

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**

**FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ**



# **DIPLOMOVÁ PRÁCE**

**2021**

**Bc. Dita Stádníková**

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**  
**FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ**  
**KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE**



**POHYB CESIA A STRONCIA PŮDNÍM  
PROFILEM TYPU ČERNOZEM (HAVARIJNÍ  
ZÓNA EDU) – POLOPROVOZNÍ EXPERIMENT**

**DIPLOMOVÁ PRÁCE**

**Vedoucí práce: doc. RNDr. EMILIE PECHAROVÁ, CSc.**

**Diplomant: Bc. DITA STÁDNÍKOVÁ**

**2021**

---

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Dita Stádníková

Krajinné inženýrství  
Regionální environmentální správa

Název práce

Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu černozem (havarijní zóna EDU) – poloprovozní experiment

Název anglicky

Movement of cesium and strontium through the chernozem-type soil profile (EDU emergency zone) – the pilot experiment

---

### Cíle práce

Cílem poloprovozního experimentu je získat data, která umožní předpovědět obsah radionuklidů v jednotlivých druzích bioty (zemědělských plodin) v závislosti na obsahu radionuklidů v půdě typu černozem (druh půdy, pH, obsah humusu, obsah draslíku a fosforu).

Vzhledem k aplikaci radionuklidů bude poloprovozní experiment realizován na pracovišti SÚRO v Hradci Králové.

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 radionuklidů cesia.

### Metodika

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

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

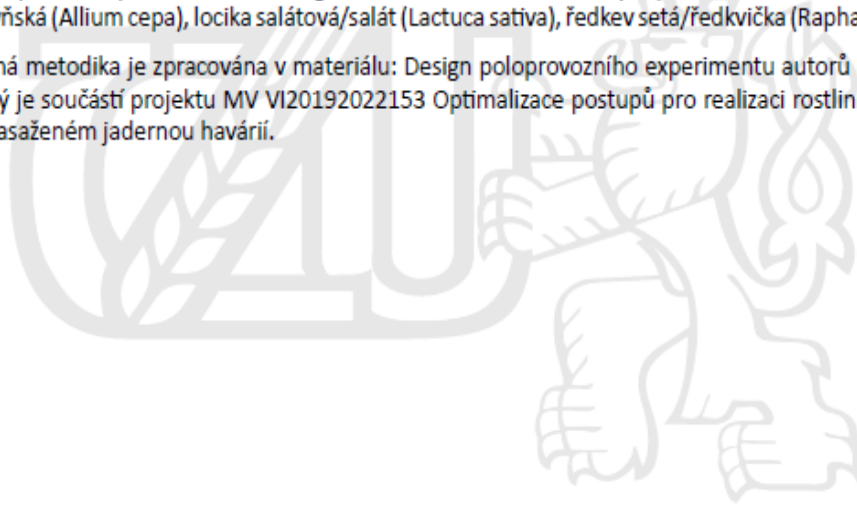
V přípravné fázi experimentu bude odebrána půda typu černozem z oblasti rozšířené ZHP EDU, zemědělsky obhospodařované, tj. orné. Proto není potřebné odebrat půdu po vrstvách. U zvolené lokality bude předem projednáno odebrání vzorků půdy pro experiment s majitelem, resp. hospodářským subjektem.

Bude odebráno 25 25-litrových nádob půdy (24 pro experiment, 1 pro základní vstupní pedologický a chemický rozbor a stanovení obsahu Cs a Sr). Nádoby budou převezeny na pracoviště SÚRO 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

Pohyb cesia a stroncia půdním profilem, přestupový koeficient, černozemě

---

## 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., Tyliš, 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.
- Suchara, I., Sucharová, J., Holá, M., Pilátová, H., Rulík, P. (2016). Long-term retention of <sup>137</sup>Cs 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 <sup>133</sup>Cs and <sup>134</sup>Cs by *Ceratophyllum demersum* L. under field and greenhouse conditons. *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 14. 03. 2021

## **ČESTNÉ PROHLÁŠENÍ**

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu černozem (havarijní zóna EDU) – poloprovozní experiment vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Otovicích dne 27. 03. 2021

.....

---

## **PODĚKOVÁNÍ**

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucí diplomové práce doc. RNDr. Emílii Pecharové, CSc. za cenné rady a připomínky, které mi pomohly při zpracování této diplomové práce.

Dále bych chtěla poděkovat Ing. Martinu Stádníkovi, Ph.D. za pomoc a podporu a své rodině za toleranci a trpělivost, bez které by tato práce nemohla vzniknout.

---

## Abstrakt

Hlavním cílem diplomové práce je získat data o pohybu cesia a stroncia půdním profilem a přestupový koeficient do experimentálních rostlin. Získaná data umožní předpovědět obsah radionuklidů v jednotlivých druzích zemědělských plodin v závislosti na obsahu radionuklidů v půdě. K analýze bylo použito 150 směsných vzorků půd nabraných skupinou šesti studentů Fakulty životního prostředí v Praze. 75 směsných vzorků z rozšířené havarijní zóny jaderné elektrárny Dukovany a 75 směsných vzorků z rozšířené havarijní zóny jaderné elektrárny Temelín. Z každé oblasti byly vybrány tři typy půd, zemědělsky obhospodařovaných, oraných, které charakterizují nejčastěji se vyskytující typy půd v České republice.

K analýze byly použity experimentální rostliny: locika salátová (*Lactuca sativa*), cibule kuchyňská (*Allium cepa*), ředkev setá/ředkvička (*Raphanus sativus*).

Z výsledků zpracovaných Státním ústavem radiační ochrany pro půdní typ černozem vyplynulo následující:

- $^{134}\text{Cs}$  přijímala nejvíce cibule, a to až 5krát více než ředkvičky a salát. Vliv draslíku se pozitivně projevil pouze u cibule a salátu, u ředkviček jsou tyto hodnoty z důvodu statisticky malého souboru sporné,
- $^{85}\text{Sr}$  bylo přijímáno ředkvičkami až 4krát více než salátem a cibulí. Pozitivní vliv draslíku byl jednoznačně prokázán.

Klíčová slova: cesium, stroncium, radionuklidy, kontaminace, přestupový koeficient, černozemě, locika salátová (*Lactuca sativa*), cibule kuchyňská (*Allium cepa*), ředkev setá/ředkvička (*Raphanus sativus*), EDU

---



## Abstract

The main goal of this degree thesis is to obtain data regarding the movement of caesium and strontium through the soil profile and the transfer coefficient to experimental plants. The data obtained will enable prediction of the radionuclide content of individual types of agricultural crop, in relation to the radionuclide content of the soil. For this analysis, 150 mixed soil samples, taken by a group of six students from the Faculty of Environmental Sciences (CULS) Prague, were used. These comprised 75 mixed samples from the extended emergency zone of the Dukovany Nuclear Power Plant and 75 mixed samples from the extended emergency zone of the Temelín Nuclear Power Plant. Three types of soil, characteristic of the most common types of soil in the Czech Republic, were selected from each agriculturally farmed, ploughed, area.

Three species of experimental plant were used for analysis: lettuce (*Lactuca sativa*), onion (*Allium cepa*) and radish (*Raphanus sativus*).

The results of the National Radiation Protection Institute (the Czech SURO), for the chernozem soil type, showed the following:

- <sup>134</sup>Onions received the most Cs; up to 5 times more than radishes and lettuce. The effect of potassium was only positive for onions and lettuce; for radishes, the values are questionable due to the small size of the statistical sample.
- <sup>85</sup>Radishes received up to 4 times more Sr than lettuce and onions. The positive effect of potassium was clearly demonstrated.

Key Words: caesium, strontium, radionuclides, contamination, transfer coefficient, chernozem, lettuce (*Lactuca sativa*), onion (*Allium cepa*), radish (*Raphanus sativus*), EDU

---

## Obsah

1	Úvod .....	12
2	Cíle práce.....	14
3	Metodika .....	15
3.1	Odběr vzorků zeminy .....	15
3.1.1	Postupy odběru vzorků.....	15
3.1.2	Odběr a úprava vzorků černozemě .....	16
3.2	Experimentální druhy rostlin .....	17
3.3	Rozpis kontaminace nádob .....	17
3.4	Péče o experimentální nádoby .....	17
3.5	Příprava roztoku s radioaktivním nálevem .....	17
3.5.1	Chemické nastavení nekontaminovaných nádob.....	19
3.5.2	Seznam použitých pomůcek, kontrola - nekontaminované: .....	20
3.5.3	Chemické a radiační nastavení kontaminovaných nádob .....	20
3.5.4	Seznam použitých pomůcek, kontaminované:.....	22
3.6	Setí rostlin napříč experimentálními nádobami .....	23
3.7	Etapy pěstování a péče o nádoby s experimentálními rostlinami .....	23
3.7.1	První a druhá etapa pěstování (locika salátová/salát, cibule kuchyňská) .....	23
3.7.2	Třetí etapa pěstování – ředkev setá / ředkvička .....	25
3.7.3	Zajištění rovnoměrného osvětlení.....	25
3.8	Období, způsob sklizně experimentálních rostlin, sušení .....	26
3.8.1	Locika salátová / salát (Obr. 11).....	26
3.8.2	Cibule kuchyňská (Obr. 12).....	26
3.8.3	Ředkev setá / ředkvička (Obr. 13).....	26
3.8.4	Pracovní postup sklizně experimentálních rostlin, sušení .....	26
3.8.5	Zvláštní opatření při sklizni kontaminovaných rostlin .....	27
3.9	Měření radiace .....	28
3.9.1	Příprava vzorků .....	28
3.9.2	Spektrometrie gama .....	28
4	Černozem .....	30
4.1	Subtypy černozemě .....	30
4.2	Geomorfologický a pedologický popis lokality .....	30
4.3	Havarijní zóna jaderné elektrárny Dukovany (EDU) .....	31
4.4	Půdy a horniny v okolí odběru vzorků .....	33
4.5	Černozem v zájmovém území - černozem luvická .....	33
4.6	Vznik, znaky a vývoj černozemě .....	34
4.7	Vlastnosti černozemě .....	34
5	Cesium, Stroncium.....	36
5.1	Charakteristika přírodního Cs a vznik radioaktivního <sup>137</sup> Cs .....	36
5.1.1	Radioaktivní cesium ( <sup>134</sup> Cs).....	37
5.2	Charakteristika Sr a vznik <sup>90</sup> Sr .....	37
5.2.1	Radioaktivní stroncium ( <sup>85</sup> Sr).....	37
5.3	Výskyt <sup>137</sup> Cs a <sup>90</sup> Sr, délka působení v půdě, transfer do biomasy, vliv draslíku .....	38
5.3.1	<sup>137</sup> Cs.....	38
5.3.2	<sup>90</sup> Sr.....	39
6	Výsledky.....	41
6.1	Charakteristika odebraného vzorku černozemě .....	41
6.2	Kontaminační roztok a rozpad aktivity .....	41
6.2.1	Aktivita koncentrátu naředěného na kontaminační roztok k referenčnímu datu pro každou experimentální nádobu .....	41

---

6.2.2	Přepočítání aktivity koncentráту $^{134}\text{Cs}$ a $^{85}\text{Sr}$ ke dni sklizně experimentálních rostlin .....	43
6.2.3	Plošná aktivita ke dni sklizně příslušné experimentální plodiny .....	43
6.3	Experimentální rostliny .....	44
6.3.1	Zdravotní stav .....	44
6.3.2	Nativní hmotnost, sušina .....	45
6.3.3	Hmotnostní aktivita experimentálních rostlin.....	46
6.3.4	Přestupové koeficienty $^{85}\text{Sr}$ a $^{134}\text{Cs}$ .....	47
6.3.4.1	Locika salátová / salát a ředkev setá / ředkvička.....	49
6.3.4.2	Cibule kuchyňská.....	50
7	Diskuze .....	51
7.1	Locika salátová / salát – přestupové koeficienty napříč zeminami .....	51
7.1.1	$^{85}\text{Sr}$ .....	51
7.1.2	$^{134}\text{Cs}$ .....	51
7.2	Ředkev setá / ředkvička – přestupové koeficienty napříč zeminami .....	52
7.2.1	$^{85}\text{Sr}$ .....	52
7.2.2	$^{134}\text{Cs}$ .....	52
7.3	Cibule kuchyňská – přestupové koeficienty napříč zeminami .....	53
7.3.1	$^{85}\text{Sr}$ .....	53
7.3.2	$^{134}\text{Cs}$ .....	53
7.4	Konfrontace s odbornou literaturou .....	54
7.5	Konfrontace s experimentem z Běloruska (Sedukova, 2020) .....	55
7.6	Typy půd a jejich procentuální zastoupení v České republice .....	56
8	Závěr .....	57
9	Přehled literatury a použitých zdrojů.....	58
10	Přehled tabulek: .....	58
11	Přehled obrázků: .....	64
12	Přílohy.....	66

---

# 1 Úvod

Lidstvo je již od svého počátku nedílnou součástí životního prostředí. I když si to nemusíme zcela uvědomovat, jsme na něm závislí, ale ani to nám nijak nebrání v jeho postupném ničení. To, co bylo kdysi v rovnováze, je dnes téměř nenávratně narušeno. Skleníkový efekt, kácení deštných pralesů, eroze a mnoho jiných jevů přispělo ke klimatickým změnám naší planety.

Jedním z těchto jevů je i radioaktivita. Radioaktivita neboli ionizující záření je všude kolem nás. Člověk je prakticky neustále vystaven účinkům tohoto záření. Ionizující záření lze rozdělit dle zdrojů, ze kterých pochází.

Prvním typem záření je ionizující záření pocházející z přírodních zdrojů, odborníky nazývané přírodní pozadí. Na Zemi se vyskytuje již od jejího vzniku. Zdrojem tohoto záření je ve své podstatě vše, co je kolem nás, kosmické záření, horniny a minerály, vzduch, potraviny. Jeho hodnota je po Zemi různá, a to v závislosti na skladbě lokálních zdrojů. V některých krajích je hodnota přirozeného pozadí vyšší jinde nižší (Svoboda, 2003).

Hodnoty přírodního pozadí pro Českou republiku se pohybují mezi 0,02 až 0,22  $\mu\text{Sv/h}$  (SÚRO, 1995).

Druhým typem ionizujícího záření je záření, jehož zdrojem je lidská činnost neboli umělé ionizující záření. Zdrojem umělého ionizujícího záření může být spád z testů jaderných zbraní, odpad z jaderných elektráren, spalování fosilních paliv, lékařské přístroje. Také ale záření monitoru počítače, televizoru a jiného spotřebního zboží. Radioaktivní záření z těchto zdrojů tvoří jen poměrně malou část spektra záření působícího na člověka, má ale devastující a dlouhodobé účinky (Svoboda, 2003).

Jako příklad lze uvést havárii jaderné elektrárny Černobyl v roce 1986. Zničující účinky radiace nepocítily tehdy jen země na území bývalého Sovětského svazu, ale i země vzdálené od ohniska katastrofy tisíce kilometrů, kdy díky pohybům zemské atmosféry, došlo k přenosu radioaktivního spadu i do vzdálených zemí. Nutno podotknout, že důsledky této nehody pociťuje obyvatelstvo dosud (Brestřáková, 2010).

Nebezpečnost radioaktivního spadu spočívá především v tom, že radionuklidy, které tento spád obsahuje, jsou absorbovány do půdy a vod. Odtud se přes rostliny a živočichy dostává do potravního řetězce obyvatel a svými účinky při vyšších koncentracích může nepříznivě ovlivňovat lidský organismus. Dlouhodobý účinek těchto látek pak způsobuje různé zdravotní problémy od průjmů, přes krvácení až k rakovinnému bujení (Rosén et al., 2011).

Za nejvýznamnější z hlediska nebezpečnosti a dlouhodobé kontaminace je považováno radiocesium  $^{137}\text{CS}$  a izotop stroncia  $^{90}\text{Sr}$ . Množství těchto radionuklidů je v okolí jaderných elektráren přísně monitorováno. Monitoring umožňuje kromě sledování lidské zátěže radionuklidy i včasné zachycení odchylek od normálních hodnot, čímž pomáhá k rychlému nastavení omezení, které mají za úkol eliminovat ohrožení zdravotního stavu obyvatel (Rosén et al., 2011).

Studium této problematiky nám může přinést více informací o chování těchto radionuklidů, což může následně vést k lepšímu pochopení jejich vlivu na životní prostředí a zdraví lidí.

Poloprovozní experiment vznikl ve spolupráci se Státním ústavem radiační ochrany. Metodika mé práce navazuje na podrobné materiály zpracované v: Design poloprovozního experimentu autorů Pecharová et al. (2019), který je součástí projektu MV VI20192022153 Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií.

## 2 Cíle práce

Cílem poloprovozního experimentu je získat data, která umožní předpovědět obsah radionuklidů v jednotlivých druzích bioty (zemědělských plodin) v závislosti na obsahu radionuklidů v půdě typu černozem (druh půdy, pH, obsah humusu, obsah draslíku a fosforu).

Vzhledem k aplikaci radionuklidů bude poloprovozní experiment realizován na pracovišti Státního ústavu radiační ochrany v Hradci Králové.

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 jaderné elektrárny nastat v krátkém časovém horizontu po události a následně ovlivňovat zemědělskou produkci v dlouhém časovém horizontu, zejména v případě radionuklidů cesia.

S ohledem na takto stanovený hlavní cíl byly specifikovány i cíle dílčí:

- popsat metodiku odběru a zpracování vzorků půdy pro stanovení plošné aktivity v půdě, popsat metodiku práce s experimentálními rostlinami,
- popsat lokalitu odběru vzorků půdy,
- popsat současný stav problematiky radioaktivity v životním prostředí, definování vstupu radionuklidů do půdy a jejich chování se v ní,
- vyhodnotit výsledky měření a v diskusi porovnat s hodnotami přestupových koeficientů mých kolegů ze studentského výzkumného týmu FŽP a v kontextu dostupných informací v odborné literatuře.

### 3 Metodika

Cílem této diplomové práce je získat data, které umožní předpovědět obsah radionuklidů, konkrétně  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{85}\text{Sr}$ , v jednotlivých druzích zemědělských plodin, v závislosti na obsahu radionuklidů v půdě. K analýze bylo použito celkem 75 vzorků s třemi typy půd z okolí jaderné elektrárny Dukovany a 75 vzorků s třemi typy půd z okolí jaderné elektrárny Temelín.

Na tomto projektu jsem při manuálních úkonech spolupracovala s pěti studenty, členy studentského výzkumného týmu FŽP Praha a současně s odborníky ze Státního ústavu radiační ochrany. Každý ze spolupracujících studentů následně zpracoval jeden typ půdy ve své diplomové práci. Mně připadla půda typu černozem luvická z okolí jaderné elektrárny Dukovany.

#### 3.1 Odběr vzorků zeminy

##### 3.1.1 Postupy odběru vzorků

Odběr vzorků zeminy je nejkritičtější fází výzkumu. Jak uvádí Sáňka a Zímová (2016), půda je velmi složitý heterogenní systém, který je složen z abiotických i biotických složek, vody a vzduchu. V důsledku uplatňování půdotvorných faktorů vedoucích k vytvoření velkého množství půdních typů a dalších podmnožin jako jsou subtypy, variety, formy a členění těchto půdních typů na jednotlivé diagnostické horizonty, je velmi obtížné určit pro odběr půd jednotnou vzorkovací strategii. Tato strategie tak musí být podle Sáňky a Zímové (2016) vždy uzpůsobena konkrétním podmínkám a účelu.

Konkrétní norma či jiný předpis, který by upravoval vzorkování půdy neexistuje. Jak Sáňka a Zímová (2016) uvádějí, existují jen obecné předpisy. Takovým obecným předpisem je ISO 10381-1,2,3 – Soil Quality – Sampling – Part 1,2,3: Guidance on the design of sampling programmes, techniques, safety. Tento předpis se věnuje obecnému vzorkování půdy a zachování reprezentativnosti a bezpečnosti půdního vzorku.

Při odběru vzorků, byly dodrženy podmínky požadované předpisem ISO 10381-1,2,3 – Soil Quality – Sampling – Part 1,2,3:

- byl vytvořen plán vzorkování před vlastním odběrem vzorků (Příloha 1),
- byla popsána charakteristika půdy, která se nachází v místě odběru,
- byla provedena vizuální kontrola místa odběru se zaznamenáním všech anomálií, které by mohly mít vliv na výsledky,
- odběr neprobíhal za extrémního počasí (silné deště, ani extrémní teploty oproti běžným hodnotám v daném místě),

- vzorkovací síť reprezentovala celkovou plochu odběru,
- u vzorků byla zaznamenána poloha pomocí souřadnic GPS, datum a čas odběru, zaznamenány meteorologické údaje, vše do protokolárního záznamu o odběru vzorků (Příloha 2),
- bylo dbáno na zamezení kontaminace vzorků cizími zdroji.

### 3.1.2 Odběr a úprava vzorků černozemě

Půda byla odebrána z oblasti rozšířené zóny havarijního plánování jaderné



Obr. 1: Lokalizace odběru vzorků (zdroj: Český úřad zeměměřický a katastrální, 2019)

elektrárny Dukovany. Odběr vzorků půdy pro experiment byl předem projednán s majiteli, respektive hospodařícími subjekty. Jednalo se o pozemky parc. č. 2657, parc. č. 2648 a parc. č. 2647 (Obr. 1) v lokalitě katastrálního území Dolní Dubňany. Celková plocha pozemků činí 75 300 m<sup>2</sup> (Příloha 2).

Odběr vzorků proběhl dne 12. 10. 2019 mezi 8:00 hod. až 10:30 hod. Místo pro odběr vzorků bylo

zemědělsky obhospodařované, orané, v odlehlejší oblasti.



Obr. 2: Odběr půdy – černozem luvická (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

Celkem bylo odebráno 25 dílčích vzorků z hloubky 0-25 cm. Každý dílčí vzorek = jedna nádoba naplněná zeminou hmotnosti cca 15 kg. K odběru byly použity rýč, lopatka a PVC nádoba objemu 25 l.

Po odběru byly nádoby převezeny do Státního ústavu radiční ochrany v Hradci Králové, zde byly se zeminou, tak jak byla odebrána, s drobnými kameny a zbytky rostlin, zváženy, odečtena hmotnost nádoby



Obr. 3: Provizorní sklad (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

a tím získána čistá hmotnost zeminy. Následně byly nádoby odvíkovány a ponechány venku, aby zemina přirozeně vyschla a homogenizovala. Za tímto účelem byl vytvořen venkovní provizorní sklad s podlahou z dřevěných palet a zastřešením pomocí

nůžkových stanů pro omezení vyplavení dešťovými srážkami a snížení vlivu větru.



### 3.2 Experimentální druhy rostlin

Pro náš projekt byly jako experimentální rostliny vybrány locika salátová/salát (*Lactuca sativa*), cibule kuchyňská (*Allium cepa*) a ředkev setá/ředkvička (*Raphanus sativus*).

Salát a ředkvička jsou experimenty často používané pro sledování přechodu kontaminantů z půdy do biomasy (Stankovic-Popic et al., 2020).

Cibule byla přidána pro možnost porovnání výsledků s experimentem kolegů z Běloruska.

### 3.3 Rozpis kontaminace nádob

Ke zjištění kontaminace půdy a přechodu radionuklidů do biomasy byly provedeny pokusy v nádobách o objemu 25 l. Celkem bylo použito 25 nádob pro jeden typ půdy, v každé cca 15 kg zeminy. Schéma bylo následovné:

- Kontrolní nádoby s rostlinami bez kontaminace – 8 ks
- Nádoby s rostlinami a kontaminací – 16 ks
  - o 8 nádob s kontaminací  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{85}\text{Sr}$
  - o 8 nádob s kontaminací  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{85}\text{Sr}$  + draslík
- Kontrolní nádoba bez rostlin – 1 ks (pro základní vstupní pedologický a chemický rozbor a stanovení obsahu Cs a Sr).

### 3.4 Péče o experimentální nádoby

Experimentální práce byly prováděny systematicky, vždy paralelně na všech experimentálních nádobách.

Většina nádob od návozu do areálu Státního ústavu radiační ochrany v Hradci Králové do doby kontaminace zarostla plevelem a půdu tvořily často velké hroudy. V období týden před kontaminací byly nádoby vyplety. Pletí bylo prováděno přímo na jejich místě pod stany. Obsah nádob byl přesypán, takže spodní vrstva se dostala na povrch, tím byla sypká a netvořila hrudky. Nádoby byly spodem navrtány pro případný odtok vody do podkladní misky. A bylo zahájeno zalévání vodou.

### 3.5 Příprava roztoku s radioaktivním nálevem

Státní ústav radiační ochrany připravil logistiku experimentu, provedl poučení pracovníků a následně se podílel a dohlížel na provádění pracovních postupů.

Principiálně shodné experimenty probíhaly dne 5.5.2020 souběžně i na jiných půdních typech, ty jsou součástí diplomových prací mých studentských kolegů, členů studentského výzkumného týmu FŽP Praha.



Obr. 4: Příprava kontaminačního roztoku  
(zdroj: společná databáze řešitelů projektu  
VI20192022153)

Roztoku pro kontaminaci s obsahem radionuklidů ( $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$ ), bylo připraveno celkem 21 l. Pro každou jednotlivou nádobu bylo použito cca 200 ml kontaminačního roztoku.

Postup přípravy kontaminačního roztoku: pro namíchání kontaminačního roztoku byl použit plastový barel o obsahu 25 l s výpustným ventilem. Do vymytého, suchého a včetně víka zváženého barelu bylo odměřeno přesně 10 l vody a kapátky přidána kontaminace. Kapátka pak byla vypláchnuta, umístěna do sáčku a změřena

zbytková aktivita. Barel byl uzavřen, protřepáním rozmíchán a poté doplněn vodou na celkový objem 21 l. Celá směs byla následně ještě 5 minut ručně promíchána plastovým míchadlem, barel uzavřen a zvážen (Tabulka 1).

Tabulka 1: Detaily ke kontaminaci půdy (zdroj: SÚRO, 2020)

	$^{134}\text{Cs}$	$^{85}\text{Sr}$
Vypletí, obrácení zeminy a zahájení zalévání vodou	27.4.2020	
Kontaminace půdy – referenční datum	5.5.2020	
Setí semen experimentálních rostlin	12.5.2020	
Poločas rozpadu (dnů)	754	65
$A_{kr}$ - Aktivita koncentráту v devíti kapátkách k referenčnímu dni a současně ke dni kontaminace 5.5.2020 (kBq)	847.2	616.3
$V$ - Potřebný objem kontaminačního roztoku vzniklého naředěním koncentráту (litrů)	21	
$A_{Rr}$ - Hmotnostní aktivita roztoku v barelu zředěného na 21 litrů v referenční den 5.5.2021 (kBq / litr)	40.34	29.35
<b>Aktivita aplikovaná na experimentální nádobu ke dni kontaminace 5.5.2020</b>		
$D$ - Přibližná dávka roztoku do experiment. n. cca (g / ml)	200.6 / 201.3	
$A_{sr}$ - Specifická aktivita k referenčnímu datu 5.5.2020 cca (kBq / experim. n.)	8.12	5.91
Průměr experimentální nádoby (cm) Měřeno 8 cm pod horní hranou, u povrchu půdy; Předpokládáno u všech nádob shodně.	26	
$S$ - Plocha experimentální nádoby na povrchu půdy (cm <sup>2</sup> ) Dopočet z průměru měřeného 8 cm pod horní hranou. Předpokládáno u všech nádob shodně.	531 0,0531 m <sup>2</sup>	
$A_{pro}$ - Plošná aktivita orientační ke dni kontaminace (kBq / m <sup>2</sup> )	152.9	111.3

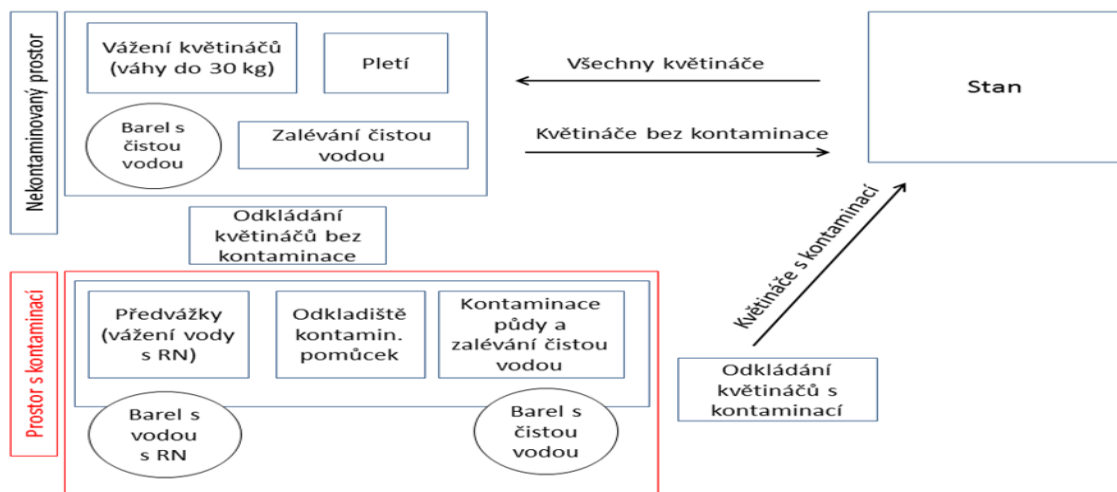
Tabulka 1: Vysvětlivky

$$A_{Rr} = A_{kr} / V \dots\dots\dots 847,2 / 21 = 40,34 \text{ kBq / l}$$

$$A_{sr} = A_{Rr} * D \dots\dots\dots 40,34 * 0,2013 = 8,12 \text{ kBq}$$

$$A_{pro} = A_{sr} / S \dots\dots\dots 8,12 / 0,0531 = 152,9 \text{ kBq / m}^2$$

Pracovní prostor byl rozdělen na část nekontaminovanou a část kontaminovanou (Obr. 5).



Obr. 5: Schéma rozdělení pracovního prostoru (zdroj: SÚRO, 2020)

### 3.5.1 Chemické nastavení nekontaminovaných nádob

Výchozí chemické nastavení probíhalo pomocí konvičky s rozptylovačem (kropítkem), která nebyla určena pro kontaminování.

Nádoby se vzorky č. 1 – č. 4 byly zality 300 ml čisté vody.

Nádoby se vzorky č. 5 – č. 8 byly zality roztokem soli draselné (200 ml vody a 100 ml roztoku soli draselné). Roztok byl odměřen pomocí odměrných válců a pak přelit do konvičky. Pod rozptylovačem se často držel aplikovaný roztok, takže po každém zalití byl rozptylovač sejmут a roztok vylit do příslušné nádoby. Nádoby byly zváženy a hodnoty zaznamenány (Tabulka 2).

Tabulka 2: Detaily ke kontaminaci: kontrola - nekontaminované (zdroj: SÚRO, 2020)

Označení vzorku	Treatment (Způsob ošetření)	Váha (kg)	Objem vody (ml)	Objem K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (ml)
DU Č 1	NC (negative control)	14,84	300	0
DU Č 2	NC	16,13	300	0
DU Č 3	NC	15,55	300	0
DU Č 4	NC	15,38	300	0
DU Č 5	PC (positive control)	16,02	200	100
DU Č 6	PC	15,66	200	100
DU Č 7	PC	15,81	200	100
DU Č 8	PC	16,00	200	100

Tabulka 2: Vysvětlivky

DU Č X . . . Dukovany, černoze, pořadí experimentální nádoby

NC . . . . . negativní kontrola = ex. nádoby zalévané pouze vodou, zcela bez jakékoli kontaminace

PC . . . . . pozitivní kontrola = experimentální nádoby kontaminované draslíkem a dále zalévané jen vodou, zcela bez kontaminace radionuklidy

### 3.5.2 Seznam použitých pomůcek, kontrola - nekontaminované:

- váhy na vážení vypletých experimentálních nádob (do 30 kg),
- barel (25 l) s kohoutem s čistou vodou na podstavci,
- barel (15 l) s kohoutem s draselnou solí (pro přidání draslíku do části vzorků),
- konvička, kádinky na čistou vodu a vodu s draselnou solí,
- stůl pro práci s experimentálními nádobami – vážení, zalévání nekontaminovaným roztokem,
- stůl pro odložení květináčů připravených k zalévání,
- pytel na nekontaminovaný odpad,
- 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,
- igelit na pokrytí stolů (role, typ „rukáv“),
- držák plastového pytle na nekontaminovaný odpad.

### 3.5.3 Chemické a radiační nastavení kontaminovaných nádob

Do každé kontaminované experimentální nádoby byla přidána stejná aktivita daného radionuklidu.

Hmotnost konvičky + kontaminační roztok se zpravidla pohybovala:  $78,7 \text{ g} + 200 \text{ g} = 278,7 \text{ g}$

Vážení: ke každé experimentální nádobě byla vedena hmotnost konvičky a zvlášť nálevu, které se lišily nepřesností „vylití konvičky“ v rozpětí 2 g, tj. 1%.

Plnění: konvička byla vždy plněna těsně pod rysku a na váze dolita na požadovanou hmotnost 278-285 g. V rámci procesu kontaminace byla každá nádoba podložena tácem s filtračním papírem. Jakmile byla voda s kontaminačním roztokem



v barelu pod úrovní vypouštěcího ventilu, zbylé množství bylo přelito do 2 l kádinky a odtud dále plněno do konvičky.

Obr. 6: Zalévání kontaminačním roztokem (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

Příslušné nádoby byly zality konvičkou s kontaminačním roztokem a označeny tlustým červeným křížkem. Úkapy byly průběžně otírány z konvičky i nádob.

Nádoby se vzorky č. 9 – č. 16 byly zality kontaminačním roztokem a přidáno 100 ml draslíku.

Nádoby se vzorky č. 17 – č. 24 byly zality kontaminačním roztokem plus přidáno 100 ml čisté vody.

Nádoby byly váženy a hodnoty zaznamenány (Tabulka 3).

V průběhu procesu kontaminace experimentálních nádob byly pro kontrolu konstantnosti objemové koncentrace radionuklidů odebrány 4 vzorky kontaminačního roztoku do masťovek.

Tabulka 3: Detaily ke kontaminaci – kontaminované (zdroj: SÚRO, 2020)

Označení vzorku	Treatment (Způsob ošetření)	Váha (kg)	Objem vody (ml)	Objem K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (ml)
DU Č 9	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + K	15,72	0	100
DU Č 10	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + K	15,32	0	100
DU Č 11	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + K	16,07	0	100
DU Č 12	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + K	15,41	0	100
DU Č 13	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + K	15,78	0	100
DU Č 14	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + K	16,53	0	100
DU Č 15	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + K	16,53	0	100
DU Č 16	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + K	15,69	0	100
DU Č 17	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	14,75	100	0
DU Č 18	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	15,35	100	0
DU Č 19	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	14,39	100	0
DU Č 20	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	15,21	100	0
DU Č 21	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	16,49	100	0
DU Č 22	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	15,49	100	0
DU Č 23	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	15,71	100	0
DU Č 24	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	15,29	100	0

Tabulka 3: Vysvětlivky

DU Č X... Dukovany, černozem, pořadí experimentální nádoby

<sup>134</sup>Cs . . . . . Kontaminace cesiem

<sup>85</sup>Sr . . . . . Kontaminace stronciem

K . . . . . Kontaminace / přihnojení draslíkem

### 3.5.4 Seznam použitých pomůcek, kontaminované:

- kartony pod stoly – savý povrch pro případné úkapy kontaminačního roztoku,
- igelit pod stoly a na pokrytí stolů (role, typ „rukáv“),
- vymezení pásma pro práci s kontaminací – samostatný stůl, podložený kartonem a igelitem,
- pracovní stůl, byl včetně blízkého okolí překryt pevnější malířskou folií,
- váhy na vážení vypletých experimentálních nádob (do 30 kg),
- barel (25 l) s kohoutem s 21 l kontaminačního roztoku na podstavci, s miskou na úkapy,
- barel (15 l) s kohoutem s draselnou solí (pro přidání draslíku do části vzorků),
- konvička, kádinky na čistou vodu a vodu s draselnou solí,
- předvážky = váhy na přesné vážení přidaného kontaminačního roztoku,
- 1l kádinka pro kontaminační roztok,
- 2x konvička pro kontaminační roztok,
- krabice s papírovými kapesníčky, gumové jednorázové rukavice,
- 4 masťovky s víčky, každá s 5 ml 10% kyseliny kvůli snížení sorpce radionuklidů na stěnách, k odběru vzorků kontaminačního roztoku pro kontrolu konstantnosti objemové koncentrace radionuklidů (masťovky byly před i po náběru zváženy),
- fotomiska pro odložení kontaminovaných pomůcek,
- 2 tácy pod konvičky pro záchyt úkapů kontaminačního roztoku,
- plastový pytel na radioaktivní a ostatní komunální odpad,
- předtištěné formuláře pro zápis hmotností (hmotnost vody s přidanou aktivitou – přesně, objem dodané čisté vody – přibližně a pro všechny stejně,
- vyšší plastová přepravka pro umístění váhy za účelem omezení vlivu větru na vážení (vliv větru způsoboval rozdíl ve vážení až 1 g),
- kartony = zástěny pro omezení vlivu větru (ze 3 stran – výška cca 60 cm) v okolí vah a prostoru kontaminace roztokem  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$ ,
- stůl pro zapisování údajů,
- filtrační papír,
- držák plastového pytle na kontaminovaný odpad.

### 3.6 Setí rostlin napříč experimentálními nádobami

Všechny nádoby byly z důvodu zamezení prášení z povrchových vrstev půdy překryty geotextilií se sedmi předem připravenými otvory:

- šest otvorů po kružnici o průměru 2–3 cm,
- jeden otvor uprostřed nádoby o průměru 3-5 cm (Obr. 7).

Do místa každého otvoru byl vytvořen důlek hloubky cca 1 cm:

- do třech důlků po kružnici, byla do každého zaseta vždy 3 semena salátu,
- do zbylých čtyřech důlků, byla do každého zaseta 3 semena cibule.

Provedená výsadba dne 12.5.2020 byla na závěr jemně překryta 3 až 5 mm nekontaminovaná půdy a zalita 100 ml vody. Všechny nádoby byly vráceny zpět na



místo pod stany, kde byly spodem, v prostoru v paletě podloženy jejich víky se skleněnou miskou pro záchyt případné proteklé vody nebo případného kontaminačního roztoku (protečení a následný úkap byly velmi nepravděpodobné). Vlivem vysokých letních teplot hrozil úhyn rostlin díky nedostatečnému zalévání, proto pro zvýšení účinnosti zalévání byla geotextilie v průběhu experimentu, přibližně po třech týdnech, ze všech nádob odstraněna.

Obr. 7: Experimentální nádoba před setím. (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

### 3.7 Etapy pěstování a péče o nádoby s experimentálními rostlinami

#### 3.7.1 První a druhá etapa pěstování (locika salátová / salát, cibule kuchyňská)

V době růstu vegetace byly průběžně zalévány vždy celé experimentální nádoby zhruba 3x týdně (Tabulka 4 a Tabulka 5). Salát rostl rychleji a v mnoha případech zcela potlačil růst cibule. Tudíž byla tato etapa experimentu rozdělena na dvě, nejprve vypěstován salát a teprve poté „dopěstována“ cibule.

Tabulka 4: Schéma zálivky každé jedné experimentální nádoby v průběhu poloprovozního experimentu (zdroj: SÚRO, 2020)

<b>1. Etapa pěstování - salát + cibule, EDU černozem (zemina z oblasti havarijní zóny elektrárny Dukovany), zálivka v jednotlivých dnech [ml]</b>			
07.05.2020	100, zalévání jen půdy	08.06.2020	200
11.05.2020	100, zalévání jen půdy	11.06.2020	300
12.05.2020	100, setí salát + cibule	17.06.2020	120
13.05.2020	100, dále jen zalévání plodin	19.06.2020	200
18.05.2020	100	22.06.2020	200
19.05.2020	200	26.06.2020	280
21.05.2020	200	29.06.2020	100
22.05.2020	200	01.07.2020	120
28.05.2020	120	03.07.2020	280
01.06.2020	150	07.07.2020	280
02.06.2020	100	10.07.2020	280
03.06.2020	100	14.07.2020	280
04.06.2020	100	17.07.2020	280
05.06.2020	200	<b>celkem</b>	<b>4790 ml</b>
		<b>21.07.2020</b>	<b>Sklizeň salátu</b>

Po sklizni salátu dne 21.7.2020 následovalo došetí nádob semeny cibule do původně plánovaného rozsahu a pokračováno v zalévání (Tabulka 5).

Tabulka 5: Schéma zálivky každé jedné experimentální nádoby v průběhu poloprovozního experimentu (zdroj: SÚRO, 2020)

<b>2. Etapa pěstování - cibule, EDU černozem (zemina z oblasti havarijní zóny elektrárny Dukovany), zálivka v jednotlivých dnech [ml]</b>			
21.07.2020	500, doplnění sazeček cibule	24.08.2020	200
22.07.2020	100, dále jen zalévání plodin	27.08.2020	280
24.07.2020	500	28.08.2020	200
27.07.2020	450	01.09.2020	280
29.07.2020	500	03.09.2020	500
31.07.2020	500	06.09.2020	300
05.08.2020	0	09.09.2020	200
07.08.2020	280	11.09.2020	200
11.08.2020	280	15.09.2020	200
14.08.2020	500	23.09.2020	200
18.08.2020	280	25.09.2020	300
21.08.2020	280	<b>celkem</b>	<b>7030 ml</b>
		<b>29.09.2020</b>	<b>Sklizeň cibule</b>



### 3.7.2 Třetí etapa pěstování – ředkev setá / ředkvička

Třetí etapou pěstování byla ředkev setá. Po uvolnění experimentálních nádob od cibule byla do zeminy všech nádob dne 7.10.2020 zaseta z výsevních pásek (Obr. 8) semena ředkve seté. Pro prodloužení vegetačního období, urychlení klíčivosti a omezení negativního vlivu nízkých teplot byly nádoby přetaženy potravinovou fólií (Obr. 9). Rotace nádob a zalévání probíhalo obdobně jako v předchozích etapách.



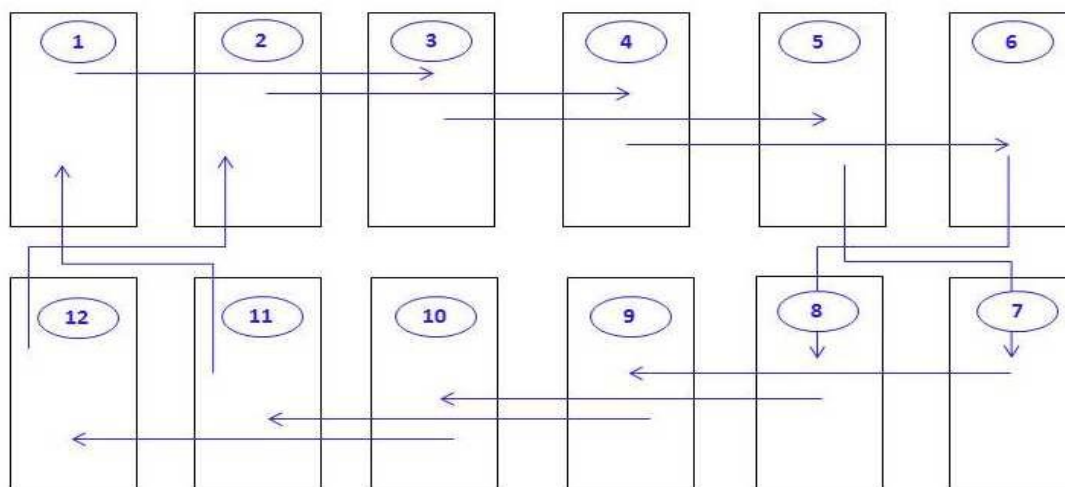
Obr. 8: Výsevní pásky s ředkví setou (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)



Obr. 9: Potravinová fólie prodlužující vegetační období (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

### 3.7.3 Zajištění rovnoměrného osvětlení

Pro zajištění rovnoměrného přirozeného osvětlení pod stany byly nádoby s pěstovanými experimentálními rostlinami po skupinách průběžně rotovány mezi jednotlivými paletovými ostrůvky dle přiloženého schématu (Obr. 10). Rotace probíhala vždy jednou týdně po směru hodinových ručiček.



Obr. 10: Schéma rotace skupin experimentálních nádob pro zajištění rovnoměrného osvětlení (zdroj: SÚRO, 2020)

### 3.8 Období, způsob sklizně experimentálních rostlin, sušení



Obr. 11: Locika salátová/salát (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

#### 3.8.1 Locika salátová / salát (Obr. 11)

Sklizeň salátu byla provedena záměrně na ne zcela dozrálých plodinách dne 21.7.2020. Salát byl sklizen po jednotlivých kusech za každou jednotlivou experimentální nádobu. Cílem bylo získání alespoň 10 g sušiny z každé experimentální nádoby.



Obr. 12: Cibule kuchyňská (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

#### 3.8.2 Cibule kuchyňská (Obr. 12)

Sklizeň cibule proběhla dne 29.9.2020. V porovnání s biomasou salátu, cibule vytvořila jen poměrně malé množství biomasy a bylo nutné ji sklídit jako směsný vzorek za každou skupinu kontaminace - „Treatment“.



Obr. 13: Ředkev setá/ředkvička (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

#### 3.8.3 Ředkev setá / ředkvička (Obr. 13)

Sklizeň ředkve připadla na den 25.11.2020, byla sklizena po jednotlivých kusech za experimentální nádobu, jako v případě salátu.

Po sklizni ředkve seté byly také odebrány hloubkové vzorky zeminy za účelem stanovení distribuce kontaminace profilem zeminy.

#### 3.8.4 Pracovní postup sklizně experimentálních rostlin, sušení

Státní ústav radiální ochrany opět připravil logistiku, zopakoval poučení zúčastněným ohledně bezpečnosti práce a následně se podílel a dohlížel na provádění pracovních postupů při sklizni.

Nejprve byly sklizeny nekontaminované nádoby a následně kontaminované. Z důvodu zamezení možného šíření kontaminace byly na nekontaminované rostliny použity zelené nůžky a na kontaminované rostliny nůžky červené.

Sklizení všech tří druhů experimentálních rostlin probíhala stejným pracovním postupem:

Před zahájením sklizně byly nadepsány papírové sáčky.

Každá nádoba měla svůj sáček, jako označení vzorku, aby nedošlo k záměně.

Saláty byly stříhány těsně nad substrátem a dál putovaly do bedýnky s nadepsaným papírovým sáčkem a k dalšímu zpracování na pracovních stolech. Kořeny salátů zůstaly v půdě.

U prvního stolu proběhla kontrola vzrůstu, vzhledu a čistoty. Pokud zůstal na rostlině zbytek zeminy nebo jiné viditelné nečistoty bylo třeba rostlinu opláchnout v nádobě s čistou vodou, nechat okapat na filtračním papíře a poté dosušit.

U druhého stolu se vážilo, byla zapsána váha čerstvé rostliny a poznamenán zdravotní stav podle stupnice 1-10, přičemž číslice jedna znamenala nejhorší kvalitu a číslice 10 nejlepší.

U třetího stolu byl salát rozdělen na jednotlivé listy, popřípadě drobně nastříhán z důvodu rychlejšího schnutí a snadnější manipulace při vkládání do připravených, nadepsaných, papírových sáčků.

V případě cibule se do připraveného, nadepsaného, papírového sáčku vložil celý směsný vzorek za každou skupinu kontaminace - „Treatment“.

U ředkve byly vloženy celé kusy rostlin za každou experimentální nádobu, jako u salátu.

Vzorky z nekontaminovaných nádob byly ukládány do samostatné přepravy označené „kontrola - nekontaminované“.

### 3.8.5 Zvláštní opatření při sklizni kontaminovaných rostlin

V této části sklizně bylo nutno pracovat v rukavicích a se zvýšenou opatrností (Obr. 14). Nejdříve byly sklizeny vzorky kontaminované  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$  a následně vzorky s kontaminací  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + \text{K}$ . Postup prací u jednotlivých stolů byl naprosto shodný, pouze vzorky kontaminované  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$  byly ukládány do přepravy



označené jako „ $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$  kontaminace“ a vzorky kontaminované  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + \text{K}$  do přepravy shodně označené „ $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + \text{K}$  kontaminace“.

Následně se vzorky sušily v sušárně při  $60^{\circ}\text{C}$ .

Obr. 14: Sklizni kontaminovaných rostlin (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

### 3.9 Měření radiace

#### 3.9.1 Příprava vzorků

Dle Záhorové (2020) proběhlo měření vzorků salátu z půdy glej a fluvizem od jaderné elektrárny Temelín ve Státním ústavu radiační ochrany Hradec Králové. Ostatní vzorky salátu, všechny vzorky cibule a ředkviček se měřily na detektorech ve Státním ústavu radiační ochrany v Praze.

Z důvodu nízké hmotnosti vzorků, často v řádu zlomků gramu a následného rozlišení hmotností ve stavu před usušením, bezprostředně po usušení a následně po vstřebání vzdušné vlhkosti, byl každý vzorek zvážen před usušením a poté přemístěn do příslušné měřicí nádoby válcovitého tvaru, nazývané masťovky (Obr.



15) a sušen přímo v ní při teplotě 60°C. Bezprostředně po usušení byly masťovky zavíčkované a zváženy (Záhorová, 2020).

Obr. 15: Masťovka z boku a shora se vzorkem lociky salátové / salátu (zdroj: SÚRO, 2020)

#### 3.9.2 Spektrometrie gama



Obr. 17: Ocelová dvojkobka se 2 HPGe detektory. Jeden je navíc umístěn v dostínění z elektrolytické mědi (zdroj: SÚRO, 2020)



Obr. 18: Přenosný HPGe detektor se vzorkem v geometrii (zdroj: SÚRO, 2020)

Vzorky byly postupně měřeny na polovodičových detektorech záření gama (Obr. 17, Obr. 18, Obr. 16), vyrobených z vysoce čistého germania (HPGe detektory, High Purity Germanium detector) o relativních účinnostech až 150 % v geometrii a poloze na detektoru. Detektory jsou umístěny z důvodu snížení pozadí ve stínících kobbách se stěnami z ocele tloušťky 20 cm nebo olova o tloušťce 10 cm (Záhorová, 2020).



Obr. 16: Masťovka na detektoru (zdroj: SÚRO, 2020)

Dle Záhorové (2020) byly vzorky díky nízkým aktivitám, především  $^{134}\text{Cs}$  měřeny po dobu několika dnů až týden a spektra vyhodnocena pomocí programu Genie 2000. Výsledky byly následně korigovány na rozdílnost hustoty, rozměru měřených vzorků a kalibračních etalonů. Vzhledem k vícefotonovému přeměnovému schématu  $^{134}\text{Cs}$  byla u tohoto prvku provedena korekce na pravé koincidence. Veškeré korekce byly provedeny programem Efftran. Metodou šíření chyb byla získána výsledná nejistota.

Metoda polovodičové spektrometrie gama, která byla použita pro určení aktivit jednotlivých vzorků je v laboratořích Státního ústavu radiační ochrany akreditována (Záhorová, 2020).

## 4 Černozem

V rámci poloprovozního experimentu, který je součástí projektu MV VI20192022153 s názvem Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií, mi připadla lokalita katastrálního území Dolní Dubňany v havarijní zóně jaderné elektrárny Dukovany (EDU), kde se vyskytuje půdní typ černozem.

Černozemě pokrývají celosvětově přibližně 230 milionů hektarů (Inovace studijních programů, 2020).

Černozemě můžeme nalézt po celém světě mírného pásma, například v okolí Velkých jezer v Severní Americe, na Ukrajině, ve středním a jižním Rusku, či v Polabí a jižní Moravě v České republice (Petránek, Cháb, 2016).

Černozem představuje významný půdní typ, který je považován z agronomického hlediska za nejhodnotnější a nejúrodnější půdu vyskytující se v našich podmínkách (Šarapatka, 2014).

Mateřským substrátem jsou většinou spraše, v současné době prakticky bez výjimky využité jako orná půda (Vopravil, 2010).

Typickým znakem černozemí je dle Klasifikačního systému půd České republiky existence mocného tmavého až černého, humusového půdního horizontu, který je mocnější než 30 cm (Němeček, 2001).

### 4.1 Subtypy černozemě

Dle Němečka (2001) dělíme černozem na 6 subtypů:

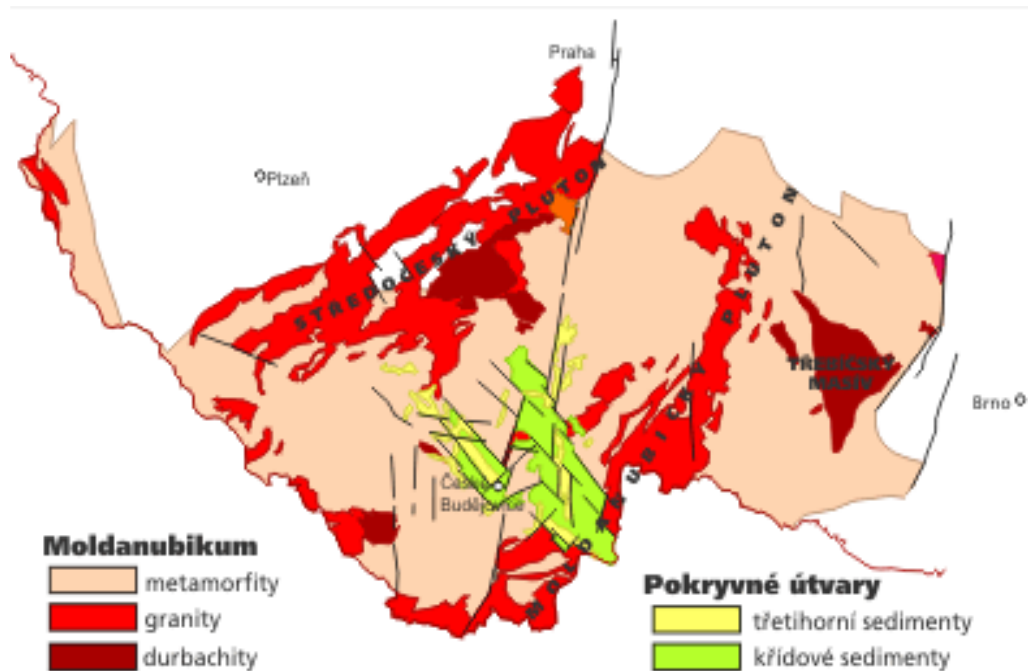
- modální s kalcickým horizontem,
- černickou s redoximorfními znaky do hloubky 0,6 m,
- arenickou, která je vytvořena ze zrnitostně lehčích substrátů,
- pelickou ze zrnitostně těžších substrátů,
- vertikální s výskytem vertikálních znaků v sušších oblastech,
- luvickou.

### 4.2 Geomorfologický a pedologický popis lokality

Havarijní zóna jaderné elektrárny Dukovany (EDU) leží v jižní části Českého masivu tvořeného moldanubikem sahajícím až do Rakouska a Německa. Typickými horninami moldanubika jsou metamorfity s vysokým stupněm metamorfózy a plutonické horniny nazývané také jako moldanubický a středočeský pluton (Obr. 19).

Horniny moldanubika na území České republiky tvoří například Českomoravskou vrchovinu, Šumavu a Český les (Chamra et al., 2005; Petránek, Cháb, 2016).





Obr. 19: Horniny moldanubika jižní části Českého masivu (zdroj: Petránek, Cháb, 2016)

Moldanubikum je zpravidla děleno na tři litotektonické jednotky (Kachlík, 2003):

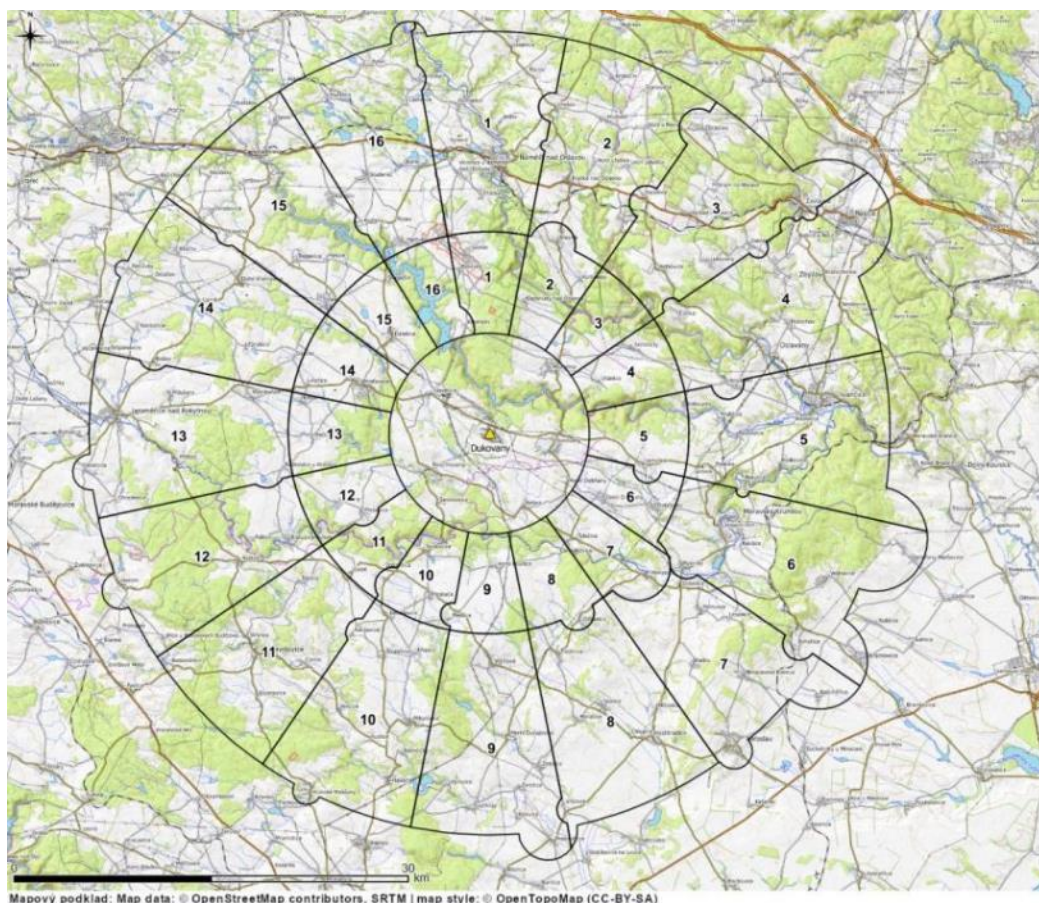
Ostronská (monotónní) – jejíž většinu tvoří biotiticko-cordieritické pararuly a migmatity, menšinu pak kvarcity a erlány.

Drosendorfská (pestrá) - v tektonickém nadloží ostronské jednotky – u této jednotky převažují biotit-sillimanitické pararuly, doplněné v hojné míře tělesy kvarcitů, grafitických hornin, mramorů, kyselých a většinou bazických metavulkanitů charakteru tholeiitického nebo intradeskového.

Gföhlská – jedná se o nejvyšší strukturní jednotku moldanubika. Je do značné míry heterogenní, s tělesy plášťových hornin jako jsou peridotity, eklogity a skarny a s uvnitř uzavřenými migmatizovanými pararulami, migmatity, migmatitickými gföhlskými rulami, ortorulami a granulity.

#### 4.3 Havarijní zóna jaderné elektrárny Dukovany (EDU)

Areál jaderné elektrárny Dukovany a příslušné havarijní zóny (Obr. 20) se nacházejí na okraji východní části Českomoravské vysočiny, v oblasti, která je geomorfologicky řazena k Jevišovské pahorkatině. Podloží tvoří horniny Gföhlské skupiny, což je strukturně nejvyšší jednotka moldanubika. Její stáří se udává na proterozoikum až paleozoikum. Jde o značně heterogenní horniny obsahující uzavřená drobná i větší tělesa tvořená peridotity, eklogity a skarny. Převažujícími horninami jsou většinou migmatity a migmatizované pararuly, ortoruly a granulity, a v některých lokalitách ještě ultrabazické horniny (Petránek, Cháb, 2016).



Obr. 20: Vymezení havarijní zóny EDU (zdroj: J. Hellebrant, SÚRO 2021)

Reliéf Jevišovské pahorkatiny, jejíž součástí je i havarijní zóna EDU, se formoval v mladších třetihorách a čtvrtohorách. Jde o mírně zvlněnou krajinu, kde jednotlivé plošiny rozdělují hluboká údolí vytvořená řekami. Sedimenty z mladších třetihor jsou písky a jíly, zachované pod kvartérními sedimenty. V těchto třetihorních sedimentech se vyskytují moravské vltavíny (Petránek, Cháb, 2016).

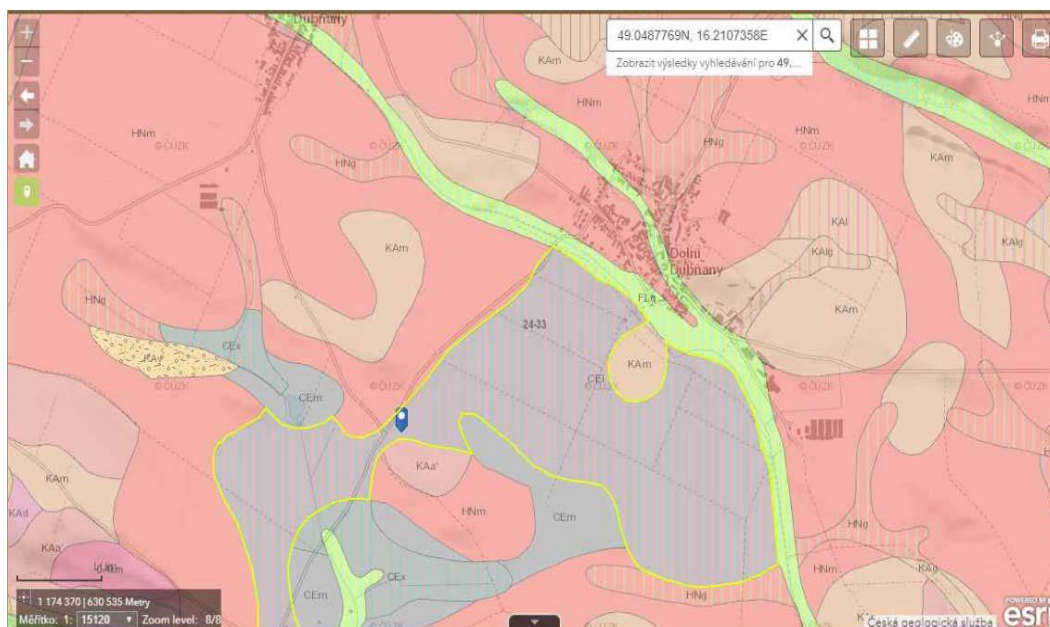
Východní okraj moldanubika má v depresích zachovalé terciérní sedimenty většinou tvořené písky a štěrkopísky. Směrem k východu a jihovýchodu se vyskytují ještě sedimenty neogénních mořských sedimentů (Chamra et al. 2005).

Kvartérní sedimenty jsou hlinitopísčité a kamenopísčité eluvia usazená činností řek, z části tvořená štěrky a štěrkopísky, sprašemi a sprašovými hlínami (Vopravil, 2010).



#### 4.4 Půdy a horniny v okolí odběru vzorků

V blízkém okolí odběru vzorků, se v lese přibližně 50 m jižně od místa odběru nacházejí kameny, ve vyšších polohách i celé skalky tvořené světlými migmatizovanými ortorulami až migmatity. Severně od místa odběru se vyskytují spraše až sprašové hlíny, dále pak amfibolity. V podloží dotčené lokality pak deluviální hlinito-kamenitý sediment (Obr. 21).



Obr. 21: V lokalitě odběru EDU je černozem luvická (zdroj: <https://mapy.geology.cz/pudy/>)

#### 4.5 Černozem v zájmovém území - černozem luvická

Mým zájmovým územím se stala lokalita katastrálního území Dolní Dubňany, s černozemí luvickou (CEI) v místě odběru a stratigrafií:

##### **Ac-Bth-Bck-Ck,**

Kdy: povrchový Ac humusový horizont je odvápněn a pod tímto horizontem vzniká luvický horizont Bth, na který navazuje přechodný Bck horizont mezi luvickým a půdotvorným substrátem Ck, kterým je spraš (Němeček, 2001).

Černozem je dvoufázový půdní typ, který vzniká na pleistocenních sprašových nánosech a na mírně zvlněném terénu. Skládá se z humusového A horizontu a z mateřské horniny C horizontu. Tmavohnědý A horizont přechází pomalu do plavé, více karbonátové mateřské horniny. V humusovém A horizontu se nachází malé množství uhlíčitanu vápenatého (1-2%). Ostatní uhlíčitan vápenatý se vyluhováním nahromadil v karbonátovém C horizontu, a to konkrétně ve vrchní části mateřského substrátu. Následně je sekundárně vyloučen v podobě pseudomycélií a jiných vápenatých konkréci (Šarapatka, 2014).

Jedná se o půdu s luvickým horizontem. Nejčastěji se černozezem luvická vyvíjí na karbonátových sedimentech. Jsou to půdy sorpčně nasycené s odvápněním (Němeček, 2001).

#### 4.6 Vznik, znaky a vývoj černozezemě

Typická černozezem se vytvořila na rovinách či v mírně zvlněném terénu na spraši, pod vysokou trávou s prudkým růstem, tedy stepní vegetací. Hluboké, na humus bohaté černozezemě, se vyskytují ve střední části stepní zóny, kde je roční úhrn srážek přibližně stejný jako množství odpařené vláhy. Takové půdy obsahují 10 až 16 procent organické hmoty ve svých povrchových vrstvách. Půdní reakce černozezemě je neutrální (pH 7,0-7,5) s vysoce nasycenými bázemi (Tomášek, 2003).

Znaky černozezemě jsou:

- tmavá až černá zemina,
- vertikální pukliny,
- pseudomycelia, skládající se z bílých žilek uhličitanu vápenatého. Vznikají tak, že koncentrovaný roztok vápenatých solí proniká přes půdu puklinami a póry a zanechává na povrchu agregátů a v krotovinách jemné povlaky vápenatých solí.

- krotoviny, chodbičky většinou po stepních živočiších a žížalách, které sahají až do mateřského substrátu, hloubky 80-90 cm. Tyto krotoviny jsou zasypávány-vyplňovány tmavým zemitým materiálem z A horizontu (Šarapatka, 2014).

- jemně zrnitá až drobtovitá struktura půdy (Němeček et. al, 1990).

Půdní fauna je zde velmi aktivní, ve vlhkých obdobích převážně v horní 50 cm vrstvě. Na začátku období sucha se zvířata stěhují i do hlubších vrstev. Hrabání drobných obratlovců (bioturbace), významně přispívá k intenzivní homogenizaci půdy. Zvířecí nory, které se zasypaly povrchovou půdou bohatou na humus, vynikají jako černé krotoviny proti typicky skořicově zbarvenému hlubšímu půdnímu matrixu (Tomášek, 2003).

#### 4.7 Vlastnosti černozezemě

Černozezemě vynikají výbornými fyzikálními, chemickými i biologickými vlastnostmi (Inovace studijních programů, 2020).

Hydrologický režim se vyznačuje vyrovnanou bilancí mezi příjmem dešťových srážek a výparem (Inovace studijních programů, 2020). Infiltrace srážkové vody je dobrá, vodní kapacita umožňuje zásobování rostlin vodou. Půdy jsou lehce obdělávatelné, mají dostatečnou sorpční schopnost. Obsahují dostatek lehce přístupných živin a humusu bohatého na dusík, což vede k vysoké úrodnosti těchto půd (Sáňka, Materna, 2004).

Fyzikální vlastnosti představují celý soubor vlastností, které jsou podmíněné disperzností elementárních částic a vzájemným vztahem mezi pevnou fází, půdním roztokem a vzduchem v půdě. Černozem je z hlediska fyzikálních vlastností klasifikována jako středně těžká, hlinitá (Němeček et al., 1990).

Skeletovitost černozemí je nízká. Nejmenší zrna, o průměru více než 2 mm, se vyskytují v podílu 5-10% z celkové frakce. Černozemě disponují stabilní agregátovou strukturou, tedy že půdní částice vytvářejí větší či menší shluky = agregáty ve stabilním množství a v rovnovážném prostorovém uspořádání. Pórovitost vyjadřuje celkové procentuální množství volného prostoru, který není vyplněn pevnými částicemi půdy. Objem pórů černozemě dosahuje hodnot až 50% (Sáňka et al., 2018).

Díky široké vrstvě humusu vyniká vysokou sorpcí, dokáže vázat nejrůznější látky z okolního prostředí a disponuje dobrým tepelným režimem a schopností akumulovat v sobě teplo z okolního prostředí. V obdělávaných černozemích tuzemských zemědělských půd se obsah humusu pohybuje v rozmezí 5-10%, v klasických půdách se poměr pohybuje pouze kolem 2-3%.

Látky v humusu jsou dvojí povahy:

První skupina je organické povahy, lehce rozložitelná, snadno odbouratelná mikroorganismy a není tmavě zbarvena. Patří sem mimo organických kyselin například bílkoviny, glycidy, pektiny, třísloviny, tuky, vosky. Tvoří energetickou a živinnou zásobu v půdě a jsou tedy podmínkou biologické aktivity půdy,

Druhou skupinou jsou specifické humusové látky například humusové uhlí, huminy, které se vyznačují vysokou biologickou rezistencí a tmavým zbarvením. V půdě tvoří přibližně 85–90% z celkové půdní organické hmoty a jsou tvořeny vysokomolekulárními organickými sloučeninami (Sotáková, 1982; Stevenson, 1995; Pospíšilová, Tesařová, 2009).

Nadzemní biomasa rychle rostoucích stepních travin představuje asi 1 až 1,5 t sušiny na hektar, odpovídající kořenová hmota váží 4 až 6 t sušiny na hektar. Hlavní koncentrace kořenů je v horních 60 cm půdy, přičemž 80% všech kořenů je koncentrováno v horních 30 až 40 cm (Tomášek, 2003).

Jak uvádí Šarapatka (2014), z hlediska pH má každý druh rostlin své optimum, na jehož změnu je citlivý. Černozemě, které většinou bývají neutrální (pH=7) nejvíce vyhovují pro pěstování našich nejnáročnějších plodin: pšenice, ječmene, kukuřice, cukrovky a vojtěšky, jako lesnické se u nás využívají jen velmi zřídka.

## 5 Cesium, Stroncium

Většina radionuklidů je svými vlastnostmi podobná jejich v přírodě se běžně vyskytujícím stabilním formám. Liší se zejména emisí částic doprovázenou typickým ionizujícím zářením ( $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ ) (Domínguez-Gadea, Cerezo, 2011; Tesarová et al. 2018).

Za běžného provozu jsou z elektráren vypouštěny radionuklidy do okolního ovzduší v minimálním množství. Tyto koncentrace jsou neustále podrobovány průběžným měřením. Dojde-li vlivem lidského faktoru či přírodní katastrofy k poruše reaktorů v jaderných elektrárnách, většinou dochází ke společenské i ekologické katastrofě. Dojde k uvolnění radionuklidů do okolí, radioaktivní látky se ve velkém množství dostanou do ovzduší, vodních zdrojů či se absorbují do půdy. Takto kontaminované zdroje jsou na dlouhou dobu nebezpečné a nepoužitelné (Kašparová et al., 2018; Lourenço et al. 2019).

Tuto situaci jsme bohužel již v minulosti zažili, a to díky úniku radiace z jaderné elektrárny Černobyl (1986) a v nedávné době i díky poruše jaderné elektrárny Fukušima (2011) (Tsumune et al., 2020).

### 5.1 Charakteristika přírodního Cs a vznik radioaktivního $^{137}\text{Cs}$

Cesium (Cs) patří mezi tzv. alkalické kovy a je typické svou vysokou reaktivitou. Představuje nejměkčí známý kov, je velice lehké, má stříbrozlatou barvu a při pokojové teplotě se vyskytuje v kapalném skupenství. Cesium mimořádně rychle až explozivně reaguje s kyslíkem na superoxid cesný nebo s vodou na hydroxid cesný. Zároveň je cesium dobrým vodičem tepla a elektrického proudu. V přírodě se s ním lze setkat pouze ve formě sloučenin, lehce se ukládá ve vodě a půdě (Jursík, 2002; Kratochvíl, 2017).

Je to prvek, který není významně zastoupen v zemské kůře. Na světě se ho získá asi jen 5 000 kg za rok, a to i jako vedlejší produkt při výrobě lithia (Li). Existuje několik izotopů cesia.  $^{133}\text{Cs}$  je přirozeně se vyskytující izotop, který je neradioaktivní, ostatní izotopy Cs jsou uměle vytvořené, včetně radioaktivního  $^{137}\text{Cs}$  (Emsley, 2001; Zhao et al., 2020).

Radioizotop cesia, tzv.  $^{137}\text{Cs}$  vzniká jako hlavní produkt při štěpení uranu v jaderných reaktorech. Jeho poločas rozpadu činí 30,17 let, po celou tuto dobu vysílá beta částice doprovázené silným gama zářením a pokud přihlédneme k jeho snadné rozpustnosti ve vodě, představuje tento produkt jaderného štěpení velké a dlouhodobé nebezpečí (Delacroix et al., 2002; Isaure et al., 2006; Laprise et al., 2018; Adams et al., 2020).

### 5.1.1 Radioaktivní cesium ( $^{134}\text{Cs}$ )

V rámci poloprovozního experimentu, který je součástí projektu MV VI20192022153 s názvem Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií, jsem společně s 5 studenty, členy studentského výzkumného týmu FŽP Praha, pod vedením a v areálu Státního ústavu radiální ochrany v Hradci Králové prováděla výzkum na  $^{134}\text{Cs}$  s „krátkým“ poločasem rozpadu.

Radioaktivní prvek  $^{134}\text{Cs}$  má poločas rozpadu zhruba 2 roky a vzniká též jako produkt jaderného štěpení v jaderných reaktorech, a to z části štěpením stabilního xenonu ( $^{134}\text{Xe}$ ) a ve větší míře z neradioaktivního izotopu cesia ( $^{133}\text{Cs}$ ) (Coughtrey et al., 1983; Malins et al., 2021).

Uvolnění  $^{134}\text{Cs}$  do životního prostředí představuje reálné zdravotní riziko pro všechny živé organismy. Do živých organismů se snadno vstřebává a následně je většina vyloučena močí během 150 dní. V lidském těle metabolizuje jako draslík a ukládá se hlavně ve svalech. (Österreicher, Vávrová, 2003).

## 5.2 Charakteristika Sr a vznik $^{90}\text{Sr}$

Stroncium (Sr) také představuje zastupitele alkalických kovů. Je velmi lehké, poměrně měkké a velmi reaktivní. Vzhled je stříbrolesklý bílý. Patří mezi lepší vodiče tepla a elektrického proudu. Tento alkalický kov rychle reaguje za pokojové teploty s vodou i kyslíkem. Na vzduchu se okamžitě pokrývá vrstvou nažloutlého oxidu. Práškové stroncium je na vzduchu schopno samovolného vznícení (Jursík, 2002; Kratochvíl, 2017).

Stroncium se vyskytuje pouze ve sloučeninách, nikdy jako samotný prvek. Vytváří stronnaté sloučeniny  $\text{Sr}^{2+}$ , čemuž vděčí především své vysoké reaktivitě. Tento prvek je v zemské kůře zastoupen v množství 0,03 – 0,04%. (Jursík, 2002; Kratochvíl, 2017). Ve stabilních izotopech je zdravotně nezávadný, neradioaktivní a netoxický (Loutit, 1967; Kraft, 2018).

Radioaktivní izotop stroncia, tzv.  $^{90}\text{Sr}$  vzniká jadernou přeměnou uranu a plutonia v reaktorech jaderných elektráren. Jeho poločas přeměny je 29,1 let (Loutit, 1967; Kraft, 2018).

### 5.2.1 Radioaktivní stroncium ( $^{85}\text{Sr}$ )

Poločas rozpadu rozhodoval i v případě volby  $^{85}\text{Sr}$  vhodného do našeho poloprovozního experimentu.

Radioaktivní prvek  $^{85}\text{Sr}$  je izotop vzniklý při jaderných reakcích v jaderných reaktorech. Je klasifikován jako středně toxický izotop. Tento radioaktivní izotop stroncia představuje čistý zdroj gama záření. Jeho poločas rozpadu činí 65 dní, což

představuje oproti jiným radioaktivním izotopům tohoto prvku poměrně zanedbatelnou dobu (Spencer et al., 1957; Kargozar et al., 2019).

Radioaktivní izotop stroncia ( $^{85}\text{Sr}$ ) nabyl na důležitosti, jak v praktickém využití, tak ve výzkumu. Jednak má významně kratší poločas rozpadu, čímž je organismus vystaven radioaktivnímu záření po významně kratší dobu, a navíc nevyzařuje nebezpečné beta paprsky (Hrubý et al., 1970; Galamboš et al., 2010).

Mimo použití v biologii a lékařství se uplatňuje  $^{85}\text{Sr}$  v řadě dalších oborů chemie a radiochemie jako například při studiu rozpustnosti daného produktu, stanovování rozsahu sorpce a eluce při chromatografii na měničích iontu a desorpce z různých stronciem kontaminovaných povrchů. Výzkum tohoto druhu má význam například při zpracování štěpných materiálů a při likvidaci radioaktivních zbytků (Hrubý et al., 1970; Galamboš et al., 2010).

### **5.3 Výskyt $^{137}\text{Cs}$ a $^{90}\text{Sr}$ , délka působení v půdě, transfer do biomasy, vliv draslíku**

Radioaktivní cesium a stroncium se v půdě vyskytují pouze jako následek lidské činnosti, například v blízkosti jaderných elektráren nebo díky spadu po v minulosti prováděných jaderných pokusech (Šáro, Tölgyessy, 1985; Orli, 2017).

Již od zmiňované černobylské havárie (1986) se v pravidelných intervalech monitoruje obsah radionuklidů ve vzduchu, vodě a půdě. Ve vzduchu a vodě zejména kvůli prevenci případných nových havárií. V půdě zejména jako monitoring následků havárií minulých. Právě půda je hlavním rezervoárem radioaktivního izotopu cesia ( $^{137}\text{Cs}$ ), spolu s radioaktivním stronciem ( $^{90}\text{Sr}$ ). Tyto dva radionuklidy jsou stále měřitelné právě díky jejich dlouhému poločasu rozpadu -  $^{137}\text{Cs}$  30,17 let,  $^{90}\text{Sr}$  29,1 let (Anttila et al., 2011; Falandysz et al., 2018).

#### **5.3.1 $^{137}\text{Cs}$**

Po spadu se radiocesium v půdě vyskytuje ve formě kladně nabitých iontů, zatím co v zemině obsažené jílové minerály mají náboj záporný. K jejich vzájemné iontové reakci dochází díky transportu  $^{137}\text{Cs}$  půdní vodou. Výsledkem je fixace radioaktivního cesia jílovými minerály v půdě (Pöschl, Nollet, 2006; Tan et al., 2020).

Z půdy je  $^{137}\text{Cs}$  přístupné pouze po omezenou dobu. Důvodem je velmi rychlá a pevná vazba na jílové částice, vyskytující se ve větší či menší míře v každém půdním horizontu. 40–60%  $^{137}\text{Cs}$  obsaženého ve svrchních vrstvách půdy se nachází v perzistentní vazbě. Nejvíce imobilizovaného = fixovaného  $^{137}\text{Cs}$  se nachází u půd obsahujících vyšší podíl slídových minerálů (Pöschl, Nollet, 2006; Pecharová, Kašparová, 2017; Tan et al., 2020).

Prostupování  $^{137}\text{Cs}$  do větších hloubek není snadné. Vertikální migrace  $^{137}\text{Cs}$  je velmi pomalý proces, pohybující se v řádech mm za rok (Zygmunt et al., 1998; Almahayni et al., 2019). V současné době je  $^{137}\text{Cs}$  měřitelné v hloubkách až 50 cm. Prostoupení do takových hloubek je způsobeno hlavně zemědělskou činností, kdy se látka dostává hlouběji, než kde by byla normálně vázána. Aktuálně je velkým problémem vodní a větrná eroze způsobující odnos nejsvrchnější vrstvy půdy s  $^{137}\text{Cs}$  do míst údolní nivy nebo koryt vodotečí, kde se akumuluje (Matisoff et al., 2011; Wang et al., 2020).

Díky monitoringu půd víme, že až 90%  $^{137}\text{Cs}$  je usazeno ve svrchní části půdy a s hloubkou jeho zastoupení v půdním profilu klesá.  $^{137}\text{Cs}$  je detekované v ornici v hloubkách 5–20 cm, tedy tam, kde je z celého půdního profilu největší obsah organických látek. Organický humus je hlavním zprostředkovatelem kontaminace rostlin  $^{137}\text{Cs}$  (Pöschl, Nollet, 2006; Tan et al., 2020).

Půdní organická hmota má schopnost akumulovat a uchovávat radioaktivní cesium. V půdě dochází k mnoha interakcím a reakcím mezi  $^{137}\text{Cs}$  a organickou hmotou, jejichž průběh je závislý na pH a koncentraci kationtů v zemině (Pöschl, Nollet, 2006; Pecharová, Kašparová, 2017; Tan et al., 2020).

Svémi chemickými vlastnostmi je  $^{137}\text{Cs}$  velmi podobné makroprvku - draslíku. Draslík je přijímán rostlinami z půdy ve formě roztoku, tj. v iontové formě nebo vázaný na organické molekuly a tím se stává součástí potravních řetězců. Sorpce  $^{137}\text{Cs}$  v půdě je závislá na obsahu konkurenčních iontů  $\text{K}^+$  a  $\text{NH}_4^+$  (Wauters et al., 1994; Thiry et al., 2020).

Rostliny nedokážou rozpoznat míru škodlivosti přijímané látky. Je-li v zemině dostatečná koncentrace draselných iontů, jsou přijímány prioritně tyto ionty. V opačném případě, tedy při nedostatku draselných hnojiv, dochází k mobilizaci  $^{137}\text{Cs}$  a rostliny cesium přijímají. K výrazné mobilizaci  $^{137}\text{Cs}$  dochází také při kyselém pH půdy nebo hnojením organickými hnojivy (Zhu et al., 2000; Reis et al., 2018; De Medici et al., 2019; Yu et al., 2020).

### 5.3.2 $^{90}\text{Sr}$

Po spadu se radiostroncium umí mnohem lépe infiltrovat, rozprostřít v půdním profilu do větších hloubek než  $^{137}\text{Cs}$ , čímž je v půdě měřitelné v násobně nižších hodnotách (Anttila et al., 2011; Falandysz et al., 2018).

Oba radionuklidy jsou v půdách postupem času relativně pevně vázány ve formě sloučenin s jinými prvky, a tedy nedochází k přílišnému transferu do biomasy. Tuto fixaci negativně ovlivňuje kyselé pH, kdy jsou radiopolutanty a těžké kovy v půdách mnohem mobilnější a přístupnější rostlinám. Poločas rozpadu  $^{90}\text{Sr}$  je 29,1 let, a po

rozpadu z něj vzniká izotop yttria (Y), které již nepředstavuje radiační hrozbu (Loutit, 1967; Kraft, 2018).

$^{90}\text{Sr}$  je oproti  $^{137}\text{Cs}$  díky své schopnosti infiltrace dostupnější po mnohem delší dobu pro kořenový systém rostlin. Mobilitu  $^{90}\text{Sr}$  je díky podobnosti s vápníkem možné snížit vápněním, čímž dojde k upřednostnění příjmu dodávaného vápníku, a tím k omezení příjmu stroncia kořeny rostlin (Anttila et al., 2011; Falandysz et al., 2018).

Člověku se stroncium po kontaminaci ukládá hlavně v místech s obvykle největší koncentrací vápníku, tedy v kostech a zubech, kde následně může po delší době způsobit rakovinotvorná bujení, především leukémii (Loutit, 1967; Kraft, 2018).



## 6 Výsledky

### 6.1 Charakteristika odebraného vzorku černozemě

Ve výsledcích jsem vyhodnotila data dostupná z experimentální činnosti a údajů Státního ústavu radiační ochrany.

Laboratorní rozbor chemického složení vzorků půdy typu černozem odebraných v havarijní zóně jaderné elektrárny Dukovany uvádí (Tabulka 6). Hodnoty uvádím pro úplnost, ale pro práci s aktivitou jsem využila pouze hodnotu pH.

Tabulka 6: Chemické složení vzorku zeminy

Označení vzorku	půdní typ	pH KCl	C <sub>ox</sub>	Ca-Meh3	K-Meh3	Mg-Meh3	P-Meh3	humus
			%	mg/kg suš.	mg/kg suš.	mg/kg suš.	mg/kg suš.	%
DU černozem	černozem	7,01	1,38	3800	276	364	97	2,38

Tabulka 6: Vysvětlivky

Humus . . .	obsah organické hmoty
COX . . .	půdní oxidovatelný uhlík
pH KCl . . .	půdní reakce (kyselost půdy)
Ca-Meh3 . . .	vápník přístupná živina hodnocená ve výluhu Mehlich 3
K-Meh3 . . .	draslík přístupná živina hodnocená ve výluhu Mehlich 3
Mg-Meh3 . . .	hořčík přístupná živina hodnocená ve výluhu Mehlich 3
P-Meh3 . . . .	fosfor přístupná živina hodnocená ve výluhu Mehlich 3

### 6.2 Kontaminační roztok a rozpad aktivity

#### 6.2.1 Aktivita koncentráту naředěného na kontaminační roztok k referenčnímu datu pro každou experimentální nádobu

(Tabulka 7) uvádí podrobné informace o jednotlivých experimentálních nádobách: hmotnost zeminy, hodnoty přidaného draslíku, hmotnost kontaminačního roztoku a dále aktivity, která vychází z hodnot referenční hmotnostní aktivity uvedených v (Tabulka 1; ARr <sup>134</sup>Cs = 40,34 kBq / l, ARr <sup>85</sup>Sr = 29,35 kBq / l). Tyto hodnoty jsou zde přepočteny z množství roztoku aplikovaného na každou jednotlivou experimentální nádobu a dále poděleny plochou experimentální nádoby pro získání hodnoty plošné aktivity ke dni vzniku referenční aktivity, tedy 5.5.2020.

Tabulka 7: Přepoččet aktivity na plošnou aktivitu aplikovanou dle množství roztoku na dané experimentální nádoby

Označení vzorku	Treatment	Hmotnost zeminy v experimentální nádobě	Objem vody	Objem K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Hmotnost konvičky plná	Hmotnost konvičky prázdná	D - Hmotnost roztoku	Aktivita A <sub>Sr</sub>				A <sub>pr</sub> - Plošná aktivita na plochu experimentální nádoby
								referenční datum 05.05.2020				
								<sup>85</sup> Sr	<sup>134</sup> Cs	<sup>85</sup> Sr	<sup>134</sup> Cs	
								kg	ml	ml	g	g
DU Č 9	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + <sup>40</sup> K	15,72	0	100	280,4	79,7	200,7	5,890	8,096	110,917	152,475	
DU Č 10	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + <sup>40</sup> K	15,32	0	100	280,5	82,0	198,5	5,825	8,008	109,701	150,803	
DU Č 11	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + <sup>40</sup> K	16,07	0	100	279,8	80,8	199,0	5,840	8,028	109,978	151,183	
DU Č 12	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + <sup>40</sup> K	15,41	0	100	281,9	81,3	200,6	5,887	8,092	110,862	152,399	
DU Č 13	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + <sup>40</sup> K	15,78	0	100	281,4	79,7	201,7	5,919	8,137	111,470	153,234	
DU Č 14	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + <sup>40</sup> K	16,53	0	100	281,4	81,4	200,0	5,869	8,068	110,530	151,943	
DU Č 15	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + <sup>40</sup> K	16,53	0	100	281,2	80,7	200,5	5,884	8,088	110,807	152,323	
DU Č 16	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + <sup>40</sup> K	15,69	0	100	279,8	81,4	198,4	5,822	8,004	109,646	150,727	
DU Č 17	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	14,75	100	0	280,3	79,9	200,4	5,881	8,084	110,752	152,247	
DU Č 18	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	15,35	100	0	280,7	81,6	199,1	5,843	8,032	110,033	151,259	
DU Č 19	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	14,39	100	0	282,7	79,9	202,8	5,951	8,181	112,078	154,070	
DU Č 20	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	15,21	100	0	280,2	81,7	198,5	5,825	8,008	109,701	150,803	
DU Č 21	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	16,49	100	0	281,3	80,4	200,9	5,896	8,104	111,028	152,627	
DU Č 22	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	15,49	100	0	278,5	81,6	196,9	5,778	7,943	108,817	149,588	
DU Č 23	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	15,71	100	0	279,5	79,3	200,2	5,875	8,076	110,641	152,095	
DU Č 24	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	15,29	100	0	280,7	81,4	199,3	5,849	8,040	110,144	151,411	

Tabulka 7: Vysvětlivky

- DU Č X . . . . . Dukovany, černozem, pořadí experimentální nádoby  
<sup>134</sup>Cs . . . . . Kontaminace cesiem  
<sup>85</sup>Sr . . . . . Kontaminace stronciem  
<sup>40</sup>K . . . . . Kontaminace / přihnojení draslíkem  
Objem vody . . . . . objem vody nad rámec kontaminačního roztoku zalitý do exp. nádoby  
Objem K<sup>2</sup>SO<sup>4</sup> . . . objem draslíku nad rámec kontaminačního roztoku zalitý do exp. nádoby  
Hmotnost konvičky plná . . . . . hmotnost konvičky s kontaminačním roztokem užitá k příslušné experimentální nádobě  
Hmotnost konvičky prázdná . . . . . hmotnost konvičky po vylití kontaminačního roztoku užitá k příslušné experimentální nádobě  
D - Hmotnost roztoku . . . . . rozdíl hmotností konvičky plné mínus prázdné pro každou experimentální nádobu zvlášť  
A<sub>Sr</sub> . . . . . Specifická aktivita přepočtená k referenčnímu datu 5.5.2020 pro každou jednotlivou experimentální nádobu  
(A<sub>Sr</sub> = A<sub>Rr</sub> \* D; např. pro DU Č 9 <sup>134</sup>Cs 40,34\*0,2007 = 8,096 kBq)  
A<sub>pr</sub> . . . . . Plošná aktivita podělená plochou experimentální nádoby (A<sub>pr</sub> = A<sub>Sr</sub> / S)  
S . . . . . Plocha experimentální nádoby na povrchu půdy. U všech experimentálních nádob jednotně předpokládáno 8 cm pod horní hranou. (S = 0,0531 m<sup>2</sup>)

## 6.2.2 Přepočítání aktivity koncentráту $^{134}\text{Cs}$ a $^{85}\text{Sr}$ ke dni sklizně experimentálních rostlin

Výsledky přepočtu zjednodušeně nazvaného poločas rozpadu aktivity daného radionuklidu jsou uvedeny v (Tabulka 8). Jako den vzniku referenční aktivity  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{85}\text{Sr}$  byl stanoven 5.5.2020 a příslušné poločasy rozpadu byly přepočítány vždy ke dni sklizně dané experimentální rostliny. V tabulce je také doplněn počet dní pěstování experimentálních rostlin v „Treatmentu“.

Tabulka 8: Přepočítání aktivity  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{85}\text{Sr}$  na dny sklizně experimentálních rostlin dle poločasu rozpadu

	SALÁT	CIBULE	ŘEDKVIČKY
Datum setí plodiny	12.05.2020	12.05.2020	07.10.2020
Sklizeň plodiny	21.07.2020	29.09.2020	25.11.2020
Doba pěstování ve dnech	70	140	49
<b>Cesium <math>^{134}\text{Cs}</math></b>			
$T_p$ $^{134}\text{Cs}$ [dní]	754		
Referenční datum aktivity	05.05.2020		
$A_{pr}$ $^{134}\text{Cs}$ [kBq]	847,2		
Datum sklizně plodiny	21.07.2020	29.09.2020	25.11.2020
$\Delta T_p$ $^{134}\text{Cs}$ [dní]	77	147	204
Rozpad aktivity ke dni sklizně [%]	93,1661631%	87,3596988%	82,8999405%
$A_{ps}$ $^{134}\text{Cs}$ [kBq]	789,3037335	740,1113685	702,3282957
<b>Stroncium <math>^{85}\text{Sr}</math></b>			
$T_p$ $^{85}\text{Sr}$ [dní]	65		
Datum vzniku referenční aktivity	05.05.2020		
$A_{pr}$ $^{85}\text{Sr}$ [kBq]	616,3		
Datum sklizně plodiny	21.07.2020	29.09.2020	25.11.2020
$\Delta T_p$ $^{85}\text{Sr}$ [dní]	77	147	204
Rozpad aktivity ke dni sklizně [%]	43,9941809%	20,8549468%	11,3560929%
$A_{ps}$ $^{85}\text{Sr}$ [kBq]	271,1361367	128,5290373	69,98760055

Tabulka 8: Vysvětlivky

$T_p$ $^{134}\text{Cs}$	Poločas rozpadu
$A_{pr}^{134}\text{Cs}$	Hodnota referenční aktivity
$\Delta T_p$ $^{134}\text{Cs}$	Počet dní rozpadu radionuklidu ke dni sklizně
Rozpad aktivity ke dni sklizně	$F = +\text{EXP}(-\text{LN}(2)/T_p^{134}\text{Cs} \times \Delta T_p^{134}\text{Cs})$
$A_{ps}^{134}\text{Cs}$	Aktivita radionuklidu přepočtená ke dni sklizně plodiny
$T_p$ $^{85}\text{Sr}$	Poločas rozpadu
$A_{pr}^{85}\text{Sr}$	Hodnota referenční aktivity
$\Delta T_p$ $^{85}\text{Sr}$	Počet dní rozpadu radionuklidu ke dni sklizně
Rozpad aktivity ke dni sklizně	$F = +\text{EXP}(-\text{LN}(2)/T_p^{85}\text{Sr} \times \Delta T_p^{85}\text{Sr})$
$A_{ps}^{85}\text{Sr}$	Aktivita radionuklidu přepočtená ke dni sklizně plodiny

## 6.2.3 Plošná aktivita ke dni sklizně příslušné experimentální plodiny

Hodnoty plošné aktivity  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{85}\text{Sr}$  uvedené v (Tabulka 9) jsou ke dni sklizně salátu, cibule a ředkviček pro každou jednotlivou experimentální nádobu vygenerovány na základě procentuálního rozpadu aktivit uvedených v (Tabulka 8) a hodnot plošné aktivity k referenčnímu datu (Tabulka 7).

Tabulka 9: Plošná aktivita ke dni sklizně dané experimentální plodiny

Označení vzorku	Treatment	A <sub>p</sub> - Plošná aktivita přepočtená k termínu sklizně salátu		A <sub>p</sub> - Plošná aktivita přepočtená k termínu sklizně cibule		A <sub>p</sub> - Plošná aktivita přepočtená k termínu sklizně ředkvičky	
		21.07.2020		29.09.2020		25.11.2020	
		<sup>85</sup> Sr	<sup>134</sup> Cs	<sup>85</sup> Sr	<sup>134</sup> Cs	<sup>85</sup> Sr	<sup>134</sup> Cs
		kBq/m <sup>2</sup>	kBq/m <sup>2</sup>	kBq/m <sup>2</sup>	kBq/m <sup>2</sup>	kBq/m <sup>2</sup>	kBq/m <sup>2</sup>
DU Č 9	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + <sup>40</sup> K	48,797	142,055	23,132	133,201	12,596	126,401
DU Č 10	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + <sup>40</sup> K	48,262	140,498	22,878	131,741	12,458	125,016
DU Č 11	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + <sup>40</sup> K	48,384	140,851	22,936	132,073	12,489	125,331
DU Č 12	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + <sup>40</sup> K	48,773	141,984	23,120	133,135	12,590	126,338
DU Č 13	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + <sup>40</sup> K	49,040	142,762	23,247	133,865	12,659	127,031
DU Č 14	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + <sup>40</sup> K	48,627	141,559	23,051	132,737	12,552	125,960
DU Č 15	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + <sup>40</sup> K	48,749	141,913	23,109	133,069	12,583	126,275
DU Č 16	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr + <sup>40</sup> K	48,238	140,427	22,867	131,675	12,452	124,953
DU Č 17	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	48,724	141,842	23,097	133,002	12,577	126,212
DU Č 18	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	48,408	140,922	22,947	132,139	12,495	125,394
DU Č 19	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	49,308	143,541	23,374	134,595	12,728	127,724
DU Č 20	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	48,262	140,498	22,878	131,741	12,458	125,016
DU Č 21	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	48,846	142,196	23,155	133,334	12,608	126,527
DU Č 22	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	47,873	139,365	22,694	130,679	12,357	124,008
DU Č 23	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	48,676	141,701	23,074	132,869	12,564	126,086
DU Č 24	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	48,457	141,064	22,970	132,272	12,508	125,520

Tabulka 9: Vysvětlivky

DU Č X . .	Dukovany, černozem, pořadí experimentální nádoby
<sup>134</sup> Cs . . .	Kontaminace cesiem
<sup>85</sup> Sr . . . . .	Kontaminace stronciem
<sup>40</sup> K . . . . .	Kontaminace / přihnojení draslíkem
A <sub>p</sub> . . . . .	Plošná aktivita přepočtená ke dni sklizně pro každou experimentální nádoby (A <sub>p</sub> = A <sup>pr</sup> (Tabulka 7) * rozpad aktivity příslušného nuklidu ke dni sklizně (Tabulka 8))

### 6.3 Experimentální rostliny

#### 6.3.1 Zdravotní stav

Zdravotní stav v době sklizně byl hodnocen subjektivně vždy vybranou dvojicí vědců Státního ústavu radiační ochrany v rámci celé sklizně dané plodiny. Tím byla umožněna porovnatelnost plodin na stupnici od 1 do 10, přičemž 10 je nejlepší zdravotní stav.

Porovnáním v rámci jedné plodiny průměrných hodnot zdravotního stavu (Tabulka 10), ale napříč jednotlivými skupinami „Treatmentu“ je u salátu patrný vliv kontaminace, kdy nejlepší zdravotní stav mají rostliny v nádobách bez kontaminace. Naopak u ředkvičky se na takto malém počtu vzorků zdá, že kontaminace téměř nemá vliv na zdravotní stav rostlin. Cibule byla velmi malá sklizeň a hodnocení zdravotního stavu nebylo možné.

### 6.3.2 Nativní hmotnost, sušina

Z hodnot nativní hmotnosti (Tabulka 10) bylo možné i při takto malém počtu vzorků porovnat menší až nevýznamné rozdíly v úrodnosti. Salátu a cibuli se nejvíce dařilo na kontaminovaném vzorku s draslíkem a nejméně na zeminách s pozitivní kontrolou. Cibuli se nejvíce dařilo na kontaminované půdě s přidaným draslíkem a nejméně na zemině nekontaminované, s přidaným draslíkem (PC = pozitivní kontrola).

V případě sušiny (Tabulka 10) téměř vždy došlo k usušení sklizené plodiny s nativní hmotností na výsledných cca 5% původní hmotnosti. Jediné, co vybočuje je cibule sklizená na zemině kontaminované s a bez draslíku, zde ale spíše usuzují na jiný vliv než na „nemožnost“ usušení na „obvyklých“ 5% původní hmotnosti.

Tabulka 10: Vyhodnocení vzrůstu experimentálních plodin

Označení vzorku	Treatment	Salát			Cibule		Ředkvička		
		Zdravotní stav	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]	Zdravotní stav	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]
DU Č 1	NC	8	47,69	2,11			2	6,92	0,34
DU Č 2	NC	8	76,17	2,86			3	10,44	0,50
DU Č 3	NC	8	63,25	2,89			3	9,85	0,43
DU Č 4	NC	9	46,17	2,34	19,66	1,40	3	12,44	0,55
Průměrné hodnoty:		<b>8,25</b>	<b>58,32</b>	<b>2,55</b>	<b>19,66</b>	<b>1,40</b>	<b>2,75</b>	<b>9,91</b>	<b>0,46</b>
Podíl sušiny vůči nativní hmotnosti:				<b>4,37%</b>		<b>7,12%</b>			<b>4,59%</b>
DU Č 5	PC	10	80,51	4,40			2	10,01	0,42
DU Č 6	PC	7	41,33	1,87			3	15,58	0,65
DU Č 7	PC	9	60,21	2,71			3	14,79	0,67
DU Č 8	PC	8	43,74	2,10	17,03	1,27	3	18,95	0,79
Průměrné hodnoty:		<b>8,50</b>	<b>56,45</b>	<b>2,77</b>	<b>17,03</b>	<b>1,27</b>	<b>2,75</b>	<b>14,83</b>	<b>0,63</b>
Podíl sušiny vůči nativní hmotnosti:				<b>4,91%</b>		<b>7,46%</b>			<b>4,26%</b>
DU Č 9	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	9	68,97	3,98			3	14,29	0,60
DU Č 10	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	8	87,22	3,52			2	10,88	0,47
DU Č 11	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	9	90,24	3,47			2	7,86	0,33
DU Č 12	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	8	54,75	2,15			2	11,83	0,53
DU Č 13	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	7	70,45	3,21			2	14,72	0,86
DU Č 14	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	7	47,55	2,40			3	13,56	0,72
DU Č 15	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	8	67,98	3,31			3	15,43	0,68
DU Č 16	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	5	43,64	2,50	25,11	5,14	3	11,13	0,53
Průměrné hodnoty:		<b>7,63</b>	<b>66,35</b>	<b>3,07</b>	<b>25,11</b>	<b>5,14</b>	<b>2,50</b>	<b>12,46</b>	<b>0,59</b>
Podíl sušiny vůči nativní hmotnosti:				<b>4,62%</b>		<b>20,48%</b>			<b>4,73%</b>
DU Č 17	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$	6	37,72	1,66			3	13,50	0,69
DU Č 18	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$	6	70,64	3,06			4	14,47	0,60
DU Č 19	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$	9	38,52	1,41			4	20,69	0,92
DU Č 20	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$	7	88,96	4,67			3	14,72	0,63
DU Č 21	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$	7	60,14	3,23			4	21,83	0,85
DU Č 22	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$	8	62,14	2,90			4	14,96	0,76
DU Č 23	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$	8	70,31	3,62			5	18,18	0,87
DU Č 24	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$				18,41	2,98	4	16,80	0,79
Průměrné hodnoty:		<b>7,29</b>	<b>61,20</b>	<b>2,94</b>	<b>18,41</b>	<b>2,98</b>	<b>3,88</b>	<b>16,89</b>	<b>0,76</b>
Podíl sušiny vůči nativní hmotnosti:				<b>4,80%</b>		<b>16,21%</b>			<b>4,52%</b>

Tabulka 10: Vysvětlivky

DU Č X . . . Dukovany, černozezem, pořadí experimentální nádoby  
NC . . . . . negativní kontrola = ex. nádoby zalévané pouze vodou, zcela bez jakékoli kontaminace  
PC . . . . . pozitivní kontrola = ex. nádoby kontaminované draslíkem a dále zalévané jen vodou, zcela bez kontaminace radionuklidy  
<sup>134</sup>Cs . . . . . Kontaminace cesiem  
<sup>85</sup>Sr . . . . . Kontaminace stronciem  
<sup>40</sup>K . . . . . Kontaminace / přihnojení draslíkem  
Zdravotní stav . . . . . subjektivně hodnocen dvojicí vědců v rámci celé sklizně dané plodiny  
Nativní hmotnost . . . hmotnost sklizené, očištěné experimentální plodiny bez kořenů, před usušením  
Sušina . . . . . hmotnost experimentální plodiny po usušení z výchozí nativní hmotnosti  
Průměrné hodnoty . . součet daných hodnot „Treatmentu“ u vybrané plodiny podělený počtem vzorků  
Podíl sušiny vůči nativní hmotnosti . . . na kolik procent z nativní hmotnosti se usušila daná experimentální plodina, zbytek byla voda

### 6.3.3 Hmotnostní aktivita experimentálních rostlin

Hodnoty hmotnostní aktivity experimentálních rostlin uvedené (Tabulka 11) dané plodiny jsem pro přehlednost doplnila i průměry za danou skupinu kontaminace a procentuálním přírůstkem mezi „Treatmenty“ s draslíkem a bez draslíku. Prostřednictvím těchto hodnot porovnávám kontaminaci s cibulí.

Zde je velmi patrný vliv draslíku na přenos kontaminace do experimentálních rostlin, kdy nejmenší procentuální vliv je u cibule (<sup>85</sup>Sr 6,1%) a největší je u salátu (<sup>134</sup>Cs 42,22%). Zcela protichůdná je kontaminace cesiem u ředkvičky. Nevím, zda tyto výsledky přisoudit přímo draslíku, statisticky malému souboru vzorků nebo něčemu jinému, ale z hodnot uvedených v (Tabulka 11) jsou méně kontaminované ředkvičky bez draslíku než ty s draslíkem.

Co mě překvapilo, je přítomnost draslíku v „Treatmentu“ „bez“ draslíku. Tuto skutečnost přičítám faktu, že odebrané vzorky půdy byly odebrány v lokalitě aktivně zemědělsky obdělávané a nejspíš hnojené hnojivem s obsahem draslíku. V hodnotě procentuálního přírůstku aktivního draslíku mezi „Treatmenty“ bez a s draslíkem jsou diametrální rozdíly.

Tabulka 11: Hmotnostní aktivita sledovaných experimentálních rostlin pro  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{40}\text{K}$  a  $^{134}\text{Cs}$ 

Označení vzorku	Treatment	Salát			Cibule			Ředkvička		
		Hmotnostní aktivita sušiny $^{85}\text{Sr}$ [Bq/kg]	Hmotnostní aktivita $^{40}\text{K}$ [Bq/kg]	Hmotnostní aktivita sušiny $^{134}\text{Cs}$ [Bq/kg]	Hmotnostní aktivita sušiny $^{85}\text{Sr}$ [Bq/kg]	Hmotnostní aktivita $^{40}\text{K}$ [Bq/kg]	Hmotnostní aktivita sušiny $^{134}\text{Cs}$ [Bq/kg]	Hmotnostní aktivita sušiny $^{85}\text{Sr}$ [Bq/kg]	Hmotnostní aktivita $^{40}\text{K}$ [Bq/kg]	Hmotnostní aktivita sušiny $^{134}\text{Cs}$ [Bq/kg]
DU Č 9	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	602	2530	69,69				863	1913	77
DU Č 10	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	837	3380	62,38				986	2032	118
DU Č 11	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	771	3680	45,37				842	1857	173
DU Č 12	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	612	3860	24,79				660	2001	84
DU Č 13	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	684	3600	17,63				803	1865	41
DU Č 14	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	595	3350	17,06				821	1507	82
DU Č 15	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	784	3480	19,98				899	1952	93
DU Č 16	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	922	3130	32,11	462	417	321	923	2070	91
$\emptyset\text{AR} (^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K})$		<b>725,91</b>	<b>3376,25</b>	<b>36,13</b>	<b>462</b>	<b>417</b>	<b>321</b>	<b>849,45</b>	<b>1899,79</b>	<b>94,80</b>
DU Č 17	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$	1300	3240	47,82				1176	1997	131
DU Č 18	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$	678	3840	27,66				1118	2240	116
DU Č 19	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$	1100	3500	74,82				804	1565	64
DU Č 20	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$	1030	2650	110,22				1077	1371	104
DU Č 21	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$	1070	2670	114,68				1057	1062	60
DU Č 22	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$	937	3200	33,12				1056	1158	93
DU Č 23	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$	693	3200	29,34				944	1105	60
DU Č 24	$^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$				492	491	391	903	1269	67
$\emptyset\text{AR} (^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr})$		<b>972,58</b>	<b>3185,71</b>	<b>62,52</b>	<b>492</b>	<b>491</b>	<b>391</b>	<b>1016,62</b>	<b>1471,03</b>	<b>86,80</b>
$\Delta\text{AR}$		<b>25,36%</b>	<b>-5,98%</b>	<b>42,22%</b>	<b>6,10%</b>	<b>15,07%</b>	<b>17,90%</b>	<b>16,44%</b>	<b>-29,15%</b>	<b>-9,22%</b>

Tabulka 11: Vysvětlivky

DU Č X . . . . . Dukovany, černozem, pořadí experimentální nádoby  
 Treatment . . . . . způsob ošetření / kontaminace  
 Hmotnostní aktivita sušiny AR . . . hm. aktivita daného radionuklidu  
 Hmotnostní aktivita  $^{40}\text{K}$  . . . . . hmotnostní aktivita draslíku  
 $\emptyset\text{AR} (^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K})$  . . . průměrná hodnota souboru treatmentu s draslíkem  
 $\emptyset\text{AR} (^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr})$  . . . průměrná hodnota souboru treatmentu bez draslíku  
 $\Delta\text{AR} = 1 - (\emptyset\text{AR} (^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}) / \emptyset\text{AR} (^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}))$  . . . Procentuální přírůstek hmotnostní aktivity  $^{85}\text{Sr}$ , respektive  $^{134}\text{Cs}$  v daném typu experimentální rostliny bez přítomnosti draslíku oproti rostlině s draslíkem

### 6.3.4 Přestupové koeficienty $^{85}\text{Sr}$ a $^{134}\text{Cs}$

Přestupové koeficienty jednotlivých experimentálních rostlin přehledně seřazené dle pořadí experimentálních nádob v (Tabulka 12) svými procentuálními přírůstky kontaminace principiálně kopírují hodnoty v (Tabulka 11). Pro vyšší vypovídající hodnotu (Tabulka 12) jsem porovnání tentokrát provedla přes medián, tudíž se procenta oproti (Tabulka 11) nepatrně liší.

Vliv draslíku na přenos kontaminace do experimentálních rostlin je vyjádřen procentuálním přírůstkem, kdy pro  $^{85}\text{Sr}$  je nejmenší u cibule a největší u salátu a pro  $^{134}\text{Cs}$  je nejmenší u ředkvičky a největší u salátu.

Opačné hodnoty u ředkvičky s kontaminací  $^{134}\text{Cs}$  by mohly být způsobené i plodinou samou, ale tuto skutečnost každopádně doporučuji ověřit ve statisticky dostatečně velkém souboru vzorků.

V (Tabulka 12) jsem navíc doplnila o poměr jakým se  $^{85}\text{Sr}$  šíří u dané experimentální plodiny rychleji než  $^{134}\text{Cs}$ . Poměry šíření radionuklidů u dané experimentální plodiny jsou přibližně stejné s draslíkem i bez draslíku. Nejvíce  $^{85}\text{Sr}$  oproti  $^{134}\text{Cs}$  přijaly ředkvičky a nejméně cibule.

Tabulka 12: Přestupové koeficienty ke dni sklizně dané plodiny

Označení vzorku	Treatment	$T^{85}\text{Sr}$ [Bq / kg : Bq / m <sup>2</sup> ]			Treatment	$T^{134}\text{Cs}$ [Bq / kg : Bq / m <sup>2</sup> ]		
		salát	cibule	ředkvičky		salát	cibule	ředkvičky
DU Č 9	$^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	1,234E-02	1,996E-02	6,855E-02	$^{134}\text{Cs} + ^{40}\text{K}$	4,906E-04	2,410E-03	6,112E-04
DU Č 10	$^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	1,735E-02		7,911E-02	$^{134}\text{Cs} + ^{40}\text{K}$	4,440E-04		9,411E-04
DU Č 11	$^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	1,594E-02		6,740E-02	$^{134}\text{Cs} + ^{40}\text{K}$	3,221E-04		1,381E-03
DU Č 12	$^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	1,255E-02		5,240E-02	$^{134}\text{Cs} + ^{40}\text{K}$	1,746E-04		6,683E-04
DU Č 13	$^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	1,394E-02		6,341E-02	$^{134}\text{Cs} + ^{40}\text{K}$	1,235E-04		3,212E-04
DU Č 14	$^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	1,223E-02		6,539E-02	$^{134}\text{Cs} + ^{40}\text{K}$	1,205E-04		6,495E-04
DU Č 15	$^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	1,608E-02		7,143E-02	$^{134}\text{Cs} + ^{40}\text{K}$	1,408E-04		7,335E-04
DU Č 16	$^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$	1,911E-02		7,412E-02	$^{134}\text{Cs} + ^{40}\text{K}$	2,287E-04		7,269E-04
Medián ( $^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$ )		1,494E-02	1,996E-02	6,798E-02	Medián ( $^{134}\text{Cs} + ^{40}\text{K}$ )	2,016E-04	2,410E-03	6,976E-04
$T^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K} / T^{134}\text{Cs} + ^{40}\text{K}$		<b>74</b>	<b>8</b>	<b>97</b>				
DU Č 17	$^{85}\text{Sr}$	2,668E-02	2,131E-02	9,348E-02	$^{134}\text{Cs}$	3,371E-04	2,942E-03	1,034E-03
DU Č 18	$^{85}\text{Sr}$	1,401E-02		8,944E-02	$^{134}\text{Cs}$	1,963E-04		9,282E-04
DU Č 19	$^{85}\text{Sr}$	2,232E-02		6,313E-02	$^{134}\text{Cs}$	5,213E-04		4,985E-04
DU Č 20	$^{85}\text{Sr}$	2,134E-02		8,643E-02	$^{134}\text{Cs}$	7,845E-04		8,312E-04
DU Č 21	$^{85}\text{Sr}$	2,191E-02		8,384E-02	$^{134}\text{Cs}$	8,065E-04		4,730E-04
DU Č 22	$^{85}\text{Sr}$	1,957E-02		8,542E-02	$^{134}\text{Cs}$	2,377E-04		7,482E-04
DU Č 23	$^{85}\text{Sr}$	1,424E-02		7,511E-02	$^{134}\text{Cs}$	2,071E-04		4,754E-04
DU Č 24	$^{85}\text{Sr}$			7,220E-02	$^{134}\text{Cs}$			5,361E-04
Medián $^{85}\text{Sr}$		2,134E-02	2,131E-02	8,463E-02	Medián $^{134}\text{Cs}$	3,371E-04	2,942E-03	6,422E-04
$\Delta T^{85}\text{Sr}$		<b>29,98%</b>	<b>6,30%</b>	<b>19,67%</b>	$\Delta T^{134}\text{Cs}$	<b>40,19%</b>	<b>18,10%</b>	<b>-8,63%</b>
$T^{85}\text{Sr} / T^{134}\text{Cs}$		<b>63</b>	<b>7</b>	<b>132</b>				

Tabulka 12: Vysvětlivky

DU Č X . .	Dukovany, černoze, pořadí experimentální nádoby
$^{134}\text{Cs}$ . . .	Kontaminace cesiem
$^{85}\text{Sr}$ . . . . .	Kontaminace stronciem
$^{40}\text{K}$ . . . . .	Kontaminace / přihnojení draslíkem
T . . . . .	Přestupový koeficient $T = AR / Ap$ [Bq / kg : Bq / m <sup>2</sup> ]
AR . . . . .	hmotnostní aktivita sušiny daného radionuklidu (Tabulka 11)
Ap . . . . .	Plošná aktivita přepočtená ke dni sklizně (Tabulka 9)
$\Delta T^{85}\text{Sr}$ . . .	Procentuální přírůstek kontaminace $^{85}\text{Sr}$ exp. rostliny bez přítomnosti draslíku oproti rostlině s draslíkem $\Delta T^{85}\text{Sr} = 1 - (\text{Medián } (^{85}\text{Sr} / (^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K})))$
$\Delta T^{134}\text{Cs}$ . . .	Procentuální přírůstek kontaminace $^{134}\text{Cs}$ exp. rostliny bez přítomnosti draslíku oproti rostlině s draslíkem $\Delta T^{134}\text{Cs} = 1 - (\text{Medián } (^{134}\text{Cs} / (^{134}\text{Cs} + ^{40}\text{K})))$
$T^{85}\text{Sr} / T^{134}\text{Cs}$ . . .	Kolikrát se v dané plodině a treatmentu šíří rychleji $^{85}\text{Sr}$ než $^{134}\text{Cs}$ . Poměry provedeny na mediánech.



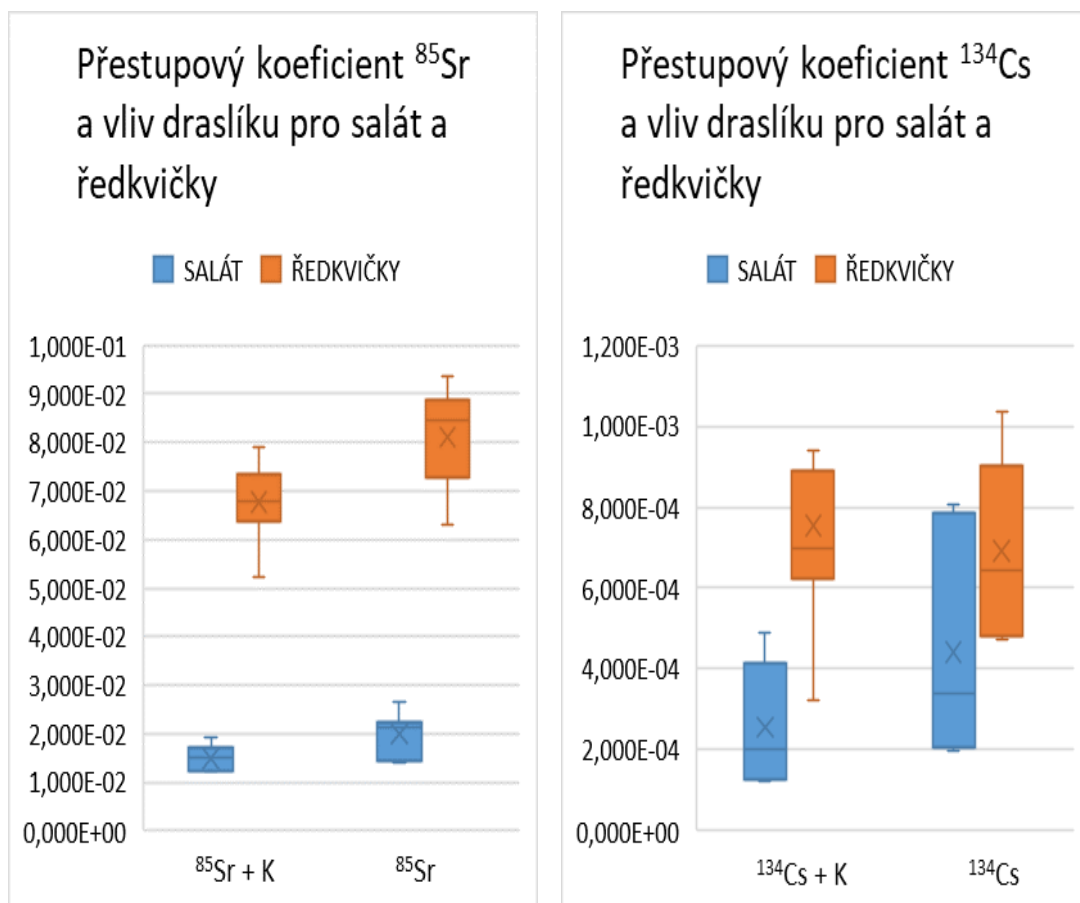
Číselné hodnoty prezentované v (Tabulka 12) nejlépe vyniknou převedené do krabicových grafů (Obr. 22), které jsou pro lepší přehlednost rozděleny zvlášť pro  $^{85}\text{Sr}$  a zvlášť pro  $^{134}\text{Cs}$  z důvodů řádových rozdílů mezi zobrazovanými hodnotami. Forma krabicových grafů ale byla možná použít pouze u salátu a ředkviček, protože bylo k dispozici více hodnot pro dané „Tretmenty“.

#### 6.3.4.1 Locika salátová / salát a ředkev setá / ředkvička

$^{85}\text{Sr}$  přijímají ředkvičky až 4krát více než salát. Pozitivní vliv draslíku je patrný nižšími hodnotami a menším rozptylem přestupového koeficientu.

$^{134}\text{Cs}$  přijímají ve srovnání s  $^{85}\text{Sr}$  také více ředkvičky než salát, ale rozdíl již není násobný a je zde vidět větší rozptyl hodnot přestupového koeficientu. Pozitivní vliv draslíku je patrný pouze u salátu. U ředkviček se vliv draslíku buď neprojevil nebo má naopak, oproti očekávání, negativní charakter.

Porovnáním hodnot (Obr. 22) přestupových koeficientů mezi  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  vidíme, že hodnoty  $^{85}\text{Sr}$  jsou se statisticky užším rozptylem než u  $^{134}\text{Cs}$ , jinými slovy stroncium se šíří potravním řetězcem nejen rychleji, ale navíc je přijímáno experimentálními rostlinami téměř vždy se shodně vysokým procentem úspěšnosti.



Obr. 22: Přestupové koeficienty  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  pro salát a ředkvičky.

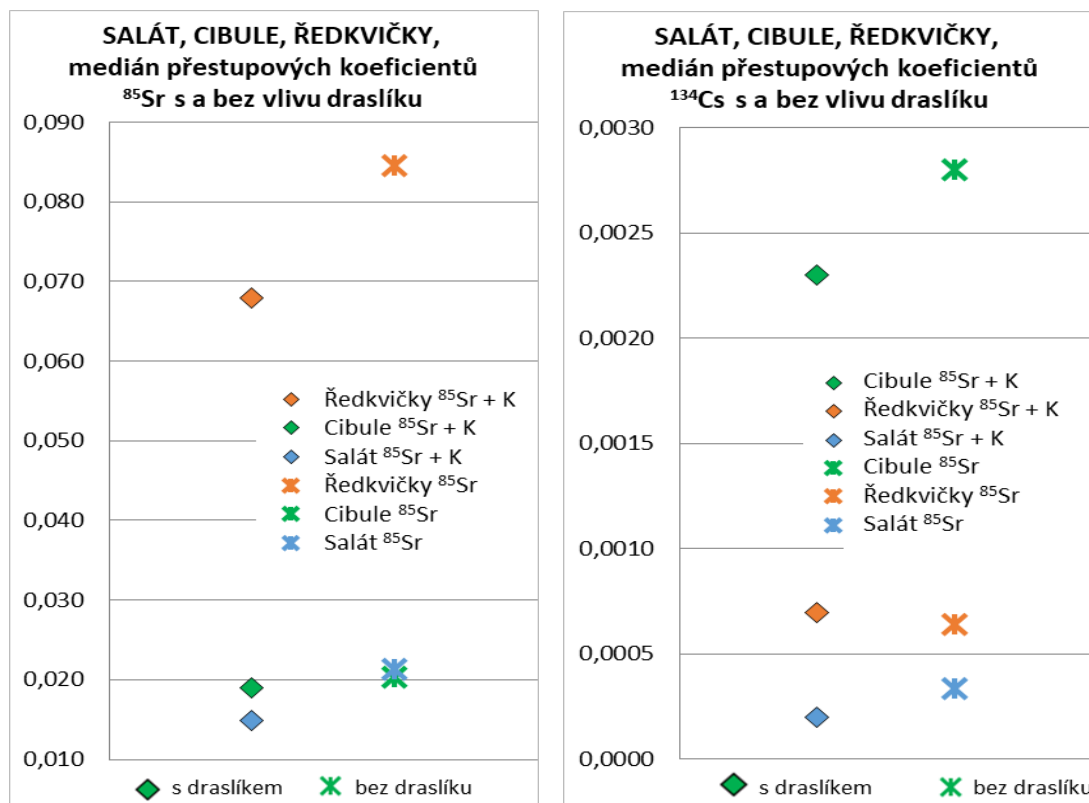
### 6.3.4.2 Cibule kuchyňská

Cibule co do pěstování se projevila jako náročná experimentální rostlina. Nejprve nevyšlo první kolo sázení, kdy cibule byla „potlačena“ rostoucím salátem. Ale ani druhé kolo výsadby, tentokrát již samostatně jen cibule, nepřineslo dostatečnou úrodu, abychom mohli odborně zhodnotit zdravotní stav a následně změřit kontaminaci úrody zvláště v každé experimentální nádobě a tím mít alespoň statisticky shodnou množinu porovnávaných výsledků.

Porovnání výsledků kontaminace cibule proběhlo pouze s mediánovými hodnotami přestupových koeficientů salátu a ředkviček (Obr. 23).

$^{85}\text{Sr}$  bylo přijímáno ředkvičkami až 4krát více než salátem a cibulí. Pozitivní vliv draslíku demonstrují nižší hodnoty mediánu přestupových koeficientů u „Treatmentu“ s draslíkem. U  $^{85}\text{Sr}$  bych ráda upozornila na skutečnost, že kdyby sadba a sklizeň experimentálních rostlin probíhala ve shodnou dobu, všechny experimentální rostliny byly vypěstovány na jedné intenzitě plošné aktivity, byl by příjem ředkvičky oproti salátu a cibuli ještě mnohem větší.

$^{134}\text{Cs}$  přijímala nejvíce cibule, a to až 5krát více než ředkvičky a salát. Vliv draslíku se pozitivně projevil pouze u salátu a cibule. „Negativní“ vliv draslíku na příjem  $^{134}\text{Cs}$  ředkvičkami přisuzuji spíše malému statistickému souboru vzorků než druhu experimentální rostliny jako takové.



Obr. 23: Porovnání mediánů přestupových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  pro salát, ředkvičky a cibuli.

## 7 Diskuze

V rámci diskuse jsem přistoupila k porovnání přestupových koeficientů napříč zeminami poloprovozního projektu zvláště pro každou experimentální plodinu. K porovnání jsem u salátu a ředkviček použila krabicové grafy, neboť jsou k dispozici hodnoty aktivity za každou experimentální nádobu a experimentální plodinu, zatímco pro porovnání cibule jsem mohla použít pouze bodový graf, zde jsou totiž k dispozici hodnoty aktivity pouze za směsný vzorek daného „Treatmentu“.

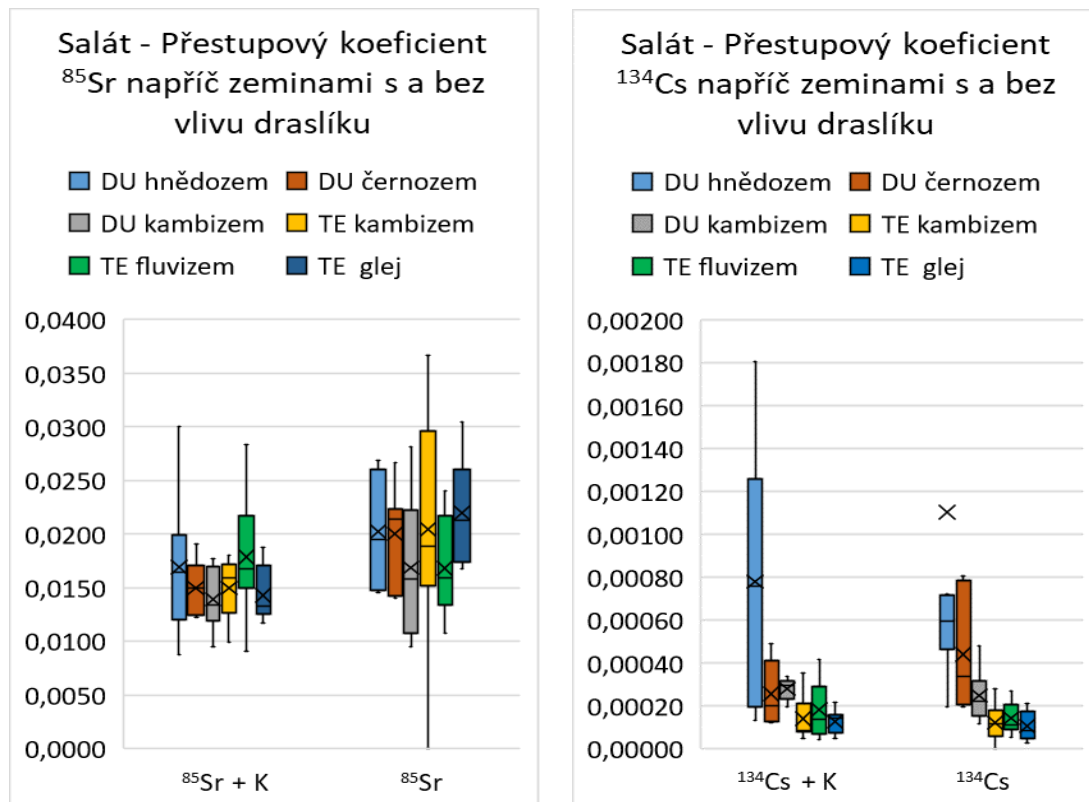
### 7.1 Locika salátová / salát – přestupové koeficienty napříč zeminami

#### 7.1.1 $^{85}\text{Sr}$

Rozptyl hodnot přestupových koeficientů pro salát a jednotlivé zeminy (Obr. 24) je více méně shodný vlevo pro „Treatmenty“ s draslíkem a vpravo pro „Treatmenty“ bez draslíku. Ve všech případech draslík pozitivně omezuje vstup  $^{85}\text{Sr}$  do potravního řetězce.

#### 7.1.2 $^{134}\text{Cs}$

Z grafu pro  $^{134}\text{Cs}$  a salát, napříč zeminami (Obr. 24) vybočuje DU hnědozem svým rozptylem hodnot přestupových koeficientů. Současně pouze u DU hnědozem a DU černozem draslík pozitivně omezil šíření radionuklidu do plodiny.



Obr. 24: Přestupové koeficienty  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  u salátu napříč zeminami zkoumanými poloprovozním projektem.

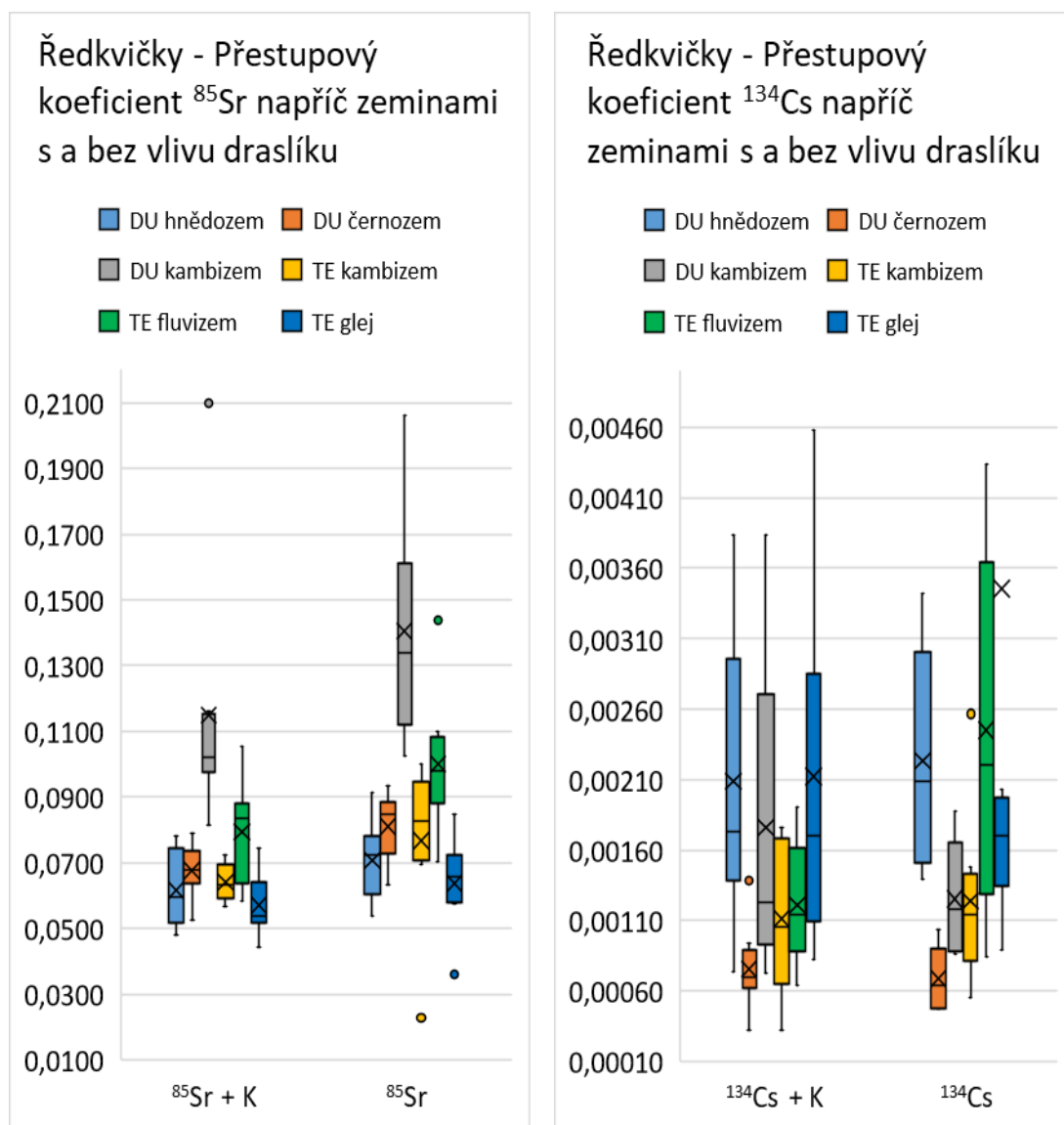
## 7.2 Ředkev setá / ředkvička – přestupové koeficienty napříč zeminami

### 7.2.1 $^{85}\text{Sr}$

Z hodnot přestupových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  pro ředkvičky napříč zeminami (Obr. 25) vyčnívá DU kambizem, ale vždy je potvrzen pozitivní vliv draslíku, omezuje vstup radionuklidu do potravního řetězce.

### 7.2.2 $^{134}\text{Cs}$

Porovnáním krabicových grafů (Obr. 25) znázorňujících rozptyl, maxima, minima, medián a průměr množiny přestupových koeficientů daného „Treatmentu“ vidíme nepatrný až negativní vliv draslíku na šíření  $^{134}\text{Cs}$  do potravního řetězce. Oproti předpokladům, jsou výsledky „Treatmentů“ poloviny zkoumaných zemin opačné tendence, což u takto statisticky malého souboru vzorků vnímám pouze okrajově.



Obr. 25: Přestupové koeficienty  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  u ředkviček napříč zeminami zkoumanými poloprovozním projektem.

### 7.3 Cibule kuchyňská – přestupové koeficienty napříč zeminami

Cibule nám ke zkoumání umožnila díky nízkému výnosu sklizně pouze jeden směsný vzorek ze všech experimentálních nádob daného „Treatmentu“, bez možnosti porovnání zdravotního stavu. Pro porovnání přestupových koeficientů cibule (Obr. 26) jsem tedy použila medián hodnot přestupových koeficientů salátu a ředkviček a pro úplnost doplnila i pH zemin.

#### 7.3.1 <sup>85</sup>Sr

Bodový graf (Obr. 26) stroncia jsem rozdělila dle jednotlivých zemin a značkou rozlišila přidání draslík. V drtivé většině případů draslík pozitivně omezuje vstup stroncia do potravního řetězce. Největší rozptyl hodnot je patrný u DU kambizem (pH 5,98), kde ředkvičky přijaly až 7x více stroncia než salát, tyto hodnoty jsou současně maximem a minimem tohoto grafu.

Vliv pH se jeví jako možný, ale u takto statisticky malého vzorku jako neprůkazný.

Pro další zkoumání vstupu <sup>85</sup>Sr do potravního řetězce napříč zeminami navrhuji použít jako nejvhodnější experimentální plodiny ředkvičky a salát pro jejich maximální rozdíl hodnot přestupových koeficientů.

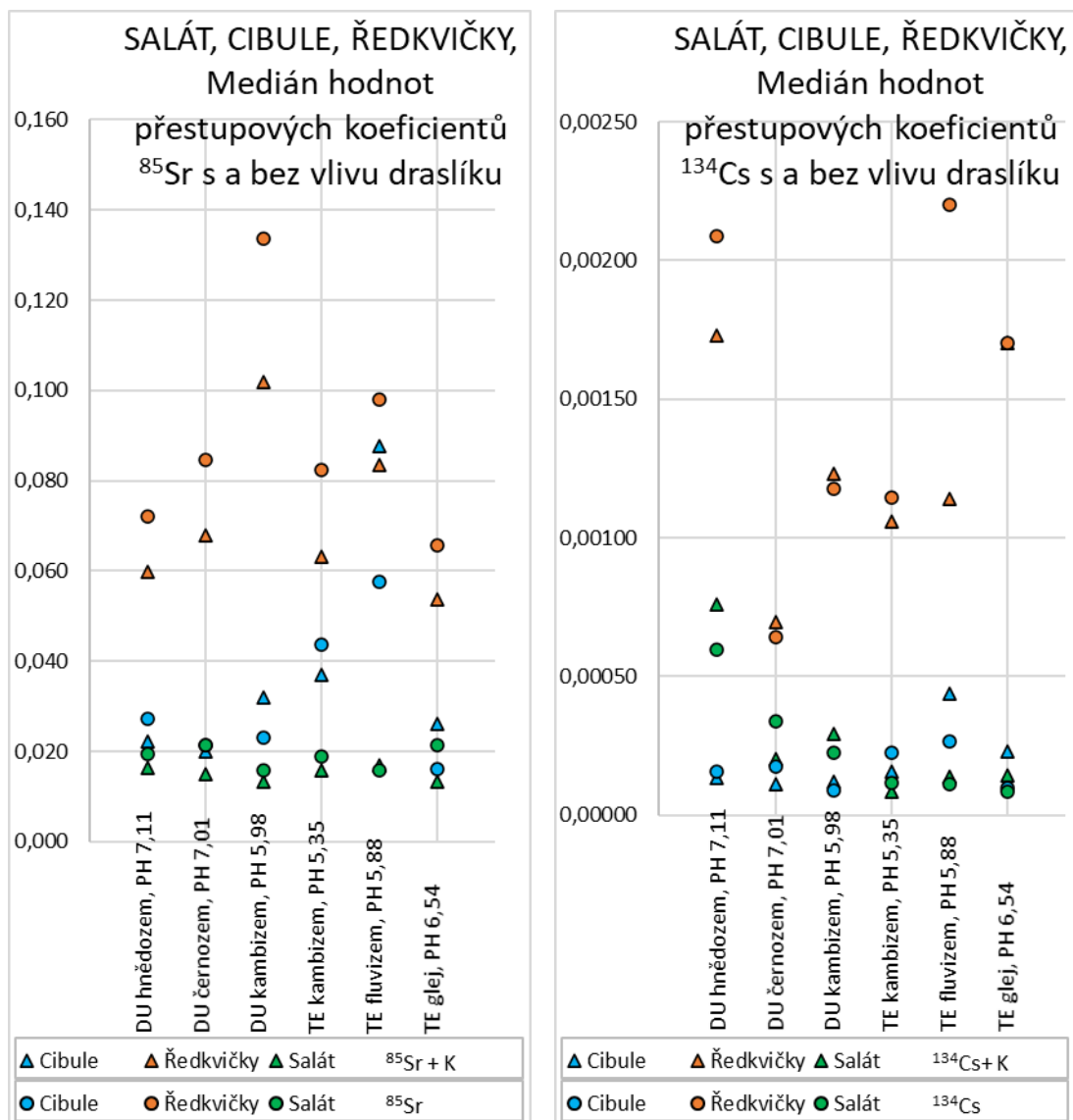
#### 7.3.2 <sup>134</sup>Cs

Cesium je ve svých hodnotách přestupových koeficientů napříč zeminami (Obr. 26) podstatně členitější, než stroncium. Je zde více případů, kdy hodnoty přestupových koeficientů s draslíkem jsou vyšší než bez draslíku.

V případě zeminy DU hnědozem (pH 7,11) se výsledky jednotlivých plodin násobně liší. Ředkvičky zde přijaly přibližně 11x více <sup>134</sup>Cs než cibule. Ověření, zda takto přehledné výsledky jsou typem zeminy, pH nebo možná kombinací i s něčím jiným doporučuji prověřit dalším zkoumáním.

Nejmenší rozptyl hodnot mediánů jednotlivých „Treatmentů“ napříč zeminami je u zeminy DU černozem (pH 7,01), kde ředkvičky přijaly jen asi 3x více <sup>134</sup>Cs než cibule.

Ředkvičky jsou jednoznačně největší příjemce cesia. Nejmenším příjemcem <sup>134</sup>Cs jsou salát a cibule možná v závislosti na typu zeminy, či pH. To je však třeba ověřit dalším zkoumáním na statisticky větším souboru.



Obr. 26: Medián přestupových koeficientů <sup>85</sup>Sr a <sup>134</sup>Cs u experimentálních rostlin napříč zeminami zkoumanými poloprovozním projektem.

#### 7.4 Konfrontace s odbornou literaturou

Vliv draslíku je u námi vybraných experimentálních rostlin jednoznačně prokazatelný pro <sup>85</sup>Sr. Ovšem odborná literatura (Anttila et al., 2011; Falandysz et al., 2018) hovoří spíše než o draslíku o vápníku a jeho významném vlivu na vstup stroncia do potravního řetězce. Tento typ omezovače nebyl předmětem zkoumání našeho experimentu.

Vliv draslíku u námi vybraných experimentálních rostlin na vstup <sup>134</sup>Cs do potravního řetězce už není tak jednoznačný, jak uvádí Zhu et al., 2000; Reis et al., 2018; De Medici et al., 2019; Yu et al., 2020. Otázkou zůstává, zda bychom přehlednějších výsledků dosáhli volbou jiných experimentálních rostlin, vyšší koncentrací <sup>134</sup>Cs, volbou jiné zrnitosti draslíku, výraznějším rozdílem pH, či něčím, co mi ještě není známo.

## 7.5 Konfrontace s experimentem z Běloruska (Sedukova, 2020)

Bělorusové prováděli experiment na  $^{90}\text{Sr}$  a  $^{137}\text{Cs}$  s dlouhým poločasem rozpadu, my na  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  s podstatně kratším poločasem rozpadu.

Zemina byla v případě Běloruska navíc proseta na síť velikosti oka 5 mm.

Kontaminaci provedli oproti námi aplikované kapalně formy, formou popela z dřevěného uhlí, čímž dosáhli přibližně 2,5 až 5x nižší aktivity  $^{90}\text{Sr}$  a  $^{137}\text{Cs}$ .

Aktivitu radionuklidů ke dni sklizně jsme dopočítávali dle funkce modelující poločas rozpadu daného radionuklidu, Bělorusové ji měřili na  $\gamma$ -spektrometrickém komplexu firmy Canberra.

Oproti nám Bělorusové provedli velký statistický vzorek, který umožnil snížit chybovost a stanovit spolehlivé převodní koeficienty  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{90}\text{Sr}$ .

Experimentální rostliny byly oproti našim 50 až 70 dnům Bělorusy sklizeny již po 25 dnech.

Za předpokladu shodného chování  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{90}\text{Sr}$ , respektive  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$  jsme v našem experimentu dosáhli u přestupových koeficientů až o dva řády vyšších hodnot kontaminace experimentálních rostlin. Vzhledem k rozdílným kontaminantům a postupům beru tento rozdíl pouze za informativní.

Otázkou zůstává nárůst přestupového koeficientu vzhledem k dané plodině a jejímu růstu v průběhu času.

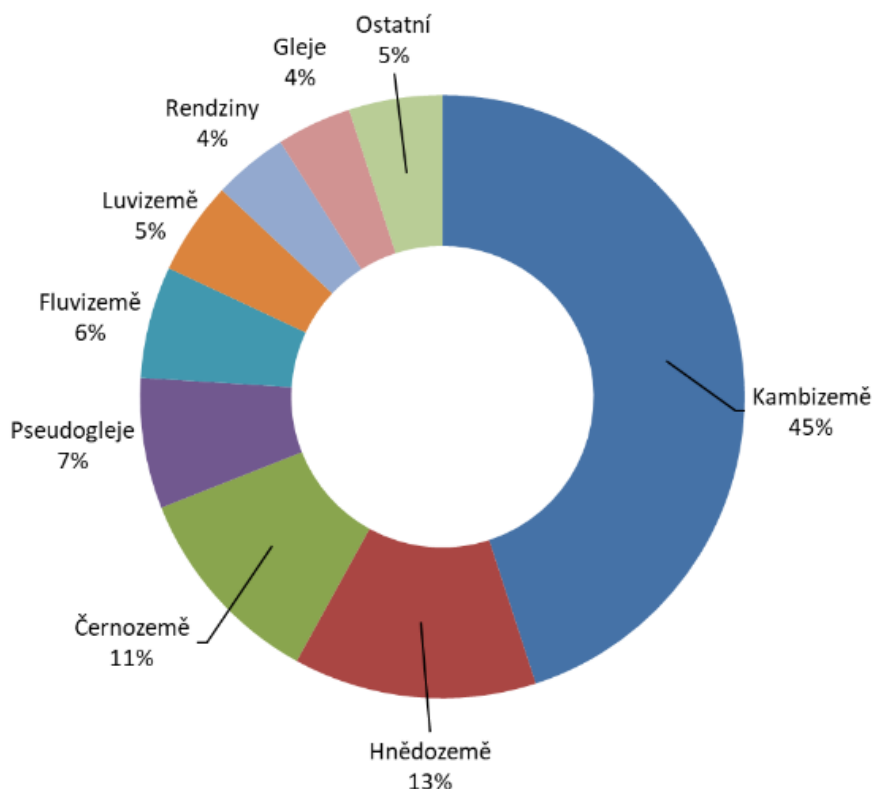
## 7.6 Typy půd a jejich procentuální zastoupení v České republice

Pro doložení vypovídající hodnoty této diplomové práce a současně diplomových prací celého studentského výzkumného týmu FŽP přikládám již jen informativně tabulku a graf procentuálního zastoupení typů zemin na území České republiky.

Zemina zastoupená v mé diplomové práci charakterizuje chování experimentálních rostlin při kontaminaci  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  na přibližně 11% území, celkově pak soubor diplomových prací studentského výzkumného týmu FŽP pokrývá 79%, tedy většiny území České republiky.

Tabulka 13: Typy půd a jejich procentuální zastoupení v ČR (zdroj: Kozák 2010; Šarapatka, 2014)

Typ půdy	% podíl v ČR	% projekt
Kambizemě	45	45
Hnědozemě	13	13
Černozemě	11	11
Pseudogleje	7	
Fluvizemě	6	6
Luvizemě	5	
Rendziny	4	
Gleje	4	4
Ostatní	5	
	100	79



Obr. 27: Typy půd a jejich procentuální zastoupení v ČR (zdroj: Kozák 2010; Šarapatka, 2014)



## 8 Závěr

Radioaktivita patří mezi neoddelitelné součásti životního prostředí. Díky rozvoji vědy a techniky přispěl člověk k přírodní aktivitě i mnohými antropogenními činiteli, které jsou zdrojem ionizujícího záření. Největší události, které způsobily únik radioaktivních látek, a měly za následek globální dopad, byly zkoušky jaderných zbraní a havárie jaderných elektráren. Nejznámější a nejnebezpečnější nehodou v oblasti jaderné energie se doposud stala havárie z roku 1986 v Černobylu. Při této havárii do prostředí uniklo největší množství radioaktivních látek, které se vlivem počasí dostaly téměř do celého světa. Území České republiky bylo také zasaženo, i když hodnoty nebyly vysoké tak, aby došlo k zásadnímu ovlivnění životního prostředí. Přesto v dnešní době je stále sledován jejich vliv na životní prostředí.

Je známo, že rostliny absorbují radionuklidy ve velké míře, čímž se radionuklidy dostávají do potravního řetězce, a při vyšších koncentracích svými účinky mohou nepříznivě ovlivňovat lidský organismus. Mezi hlavní zdravotní rizika spojená s konzumací kontaminovaných potravin patří vznik rakoviny a možných genetických poruch dalších generací.

V poloprovozním experimentu a spoluprací se Státním ústavem radiální ochrany jsem získala data, která předpovídají obsah radionuklidů v jednotlivých druzích zemědělských plodin v závislosti na obsahu radionuklidů v půdách. Experiment byl založen na simulaci přestupových podmínek z půd kontaminovaných v důsledku aplikace kontaminované závlahy.

Tuto práci jsem zpracovala samostatně, paralelně s pěti spolužáky, členy studentského výzkumného týmu FŽP, bez vzájemného porovnávání. Každý zpracoval vybraný půdní typ z lokality, buď rozšířené havarijní zóny Dukovany nebo rozšířené havarijní zóny Temelín.

Výsledkem mé práce je zjištění, že  $^{134}\text{Cs}$  přijímala nejvíce cibule, a to až 5krát více než ředkvičky a salát. Vliv draslíku se pozitivně projevil pouze u cibule a salátu, u ředkviček jsou tyto hodnoty na takto statisticky malém souboru sporné.

$^{85}\text{Sr}$  bylo nejvíce přijímáno ředkvičkami, až 4krát více než salátem a cibulí. Pozitivní vliv draslíku byl jednoznačně prokázán.

Závěrem chci poděkovat, že jsem se mohla s celým studentským výzkumným týmem FŽP účastnit tohoto experimentu, který je součástí projektu MV VI20192022153 s názvem Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií.

Věřím, že jsme přispěli odborné obci k hlubšímu pohledu na chování radionuklidů na vstupu do potravního řetězce.

## 9 Přehled literatury a použitých zdrojů

Adams, E., Miyazaki, T., Watanabe, S., Ohkama-Ohtsu, N., Seo, M., Shin, R. (2020). Glutathione and its biosynthetic intermediates alleviate cesium stress in arabidopsis. *Frontiers in plant science*, 10, 1711.

Almahayni, T., Beresford, N. A., Crout, N. M., Sweeck, L. (2019). Fit-for-purpose modelling of radiocaesium soil-to-plant transfer for nuclear emergencies: a review. *Journal of environmental radioactivity*, p. 58-66.

Anttila, A., Leppänen, A. P., Rissanen, K., Ylipieti, J. (2011). Concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  in summer pasture plants that reindeer feed on in the reindeer management area of Finland. *Journal of environmental radioactivity*, p. 659-666.

Brešťáková, L. (2010). Stanovenie koncentrácie rádionuklidu  $^{137}\text{Cs}$  v machoch z Bieloruska a Slovenska. In: *Študentská vedecká konferencia FMFI UK*. Bratislava: FMFI UK, 1999, p. 196-201.

Coughtrey, P. J., Jackson, D., Thorne, M. C. (1983). *Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems vol. 3: Transfer of radionuclides to man from greylag geese and wigeon*. AA Balkema. Rotterdam.

Delacroix, D., P. Guerre, J., Leblanc, P., Hickman, C. (2002). Radionuclide and radiation protection data handbook 2002. *Radiation protection dosimetry*, 98(1), 1-168.

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, p. 558-563.

Domínguez-Gadea, L., Cerezo, L. (2011). Decontamination of radioisotopes. *Reports of Practical Oncology & Radiotherapy*, 16(4), p. 147-152.

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

Emsley, J. (2011). *Nature's Building Blocks: An A-Z Guide to the Elements*. New York: Oxford University Press.

Falandysz, J., Saniewski, M., Zhang, J., Zalewska, T., Liu, H. G., Kluza, K. (2018). Artificial  $^{137}\text{Cs}$  and natural  $^{40}\text{K}$  in mushrooms from the subalpine region of the Minya Konka summit and Yunnan Province in China. *Environmental Science and Pollution Research*, p. 615-627.

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

Finkous, P. (2021). Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu hnědozemě (havarijní zóna EDU) - poloprovozní experiment. Diplomová práce. ČZU v Praze, Praha.

Galamboš, M., Kufčáková, J., Roskopfová, O. G., Rajec, P. (2010). Adsorption of cesium and strontium on natrified bentonites. *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, p. 803-813.

Hrubý J, Knobloch V, Mudrová B., Svoboda, K. (1970). Příprava radioaktivních preparátů <sup>85</sup>Sr bez nosiče. Československá akademie věd, Ústav jaderného výzkumu, (No. UJV--2431. CH). ČSAV. Praha.

Chamra, S., Schröfel, J., Tylš, V. (2005). *Základy petrografie a regionální geologie ČR*. Vydavatelství ČVUT Praha.

Inovace studijních programů. Půdy světa. Evropský sociální fond v ČR. AF Mendelu [online], [cit. 21.11.2020] Dostupné z: <[http://web2.mendelu.cz/af\\_291\\_projekty2/vseo/print.php?page=5020&typ=html](http://web2.mendelu.cz/af_291_projekty2/vseo/print.php?page=5020&typ=html)>.

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

ISO 10381-1:2002(en) — Soil quality — Sampling — Part 1: Guidance on the design of sampling programmes [online], [cit. 21.11.20]. Dostupné z: <<https://www.iso.org/standard/32423.html>>.

ISO 10381-2:2002(en) — Soil quality — Sampling — Part 2: Guidance on sampling techniques [online], [cit. 21.11.20]. Dostupné z: <<https://www.iso.org/standard/32424.html>>.

ISO 10381-3:2001(en) — Soil quality — Sampling — Part 3: Guidance on safety [online], [cit. 21.11.20]. Dostupné z: <<https://www.iso.org/standard/32425.html>>.

Jursík, F. (2002). *Anorganická chemie kovů*. 1. vyd. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha.

Kachlík, V. (2003). *Geologický vývoj území České republiky*. SÚRAO. Praha.  
Kargozar, S., Montazerian, M., Fiume, E., Bairo, F. (2019). Multiple and promising applications of strontium (Sr)-containing bioactive glasses in bone tissue engineering. *Frontiers in bioengineering and biotechnology*, p. 161.

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, p. 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 v Praze, Praha.

Kraft, A. (2018). Dissenting Scientists in Early Cold War Britain: The “Fallout” Controversy and the Origins of Pugwash, 1954–1957. *Journal of Cold War Studies*, p. 58-100.

Kratochvíl, M. (2017). Možnosti získávání lithných slíd z nerostných surovin v České republice. Dizertační práce. VŠB Ostrava.

Kozak, J. (ed.). (2010). Soil atlas of the Czech Republic. Czech University of Life Sciences. Prague.

Laprise-Pelletier, M., Simão, T., Fortin, M. A. (2018). Gold nanoparticles in radiotherapy and recent progress in nanobrachytherapy. Advanced healthcare materials.

Lourenço, J., Mendo, S., Pereira, R. (2019). Rehabilitation of Radioactively Contaminated Soil: Use of Bioremediation/Phytoremediation Techniques. In Remediation Measures for Radioactively Contaminated Areas. Springer, Cham, p. 163-200.

Loutit, JF. (1967). Strontium-90 and Leukemia. Sci. Basis Med., Ann. Rev. Volume 340, Issue 55, p. 1-17.

Malins, A., Imamura, N., Niizato, T., Takahashi, J., Kim, M., Sakuma, K., Machida, M. (2021). Calculations for ambient dose equivalent rates in nine forests in eastern Japan from <sup>134</sup>Cs and <sup>137</sup>Cs radioactivity measurements. Journal of Environmental Radioactivity, p. 226.

Matisoff, G., Ketterer, M. E., Rosén, K., Mieltski, J. W., Vitko, L. F., Persson, H., Lokas, E. (2011). Downward migration of Chernobyl-derived radionuclides in soils in Poland and Sweden. Applied geochemistry, p. 105-115.

Němeček, J., Smolíková, L., Kutílek, M. (1990). Pedologie a paleopedologie. Academia. Praha.

Němeček, J. (2001). Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. Česká zemědělská univerzita. Praha.

Orli, I. (2017). The 13 Analysis of Individual Aerosol Particles Using the Nuclear Microscope. Analytical Chemistry of Aerosols: Science and Technology.

Österreicher, J., Vávrová, J. (2003). Přednášky z radiobiologie. 1. vyd. Manus. Praha.

Pecharová, E., Drábek, K., Komínková, D., Finkous, M., Finkous, P., Kautská-Hoffmanová, V., Stádníková, D., Šestáková, K., Doskočilová, V., Rulík, P., Borecký, Z., Musil, M. (2019): Design poloprovozního experimentu Technická zpráva k úkolu 1.3., VU MV VI20192022153 Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií. Dílčí zpráva. SÚRO. 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, p. 11-17.

Petránek, J., Cháb, J. (2016). Encyklopedie geologie. Česká geologická služba. Praha.

Poschl, M., Nollet, L. M. (2006). Radionuclide concentrations in food and the environment. CRC Press, Taylor & Francis Group. Boca Raton - London - New York

Pospíšilová, L., Tesařová, M. (2009). Organický uhlík obhospodařovaných půd. *Folia Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně.

Reis, H. P. G., de Queiroz Barcelos, J. P., Junior, E. F., Santos, E. F., Silva, V. M., Moraes, M. F., dos Reis, A. R. (2018). Agronomic biofortification of upland rice with selenium and nitrogen and its relation to grain quality. *Journal of Cereal Science*, p. 508-515.

Rosén, K., Vinichuk, M., Nikolova, I., Johanson, K. (2011). Longterm effects of single potassium fertilization on <sup>137</sup>Cs levels in plants and fungi in a boreal forest ecosystem. *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol. 102, Iss. 2, p. 178-184.

Sáňka, M., Materna, J. (2004). Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. Ministerstvo životního prostředí. Praha.

Sáňka, M., Zimová, M. (2016). Vzorkování půd. In: Kotlík, B., Langhans, J., Bernáth, P., Kraják, V., Vzorkování II: životní prostředí. 2 Theta. Český Těšín.

Sáňka, M., Vácha, R., Fiala, P., Poláková, Š. (2018). Kritéria pro hodnocení produkčních a ekologických vlastností půd. 1 vydání, Ministerstvo životního prostředí. Praha.

Sedukova, V.G. (2020). „Zdokonalení systému reakce v rostlinné výrobě při radioaktivní kontaminace území“ v rámci zadání „Optimalizace opatření v rostlinné výrobě na území kontaminovaném v důsledku jaderné havárie.“ Národní akademie věd Běloruska. SVI Ústav radiobiologie NAV Běloruska. Bělorusko. Gomel.

Sotáková, S. (1982) Organická hmota a úrodnost' půdy, 1. Vydanie, Bratislava: Príroda.

Spencer, H., Laszlo, D., Brothers, M. (1957). Strontium 85 and calcium 45 metabolism in man. *The Journal of clinical investigation* New York, p. 680-688.

Stankovic-Popic, M., Trajkovic, R., Sunic, L., Sillic, Z. (2020). Bioindicative operation of pollutants from mine tailings in the kisnica mine and fly ash from the thermal power plant obilic on vegetable plants. *Fresenius environmental bulletin*, 29(4 A), p. 2615-2625.

Stevenson, F. J. (1995) *Humus Chemistry – genesis, composition, reactions*, New York, J. Wiley – Inter science Publication.

Svoboda, E. (2003). Přehled středoškolské fyziky. Prometheus, Praha.

SÚRO, (1995). Jaké hodnoty dávkového příkonu můžeme v ČR očekávat? SÚRO. Praha.

Šarapatka, B. (2014). Pedologie a ochrana půdy. Univerzita Palackého v Olomouci. Olomouc.

Šáro, Š., Tölgyessy, J. (1985). Rádioaktivita prostredia. Bratislava.

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

Tan, W. F., Li, Y., Guo, F., Wang, Y. C., Ding, L., Mumford, K., Jun-wenLv, Qin-wenDeng, QiFang, Xiao-wen, Zhang, X. W. (2020). Effect of *Leifsonia* sp. on retardation of uranium in natural soil and its potential mechanisms. *Journal of environmental radioactivity*, 217, 106202.

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, p. 59-64.

Thiry, Y., Tanaka, T., Dvornik, A. A., Dvornik, A. M. (2020). TRIPS 2.0: Toward more comprehensive modeling of radiocaesium cycling in forest. *Journal of environmental radioactivity*, p. 106-171.

Tomášek, M. (2003). *Půdy České republiky*. 3. vyd. Česká geologická služba. Praha. Tsumune, D., Tsubono, T., Misumi, K., Tateda, Y., Toyoda, Y., Onda, Y., Aoyama, M. (2020). Impacts of direct release and river discharge on oceanic <sup>137</sup>Cs derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of environmental radioactivity*, p. 214.

Vopravil, J. (2010). *Půda a její hodnocení v ČR. Díl I. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy*, vvi, Praha.

Wang, R., Mai, J., Guan, Y., Liu, Z. (2020). Radionuclides in the environment around the uranium mines in Guangxi, China. *Applied Radiation and Isotopes*, p. 98 - 109.

Wauters, J., Sweeck, L., Valcke, E., Elsen, A., Cremers, A. (1994). Availability of radiocaesium in soils: a new methodology. *Science of the Total Environment*, p. 239-248.

Yu, K., Shao, P., Meng, P., Chen, T., Lei, J., Yu, X., He, R., Yang, F., Zhu, W., Duan, T. (2020). Superhydrophilic and highly elastic monolithic sponge for efficient solar-driven radioactive wastewater treatment under one sun. *Journal of hazardous materials*, 392, 122350.

Záhorová, V. (2020). Mailová korespondence. SÚRO. [cit. 21.11.2020].

Zhao, Q., Meng, G., Nolan, S. P., Szostak, M. (2020). N-heterocyclic carbene complexes in C–H activation reactions. *Chemical reviews*, 120(4), p. 1981-2048.

Zhu, Y. G., Shaw, G., Nisbet, A. F., Wilkins, B. T. (2000). Effects of external potassium supply on compartmentation and flux characteristics of radiocaesium in intact spring wheat roots. *Annals of Botany*, p. 293-298.

Zygmunt, J., Chibowski, S., Klimowicz, Z. (1998). The effect of sorption properties of soil minerals on the vertical migration rate of cesium in soil. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, p. 57-62.

## 10 Přehled tabulek:

Tabulka 1: Detaily ke kontaminaci půdy (zdroj: SÚRO, 2020) .....	18
Tabulka 2: Detaily ke kontaminaci: kontrola - nekontaminované (zdroj: SÚRO, 2020) .....	19
Tabulka 3: Detaily ke kontaminaci – kontaminované (zdroj: SÚRO, 2020).....	21
Tabulka 4: Schéma zálivky každé jedné experimentální nádoby v průběhu poloprovozního experimentu (zdroj: SÚRO, 2020).....	24
Tabulka 5: Schéma zálivky každé jedné experimentální nádoby v průběhu poloprovozního experimentu (zdroj: SÚRO, 2020).....	24
Tabulka 6: Chemické složení vzorku zeminy.....	41
Tabulka 7: Přepočítání aktivity na plošnou aktivitu aplikovanou dle množství roztoku na dané experimentální nádoby .....	42
Tabulka 8: Přepočítání aktivity $^{134}\text{Cs}$ a $^{85}\text{Sr}$ na dny sklizně experimentálních rostlin dle poločasu rozpadu.....	43
Tabulka 9: Plošná aktivita ke dni sklizně dané experimentální plodiny .....	44
Tabulka 10: Vyhodnocení vzrůstu experimentálních plodin.....	45
Tabulka 11: Hmotnostní aktivita sledovaných experimentálních rostlin pro $^{85}\text{Sr}$ , $^{40}\text{K}$ a $^{134}\text{Cs}$ .....	47
Tabulka 12: Přestupové koeficienty ke dni sklizně dané plodiny .....	48
Tabulka 13: Typy půd a jejich procentuální zastoupení v ČR (zdroj: Kozák 2010; Šarapatka, 2014) .....	56

## 11 Přehled obrázků:

Obr. 1: Lokalizace odběru vzorků (zdroj: Český úřad zeměměřický a katastrální, 2019) .....	16
Obr. 2: Odběr půdy – černozem luvická (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153).....	16
Obr. 3: Provizorní sklad (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153) .....	16
Obr. 4: Příprava kontaminačního roztoku (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153).....	18
Obr. 5: Schéma rozdělení pracovního prostoru (zdroj. SÚRO, 2020).....	19
Obr. 6: Zalévání kontaminačním roztokem (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153).....	20
Obr. 7: Experimentální nádoba před setím. (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153).....	23
Obr. 9: Výsevní pásy s ředkvi setou (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153).....	25
Obr. 8: Potravinová fólie prodlužující vegetační období (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153) .....	25
Obr. 10: Schéma rotace skupin experimentálních nádob pro zajištění rovnoměrného osvětlení (zdroj: SÚRO, 2020).....	25
Obr. 11: Locika salátová/salát (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153) .....	26
Obr. 12: Cibule kuchyňská (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153) .....	26
Obr. 13: Ředkev setá/ředkvička (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153) .....	26
Obr. 14: Sklizeň kontaminovaných rostlin (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153).....	27
Obr. 15: Masťovka z boku a shora se vzorkem lociky salátové / salátu (zdroj: SÚRO, 2020) .....	28



Obr. 16: Ocelová dvojkobka se 2 HPGe detektory. Jeden je navíc umístěn v dostínění z elektrolytické mědi (zdroj: SÚRO, 2020) .....	28
Obr. 17: Masťovka na detektoru (zdroj: SÚRO, 2020).....	28
Obr. 18: Přenosný HPGe detektor se vzorkem v geometrii (zdroj: SÚRO, 2020) .....	28
Obr. 19: Horniny moldanubika jižní části Českého masivu (zdroj: Petránek, Cháb, 2016) .....	31
Obr. 20: Vymezení havarijní zóny EDU (zdroj: J. Hellebrant, SÚRO 2021) .....	32
Obr. 21: V lokalitě odběru EDU je černozem luvická (zdroj: <a href="https://mapy.geology.cz/pudy/">https://mapy.geology.cz/pudy/</a> .....	33
Obr. 22: Přestupové koeficienty $^{85}\text{Sr}$ a $^{134}\text{Cs}$ pro salát a ředkvičky. ....	49
Obr. 23: Porovnání mediánů přestupových koeficientů $^{85}\text{Sr}$ a $^{134}\text{Cs}$ pro salát, ředkvičky a cibuli.....	50
Obr. 24: Přestupové koeficienty $^{85}\text{Sr}$ a $^{134}\text{Cs}$ u salátu napříč zeminami zkoumanými poloprovozním projektem. ....	51
Obr. 25: Přestupové koeficienty $^{85}\text{Sr}$ a $^{134}\text{Cs}$ u ředkviček napříč zeminami zkoumanými poloprovozním projektem. ....	52
Obr. 26: Medián přestupových koeficientů $^{85}\text{Sr}$ a $^{134}\text{Cs}$ u experimentálních rostlin napříč zeminami zkoumanými poloprovozním projektem. ....	54
Obr. 27: Typy půd a jejich procentuální zastoupení v ČR (zdroj: Kozák 2010; Šarapatka, 2014) .....	56

## 12 Přílohy

<b>PLAN VZORKOVÁNÍ</b>	
Plán vzorkování vytvořil: Kontakt	Dita Stádníková Otvovice 66, 273 27 Otvovice, tel: 604 168 752
Vzorkování bude provádět:	<b>Dita Stádníková</b> , Věra Doskočilová, Věra Kautská Hofmanová, Klára Šestáková, Miroslav Finkous, Petr Finkous
Účel odběru vzorků	Odběr reprezentativního směsného vzorku zemědělsky obhospodařované tj. orné půdy typu černozem luvická z oblasti rozšířené ZHP EDU, pro základní vstupní pedologický a chemický rozbor a stanovení obsahu Cs a Sr
Místo odběru:	Katastrální území: Dolní Dubňany půdní blok č. 7401/16 a 7401/17 p.č. 2657, 2648, 2647 dle PK
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, lopatka, PVC experimentální nádoba 25L
Způsob odběru	manuálně
Počet dílčích vzorků na jeden směsný vzorek:	odebráno 25ks 25-ti litrových nádob půdy á cca 15,5kg zeminy
Datum odběru:	12.10.2019
Požadavky na zkoušky v místě odběru vzorku:	Odběr požadovaného množství orné půdy Fotodokumentace
Značení vzorků:	Směsný vzorek bude označen názvem místa Dukovany (DU) a druhem půdy, tj. černozem luvická. Víko bylo označeno shodně se vzorkovnicí s uvedením souřadnic odběru.
Bezpečnostní opatření:	--
Plánovaná úprava vzorku:	Ponechání v experimentálních nádobách přes zimní období
Hmotnost směsného vzorku	25 nádob á cca 15,5 kg zeminy
<b>POŽADAVKY NA BALENÍ, KONZERVACI, SKLADOVÁNÍ A DOPRAVU</b>	
Vzorkovnice, plnění:	25-ti litrová plastová nádoba s víkem
Konzervace:	--
Skladování:	normální prostředí
Doprava:	autem
<b>Zkušební laboratoř</b>	<b>Státní ústav radiační ochrany, v. v. i.</b> <b>Bartošková 1450/28, 140 00 PRAHA 4 – Nusle a</b>  <b>Státní ústav radiační ochrany, v. v. i.</b> <b>Piletická 57/15A, 500 03 Hradec Králové</b>
Rozsah požadovaných analýz:	24 pro experiment + jedna jako etalon pro základní vstupní pedologický a chemický rozbor a stanovení obsahu Cs a Sr
Plán zpracoval:	Dita Stádníková
Dne:	5.9.2019

## Protokolární záznam o odběru vzorku

### Průvodní list odběru vzorků

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

Kultura	Orná půda
katastrální území	Dolní Dubňany
správní obec	Dolní Dubňany
Půdní blok č.	7401/16 a 7401/17
Velikost v ha	2,28 ha, 5,25 ha
Parcelní čísla	2657, 2648, 2647 dle PK

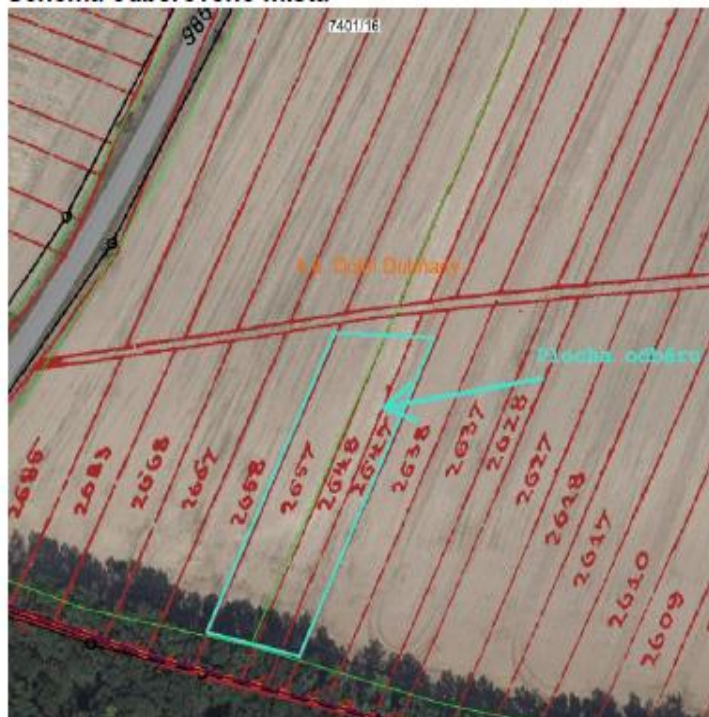
Označení vzorku: čemozem luvická

		Místní měření
Ukazatel	Hodnota	Jednotka
Teplota vzduchu	8	°C
Počasí:	Mlha, nízká oblačnost	

datum odběru:	12.10.2019	Čas odběru:	8,00-10,30
Souřadnice odběru:	49,04865N, 16,21118E		
Počet dílčích odběrů	25		
Poznámky	Odběr dle půdního typu, odebráno celkem 25 experimentálních nádob zeminy ve vybraném území		

Použité vzorkovací pomůcky: rýč, lopatka, PVC experimentální nádoba 25 L

### Schéma odběrového místa



### Poznámka k odběru:

Příloha 2: Protokolární záznam o odběru vzorku půdy