odběru. Souřadnice byly zjišťovány pomocí přístroje Garmin GPSmap 76 CSx. Souřadnice byly zapsány do protokolu o odběru vzorků (Příloha1). Naplněné květináče byly naloženy do auta a odvezeny na pracoviště SÚRO v Hradci Králové, sem byly odvezeny vzorky všech půd z lokality Temelín a stejným způsobem bylo postupováno i v případě odběru vzorků v oblasti Dukovan. Při odběru jsme si pomáhali s kolegy z projektu navzájem.



Obr. 3: Popis a uzavření květináčů (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)



Obr. 4: Nakládání do auta (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

3.2 Experimentální pracoviště.

3.2.1 Příprava stanoviště pro experiment.

Pracoviště SÚRO v Hradci Králové bylo vybráno pro umístění experimentu. Na jeho dvoře bylo vybudováno stanoviště pro experiment. Na stanoviště jsme s kolegy nejdříve rozložili netkanou textilii, ta byla použita k vytvoření pevnějšího podkladu, na ní byly rozmístěny palety (Obr. 5), aby nedošlo ke kontaktu mezi květináči a okolním prostředím. Nad takto připravenými pracovišti byly instalovány nůžkové stany. Ty byly použity z důvodu ochrany před deštěm a větrem. Na připravená stanoviště jsme rozmístili vzorky podle zadání experimentu a srovnaly dle typu půdy a místa odběru (Obr. 6).



Obr. 5: Příprava pracoviště (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)



Obr. 6: Připravené vzorky pro experiment (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

Práce na přípravě experimentu probíhaly na podzim roku 2019 a do jara jsme půdní vzorky nechaly sesednout.

3.2.2 Příprava květináčů pro experiment.

Příprava půdy v květináčích byla provedena dne 28. 4. 2020. Z většiny květináčů bylo nutné odstranit vzrostlý plevel (Obr. 7). Půda v nich tvořila velké hroudy, proto bylo



Obr. 7: Pletí květináče (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

nutné zajistit jejich rozmělnění a tím došlo i k nakypření vrchní vrstvy půdy. Nejlepším postupem, jak toho dosáhnout se jevila metoda převrácení půdních vzorků v květináči. Půda v květináčích byla přesypána a tím došlo k přesunu jemnější struktury půdy od dna květináče napovrch. Při tomto procesu byly vyvrtány i tři otvory do dna květináče, aby byl zajištěn odtok přebytečné zálivky. Pod upravené květináče byla umístěna miska pro zachycení případného odtoku přebytečné zálivky a tím se zamezilo nechtěné kontaminaci okolního prostředí.

3.3 Kontaminace půdy.

3.3.1 Kontaminace půdy v květináčích.

Kontaminace byla provedena 5. 5. 2020. Vzorky byly rozděleny do 3 skupin. Květináč má objem 25 l a je naplněn 8 cm od okraje, půda v něm má hmotnost cca 15 kg. 8 květináčů bylo určeno pro pěstování kontrolních rostlin bez kontaminace, ty byly rozděleny na 4 květináče zalité roztokem vody obohacené o draslík a 4 květináče zalité pouze čistou vodou. Dalších 16 květináčů bylo rozděleno také na dvě části. První část 8 květináčů je určeno ke kontaminaci ^{85}SR a ^{134}CS . Druhá část 8 květináčů je pro kontaminaci ^{85}SR a ^{134}CS s přidáním K (draslík). 1 květináč byl určen pro půdní a chemický rozbor. Celý proces byl rozdělen na dvě části. Jednalo se o prostor bez kontaminace a prostor kde probíhala kontaminace.

3.3.2 Příprava roztoku pro kontaminaci.

Pomůcky: váha (do 30 kg), kapátko, folie o rozměru 30x30 cm, táč na odkládání barelu, plastový pytel na kontaminovaný odpad, jednorázové rukavice, papírové utěrky, plastové míchadlo, nádoba na dolívání vody 2 l, plastový barel 25 l.

Roztok byl připraven pracovníky SÚRO v den kontaminace květináčů a jeho celkový objem byl stanoven na 21 l. Při spotřebě 200 ml na jeden květináč (Tabulka č. 1.). Na kontaminační pracoviště byla umístěna váha, kterou bylo nutné přikrýt fólií, na ni byl

umístěn barel s víčkem. Následně došlo k vynulování váhy, do barelu byla nalita voda cca 10 l. Kontaminace vody v barelu proběhla pomocí kapátka. Kapátko bylo vypláchnuto ve vodě a voda byla přidána do namíchaného roztoku. Opláchnuté kapátko bylo vloženo do sáčku a došlo ke změření zbytkové aktivity. Uzavřený barel byl třepáním promíchán. Následně byl umístěn na váhu a jeho objem byl dolitím vody zvýšen na 21 l. Celková hmotnost roztoku a barelu s víčkem byla zaznamenána. Do druhého barelu o objemu 15 l byla namíchána draselná sůl s vodou. Roztok byl namíchán prof. RNDr. Danou Komínkovou, Ph.D.(FŽP ČZU). Hmotnost namíchaného roztoku byla také zaznamenána.

Tabulka č. 1: Aktivita ke kontaminaci (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

	Sr 85	Cs 134
Poločas rozpadu (dny)	65	754
Datum přípravy etalonů	28.02.2020	28.02.2020
Datum kontaminace půdy	05.05.2020	05.05.2020
Aktivita	kBq	kBq
Celkem k 28.2. 2020	1259,1	901
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	08,1
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	111,3

3.3.3 Vybavení pracoviště bez kontaminace.

Váhy na vážení květináčů (do 30 kg).

Barel (25 l) s kohoutem s čistou vodou umístěný na nízkém podstavci.

Barel (15 l) s kohoutem s draselnou solí (přídavek do části vzorků) umístěný na nízkém podstavci.

Konvička, kádinky na čistou vodu a vodu s draselnou solí.

Stůl pro práci s květináči – vážení, odložení květináčů připravených k zalévání.

Stůl pro zalévání nekontaminovaným roztokem.

Hadřík s vodou pro otírání květináčů.

Stolek pro zapisování údajů.

Stolek pro barel s vodou a barel s roztokem draselné soli.
Předtištěné formuláře pro zápis hmotnosti, psací potřeby.
Igelit na pokrytí stolů v roli (typ „rukáv“).
Pytel na nekontaminovaný odpad.
Držák plastového pytle na nekontaminovaný odpad.

Do prostoru bez kontaminace byl přinesen květináč ze stanu, došlo k jeho očištění a potom byl květináč zvážen na váze, jeho hmotnost byla zapsána do protokolu. Zalévání probíhalo pomocí konvičky, která nebyla určena ke kontaminaci. Množství závlivky bylo 300 ml vody, v případě květináčů určených k negativní kontrole bylo celé množství čistá voda, ale u květináčů určených k pozitivní kontrole se závlivka dělila na 100 ml čisté vody a 200 ml vody s draslíkem. Následně byl květináč postaven na odkládací stůl, kde došlo k položení geotextilie na povrch, přichycení pomocí 4 hřebíků s podložkami a ty se vtačily do půdy. Hotový květináč byl vrácen na svoje stanoviště pod stan.

3.3.4 Vybavení pracoviště s kontaminací.

Kartony pod stoly

Igelit pod stoly a na pokrytí stolů (role, typ „rukáv“)

Dva stoly a jejich blízké okolí bylo překryto pevnější malířskou folií.

Barel (25 l) s kohoutkem a 2 l roztoku s radionuklidy umístěný na nízkém podstavci, s odkapávací miskou.

Váhy pro přesné vážení kontaminačního roztoku.

1 l kádinka pro roztok s radionuklidy.

2x konvička pro kontaminační roztok.

Krabice s papírovými kapesníčky, gumové jednorázové rukavice, 4 masťovky s víčky k odběru vzorků roztoku s radionuklidy z důvodu kontroly konstantnosti objemové koncentrace radionuklidu.

Fotomiska pro odložení kontaminovaných pomůcek.

2 tácy pod konvičky pro záchyt úkapu z konvičky s kontaminačním roztokem.

Předtištěné formuláře pro zápis hmotností květináčů a hmotnosti kontaminačního roztoku.

Plastový pytel na kontaminovaný odpad.

Držák plastového pytle na kontaminovaný odpad.



Obr. 8: Kontaminační pracoviště fotky (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

V prostoru kontaminace byly všechny práce prováděny pracovníky SÚRO (Obr. 8). Květináče určené ke kontaminaci byly nejdříve zváženy a jejich hmotnost zapsána do protokolu a poté odloženy na odkládací stůl. Pracovník určený pro práci v kontaminačním prostoru

přemístil květináč z odkládací plochy na stůl, kde probíhala jejich kontaminace. K zalévání květináčů kontaminačním roztokem byly použity dvě konvičky, které se označily číslem 1 a 2. Konvičky byly naplněny roztokem vody s radionuklidy ^{134}CS a ^{85}SR na objem 200 ml. Celková hmotnost konvičky byla 280 g, to odpovídá čisté hmotnosti roztoku $280 - 78,7 = 201,3$ g. Konvička byla vážena vždy před plněním a její hmotnost byla 78,7 g. Její plnění probíhalo na váze. Vedle váhy byl umístěn táč pro případné odkápnutí roztoku z hrdla konvičky. Pracovník provádějící kontaminaci květináče po jeho zalití nechal dlouho odkapávat roztok z konvičky a poté ještě konvičku otřel. Vždy při přemísťování konvičky byl pod ní táč pro případ nechtěného odkápnutí roztoku a tím nemohlo dojít ani ke kontaminaci okolního prostředí. Po kontaminaci byl květináč doplněn 100 ml čisté vody nebo roztokem čisté vody s draselnou solí. Květináče s provedenou kontaminací byly odloženy na odkládací stůl, kde přes povrch půdy byla natažena geotextilie a pomocí 4 hřebíků s podložkami přichycena do půdy. Po této úpravě byl květináč vrácen na svoje místo pod stan (Obr. 9). Po provedené kontaminaci došlo u všech květináčů k zalití 100 ml vody, a to ve čtvrtek 7. 5. 2020 a následně v pondělí 11. 5. 2020. Při zalívání bylo zjištěno, že



geotextilie je nepropustná pro vodu, a tak se zálivka prováděla pod textilií.

Obr. 9: Kontaminované květináče (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

3.4 Setí experimentálních rostlin.

Dne 12. 5. 2020 byly do květináčů vysety experimentální rostliny. Před samotným setím došlo k úpravě geotextilie v každém květináči. Do geotextilie bylo vyříznuto 6



Obr. 10: Květináč pro určený výsev (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

otvorů o průměru 2 až 3 cm na kružnici ve 2/3 poloměru květináče a 1 otvor o průměru 3 až 5 cm uprostřed květináče (Obr. 10). V místě každého otvoru byla vytvořena prohlubeň o hloubce 1 cm. Do 3 otvorů na obvodu byly zasety 3 semena lociky salátové/salát (*Lactuca sativa*). Ve zbývajících 3 otvorech byly zasety 3 semena cibule kuchyňské (*Allium cepa*), v prostředním otvoru byly také 3 semena cibule. Všechny otvory se semeny byly překryty zeminou a následně zalily 100 ml čisté vody. Před dalším zalévání byly odstraněny všechny geotextilie z květináčů, tím docházelo k lepšímu vsakování prováděných zálivek. Množství a četnost zalívání květináčů je v tabulce (Tabulka č. 2.).

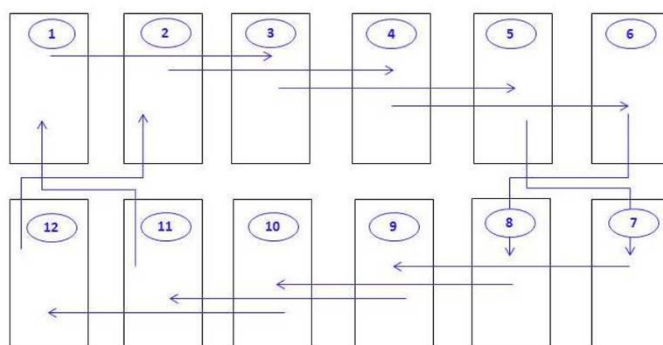
Poslední experimentální rostlinou, vysetou do květináčů byly ředkvičky (*Raphanus sativus*). Ty byly vysety na výsevných páscích až po sklizni předešlých dvou plodin a to dne 7. 10. 2020. Po jejich zasetí došlo k překrytí květináčů průhlednou strečovou folií. Ta svými vlastnostmi pomohla vytvořit příznivější podmínky pro růst a ochránit tak rostliny před špatnými povětrnostními podmínkami.

Tabulka č. 2: Zalévání experimentálních rostlin (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

Zalévání experimentálních rostlin (ml)						
datum	typ půdy					
	TE Kambizem	TE Glej	TE Fluvizem	DU Černozem	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

3.4.1 Rotace květináčů.

Během zalévání a růstu experimentálních rostlin byla prováděna rotace květináčů, vždy podle hodinových ručiček. Jednotlivé květináče byly 1x týdně přesunuty ob



jeden na stanovištích mezi sebou a také se přemísťovala celá stanoviště podle schématu (Obr. 11). Rostliny byly sklizeny v nedozrálém stavu.

Obr. 11: Schéma rotace květináčů (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

3.5 Sklizeň experimentálních rostlin.

3.5.1 Sklizeň rostlin salátu.

Sklizeň salátu probíhala dne 21. 7. 2020, během sklizně bylo důležité dát pozor na rostlinky cibule aby nedošlo k jejich poškození (Obr. 12). Při sklizni byly nejdříve



Obr. 12: Květináče se salátem (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

sklizeny rostliny z nekontaminovaných květináčů, ty byly rozděleny na kontrolu negativní a pozitivní. Poté došlo na sklizeň kontaminovaných květináčů, u nich byla sklizeň také rozdělena na dvě části a to na část s kontaminací ^{134}Cs a ^{85}Sr . Druhá část obsahovala kontaminaci ^{134}Cs a ^{85}Sr , kde byl přidán také K (draslík). Každý

květináč se salátem byl odebíráán jako jednotlivý vzorek. Sáčky byly nadepsány podle označení jednotlivých květináčů. Na odebírání vzorků byly použity nůžky zelené barvy. Rostlinky salátu byly stříhány těsně nad povrchem půdy. Kořen se ponechával v půdě. Po odstřížení byly saláty z jednoho květináče dány do přepravy a přeneseny ke stolu. Zde proběhla kontrola zda je vzorek čistý a neobsahuje zbytky půdy nebo jiných nečistot. Následně byl opláchnut v nádobě s čistou vodou a nechal se okapat. Očištěný salát byl rozložen na filtrační papír kde se pomocí druhého papíru lehce osušil (Obr. 13). Očištěný a osušený salát byl předán na vážení v čerstvém stavu. Po



Obr. 13: Sušení salátu (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

zvážení byly jeho hodnoty zapsány do předem připravených tiskopisů. Zde byl také zapsán údaj o jeho zdravotním stavu. Ten se určoval na základě stupnice 1-10, posouzení musel provádět poze jeden člověk aby byla zaručena správnost posouzení nebo musí být k jednotlivým hodnotám přiřazen vzhled daného salátu, v tom

případě to mohlo posuzovat více osob. Očištěný a zvážený salát byl rozdělen na jednotlivé listy, které byly ještě rozstříhány na menší kusy, ty byly vloženy do označeného papírového sáčku. Naplněné a označené sáčky byly uloženy do přepravy s označením kontrola. Po ukončení sklizně všech nekontaminovaných květináčů bylo započato s prací na kontaminovaných květináčích. U

kontaminovaných vzorků bylo provedeno rozdělení na dvě části a to na část květináčů s kontaminací ^{134}Cs a ^{85}Sr a část s kontaminací ^{134}Cs , ^{85}Sr a K. Při sklizni kontaminovaných vzorků bylo potřeba pracovat v ochranných rukavicích a se zvýšenou opatrností. Ke stříhání salátu byly používány nůžky červené barvy. Sklizeň probíhala podle stejného postupu jako u nekontaminovaných vzorků, ale lišila se při očišťování salátu. Zde byla voda použitá při oplachování vzorků vždy jen jednou a po použití vyměněna. Po ukončení sklizně všech květináčů byly sáčky se vzorky předány k sušení, to probíhalo v sušárně při teplotě 60°C .

3.5.2 Sklizeň rostlin cibule.

Sklizeň cibule probíhala dne 29. 9. 2020.,. Při sklizni byly nejdříve sklizeny rostliny z nekontaminovaných květináčů, ty byly rozděleny na kontrolu negativní a pozitivní. Poté došlo na sklizeň kontaminovaných květináčů, u nich byla sklizeň také rozdělena na dvě části a to na část s kontaminací ^{134}Cs a ^{85}Sr . Druhá část obsahovala kontaminaci ^{134}Cs a ^{85}Sr , kde byl přidán také K (draslík). Z důvodu malého množství rostlin v jednotlivých květináčích byly vzorky sbírány jako směsné. To znamenalo, že všechny rostliny z květináčů jedné skupiny byly umístěny do jednoho sáčku. Tím vznikly 4 skupiny a to: kontrola negativní, kontrola pozitivní, rostliny s kontaminací ^{134}Cs a ^{85}Sr , rostliny s kontaminací ^{134}Cs , ^{85}Sr a K. Pro jednotlivé skupiny byly nadepsány sáčky. Rostlinky byly z květináčů vytahovány celé, dále byly umístěny do připravených misek a takto přeneseny ke stolům. Zde došlo ke kontrole jestli vzorek neobsahuje zbytky půdy a jiné nečistoty. Následně byl umytý v nádobě s čistou vodou a nechal se okapat. Očištěný vzorek byl rozložen na filtrační papír kde se pomocí druhého papíru lehce osušil. Očištěný a osušený vzorek byl předán na vážení v čerstvém stavu. Po zvážení byly jeho hodnoty zapsány do předem připravených tiskopisů. Zde byl i zapsán údaj o jeho zdravotním stavu. Ten se určoval na základě stupnice 1-10, posouzení musel provádět poze jeden člověk aby byla zaručena správnost posouzení. Očištěný a zvážený vzorek byl vložen do označeného papírového sáčku. Naplněné a označené sáčky byly uloženy do přepravky s označením kontrola. Po ukončení sklizně všech nekontaminovaných květináčů bylo započato se sběrem vzorků z kontaminovaných květináčů. Při sklizni kontaminovaných vzorků bylo potřeba pracovat v ochranných rukavicích a se zvýšenou opatrností. Sklizeň probíhala podle stejného postupu jako u nekontaminovaných vzorků, ale lišila se při očišťování vzorků. Zde byla voda použitá při oplachování vzorků vždy jen jednou a po použití vyměněna. Po ukončení sklizně všech květináčů byly sáčky se vzorky předány k sušení, to probíhalo v sušárně při teplotě 60°C .

3.5.3 Sklizeň rostlin ředkviček.

Dne 25. 11. 2020 byla provedena sklizeň ředkviček. Sklizeň probíhala podobným způsobem jako u salátu. Při sklizni byly nejdříve sklizeny rostliny z nekontaminovaných květináčů, ty byly rozděleny na kontrolu negativní a pozitivní. U sklizně kontaminovaných květináčů, byla sklizeň také rozdělena na dvě části a to na část s kontaminací ^{134}Cs , ^{85}Sr a druhá část obsahovala kontaminaci ^{134}Cs , ^{85}Sr a K. Každý květináč s ředkvičkami byl odebírán jako jednotlivý vzorek, bylo tedy nutné sáčky nadepsat přesně podle označení květináčů. Jednotlivé rostlinky byly z květináčů vytahovány celé i s kořeny, po očištění od půdy byly ukládány do připravené misky, v té byly odnášeny ke stolům. U stolů byl vzorek dočištěn a opláchnut v čisté vodě. Po odkapání byl rozprostřen na filtrační papír. Zde byl pomocí přiložené druhé vrstvy papíru osušen. Takto očištěný vzorek byl zvážen a jeho hmotnost zapsána do připravených protokolů. Při zapisování bylo provedeno posouzení jeho stavu a ten byl zaznamenán do připravených formulářů. Stav byl posuzován stejným způsobem jako u předešlých sklizní. Očištěný a zvážený vzorek byl uložen do připravených a nadepsaných sáčků. Naplněné sáčky byly ukládány do připravené přepravky s označením kontrola. Po ukončení sklizně všech nekontaminovaných květináčů bylo započato s prací na kontaminovaných květináčích. Při sklizni kontaminovaných vzorků bylo potřeba pracovat v ochranných rukavicích a se zvýšenou opatrností. Sklizeň probíhala podle stejného postupu jako u nekontaminovaných vzorků, ale lišila se při očišťování ředkviček. Zde byla voda použita při oplachování vzorků vždy jen jednou a po použití vyměněna. Po ukončení sklizně všech květináčů byly sáčky se vzorky předány k sušení, to probíhalo v sušárně při teplotě 60°C .

4. Literární rešerše.

Historie radioaktivity.

Na přelomu 19. a 20. stol. byl u některých minerálů objeven jev, který po prostudování je později označován slovem radioaktivita. Jednalo se o neviditelné záření, které při svých pokusech objevil a popsal Henry Becquerel. Při studiu radioaktivních prvků přišel o život a tím se stal první obětí radioaktivity. Ve studiu dále pokračovali manželé Pierre Curie a Marie Curie-Sklodowská. Oni objevily v rudě nazývané smolinec nové prvky radium a polonium. U radioaktivního záření popsala Marie Curie-Sklodowská jeho hlavní vlastnosti. Roku 1903 získali Antonie Henri Becquerel, Pierrem Curie a Marii Curie-Sklodowská Nobelovu cenu za úsilí, které společně vynaložily při objevu a popisu radioaktivity (Běhounek, 1967). I další vědci v této době provedli velmi mnoho důležitých objevů. Friedrich Dorn při zkoumání rádia objevil radioaktivní plyn, který z něj vycházel. Plyn je dnes znám pod označením radon. Při studiu způsobu jak záření prostupuje látkami objevil v roce 1899 Ernest Rutherford dva druhy záření. K jejich pojmenování byla použita počáteční písmena z řecké abecedy α a β . V následujícím roce 1900 objevil Paul Ulrich Villard třetí druh záření, které pronikalo mnohem silnější vrstvou materiálu, pro něj použil název γ (Ullmann, 2002).

Radioaktivita je proces, při kterém dochází u nestabilních atomů (radionuklidů) k samovolnému rozpadu na jiné atomy (nuklidy/ radionuklidy). Při rozpadu jader atomů je uvolňováno záření, které je pro lidský organismus škodlivé a bylo pojmenováno písmeny z řecké abecedy α , β , γ (Belousová, 1963)

4.1 Zdroje radionuklidů.

Radionuklidy vyskytující se v životním prostředí dělíme na dva typy, a to na přírodní radionuklidy nebo umělé radionuklidy, ty jsou vytvářeny člověkem.

4.1.1 Přírodní radionuklidy.

Přirozená radioaktivita na Zemi je rozdělována do tří hlavních kategorií. Patří sem primordiální radionuklidy, sekundární radionuklidy a kosmogenní radionuklidy (Eisenbud, Gesell, 1997).

Primordiální radionuklidy.

Mluvíme o radionuklidech vzniklých při kosmické nukleogenezi. Kdy došlo k zániku původních hvězd, a zbylé prvky posloužily k utváření naší sluneční soustavy. Stáří prvků, z kterých byla utvořena naše planeta, je přibližně odhadováno na 4 – 5 miliard let. Z této doby se do dnešních dnů zachovaly pouze prvky s poločasem rozpadu delším jak 10^8 roků. Především sem patří uran ^{235}U , ^{238}U , thorium ^{232}Th a draslík ^{40}K ,

jsou to prvky pro naši Zemi geologicky významné. Zdrojem geotermální energie, zahřívající nitro naší planety jsou prvky, které při svém rozpadu uvolňují teplo (Murthy, Van Westrenen, Fei, 2003). Nejvíce rozšířeným prvkem v zemském povrchu je radionuklid ^{40}K (Ullmann, 2002).

Sekundární radionuklidy.

Ty vznikají rozpadem primordiálních radionuklidů a jsou tvořeny ze čtyř rozpadových řad: uran - radiové, thoriové, aktiniové, neptuniové. V přírodě se přirozeně vyskytují pouze první tři, s posledním se v přírodě již nesetkáme. Prvky neptuniové řady mají krátký poločas rozpadu a v přírodě se již nevyskytují (Rutgers van der Loeff, 2014).

Kosmogenní radionuklidy.

Vznikají ve vnějším obalu země při jaderných reakcích během vzájemného působení kosmického záření na stabilní prvky v ochranné atmosféře (Kónya, Nagy, 2012). Mezi významné prvky, které vzniknou během těchto reakcí jsou uhlík ^{14}C , tritium ^3H , beryllium ^7Be v menším množství pak vznikají i další prvky jako např. ^{32}P , ^{35}S , ^{36}Cl (Holland, Turekian, 2003).

4.1.2 Umělé radionuklidy.

Lidská činnost zapříčinila kontaminaci životního prostředí radionuklidy. Mezi činnostmi, u kterých dochází k uvolňování radionuklidů do prostředí, lze zařadit testy jaderných zbraní, havárie jaderných elektráren, zpracování jaderného paliva. Patří sem i spalování fosilních paliv, kdy při tomto procesu dochází k uvolňování částic do ovzduší. V neposlední řadě nesmíme zapomenout i na kontaminaci v medicíně (Choppin, Liljenzin, Rydberg, 2002). Během těchto procesů se do životního prostředí uvolňují různé radionuklidy jako např. ^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{239}Pu a ^{240}Pu (Aoyama, 2018).

Jaderné zbraně.

Před 6. srpnem 1945 byly jaderné zbraně pro svět neznámé, ale tohoto dne byla použita první atomová bomba proti lidem v Hirošimě. Událost znamenala příchod nové éry jaderných zbraní a potřeby testování spolehlivosti. Testy probíhaly po celém světě jak v atmosféře, tak i na pevnině. Během atmosférických zkoušek bylo otestováno více jak 500 jaderných bomb. Radioaktivní spad během prováděných atmosférických zkoušek jaderných zbraní byl pomocí větrných proudů rozptýlen po celém světě, proto bylo možné měřit radioaktivitu na všech kontinentech. Kontaminované potraviny a vzduch vedly k určité vnitřní expozici ionizujícího záření u téměř všech lidí narozených od roku 1945, zatímco gama paprsky emitované radioaktivním spadem uloženým na zemi vedly k nízké vnější expozici. Přestože

radiace pokračuje i dnes, je na velmi nízké úrovni (Simon, Bouville, 2015).

Havárie v jaderných elektrárnách.

Po použití jaderné energie pro válečné účely, začali lidé využívat atomovou energii i pro mírové účely a to nejvíce v případě uspokojení rostoucích energetických potřeb. Začaly vznikat jaderné elektrárny. V dnešní době je přibližně v provozu 437 jaderných elektráren. Bohužel během provozu těchto elektráren došlo i k pěti velkým haváriím, které měly za následek zamoření životního prostředí a poškození lidského zdraví. Účinky nehod na jednotlivce a společnost mohou být různorodé, ale i trvalé (Hasegawa et al. 2015). Mezi největších havárií patří:

Kyshtym (SSSR).

Dne 29. září 1957 zde došlo k selhání chladicího systému a během následného výbuchu k uvolnění chemikálií a radioaktivních produktů do okolního prostředí. Havárie byla hodnocena stupněm 6 na stupnici INES (Spiegelbert-Planer, Stern, 2007).

Windscale Piles (Velká Británie).

10. října 1957 došlo k havárii na jaderném reaktoru. Byla to první havárie kdy došlo k velkému úniku radionuklidů včetně ^{131}I . Po nastalé události nebyli přesto evakuováni žádní obyvatelé. Pouze došlo k omezení konzumace mléka. Na stupnici INES to bylo označeno stupněm 5 (Spiegelbert-Planer, Stern, 2007).

Three Mile Island (USA).

28. února 1979 došlo při havárii jaderné elektrárny k úniku značného množství chladicí kapaliny do ovzduší. Byla provedena evakuace obyvatel, přitom nedošlo k žádnému úmrtí způsobeném ozáření. Nehoda však vyděsila obyvatele natolik, že až do roku 2012 nemohly být v USA postaveny žádné nové elektrárny. Nehoda byla hodnocena stupněm 5 na stupnici INES (Maxwell, 1982).

Černobyl (Ukrajina bývalé SSSR).

26. dubna 1986 se stala největší a nejhorší jaderná havárie v historii. Byla to první havárie hodnocená stupněm 7 na stupnici INES (Kortov, Ustyantsev, 2013). Při havárii došlo k rozsáhlému poškození 4 bloku jaderné elektrárny a k následnému úniku radionuklidů do životního prostředí. Trvalo dalších 10 dnů než došlo k zastavení úniku radionuklidů z elektrárny a vlivem počasí došlo ke kontaminaci rozsáhlého území v Evropě (Saenko et al. 2011).

Fukushima – Daiichi (Japonsko).

11. března 2011 došlo k druhé nejzávažnější havárii jaderné elektrárny v historii. Havárie byla označena stupněm 7 na stupnici INES. Během zemětřesení o síle 9 stupňů došlo k poškození elektrárny a následkem zemětřesení k zasažení pobřeží Japonska vlnou tsunami, která vážně poškodila již poškozenou elektrárnu. Při havárii došlo k úniku velkého množství radionuklidů do životního prostředí respektive do Tichého oceánu (Stan-Sion, 2019).

4.2 Vlastnosti vybraných radionuklidů.

4.2.1 Cesium.

Cesium je měkký, tvárný, stříbřitobílý kov, u kterého je bod tání při 28.44° C. Vzniká při štěpení uranu a plutonia v reaktorech a jaderných zbraních během této štěpné reakce vytváří četné štěpné produkty, Je známých 40 izotopů s atomovou hmotností od 112 do 151. Jediný ^{133}Cs je stabilní a dále se nerozpadá . Mezi nejdéle rozpadající se radionuklidy patří ^{135}Cs , poločas rozpadu $t_{1/2}$ 2,3 milionu let, ^{137}Cs má $t_{1/2}$ 30.167 let a ^{134}Cs má $t_{1/2}$ 2.065 let. ^{134}Cs se během štěpné reakce rozpadá na ^{134}Xe , nebo na ^{134}Ba s β a γ zářením. ^{137}Cs se mění na ^{137}Ba což je stabilní izotop, během přeměny dochází k uvolnění β a γ záření. V životním prostředí jsou nejvíce znečišťujícími látkami ^{134}Cs a ^{137}Cs , které se do něj dostali při testech jaderných zbraní nebo po haváriích v jaderných elektrárnách. ^{137}Cs je velmi používán v průmyslu například v měřidlech hustoty, k měření síly materiálu. Také je používán v medicíně k léčbě rakoviny. Lidem vystaveným vysokým dávkám se na těle objeví popáleniny nebo mohou také zemřít (Andersen, 2016). V případě požití nebo vdechnutí dochází k ukládání v měkkých částech těla a následně k rozvoji rakoviny. Cesium je podobné draslíku a proto se do organismu dostává stejnými cestami. Jeho mobilita je v půdě snižována díky přítomnosti jílových částic. Ve vodě je velmi dobře rozpustný a tím dochází k přijímání kořenovým systémem rostlin a takto vstupuje do potravního řetězce (Bjerregaard et al. 2015).

4.2.2 Stroncium.

Stroncium bylo objeveno Adairem Crawfordem v roce 1790. Jedná se o měkký, stříbřitý kov, který při styku se vzduchem oxiduje do žluta. Stroncium se v životním prostředí přirozeně vyskytuje pouze jako sloučenina, protože je velice reaktivní. Je také označován jako stabilní prvek. Jeho množství v zemské kůře je 0.03 - 0.04 %. Stroncium existuje ve čtyřech stabilních izotopech ^{84}Sr , ^{86}Sr , ^{87}Sr a ^{88}Sr v životním prostředí. Je známo i dalších 12 nestabilních izotopů, mezi radioaktivní izotopy patří

^{85}Sr a ^{90}Sr . Poločas rozpadu ^{85}Sr je $t_{1/2}$ 64.84 dne, vyzářuje γ záření, v lidském těle se ukládá v kostech a zubech díky své podobnosti s vápníkem. Využívá se v lékařství a v průmyslu. Ve velkých dávkách může způsobit selhání ledvin, deformace kostí a nádory. U ^{90}Sr je poločas rozpadu $t_{1/2}$ 28.8 let, vzniká při jaderném štěpení uranu a plutonia. Do těla se může dostat při vdechnutí nebo potravním řetězcem. V těle se ukládá jenom malá část, která je nebezpečná, protože se hromadí v kostech, v kostní dřeni a vyvolává rakovinu. V životním prostředí je přítomno v důsledku atmosférických testů jaderných zbraní prováděných v 50 a 60 letech a také únikem při haváriích v jaderných elektrárnách. V případě havárie a následném úniku ^{90}Sr je důležité provádět kontrolní odběry mléka, aby došlo ke snížení rizika kontaminace lidí. Jeho největší použití je v lékařství, dále se používá v průmyslu a při výrobě pyrotechnických produktů kdy při styku s plamenem má velice výraznou barevnou reakci (Gad et al. 2005).

4.2.3 Draslík.

Jedná se o měkký lehký a stříbřitý kov, který na vodě plave. V životním prostředí se vyskytuje jako draselný iont K^+ , dochází u něj k velmi snadné oxidaci. Díky jeho nestálosti je využíván k redukčním reakcím (Jursík, 2002). Jeho zastoupení v zemském povrchu je odhadováno na 2 – 2,4 %. Mimo velkého zastoupení v mořské soli je monitorován také ve všech podzemních minerálních vodách (Remy, 1961). Draslík je obsažen v potravinách, které jsou běžně konzumovány. Jeho denní dávka není nijak stanovena, ale organismus se s jeho přebytkem nebo nedostatkem špatně vyrovnává. U rostlin je draslík jedním z nejdůležitějších stavebních prvků, při nedostatku draslíku dochází k vážné fyziologické poruše výživy rostlin. Rostliny při nedostatku draslíku špatně hospodaří s vodou a jsou u nich výrazně ovlivněny jejich metabolické funkce (White, Karley, 2010).

V draslíku je přirozeně obsažen radionuklid ^{40}K v množství 0,0117%. Jeho jádro patří k prvotním radionuklidům, to znamená, že pochází z procesů před vznikem země (Leutz, Schulz, Wenninger, 1965). Radionuklid ^{40}K má poločas rozpadu přibližně $t_{1/2}$ 1.25×10^9 let. Je také jeden z mála radionuklidů u kterého probíhají oba druhy β přeměny. V případě přeměny β^- vzniká ^{40}Ca a u přeměny β^+ vzniká ^{40}Ar . V obou případech dochází k uvolnění γ záření. Rozpad radionuklidu ^{40}K je třetím nejvýznamějším zdrojem tepla v zemském plášti po rozpadech ^{232}Th a ^{238}U . V tělech živočichů a také člověka je radionuklid ^{40}K nejvýznamějším zdrojem radioaktivity (Wohlens, Wood, 2015).

4.3 Obsah radionuklidů v půdě.

Kontaminace půdy je jev, kdy vlivem činnosti člověka dochází k nadměrnému obsahu nežádoucích látek v půdě, které mohou způsobit nežádoucí projevy. Mluvíme o jedné z forem degradace půdy. Ta se dá rozdělit do více stupňů, podle obsahu látek v půdě (Vácha, Sáška, 2009).

4.3.1 Obsah radionuklidů v půdě České republiky.

Životní prostředí v České republice bylo kontaminováno řadou různých radionuklidů, které byly uvolněny při testech jaderných zbraní nebo během havárii jaderných elektráren. Mezi nejvýznamnější radionuklidy patří ^{137}Cs a ^{90}Sr (Tesařová et al. 2018). K nejrozsáhlejší kontaminaci našeho území došlo při havárii jaderné elektrárny Černobyl. Vlivem povětrnostních podmínek, které panovaly nad ČSSR, došlo při přechodu radioaktivního mraku k vytvoření mozaikovitě kontaminace území (Danielova et al. 2001). Následně provedeným průzkumem půd na území ČSSR došlo ke zjištění, že bylo deponováno $0.53 \text{ PBq } ^{137}\text{Cs}$. Tomu odpovídá střední hodnota plošné aktivity $4.2 \text{ kBq/m}^2 \text{ } ^{137}\text{Cs}$. Zmíněnou hodnotu můžeme srovnat s depozicí přibližně 8 kBq/m^2 uváděných podle dřívějších odhadů UNSCEAR, ke které mělo dojít při atmosférických testech jaderných zbraní v našich zeměpisných šířkách během jejich celého období (Bucina et al. 1989). Mezi nejvíce kontaminované oblasti patřily horské oblasti, především louky a lesní půdy jehličnatých lesů zde byla kontaminace i přes 50 kBq/m^2 . Naproti tomu na polích v nížinách bylo ojediněle naměřeno 10 kBq/m^2 (Hanák et al. 2007).

4.3.2 Obsah radionuklidů v půdě Evropských států.

Radionuklidy v Evropských půdách jsou pozůstatkem spadu z jaderných zkoušek, ale také z havárií jaderných elektráren. Lze to zjistit pomocí ^{134}Cs , které se v půdách vyskytuje se ^{137}Cs společně. K nejrozsáhlejší kontaminaci půd došlo při průchodu černobylského mraku, velký podíl na této události také měly dešťové srážky, které zapříčinily vymývání radionuklidů z mraku a jejich následné ukládání do půdy nebo vodních toků (Simsek et al. 2014).

V roce 2000 byla prováděna měření půd a na území Ukrajiny, Ruska a Běloruska, byly naměřeny hodnoty až 185 kBq/m^2 , a právě zde došlo k největšímu spadu po havárii (Pöschl, 2006). Další místa, která jsou spojována s první fází putování mraku nad Evropským kontinentem, jsou především skandinávské země. Zde byly naměřeny druhé nejvyšší hodnoty plošné aktivity. Ve Švédsku bylo naměřeno 85 kBq/m^2 , ale přitom došlo ke zjištění, že ^{137}Cs je uloženo v půdách na otevřených pastvinách ve větších hloubkách, než tomu je v zalesněných prostorech (Pöschl,

2006).

Finské půdy jsou velmi chudé na obsah živin a obsahují malé množství draslíku, také jsou velmi citlivé na znečišťující látky v životním prostředí. Jejich pH můžeme podle stupnice hodnotit jako kyselé. V zemědělských půdách ve středním Finsku během monitoringu dosahovala zjištěná hodnota až 78 kBq/m², ale přitom v severních částech země byla hodnota pouze 6 kBq/m² (Anttila et al. 2011). Přitom ve skandinávských zemích se většinou půdy používají k pasterveckým účelům, zejména pro chov sobů. Na pastvinách se kromě bylin vyskytují lišejníky, houby, a právě zdejší rostliny do sebe ve větší míře absorbují radionuklidy. V tomto důsledku je monitoring půdy ve Finsku velmi důležitý, protože sobí maso tvoří velkou část potravy pro finské obyvatele. Je tedy důležité, aby nedošlo k přestupu radionuklidů v potravním řetězci mezi rostlinami, soby a člověkem a tím i k významné kontaminaci obyvatelstva. Stejně důležitý je monitoring i v dalších skandinávských státech a také v Irsku kde koncentrace radionuklidů v půdě závisí na jejím složení. V rašelině je díky vysokému obsahu organické hmoty více detekováno ¹³⁷Cs a tím je vyšší procento transportu mezi půdou a rostlinou (Anttila et al. 2011).

Mezi další evropské země s vyšším obsahem radionuklidů v půdě patří Švýcarsko a Německo. Zde byly naměřeny hodnoty dosahující 45 kBq/m², v Rakousku byly naměřeny hodnoty 18 kBq/m². Hodnoty naměřené v Rakousku a Německu jsou sice vyšší než v České republice, ale k těmto hodnotám došlo větší četností srážek nad daným územím při přechodu kontaminovaného mraku (Pöschl, 2006).

Podle studií provedených na evropských zemědělských půdách v roce 2000, došlo ke stanovení průměrné plošné aktivity na 2 - 5 kBq/m² v Evropě. Přitom jak u Českých, tak i u Evropských půd dochází k pozvolnému snižování obsahu ¹³⁷Cs vlivem působení různých faktorů (Pöschl, 2006).

4.4 Vliv a přestup radionuklidů v potravním řetězci.

Pro životní prostředí a lidské zdraví jsou radionuklidy obsažené ve vodě, půdě a vzduchu vážnou hrozbou. Jejich působení na organismy je buď přímé pomocí vnějších zdrojů, nebo přestupem do potravního řetězce (Burger, Lichtscheidl, 2018).

4.4.1 Způsob pohybu radionuklidů v půdě.

Půda je složitou směsí organických látek a minerálů s obsahem vody a vzduchu. Velikost částic se pohybuje od mikročástic jílu až po částice bahna a písku. Písečné částice jsou díky své velikosti chemicky inertní a voda v jejich vrstvách prostupuje velmi snadno. Přitom právě částice jílu jsou ty, na které se radionuklidy vážou nejvíce,

ale jejich migrace je velmi pomalá. Migrační rychlost u ^{90}Sr byla zjištěna 1 cm za rok u většiny druhů půd (Sokolik et al. 2002). Migrace ^{137}Cs v různých půdách má vyšší tendenci pod stromy než na otevřeném prostoru (Suchara et al. 2016). Část takto navázaných částic, ale není dále mobilní pro rostliny. (Golmakani et al. 2008). Obsah organických látek může mít výrazný vliv na retenci radionuklidů a přispět ke změnám podmínek v půdě. Pro vertikální transport radionuklidů do větších hloubek je zásadní kultivace půdy. Během provádění orby dochází k transportu radionuklidů do větších hloubek půdy. V případě cesia je důležité věnovat pozornost obsahu draslíku v půdě, pro jeho chemickou podobnost. Rostliny to nedokážou rozpoznat a v případě nedostatečné koncentrace draselných iontů budou právě přijímat ^{137}Cs . Na mobilizaci škodlivých látek má také vliv hnojení a kyselé pH půdy (Kamei-Ishikawa et al. 2008).

4.4.2 Přestup mezi půdou a rostlinami.

Rostliny jsou základem potravního řetězce a je tedy nezbytné pochopit jejich mechanismus přestupu a následnou absorpci nebo ukládání radionuklidů v nich. Přitom radionuklidy se do rostlin dostávají přímou cestou nebo nepřímou cestou. Přímá cesta probíhá, plynou kontaminací nadzemních částí rostlin, a to především listy. Ty u některých druhů slouží jako potrava, je tedy důležité znát absorpční vlastnosti jednotlivých druhů a přenosové cesty radionuklidů. To umožní posouzení rizik spojených s konzumací vypěstovaných rostlin v zasažených oblastech (Niedree et al. 2013). Množství, jakým jsou rostliny kontaminovány, je závislé na mnoha faktorech. Patří sem chemické a fyzikální vlastnosti radionuklidů, velikost částic a také za jakých povětrnostních podmínek k tomu dochází (Sysoeva et al. 2005). Radionuklidy přijímané rostlinami nepřímou cestou jsou absorbovány kořenovým systémem a jejich následný transport se děje podle jejich velikosti. Větší částice po přijetí zůstávají v kořenech a menší částice putují dále do těla rostliny. Rostliny v různých vývojových stupních upřednostňují příjem látek buď kořeny, nebo listy. Jsou známy pokusy, kdy rostliny během prvního roku přijaly významnější množství radionuklidů přes listy než přes kořeny (Madoz-Escande et al. 2004). Přijímání radionuklidu ^{90}Sr rostlinami je závislé také na dostupnosti Ca v dané půdě. U radionuklidu ^{137}Cs je tomu jinak, radionuklid je velice mobilní a tím dochází k jeho transportu po celém těle rostliny. Rostlina nedokáže rozpoznat, o jaký prvek jde, ale pokud půda obsahuje dostatečné množství draselných iontů, jsou přijímány přednostně a v opačném případě dochází k bezproblémovému přijímání ^{137}Cs na místo K (White, 2001).

4.4.3 Přestup mezi živočichy a člověkem.

V současné době je největším rizikem vnitřní kontaminace. Ta probíhá buď

vdechnutím prachových částic, obsahující radionuklidy nebo pozřením kontaminované rostliny (Singhal et al. 2009). Vdechnutím dochází k vnitřní kontaminaci a radionuklidy se do těla mohou dostat v plynném stavu nebo můžou být navázány na prachové částice. Pozřením se jedná o jednu z nejvýznamnějších forem kontaminace živých organismů. Dochází k ní během konzumace potravy nebo jako součást vody. Radionuklidy se v potravním řetězci také mohou pohybovat za pomoci vody jak povrchové, tak i podzemní. U lidí žijících v oblastech, kde došlo ke spadům nebo k přímé kontaminaci ^{90}Sr , a ještě navíc konzumují kontaminovanou potravu, dochází k ukládání ^{90}Sr do kostí. Zde dochází k ionizujícímu záření do živé tkáně a následnému poničení DNA řetězce (Tawalbeh et al. 2013). Lze také uvést nález radionuklidu v dětských zubech v 50 a 80 letech po atmosférických testech jaderných zbraní (Gould et al. 2000).

4.5 Opatření na snížení radionuklidů v půdě.

Až s odstupem let můžeme pozorovat, jak v životním prostředí dochází k významnému snižování aktivit radionuklidů. To způsobuje zvětrávání hornin, fixace na půdní částice a migrace do spodních částí půdy. Radionuklidy jsou převážně vázány ve svrchní vrstvě půdy, přibližně okolo 20 cm, ale v případě degradace půdy jsou i místa kde jsou monitorovány v hloubce 50 cm. U výběru sanační metody je tedy důležité si uvědomit i zmiňované faktory. Opatření můžeme také dělit podle stavu kontaminace na krátkodobá a dlouhodobá. Ke krátkodobým lze přistoupit v případě, že kontaminace se nachází na povrchu rostlin nebo půdy. Kdežto u dlouhodobých opatření je kontaminace již začleněna v ekosystému (De Medici et al. 2019).

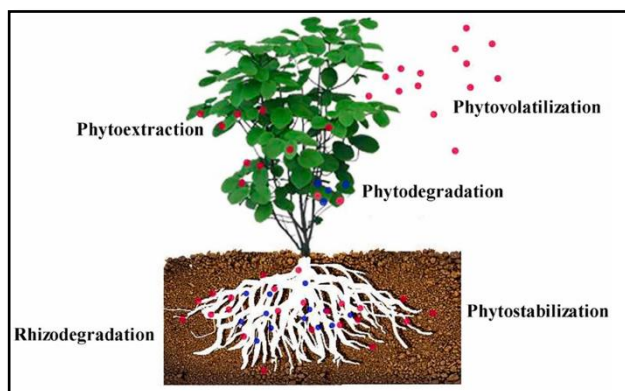
4.5.1 Agrotechnická opatření.

Při kontaminaci zemědělské půdy je důležité zamezit radionuklidům se stát součástí potravního řetězce tím, že přerušíme potravinářskou výrobu na daných pozemcích a nahradíme ji třeba výrobou pro bio plynné stanice. Pro ovlivnění kontaminace rostlin radionuklidem ^{137}Cs je důležité věnovat pozornost obsahu draslíku v půdě který je přijímán rostlinami. Důležitý vliv také má hnojení a hodnota pH v půdě (Kamei-Ishikawa et al. 2008).

4.5.2 Fytoremediace.

Fytoremediace je možnost využití nově vyvinutých technologií. Jak odstranit kontaminační látky z vody a půdy za pomoci absorpce a adsorbce v kořenové oblasti a s následným transportem do stonků a listů rostlin bez zásahu člověka (Pilon-Smits, 2005). Na úspěch použité metody má významný vliv i doba po kterou budou látky přijímány rostlinami (Vacula et al. 2020). Fytoremediaci dělíme na další specifické

podskupiny: fytoextrakce, rhizofiltrace, fytostabilizace, fytovolatilizace, fytodegradace



Obr. 14: Druhy fytořemediací (autor: (Yan et al. 2021)

a rhizodegradace (Obr. 14). Jsou vhodné k použití na větších kontaminovaných plochách, kde došlo k nízké nebo střední kontaminaci prostředí. V porovnání s konvenčními metodami je použití fytořemediace šetrné k životnímu prostředí, cenově dostupnější a vysoce účinná

metoda. Můžeme takto kontaminované plochy ošetřit opakovaně dokud nedojde ke snížení kontaminace na přijatelnou hodnotu (Eapen et al. 2007; Erakhrumen, Agbontalor, 2007; Ghosh, Singh, 2005; Pilon-Smits, 2005).

Fytoextrakce – je metoda u které rostliny absorbují kontaminující látky a poté jsou sklizeny. Metoda je vhodná pro čištění kontaminovaných půd, ale lze ji použít i k dekontaminaci kalů a sedimentů. Za ideální rostliny můžeme považovat takové, které rychle rostou, mají rozsáhlý kořenový systém a tvoří velké množství biomasy. Také je důležité, aby snášely vysoké kontaminace, takové rostliny se nazývají hyperakumulátory. V případě možnosti extrahovat opětovně kontaminující látky z rostlin se může technologie stát velice ekonomicky výhodnou (Vaněk et al. 2017).

Rhizofiltrace – jedná se o metodu odstraňování kontaminace z povrchových, splaškových nebo vyčerpaných podzemních vod. K čištění je nejdůležitější kořenový systém, který přímo ukládá znečišťující látky v kořenech. Tím nedochází k transportu do těla rostliny a k následnému odpařování do ovzduší. Metoda je využívána pro čištění velkého množství vody, je také důležité následné zpracování biomasy (Vaněk et al. 2017).

Fytodegradace – metoda využívající rostliny s jejich mikroflórou k degradaci kontaminantů na netoxické látky. Využívá se při dekontaminaci půd, kalů, sedimentů, povrchových a podzemních vod. Pro fungování fytodegradace je zapotřebí snadná dosažitelnost organických molekul k příjmu a následnému zpracování organismem rostliny nebo mikroorganismy, které jsou spojeny s rostlinou. Dostupnost kontaminantu pro rostlinu je také závislá na jeho rozpustnosti, dobře jsou vstřebávány mírně hydrofobní látky (Vaněk et al. 2017).

Rhizodegradace – metoda je založena na zvýšení půdních bakterií v prostoru

kořenového systému a následně k rozkladu a tím i poklesu kontaminace v půdě. U této metody odpadá nutnost dalšího zpracování rostlin, protože nedochází k hromadění kontaminace v těle rostliny. Objem půdy, u kterého dochází k sanaci, je v poměru celkového množství půdy malý, protože kořeny rostliny ovlivňují prostor pouze do vzdálenosti 1 – 3 mm od kořene. Limitním faktorem pro rhizodegradaci je rychlost růstu kořene rostliny a jeho hloubka. Dalším faktorem jsou vlastnosti sanované půdy a v neposlední řadě také rozsah kontaminace (Vaněk et al. 2017).

Fytostabilizace – rostliny se využívají ke snížení mobility kontaminantů v půdě pomocí kořenového systému. Vzrůstem napomáhají k zamezení větrné a vodní eroze a tím k dalšímu šíření. Metoda je používána v místech, kde je potřeba obnovit vegetační pokryv nebo kde vlivem vysoké kontaminace nelze vysadit běžné rostliny. Výhodou fytostabilizace je, že není potřeba těžit a odvážet kontaminovanou půdu. Vegetaci můžeme vysadit přímo na místě, není nutné provádět její sklizeň a pracování. Nevýhodou je dlouhá doba procesu, protože kontaminace je stále na místě. Důležité je také, aby do budoucna nedošlo k opětovnému uvolnění do životního prostředí (Vaněk et al. 2017).

Fytovolatilizace – jedná se o metodu při které jsou kontaminující látky absorbovány kořenovým systémem rostliny a pak transportovány do nadzemní části, odkud jsou po degradaci uvolňovány do ovzduší těkavé produkty degradovaných kontaminantů. Jestliže má být metoda účinná tak látky uvolněné rostlinou po degradaci musí mít menší toxicitu než látky, které do procesu vstupují. Největší využití je při odbourávání těkavých organických látek a rozpustných anorganických kontaminantů z podzemní vody, půdy, sedimentu a kalů. Jedná se o kontroverzní metodu přenosu kontaminantů do ovzduší (Vaněk et al. 2017).

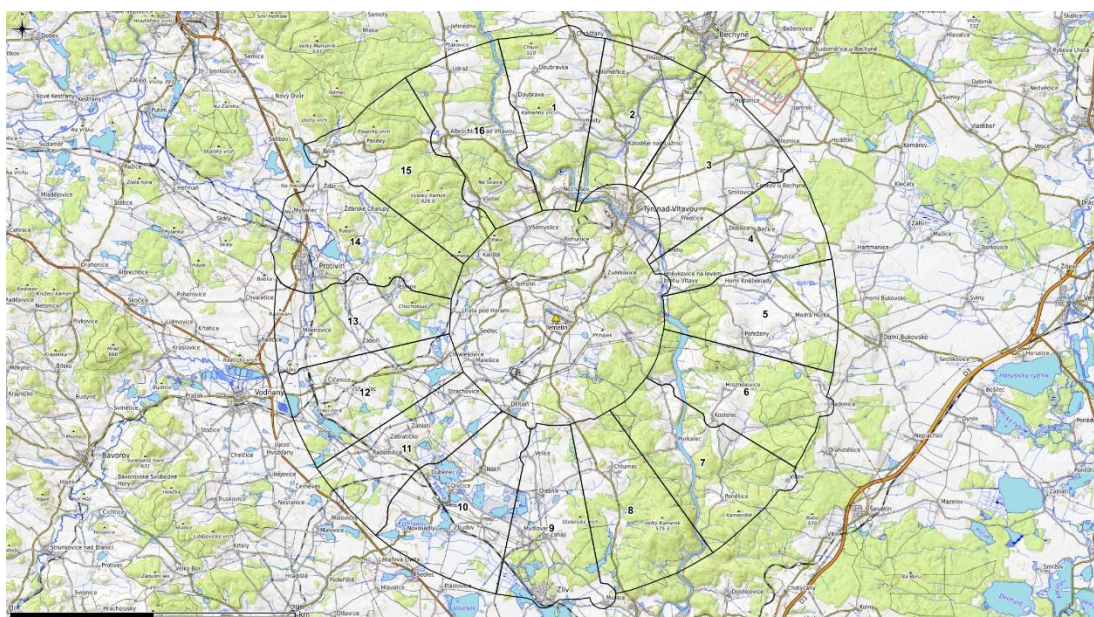
4.5.3 Biologická sanace

I když radionuklidy mají negativní vliv na živé organismy, mohou právě mikroorganismy na úrovni bakterií, prvoků a virů pomoci se sanací půdy, protože organismy jsou schopné přežít až 100 krát vyšší dávky než lidé. Biologická sanace je proces, u kterého mikroorganismy svojí aktivitou přetvářejí radionuklidy na neškodné produkty (Frankovská et al. 2010). Mikroorganismy obsažené v půdě jsou využívány k sanaci radionuklidů, jejich strategie spočívá v navázání látek na sebe a k izolaci po celou dobu jeho života. Mikroorganismy jsou závislé na příznivých podmínkách, především pro svůj život potřebují kyslík, vodu a půdní živiny. Příkladem jsou bakterie rodu *Streptomyces*. Ty jsou schopny akumulovat značné množství cesia (Kuwahara et al. 2011). Po odumření organismu dojde k uvolnění absorbované látky zpět do

prostředí a může se tak navázat na jiný organismus (Groudev et al. 2001).

5. Charakteristika zájmového území.

Zájmové území, z kterého byly odebírány vzorky půdy kambizem pro experiment se nachází v obci Stožice. Obec je součástí okresu Srakovice, ten se nachází v severozápadní části Jihočeského kraje. Od města Vodňan je obec vzdálena 3 km jihozápadním směrem a její nadmořská výška činí 441 m. n. m. Severovýchodním směrem od obce přibližně ve vzdálenosti 18 km je umístěna jaderná elektrárna Temelín. Jaderná elektrárna má své okolí rozděleno do havarijních zón (Obr. 15), kde má navržena vlastní pravidla a postupy pro ochranu osob a zvířat v případě havárie (Kašparová, Pecharová, Zdražil 2018).



Obr. 15: Vymezení havarijní zóny ETE (zdroj: J. Hellebrant (SÚRO))

Obec Stožice se nachází v rozšířené havarijní zóně jaderné elektrárny Temelín. Havarijní zóna elektrárny Temelín patří do jižní části Českého masivu tvořeného moldanubikem. Horniny obsahují ve velkém zastoupení metamorfity, které jsou ve vysokém stupni metamorfózy a plutonické horniny. Moldanubikum na našem území tvoří převážně Český les, Šumavu a Českomoravskou vrchovinu (Petránek, 2016). Na moldanubiku se vyskytují zbytky pánevní výplně - Jihočeské pánve, která se rozkládá mezi městem Vodňany a dolním tokem Lužnice. Výplň se skládá z říčních a jezerních sedimentů (jílovce a pískovce) svrchní křídly (santon). Stáří je ověřeno paleontologickými nálezy. Na křídových sedimentech jsou sedimenty terciární - štěrkopísky, uhelné a diatomové jíly, lignit. Výška křídových sedimentů dosahuje až 300 m u terciálních až 200 m. Nacházejí se zde i vltaviny jihočeského typu (Chamra, et al. 2005).

Reliéf krajiny – značná část krajiny spadá do pahorkatiny Bavorovské, ale

severovýchodní část patří k pánvi Českobudějovické. Území je charakteristické mírným zvlněním plošiny. Oblast má mírně svažité charakter se severovýchodní expozicí (Culek et al. 2013).

Klimatické podmínky – oblast leží v mírně teplé klimatické oblasti a jsou pro ni charakteristické mírné zimy a mírná vlhkost (Němeček, 1967).

Hydrologické podmínky – území se nachází v povodí Blanice. Po hydrologické stránce je zde velmi řídká síť, je zde i několik potoků. Nejvýznamnější potok protéká územím od jihu k severu a jmenuje se Stožický potok. Veškerá neváknutá a přebytečná voda z celého území je odváděna tímto potokem. Okolní pozemky trpí vyšším stavem spodní vody v důsledku špatného odtokového poměru. Rulové zvětraliny jsou většinou lehčího zrnitostního složení a půdě poskytují dostatečnou vodopropustnost a nezadržují vodu. Na svazích se vlivem zrnitostně těžších podloží vytvořila půda s omezenou vodopropustností a vyšší zádržnou schopností. Takové půdy jsou velice náchylné k zamokření povrchovou vodou. Podobně na tom jsou i půdy vytvářené během klimatického terciéru, které vlivem zrnitostně těžkého substrátu jsou velmi málo vodopropustné, také je u nich vysoká retence vody (Culek et al. 2013).

Kambizem - je řazena mezi půdy střední až nižší kvality. K jejich vzniku docházelo pod původními listnatými a smíšenými lesy, na všech horninách skalního podkladu. Kambizem mívá slabší mocnost a jsou skeletovité (Vopravil, et al. 2010).

6. Výsledky.

6.1 Výsledné hodnoty experimentálních rostlin

První experimentální rostlinou byl salát (*Lactuca sativa*), nativní váha jednotlivých rostlin se pohybovala od 0 g do 111,21 g. U vzorků v květináči 2 a 18 došlo ke konzumaci vzorků neznámým živočichem a proto je uváděna nulová hodnota. Průměrná nativní váha vzorku byla 75.35 g. Po usušení všech vzorků v sušičce při teplotě 60°C byla průměrná hmotnost v sušině 2.66 g. Hmotnostní aktivity ⁸⁵Sr, ¹³⁴Cs a ⁴⁰K v salátu jsou vztaženy ke dni sklizně, doba růstu salátu byla 70 dnů. Za zmínku stojí i velice dobrý zdravotní stav salátu (Tabulka č. 3).

Tabulka č. 3: Výsledné hodnoty u experimentálních rostlin salátu.

Označení vzorku	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]
TE kambizem 1	16,56	ne	NC	10	71,77	2,34			
TE kambizem 2	16,14	ne	NC	0	0	0,00			
TE kambizem 3	16,16	ne	NC	10	64,57	2,58			
TE kambizem 4	15,18	ne	NC	10	100,98	3,28			
TE kambizem 5	16,46	ne	PC	10	99,49	4,19			
TE kambizem 6	17,02	ne	PC	10	79,04	3,29			
TE kambizem 7	15,50	ne	PC	10	72,54	2,55			
TE kambizem 8	16,55	ne	PC	10	48,44	1,99			
TE kambizem 9	15,28	ano	K + Cs	9	81,66	4,78	588	2100	11,9
TE kambizem 10	16,11	ano	K + Cs	7	93,74	3,72	783	3570	10,9
TE kambizem 11	16,49	ano	K + Cs	6	55,09	2,28	484	3600	7,2
TE kambizem 12	15,35	ano	K + Cs	4	10,55	0,48	846	3720	50,2
TE kambizem 13	15,58	ano	K + Cs	8	84,31	3,32	681	4170	10,8
TE kambizem 14	14,44	ano	K + Cs	10	111,21	4,84	883	3820	12,4
TE kambizem 15	15,33	ano	K + Cs	10	108,02	4,19	804	4350	32,1
TE kambizem 16	15,02	ano	K + Cs	3	26,21	1,36	767	3420	24,2
TE kambizem 17	15,16	ano	Cs	10	92,46	3,84	820	3870	9,3
TE kambizem 18	16,00	ano	Cs	0	0	0	0	0	0,0
TE kambizem 19	15,55	ano	Cs	10	84,77	3,98	1390	3710	8,2
TE kambizem 20	14,84	ano	Cs	10	67,05	2,44	755	3850	18,3
TE kambizem 21	15,98	ano	Cs	5	14,48	0,65	735	2350	21,0
TE kambizem 22	16,68	ano	Cs	9	66,83	2,71	1030	3820	14,6
TE kambizem 23	16,23	ano	Cs	9	70,43	2,42	1470	4750	27,1
TE kambizem 24	16,26	ano	Cs	9	78,61	2,60	1780	4910	39,8

Vysvětlivky:

TE kambizem – kambizem z havarijní zóny ETE

Přidaná aktivita – přidanou aktivitou se rozumí přidání/nepřidání kontaminantů do jednotlivých nádob

Označení vzorku – rozumí se pořadí nádob v experimentu

Ošetření – NC = negativní kontrola, PC = pozitivní kontrola, K+CS= přidáno ⁴⁰K+¹³⁴Cs+⁸⁵Sr, Cs = přidáno ¹³⁴Cs + ⁸⁵Sr

Zdravotní stav – hodnocený na škále 1-10 v den sklizně, kdy 10 = nejlepší, 1= nejhorší

Nativní hmotnost – hmotnost čerstvě odebrané biomasy

Sušina – hmotnost biomasy usušené při 60°C v sušárně do konstantní hmotnosti

Aktivita Sr-85 – naměřená aktivita u ⁸⁵Sr [Bq/kg]

Aktivita K-40 - naměřená aktivita u ⁴⁰K [Bq/kg]

Aktivita Cs-134 – naměřená aktivita u ¹³⁴Cs [Bq/kg]

Další experimentální rostlinou byla cibule kuchyňská (*Allium cepa*), datum sklizně

bylo dne 29. 9. 2020. Rostlinky pro nízkou biomasu byly sklizeny jako směsný vzorek, průměrná nativní hmotnost činí 41.8 g a průměrná hmotnost v sušině je 3.57 g. Naměřené hodnoty hmotnostní aktivity ^{85}Sr , ^{134}Cs a ^{40}K , jsou hodnoty vztažené ke dni sklizně (Tabulka č. 4).

Tabulka č. 4: Výsledné hodnoty u experimentálních rostlin cibule.

Označení vzorku	Ošetření	Přidaná aktivita	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]	Aktivita Sr-85 [Bq/kg]	Aktivita K-40 [Bq/kg]	Aktivita Cs-134 [Bq/kg]
TE Kambizem	NC	ne	19,13	1,45			
TE Kambizem	PC	ne	9,84	0,76			
TE Kambizem	K+Cs	ano	82,28	6,80	851	1405	383
TE Kambizem	Cs	ano	55,96	5,28	1008	1326	747

Vysvětlivky:

TE kambizem – kambizem z havarijní zóny ETE

Přidaná aktivita – přidanou aktivitou se rozumí přidání/nepřidání kontaminantů do jedn. nádoby

Označení vzorku – rozumí se pořadí nádob v experimentu

Ošetření – NC =negativní kontrola, PC = pozitivní kontrola, K+CS= přidáno $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$, Cs = přidáno $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$

Nativní hmotnost – hmotnost čerstvě odebrané biomasy

Sušina – hmotnost biomasy usušené při 60°C v sušárně do konstantní hmotnosti

Aktivita Sr-85 – naměřená aktivita u ^{85}Sr [Bq/kg]

Aktivita K-40 - naměřená aktivita u ^{40}K [Bq/kg]

Aktivita Cs-134 – naměřená aktivita u ^{134}Cs [Bq/kg]

Poslední experimentální rostlinou byly ředkvičky (*Raphanus sativus*), ke sklizni došlo 25. 11. 2020, naměřené hodnoty byly udávány pro jednotlivé květináče s rostlinkami. Průměrná nativní hmotnost činí 13.92 g a průměrná hmotnost v sušině je 0.62 g. V případě ředkviček jsou hodnoty mnohem nižší, protože rostliny nebyly tak vzrostlé jako předcházející druhy (Tabulka č. 5).

Tabulka č. 5: Výsledné hodnoty u experimentálních rostlin ředkviček.

Označení vzorku	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]
TE kambizem 1	16,56	ne	NC	3	13,14	0,59			
TE kambizem 2	16,14	ne	NC	3	14,12	0,62			
TE kambizem 3	16,16	ne	NC	3	12,98	0,58			
TE kambizem 4	15,18	ne	NC	3	14,71	0,67			
TE kambizem 5	16,46	ne	PC	1	1,61	0,08			
TE kambizem 6	17,02	ne	PC	4	14,86	0,63			
TE kambizem 7	15,50	ne	PC	4	13,94	0,62			
TE kambizem 8	16,55	ne	PC	4	14,92	0,63			
TE kambizem 9	15,28	ano	K + Cs	4	14,61	0,62	740	1970	126,0
TE kambizem 10	16,11	ano	K + Cs	4	12,83	0,52	859	2820	110,5
TE kambizem 11	16,49	ano	K + Cs	5	11,79	0,51	807	2080	141,4
TE kambizem 12	15,35	ano	K + Cs	5	16,86	0,69	791	2280	220,0
TE kambizem 13	15,58	ano	K + Cs	3	17,55	0,74	708	2350	40,0
TE kambizem 14	14,44	ano	K + Cs	5	17,57	0,87	753	1830	222,5
TE kambizem 15	15,33	ano	K + Cs	5	19,95	0,92	911	1480	72,9
TE kambizem 16	15,02	ano	K + Cs	4	14,26	0,62	879	2180	190,9
TE kambizem 17	15,16	ano	Cs	5	16,59	0,74	934	2090	128,0
TE kambizem 18	16,00	ano	Cs	5	15	1	1260	1900	160,4
TE kambizem 19	15,55	ano	Cs	3	11,72	0,56	874	2270	186,3
TE kambizem 20	14,84	ano	Cs	4	14,51	0,73	1020	2160	121,8
TE kambizem 21	15,98	ano	Cs	6	20,01	0,81	1060	2300	164,3
TE kambizem 22 *	16,68	ano	Cs	0	0,97	0,03	290	2940	328,0
TE kambizem 23	16,23	ano	Cs	4	17,25	0,78	1070	2180	96,4
TE kambizem 24	16,26	ano	Cs	5	12,14	0,63	1230	2110	69,8

Vysvětlivky:

TE kambizem – kambizem z havarijní zóny ETE

Přidaná aktivita – přidanou aktivitou se rozumí přidání/nepřidání kontaminantů do jedn. nádoby

Označení vzorku – rozumí se pořadí nádob v experimentu

Ošetření – NC =negativní kontrola, PC = pozitivní kontrola, K+CS= přidáno $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$, Cs = přidáno $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$

Zdravotní stav – hodnocený na škále 1-10 v den sklizně, kdy 10 = nejlepší, 1= nejhorší

Nativní hmotnost – hmotnost čerstvě odebrané biomasy

Sušina – hmotnost biomasy usušené při 60°C v sušárně do konstantní hmotnosti

Aktivita Sr-85 – naměřená aktivita u ^{85}Sr [Bq/kg]

Aktivita K-40 - naměřená aktivita u ^{40}K [Bq/kg]

Aktivita Cs-134 – naměřená aktivita u ^{134}Cs [Bq/kg]

*v květináči bylo malé množství biomasy

V krabicovém grafu (Obr. 16) jsem provedl porovnání aktivity ^{85}Sr v salátu a ředkvičkách, a to v květináčích 9 až 16, které byly kontaminovány ^{134}Cs , ^{85}Sr a ^{40}K . Další skupinou k porovnání byly květináče 17 až 24 a ty byly kontaminovány ^{134}Cs , ^{85}Sr . (Tabulka č. 6).

Tabulka č. 6: Hodnoty aktivity ^{85}Sr v experimentálních rostlinách.

Aktivita Sr-85				
Ošetření	K + Cs		Cs	
Plodina	salát	ředkvička	salát	ředkvička
Počet	8	8	8	8
Aritmetický průměr	729,5	806,0	997,5	967,4
Směr. odchylka	135,9	72,0	553,5	303,6
Medián	774,9	799,2	924,7	1040,1
Minimum	484,1	707,9	0	290
Maximum	882,8	910,9	1780	1260
Rozdíl max-min	398,7	203	1780	970

Vysvětlivky:

Ošetření – K+CS= přidáno $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$, Cs = přidáno $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$

Plodina – zkoumaná experimentální rostlina

Počet – jedná se o počet květináčů s biomasou

Aritmetický průměr – udává průměrnou hodnotu aktivity ^{85}Sr z osmi vzorků

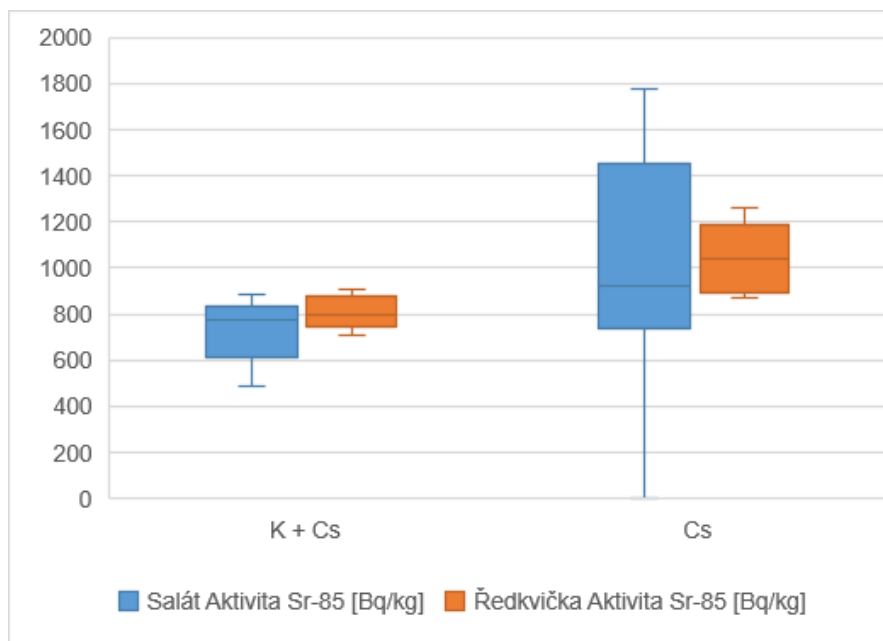
Medián – rozděluje soubor hodnot na dvě stejně velké části 50%>než medián, 50%<než medián

Minimum – minimální naměřená hodnota

Maximum – maximální naměřená hodnota

Rozdíl max-min – rozdíl minimální a maximální naměřené hodnoty

V květináčích se salátem ošetřených ^{134}Cs , ^{85}Sr a ^{40}K byla minimální hodnota aktivity ^{85}Sr 484,1 Bq/kg a maximální hodnota 882,8 Bq/kg. U květináčů se salátem, kde nebyl přidán ^{40}K byly naměřeny minimální hodnoty 0 Bq/kg a maximální hodnoty 1780 Bq/kg. V případě ředkviček ošetřených ^{134}Cs , ^{85}Sr a ^{40}K , byla naměřená minimální hodnota aktivity ^{85}Sr 707,9 Bq /kg a maximální hodnota 910,9 Bq/kg. V květináčích bez přidaného ^{40}K byly minimální hodnoty 290 Bq/kg a maximální hodnoty 1260 Bq/kg. Vzniklý rozdíl je možné přisoudit absenci ^{40}K , který blokoval přestup ^{85}Sr do rostlin.



Obr. 16: Porovnání aktivity v rostlinách

V krabicovém grafu (Obr. 17) jsou uvedeny aktivity ^{134}Cs v salátu a ředkvičkách, které byly pěstovány v květináčích 9 až 16 a ty byly kontaminovány ^{134}Cs , ^{85}Sr a ^{40}K . Další skupinou k porovnání byly květináče 17 až 24 a ty obsahovaly kontaminaci ^{134}Cs , ^{85}Sr . (Tabulka č. 7).

Tabulka č. 7: Hodnoty aktivity ^{134}Cs v rostlinách.

Aktivita Cs-134				
Ošetření	K + Cs		Cs	
Plodina	salát	ředkvička	salát	ředkvička
Počet	8	8	8	8
Aritmetický průměr	20,0	140,5	17,3	156,9
Směr. odchylka	14,8	66,9	12,4	78,8
Medián	12,1	133,7	16,4	144,2
Minimum	7,2	40	0	69,8
Maximum	50,2	222,5	39,7	328
Rozdíl max-min	43	182,5	39,7	258,2

Vysvětlivky:

Ošetření – K+CS= přidáno $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$, Cs = přidáno $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$

Plodina – zkoumaná experimentální rostlina

Počet – jedná se o počet květináčů s biomasou

Aritmetický průměr – udává průměrnou hodnotu aktivity ^{85}Sr z osmi vzorků

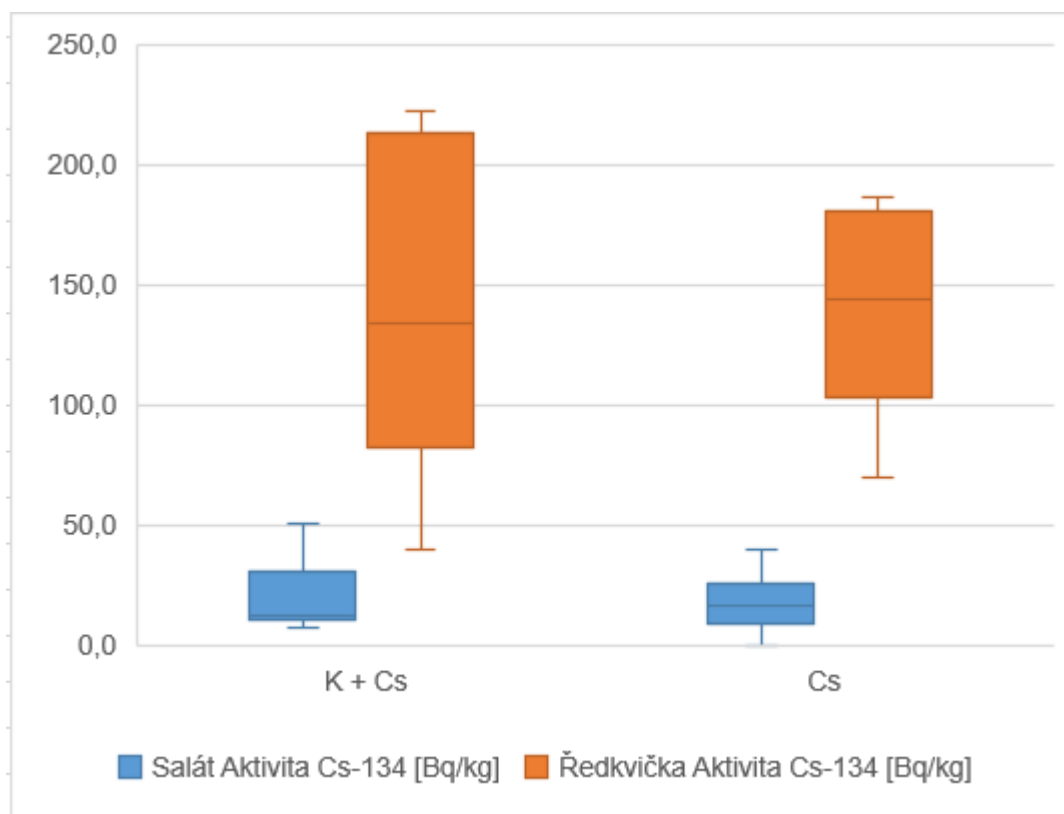
Medián – rozděljuje soubor hodnot na dvě stejně velké části 50%>než medián, 50%<než medián

Minimum – minimální naměřená hodnota

Maximum – maximální naměřená hodnota

Rozdíl max-min – rozdíl minimální a maximální naměřené hodnoty

U salátu ošetřených ^{134}Cs , ^{85}Sr a ^{40}K byla minimální hodnota aktivity ^{134}Cs 7,2 Bq /kg a maximální hodnota 50,2 Bq/kg. U salátu, kde nebyl přidán ^{40}K byly naměřeny minimální hodnoty 0 Bq/kg a maximální hodnoty 39,7 Bq/kg. V případě ředkviček ošetřených ^{134}Cs , ^{85}Sr a ^{40}K , byla naměřená minimální hodnota aktivity ^{134}Cs 40 Bq/kg a maximální hodnota 222,5 Bq/kg. V květináčích bez přidaného ^{40}K byly minimální hodnoty 69,8 Bq/kg a maximální hodnoty 328 Bq/kg. Z výsledku je patrné, že ^{40}K nemá vliv na obsah ^{134}Cs v rostlině.



Obr. 17: Porovnání aktivity v rostlinách

Plošná aktivita

Plošná aktivita ^{85}Sr a ^{134}Cs byla spočítána ke dni sklizně jednotlivých rostlin. První sklizenou rostlinou byl salát a to dne 21. 7. 2020 (Tabulka č. 8). Minimální hodnota ^{85}Sr plošné aktivity přepočtená na plochu květináče byla 48,287 kBq/m² a maximální hodnota byla 49,356 kBq/m². U ^{134}Cs byla minimální hodnota plošné aktivity přepočtená na plochu květináče 140,568 kBq/m² a zjištěná maximální hodnota byla 143,693 kBq/m².

Tabulka č. 8: Hodnoty plošné aktivity ke dni sklizně salátu.

Označení vzorku	Aktivita Sr85 kBq	Aktivita Cs 134 kBq	Plošná aktivita na plochu květináče	Plošná aktivita na plochu květináče	Plošná aktivita přepočtená ke dni sklizně salát 21.07.2020	Plošná aktivita přepočtená ke dni sklizně salát 21.07.2020
			Sr 85 kBq/m ²	Cs 134 kBq/m ²	Sr 85 kBq/m ²	Cs 134 kBq/m ²
TE Kambizem 9	5,854	8,048	110,254	151,563	48,505	141,205
TE Kambizem 10	5,846	8,036	110,088	151,335	48,432	140,993
TE Kambizem 11	5,919	8,137	111,470	153,234	49,040	142,762
TE Kambizem 12	5,884	8,088	110,807	152,323	48,749	141,913
TE Kambizem 13	5,828	8,012	109,757	150,879	48,287	140,568
TE Kambizem 14	5,896	8,104	111,028	152,627	48,846	142,196
TE Kambizem 15	5,887	8,092	110,862	152,399	48,773	141,984
TE Kambizem 16	5,887	8,092	110,862	152,399	48,773	141,984
TE Kambizem 17	5,878	8,080	110,696	152,171	48,700	141,772
TE Kambizem 18	5,878	8,080	110,696	152,171	48,700	141,772
TE Kambizem 19	5,881	8,084	110,752	152,247	48,724	141,842
TE Kambizem 20	5,890	8,096	110,917	152,475	48,797	142,055
TE Kambizem 21	5,899	8,109	111,083	152,702	48,870	142,267
TE Kambizem 22	5,957	8,189	112,188	154,222	49,356	143,683
TE Kambizem 23	5,919	8,137	111,470	153,234	49,040	142,762
TE Kambizem 24	5,863	8,060	110,420	151,791	48,578	141,418

Vysvětlivky:

TE kambizem – kambizem z havarijní zóny ETE

Označení vzorku – jedná se o pořadí nádob v experimentu

Aktivita Sr-85 – celková aktivita ⁸⁵Sr v květináči [kBq]

Aktivita Cs-134 – celková aktivita ⁸⁵Sr v květináči [kBq]

Plošná aktivita na plochu květináče - je celková aktivita v nádobě vztažená na plochu povrchu půdy v nádobě ⁸⁵Sr [Bq/m²]

Plošná aktivita na plochu květináče - je celková aktivita v nádobě vztažená na plochu povrchu půdy v nádobě ¹³⁴Cs [Bq/m²]

Plošná aktivita na plochu květináče - je celková aktivita v nádobě vztažená na plochu povrchu půdy v nádobě ke dni sklizně ⁸⁵Sr [Bq/m²]

Plošná aktivita na plochu květináče - je celková aktivita v nádobě vztažená na plochu povrchu půdy v nádobě ke dni sklizně ¹³⁴Cs [Bq/m²]

Sklizeň cibule byla prováděna dne 29. 9. 2020 a k tomuto datu byla plošná aktivita ⁸⁵Sr přepočtená na plochu květináče s minimální hodnotou 22,890 kBq/m² a maximální hodnota byla stanovena 23,397 kBq/m². Minimální plošná aktivita přepočtená na plochu květináče pro ¹³⁷Cs byla 131,808 kBq/m² a maximální udávaná hodnota byla 134,728 kBq/m² (Tabulka č. 9)

Tabulka č. 9: Hodnoty plošné aktivity ke dni sklizně cibule.

Označení vzorku	Aktivita Sr85 kBq	Aktivita Cs 134 kBq	Plošná aktivita na plochu květináče	Plošná aktivita na plochu květináče	Plošná aktivita přepočtená ke dni sklizně cibule 29.09.2020	aktivita přepočtená ke dni sklizně cibule 29.09.2020
			Sr 85 kBq/m ²	Cs 134 kBq/m ²	Sr 85 kBq/m ²	Cs 134 kBq/m ²
TE Kambizem 9	5,854	8,048	110,254	151,563	22,993	132,405
TE Kambizem 10	5,846	8,036	110,088	151,335	22,959	132,206
TE Kambizem 11	5,919	8,137	111,470	153,234	23,247	133,865
TE Kambizem 12	5,884	8,088	110,807	152,323	23,109	133,069
TE Kambizem 13	5,828	8,012	109,757	150,879	22,890	131,808
TE Kambizem 14	5,896	8,104	111,028	152,627	23,155	133,334
TE Kambizem 15	5,887	8,092	110,862	152,399	23,120	133,135
TE Kambizem 16	5,887	8,092	110,862	152,399	23,120	133,135
TE Kambizem 17	5,878	8,080	110,696	152,171	23,086	132,936
TE Kambizem 18	5,878	8,080	110,696	152,171	23,086	132,936
TE Kambizem 19	5,881	8,084	110,752	152,247	23,097	133,002
TE Kambizem 20	5,890	8,096	110,917	152,475	23,132	133,201
TE Kambizem 21	5,899	8,109	111,083	152,702	23,166	133,400
TE Kambizem 22	5,957	8,189	112,188	154,222	23,397	134,728
TE Kambizem 23	5,919	8,137	111,470	153,234	23,247	133,865
TE Kambizem 24	5,863	8,060	110,420	151,791	23,028	132,604

Vysvětlivky:

TE kambizem – kambizem z havarijní zóny ETE

Označení vzorku – jedná se o pořadí nádob v experimentu

Aktivita Sr-85 – celková aktivita ⁸⁵Sr v květináči [kBq]

Aktivita Cs-134 – celková aktivita ⁸⁵Sr v květináči [kBq]

Plošná aktivita na plochu květináče - je celková aktivita v nádobě vztažená na plochu povrchu půdy v nádobě ⁸⁵Sr [Bq/m²]

Plošná aktivita na plochu květináče - je celková aktivita v nádobě vztažená na plochu povrchu půdy v nádobě ¹³⁴Cs [Bq/m²]

Plošná aktivita na plochu květináče - je celková aktivita v nádobě vztažená na plochu povrchu půdy v nádobě ke dni sklizně ⁸⁵Sr [Bq/m²]

Plošná aktivita na plochu květináče - je celková aktivita v nádobě vztažená na plochu povrchu půdy v nádobě ke dni sklizně ¹³⁴Cs [Bq/m²]

Poslední rostlinou v experimentu byla ředkvička sklizená dne 29. 11. 2020. Minimální hodnota plošné aktivity ⁸⁵Sr měla hodnotu 12,464 kBq/m² a maximální hodnota byla stanovena 12,740 kBq/m². Minimální plošná aktivita přepočtená na plochu květináče pro ¹³⁷Cs byla 125,079 kBq/m² a maximální udávaná hodnota byla 127,850 kBq/m² (Tabulka č. 10).

Tabulka č. 10: Hodnoty plošné aktivity ke dni sklizně ředkviček.

Označení vzorku	Aktivita Sr85 kBq	Aktivita Cs 134 kBq	Plošná aktivita na plochu květináče	Plošná aktivita na plochu květináče	Plošná aktivita přepočtená ke dni sklizně ředkvičky 25.11.2020	Plošná aktivita přepočtená ke dni sklizně ředkvičky 25.11.2020
			Sr 85 kBq/m ²	Cs 134 kBq/m ²	Sr 85 kBq/m ²	Cs 134 kBq/m ²
TE Kambizem 9	5,854	8,048	110,254	151,563	12,521	125,646
TE Kambizem 10	5,846	8,036	110,088	151,335	12,502	125,457
TE Kambizem 11	5,919	8,137	111,470	153,234	12,659	127,031
TE Kambizem 12	5,884	8,088	110,807	152,323	12,583	126,275
TE Kambizem 13	5,828	8,012	109,757	150,879	12,464	125,079
TE Kambizem 14	5,896	8,104	111,028	152,627	12,608	126,527
TE Kambizem 15	5,887	8,092	110,862	152,399	12,590	126,338
TE Kambizem 16	5,887	8,092	110,862	152,399	12,590	126,338
TE Kambizem 17	5,878	8,080	110,696	152,171	12,571	126,149
TE Kambizem 18	5,878	8,080	110,696	152,171	12,571	126,149
TE Kambizem 19	5,881	8,084	110,752	152,247	12,577	126,212
TE Kambizem 20	5,890	8,096	110,917	152,475	12,596	126,401
TE Kambizem 21	5,899	8,109	111,083	152,702	12,615	126,590
TE Kambizem 22	5,957	8,189	112,188	154,222	12,740	127,850
TE Kambizem 23	5,919	8,137	111,470	153,234	12,659	127,031
TE Kambizem 24	5,863	8,060	110,420	151,791	12,539	125,834

Vysvětlivky:

TE kambizem – kambizem z havarijní zóny ETE

Označení vzorku – jedná se o pořadí nádob v experimentu

Aktivita Sr-85 – celková aktivita ⁸⁵Sr v květináči [kBq]

Aktivita Cs-134 – celková aktivita ¹³⁴Cs v květináči [kBq]

Plošná aktivita na plochu květináče - je celková aktivita v nádobě vztažená na plochu povrchu půdy v nádobě ⁸⁵Sr [Bq/m²]

Plošná aktivita na plochu květináče - je celková aktivita v nádobě vztažená na plochu povrchu půdy v nádobě ¹³⁴Cs [Bq/m²]

Plošná aktivita na plochu květináče - je celková aktivita v nádobě vztažená na plochu povrchu půdy v nádobě ke dni sklizně ⁸⁵Sr [Bq/m²]

Plošná aktivita na plochu květináče - je celková aktivita v nádobě vztažená na plochu povrchu půdy v nádobě ke dni sklizně ¹³⁴Cs [Bq/m²]

Transferový koeficient

Transferový koeficient (TK) je stanovení přestupu aktivity z půdy do rostliny na základě stanoveného obsahu radionuklidů v půdě a u rostliny. Měření aktivity je prováděno pomocí polovodičové spektrometrie gama s vysokým rozlišením. Transferový koeficient jsem počítal jako podíl mezi aktivitou v sušině udávané v Bq/kg a plošnou aktivitou přepočítanou na plochu nádoby v Bq/m². Výsledkem je hodnota udávaná v [(Bq/kg)/ (Bq/m²)]. Minimální hodnota transferového koeficientu pro obsah ⁸⁵Sr v salátu byla 9,87E-3 [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] a maximální hodnota byla 3,66E-2 [(Bq/kg)/ (Bq/m²)]. Pro obsah transferového koeficientu ¹³⁴Cs v salátu byla minimální hodnota 8,73E-5 [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] a maximální hodnota byla 1,02E-4 [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] (Tabulka č. 11).

Tabulka č. 11: Hodnoty plošné aktivity ke dni sklizně ředkviček.

	Aktivita Sr-85 na hmotnost sušiny salátu	Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádoby	Transferový koeficient TK	Aktivita Cs-134 na hmotnost sušiny salátu	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]
TE kambizem 9	588	48505,41	1,21E-02	11,92	141205,34	8,44E-05
TE kambizem 10	783	48432,47	1,62E-02	10,94	140993,01	7,76E-05
TE kambizem 11	484	49040,31	9,87E-03	7,23	142762,50	5,06E-05
TE kambizem 12	846	48748,54	1,73E-02	50,21	141913,14	3,54E-04
TE kambizem 13	681	48286,59	1,41E-02	10,84	140568,33	7,71E-05
TE kambizem 14	883	48845,80	1,81E-02	12,41	142196,26	8,73E-05
TE kambizem 15	804	48772,86	1,65E-02	32,11	141983,92	2,26E-04
TE kambizem 16	767	48772,86	1,57E-02	24,17	141983,92	1,70E-04
TE kambizem 17	820	48699,92	1,68E-02	9,31	141771,58	6,57E-05
TE kambizem 18	0	48699,92	0,00E+00	0,00	141771,58	0,00E+00
TE kambizem 19	1390	48724,23	2,85E-02	8,20	141842,36	5,78E-05
TE kambizem 20	755	48797,17	1,55E-02	18,28	142054,70	1,29E-04
TE kambizem 21	735	48870,11	1,50E-02	21,05	142267,04	1,48E-04
TE kambizem 22	1030	49356,38	2,09E-02	14,59	143682,63	1,02E-04
TE kambizem 23	1470	49040,31	3,00E-02	27,09	142762,50	1,90E-04
TE kambizem 24	1780	48578,35	3,66E-02	39,76	141417,68	2,81E-04

Vysvětlivky:

TE kambizem – kambizem z havarijní zóny ETE

Aktivita Sr-85 na hmotnosti sušiny salátu- aktivita spočítaná na hmotnost v sušině udáváno v (Bq/kg)

Plošná aktivita půdy Ap pro Cs134- udává hodnotu plošné aktivity přepočtenou na plochu nádoby v (Bq/m²)

Transferový koeficient TK- udává hodnotu přestupu mezi půdou a rostlinou v [(Bq/kg)/ (Bq/m²)]

Aktivita Cs-134 na hmotnosti sušiny salátu- aktivita spočítaná na hmotnost v sušině udáváno v (Bq/kg)

Plošná aktivita půdy Ap pro Cs134- udává hodnotu plošné aktivity přepočtenou na plochu nádoby v (Bq/m²)

Transferový koeficient TK- udává hodnotu přestupu mezi půdou a rostlinou v [(Bq/kg)/ (Bq/m²)]

Minimální hodnota transferového koeficientu pro obsah ⁸⁵Sr v cibuli byla 3,69E-3 [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] a maximální hodnota byla 4,35E-2 [(Bq/kg)/ (Bq/m²)]. Pro obsah transferového koeficientu ¹³⁴Cs v salátu byla minimální hodnota 2,89E-3 [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] a maximální hodnota byla 5,60E-3 [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] (Tabulka č. 12).

Tabulka č. 12: Hodnoty plošné aktivity ke dni sklizně ředkviček.

	Aktivita Sr-85 na hmotnost sušiny cibule	Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádoby	Transferový koeficient TK	Aktivita Cs-134 na hmotnost sušiny cibule	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]
TE kambizem K+Cs	851	23074,12	3,69E-02	383	132869,48	2,89E-03
TE kambizem Cs	1008	23154,80	4,35E-02	747	133334,06	5,60E-03

Vysvětlivky:

TE kambizem – kambizem z havarijní zóny ETE

Aktivita Sr-85 na hmotnosti sušiny salátu- aktivita spočítaná na hmotnost v sušině udáváno v (Bq/kg)

Plošná aktivita půdy Ap pro Cs134- udává hodnotu plošné aktivity přepočtenou na plochu nádoby v (Bq/m²)

Transferový koeficient TK- udává hodnotu přestupu mezi půdou a rostlinou v [(Bq/kg)/ (Bq/m²)]

Aktivita Cs-134 na hmotnosti sušiny salátu- aktivita spočítaná na hmotnost v sušině udáváno v (Bq/kg)

Plošná aktivita půdy Ap pro Cs134- udává hodnotu plošné aktivity přepočtenou na plochu nádoby v (Bq/m²)

Transferový koeficient TK- udává hodnotu přestupu mezi půdou a rostlinou v [(Bq/kg)/ (Bq/m²)]

Minimální hodnota transferového koeficientu pro obsah ^{85}Sr v ředkvičkách byla $2,28\text{E-}3$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] a maximální hodnota byla $1,00\text{E-}1$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)]. Pro obsah transferového koeficientu ^{134}Cs v salátu byla minimální hodnota $3,20\text{E-}4$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] a maximální hodnota byla $2,57\text{E-}3$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] (Tabulka č. 13)

Tabulka č. 13: Hodnoty plošné aktivity ke dni sklizně ředkviček.

	Aktivita Sr-85 na hmotnost sušiny ředkvičky [Bq/kg suš.]	Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádoby [Bq/m ²]	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m ²]	Aktivita Cs-134 na hmotnost sušiny ředkvičky [Bq/kg suš.]	Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádoby [Bq/m ²]	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m ²]
TE kambizem 9	740	12520,56	5,91E-02	126,0	125645,56	1,00E-03
TE kambizem 10	859	12501,74	6,87E-02	110,5	125456,62	8,81E-04
TE kambizem 11	807	12658,63	6,37E-02	141,4	127031,12	1,11E-03
TE kambizem 12	791	12583,32	6,29E-02	220,0	126275,36	1,74E-03
TE kambizem 13	708	12464,08	5,68E-02	40,0	125078,74	3,20E-04
TE kambizem 14	753	12608,43	5,97E-02	222,5	126527,28	1,76E-03
TE kambizem 15	911	12589,60	7,24E-02	72,9	126338,34	5,77E-04
TE kambizem 16	879	12589,60	6,99E-02	190,9	126338,34	1,51E-03
TE kambizem 17	934	12570,77	7,43E-02	128,0	126149,40	1,01E-03
TE kambizem 18	1260	12570,77	1,00E-01	160,4	126149,40	1,27E-03
TE kambizem 19	874	12577,05	6,95E-02	186,3	126212,38	1,48E-03
TE kambizem 20	1020	12595,88	8,10E-02	121,8	126401,32	9,63E-04
TE kambizem 21	1060	12614,70	8,41E-02	164,3	126590,26	1,30E-03
TE kambizem 22	290	12740,22	2,28E-02	328,0	127849,87	2,57E-03
TE kambizem 23	1070	12658,63	8,45E-02	96,4	127031,12	7,59E-04
TE kambizem 24	1230	12539,39	9,81E-02	69,8	125834,50	5,55E-04

Vysvětlivky:

TE kambizem – kambizem z havarijní zóny ETE

Aktivita Sr-85 na hmotnosti sušiny salátu- aktivita spočítaná na hmotnost v sušíně udáváno v (Bq/kg)

Plošná aktivita půdy Ap pro Cs134- udává hodnotu plošné aktivity přepočtenou na plochu nádoby v (Bq/m²)

Transferový koeficient TK- udává hodnotu přestupu mezi půdou a rostlinou v [(Bq/kg)/ (Bq/m²)]

Aktivita Cs-134 na hmotnosti sušiny salátu- aktivita spočítaná na hmotnost v sušíně udáváno v (Bq/kg)

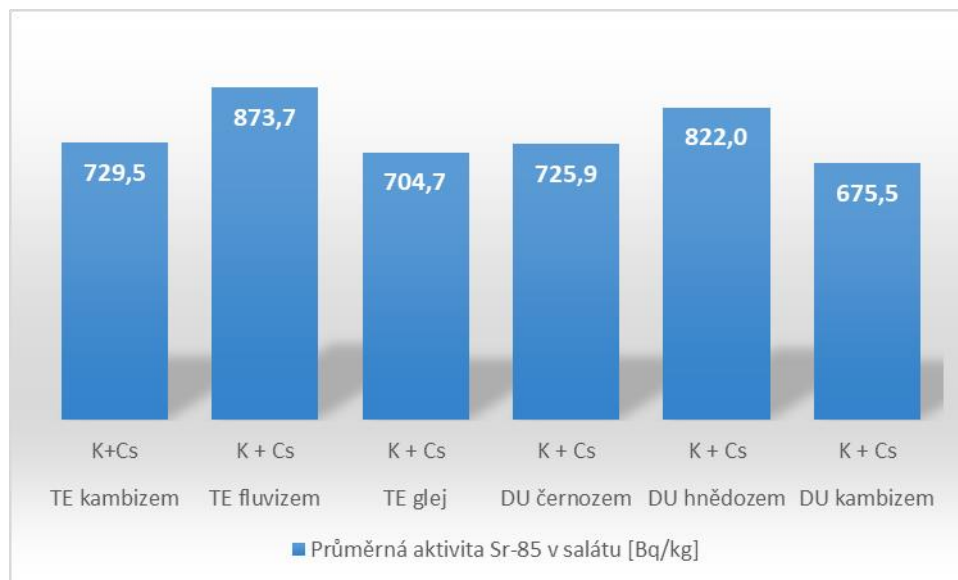
Plošná aktivita půdy Ap pro Cs134- udává hodnotu plošné aktivity přepočtenou na plochu nádoby v (Bq/m²)

Transferový koeficient TK- udává hodnotu přestupu mezi půdou a rostlinou v [(Bq/kg)/ (Bq/m²)]

7. Diskuze.

7.1 Srovnání výsledků aktivity v salátu.

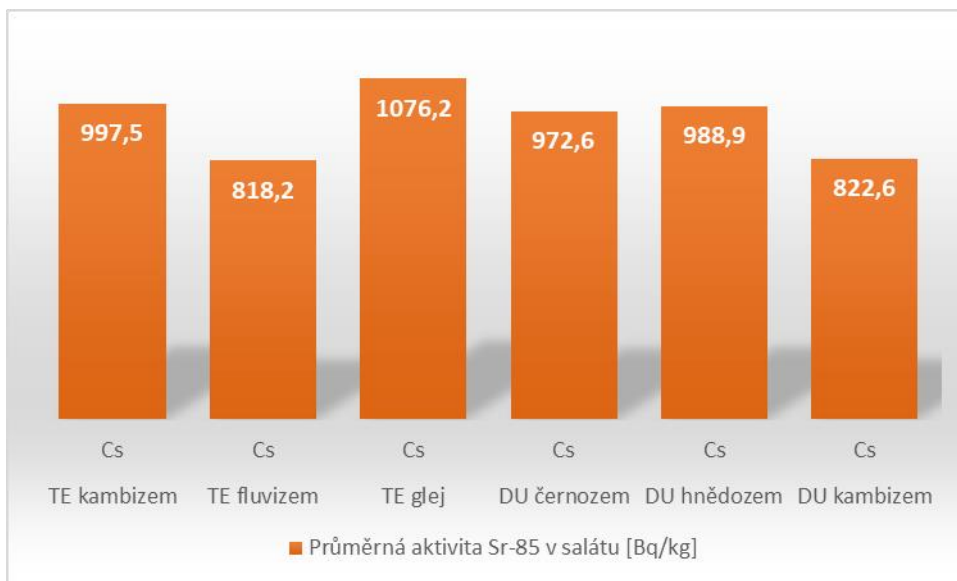
Porovnání bylo prováděno na květináčích ošetřených ^{134}Cs , ^{85}Sr a ^{40}K . Výsledky průměrné aktivity ^{85}Sr v salátu (*Lactuca sativa*) byly porovnávány mezi různými druhy půd, které byly odebrány v havarijní zóně jaderných elektráren Temelín a Dukovany. Nejnižší průměrná hodnota aktivity ^{85}Sr byla zaznamenána v salátu vypěstovaném na půdě kambizem v havarijní zóně elektrárny Dukovan a činila 675,5 Bq/kg (Doskočilová, 2021), ale na půdě kambizem odebrané v havarijní zóně elektrárny Temelín je průměrná hodnota aktivity 729,5 Bq/kg. Podobná hodnota průměrné aktivity 725,9 Bq/kg byla naměřena v salátu pěstovaném na půdách černozem odebraných v Dukovanech (Stádníková, 2021). Nejvyšší hodnoty průměrné aktivity 873,7 Bq/kg dosahuje salát pěstovaný na půdě fluvizem odebrané v Temelíně (Šestáková, 2021) a druhé nejvyšší hodnoty průměrné aktivity 822,0 Bq/kg dosahuje salát pěstovaný na půdě hnědozem z Dukovan (Finkous P., 2021). Během experimentu bylo o všechny rostliny stejně pečováno a jediný rozdíl je v typech půd a jejich různém chemickém a fyzikálním složení (Obr. 17). Domnívám se, že i když půdy byly ošetřeny draslíkem ve stejném množství je dalším rozhodujícím faktorem i množství humusu v půdě, který může významně ovlivnit transport radionuklidů do rostlin.



Obr. 17: Porovnání průměrné aktivity v rostlinách při kontaminaci ^{85}Sr , ^{134}Cs a ^{40}K

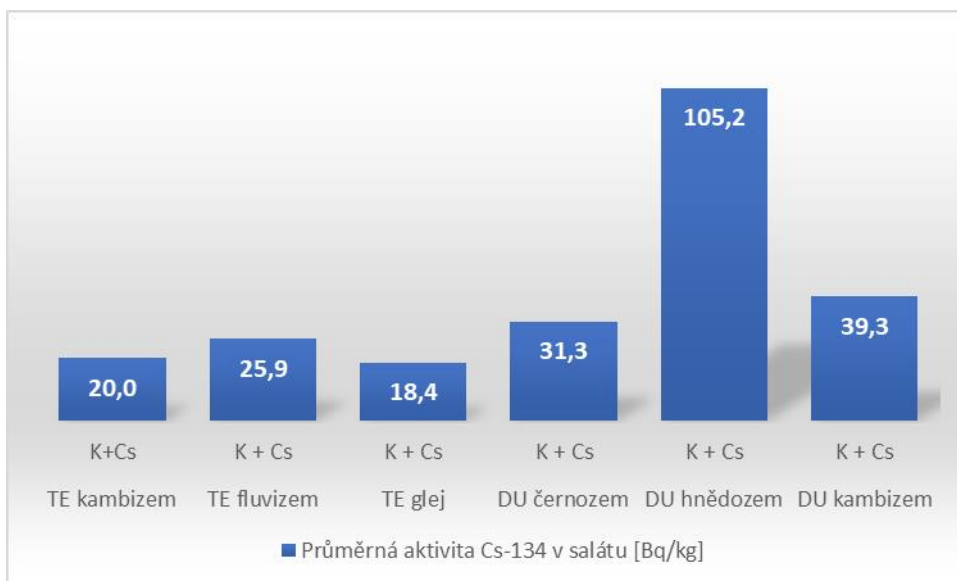
Výsledky byly porovnávány na květináčích ošetřených ^{134}Cs a ^{85}Sr . Průměrná aktivita ^{85}Sr v salátu (*Lactuca sativa*) byla porovnávána mezi jednotlivými druhy půd, které byly použity při experimentu. Nejnižší průměrná hodnota aktivity ^{85}Sr byla

zaznamenána v salátu vypěstovaném na půdě fluvizem odebrané v havarijní zóně Temelína a činila 818,2 Bq/kg (Šestáková, 2021). Nejvyšší hodnota byla na půdě glej odebrané v havarijní zóně elektrárny Temelín, její průměrná hodnota aktivity byla 1076,2 Bq/kg (Kautská Hofmanová, 2021). Druhá nejvyšší hodnota byla u salátu na půdě kambizem z oblastí Temelína a činila 997,5 Bq/kg. Na půdě černozem byla aktivita 972,6 Bq/kg (Stádníková, 2021). Hodnoty ^{85}Sr v salátu, který vyrostl na půdách ošetřených ^{134}Cs a ^{85}Sr jsou vyšší než hodnoty u rostlin salátu, kde byl přidán do půdy i ^{40}K (Obr. 18).



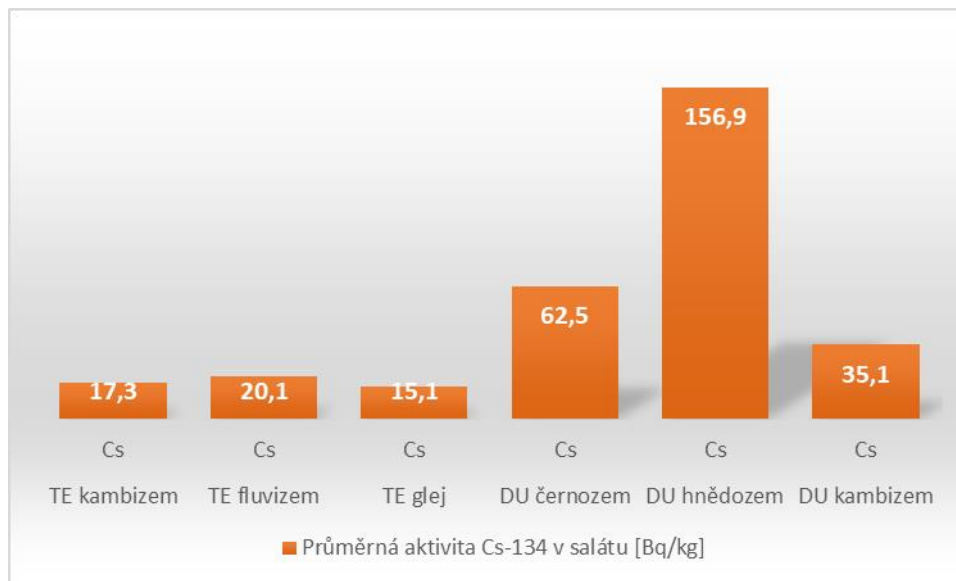
Obr. 18: Porovnání průměrné aktivity v rostlinách při kontaminaci ^{85}Sr a ^{134}Cs

Dále byla porovnávána aktivita ^{134}Cs na půdách ošetřených ^{134}Cs , ^{85}Sr a ^{40}K . Zde byla nejnižší průměrná hodnota aktivity ^{134}Cs naměřena u salátu vypěstovaném na půdě glej z oblastí Temelína a činila 18,4 Bq/kg (Kautská Hofmanová, 2021), druhá nejnižší průměrná hodnota aktivity ^{134}Cs byla 20,0 Bq/kg, salát byl pěstován na půdě kambizem odebrané v havarijní zóně elektrárny Temelín. Rostliny salátu pěstované na půdě kambizem odebrané z okolí Dukovan měly průměrnou hodnotu aktivity ^{134}Cs 39,3 Bq/kg (Doskočilová, 2021), to dosahuje dvojnásobné hodnoty oproti rostlinám pěstovaným na půdě z Temelína. Nejvyšší průměrná hodnota aktivity ^{134}Cs byla 105,2 Bq/kg a té dosahoval salát pěstovaný na půdě hnědozem z lokality Dukovan (Finkous P., 2021). Zbývající hodnoty salátu pěstované na černozemí z oblastí Dukovan (Stádníková, 2021) a fluvizemi z Temelína (Šestáková, 2021) nepřekročily hodnoty již zmíněných kambizemí (Obr. 19).



Obr. 19: Porovnání průměrné aktivity v rostlinách při kontaminaci ^{85}Sr , ^{134}Cs a ^{40}K

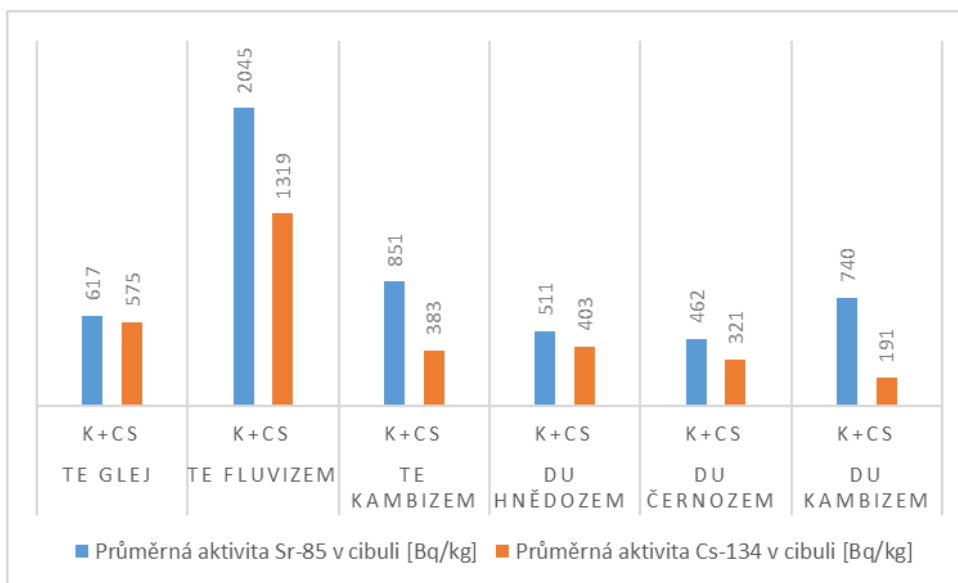
Další porovnávanou skupinou je průměrná aktivita ^{134}Cs v salátu, který byl pěstován na půdě ošetřené ^{134}Cs a ^{85}Sr . Zde byla nejvyšší hodnota 156,9 Bq/kg, a to na půdě hnědozem z Dukovan (Finkous P., 2021). Druhou hodnotou naměřenou v salátu je 62,5 Bq/kg, ten byl pěstován na půdě černoze z okolí Dukovan (Stádníková, 2021). Třetí hodnota byla 35,1 Bq/kg k jejímu naměření došlo u rostlin na půdách kambizem také odebraných z Dukovan (Doskočilová, 2021). Čtvrtá hodnota byla 20,1 Bq/kg, a to bylo naměřeno u rostlin rostoucích v půdách fluvizem z okolí Temelína (Stádníková, 2021), (Finkous P., 2021), (Doskočilová, 2021) (Šestáková, 2021). Druhá nejnižší hodnota byla 17,3 Bq/kg naměřená v salátu, který rostl na půdě kambizem z okolí Temelína. Nejnižší hodnota byla 15,1 Bq/kg a změřena byla v rostlinách rostoucích na půdě glej z okolí Temelína (Kautská Hofmanová, 2021), (Obr. 20).



Obr. 20: Porovnání průměrné aktivity v rostlinách při kontaminaci ^{85}Sr a ^{134}Cs

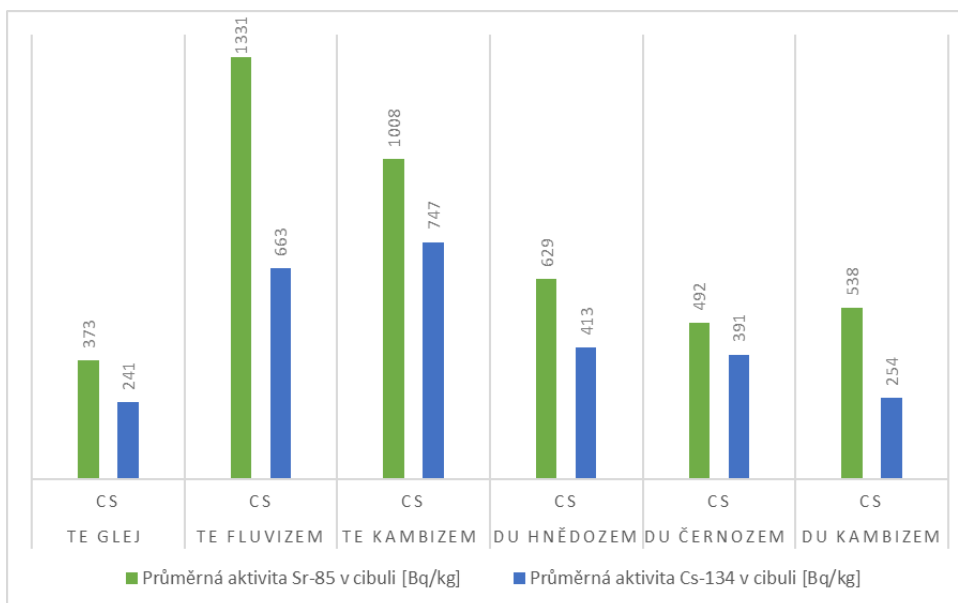
7.2 Srovnání výsledků aktivity v cibuli.

Výsledky udávají hodnoty aktivity ^{85}Sr a ^{134}Cs v rostlinách cibule na všech typech půd použitých v experimentu a kontaminovaných ^{85}Sr , ^{134}Cs a ^{40}K . Nejvyšší hodnoty byly zjištěny u rostlin pěstovaných na půdě fluvizem z oblasti Temelína, hodnota byla pro ^{85}Sr 2045 Bq/kg a pro ^{134}Cs byla 1319 Bq/kg (Šestáková, 2021). Druhou nejvyšší hodnotou pro ^{85}Sr bylo 851 Bq/kg, a v případě ^{134}Cs se nejednalo také o druhou nejvyšší hodnotu, ta dosahovala pouze hodnoty 383 Bq/kg, hodnota byla u rostlin pěstovaných na půdě kambizem z okolí Temelína. Přitom rostliny pěstované na půdě kambizem odebrané z okolí Dukovan měly naměřenou hodnotu pro ^{85}Sr 740 Bq/kg a pro ^{134}Cs byla hodnota 191 Bq/kg (Doskočilová, 2021). U půd typu kambizem je patrný rozdíl ve výsledných hodnotách, který je nejspíš zapříčiněn složením půdy (Obr. 21).



Obr. 21: Porovnání průměrné aktivity v rostlinách cibule při kontaminaci ^{85}Sr , ^{134}Cs a ^{40}K

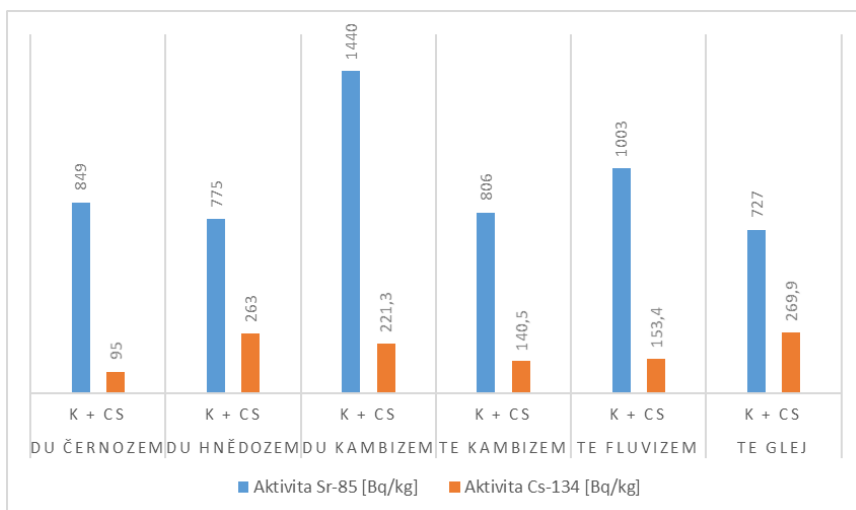
Výsledky udávají hodnoty aktivity ^{85}Sr a ^{134}Cs v rostlinách cibule na všech typech půd použitých v experimentu. Půdy byly kontaminovány radionuklidy ^{85}Sr a ^{134}Cs . Nejvyšší hodnota byla pro ^{85}Sr naměřena u salátu a to 1331 Bq/kg, který byl pěstován na půdě fluvizem a hodnota aktivity pro ^{134}Cs byla 663 Bq/kg (Šestáková, 2021). Druhou nejvyšší hodnotou pro ^{85}Sr v salátu bylo 1008 Bq/kg a pro ^{134}Cs to bylo 747 Bq/kg, hodnoty byly u salátu pěstovaném na půdě kambizem z okolí Temelína. Přitom hodnoty rostlin vyrostlých na kambizemi, která byla odebírána v okolí Dukovan měly hodnotu pro ^{134}Cs 254 Bq/kg a pro ^{85}Sr 538 Bq/kg (Doskočilová, 2021). Hodnoty byly naměřeny u salátu pěstovaném na půdě kambizem, která byla odebrána v okolí Temelína. V porovnání s ostatními hodnotami ^{85}Sr je hodnota až čtvrtá v pořadí a u ^{137}Cs je pátou nejvyšší hodnotou v pořadí (Obr. 22). Cibule dokáže přijímat radionuklidy jak ze spadu, tak i z půdy, ale také je schopna nahromaděné látky uvolnit do nekontaminované půdy (Bystrzejewska-Piotrowska, Urban, 2004). Během experimentu v hydroponii u rostlin cibule došlo ke změnám vlastností v kořenovém systému, a proto by mohla být vhodným indikátorem při určování toxicity prostředí (Paramonova et al. 2021).



Obr. 22: Porovnání průměrné aktivity v rostlinách cibule při kontaminaci ^{85}Sr a ^{134}Cs

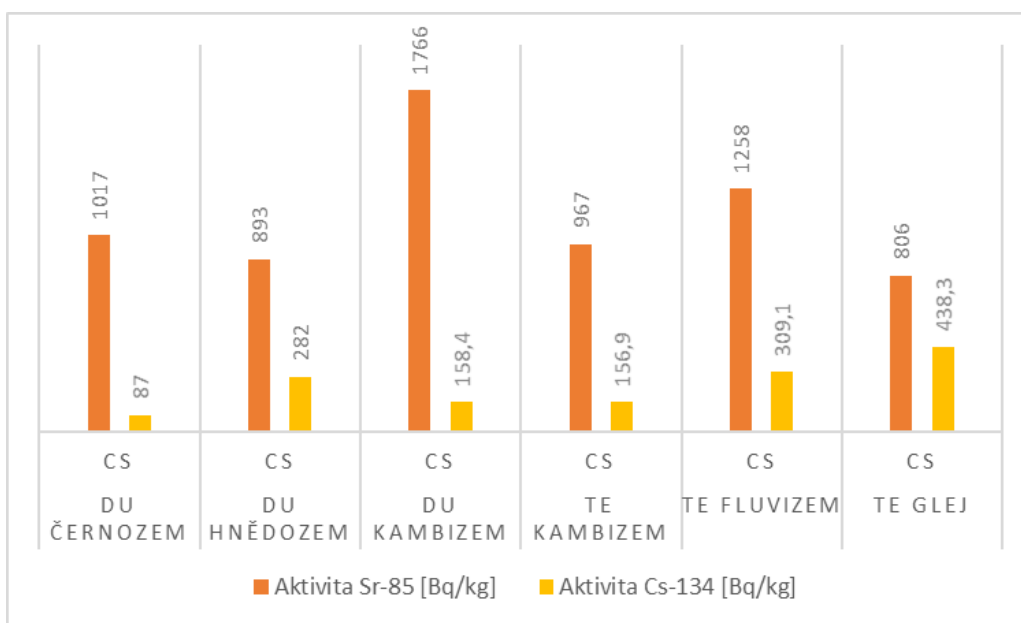
7.3 Srovnání výsledků aktivity v ředkvičkách.

Výsledné hodnoty udávají průměrnou aktivitu ^{85}Sr a ^{134}Cs v rostlinách ředkviček pěstovaných na všech typech půd použitých v experimentu. Půdy byly kontaminovány radionuklidy ^{85}Sr , ^{134}Cs a ^{40}K . Nejvyšší hodnota byla pro ^{85}Sr naměřena u ředkviček a to 1440 Bq/kg, které byly pěstovány na půdě kambizem odebrané v Dukovanech (Doskočilová, 2021). Rostliny ředkviček pěstovaných na půdě kambizem odebrané v okolí Temelína měly nižší hodnotu průměrné aktivity ^{134}Cs a to 806 Bq/kg. Hodnoty ^{134}Cs v rostlinách jsou také rozdílné i když se jedná o podobné půdy. U rostlin pěstovaných na půdě kambizem z Dukovan byla hodnota průměrné aktivity ^{134}Cs 221,3 Bq/ (Doskočilová, 2021), ale rostliny pěstované na půdě z Temelína měly hodnotu průměrné aktivity ^{134}Cs 140,5 Bq/kg (Obr. 23).



Obr. 23: Porovnání průměrné aktivity v rostlinách ředkviček při kontaminaci ^{85}Sr , ^{134}Cs a ^{40}K

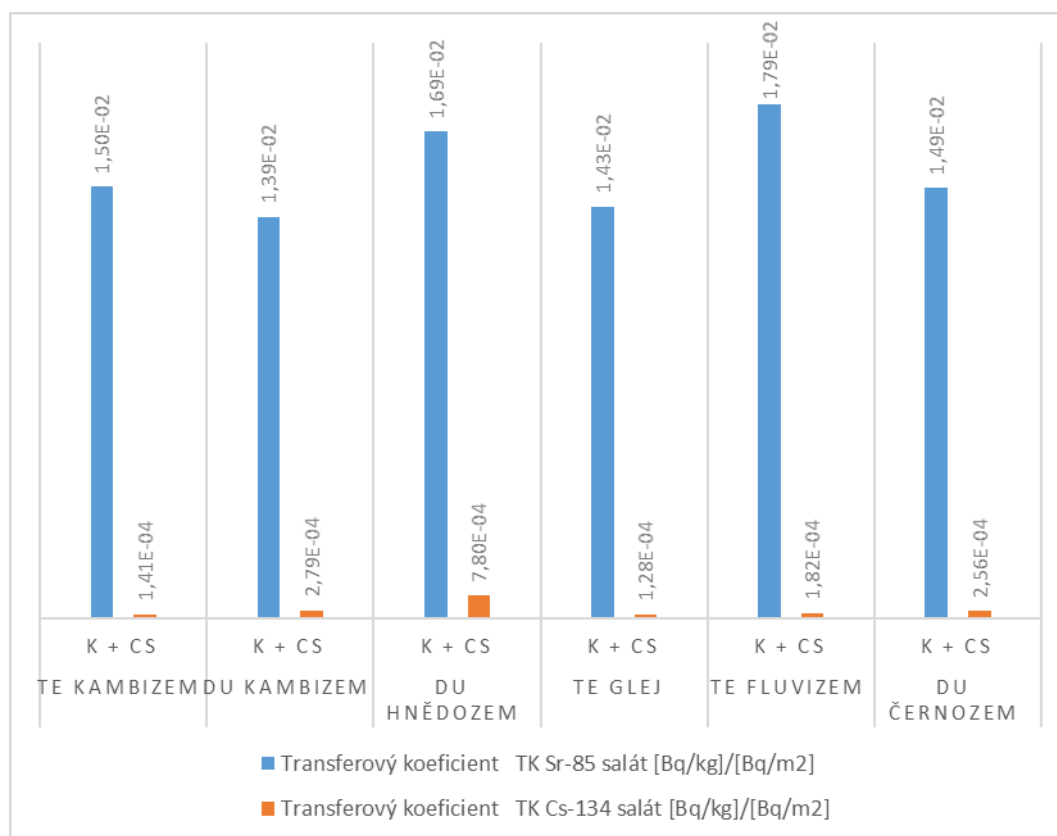
Hodnoty udávají průměrnou aktivitu ^{85}Sr a ^{134}Cs v rostlinách ředkviček, které byly pěstovány v rámci experimentu na půdách kontaminovaných ^{85}Sr a ^{134}Cs . Nejvyšší hodnota průměrné aktivity ^{85}Sr byla 1766 Bq/kg, hodnota byla naměřena u ředkviček vypěstovaných na půdě kambizem z okolí Dukovan (Doskočilová, 2021). Na půdě kambizem pocházející z okolí Temelína byla naměřena hodnota průměrné aktivity ^{85}Sr 967 Bq/kg. Při porovnání hodnot průměrné aktivity ^{134}Cs u rostlin rostoucích na půdách kambizem byla nejvyšší hodnota 158,4 Bq/kg v rostlinách rostoucích na půdě z Dukovan (Doskočilová, 2021). Na půdě z Temelína byla průměrná hodnota ^{134}Cs 156,9 Bq/kg. Druhou nejvyšší hodnotou průměrné aktivity ^{85}Sr byla hodnota 1258 Bq/kg v rostlinách pěstovaných na půdě fulvizem (Šestáková, 2021), v případě ^{134}Cs byla také tato průměrná hodnota 309,1 Bq/kg druhou nejvyšší (Obr. 24).



Obr. 24: Porovnání průměrné aktivity v rostlinách ředkviček při kontaminaci ^{85}Sr , ^{134}Cs

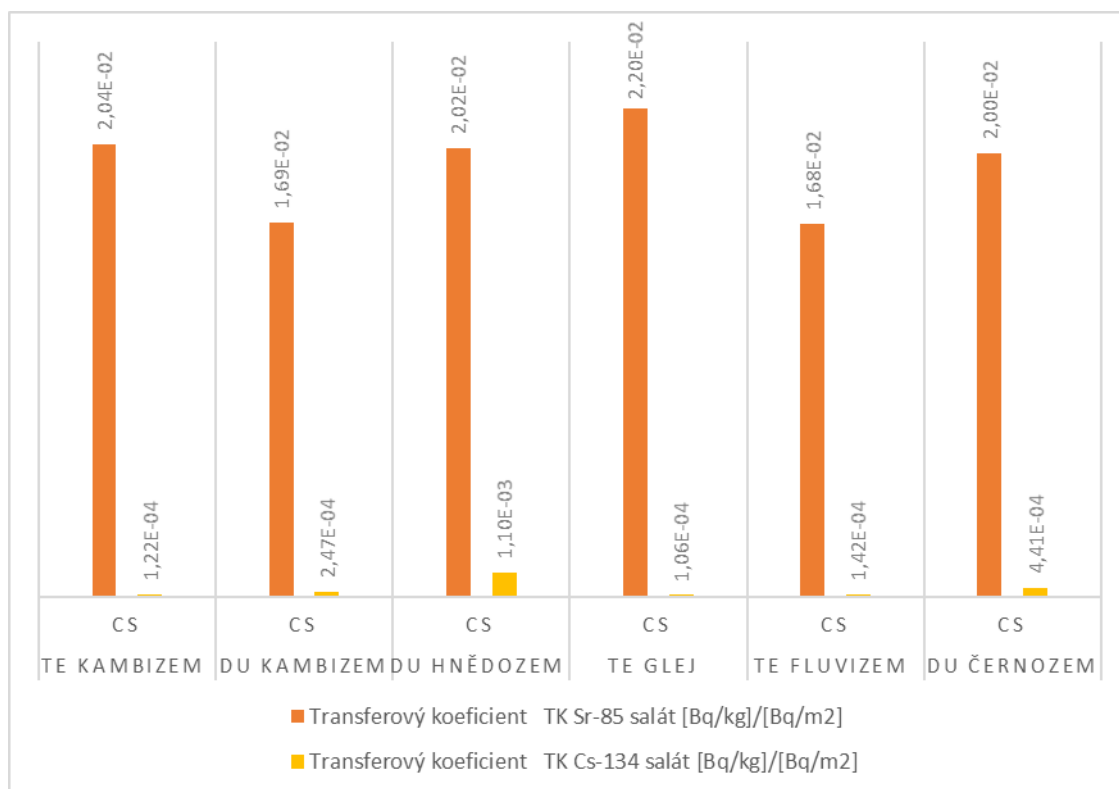
7.4 Porovnání Transferového koeficientu v salátu.

K porovnání transferového koeficientu v salátu byly použity průměrné hodnoty z naměřených výsledků, které vyšly podle jednotlivých druhů půd použitých při experimentu a použité kontaminace. Nejvyšší hodnota transferového koeficientu ^{85}Sr byla $1,79\text{E-}02$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] u salátu pěstovaného na půdě fluvizem odebrané v okolí Temelína (Šestáková, 2021). Nejnižší hodnota dosahovala $1,39\text{E-}2$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)], hodnota byla naměřena u rostlin salátu pěstovaných na půdě kambizem od Dukovan (Doskočilová, 2021). Půdy byly obohaceny o radionuklidy ^{85}Sr , ^{134}Cs a ^{40}K . Nejvyšší hodnota ^{134}Cs byla $7,80\text{E-}04$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] u salátu pěstovaném na hnědozemi z Dukovan (Finkous P., 2021) a nejnižší hodnota byla $1,28\text{E-}04$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] v salátu pěstovaném na půdě glej (Kautská Hofmanová, 2021), (Obr. 25).



Obr. 25: Porovnání transferového koeficientu v salátu při kontaminaci ^{85}Sr , ^{134}Cs a ^{40}K

Při porovnávání transferového koeficientu u rostlin pěstovaných v půdách s kontaminací ^{85}Sr a ^{134}Cs , byla nejvyšší hodnota ^{85}Sr v salátu $2,20\text{E-}02$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] pěstovaném na gleji (Kautská Hofmanová, 2021) a nejnižší hodnota byla $1,68\text{E-}02$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] v salátu pěstovaném na fluvizemi. (Šestáková, 2021). Nejvyšší hodnota ^{134}Cs byla v salátu $1,1\text{E-}03$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] pěstovaném na hnědozemi (Finkous P., 2021) a nejnižší hodnota byla $1,22\text{E-}04$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] u salátu pěstovaném na kambizemi z Temelína (Obr. 26).



Obr. 26: Porovnání transferového koeficientu v salátu při kontaminaci ⁸⁵Sr a ¹³⁴Cs

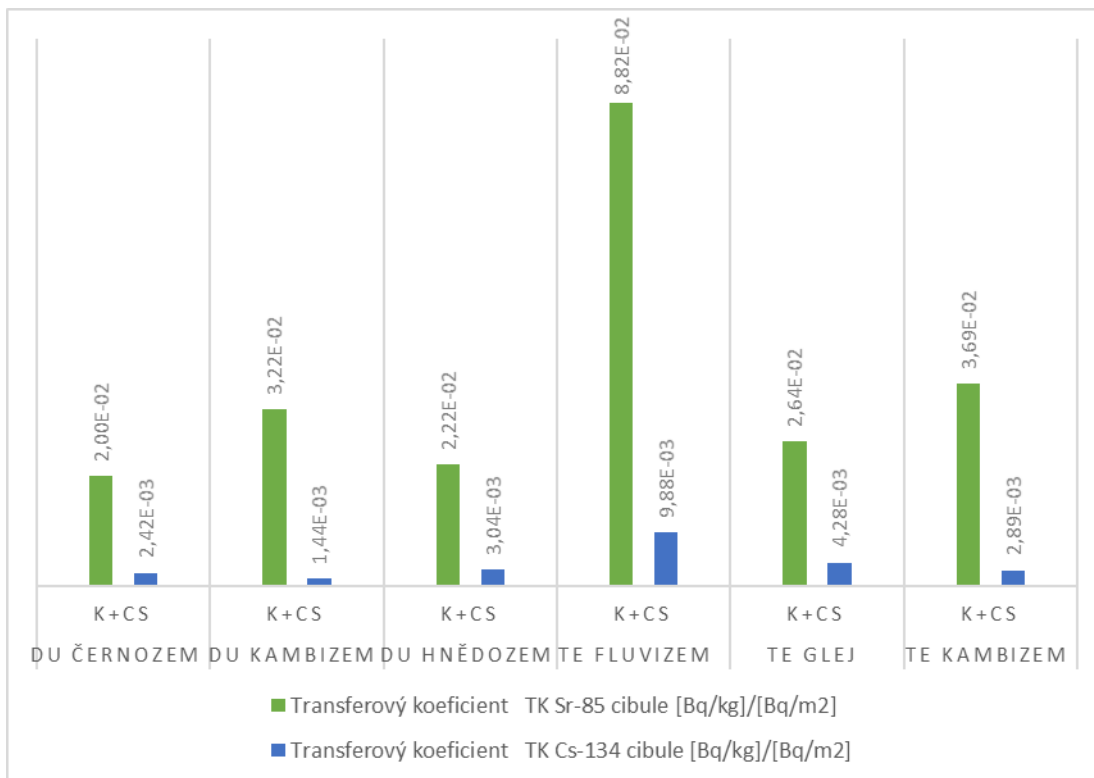
Při porovnání hodnot transferového koeficientu ⁸⁵Sr jsou vyšší hodnoty v salátu rostoucím na půdách ošetřených ⁸⁵Sr, ¹³⁴Cs a ⁴⁰K. Rozdíl u hodnot transferového koeficientu pro ¹³⁴Cs jsou hodnoty podobné a nelze říct, že přidáním ⁴⁰K do půdy dojde k výrazným změnám. Při experimentu provedeném na salátu se došlo k závěru, že v každé části růstového cyklu rostlina přijímá jiné množství ⁹⁰Sr a ¹³⁷Cs (Al Attar et al. 2015).

7.5 Porovnání Transferového koeficientu v cibuli.

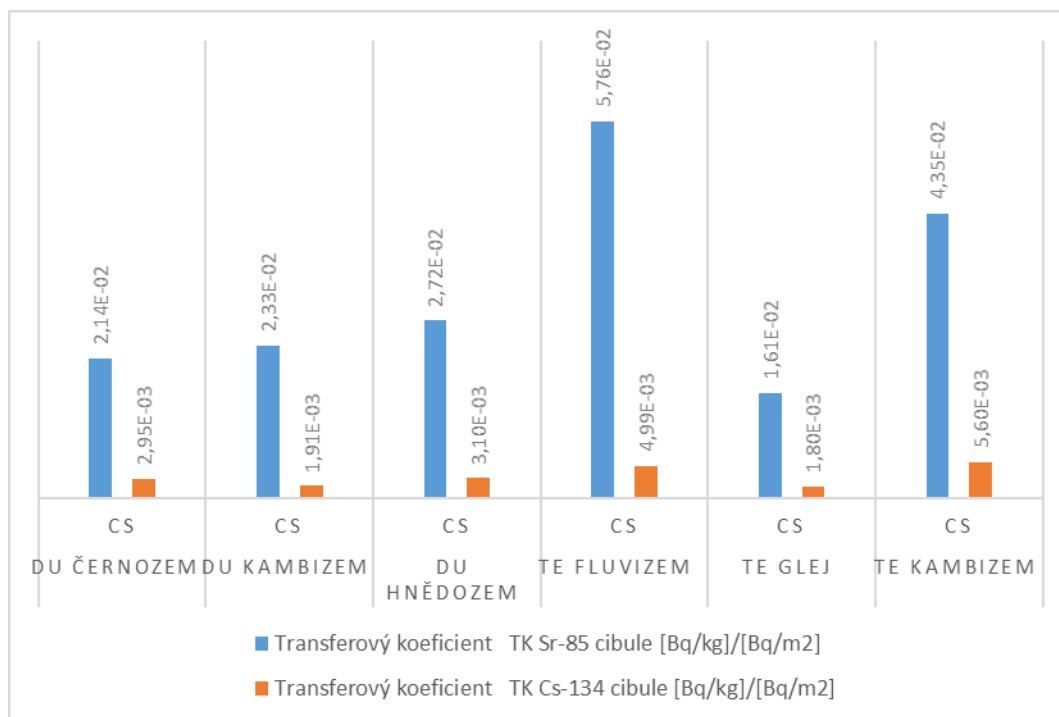
Porovnáním průměrných hodnot transferového koeficientu ⁸⁵Sr a ¹³⁴Cs v cibuli pěstovaných na různých typech půd a při kontaminaci půdy radionuklidy s přidáním ⁴⁰K a bez přidání bylo zjištěno, že nejvyšší hodnota pro ⁸⁵Sr byla u cibule 8,82E-02 [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] na půdě fluvizem obohacené o ⁸⁵Sr, ¹³⁴Cs a ⁴⁰K. Na půdě obohacené ⁸⁵Sr a ¹³⁴Cs byla nejvyšší hodnota také na půdě fluvizem a to 5,76E-02 [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] (Šestáková, 2021). Nejnižší hodnota průměrného transferového koeficientu pro ⁸⁵Sr byla 2,00E-02 [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] u rostlin pěstovaných na půdě černoze (Stádníková, 2021) obohacené o ⁸⁵Sr, ¹³⁴Cs a ⁴⁰K. U rostlin pěstovaných na půdě s kontaminací ⁸⁵Sr a ¹³⁴Cs byla nejnižší hodnota transferového koeficientu ⁸⁵Sr 1,80E-03 [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] u cibule pěstované na půdě glej (Kautská

Hofmanová, 2021).

Porovnáním průměrných transferových koeficientů ^{85}Sr u cibule pěstované na půdě s přidáním ^{40}K nebo bez něj byly výsledky podobné až na výjimku, kterou byla půda fluvizem (Obr. 27, Obr. 28).



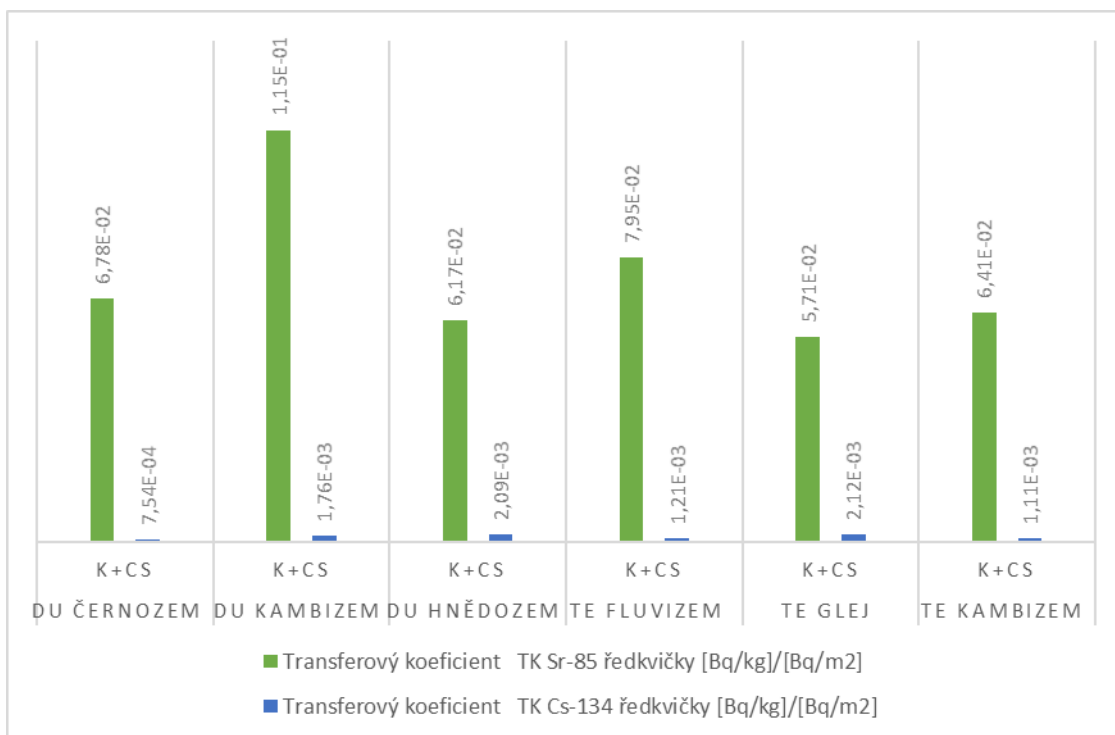
Obr. 27: Porovnání transferového koeficientu v cibuli při kontaminaci ^{85}Sr , ^{134}Cs a ^{40}K



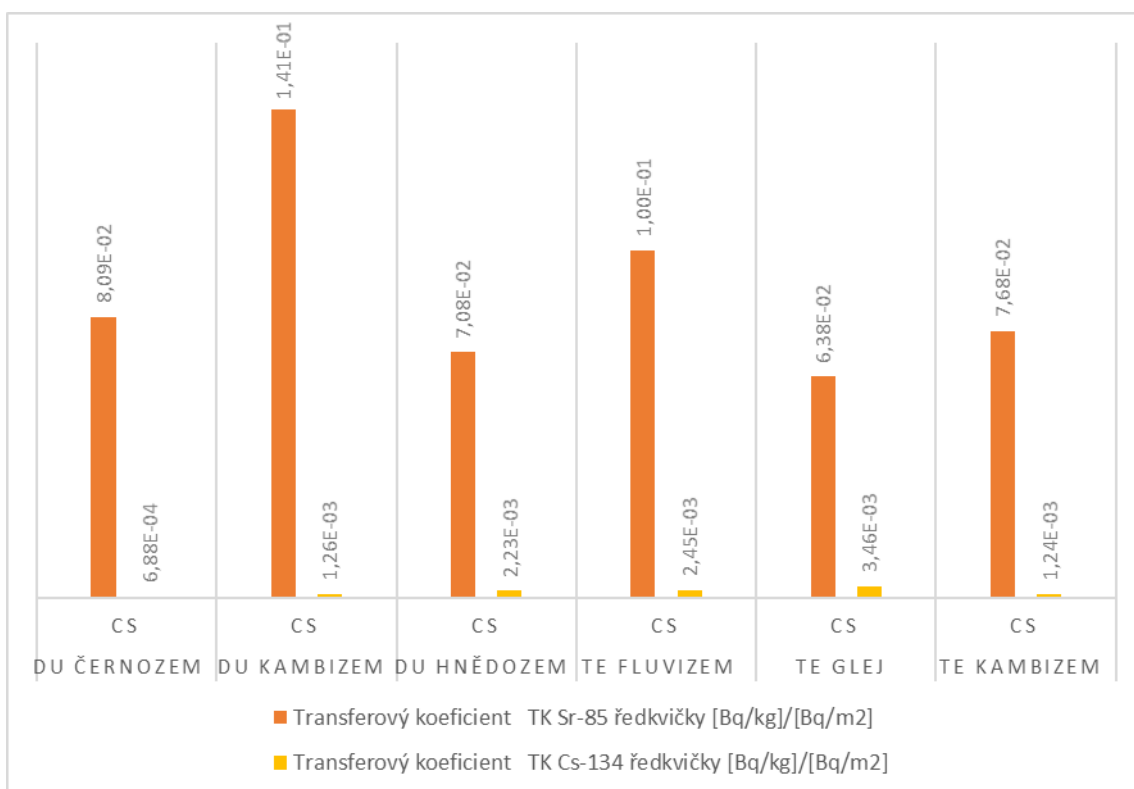
Obr. 28: Porovnání transferového koeficientu v cibuli při kontaminaci ^{85}Sr a ^{134}Cs

7.6 Porovnání Transferového koeficientu v ředkvičkách.

Porovnáním průměrného transferového koeficientu ^{85}Sr a ^{134}Cs na experimentálních rostlinách bylo zjištěno, že nejvyšší hodnoty $1,15\text{E}-01$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] průměrného transferového koeficientu pro ^{85}Sr měly rostliny pěstované na půdě kambizem z Dukovan (Doskočilová, 2021), kde bylo do půdy přidáno ^{85}Sr , ^{134}Cs a ^{40}K . Nejnižší hodnota byla $5,71\text{E}-02$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] u rostlin vypěstovaných na půdě glej (Kautská Hofmanová, 2021), se stejným ošetřením. Pro transferový koeficient ^{134}Cs byla na stejně ošetřených půdách nejvyšší hodnota $2,12\text{E}-02$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] u ředkviček vypěstovaných na půdě glej (Kautská Hofmanová, 2021) a nejnižší hodnota $7,54\text{E}-04$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] (Doskočilová, 2021), u rostlin vypěstovaných na půdě kambizem z Dukovan (Obr. 29). U rostlin rostoucích na půdách ošetřených ^{85}Sr a ^{134}Cs bez přidaného ^{40}K . Byla nejvyšší hodnota průměrného transferového koeficientu pro ^{85}Sr $1,41\text{E}-01$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] u rostlin vypěstovaných na půdě kambizem z Dukovan (Doskočilová, 2021) a nejnižší hodnota byla $6,38\text{E}-02$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] u rostlin vzešlých na půdě glej (Kautská Hofmanová, 2021). Při porovnání hodnot transferového koeficientu ^{134}Cs byla nejvyšší hodnota $3,46\text{E}-03$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] u ředkviček pěstovaných na gleji (Kautská Hofmanová, 2021) a nejnižší hodnota byla $6,88\text{E}-04$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] u rostlin pěstovaných na černozemi (Stádníková, 2021), (Obr. 30).



Obr. 29: Porovnání transferového koeficientu v ředkvičkách při kontaminaci ^{85}Sr , ^{134}Cs a ^{40}K

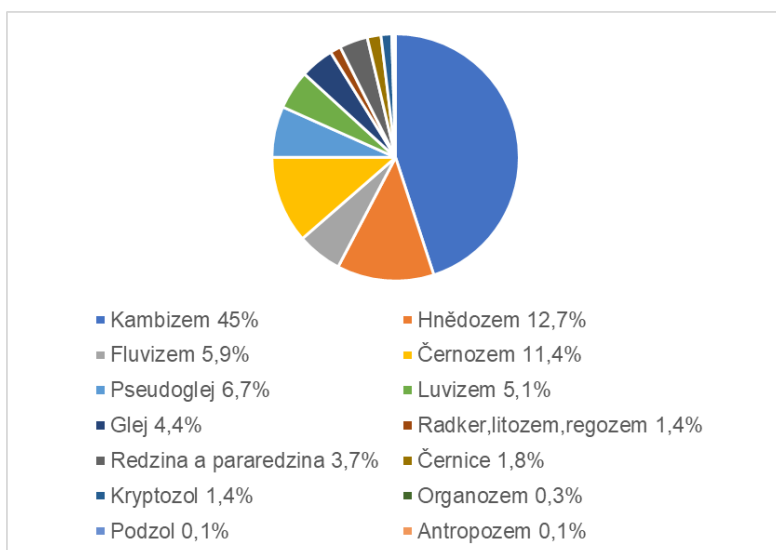


Obr. 30: Porovnání transferového koeficientu v ředkvičkách při kontaminaci ^{85}Sr a ^{134}Cs

Srovnatelný experiment byl prováděn v Bělorusku na stejných půdách a se stejnými rostlinami. Z výsledků salátu je patrný rozdíl mezi rostlinami pěstovanými na půdě v České republice a rostlinami pěstovanými na Běloruské půdě. U transferových koeficientů je průměr pro ^{137}Cs u salátu $2,21\text{E-}05$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] na české půdě, to je nižší než na běloruské půdě, kde je hodnota $3,9\text{E-}05$ [(Bq/kg)/ (Bq/m²)] (Sedukova, V.G. 2020). Rozličné spektrum transferového koeficientu je důsledkem různých typů půd, rozdílným druhem vegetace a podmínek prostředí. Vzájemné působení mezi radionuklidy a rostlinami je velice komplikované a ovlivňuje ho mnoho faktorů (Frissel, 1997). Radionuklidy jsou nejvíce vázány v půdě s vysokým obsahem jílu, dále v půdách s vysokým obsahem humusu a vyšším pH. Chudší pudy se vyznačují vyšší mobilitou radionuklidů ^{137}Cs (Pecharová, Kašparová, 2017). Příjem vápníku kořenovým systémem je závislý na požadavku rostlin a nikoli na množství obsaženém v půdě. V případě Sr platí, že čím je vyšší vyměnitelná zásoba Ca, tím je nižší poměr absorbovaného Sr (Carini, 2001).

7.7 Porovnání půd v České republice.

Celková výměra v České republice je rozdělena na zemědělský půdní fond (ZPF) 56,7%, lesní půdní fond (LPF) 33,1 % a ostatní plochy 10,2% (Obr. 31). V rámci uplatnění experimentu do praxe byly vybrány půdy s nejvyšším zastoupením. Přitom nejvíce rozšířenou zemědělsky využívanou půdou je kambizem, která byla také odebrána pro experiment v havarijní zóně jaderné elektrárny Temelín (Poláková et al. 2017).



Obr. 31: Grafické znázornění zastoupení typů půd v České republice.

8. Závěr.

Úkolem diplomové práce bylo získání dat, která v budoucnu umožní předpověď obsahu radionuklidů v zemědělských plodinách, při znalostech obsahu radionuklidů v půdě, typu půdy a jejich chemických a fyzikálních vlastnostech. V úvahu bylo potřeba vzít i chemické vlastnosti radionuklidů a podmínky, za kterých budou rostliny vyrůstat. Experiment byl proveden na půdě kambizem, která je nejvíce zastoupena v České republice. Půdu jsem odebral v havarijní zóně jaderné elektrárny Temelín a následně jsem ji převezl na pracoviště SÚRO v Hradci Králové. Zde byl experiment umístěn z důvodu použití radionuklidů ^{85}Sr a ^{134}Cs . Při experimentu byla půda rozdělena na nekontaminovanou a kontaminovanou část. Kontaminovaná část byla rozdělena na dvě části, kdy do jedné byl přidán ^{40}K a do druhé nebyl přidán ^{40}K . Experimentálními rostlinami byly zvoleny salát, cibule a ředkvička. Po sklizni byl u rostlin stanoven transferový koeficient. Zjistil jsem, že transferový koeficient ^{85}Sr byl vyšší v rostlinách ředkviček a transferový koeficient ^{134}Cs byl vyšší v salátu. Moje výsledky byly porovnány s výsledky kolegů, kteří prováděli stejný experiment na dalších typech půd. Půdy byly vytipovány podle jejich nejčastějšího zastoupení na území v České republice, aby v případě havárie bylo možné tyto výsledky použít na co největším území dle typů půd a tím se pokusit snížit nebo zamezit vstupu radionuklidů do potravního řetězce.

9. Přehled literatury

- Al Attar, L., Al-Oudat, M., Safia, B., Ghani, B. A. (2015). Transfer factor of ^{90}Sr and ^{137}Cs to lettuce and winter wheat at different growth stage applications. *Journal of environmental radioactivity*, 150, 104-110.
- Andersen, O. (2016). Decorporation of Radionuclides. *Chelation Therapy in the Treatment of Metal Intoxication*, 253.
- Anttila, A., Leppänen, A. P., Rissanen, K., Ylipieti, J. (2011). Concentrations of ^{137}Cs in summer pasture plants that reindeer feed on in the reindeer management area of Finland. *Journal of environmental radioactivity*, 102(7), 659-666.
- Běhounek, F. (1967). Marya Skłodowska-Curieová. *Pokroky matematiky, fyziky a astronomie*, 12(5), 312-313.
- Belousova, I. M., Štukkenberg, J. M. (1963). *Přirozená radioaktivita*. SZdN.
- Bjerregaard, P., Andersen, C. B., Andersen, O. (2015). Ecotoxicology of metals—sources, transport, and effects on the ecosystem. In *Handbook on the Toxicology of Metals* (pp. 425-459). Academic Press.
- Bucina, I., Malatova, I., Vrbová, H., Drábová, D., Dvorak, Z. (1989). Radionuclides from the Chernobyl accident in soil over the Czechoslovak territory: Their origin deposition and distribution. In *The radioecology of natural and artificial radionuclides*.
- 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.
- 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.
- Carini, F. (2001). Radionuclide transfer from soil to fruit. *Journal of Environmental Radioactivity*, 52(2-3), 237-279.
- Culek, M., Grulich, V., Laštůvka, Z., Divišek, J. (2013). *Biogeografické regiony České republiky*. Masarykova univerzita, Brno, 450.
- Danielova, L., Matousek, J., Poeschl, M. (2001). The occurrence of ^{137}Cs in arable soils of the Czech Republic.
- 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.
- Doskočilová V., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu kambizemě (havarijní zóna EDU) - poloprovozní experiment. Diplomová práce. ČZU Praha.
- Eapen, S., Singh, S., D'Souza, S. F. (2007). Phytoremediation of metals and radionuclides. In *Environmental bioremediation technologies* (pp. 189-209). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Eisenbud, M., Gesell, T. F. (1997). *Environmental radioactivity from natural, industrial and military sources: from natural, industrial and military sources*. Elsevier.

- Erakhrumen, A. A., Agbontalor, A. (2007). Phytoremediation: an environmentally sound technology for pollution prevention, control and remediation in developing countries. *Educational Research and Review*, 2(7), 151-156.
- Finkous P., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu hnědozemě (havarijní zóna EDU) - poloprovozní experiment Diplomová práce. ČZU Praha.
- Frankovská, J., Slaninka, I., Kordík, J., Jurkovič, L., Greif, V., Šottník, P., Jánová, V. (2010). Atlas sanačných metod environmentálních záťaží. Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, Bratislava.
- Frissel, M. J. (1997). Protocol for the experimental determination of soil to plant transfer factors (concentration ratios) to be used in radiological assessment models. *UIR Newsletter*, 28(5), 8.
- Gad, S. C., Anderson, B., Kamrin, M., Hakkinen, P. J., Peyster, A. D. (2005). *Encyclopedia of toxicology*.
- Ghosh, M., Singh, S. P. (2005). A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products. *Asian J Energy Environ*, 6(4), 18.
- Golmakani, S., Moghaddam, M. V., Hosseini, T. (2008). Factors affecting the transfer of radionuclides from the environment to plants. *Radiation Protection Dosimetry*, 130(3), 368-375.
- Gould, J. M., Sternglass, E. J., Sherman, J. D., Brown, J., McDonnell, W., Mangano, J. J. (2000). Strontium-90 in deciduous teeth as a factor in early childhood cancer. *International Journal of Health Services*, 30(3), 515-539.
- Groudev, S. N., Georgiev, P. S., Spasova, I. I., Komnitsas, K. (2001). Bioremediation of a soil contaminated with radioactive elements. *Hydrometallurgy*, 59(2-3), 311-318.
- Hanák, J., Müller, P., Müllerová, H., Kašparec, I., Pecina, V., Abraham, M., Veleba, B. (2016). Kontaminace půd v horských oblastech severní Moravy izotopem ¹³⁷Cs. *Geologické výzkumy na Moravě a ve Slezsku*, 14.
- Hasegawa, A., Tanigawa, K., Ohtsuru, A., Yabe, H., Maeda, M., Shigemura, J., Chhem, R. K. (2015). Health effects of radiation and other health problems in the aftermath of nuclear accidents, with an emphasis on Fukushima. *The Lancet*, 386(9992), 479-488.
- Choppin, G., Liljenzin, J. O., Rydberg, J. (2002). *Radiochemistry and nuclear chemistry*. Butterworth-Heinemann.
- Jursík, F. (2002). *Anorganická chemie kovů*. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze.
- Kamei-Ishikawa, N., Tagami, K., Uchida, S. (2008). Estimation of ¹³⁷Cs plant root uptake using naturally existing ¹³³Cs. *Journal of Nuclear Science and Technology*, 45(sup6), 146-151.
- 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
- Kortov, V., Ustyantsev, Y. (2013). Chernobyl accident: Causes, consequences and problems of radiation measurements. *Radiation Measurements*, 55, 12-16.

- Kuwahara, C., Fukumoto, A., Nishina, M., Sugiyama, H., Anzai, Y., Kato, F. (2011). Characteristics of cesium accumulation in the filamentous soil bacterium *Streptomyces* sp. K202. *Journal of environmental radioactivity*, 102(2), 138-144.
- Leutz, H., Schulz, G., Wenninger, H. (1965). The decay of potassium-40. *Zeitschrift für Physik*, 187(2), 151-164.
- Madoz-Escande, C., Henner, P., Bonhomme, T. (2004). Foliar contamination of *Phaseolus vulgaris* with aerosols of ¹³⁷Cs, ⁸⁵Sr, ¹³³Ba and ^{123m}Te: influence of plant development stage upon contamination and rain. *Journal of Environmental Radioactivity*, 73(1), 49-71.
- Maxwell, C. (1982). Hospital organizational response to the nuclear accident at Three Mile Island: implications for future-oriented disaster planning. *American Journal of Public Health*, 72(3), 275-279.
- Murthy, V. R., Van Westrenen, W., Fei, Y. (2003). Experimental evidence that potassium is a substantial radioactive heat source in planetary cores. *Nature*, 423(6936), 163-165.
- Němeček, J. (1967). Komplexní průzkum zemědělských půd ČSSR. Expediční skupina pro průzkum půd Praha (původní zpráva a mapové podklady).
- Niedrée, B., Berns, A. E., Vereecken, H., Burauel, P. (2013). Do Chernobyl-like contaminations with ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr affect the microbial community, the fungal biomass and the composition of soil organic matter in soil?. *Journal of environmental radioactivity*, 118, 21-29.
- Paramonova, T., Kuzmenkova, N., Godyaeva, M., Slominskaya, E. (2021). Biometric traits of onion (*Allium cepa* L.) exposed to ¹³⁷Cs and ²⁴³Am under hydroponic cultivation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 207, 111191.
- Pecharová, E., Kašparová, I. (2017). Landscape management in the emergency hazard planning zone of the Temelín nuclear power plant: preventive improvement of landscape functions. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM*, 17, 11-17.
- Pilon-Smits, E. (2005). Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 56, 15-39.
- Poschl, M., Nollet, L. M. (Eds.). (2006). Radionuclide concentrations in food and the environment. CRC Press.
- Poláková, Š., Kubík, L., Prášková, L., Malý, S., Němec, P., Staňa, J. (2017). Monitoring zemědělských půd v České republice 1992-2013. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský. Sekce zemědělských vstupů, Brno.
- Raskin, I., Smith, R. D., Salt, D. E. (1997). Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Current opinion in biotechnology*, 8(2), 221-226.
- Remy, H. (1961). *Anorganická chemie I. díl*. Státní nakladatelství technické literatury.
- Rutgers van der Loeff, M. M. (2014). Uranium-Thorium Decay Series in the Oceans: Overview. (Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences), 1-16.
- Saenko, V., Ivanov, V., Tsyb, A., Bogdanova, T., Tronko, M., Demidchik, Y., Yamashita, S., (2011). The Chernobyl accident and its consequences. *Clinical Oncology*, 23/4, 234-243

- Sedukova V.G., (2020): Zdokonalení systému reakce v rostlinné výrobě při radioaktivní kontaminaci 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.
- Simon, S. L., Bouville, A. (2015). Health effects of nuclear weapons testing. *The Lancet*, 386(9992), 407-409.
- Simsek, V., Pozzoli, L., Unal, A., Kindap, T., Karaca, M. (2014). Simulation of ¹³⁷Cs transport and deposition after the Chernobyl Nuclear Power Plant accident and radiological doses over the Anatolian Peninsula. *Science of the total environment*, 499, 74-88.
- Singhal, R. K., Ajay, K., Usha, N., Reddy, A. V. R. (2009). Evaluation of doses from ionising radiation to non-human species at Trombay, Mumbai, India. *Radiation protection dosimetry*, 133(4), 214-222.
- Sokolik, G., Ovsianikova, S., Kimlenko, I. (2002). Distribution and mobility of ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁹-z* p u and ²⁴⁴Am in solid phase-interstitial soil solution system.
- Spiegelbert-Planer, R., Stern, W. (2007). International reporting of nuclear and radiological events at the International Atomic Energy Agency. The INES scale and the Nuclear Event Web-based System (NEWS). *Atw. Internationale Zeitschrift für Kernenergie*, 52(2), 74-76.
- Stádníková D., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu černozem (havarijní zóna EDU) - poloprovozní experiment. Diplomová práce. ČZU Praha.
- 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.
- Sysoeva, A. A., Konopleva, I. V., Sanzharova, N. I. (2005). Bioavailability of radiostrontium in soil: Experimental study and modeling. *Journal of environmental radioactivity*, 81(2-3), 269-282.
- Šestáková K., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem fluvizemí v oblasti ETE a přestupový koeficient do experimentálních rostlin. Diplomová práce. ČZU Praha.
- Tawalbeh, A. A., Samat, S. B., Yasir, M. S. (2013). Radionuclides level and its radiation hazard index in some drinks consumed in the central zone of Malaysia. *Sains Malaysiana*, 42(3), 319-323.
- Tesarova, B., Pecharova, E., Doksanska, T., Skrcal, J. (2018). Pilot survey of soil contamination 30 years after CHernobyl. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM*, 18(4.1), 59-64.
- ULLMANN, V. (2002). Jaderná fyzika a fyzika ionizujícího záření. Radionuklidová scintigrafie-nukleární medicína: Scintilační kamery [online]. Ostrava: Ulmann Vojtěch. Dostupné z: <https://astronuklfyzika.cz/Fyzika-NuklMed.htm>.
- 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.
- VÁCHA, R. (2019). Kontaminace půdy. Česká technologická platforma pro zemědělství [online]. <https://www.ctpz.cz/vyzkum/kontaminace-pudy-857>.
- Vaněk, T., Soudek, P., Podlipná, R., Petrová, Š., Landa, P. (2017). Fytoremediace a možnosti její aplikace. Středisko společných činností AV ČR, vvi.

- White, P. J. (2001). The pathways of calcium movement to the xylem. *Journal of Experimental Botany*, 52(358), 891-899.
- White, P. J., Karley, A. J. (2010). Potassium. In *Cell biology of metals and nutrients* (pp. 199-224). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Wohlers, A., Wood, B. J. (2015). A Mercury-like component of early Earth yields uranium in the core and high mantle ^{142}Nd . *Nature*, 520(7547), 337-340.
- Yan, L., Van Le, Q., Sonne, C., Yang, Y., Yang, H., Gu, H., Peng, W. (2021). Phytoremediation of radionuclides in soil, sediments and water. *Journal of hazardous materials*, 407, 124771.

Internetové zdroje:

URL1: Česká geologická služba: Geologická mapa. Online, [cit. 2021.02.21].

Dostupné z <https://mapy.geology.cz/pudy/>

10. Přílohy

Protokolární záznam o odběru vzorku **kambizem modální** **2 ETE**

Průvodní list odběru vzorků

Osoba(y), která provedly odběr vzorků	Finkous Miroslav, Finkous Petr, Věra Kautská Hofmanová, Dita Stádníková, Klára Šestáková, Doskočilová Věra, Drábek Karel, Pecharová Emilie
Vlastník nebo uživatel dotčených pozemků	Ing. Bohuslav Čížek, Stožice 6, 389 01 Stožice

Kultura	Orná půda
katastrální území	Stožice
správní obec	Stožice
Půdní blok č.	7404/15(770-1140) část
Velikost v ha	7,68 ha
Parcelní čísla	1059

Označení vzorku: kambizem modální

Ukazatel	Hodnota	Místní měření Jednotka
Teplota vzduchu	8	°C
Počasí:	děšť	

datum odběru:	9.11.2019	Čas odběru:	9,45-11,00
Souřadnice odběru:	49,13486N, 14,14343E		
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: 8, 9, 10



Poznámka k odběru:

Podpis osoby, která provedla odběry: _____

PLÁN VZORKOVÁNÍ	
Plán vzorkování vytvořil: Kontakt	Miroslav Finkous, Jana Palacha 1018, 29301 Mladá Boleslav I Tel: 604950866
Vzorkování bude provádět:	Věra Kautská Hofmanová, Dita Stádníková, Klára Šestáková, Doskočilová Věra, Finkous Miroslav, Finkous Petr, Pecharová Emilie, Drábek Karel
Účel odběru vzorků	Odběr reprezentativního směsného vzorku zemědělsky obhospodařované půdy typu kambizem modální z oblasti rozšířené ZHP ETE, pro základní vstupní pedologický a chemický rozbor a pro provedení poloprovozního experimentu
Místo odběru:	Katastrální území: Stožice půdní blok č. 7404/15(770-1140) část
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	rýč
Způsob odběru	manuálně
Počet dílčích vzorků na jeden směsný vzorek:	odebráno 25 ks, 25-ti litrových nádob půdy
Datum odběru:	9.11.2019
Požadavky na zkoušky v místě odběru vzorku:	Odběr požadovaného množství orné půdy Fotodokumentace
Značení vzorků:	Směsný vzorek bude označen názvem místa Temelín (TE) kambizem. 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	15 kg v 1 nádobě
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
Plán zpracoval: Finkous Miroslav	Dne: 3.11.2019