

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta životního prostředí**

**Katedra aplikované ekologie**



**Pohyb cesia a stroncia půdním profilem modálních  
glejů v oblasti ETE a přestupový koeficient do  
experimentálních rostlin**

**Diplomová práce**

**Autor: Bc. Věra Kautská Hofmanová DiS.**

**Obor: Regionální environmentální správa**

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

**© 2021 ČZU v Praze**

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Věra Kautská Hofmanová, DiS.

Krajinné inženýrství  
Regionální environmentální správa

Název práce

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

Název anglicky

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

### Cíle práce

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

### Metodika

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

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

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

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

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

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

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

**Doporučený rozsah práce**

40

**Klíčová slova**

stroncium, cesium, půdní profil, přestupový koeficient

**Doporučené zdroje informací**

- De Medici, D., Komínková, D., Race, M., Fabbicino, M., Součková, L. (2019). Evaluation of the potential for caesium transfer from contaminated soil to the food chain as a consequence of uptake by edible vegetables. *Ecotoxicology and environmental safety*, 171, 558-563.
- Chamra, S., Schröfel, J., Tylš, V. (2005). *Základy petrografie a regionální geologie ČR*. Vydavatelství ČVUT. Praha.
- Kašparová, I., Pecharová, E., Zdražil, V. (2018). Optimising the safety of contaminated plant biomass manipulation in case of nuclear power plant accident. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management*, 18, 47-58
- Kozak, J. (ed.). (2010). *Soil atlas of the Czech Republic*. Czech University of Life Sciences. Prague.
- Pecharová, E., Drábek, K., Komínková, D., Finkous, M., Finkous, P., Kautská-Hoffmanová, V., Stádníková, D., Šestáková, K., Doskočilová, V., Rulík, P., Borecký, Z., Musil, M. (2019): Design poloprovozního experimentu Technická zpráva k úkolu 1.3., VU MV VI20192022153 Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií. Dílčí zpráva. SURO. Praha.
- Pecharová, E., Kašparová, I. (2017). landscape management in the emergency hazard planning zone of the Temelín nuclear power plant: preventive improvement of landscape functions. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management*, 17, 11-17
- Rinaldi, F., Komínková, D., Berchová, K., Daguene, J., Pecharová, E. (2017). Stable cesium (133Cs) uptake by *Calla palustris* from different substrates. *Ecotoxicology and environmental safety*, 139, 301-307.
- Suchara, I., Sucharová, J., Holá, M., Pilátová, H., Rulík, P. (2016). Long-term retention of 137Cs in three forest soil types with different soil properties. *Journal of environmental radioactivity*, 158, 102-113.
- Tesarova, B., Pecharova, E., Doksanska, T., Skrkal, J. (2018). pilot survey of soil contamination 30 years after Chernobyl. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management*, 18, 59-64.
- Vacula, J., Komínková, D., Pecharová, E., Doksanská, T., Pechar, L. (2020). Uptake of 133Cs and 134Cs by *Ceratophyllum demersum* L. under field and greenhouse conditions. *Science of The Total Environment*, 720, 137292.

**Předběžný termín obhajoby**

2020/21 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc.

**Garantující pracoviště**

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 2. 2. 2021

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

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 10. 2. 2021

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 05. 03. 2021

## **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma "Pohyb cesia a stroncia půdním profilem modálních glejů v oblasti ETE a přestupový koeficient do experimentálních rostlin" 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 souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, v znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek obhajoby.

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

V Praze dne 27. 3. 2021

---

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucí své vedoucí bakalářské práce doc. RNDr. Emilii Pecharové, CSc., za drahocenné rady i laskavý přístup. Velké poděkování patří též mé rodině a kolegům za podporu během studia.

## Abstrakt

Diplomová práce se zabývá tématem pohybu cesia a stroncia půdním profilem modálních glejů v oblasti jaderné elektrárny Temelín a koeficientem jejich přestupu do experimentálních rostlin. V rámci projektu č. VI20192022153 – Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií, bylo v roce 2019 odebráno 25 vzorků půdy do 25 l nádob – půdního druhu modálních glejů z lokality Stožice, které byly umístěny na pracovišti Státního ústavu radiční ochrany v Hradci Králové. Vzorkovnice byly rozděleny do čtyř skupin (treatmentů) s odlišnou úpravou podle druhu dodané kontaminace. V průběhu roku 2020 byly vzorkovnice první skupiny (č. 1 – 4) ponechány v rámci negativní kontroly v přirozeném stavu. Do vzorkovnic druhé skupiny (č. 5 – 8) byl v rámci pozitivní kontroly přidán jen  $^{40}\text{K}$ . Vzorkovnice třetí skupiny (č. 9 – 16) byly spolu s  $^{40}\text{K}$  kontaminovány také  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$ . Vzorkovnice čtvrté skupiny (č. 17 – 24) byly kontaminovány jen  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$ . Do kontaminovaných vzorkovnic byla vyseta locika salátová – salát (*Lactuca sativa*), po její sklizni následoval výsev cibule kuchyňské (*Allium cepa*), a v podzimním období výsev ředkve seté – ředkvičky (*Raphanus sativus*). Sklizeny byly 4 směsné vzorky a 48 jednotlivých vzorků biomasy, které byly předány do laboratoře SÚRO k provedení gamaspektrometrické analýzy a zjištění aktivity v jednotlivých druzích biomasy.

Z hodnot naměřené aktivity pro jednotlivé rostliny byl vypočten transferový koeficient TK. Z výsledků vyplynulo, že hodnoty transferového koeficientu  $^{85}\text{Sr}$  se pohybují u *Lactuca sativa* v rozmezí od  $1,17 \cdot 10^{-2}$  do  $3,04 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), u *Allium cepa* od  $1,61 \cdot 10^{-2}$  do  $2,64 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) a u *Raphanus sativus* od  $3,60 \cdot 10^{-2}$  do  $8,47 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>). Transferový koeficient  $^{134}\text{Cs}$  byl zjištěn u *Lactuca sativa* v rozmezí od  $2,61 \cdot 10^{-5}$  do  $2,16 \cdot 10^{-4}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), u *Allium cepa* od  $1,80 \cdot 10^{-3}$  do  $4,28 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), a pro *Raphanus sativus* od  $8,23 \cdot 10^{-4}$  do  $1,68 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>).

**Klíčová slova:** Stroncium, cesium, půdní profil, přestupový koeficient, modální glej

## Abstract

This diploma thesis focuses on the topic of cesium and strontium mobility in the soil profile, the sampling territory being the area of Temelín Nuclear Power Plant. Also, it aims to define a transfer coefficient of these chemical elements into the experimental plants. In 2019, within the project n. VI20192022153 – Optimization of procedures for the implementation of crop production in the area affected by a nuclear accident, 25 soil samples were collected from the original modal gley soils from the Stožice location. These were placed in the National Radiation Protection Institute in Hradec Králové and put into 25 sample containers, each with a volume of 1 litre. The containers were divided into four treatment groups according to the way they were contaminated. During 2020, the sample containers from the first group (n. 1 – 4) were left unaltered, as to perform a negative control. Into the second group (n. 5 – 8), as to perform a positive control, only  $^{40}\text{K}$  was added. The third group (n. 9 – 16) was contaminated with  $^{40}\text{K}$ ,  $^{85}\text{Sr}$  and  $^{134}\text{Cs}$ . Lastly, the fourth group was contaminated only with  $^{85}\text{Sr}$  and  $^{134}\text{Cs}$ . Several plants were later sowed into the contaminated containers. After the first plant – lettuce (*Lactuca Sativa*) was harvested, onion (*Allium cepa*) was sowed there. Finally, radish (*Raphanus sativus*) was sowed in autumn. Four mixed and forty-eight simple samples of biomass were harvested and passed to the laboratory of the NRPI to perform a gamma spectrometric analysis and determine the activity in each type of biomass. From the values of measured activity for each plant, their transfer coefficient was defined. The results have shown that the values of transfer coefficient for *Lactuca Sativa* ranged from  $1,17 \cdot 10^{-2}$  to  $3,04 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), for *Allium cepa* then from  $1,61 \cdot 10^{-2}$  to  $2,64 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), and for *Raphanus sativus* it went from  $3,60 \cdot 10^{-2}$  to  $8,47 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>). Transfer coefficient  $^{134}\text{Cs}$  was found in the range from  $2,61 \cdot 10^{-5}$  to  $2,16 \cdot 10^{-4}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) for *Lactuca sativa*. For *Allium cepa* it was from  $1,80 \cdot 10^{-3}$  do  $4,28 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) and as for *Raphanus sativus*, the range was between  $8,23 \cdot 10^{-4}$  and  $1,68 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>).

**Keywords:** strontium, cesium, soil profile, transfer coefficient, modal gley



# Obsah

<b>1. Úvod</b> .....	<b>1</b>
<b>2. Cíl práce</b> .....	<b>3</b>
<b>3. Literární přehled</b> .....	<b>4</b>
3.1. Klasifikační systémy půdy.....	4
3.2. Výběr lokality .....	5
3.3. Lokalita Stožice.....	6
3.4. Stroncium.....	8
3.4.1. Stabilní stroncium.....	8
3.4.2. Radiostroncium .....	8
3.5. Cesium.....	8
3.5.1. Stabilní cesium.....	8
3.5.2. Radiocesium .....	8
3.6. Draslík.....	9
3.7. Cesium v půdě.....	9
3.8. Konkurenční ionty .....	10
3.9. Zvýšení koncentrace Ca .....	11
3.10. Přenosový transferový koeficient (TK) .....	11
3.11. Výzkum půdy Fukušima Daiči.....	12
<b>4. Metodika</b> .....	<b>14</b>
4.1. Cíle poloprovozního experimentu .....	14
4.2. Lokality.....	14
4.3. Odběr vzorku .....	15
4.4. Doprava vzorků.....	16
4.5. Umístění vzorků v SÚRO.....	16
4.6. Příprava vzorků dne 28.4.2020.....	16
4.7. Kontaminace dne 5.5.2020 .....	17
4.8. Výsev salátů .....	19
4.9. Výsev cibule.....	22
4.10. Výsev ředkviček.....	23
4.11. Zpracování vzorků v laboratoři SÚRO .....	25
<b>5. Výsledky</b> .....	<b>27</b>
5.1. Výsledky analýzy půdy glej modální .....	27
5.2. Výsledky SÚRO .....	27
5.3. Porovnávání aktivity salátu a ředkviček .....	31
5.4. Porovnání aktivity salátu .....	34
5.5. Porovnání aktivity ředkve seté .....	36
5.6. Výpočet transferového koeficientu .....	38

<b>6. Diskuse</b> .....	<b>46</b>
6.1. Porovnání různých druhů zemin .....	46
6.2. Zdravotní stav .....	48
6.3. Porovnání transferových koeficientů .....	50
<b>7. Závěr</b> .....	<b>64</b>
<b>8. Seznam použitých zdrojů</b> .....	<b>66</b>
<b>9. Seznam obrázků</b> .....	<b>71</b>
<b>10. Seznam tabulek</b> .....	<b>72</b>
<b>11. Seznam příloh</b> .....	<b>73</b>

# 1. Úvod

Již od nepaměti, či snad od doby uvědomění si výjimečnosti lidského druhu, se lidstvo snaží proniknout zákonitostmi složení hmoty a použít intelektu a svých nabytých znalostí ve vlastní prospěch i pro rozvoj civilizace. Intelektuální převaha druhu Homo sapiens nad ostatními formami života na Zemi vedla k postupnému ovládnutí světa a z něj plynoucí globální odpovědnosti za vývoj této planety, který při přehlížení faktů a souvislostí může mít zcela fatální následky jak na civilizaci samotnou, tak i na ostatní složky živé i neživé přírody.

Nejprve člověk objevil oheň a naučil se ho využívat, posléze i rozdělat a ovládat. Měl na to z hlediska lidských dějin velmi dlouhou dobu. Díky ohni mohl tavit a zpracovávat kovy. S rozvinutou metalurgií přišly další přelomové objevy, které zrychlily vývoj a rozpínání lidstva, které potřebovalo energii. Vynález parního stroje znamenal rozvoj průmyslu a dopravy. Další akceleraci přinesl objev a začátek masového využití uhlí, ropy a plynu, stejně jako celá řada objevů souvisejících s elektřinou, její využitelností pro společnost, a následná elektrifikace civilizovaného světa. S rozmachem energetiky, založené primárně na spalování vyčerpatelných zásob uhlí k výrobě elektrické energie, se začaly hledat alternativy pro pokrytí rostoucích energetických potřeb neustále expandujícího lidstva.

V první polovině dvacátého století začali vědci pronikat také do tajů štěpení jádra uranu s uvolněním obrovského množství energie ve srovnání s běžným hořením. Jednou z nosných myšlenek objevených zákonitostí řetězových štěpných jaderných reakcí, kromě válečného použití neřízené reakce k efektivní likvidaci nebo zastrášení protivníka, byla možnost jejího řízení a využití při získávání využitelné energie. Současně se zkouškami jaderných zbraní tak probíhal i vývoj jaderných reaktorů. První pokusný jaderný reaktor byl spuštěn roku 1942. První pokusný jaderný výbuch v historii byl proveden v roce 1945, po němž následovalo mnoho dalších zkoušek jaderných zbraní. Do roku 1998 proběhlo v různých částech světa přes dva tisíce zdokumentovaných pokusných výbuchů s neřízenou reakcí štěpného materiálu. Každý takový pokus znamenal vznik a rozšíření nových radionuklidů vytvořených lidskou činností, dosud nezastoupených v přirozeném prostředí.

První jaderná elektrárna se rozběhla roku 1954. Jako každé nové technologické odvětví i jaderná energetika musela projít (a prochází) nutným vývojem, ověřováním poznatků z provozu včetně řešení mimořádných událostí, a nastavováním bezpečnostních standardů. Podle statistik je v roce 2021 na světě v provozu 443 jaderných reaktorů vyrábějících elektrickou energii. Dalšíh přibližně 800 menších reaktorů slouží výzkumu. V současné době dochází k budování 52 nových

jaderných reaktorů v 18 zemích světa a ve zpravodajství se objevují informace o plánech na budování dalších reaktorů na výrobu elektrické energie. Jen na území Ruska má údajně do roku 2045 k pokrytí energetických potřeb vyrůst dalších 24 reaktorů. Několik vysloužilých reaktorů je každoročně natrvalo odstaveno z provozu. Z podstaty provozu zařízení se štěpným materiálem vyplývají rizika, která se člověk snaží všemožně eliminovat a předcházet jim. Historie jaderné energetiky je toho dobrým příkladem. Ani stav po ukončení provozu neznamena nulové riziko. I následný rozpad vyhořelého jaderného paliva je doprovázen emisemi radioaktivního záření.

Nejzásadnější událostí z hlediska rozšíření kontaminace radionuklidy, která svým rozsahem plošně ovlivnila i území České republiky (Suchara et al., 2016), byla havárie jaderné elektrárny Černobyl v roce 1986. S jejími následky se potýkáme i v dnešní době po 35 letech. I po uplynutí této doby je prokázáno, že zeminy na našem území stále obsahují  $^{137}\text{Cs}$ . Tato skutečnost je prokázána v rámci průzkumů SÚRO. V bakalářské práci při mém přechodím studiu jsem se s kolegy a kolektivem SÚRO (Tesařová et al., 2018) zabývala odběrem zemin v různých částech České republiky a rozložením  $^{137}\text{Cs}$  v jednotlivých půdních profilech.

Také jaderná havárie ve Fukušimě v roce 2011 ukázala, že přes všechna soudobá technická, provozní i organizační opatření k zajištění bezpečnosti štěpné reakce může nastat nepředvídatelná okolnost vedoucí k tragédii s enviromentálními důsledky, s nimiž se lidstvo i příroda bude potýkat velmi dlouhé časové období. Vědeckotechnický pokrok jdoucí ruku v ruce s rozvojem a nasazením technologií sice lidstvu přináší požadovaný blahobyt a prosperitu, nebo domnělé bezpečí díky zastrašení potenciálních nepřátel, často ale nereflektuje z technologií plynoucí nová rizika a negativní souvislosti, nebo je objevuje až se zpožděním po nežádoucích událostech, vyvolaných nezvládnutí použitých technologií. I v tomto ohledu platí obecné rčení, že chybami se člověk učí. Někdy však onomu poučení předchází celá řada chyb a dlouhodobé přehlížení souvislostí nebo velká tragédie s nedozírnými následky, překračujícími hranice kontinentů.

## **2. Cíl práce**

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

## 3. Literární přehled

### 3.1. Klasifikační systémy půdy

Půda je živý, stále se vyvíjející a dynamický systém, který patří mezi naše nejcennější přírodní bohatství. Půdu řadíme mezi neobnovitelné zdroje. V podmínkách ČR se jeden centimetr půdy obnoví přibližně za sto let. Mezi činiteli, jež ovlivňují vznik půdy a její vývoj, je funkce matečné horniny, podnebí, vegetace, stáří a topografie terénu (Tomášek et al., 2011, Němeček et al., 2011).

Nejdůležitějším faktorem v půdní taxonomii je půdní klima. Faktory tvorby půdy ovlivnily také vývoj systémů klasifikace půdy, i když v různých zemích odlišně (Bockheim et al., 2014). Například (Krasilnikov et al., 2009) poskytl vynikající přehled o více než 25 národních systémech klasifikace půdy. Některé systémy vychází z půdotvorných procesů, ale většina systémů používá vlastnosti půdy, morfologii a vlastnosti různých půdních druhů. Klasifikace je většinou kvantitativně prováděna na základě kombinace horizontů, vlastností půdy a materiálů. Většina národních klasifikačních systémů má pouze několik vybraných půdotvorných faktorů a konkrétně definovaných skupin půd, typických pro místní klima nebo převládající mateřské materiály. Většina půdních klasifikačních systémů se seskupuje podle geneze půdy v taxonomii (Bockheim et al., 2014).

Klasifikační systémy se začaly vytvářet koncem 19. století, kdy se půdní věda vyvinula do své vlastní vědecké disciplíny, stále existuje mnoho nezodpovězených otázek a dalších potřeb v oblasti mapování, klasifikace půdy a modelování. Nové technologie včetně GPS, GIS a dálkového průzkumu Země zvýšily naši schopnost sbírat, analyzovat a předpovídat prostorové informace týkající se půd, ale i spojit všechny tyto nové informace s půdními vlastnostmi a procesy (Bockheim et al., 2014).

Většina národních systémů v současné době vychází z půdního informačního systému (ST; Soil Taxonomy, 2014) nebo Světové referenční základny pro půdní zdroje (WRB; IUSS Working Group WRB, 2015).

WRB používá dva zásadní principy. Klasifikaci půdy je založena na vlastnostech půdy definovaných z hlediska diagnostických horizontů a charakteristik, které by měly být v nejvyšší možné míře měřitelné a pozorovatelné v terénu. Výběr diagnostických horizontů a charakteristik zohledňuje jejich vztahy s půdotvornými procesy. Půdotvorné procesy by samy o sobě neměly být používány jako rozlišovací kritéria. WRB nicméně místo toho rozlišuje pouze dvě hierarchické úrovně ze šesti uznaných v půdní taxonomii, které vyplynuly z různých konceptů dělení

půdy. Klimatické parametry nejsou součástí definice klasifikace půdy, na rozdíl od systému půdní taxonomie (Brevik et al., 2015).

Taxonomický klasifikační systém v České republice (Němeček et al., 2001) navazuje na předchozí morfogenetický klasifikační systém půd, který se zabýval sjednocením lesnický a zemědělsky využívané půdy v ČSR. Jeho další vývoj koresponduje s vývojem hlavních referenčních světových systémů WRB a ST.

### **3.2. Výběr lokality**

Pro identifikaci druhu půdy v daném místě a jeho zařazení dle klasifikačního systému je důležitým faktorem zjištění funkce půdy, půdních znaků, jako jsou barva, hloubka půdy a skeletovitost, přechody horizontů, novotvary a povlaky, vlhkost a konzistence, prokořenění a oživení, a charakteristik, mezi něž řadíme zrnitost půdy, půdní strukturu, kvalitu a obsah organické hmoty. Mezi fyzikální vlastnosti půdy se řadí pórovitost půdy, obsah půdního vzduchu a půdní vody. Chemické vlastnosti půdy jsou pH, sorpční schopnosti půd, obsahy výměnných a přístupových živin. U biologických vlastností půdy jsou sledovány zejména obsahy mrtvé organické hmoty a živých půdních organismů (Vopravil et al., 2009). Všechny zmíněné prvky mají velký význam při transportu znečišťujících látek z povrchu a jejich akumulaci ve vrstvách půdy. Nejvýznamnější úlohu v těchto procesech plní pevná fáze půdy, tvořená minerály a organickými částicemi různých velikostí. Vedle mineralogického složení nejvíce ovlivňuje parametry půdy její hustota a pórovitost. Stupeň zrnitosti půdy je závislý na chemických a sorpčních vlastnostech půdy a charakterizuje mechanické složení její minerální části. Vyjadřuje se jako procento jednotlivých průměrů zrn obsažených v minerální části půdy (Solecki, Michalik, 2006).

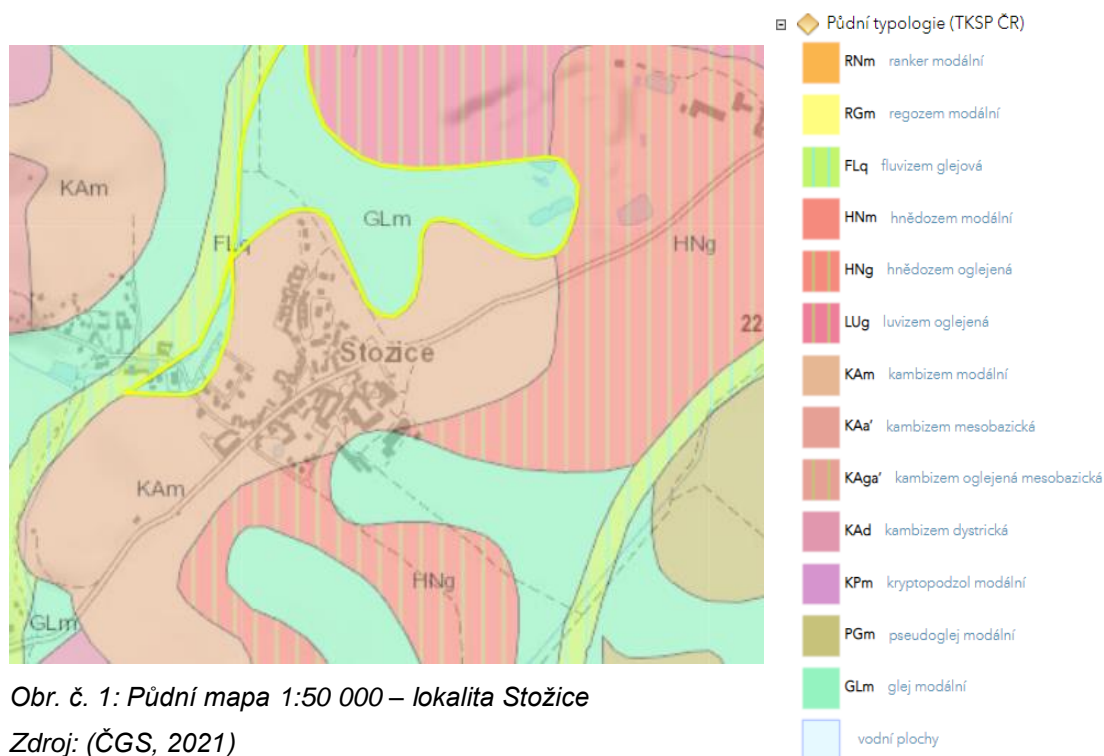
Všechny výše uvedené vlastnosti půdy jsou důležité pro námi prováděný experiment a jeho následné hodnocení. Výběr lokalit pro odběry zeminy byl dán umístěním jaderných elektráren Dukovany (JEDU) a Temelín (JETE), a polohou jejich vnějších havarijních zón (Kašparová, Pecharová, Zdražil, 2018) s možným rizikem úniku radionuklidů  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{90}\text{Sr}$  a jejich distribuce do různých druhů půd, jejichž specifické složení může ovlivňovat i přenos radionuklidů do biomasy a do potravního řetězce. Tento výběr je jednoznačně definován v projektu VI20192022153 – Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií (Pecharová et al., 2019).

Ve vnější havarijní zóně jaderné elektrárny Dukovany byly odebrány půdy druhu černozem, hnědozem a kambizem. V zóně jaderné elektrárny Temelín byly odebrány půdy druhu kambizem, fluvizem glejová a glej modální. Při rozdělení daných odběrových lokalit ve skupině kolegů spolupracujících na uvedeném

projektu jsem si zvolila lokalitu v blízkosti obce Stožice u JETE s půdním druhem glej modální.

### 3.3. Lokalita Stožice

Obec Stožice se nachází 3 km v Jihočeském kraji jihozápadně od města Vodňany. Z geomorfologického členění spadá obec do oblasti Jihočeské pánve, nalézá se na rozhraní geomorfologického celku Českobudějovická a Třeboňská pánev (Demek et al., 2006).



Obr. č. 1: Půdní mapa 1:50 000 – lokalita Stožice

Zdroj: (ČGS, 2021)

Z geologického hlediska je území zařazeno do éry paleozoika, útvaru karbon – perm (Chamra, Schröfel, Tylš, 2005). Oblast náleží do soustavy Českého masivu krystalinika a prevariského paleozoika, oblasti moldanubické. Z mineralogického hlediska jsou zde zastoupeny magmatity (ČGS, 2020). Ve vybraném místě na p.č. 1069 v k.ú. Stožice se vyskytuje půdní typ glej, který je na území České republiky běžný. Gleje je možné naleznout v zamokřených úpadech a nivách vodních toků (Kozák at al., 2010).

Gleje jsou v zemědělství využívány především jako louky, které nemají valnou kvalitu. Z hlediska využitelnosti pro zemědělskou produkci jsou považovány za méně kvalitní (Vopravil at al., 2009). V krajině však plní nezastupitelnou roli v řadě mimoprodukčních funkcí (ekologickou, retenční, stanoviště pro faunu i floru). Přesto je půda na pozemku v lokalitě Stožice, kde byl odebrán půdní vzorek pro můj experiment, obhospodařována a využívána pro pěstování zemědělských plodin.



Původními porosty u tohoto druhu půdy byly luhy, druhotnými pak zamokřené louky (Vopravil et al., 2009).

Rozšířené jsou především v pahorkatinách a vrchovinách. Mateční substrát tvoří nevápnité nivní a deluviální splachy (Tomášek, 1995).

Gleje jsou zařazovány do půd hydromorfních. Jejich hydromorfní vývoj je způsoben klimatickými a topografickými podmínkami stanoviště. Díky uvedeným okolnostem jsou póry dlouhodobě zaplňovány vodou, dochází ke snížení oxidačně redukčního potenciálu a ke snížení prostupnosti půdy. Jejich půdní horizont je mělký, často zrašelinělý (Vopravil et al., 2009).

Humusový horizont glejů bývá mělký do hloubky 0,5 m, často se vytváří horizont zrašelinělý (Němeček et al., 2001). Gleje jsou dále charakterizovány výskytem glejového redukovaného horizontu se zelenavě šedou až modravou barvou bez rezivých partií a glejovým horizontem s oxidovanými partiemi s rezivými novotvary ve formě rourek kolem chodeb po kořenech. U obou horizontů se předpokládá redukční prostředí stálé, nebo trvajícím více než šest měsíců v roce. Typická barva tohoto horizontu je způsobena redukcí trojmocného železa na dvojmocné. Glejový horizont bývá zajištěný a mazlavý, neboť při stagnantním vodním režimu dochází k tvorbě vysokodisperzních jílových minerálů. Při redukčních procesech dále dochází k inhibici mikrobiální aktivity a zastavení rozkladu organických látek, horizont obsahuje tedy větší množství organických látek, které však mají horší kvalitu z hlediska úrodnosti (Vopravil et al., 2009).

Charakteristický pro gleje je i sirovodíkový zápach (redukce síry) (Tomášek, 1995). Hlavními limitujícími faktory glejů je vysoký obsah vody a s tím spojené problémy při obdělávání, snížení provzdušněnosti půdy, hromadění látek negativně ovlivňujících růst rostlin a celkové negativní ovlivnění režimu živin (ztráta dusíku denitrifikací atd.). Na hydromorfních půdách roste pouze hydrofytní vegetace, adaptovaná na tyto podmínky. Půdní reakce glejů je silně kyselá, sorpční i fyzikální vlastnosti jsou nepříznivé (Vopravil et al., 2009).

Půdotvorné procesy jsou charakterizovány jako vnitřní děje, které ovlivňují tok látek, energie, a přeměnu látek v půdním prostředí. Tento druh půdy patří do skupiny půdotvorných procesů, v nichž dochází k transformaci látek v půdní matici – glejizaci. Jde o proces redukce železa v anaerobních podmínkách, spojený s charakteristickým zbarvením části profilu do modra nebo do zelena. Z hlediska zrnitosti jde o velmi variabilní půdy od písčitých po těžké jílové půdy. Jedním z nejrozšířenějších půdních subtypů tohoto druhu půdy je glej modální ze středně těžkých substrátů s glejovým horizontem redukčním i oxidačním (Vopravil et al., 2009).

### 3.4. Stroncium

#### 3.4.1. Stabilní stroncium

Stroncium jako chemický prvek je lesklý s šedobílou barvou. Jedná se o poměrně měkký, lehký a reaktivní kov. Stabilní stroncium bylo objeveno roku 1790 v rudě z olověných dolů u vesnice Strontian lékařem a chemikem Aداirem Crawfordem. O pět let později prokázal lékař a chemik Thomas Charles Hope, že se jedná o zcela nový prvek. Stroncium patří do II. skupiny kovů alkalických zemin. Stroncium se přirozeně vyskytuje v zemském plášti jako směs čtyř stabilních izotopů, tj.  $^{84}\text{Sr}$ ,  $^{86}\text{Sr}$ ,  $^{87}\text{Sr}$  a  $^{88}\text{Sr}$  (Gupta et al., 2018a).

#### 3.4.2. Radiostroncium

Radioaktivní izotopy stroncía  $^{90}\text{Sr}$  (poločas rozpadu 29,1 let)  $^{89}\text{Sr}$  (poločas rozpadu 50,52 dne),  $^{85}\text{Sr}$  (poločas rozpadu 64,84 dne) se v životním prostředí objevují v důsledku testování jaderných zbraní po roce 1945 (Völkle et al., 1989). Za globální kontaminaci radiostronciem mohou především dvě havárie jaderných zařízení – v roce 1986 v Černobylu na Ukrajině a v roce 2011 ve Fukušimě v Japonsku.  $^{90}\text{Sr}$  bývá používáno převážně při půdních studiích. Pro experimenty týkající se radiocesia ve vzduchu se používají krátkodobé izotopy  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{89}\text{Sr}$ . Přesto jsme použili v rámci našeho experimentu pro kontaminaci izotop  $^{85}\text{Sr}$ , právě kvůli jeho krátkému poločasu rozpadu.

### 3.5. Cesium

#### 3.5.1. Stabilní cesium

Cesium bylo objeveno roku 1860 v minerální vodě chemikem Robertem Bunsenem a fyzikem Gustavem Kirchhoffem v německém Dürkheimu. Izolováno jako čistý kov bylo roku 1882 Carlem Setterbergem. Jedná se o lehký, lesklý kov s modrobílou barvou. Ze všech kovů je cesium nejměkčí. Tento kov je na vzduch nestálý. Patří do I. skupiny alkalických kovů. Je známé ve formě 39 izotopů. Přirozeně se vyskytující je izotop  $^{133}\text{Cs}$ .

#### 3.5.2. Radiocesium

Radioaktivní izotopy cesia jsou  $^{134}\text{Cs}$  (poločas rozpadu 2,0664 roku),  $^{135}\text{Cs}$  (poločas rozpadu  $2,3 \times 10^6$  let),  $^{137}\text{Cs}$  (poločas rozpadu 30,08 roku).  $^{137}\text{Cs}$  se rozpadá na nestabilní  $^{137}\text{Ba}$  (poločas rozpadu 153 sekund). Naopak  $^{135}\text{Cs}$  má nízkou energii rozpadu, nedostatek gama záření a dlouhý poločas rozpadu, proto je tento izotop mnohem méně nebezpečný než  $^{134}\text{Cs}$  nebo  $^{137}\text{Cs}$  (Russell et al., 2015). Pro půdní kontaminaci v našem experimentu jsme použili  $^{134}\text{Cs}$ . Poločas rozpadu dostatečně přesahuje dobu potřebnou pro jeho akumulaci ve vyšetých rostlinách.

### 3.6. Draslík

Draslík jako chemický prvek má lesklou, stříbřitě bílou barvu. Jde o neušlechtilý kov zařazený mezi alkalické kovy I. skupiny. Draslík se v přírodě vyskytuje vázaný ve sloučeninách jako jednomocný kation  $K^+$ . Je součástí velkého množství fyziologických procesů, ve kterých zlepšuje kvalitu plodin a umožňuje rostlinám přežít za nepříznivých podmínek, například při nedostatku vody. Draselná hnojiva jsou mezi nejčastěji aplikovanými. Nedostatek tohoto prvku v půdě je celosvětovým problémem (Zhao et al., 2014).

Nedostatkem draslíku jsou nejvíce postiženy písčité půdy. Vysoce rozpustné ionty draslíku  $K^+$  jsou z půdy vyluhovány bez koloidů. U rašelinových půd, kde je nízký obsah jílu, se též projevuje nedostatek draslíku.  $K^+$  je nejvíce obsažený kationt v rostlinách, je důležitý pro růst buněk, metabolickou homeostázu, klíčení, osmoregulaci a pohyby listů (Kang et al., 2004).

### 3.7. Cesium v půdě

Biologická dostupnost radiocesia v půdě je dána půdními vlastnostmi (např. pH, chemie půdních roztoků, obsah jílu, obsah organických látek) (Pecharová, Kašparová, 2017) a biologickými procesy, závislými na genotypových rozdílech v získávání živin (Ciuffo et al., 2003).

Půda je složena z organických i anorganických látek s rozdílnou schopností vázat radiocesium. Roztřepené okrajové části slínových minerálů silně váží radiocesium. Na druhé straně k sorpci radiocesia nedochází jen na místech s roztřepenými okraji, ale i na zvětralých biotitech, kde probíhá rovnoměrně (Mukai et al., 2014).

Bylo prokázáno, že na některých místech ve Fukušimě, je radiocesium vázáno na půdní částice. Navzdory afinitě radiocesia dochází k jeho migraci hlouběji do půdního horizontu (Murota et al., 2016).

Kvantitativní porozumění přenosům radiocesia a radiostrocia má zásadní význam při hodnocení radiační expozice a dávek pro člověka v případě jaderné nehody. Proto jsou vytvářeny modely, které se liší svou složitostí či koncepčním popisem přenosu z půdy na rostlinu. Nejedná se jen o vlastnosti, události či procesy, ale i o matematickou parametrizaci uvažovaných biologických a fyzikálně chemických mechanismů (Almahayni et al., 2019). Příklady semimechanických přístupů jsou modely publikované (Absalomem et al., 2001), (Tarsitano et al., 2011) a (Uematsu et al., 2015). Tyto modelové příklady umožňují posoudit přenos cesia na základě některých vlastností půdy (např. obsahu jílu, obsahu organických látek a vyměnitelného draslíku) a času, který uplynul od počáteční kontaminace. Tyto

modely výslovně zohledňují jevy spojené se snížením biologické dostupnosti  $^{137}\text{Cs}$  v letech následujících po fázi depozice zavedením dynamického faktoru v závislosti na době, která uplynula od data depozice (Almahayni et al., 2019). Tyto modely dynamicky odhadují dostupnost radiocesia v půdě, ale přenos radiocesia z půdního roztoku do rostliny byl stanoven pouze empiricky (Brimo et al., 2021). Ta část radiocesia v půdě, která může migrovat póry v rozpuštěné formě, je definována jako mobilní podíl. Sorbované radiocesium je podíl, který je reverzibilně vázán na půdu. Fixované radiocesium je podíl nevratně připojen k půdě (Kurikami et al., 2017).

### 3.8. Konkurenční ionty

Jelikož kation draslíku ( $\text{K}^+$ ) a amonný kation ( $\text{NH}_4^+$ ) jsou významnými konkurenty pro adsorpci kationtu cesia ( $\text{Cs}^+$ ) v jílových minerálech, zvýšení  $\text{K}^+$  a  $\text{NH}_4^+$  v půdě vede ke zvýšení disociovaného radiocesia. Pokud je  $\text{Cs}^+$  přítomen v půdním roztoku, kořeny rostlin ho přijímají cestou absorpce  $\text{K}^+$  kvůli chemické podobnosti mezi těmito dvěma ionty. Pro transport  $\text{K}^+$  z půdy do kořene byl popsán systém s vysokou a nízkou afinitou. Vysokoafinitní systém pracující při nízké vnější koncentraci  $\text{K}^+$  (často nižší než 0,3 mM) dokáže efektivně transportovat  $\text{Cs}^+$ , zatímco  $\text{Cs}^+$  proniká v nízkoafinitním systému, pracujícím při vysoké vnější koncentraci  $\text{K}^+$  (nad 0,5–1 mM) pouze pomalu (Zhu, Smolders, 2000). To naznačovalo, že konkurenční účinek  $\text{K}^+$  na absorpci  $\text{Cs}^+$  byl důležitý při nízké vnější koncentraci  $\text{K}^+$  (Brimo et al., 2021).

Kořeny rostlin absorbují cesium méně účinněji než draslík, jeho výživnější analog. Vyšší koncentrace cesia v rostlinách se vyskytují při nižších koncentracích draslíku. Ačkoli radiocesium je v rostlinách převzato pravděpodobně totožnými transportními systémy jako draslík, poměr  $\text{Cs} : \text{K}$  není v jednotkách stejný u všech rostlin. Rozdíl ve vnitřní koncentraci absorbovaného cesia (vyjádřeno v sušině) se může lišit až dvacetinásobně mezi různými rostlinnými druhy pěstovanými za podobných podmínek (Zhu, Smolders, 2020).

Koncentrace iontu v roztoku ve většině půd je stanovena kationtově výměnnými reakcemi s půdní maticí, ale na koncentracích konkurenčních látek v roztoku závisí také jiné procesy, např. společné srážení (Ehlken, Kirchner, 2002). Sorpci radiostroncium ve většině půd dominuje reverzibilní výměna s hlavními kationty (hlavně  $\text{Ca}^{2+}$ ). Stroncium se v minerálech vyměňuje přednostně za vápník, ale v organických látkách se preference mění (Solecki, Michalik, 2006). Účinky kořenů a rhizosférových organismů v malém objemu půdy vytvářejí biologickou dostupnost, která se může zcela lišit od biologické dostupnosti půdy. Rozpuštěné látky jsou

transportovány do kořenů rostlin hromadným tokem a difúzí. K hromadnému toku dochází konvekčním tokem vody, který je vytvářen absorpcí kořenové vody v reakci na transpiraci. Pokud však míra absorpce kořenů rozpuštěné látky překročí rychlost průtoku hmoty, vyčerpání rozpuštěné látky na rozhraní mezi kořeny a půdou vytvoří koncentrační gradient, který iniciuje další difúzní transport rozpuštěné látky směrem ke kořenům. V důsledku toho se kolem absorpčního kořene vyvíjí zóna vyčerpání, která z dlouhodobého hlediska snižuje rychlost absorpce rozpuštěné látky (Ehlken, Kirchner, 2002). Vyčerpání živiny v rhizosféře může ovlivnit množství živin a stopových látek absorbovaných rostlinou. Tento účinek může mít zásadní význam v půdách s nízkým obsahem živin (Delvaux et al., 2000).

### **3.9. Zvýšení koncentrace Ca**

Zvyšování koncentrace  $\text{Ca}^{2+}$  v půdách, a tedy převaha  $\text{Ca}^{2+}$  na komplexu výměny kationtů také zvyšuje pH půdy. Ukázalo se, že pH půdy vyšší nebo rovno 7 je příznivé pro vytváření variabilních nábojů na jílovitých minerálech a organických látkách, čímž zvyšuje sorpci  $^{137}\text{Cs}$  (Monna et al., 2009). Sorpce cesia v půdách byla pozorována při půdním pH 8 (Giannakopoulou et al., 2007). Absorpce draslíku rostlinami bude klesat vápněním nebo jiným zvýšením pH mírně kyselých půd, kvůli iontové konkurenci s  $\text{Ca}^{2+}$  a zvýšení kationtové kapacity půdní matrice. To bylo také prokázáno pro cesium (Tyler, Olsson, 2001).

Kromě toho příjem  $^{134}\text{Cs}$  byl zřejmě ovlivněn konkurencí v metabolických procesech. Vápnění půdy zvýšilo produkci biomasy a tím i kořenovou aktivitu rostlin. Zvýšená aktivita kořenů pravděpodobně podpořila fixaci  $^{134}\text{Cs}$  v půdě a snížila dostupnost  $^{134}\text{Cs}$  pro příjem rostlinami. Mohlo také dojít k translokaci  $^{134}\text{Cs}$  v kořenech v důsledku kationtové výměny  $\text{Ca} - ^{134}\text{Cs}$  v rostlinách.

Výsledky této studie také naznačují, že vápnění kyselých půd, která je adekvátně zásobena vyměnitelným draslíkem, může zvýšit produktivitu rostlin i snížit koncentraci radiocesia v rostlinách. Proto může být vápnění těchto půd velmi účinným levným protipatřením, zejména za podmínek nízké kontaminace půdy radiocesiumem (Massas et al., 2010).

### **3.10. Přenosový transferový koeficient (TK)**

Přenosový transferový koeficient TK je měřítkem absorpce radionuklidů. Je definován jako poměr specifické aktivity radionuklidů v dotyčné rostlinné tkáni (jedná se o nadzemní část rostliny) a kořenové zóně půdy (Greger, 2004). Výpočet hodnot zahrnuje předpoklad, že aktivita koncentrace radionuklidů v rostlině a kořenové zóně půdy je lineární. Primární použití umožňuje predikci koncentrací radionuklidů v

zemědělských plodinách a následně možnost odhadu množství radionuklidů, které se dostanou do potravního řetězce.  $TK = A \text{ rostliny} - \text{suché hmotnosti (Bq.kg}^{-1}) / A \text{ půdy} - \text{suché hmotnosti (Bq.kg}^{-1})$  (Thien et al., 2020), (Ježková, Rulík, 2015). (Brimo et al., 2021) uvádí, že nejjednodušší přístup ke kvantifikaci přenosu radiocesia z půdy na vegetaci (tráva na francouzských pastvinách) se opírá o použití souhrnného koeficientu přenosu  $T_{ag}$  ( $\text{v m}^2.\text{kg}^{-1}$ ), který kvantifikuje koncentraci aktivity v travní vegetaci  $\text{v Bq.kg}^{-1}$  (IAEA-TECDOC-472, 2010). Jednou z hlavních nevýhod tohoto přístupu je velká prostorová variabilita hodnot  $T_{ag}$  v důsledku zcela nehomogenních údajů depozice  $^{137}\text{Cs}$  i na malé ploše. Kromě prostorové variability byl často pozorován pokles hodnot  $T_{ag}$  v čase v důsledku snížení dostupnosti cesia v kořenové půdě v důsledku jeho nevratné fixace na půdní částice a jeho migrace do nižších vrstev půdního profilu (Albers et al., 2000; IAEA-TECDOC-472, 2010). Tento přístup je cenný pouze tehdy, když se podíl nadzemních částí vegetace stane zanedbatelným a absorpce kořeny je hlavním procesem ovlivňujícím koncentraci aktivity radionuklidů ve vegetaci. Obvykle se předpokládá, že TF je konstantní v čase (Brimo et al., 2021).

### 3.11. Výzkum půdy Fukušima Daiči

Jeden rok po depozici radionuklidů z jaderné elektrárny Fukušima v březnu 2011 byly v planě rostoucích rostlinách komplexně zkoumány koncentrace radiocesia  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ . Zkoumání bylo podrobena 99 druhů, z nichž většinu tvořily jednoleté nebo zelené vytrvalé byliny se začátkem růstu od dubna 2012, vyskytující se na silně kontaminovaných neobdělávaných polích a v horské oblasti v prefektuře Fukušima. Průzkum byl prováděn v dubnu, červenci a říjnu 2014. Na všech místech odběru materiálu byly shromážděny půdy (půdní jádra o hloubce 5 cm) a rostliny (vzdušné výhonky) pro stanovení radiocesia v sušině a výpočet přenosového transferového koeficientu (TK) radiocesia z půdy do rostliny ( $[\text{Cs}] \text{ rostliny} / [\text{Cs}] \text{ půdy}$ ). Tento výzkum byl proveden u každého druhu zvlášť. Hodnoty obsahu radiocesia v půdě i v rostlinách se značně lišily. Bylo prokázáno, že rostlinné druhy vykazující vyšší hodnoty radiocesia také vykazovaly vyšší hodnoty TK jak na neobdělávaných rýžových polích, tak v horských polích. V neobdělávaných polích byla nejvyšší hodnota TK (0,703) opakovaně pozorována u kapradiny rodu Papratka (*Athyrium yokoscense*), zatímco nejnižší hodnota TK (0,006) byla pozorována u rychle rostoucí Vrby Miyabeovy (*Salix miyabeana*). Rozdíl mezi nimi byl přibližně 120násobný. Rostliny na hornatých polích vykazovaly relativně nižší hodnoty TK 0,060 nebo méně, pouze trvalka Touleň srdčitá (*Houttuynia cordata*), vykazovala vyšší hodnotu TK (0,329). U všech druhů kromě druhu Rdesna

(*Persicaria longisetata*) byly hodnoty TK na rýžových polích vyšší než v horských oblastech, což naznačuje, že rozdíly v hodnotách TK mezi neobdělávanými rýžovými poli a horskými poli mohou být způsobeny některými fyzikálně chemickými rozdíly charakteristik půdy v těchto polích (např. pH, vyměnitelný  $K^+$ , organické látky, kationtová výměnná kapacita, podíl jílu, bahna, písku, pórovitost). Interionické účinky na absorpci cesia kořeny rostlin byly dobře studovány a předpokládá se, že  $K^+$  nejvíce konkuruje absorpci  $Cs^+$  (Zhu a Smolders 2000). Na neobdělávaných rýžových polích i polích v horských oblastech byly vzorky zjištěny na půdním druhu andosol. Tento druh půdy vzniká zvětráváním kyselých vulkanických pyroklastik, projevujících se uvolňováním velkého množství volného hliníku (kyselé zvětrávání) či tvorbou amorfních jílových minerálů alofanu a imogolitu (slabě kyselá reakce). Výsledkem je tvorba kyprého, často hlubokého, silně humózního andického humusového horizontu (stabilizace humusu hliníkem či amorfními jílovými minerály) a kyprého kambického andického horizontu. V ČR se tyto půdy nevyskytují (Němeček et al., 2011).

## 4. Metodika

### 4.1. Cíle poloprovozního experimentu

Můj experiment zahrnoval několik úkolů. Prvotním úkolem bylo odebrat vzorky různých druhů půdy a zjistit vstupní kontaminaci radionuklidy. Poté byly tyto vzorky zeminy kontaminovány radionuklidy  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$ . U vyšetých odlišných druhů rostlin byl zkoumán přenos radionuklidů z půdy do jednotlivých rostlin v závislosti na druhu půdy, obsahu draslíku, obsahu fosforu, obsahu humusu, ale i pH půdy. Důvodem výzkumu je vývoj softwaru pro předpověď obsahu radionuklidů v odlišných druzích rostlin nejen s ohledem na klimatické podmínky, ve kterých rostliny rostou a prospívají, ale i s ohledem na chemickou formu radionuklidů. V průběhu experimentu byly otestovány různé druhy plodin, tak aby bylo možno odlišit rostliny s nízkým přestupovým koeficientem od rostlin s vyššími přestupovými koeficienty. Rostliny s nízkým přestupovým koeficientem je možné na kontaminované půdě pěstovat s minimálním rizikem kontaminace potravního řetězce, zatímco u rostlin s vyššími přestupovými koeficienty hrozí možnost kontaminace potravního řetězce při jejich konzumaci. Těchto rostlin by mohlo být naopak s úspěchem využito k fytoremediaci kontaminované půdy s následnou likvidací kontaminované biomasy např. v bioplynové stanici.

### 4.2. Lokality

V lokalitě k.ú. Stožice byla odebrána fluvizem glejová, glej modální a kambizem. Z každé lokality a jednotlivého druhu půdy bylo odebráno 25 vzorkovnic o objemu 25 litrů.

Odběry jsem prováděla s mými kolegy Bc. Věrou Doskočilovou, Bc. Ditou Stádníkovou, Bc. Klárou Šestákovou, Bc. Petrem Finkousem a Bc. Miroslavem Finkousem. Jednotlivé druhy zeminy máme v rámci tohoto projektu rozděleny k jejich zpracování a rozboru. Přestože jsem některé činnosti vykonávala spolu s kolegy, následně v metodice popisuji pouze konání spojené s experimentem, který se týká pouze druhu zeminy glej modální. Postup prací byl volen tak, že bylo manipulováno nejdříve se vzorkovnicemi všech druhů půdy s označením NC (negative control), poté PC (positive control), následně K+Cs a nakonec Cs. Tato opatření byla zvolena tak, aby nedošlo k případné kontaminaci vzorkovnic, které nebyly pro kontaminaci určeny, čímž by byly zkresleny výsledky celého experimentu.



### 4.3. Odběr vzorku

Odběr vzorku probíhal v lokalitě Stožice (obrázek č. 2), v místní části zvané Na Cihelně, dne 19.11.2019. Na pozemku p.č. 1069 v k.ú. Stožice, o výměře 18741 m<sup>2</sup>,



Obr. č. 2: Schéma půdního odběru – lokalita Stožice

Zdroj: (Společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

se nalzá orná půda. S majitelem pozemku byl odběr potřebného množství půdy předem projednán. Po příchodu na místo jsem provedla terénní pochůzku po zvoleném poli, pořídila fotodokumentaci před odběrem a vytyčila konkrétní místa odběru vzorku v souladu s předem vyhotoveným plánem vzorkování. Ve stanoveném místě odběru byly zjištěny souřadnice 49,13302 N, 14,14445 E. Na polním stanovišti byli přítomni též moji kolegové z projektového týmu, kteří mi vzhledem k potřebnému množství zeminy byli nápomocni. Odběr

proběhl v době od 8:00 do 9:30 hodin, počasí bylo deštivé (obrázek č. 3), teplota vzduchu dosáhla 8 °C. Strategie vzorkování v rámci výše uvedeného pozemku byla zvolena náhodná a nerovnoměrná.



Obr. č. 3: Odběr půdy glej modální – Stožice

Zdroj: (Společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

proběhl v době od 8:00 do 9:30 hodin, počasí bylo deštivé (obrázek č. 3), teplota vzduchu dosáhla 8 °C. Strategie vzorkování v rámci výše uvedeného pozemku byla zvolena náhodná a nerovnoměrná. Odběr vzorků byl proveden manuální technikou za pomoci rýče, motyky a vzorkovací lopatky. Pro potřeby našeho projektu postačovalo odebrat směsný vzorek zemin. Odebraný vzorek byl uložen do připravených čistých plastových nádob o objemu 25 litrů. Nádoby jsou certifikované pro použití v potravinářství z důvodů zamezení případného uvolňování nežádoucích látek do zeminy a možnému narušení výsledků experimentu. Nádoby sloužící jako vzorkovnice byly označeny

lihovým fixem názvem místa Temelín (TE) a druhem půdy, tj. glej modální. Víko bylo

označeno shodně se vzorkovnicí, s uvedením souřadnic odběru. Poté byly vzorkovnice víkem uzavřeny a připraveny k transportu.

#### **4.4. Doprava vzorků**

Uzavřené vzorky byly téhož dne 9.11.2019 ve třech osobních automobilech převezeny do 246 km vzdáleného pracoviště Státního ústavu radiační ochrany v Hradci Králové. Kontrolní směsný vzorek byl dopraven na FŽP do Prahy Suchdola, kde byl proveden základní pedologický rozbor půdy.

#### **4.5. Umístění vzorků v SÚRO**

V areálu SÚRO Hradec Králové byla vymezena část venkovního oploceného pozemku pro náš projekt. Bylo připraveno paletové stání soustředěné po dvojici řad do šesti segmentů, podle druhu a místa odebrané zeminy. Nad vzorkovnicemi bylo postaveno stanové krytí, které shora chránilo vzorky před nepříznivými povětrnostními podmínkami, zejména zálivkou v nepotřebném množství. V jednotlivých segmentech byly uloženy vzorkovnice cca 20 cm od sebe, ve dvou řadách po 12 vzorkovnicích v řadě. Takto umístěné vzorkovnice pod stany byly ponechány ke slehnutí zeminy od 9.11.2019 do 28.4.2020, kdy bylo v experimentu v SÚRO pokračováno.

#### **4.6. Příprava vzorků dne 28.4.2020**

Při příjezdu do areálu SÚRO jsme byli poučeni o bezpečnosti práce, použití ochranných pomůcek a postupu při jakékoliv možné nehodě.

Zemina ve vzorkovnicích byla po zimě sesednutá, na povrchu vyschlá a některé vzorkovnice byly zarostlé rostlinami ze semen a oddenků z pole, zejména obilím a trávou. Vzorkovnice byly jednotlivě vyneseny ze stanového místa, zemina byla přemístěna do náhradní (pomocné) vzorkovnice. V původní vzorkovnici byly provrtány tři drenážní otvory pro odtok vody v případě bohatší zálivky. Následně byla zemina nakypřena a odplevelena, aby byly připraveny vhodné podmínky pro kontaminaci a následné setí či sázení. Vzorkovnice o velikosti 25 litrů byly naplněny 8 cm pod jejich okraj. Průměr mírně kónické vzorkovnice v této výšce byl změřen 26 cm a její spočtená plocha je 351 cm<sup>2</sup>. Po vizuálních kontrolách byly vzorkovnice navráceny na svá stanoviště a pro zabránění možného úniku kontaminované vody do zeminy pod nimi byla umístěna původní víka.

#### 4.7. Kontaminace dne 5.5.2020

Projekt se zabývá přenosem kontaminace v různých druzích půdy, proto dne 5.5.2020 probíhalo cílené kontaminování 150 vzorků půdy. Pracovníci SÚRO připravili 21 litrů vodného roztoku s radionuklidy ke kontaminaci vzorků půd. Celková aktivita roztoku ke dni 5.5.2020, kdy byla kontaminace provedena, činila u  $^{85}\text{Sr}$  616,3 kBq a u  $^{134}\text{Cs}$  847,2 kBq. U všech šesti druhů půd bylo postupováno stejně. Osm vzorků bylo zaléváno pouze vodou, osm vzorků kontaminováno  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$ , dalších osm vzorků kontaminováno  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  a K.

Před zahájením prací jsme já i moji kolegové byli opět poučeni o bezpečnosti práce. První prostor byl označen jako nekontaminační. Tato část pracovního místa byla vybavena stoly, váhou, barelem s obsahem 25 l naplněným čistou vodou, barelem s obsahem 15 l naplněným draselnou solí, konvičkou, kádinkou pro použití na čistou vodu, kádinkou pro vodu s draselnou solí, plastovým pytlek na nekontaminovaný odpad, gumovými rukavicemi a papírovými kapesníky.

Nejprve byly rozestaveny stoly a obaleny PE fólií. Jeden stůl byl vyhrazen pouze pro zápis potřebných údajů, další stoly již sloužily pro jednotlivé úkoly v experimentu. Jednotlivé vzorkovnice byly přineseny ke stolu, lihovým fixem popsány čísla 1 až 24. Následně byly vyplety rostlinné zbytky, které ještě od posledního pleť ve vzorkovnicích narostly. Vzorkovnice byly zváženy a údaje byly zapsány do protokolu pro zápis hmotnosti (tabulka č. 1). Vzorkovnice č. 1 až 4 byly postupně zalaty čistou vodou, která pocházela z 25 l barelu. V kádince bylo odměřeno 300 ml vody, která byla přelita do konvičky, a z té byla provedena zálivka jednotlivých kbelíků. Vzorkovnice č. 5 až 8 byly zalaty množstvím 200 ml čisté vody odměřeným v kádince, voda přelita do plastové konvičky a provedena zálivka. Dále bylo použito 100 ml roztoku draselné soli pocházející z barelu o obsahu 15 l, roztok byl odměřen kádinkou a přelit do označené plastové konvičky, s níž byla provedena zálivka. Tento postup byl zvolen zejména kvůli stejným podmínkám rozlivu do vzorkovnic. Před umístěním vzorkovnice do stanového stání byl povrch půdy ve vzorkovnicích překryt geotextilií o průměru vzorkovnice, tj. 26 cm. K připevnění geotextilie byly použity vruty s kovovými podložkami.

Se vzorkovnicemi č. 9 až 16 bylo v nekontaminovaném prostoru postupováno stejně. Byly vyplety, popsány, zváženy a jejich váha zapsána do protokolu o hmotnosti (tabulka č. 1). Posléze byly předány do kontaminovaného prostoru, který byl vybaven stoly pokrytými PE fólií, papírovými kartony umístěnými pod stoly, barelem o objemu 25 litrů s vypouštěcím kohoutkem, v němž bylo připraveno množství 21 litrů roztoku s radionuklidy (pod tímto byla umístěna úkapová miska), váhami na přesné vážení přidaného roztoku s radionuklidy, kartónovými krabicemi

pro případnou ochranu vah před větrem, litrovou kádinkou, dvěma konvičkami, nádobou pro odložení kontaminovaných pomůcek, protokoly na zápis hmotnosti vody s přidanou aktivitou a objem čisté vody, dvěma podtácky pro záchyt radionuklidového roztoku z konviček, plastovým pytlím na radioaktivní odpad a plastovým pytlím na komunální odpad.

Kontaminace vzorkovnic probíhala v tomto prostoru a byla vykonávána odbornými pracovníky SÚRO.

Vzorkovnice č. 9 až 16 byly převzaty z odkládací plochy a přemístěny ke kontaminaci. Byly použity dvě konvičky označené čísly. Z 25 l barelu s 21 litry radioaktivního roztoku byla odebrána kádinka o obsahu 1 litr tohoto roztoku. Konvička byla zvážena před naplněním (její hmotnost od 75 do 83 g). Konvička byla postavena na váhu a plněna roztokem do váhy 280 gramů, při této činnosti byly pod nádobami přidržovány úkapové misky. Následně byla zalita zemina ve vzorkovnici a konvička znovu zvážena. Hmotnosti konvičky před jejím naplněním a po naplnění byly zaznamenány do protokolu. Do druhé konvičky bylo odměřeno 100 ml roztoku draselné soli a byla provedena zálivka těchto vzorkovnic. Opět byla na povrch zeminy připevněna geotextilie a vzorkovnice vráceny zpět do stání.

Se vzorkovnicemi č. 17 až 24 bylo v nekontaminované zóně postupováno stejně. V době, kdy se začala provádět kontaminace půdy vzorkovnice č. 17, musel být experiment z důvodu nepřízně počasí na jednu hodinu přerušeno. Přestože byly použity kartónové krabice jako větrné clony, docházelo při vážení kontaminačního roztoku k znatelným odchýlkám a hrozilo i jeho rozšíření do okolí. Po návratu k práci byla ve vzorkovnicích č. 17 až 24 půda kontaminována radioaktivním roztokem ve stejném množství a stejným postupem jako v předchozím případě, tj. 200 ml roztoku za použití konvičky pro zálivku. V tomto případě bylo pro zálivku použito 100 ml čisté vody (tabulka č. 1). Vzorkovnice byly přikryty geotextilií a navráceny na palety pod stany.

Následně byla provedena kontrola původních vík pod vzorkovnicemi a pod všechny vzorkovnice byly navíc umístěny skleněné misky tak, aby bylo zabráněno možnému úniku kontaminace do zemin pod paletami.

Tabulka č. 1: Přehled údajů – glej modální

Zdroj: (SÚRO, 2020)

Vzorkovnice	Treatment – úprava vzorku	Váha (kg)	Objem vody (ml)	Objem K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (ml)
Te - Glej č.1	NC (negative control)	14,54	300	0
Te - Glej č.2	NC (negative control)	14,82	300	0
Te - Glej č.3	NC (negative control)	15,13	300	0
Te - Glej č.4	NC (negative control)	14,52	300	0
Te - Glej č.5	PC (positive control)	14,86	200	0
Te - Glej č.6	PC (positive control)	15,03	200	100
Te - Glej č.7	PC (positive control)	15,10	200	100
Te - Glej č.8	PC (positive control)	14,12	200	100
Te - Glej č.9	<sup>40</sup> K + <sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	15,15	0	100
Te - Glej č.10	<sup>40</sup> K + <sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	14,52	0	100
Te - Glej č.11	<sup>40</sup> K + <sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	15,05	0	100
Te - Glej č.12	<sup>40</sup> K + <sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	15,42	0	100
Te - Glej č.13	<sup>40</sup> K + <sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	14,79	0	100
Te - Glej č.14	<sup>40</sup> K + <sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	14,99	0	100
Te - Glej č.15	<sup>40</sup> K + <sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	14,95	0	100
Te - Glej č.16	<sup>40</sup> K + <sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	14,85	0	100
Te - Glej č.17	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	15,08	100	100
Te - Glej č.18	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	14,16	100	0
Te - Glej č.19	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	14,45	100	0
Te - Glej č.20	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	14,15	100	0
Te - Glej č.21	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	14,52	100	0
Te - Glej č.22	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	14,12	100	0
Te - Glej č.23	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	14,44	100	0
Te - Glej č.24	<sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr	15,06	100	0

**Vysvětlivky:**

TE glej	glej modální z havarijní zóny ETE
Přidaná aktivita	přidanou aktivitou se rozumí přidání/nepřidání kontaminantů do jednotlivých nádob
Vzorek	rozumí se pořadí nádob v experimentu
Treatment	oddíl vzorků se společným ošetřením
NC	negativní kontrola
PC	pozitivní kontrola
Cs	přidáno <sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr
K+Cs	přidáno <sup>40</sup> K + <sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr

**4.8. Výsev salátů**

Před samotnou výsadbou byly vzorkovnice dne 7.5.2020 a 11.5.2020 zality 100 ml vody. Na povrchu zeminy umístěná geotextilie musela být nadzvednuta a voda nalita pod tuto textili z důvodů její nepropustnosti. Datum 12.5.2020 bylo vybráno pro provedení setby do vzorkovnic s kontaminovanou zeminou. Pro naše účely byly vybrány dva druhy rostlin, cibule kuchyňská (*Allium cepa*) a locika salátová / salát (*Lactuca sativa*). Do geotextilii bylo vystříháno malými kulatými nůžkami sedm otvorů o průměru 2 až 3 cm. Tři otvory se nalézaly v jedné polovině vzorkovnice, tři v druhé polovině a jeden byl prostřížen uprostřed. V jednotlivých otvorech byla vyhloubena jamka cca 1 cm. Ve třech místech každé vzorkovnice byla zasetá tři semena salátu, v dalších čtyřech místech byla zasetá čtyři semena cibule. Následně byla semena zakryta půdou. Místa se zasetými semeny byla zalita vodou v množství 100 ml na každou vzorkovnici.

Původní záměr ochrany zasetých semen prostřednictvím geotextilie se neosvědčil. Sice bylo vytvořeno lepší mikroklima pro klíčení semen a růst rostlin, ale vzhledem k nepropustnosti geotextilie nebylo možno provádět závlivku. Proto byla po 14 dnech geotextilie z povrchu půdy ve vzorkovnicích odstraněna.

### Zálivka

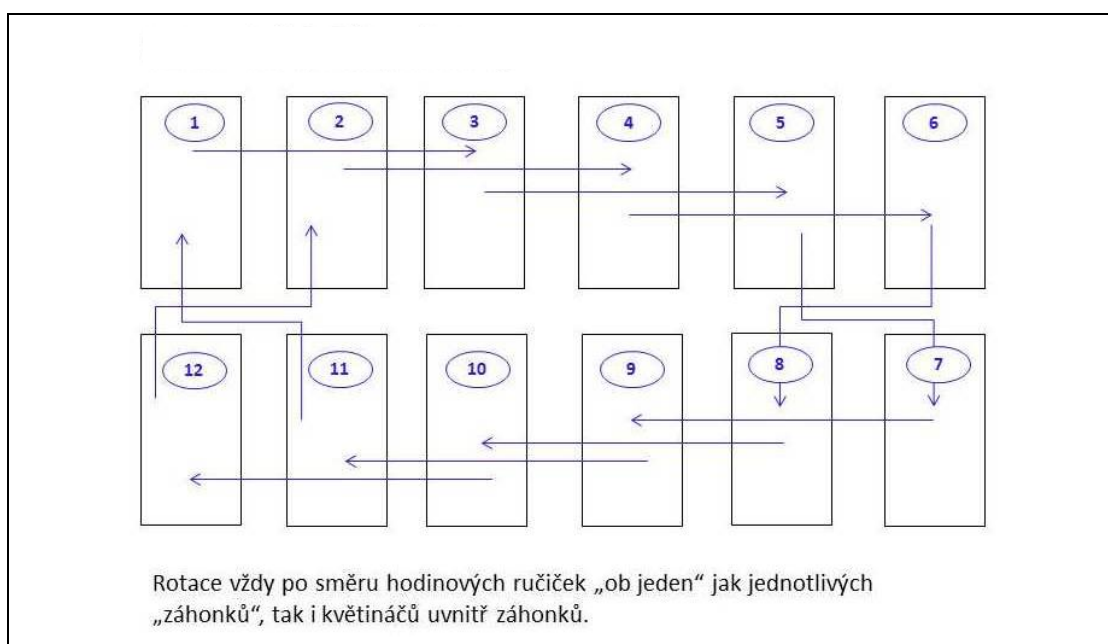
Každá vzorkovnice byla za období od 7.5.2020 do 17.7.2020 dotována závlivkovou vodou v celkovém množství 4740 ml. Experimentální vzorkovnice byly zalévány pracovníky SÚRO (tabulka č. 2).

Tabulka č. 2: Zálivka salátu Zdroj: (SÚRO, 2020)

Glej modální	
Datum závlivky	Množství závlivky
7.5., 11.5., 12.5., 13.5., 18.5., 2.6., 3.6., 4.6., 29.6.2020	100 ml
28.5., 17.6., 1.7.2020	120 ml
19.5., 1.6.2020	150 ml
21.5., 22.5., 5.6., 8.6., 19.6., 22.6.2020	200 ml
26.6., 3.7., 7.7., 10.7., 14.7., 17.7.2020	280 ml
11.6.2020	300 ml

### Rotace

Z důvodu zajištění stejných podmínek pro růst rostlin byly prováděny definované rotace vzorkovnic. Přemísťování dle schématu probíhalo jednou týdně (obrázek č. 4).



Obr. č. 4: Schéma přemísťování vzorkovnic Zdroj: (SÚRO, 2020)

## Sklizeň salátů

Sklizeň probíhala dne 21.7.2020. Po příjezdu na místo byla provedena vizuální předsklizňová prohlídka. Saláty byly ve většině kbelíků vzrostlé, cibule v salátech byla zjištěna v minimálním množství (obrázek č. 5).



Obr. č. 5: Saláty – glej modální

Zdroj: (Společná databáze řešitelů proj. VI20192022153)

Po zjištění stavu rostlin bylo připraveno zázemí pro sklizeň salátů. Byly rozmístěny stoly a opatřeny fólií pro zabránění jejich případné kontaminace. Vzorkovnice byly srovnány podle jejich očíslování od nejmenšího čísla po největší (z důvodů lepší kontroly při experimentu). Sklizeň probíhala po jednotlivě označených vzorkovnicích. Nejdříve byly sklizeny saláty z nekontaminovaných vzorkovnic označených č. 1 až 8. Pro sklizeň nekontaminovaných salátů byly použity nůžky zelené barvy. Bylo postupováno následovně. Saláty ze vzorkovnice č. 1 byly nůžkami odstříženy až u zeminy (kořenový systém rostlin byl ponechán v půdě), byl z nich odstraněn plevel, saláty byly uloženy do transportní misky, ta byla odnesena k dalšímu stanovišti. Zde byly oplachem tekoucí vodou ze salátů odstraněny zbytky zeminy do kbelíku. Dále vzorek pokračoval ke stolu, kde byl dostatečně osušen filtračním papírem, vizuálně zkontrolováno odstranění všech nečistot. Následovalo zvážení a zápis váhy do protokolu, subjektivní vizuální zhodnocení zdravotního stavu salátu a jeho posouzení dle stupnice 1 až 10 (1 – nejhorší, 10 – nejlepší) a zápis hodnocení. Dále byl salát rozdělen na jednotlivé listy, popřípadě rozstříhán na menší kousky a uložen do papírového sáčku s označením druhu zeminy, odběrového místa a váhy vzorku nacházejícího se uvnitř. Takto zpracovaný vzorek byl uložen do umělohmotné přepravky a předán do laboratoře SÚRO k sušení vzorků v sušárně při 60 °C a jeho dalšímu zpracování v laboratoři.

Obdobně bylo postupováno u vzorků č. 9 až 16, tedy salátů z osmi vzorkovnic kontaminovaných  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$ . V tomto případě byly vzorky odebírány v gumových rukavicích za zvýšené opatrnosti vzhledem k manipulaci s kontaminovaným materiálem. Stříhání vzorků salátů bylo z důvodu kontaminace prováděno červenými nůžkami.

Stejně bylo postupováno i u vzorkovnic č.17 až 24, které byly kontaminovány  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ , K. Vzorky salátů byly taktéž odstříhány červenými nůžkami.

#### 4.9. Výsev cibule

Po ukončení odběru vzorků salátů byla ve vzorkovnicích nakypřena půda malou motyčkou (postupem od č. 1 po č. 24), tak aby mohlo dojít k nasetí cibule kuchyňské (*Allium cepa*). Ta po prvním setí téměř vůbec nevzrostla. Proto byla cibule dne 21.7.2020 nasetá znovu. Semena cibule byla seta do šesti vyhloubených jamek v původních pozicích setí, tedy tam, kde byla původně vyseta společně se saláty.

#### Zálivka

Každá vzorkovnice byla za období od 21.7.2020 do 29.9.2020 dotována zálivkou v celkovém množství 7110 ml vody. Experimentální vzorkovnice byly zalévány pracovníky SÚRO (tabulka č. 3).

Tabulka č. 3: Zálivka cibule      Zdroj: (SÚRO, 2020)

Glej modální	
Datum zálivky	Množství zálivky
22.7., 28.8.2020	100 ml
24.8., 9.9., 11.9., 15.9., 23.9., 25.9.2020	200 ml
5.8., 7.8., 11.8., 18.7., 21.8., 27.8., 1.9.2020	280 ml
6.9.2020	300 ml
27.7.2020	450 ml
21.7., 24.7., 29.7., 31.7., 14.8., 3.9.2020	500 ml

#### Rotace

Posun vzorkovnic probíhal ve stejném časovém intervalu jako v předchozím období, tedy cca jednou týdně (obrázek č. 4).

#### Skližeň cibule

Skližeň cibule byla zahájena dne 29.9.2020 v 9:00 hodin ráno za deštivého počasí a teplotě dosahující 12° C. V areálu SÚRO byl postaven krytý přístřešek pro automobilové stání. Vzhledem k počasí a intenzivnímu dešti byl využit jako základna pro potřebné zázemí experimentu. Pod krytým stáním byly rozestavěny stoly, které byly obaleny fólií zabraňující jejich případné kontaminaci. V prostoru těchto stolů byly umístěny pytle na kontaminovaný a nekontaminovaný odpad, gumové rukavice a zápis odebraných vzorků pro kontrolu. Při sklizni cibule byl odebrán směsný vzorek ze vzorkovnic č. 1 až 8, určených pro pěstování rostlin bez kontaminace. Z těchto osmi vzorkovnic byla za pomoci motyček postupně s opatrností vytahána



cibule i s její nadzemní částí, uložena do transportní misky a odnesena na další stanoviště, kde bylo provedeno omytí zbytků zeminy tekoucí vodou do kbelíku a odstranění nepotřebných příměsí, například jiných druhů rostlin.

Dále byla cibule osušena pomocí filtračních papírů, subjektivně vizuálně



Obr. č. 6: Cibule sklizeň – glej modální

Zdroj: (Společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

zhodnocena podle stupnice 1 až 10 (1 – nejhorší, 10 – nejlepší). Číslo bylo zapsáno do protokolu. Vzorek byl uložen do papírového sáčku a označen TE Glej NC č. 1 až 8. Stejně bylo postupováno i se vzorky cibule ze vzorkovnic č. 9

až 16, které byly následně označeny TE Glej K+Cs, a se vzorky ze vzorkovnic č. 17 až 24 s označením TE Glej Cs. Takto zpracované vzorky byly předány k dalšímu zpracování odborným pracovníkům laboratoře SÚRO.

#### 4.10. Výsev ředkviček

Dne 7.10.2020 byla půda nakypřena a proběhl výsev ředkviček pomocí výsevních pásů. Na jednu vzorkovnici byly použity čtyři výsevní pásy, které byly ve vzorkovnici



Obr. č. 7: Výsevní pásy ředkvičky – glej modální

Zdroj: (Společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

rovnoměrně umístěné. Byla použita ředkvička ředkev setá / ředkvička (*Raphanus sativus*). Protože výsev probíhal v době již chladného počasí, přes vzorkovnice byla natažena folie, aby byly semenům zajištěny lepší mikroklimatické podmínky pro vyklíčení i jejich následný růst.

### **Zálivka ředkviček**

Při výsevu ředkviček nebyla provedena zálivka, ale vzhledem k použití plastové fólie a srážení vody při teplotních výkyvech měla semena vhodné podmínky pro růst. Ani později zálivka nebyla prováděna.

### **Rotace ředkviček**

Rotace v období od 29.9.2020 do 25.11.2020 nebyla prováděna. Některé rostliny mohly být poněkud znevýhodněny nedostatkem slunečního svitu.

### **Sklizeň ředkviček**

Dne 25.11.2020 byla započata v 9:30 sklizeň ředkviček v oblačném, chladném počasí při teplotě 3 °C. Podmínky pro práci ve venkovních prostorech nebyly příznivé, proto zpracování vzorků probíhalo v laboratoři. V případě sklizně ředkviček bylo rozhodnuto, že nebude odebrán směsný vzorek, proto sklizeň probíhala po jednotlivých vzorkovnicích. U paletového stání vzorkovnic byl připraven plastový pytel pro případný kontaminovaný odpad. Nejprve byla ze vzorkovnic odstraněna krycí fólie a provedena vizuální kontrola rostlin v jednotlivých vzorkovnicích a subjektivně ohodnocena podle stupnice 1 až 10 (1 – nejhorší, 10 – nejlepší), tyto údaje byly zaznamenány do protokolu o sklizni, který byl pro další zápis přesunut do vnitřních prostor laboratoře.



*Obr. č. 8: Sklizeň ředkviček – glej modální  
Zdroj: (Společná databáze řešitelů projektu  
VI20192022153)*

Poté byly připraveny transportní misky a označeny názvem zeminy, tedy TE glej s číslem vzorkovnice, aby byla eliminována možná záměna vzorků. Ředkvičky ze vzorkovnice č. 1 byly po jedné rostlině vytahovány a umístěny do transportní misky, přeneseny do laboratoře. Nejprve byly v kbelíku s vodou odstraněny nežádoucí zbytky zeminy, poté byl vzorek osušen filtračním

papírem. Byl uložen do papírového sáčku s označením druhu zeminy a čísla vzorkovnice. Poté byl zvážen a jeho váha zaznamenána do protokolu o sklizni. Stejným způsobem bylo postupováno u sklizně ze všech vzorkovnic, která probíhala od nekontaminované vzorkovnice č. 1 do č. 8 a dále již kontaminované vzorky

rostlin ředkviček ze vzorkovnic č. 9 až č. 24. Takto ošetřené vzorky ředkviček byly předány k dalšímu zpracování pracovníkům laboratoře SÚRO.

#### 4.11. Zpracování vzorků v laboratoři SÚRO

Pracovníci SÚRO v Hradci Králové prováděli měření aktivity vzorků salátů, cibule a ředkviček z půdního typu glej modální. Než byly vzorky sušeny, opětovně proběhlo



Obr. č. 9: Vzorek umístěný v masťovce  
Zdroj: (Záhorová, 2021)

jejich vážení. Váha jednotlivých vzorků byla velmi nízká, v některých případech byl naměřen pouze zlomek gramu. Dосуšení vzorků probíhalo v masťovkách (obrázek č. 9), protože usušená biomasa vstřebávala vzdušnou vlhkost. Následně proběhlo zavíčkování a zvažení.

Pro měření byly použity polovodičové detektory (obrázek č. 10) záření gama vyrobené z vysoce čistého germania (HPGe detektory, High Purity Germanium detector) o relativních účinnostech až 150 % v geometrii to-end (v poloze nad detektorem).

Protože aktivita měřených vzorků (především  $^{34}\text{Cs}$ ) byla nízká, probíhalo měření

řádově ve dnech, maximálně týden. Výsledky byly korigovány na rozdílnost hustoty a rozměru měřených vzorků a kalibračních etalonů. Pro  $^{134}\text{Cs}$  byla vzhledem k jeho vícefotonovému přeměnovému schématu provedena korekce na pravé koincidence. Všechny korekce byly získány pomocí programu Efftran. Výsledná nejistota byla získána metodou šíření chyb. V laboratořích SÚRO je polovodičová spektrometrie gamazáření akreditována.



Obr. č. 10: HPGe detektory ve stínění z olova  
Zdroj: (Záhorová, 2021)

Tabulka č. 4: Vyhodnocení použití energie RN Zdroj: (Záhorová, 2021)

	Poločas	Energie (keV)	Zastoupení (%)
<sup>134</sup> Cs	2,0644 r	604,7	97,63
		795,86	85,47
<sup>85</sup> Sr	64.850 d	514.005	98,5

## 5. Výsledky

### 5.1. Výsledky analýzy půdy glej modální

Výsledky základního pedologického rozboru půdy modální gleje. Jedná se o vzorek vzorkovnice č. 25, který byl po oběru dopraven na Fakultu životního prostředí k pedologickému průzkumu. Pro tento typ půdy bylo zjištěno pH 6,54, Cox 1,67%, Ca-Meh3 3158 mg.kg<sup>-1</sup> sušiny, K-Meh3 332 mg.kg<sup>-1</sup> sušiny, Mg-Meh3 294 mg.kg<sup>-1</sup> sušiny, P-Meh3 98 mg.kg<sup>-1</sup>, humus 2,88 %.

Tabulka č. 5: Výsledky pedologického průzkumu – glej modální Zdroj: (SÚRO, 2021)

Vzorek	pH KCl	Cox [%]	Ca-Meh3 [mg/kg suš.]	K-Meh3 [mg/kg suš.]	Mg-Meh3 [mg/kg suš.]	P-Meh3 [mg/kg suš.]	Zrn <0,001 mm [%]	Zrn < 0,01 mm [%]	Zrn < 0,05 mm [%]	Zrn 0,01-0,05 [%]	Zrn 0,05-0,25 [%]	Zrn 0,25-2,0 [%]	humus [%]
TE glej	6,54	1,67	3158	332	294	98	22,2	45,2	75,1	29,8	9,6	15,3	2,88

#### Vysvětlivky:

P-Meh3	Stanovení přijatelných živin fosforu metodou Mehlich III technikou plamenové AAS
Mg-Meh3	Stanovení přijatelných živin hořčíku metodou Mehlich III technikou plamenové AAS
K-Meh3	Stanovení přijatelných živin draslíku metodou Mehlich III technikou plamenové AAS
Ca-Meh3	Stanovení přijatelných živin vápníku metodou Mehlich III technikou plamenové AAS
pH	pH půdy v %
Cox	Půdní oxidovatelný uhlík
Humus	soubor organických látek v půdě

### 5.2. Výsledky SÚRO

Na základě provedených analýz byly ze SÚRO poskytnuty výsledky typu půdy glej modální pro salát, cibuli a ředkvičky. Nejvyšší nativní hmotnost salátu byla zjištěna u vzorku vypěstovaného ve vzorkovnici č. 9 TE glej 102,66 g salátu, nejmenší byla zjištěna u vzorku č. 22 TE glej 48,31 g (tabulka č. 6).

Tabulka č. 6: Výsledky aktivity saláty TE Glej Zdroj: (SÚRO, 2021)

Vzorkovnice	Množství půdy [kg]	Přidaná aktivita	Vzorek	Ošetření	Zdravotní stav	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]	Aktivita <sup>85</sup> Sr [Bq/kg]	KSN <sup>85</sup> Sr [Bq/kg]	Aktivita <sup>40</sup> K [Bq/kg]	KSN <sup>40</sup> K [Bq/kg]	Aktivita <sup>134</sup> Cs [Bq/kg]	KSN <sup>134</sup> Cs [Bq/kg]
č.1	14,5	ne	TE Glej NC	NC	10	69,6	3,24						
č.2	14,8	ne	TE Glej NC	NC	10	76,9	3,74						
č.3	15,1	ne	TE Glej NC	NC	9	83	3,83						
č.4	14,5	ne	TE Glej NC	NC	9	76,5	4,72						
č.5	14,9	ne	TE Glej PC	PC	9	64,3	3,27						
č.6	15	ne	TE Glej PC	PC	10	68,4	3,25						
č.7	15,1	ne	TE Glej PC	PC	10	73,6	3,83						
č.8	14,1	ne	TE Glej PC	PC	10	92,5	5,06						
č.9	15,2	ano	TE Glej K+Cs	K+Cs	10	103	6,98	705	21	3000	110	20	1,3
č.10	14,5	ano	TE Glej K+Cs	K+Cs	9	80,9	4,63	605	16	3510	120	9,3	1,6
č.11	15,1	ano	TE Glej K+Cs	K+Cs	10	86,7	4,73	673	18	3540	120	6,8	1,3
č.12	15,4	ano	TE Glej K+Cs	K+Cs	10	62,1	2,86	586	16	4080	150	23	2,4
č.13	14,8	ano	TE Glej K+Cs	K+Cs	7	78,6	3,53	889	22	4340	150	23	2,1
č.14	15	ano	TE Glej K+Cs	K+Cs	7	90	5,05	922	24	3750	130	13	1,7
č.15	15	ano	TE Glej K+Cs	K+Cs	8	74,6	4,58	632	18	3590	130	22	1,8
č.16	14,9	ano	TE Glej K+Cs	K+Cs	9	101	6,25	626	17	3110	110	31	1,6
č.17	15,1	ano	TE Glej Cs	Cs	9	72,1	2,89	952	23	3990	140	7,6	1,5
č.18	14,2	ano	TE Glej Cs	Cs	10	79,7	4,41	1290	30	3660	130	7	1,4
č.19	14,5	ano	TE Glej Cs	Cs	9	71,7	4,86	1180	30	3290	110	12	1,3
č.20	14,2	ano	TE Glej Cs	Cs	7	50,8	3,35	902	22	2970	110	30	2,1
č.21	14,5	ano	TE Glej Cs	Cs	8	60,1	4,44	834	22	3070	110	3,7	0,8
č.22	14,1	ano	TE Glej Cs	Cs	7	48,3	4,01	1480	30	2840	110	22	1,8
č.23	14,4	ano	TE Glej Cs	Cs	9	73	3,92	821	25	3460	130	12	1,8
č.24	15,1	ano	TE Glej Cs	Cs	8	90,4	5,6	1150	30	3330	120	27	1,6

**Vysvětlivky:**

TE glej	glej modální z havarijní zóny ETE
Přidaná aktivita	přidanou aktivitou se rozumí přidání/nepřidání kontaminantů do jednotlivých nádob
Vzorek	rozumí se pořadí nádob v experimentu
Treatment	oddíl vzorků se společným ošetřením
NC	negativní kontrola
PC	pozitivní kontrola
Cs	přidáno <sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr
K+Cs	přidáno <sup>40</sup> K+ <sup>134</sup> Cs+ <sup>85</sup> Sr
Zdravotní stav	hodnocení na škále 1-10 v den sklizně, kdy nejlepší = 10, nejhorší = 1
Nativní hmotnost	hmotnost čerstvě odebrané biomasy
Sušina	hmotnost biomasy usušené při 60°C v sušárně do konstantní hmotnosti
Aktivita <sup>85</sup> Sr	kombinovaná standardní nejistota <sup>85</sup> Sr [Bq/kg]
Aktivita <sup>40</sup> K	naměřená aktivita u <sup>40</sup> K [Bq/kg]
KSN <sup>40</sup> K	kombinovaná standardní nejistota <sup>40</sup> K [Bq/kg]
Aktivita <sup>134</sup> Cs	naměřená aktivita u <sup>134</sup> Cs [Bq/kg]
KSN <sup>134</sup> Cs	kombinovaná standardní nejistota <sup>134</sup> Cs [Bq/kg]

Největší hmotnost půdy pro salát byla zvážena ve vzorkovnici vzorku č. 12 TE glej 15,42 kg. Nejmenší hmotnost půdy ve vzorkovnici č. 22 TE glej pro výsev salátu byla zvážena 14,12 kg. Zdravotní stav salátu byl velmi dobrý. Nejvyšším hodnocením tedy st. 10 bylo označeno 9 vzorků TE glej. Hodnocení zdravotního stavu pod č. 6 nebylo zjištěno u žádného vzorku. Salát měl dobré růstové podmínky,

což se projevilo při jeho sklizni. Nejmenší hodnota zvážené sušiny salátu byla u vzorku č. 12 TE glej ve výši 2,86 g, naopak nejvyšší 6,98 u vzorku č. 9 TE glej. Pro cibuli byl odebrán pouze směsný vzorek pro jednotlivé treatmenty, proto pro hodnocení není mnoho dat. Přesto však byly směsné vzorky analyzovány. V grafech není provedeno porovnání mezi jednotlivými způsoby ošetření, ale transferový koeficient byl pro cibuli vypočítán. Nativní hmotnost cibule byla zjištěna 56,09 g pro treatment K+Cs a hmotnost 53,44 g pro Cs (tabulka č. 7). Hmotnost sušiny byla zvážena 5,34 g treatmentu K+Cs a sušina treatmentu Cs byla zvážena 9,227 g. Podíl sušiny byl zjištěn u Cs 17,3%, u K+Cs se jednalo o podíl sušiny 9,5%. Aktivita  $^{85}\text{Sr}$  byla zjištěna u cibule TE glej K+Cs 617 Bq.kg<sup>-1</sup> a u treatmentu cibule TE glej Cs byla změřena 373 Bq.kg<sup>-1</sup>. Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  byla zjištěna u cibule TE glej K+Cs 575 Bq.kg<sup>-1</sup>, u TE glej Cs změřena 241 Bq.kg<sup>-1</sup>. Korigovaná aktivita  $^{40}\text{K}$  u cibule byla zjištěna u treatmentu TE glej K+Cs 1226 Bq.kg<sup>-1</sup> a u TE glej Cs 591 Bq.kg<sup>-1</sup>. Nativní hmotnost byla zjištěna nejvyšší u ošetření K+Cs o hmotnosti 56,09 g, nejnižší byla zjištěna u negativní kontroly TE glej 7,36 g. Zdravotní stav cibule nebyl u směsného vzorku hodnocen.

Tabulka č. 7: Výsledky aktivity cibule TE glej Zdroj: (SÚRO, 2021)

Vzorkovnice	Množství půdy [kg]	Přidaná aktivita	Vzorek	Ošetření	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]	Aktivita $^{85}\text{Sr}$ [Bq/kg]	KSN $^{85}\text{Sr}$ [Bq/kg]	Aktivita $^{40}\text{K}$ [Bq/kg]	KSN $^{40}\text{K}$ [Bq/kg]	Aktivita $^{134}\text{Cs}$ [Bq/kg]	KSN $^{134}\text{Cs}$ [Bq/kg]
č.1	14,54	ne	TE Glej NC	NC	7,36	0,43						
č.2	14,82	ne	TE Glej PC	PC	20,1	1,38						
č.3	15,13	ano	TE Glej K+Cs	K+Cs	56,1	5,34	617	30	1226	91	575	31
č.4	14,52	ano	TE Glej Cs	Cs	53,4	9,23	373	20	591	43	241	13

**Vysvětlivky:**

TE glej	glej modální z havarijní zóny ETE
Přidaná aktivita	přidanou aktivitou se rozumí přidání/nepřidání kontaminantů do jednotlivých nádob
Vzorek	rozumí se pořadí nádob v experimentu
Treatment	oddíl vzorků se společným ošetřením
NC	negativní kontrola
PC	pozitivní kontrola
Cs	přidáno $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$
K+Cs	přidáno $^{40}\text{K} + ^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$
Nativní hmotnost	hmotnost čerstvě odebrané biomasy
Sušina	hmotnost biomasy usušené při 60°C v sušárně do konstantní hmotnosti
Aktivita $^{85}\text{Sr}$	kombinovaná standardní nejistota $^{85}\text{Sr}$ [Bq/kg]
Aktivita $^{40}\text{K}$	naměřená aktivita u $^{40}\text{K}$ [Bq/kg]
KSN $^{40}\text{K}$	kombinovaná standardní nejistota $^{40}\text{K}$ [Bq/kg]
Aktivita $^{134}\text{Cs}$	naměřená aktivita u $^{134}\text{Cs}$ [Bq/kg]
KSN $^{134}\text{Cs}$	kombinovaná standardní nejistota $^{134}\text{Cs}$ [Bq/kg]

Nejnižší hodnota nativní hmotnosti ředkve seté – ředkvičky u TE Glej byla zjištěna u vzorku č. 24 ve výši 0,21 g. Jde o malé množství vzorku a též i o nejmenší

významnou aktivitu (tabulka č.8). Nejvyšší nativní hmotnost ředkviček byla navážena 18,19 g u vzorku č. 7. Ředkvičky byly sety v pozdějším podzimním období, proto neměly příliš vhodné klimatické podmínky a rostliny byly malé. Zdravotní stav u ředkviček byl zhodnocen nejvýše st. 5, vzorek č. 24 byl hodnocen st. 0. Nejmenší množství sušiny bylo zváženo u vzorku č. 24 TE glej 0,02 g a největší 0,77 g sušiny u vzorku ředkviček TE glej č. 22. Nejvyšší naměřená aktivita  $^{85}\text{Sr}$  byla u vzorku č. 17 TE glej  $1070 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Nejníž byla naměřena  $686 \text{ Bq.kg}^{-1}$  u vzorku č. 9 TE glej. Nejnížší korigovaná aktivita  $^{40}\text{K}$  u ředkviček byla zjištěna  $1060 \text{ Bq.kg}^{-1}$  ve vzorku č. 24 a nejvyšší byla zjištěna ve vzorku č. TE glej  $2340 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Nejvyšší naměřená aktivita  $^{134}\text{Cs}$  pro ředkvičky byla zjištěna  $2130 \text{ Bq.kg}^{-1}$  ve vzorku č. 17 a nejnížší ve vzorku č. 9 TE glej  $106,9 \text{ Bq.kg}^{-1}$ .



Tabulka č. 8: Výsledek aktivity ředkev setá TE glej Zdroj: (SÚRO, 2021)

Vzorkovnice	Množství půdy [kg]	Přidaná aktivita	Vzorek	Ošetření	Zdravotní stav	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]	Aktivita <sup>85</sup> Sr [Bq/kg]	KSN <sup>85</sup> Sr [Bq/kg]	Aktivita <sup>40</sup> K [Bq/kg]	KSN <sup>40</sup> K [Bq/kg]	Aktivita <sup>134</sup> Cs [Bq/kg]	KSN <sup>134</sup> Cs [Bq/kg]
č.1	14,5	ne	TE Glej NC	NC	3	9,58	0,44						
č.2	14,8	ne	TE Glej NC	NC	3	7,6	0,37						
č.3	15,1	ne	TE Glej NC	NC	2	7,09	0,29						
č.4	14,5	ne	TE Glej NC	NC	3	8,98	0,36						
č.5	14,9	ne	TE Glej PC	PC	5	10,47	0,42						
č.6	15	ne	TE Glej PC	PC	5	12,86	0,53						
č.7	15,1	ne	TE Glej PC	PC	5	18,19	0,76						
č.8	14,1	ne	TE Glej PC	PC	3	10,33	0,5						
č.9	15,2	ano	TE Glej K+Cs	K+Cs	4	11,27	0,49	686	30	2120	160	209,8	8,9
č.10	14,5	ano	TE Glej K+Cs	K+Cs	4	10	0,43	656	31	2180	170	360,6	24,9
č.11	15,1	ano	TE Glej K+Cs	K+Cs	4	4,44	0,21	945	48	1930	330	584,9	28,4
č.12	15,4	ano	TE Glej K+Cs	K+Cs	4	11,75	0,48	699	29	2000	70	106,9	5,7
č.13	14,8	ano	TE Glej K+Cs	K+Cs	3	10,36	0,44	833	42	1920	390	117,3	24,9
č.14	15	ano	TE Glej K+Cs	K+Cs	3	9,7	0,44	655	33	2340	400	226,0	34,2
č.15	15	ano	TE Glej K+Cs	K+Cs	3	7,3	0,31	788	35	1970	210	209,8	14,4
č.16	14,9	ano	TE Glej K+Cs	K+Cs	3	7,56	0,35	555	26	2150	140	344,1	13,9
č.17	15,1	ano	TE Glej Cs	Cs	2	3,04	0,19	1070	60	2050	250	2130,0	70,0
č.18	14,2	ano	TE Glej Cs	Cs	4	10,36	0,50	741	32	1560	130	254,0	9,5
č.19	14,5	ano	TE Glej Cs	Cs	4	14,81	0,63	857	46	1820	90	215,8	34,0
č.20	14,2	ano	TE Glej Cs	Cs	4	12,28	0,5	928	44	1610	130	166,4	8,8
č.21	14,5	ano	TE Glej Cs	Cs	5	16,28	0,75	727	29	2180	260	113,82	8,28
č.22	14,1	ano	TE Glej Cs	Cs	5	16,71	0,77	807	41	1910	240	177,2	27,2
č.23	14,4	ano	TE Glej Cs	Cs	2	6,28	0,31	854	40	1850	110	218,4	13,6
č.24	15,1	ano	TE Glej Cs	Cs	0	0,21	0,02	460	NVA	1060	490	231,0	47,0

**Vysvětlivky:**

TE glej	glej modální z havarijní zóny ETE
Přidaná aktivita	přidanou aktivitou se rozumí přidání/nepřidání kontaminantů do jednotlivých nádob
Vzorek	rozumí se pořadí nádob v experimentu
Treatment	oddíl vzorků se společným ošetřením
NC	negativní kontrola
PC	pozitivní kontrola
Cs	přidáno <sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr
K+Cs	přidáno <sup>40</sup> K + <sup>134</sup> Cs + <sup>85</sup> Sr
Zdravotní stav	hodnocení na škále 1-10 v den sklizně, kdy nejlepší = 10, nejhorší = 1
Nativní hmotnost	hmotnost čerstvě odebrané biomasy
Sušina	hmotnost biomasy usušené při 60°C v sušárně do konstantní hmotnosti
Aktivita <sup>85</sup> Sr	kombinovaná standardní nejistota <sup>85</sup> Sr [Bq/kg]
Aktivita <sup>40</sup> K	naměřená aktivita u <sup>40</sup> K [Bq/kg]
KSN <sup>40</sup> K	kombinovaná standardní nejistota <sup>40</sup> K [Bq/kg]
Aktivita <sup>134</sup> Cs	naměřená aktivita u <sup>134</sup> Cs [Bq/kg]
KSN <sup>134</sup> Cs	kombinovaná standardní nejistota <sup>134</sup> Cs [Bq/kg]
Plodina	zkoumaná experimentální plodina

### 5.3. Porovnávání aktivity salátu a ředkviček

Při porovnání aktivity <sup>85</sup>Sr *Lactuca sativa* a *Raphanus sativus* je zřejmé, že větší aktivita byla naměřena u salátu. Z porovnání ošetření rostlin salátu vyplývá, že větší aktivita u salátu i u ředkviček byla naměřena u biomasy ve vzorkovnicích, které byly kontaminovány pouze <sup>84</sup>Sr a <sup>134</sup>Cs bez přidání <sup>40</sup>K (obrázek č. 11). Medián

K+Cs pro salát je 652,1 Bq.kg<sup>-1</sup>, pro ředkvičku 692,6 Bq.kg<sup>-1</sup>. Medián Cs pro salát je 1051 Bq.kg<sup>-1</sup> a pro ředkvičku 830,3 Bq.kg<sup>-1</sup> (tabula č. 9).

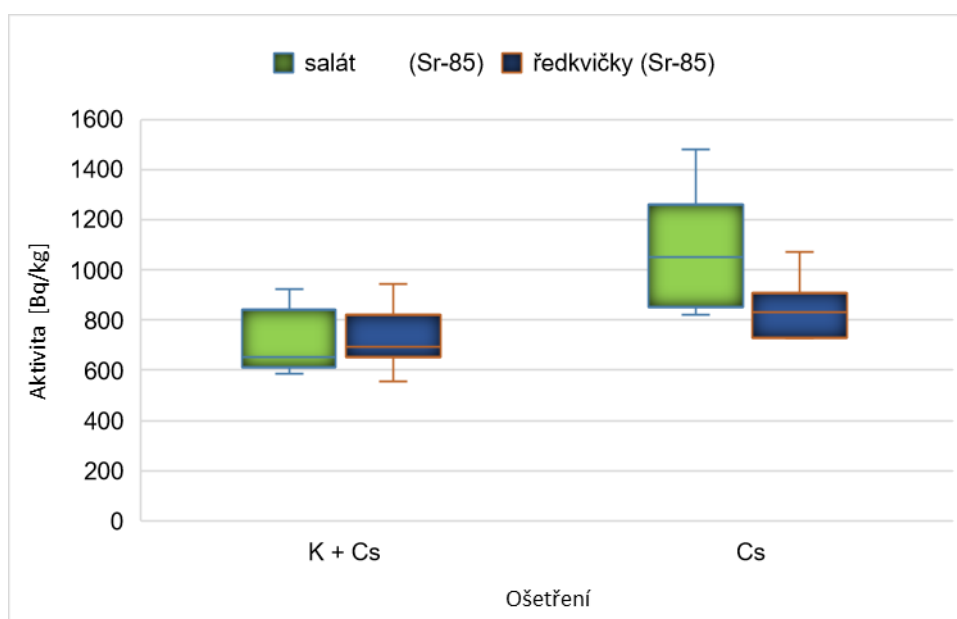
V tabulkách a grafech je uváděno pouze K+Cs, ale vždy se jedná i o kontaminaci <sup>85</sup>Sr, a to i v případě, že je v tabulce uvedeno Cs, je též kontaminována i <sup>85</sup>Sr. V tabulkách jsou uvedeny hodnoty bez horních indexů, zejména proto, že jsou takto označovány od počátku experimentu, též z důvodů zjednodušení a zkrácení některých údajů v jednotlivých tabulkách. V grafech je naměřená aktivita udávaná v Bq.kg<sup>-1</sup>.

Tabulka č. 9: Tabulka popisných statistik aktivity <sup>85</sup>Sr salátu a ředkve seté

Ošetření	Aktivita <sup>85</sup> Sr			
	K+S		Cs	
Plodina	salát	ředkvička	salát	ředkvička
Počet	8	8	8	8
Aritmetický průměr	704,7	727,3	1076,1	805,6
Směr. odchylka	129,7	122,4	237,4	177,1
Medián	652,1	692,6	1051	830,3
Minimum	586	555	821	460
Maximum	922	945	1480	1070
Rozdíl max-min	337	390	659	610

**Vysvětlivky:**

Plodina zkoumaná experimentální plodina  
 Počet počet vzorků  
 Aritmetický průměr ar. prům. hodnot z osmi vzorků v jednom treatmentu  
 Směr. odchylka míra rozptýlení hodnot od průměrné střední hodnoty  
 Medián rozděljuje soubor hodnot na dvě stejně velké části 50%>než medián, 50%<než medián, tedy střední hodnota v souboru výsledků  
 Minimum minimální naměřená hodnota  
 Maximum maximální naměřená hodnota  
 Rozdíl max – min rozdíl minimální a maximální naměřené hodnoty



Obr. č. 11: Porovnání aktivity <sup>85</sup>Sr salátu a ředkve seté

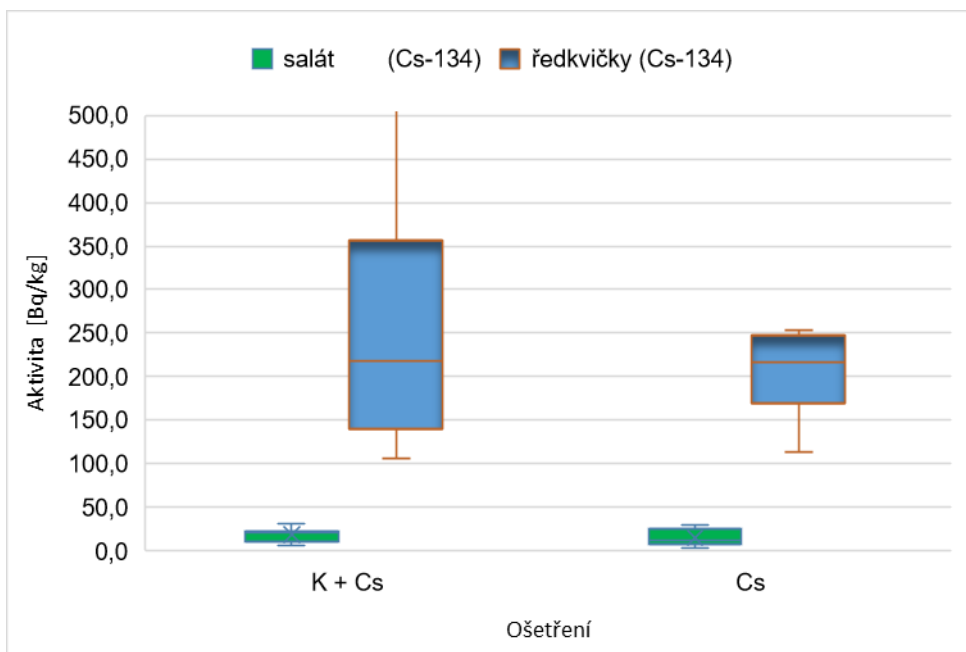
Při porovnání aktivity  $^{134}\text{Cs}$  i  $^{85}\text{Sr}$  (tabulka č. 10) u salátu i ředkviček je zřejmé, že u ředkviček v obou případech ošetření byly naměřeny mnohem větší hodnoty než u salátu (obrázek č. 12). A to přestože ředkvičky byly sety až 7.10.2020 a sklizeny dne 25.11.2020, tedy 204 dní od data kontaminace vzorkovnic 5.5.2020 (původní aktivity). U salátu, který byl vyset dne 12.5.2020 a sklizen dne 27.7.2020, tedy 77 dní od data kontaminace vzorkovnic (původní aktivity) dne 5.5.2020. Poločas rozpadu  $^{85}\text{Sr}$  je 65 dní. Dále je velmi znatelný rozdíl v rozpětí minimálních a maximálních hodnot K+Cs a Cs u ředkviček, přičemž medián těchto hodnot je srovnatelný. Předpokládala jsem, při porovnání těchto dvou plodin bude více aktivity  $^{134}\text{Cs}$  naměřeno v salátu, který byl zaset jako první, tudíž teoreticky mohl být kontaminován největší dávkou  $^{134}\text{Cs}$ . Tento můj předpoklad se nepotvrdil. Naopak u ředkviček, které byly vysety, až 7.10.2020 byla zjištěna větší aktivita  $^{134}\text{Cs}$  než u salátu.

Tabulka č. 10: Tabulka popisných statistik aktivity  $^{134}\text{Cs}$  salátu a ředkve seté

Aktivita $^{134}\text{Cs}$				
Ošetření	K+S		Cs	
	salát	ředkvička	salát	ředkvička
Plodina				
Počet	8	8	8	8
Aritmetický průměr	18,4	269,9	15,1	438,3
Směr. odchylka	8,1	156,7	9,7	684,9
Medián	20,8	217,9	12,3	217,1
Minimum	7	107	4	114
Maximum	31	585	30	2130
Rozdíl max-min	24	478	26	2016

**Vysvětlivky:**

Plodina	zkoumaná experimentální plodina
Počet	počet vzorků
Aritmetický průměr	ar. prům. hodnot z osmi vzorků v jednom treatmentu
Směr. odchylka	míra rozptýlení hodnot od průměrné střední hodnoty
Medián	rozděluje soubor hodnot na dvě stejně velké části 50%>než medián, 50%<než medián, tedy střední hodnota v souboru výsledků
Minimum	minimální naměřená hodnota
Maximum	maximální naměřená hodnota
Rozdíl max – min	rozdíl minimální a maximální naměřené hodnoty



Obr. č. 12: Porovnání aktivity  $^{134}\text{Cs}$  salátu a ředkve seté

#### 5.4. Porovnání aktivity salátu

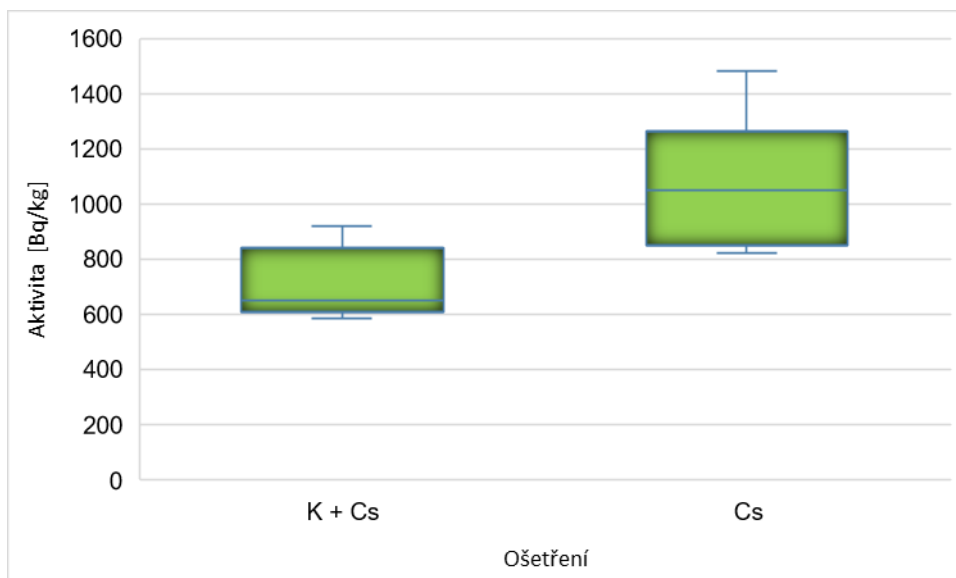
Při porovnání ošetření aktivity  $^{85}\text{Sr}$  K+Cs a Cs je z grafu (obrázek č. 13) zřejmé, že více aktivity u salátu bylo naměřeno v treatmentu Cs. Nejvyšší naměřená hodnota u *Lactuca sativa* byla  $1480 \text{ Bq.kg}^{-1}$  v treatmentu Cs (tabulka č. 11) a nejvyšší naměřená hodnota v ošetření K+Cs je  $922 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Medián hodnot pro salát s ošetřením K+Cs je  $652,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$  a medián hodnot pro ošetření Cs je  $1051,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Nejnižší hodnota  $^{85}\text{Sr}$  byla naměřena v ošetření K+Cs  $586 \text{ Bq.kg}^{-1}$ .

Tabulka č. 11: Porovnání aktivity  $^{85}\text{Sr}$  salátu

Ošetření	Aktivita $^{85}\text{Sr}$	
	K+Cs	Cs
Plodina	salát	salát
Počet	8	8
Aritmetický průměr	704,7	1076,1
Směr. odchylka	129,7	237,3
Medián	652,1	1051,1
Minimum	586	821
Maximum	922	1480
Rozdíl max-min	337	659

#### Vysvětlivky:

Plodina	zkoumaná experimentální plodina
Počet	počet vzorků
Aritmetický průměr	ar. prům. hodnot z osmi vzorků v jednom treatmentu
Směr. odchylka	míra rozptýlení hodnot od průměrné střední hodnoty
Medián	rozděluje soubor hodnot na dvě stejně velké části 50%>než medián, 50%<než medián, tedy střední hodnota v souboru výsledků
Minimum	minimální naměřená hodnota
Maximum	maximální naměřená hodnota
Rozdíl max – min	rozdíl minimální a maximální naměřené hodnoty



Obr. č. 13: Porovnání aktivity  $^{85}\text{Sr}$  salátu

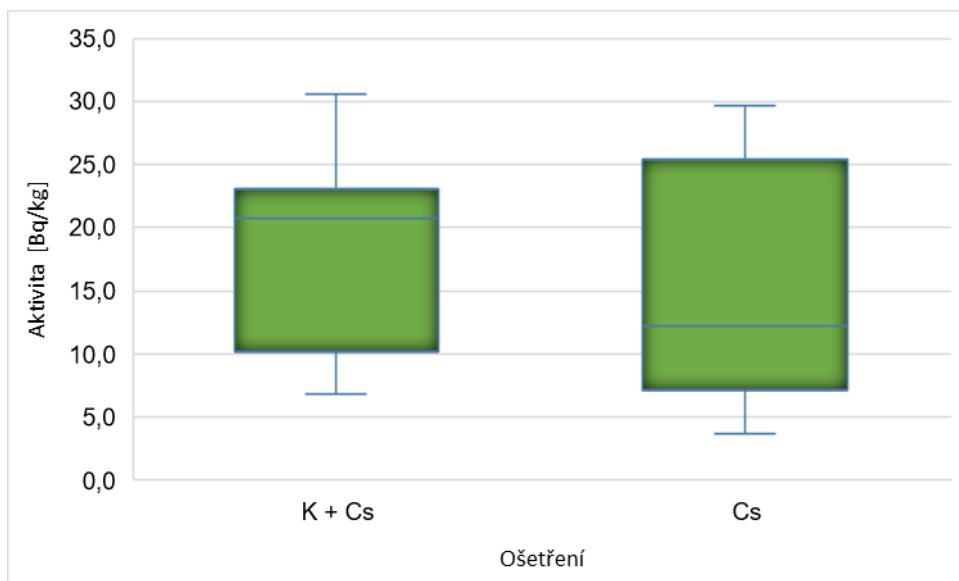
Z hodnocení grafu (obrázek č.14) je zřejmé, že větší aktivita  $^{134}\text{Cs}$  byla naměřena u salátů po ošetření Cs než u salátu treatmentu K+Cs. Toto platí v obou případech u měření aktivity salátů a to jak při porovnávání aktivity salátů pro  $^{85}\text{Sr}$ , tak i pro  $^{134}\text{Cs}$ . Nejvyšší naměřená hodnota aktivity  $^{134}\text{Cs}$  u salátu Cs byla  $30 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Nejnižší naměřená hodnota u Cs byla  $4 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Medián byl statisticky zjištěn pro K+Cs  $7 \text{ Bq.kg}^{-1}$ .

Tabulka č. 12 - Porovnání aktivity  $^{134}\text{Cs}$  salátu

Aktivita $^{134}\text{Cs}$		
Ošetření	K+Cs	Cs
Plodina	salát	salát
Počet	8	8
Aritmetický průměr	18,4	15,1
Směr. odchylka	8,6	9,7
Medián	20,7	12,3
Minimum	7	4
Maximum	31	30
Rozdíl max-min	24	26

**Vysvětlivky:**

Plodina	zkoumaná experimentální plodina
Počet	počet vzorků
Aritmetický průměr	ar. prům. hodnot z osmi vzorků v jednom treatmentu
Směr. odchylka	míra rozptýlení hodnot od průměrné střední hodnoty
Medián	rozděluje soubor hodnot na dvě stejně velké části 50%>než medián, 50%<než medián, tedy střední hodnota v souboru výsledků
Minimum	minimální naměřená hodnota
Maximum	maximální naměřená hodnota
Rozdíl max – min	rozdíl minimální a maximální naměřené hodnoty



Obr. č. 14: Porovnání aktivity <sup>134</sup>Cs salátu

### 5.5. Porovnání aktivity ředkve seté

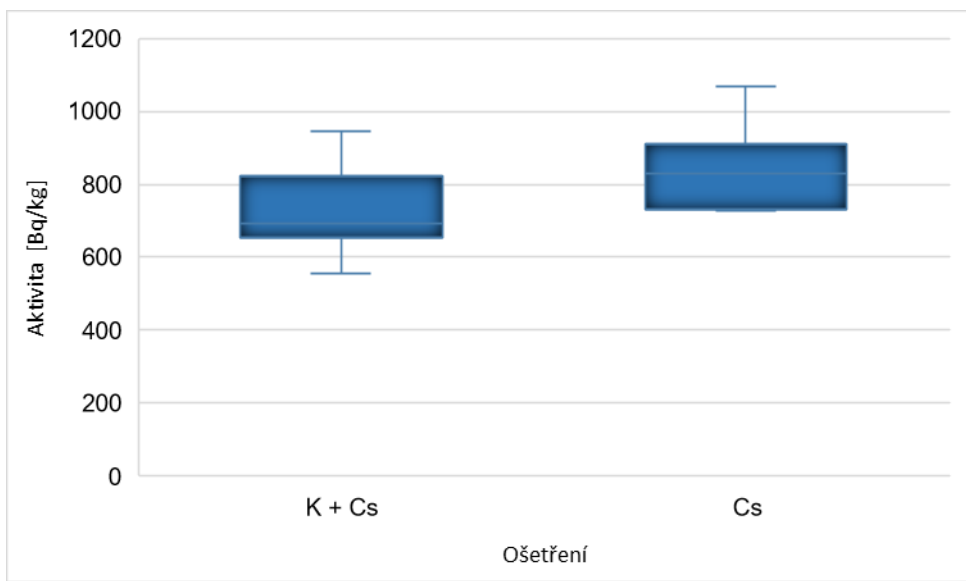
Při porovnání aktivity <sup>85</sup>Sr pro ředkvičky (obrázek č. 15) je zřejmé, že aktivita není u obou ošetření K+Cs a Cs nijak výrazně rozdílná. Nejvyšší aktivita v treatmentu K+Cs byla zjištěna 945 Bq.kg<sup>-1</sup> a nejvyšší aktivita pro ošetření Cs je 1070 Bq.kg<sup>-1</sup>. Medián těchto hodnot byl statisticky zjištěn pro ošetření K+Cs 692,6 Bq.kg<sup>-1</sup> a pro treatment Cs 830,3 Bq.kg<sup>-1</sup>. Nejnižší aktivita <sup>85</sup>Sr pro ředkvičky byla zjištěna 460 Bq.kg<sup>-1</sup> pro ošetření Cs.

Tabulka č. 13: Porovnání aktivity <sup>85</sup>Sr ředkev setá

Ošetření	Aktivita <sup>85</sup> Sr	
	K+Cs	Cs
Plodina	ředkvička	ředkvička
Počet	8	8
Aritmetický průměr	727,3	805,6
Směr. odchylka	122,4	177,1
Medián	692,6	830,3
Minimum	555	460
Maximum	945	1070
Rozdíl max-min	390	610

**Vysvětlivky:**

Plodina	zkoumaná experimentální plodina
Počet	počet vzorků
Aritmetický průměr	ar. prům. hodnot z osmi vzorků v jednom treatmentu
Směr. odchylka	míra rozptýlení hodnot od průměrné střední hodnoty
Medián	rozděluje soubor hodnot na dvě stejně velké části 50%>než medián, 50%<než medián, tedy střední hodnota v souboru výsledků
Minimum	minimální naměřená hodnota
Maximum	maximální naměřená hodnota
Rozdíl max – min	rozdíl minimální a maximální naměřené hodnoty



Obr. č. 15: Porovnání aktivity  $^{85}\text{Sr}$  ředkev setá

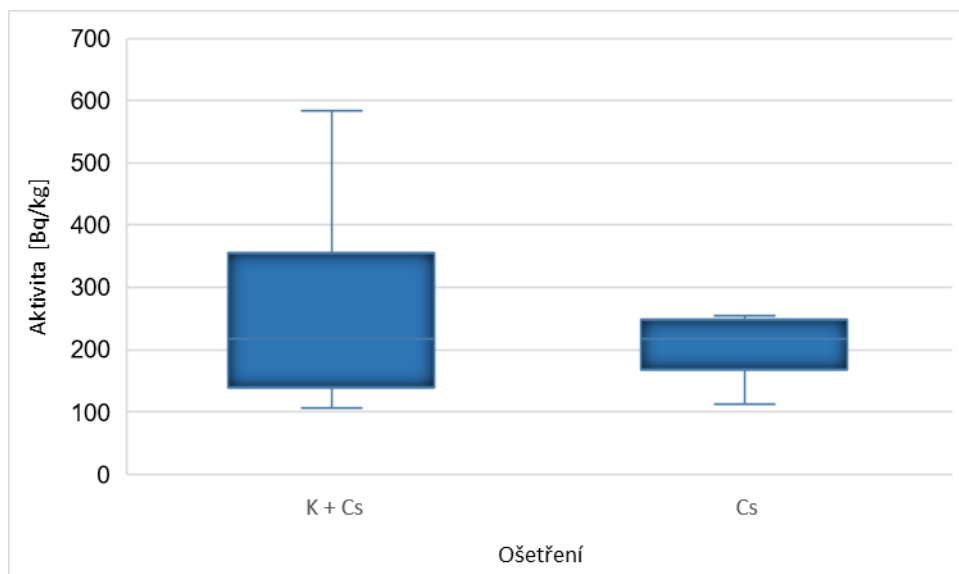
Při porovnání aktivity  $^{134}\text{Cs}$  ředkviček je zřejmé (obrázek č. 16), že vyšší aktivita byla naměřena u vzorkovnic, kde bylo použito ošetření rostlin K+Cs a to skoro dvojnásobně. Medián porovnání aktivity  $^{134}\text{Cs}$  ředkviček pro treatment Cs je  $217,1 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  a medián pro ošetření K+Cs je  $27,9 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

Tabulka č. 14: Porovnání aktivity  $^{134}\text{Cs}$  ředkev setá

Ošetření	Aktivita $^{134}\text{Cs}$	
	K+Cs	Cs
Plodina	ředkvička	ředkvička
Počet	8	8
Aritmetický průměr	269,9	438,0
Směr. odchylka	156,7	685,0
Medián	217,9	217,1
Minimum	107	114
Maximum	585	2130
Rozdíl max-min	478	2016

**Vysvětlivky:**

Plodina	zkoumaná experimentální plodina
Počet	počet vzorků
Aritmetický průměr	ar. prům. hodnot z osmi vzorků v jednom treatmentu
Směr. odchylka	míra rozptýlení hodnot od průměrné střední hodnoty
Medián	rozděluje soubor hodnot na dvě stejně velké části 50%>než medián, 50%<než medián, tedy střední hodnota v souboru výsledků
Minimum	minimální naměřená hodnota
Maximum	maximální naměřená hodnota
Rozdíl max – min	rozdíl minimální a maximální naměřené hodnoty



Obr. č. 16: Porovnání aktivity  $^{134}\text{Cs}$  ředkev setá

### 5.6. Výpočet transferového koeficientu

Pro výpočet transferového koeficientu je nutné vypočítat dobu rozpadu radionuklidů od nasetí jednotlivých druhů rostlin ke dni jejich sklizně. Počet dnů od kontaminace  $^{85}\text{Sr}$  po sklizeň u vzorkovnic č. 9 až č. 24 u salátu je 77 dnů (tabulka č. 15), u cibule je 147 (tabulka č. 17) a u ředkviček 204 dnů (tabulka č. 19). Poločas rozpadu  $^{85}\text{Sr}$  je 65 dnů. Počet dnů od kontaminace  $^{134}\text{Cs}$  po sklizeň u vzorkovnic č. 9 až č. 24 je u salátu 77 dnů (tabulka č. 16), u cibule 147 dnů (tabulka č. 18) a u ředkviček 204 dnů (tabulka č. 20). Poločas rozpadu  $^{134}\text{Cs}$  je 754 dnů. K rozpadu radionuklidů dochází po celou dobu od jejich přípravy a kontaminace půdy, při růstu rostliny v půdě. Rozpadá se též i radionuklid, který si rostlina již na naakumulovala z půdy.

#### Salát

Tabulka č. 15: Úbytek aktivity  $^{85}\text{Sr}$  salátu

Stroncium	datum	poločas rozpadu	65 dní
počátek aktivity	05.05.2020		
výsev salátu	12.05.2020		
sklizeň salátu	21.07.2020	úbytek aktivity k době sklizně	
doba aktivity	77 dní	0,439941809	

Tabulka č. 16: Úbytek aktivity  $^{134}\text{Cs}$  salátu

Cesium	datum	poločas rozpadu	754 dní
počátek aktivity	05.05.2020		
výsev salátu	12.05.2020		
sklizeň salátu	21.07.2020	úbytek aktivity k době sklizně	
doba aktivity	77 dní	0,931661631	



## Cibule

Tabulka č. 17: Úbytek aktivity  $^{85}\text{Sr}$  cibule

Stroncium	datum	poločas rozpadu	65 dní
počátek aktivity	05.05.2020		
výsev cibule	12.05.2020		
sklizeň cibule	29.09.2020	úbytek aktivity k době sklizně	
doba aktivity	147 dní	0,208549468	

Tabulka č. 18: Úbytek aktivity  $^{134}\text{Cs}$  cibule

Cesium	datum	poločas rozpadu	754 dní
počátek aktivity	05.05.2020		
výsev cibule	12.05.2020		
sklizeň cibule	29.09.2020	úbytek aktivity k době sklizně	
doba aktivity	147 dní	0,873596988	

## Ředkvička

Tabulka č. 19: Úbytek aktivity  $^{85}\text{Sr}$  ředkve seté

Stroncium	datum	poločas rozpadu	65 dní
počátek aktivity	05.05.2020		
výsev ředkviček	7.10.2020		
sklizeň ředkviček	25.11.2020	úbytek aktivity k době sklizně	
doba aktivity	204 dní	0,113560929	

Tabulka č. 20: Úbytek aktivity  $^{134}\text{Cs}$  ředkve seté

Cesium	datum	poločas rozpadu	754 dní
počátek aktivity	05.05.2020		
výsev cibule	7.10.2020		
sklizeň cibule	25.11.2020	úbytek aktivity k době sklizně	
doba aktivity	204 dní	0,828999405	

Aktivita  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  na hmotnost sušiny pro jednotlivé druhy biomasy (salát, cibule, ředkvička) byla naměřena polovodičovou spektrometrií v SÚRO. Byla vypočítána plošná aktivita půdy  $A_p$  (tabulka č. 22) a přepočítaná na plochu půdy ve vzorkovnici pro jednotlivé druhy rostlin (tabulka č. 21). Změřený průměr vzorkovnice při povrchu půdy (8 cm pod horní hranou) je 0,26 m. Spočtená plocha povrchu půdy ve vzorkovnici se rovná 0,0531 m<sup>2</sup>. Transferový koeficient se počítá jako podíl sušiny (Bq/kg sušiny) a plošné aktivity (Bq/m<sup>2</sup>). Výsledek je vyjádřen zlomkem jednotek (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>).

Tabulka č. 21: Výpočet plošné aktivity v době sklizně

TE glej	Plošná akt přepočteno ke dni sklizeně salát 21.07.2020 <sup>85</sup> Sr [kBq/m <sup>2</sup> ]	Plošná akt přepočteno ke dni sklizeně salát 21.07.2020 <sup>134</sup> Cs [kBq/m <sup>2</sup> ]	Plošná akt přepočteno ke dni sklizeně cibule 19.09.2020 <sup>85</sup> Sr [kBq/m <sup>2</sup> ]	Plošná akt přepočteno ke dni sklizeně salát 19.09.2020 <sup>134</sup> Cs [kBq/m <sup>2</sup> ]	Plošná akt přepočteno ke dni sklizeně ředkvičky 25.11.2020 <sup>85</sup> Sr [kBq/m <sup>2</sup> ]	Plošná akt přepočtená n přepočteno ke dni sklizeně ředkvičky 25.11.2020 <sup>134</sup> Cs [kBq/m <sup>2</sup> ]
9	49,721	144,744	23,570	135,723	135,723	12,834
10	48,189	140,285	22,844	131,542	131,542	12,439
11	49,259	143,400	23,351	134,462	134,462	12,715
12	50,159	146,018	23,777	136,918	136,918	12,947
13	49,405	143,824	23,420	134,861	134,861	12,753
14	49,113	142,975	23,282	134,064	134,064	12,677
15	49,916	145,311	23,662	136,254	136,254	12,885
16	48,554	141,347	23,016	132,538	132,538	12,533
17	48,967	142,550	23,212	133,666	133,666	12,640
18	48,287	140,568	22,890	131,808	131,808	12,464
19	49,283	143,470	23,362	134,529	134,529	12,721
20	48,700	141,772	23,086	132,936	132,936	12,571
21	49,162	143,116	23,305	134,197	134,197	12,690
22	48,676	141,701	23,074	132,869	132,869	12,564
23	49,113	142,975	23,282	134,064	134,064	12,677
24	49,551	144,249	23,489	135,259	135,259	12,790

**Vysvětlivky:**

TE glej

Aktivita <sup>85</sup>Sr

Aktivita <sup>134</sup>Cs

glej modální z havarijní zóny ETE

kombinovaná standardní nejistota <sup>85</sup>Sr [Bq/kg]

naměřená aktivita u <sup>134</sup>Cs [Bq/kg]

Tabulka č. 22: Výpočet plošné aktivity

TE Glej	Treatment	Hmotnost vzorkovnice [kg]	Objem vody [ml]	Objem K2SO4 [ml]	Konvička plná [g]	Konvička prázdná [g]	Hmotnost roztoku [g]	Aktivita <sup>85</sup> Sr [kBq]	Aktivita <sup>134</sup> Cs [kBq]	Plošná aktivita <sup>85</sup> Sr na plochu vzorkovnice [kBq/m <sup>2</sup> ]	Plošná aktivita <sup>134</sup> Cs na plochu vzorkovnice [kBq/m <sup>2</sup> ]
9	K+Cs	15,15	0	100	282,8	78,3	204,5	6,001	8,250	113,017	155,361
10	K+Cs	14,52	0	100	278,7	80,5	198,2	5,816	7,996	109,536	150,575
11	K+Cs	15,05	0	100	280,4	77,8	202,6	5,945	8,173	111,967	153,918
12	K+Cs	15,42	0	100	284,1	77,8	206,3	6,054	8,322	114,012	156,729
13	K+Cs	14,79	0	100	280,9	77,7	203,2	5,963	8,197	112,299	154,374
14	K+Cs	14,99	0	100	281,1	79,1	202	5,928	8,149	111,636	153,462
15	K+Cs	14,95	0	100	284,2	78,9	205,3	6,025	8,282	113,460	155,969
16	K+Cs	14,85	0	100	280,9	81,2	199,7	5,860	8,056	110,365	151,715
17	Cs	15,08	100	0	280,5	79,1	201,4	5,910	8,125	111,304	153,006
18	Cs	14,16	100	0	280,0	81,4	198,6	5,828	8,012	109,757	150,879
19	Cs	14,45	100	0	281,6	78,9	202,7	5,948	8,177	112,023	153,994
20	Cs	14,15	100	0	280,7	80,4	200,3	5,878	8,080	110,696	152,171
21	Cs	14,52	100	0	281,4	79,2	202,2	5,934	8,157	111,746	153,614
22	Cs	14,12	100	0	280,4	80,2	200,2	5,875	8,076	110,641	152,095
23	Cs	14,44	100	0	281,0	79,0	202,0	5,928	8,149	111,636	153,462
24	Cs	15,06	100	0	284,4	80,6	203,8	5,981	8,221	112,631	154,830

**Vysvětlivky:**

TE glej

glej modální z havarijní zóny ETE

Treatment

oddíl vzorků se společným ošetřením

Cs

přidáno <sup>134</sup>Cs + <sup>85</sup>Sr

K+Cs

přidáno <sup>40</sup>K+<sup>134</sup>Cs+<sup>85</sup>Sr

Aktivita <sup>85</sup>Sr

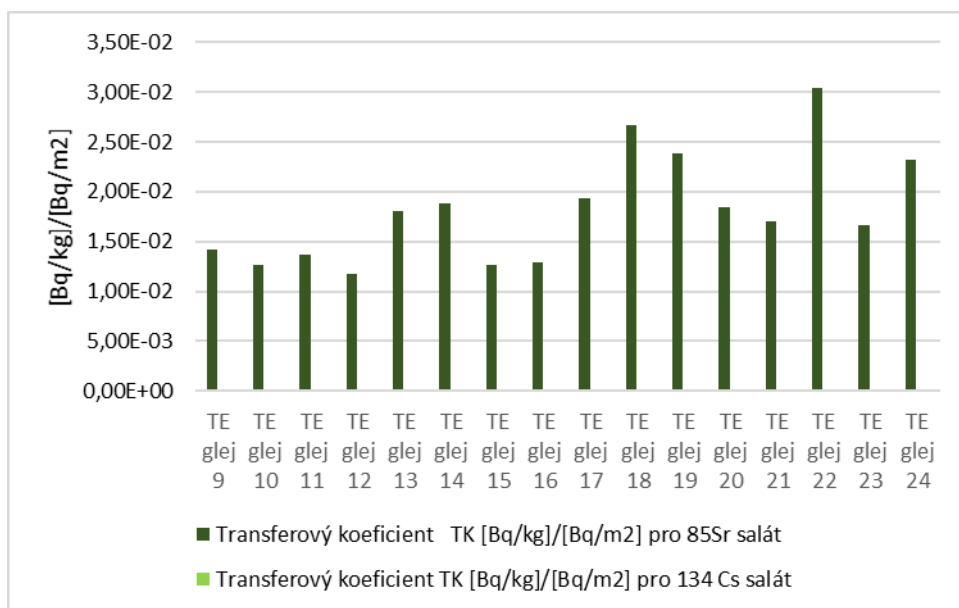
kombinovaná standardní nejistota <sup>85</sup>Sr [Bq/kg]

KSN <sup>134</sup>Cs

kombinovaná standardní nejistota <sup>134</sup>Cs [Bq/kg]

**Salát**

Nejmenší transferový koeficient pro aktivitu <sup>85</sup>Sr (tabulka č. 23) u salátu byl vypočítán u vzorku č. 12 TE glej  $1,17 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) ošetření K+Cs, největší pro aktivitu <sup>85</sup>Sr (obrázek č. 17) byl vypočítán u vzorku č. 22 TE glej  $3,04 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) ošetření Cs. Nejmenší transferový koeficient pro aktivitu salátu byl vypočítán u <sup>134</sup>Cs (tabulka č. 23) u vzorku č. 21 TE glej  $2,61 \cdot 10^{-5}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) treatment Cs, největší TK u <sup>134</sup>Cs pro aktivitu salátu je u vzorku č. 16 TE glej  $2,16 \cdot 10^{-4}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) treatment K+Cs. Vzorky č. 9 až 16 jsou z treatmentu K+S, tedy ošetření K+<sup>85</sup>Sr+<sup>134</sup>Cs, vzorky č. 17 až 24 jsou z treatmentu Cs tedy ošetření <sup>85</sup>Sr+<sup>134</sup>Cs.



Obr. č. 17: Porovnání transferových koeficientů <sup>85</sup>Sr a <sup>134</sup>Cs salátu

Tabulka č. 23: Výpočet transferových koeficientů salátu

Vzorek označen TE glej 9-16 (K+Cs) TE glej 17-24(Cs)	Aktivita <sup>85</sup> Sr na hmotnost sušiny salátu [Bq/kg suš.]	Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádob [kBq/m <sup>2</sup> ]	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ] <sup>85</sup> Sr	Aktivita <sup>134</sup> Cs na hmotnost sušiny salátu [Bq/kg suš.]	Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádob [Bq/m <sup>2</sup> ]	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ] <sup>134</sup> Cs
TE glej 9	705	49721,08	1,42E-02	19,538	144744,3	1,35E-04
TE glej 10	605	48189,33	1,26E-02	9,2847	140285,2	6,62E-05
TE glej 11	673	49259,13	1,37E-02	6,8364	143399,5	4,77E-05
TE glej 12	586	50158,73	1,17E-02	23,103	146018,4	1,58E-04
TE glej 13	889	49405,01	1,80E-02	23,052	143824,2	1,60E-04
TE glej 14	922	49113,25	1,88E-02	12,742	142974,8	8,91E-05
TE glej 15	632	49915,59	1,27E-02	22,018	145310,6	1,52E-04
TE glej 16	626	48554,04	1,29E-02	30,601	141346,9	2,16E-04
TE glej 17	952	48967,37	1,94E-02	7,6	142550,2	5,33E-05
TE glej 18	1290	48286,59	2,67E-02	7	140568,3	4,98E-05
TE glej 19	1180	49283,44	2,39E-02	12,182	143470,3	8,49E-05
TE glej 20	902	48699,92	1,85E-02	29,716	141771,6	2,10E-04
TE glej 21	834	49161,87	1,70E-02	3,7326	143116,4	2,61E-05
TE glej 22	1480	48675,6	3,04E-02	21,795	141700,8	1,54E-04
TE glej 23	821	49113,25	1,67E-02	12,336	142974,8	8,63E-05
TE glej 24	1150	49550,89	2,32E-02	26,682	144248,9	1,85E-04

**Vysvětlivky:**

TE glej

Vzorek

Aktivita <sup>85</sup>Sr

Aktivita <sup>134</sup>Cs

glej modální z havarijní zóny ETE

rozumí se pořadí nádob v experimentu

kombinovaná standardní nejistota <sup>85</sup>Sr [Bq/kg]

naměřená aktivita u <sup>134</sup>Cs [Bq/kg]

## Cibule

Nejmenší transferový koeficient pro  $^{85}\text{Sr}$  (tabulka č. 24) u cibule byl vypočítán pro treatment Cs vzorku TE glej  $1,61 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), větší přestupový koeficient pro treatment vzorku TE glej K+Cs  $2,64 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>). Menší TK pro aktivitu  $^{134}\text{Cs}$  u ředkviček byl vypočítán pro ošetření TE glej Cs  $1,80 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), větší u vzorku půdy Te glej pro vzorek s ošetřením K+Cs  $4,28 \cdot 10^{-3}$ .

Tabulka č. 24: Výpočet transferových koeficientů cibule

Vzorek označen Směsný vzorek	Aktivita $^{85}\text{Sr}$ na hmotnost sušiny salátu [Bq/kg suš.]	Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádob [kBq/m <sup>2</sup> ]	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ] $^{85}\text{Sr}$	Aktivita $^{134}\text{Cs}$ na hmotnost sušiny salátu [Bq/kg suš.]	Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádob [Bq/m <sup>2</sup> ]	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ] $^{134}\text{Cs}$
TE glej K+Cs	616,8831	23365,14	2,64E-02	575,4362	134545,278	4,28E-03
TE glej Cs	372,9179	23212,43	1,61E-02	241,1549	133665,898	1,80E-03

### Vysvětlivky:

TE glej

Aktivita  $^{85}\text{Sr}$

Aktivita  $^{134}\text{Cs}$

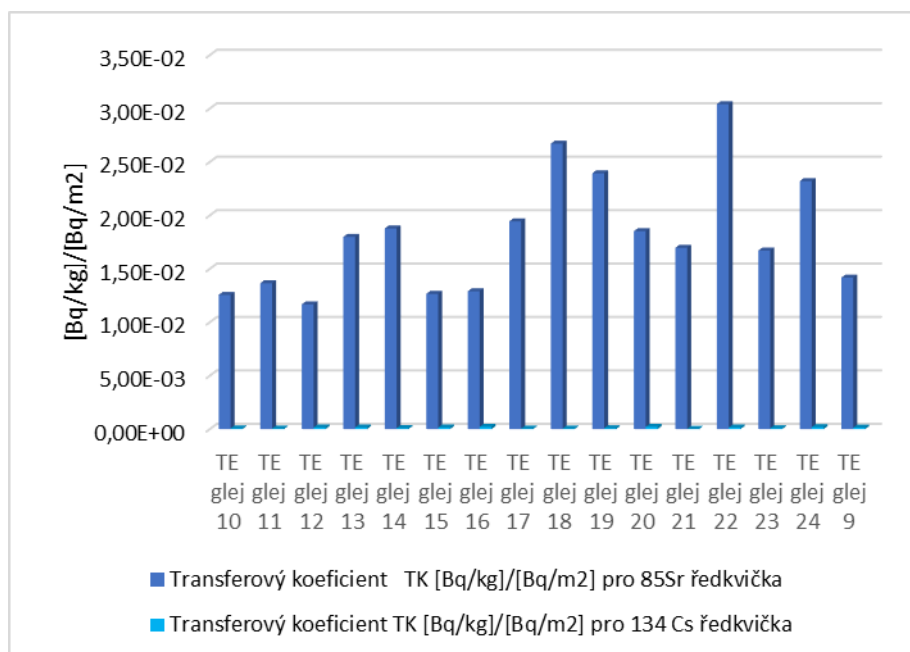
glej modální z havarijní zóny ETE

kombinovaná standardní nejistota  $^{85}\text{Sr}$  [Bq/kg]

naměřená aktivita u  $^{134}\text{Cs}$  [Bq/kg]

## Ředkvičky

Nejmenší transferový koeficient pro  $^{85}\text{Sr}$  (tabulka č. 25) u ředkviček byl vypočítán u vzorku č. 24 TE glej  $3,6 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) treatment Cs, největší byl vypočítán u vzorku č. 17 TE glej  $8,47 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) treatment Cs. Nejmenší TK pro  $^{134}\text{Cs}$  u ředkviček (tabulka č. 25) byl vypočítán u vzorku č. 12 TE glej  $8,23 \cdot 10^{-4}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) treatment K+Cs, největší (obrázek č. 18) TK je u č. 17 TE glej  $1,68 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) treatment Cs.



Obr. č. 18: Porovnání transferových koeficientů <sup>85</sup>Sr a <sup>134</sup>Cs ředkve seté

Tabulka č. 25: Výpočet transferových koeficientů ředkve seté

Vzorek označen TE glej 9-16 (K+Cs) TE glej 17-24(Cs)	Aktivita <sup>85</sup> Sr na hmotnost sušiny salátu [Bq/kg suš.]	Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu vzorkovnice [kBq/m <sup>2</sup> ]	Transferový koeficient TK <sup>85</sup> Sr [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	Aktivita <sup>134</sup> Cs na hmotnost sušiny salátu [Bq/kg suš.]	Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu vzorkovnice [Bq/m <sup>2</sup> ]	Transferový koeficient TK <sup>134</sup> Cs [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]
TE glej 9	686	12834,36	5,35E-02	209,8	128794,6	1,63E-03
TE glej 10	656	12438,98	5,28E-02	360,6	124826,8	2,89E-03
TE glej 11	945	12715,12	7,43E-02	584,9	127598	4,58E-03
TE glej 12	699	12947,33	5,40E-02	106,9	129928,2	8,23E-04
TE glej 13	833	12752,77	6,53E-02	117,3	127975,8	9,17E-04
TE glej 14	655	12677,46	5,16E-02	226	127220,1	1,78E-03
TE glej 15	788	12884,57	6,12E-02	209,8	129298,4	1,62E-03
TE glej 16	555	12533,12	4,43E-02	344,1	125771,5	2,74E-03
TE glej 17	1070	12639,81	8,47E-02	2130	126842,2	1,68E-02
TE glej 18	741	12464,08	5,95E-02	254	125078,7	2,03E-03
TE glej 19	857	12721,39	6,74E-02	215,8	127660,9	1,69E-03
TE glej 20	928	12570,77	7,38E-02	166,4	126149,4	1,32E-03
TE glej 21	727	12690,01	5,73E-02	113,8	127346	8,94E-04
TE glej 22	807	12564,5	6,42E-02	177,2	126086,4	1,41E-03
TE glej 23	854	12677,46	6,73E-02	218,4	127220,1	1,72E-03
TE glej 24	460	12790,43	3,60E-02	231	128353,7	1,80E-03

**Vysvětlivky:**

TE glej

Vzorek

Aktivita <sup>85</sup>Sr

Aktivita <sup>134</sup>Cs

glej modální z havarijní zóny ETE

rozumí se pořadí nádob v experimentu

kombinovaná standardní nejistota <sup>85</sup>Sr [Bq/kg]

naměřená aktivita u <sup>134</sup>Cs [Bq/kg]

Při porovnávání transferových koeficientů pro  $^{85}\text{Sr}$  u salátu, cibule a ředkviček byl vypočítán nejmenší TK u salátu vzorku TE glej č. 21 (tabulka č. 23)  $2,61 \cdot 10^{-5}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) treatment K+Cs, největší TK  $^{85}\text{Sr}$  v porovnání salátu, cibule a ředkviček byl vypočítán u vzorku ředkvičky č. 17 TE glej  $8,47 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) treatment Cs. Při porovnávání transferových koeficientů  $^{134}\text{Cs}$  salátu, cibule a ředkviček byl nejmenší TK vypočítán u vzorku salátu č. 21 TE glej  $2,61 \cdot 10^{-5}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) treatment Cs, největší TK u vzorku ředkviček č. 17 TE glej  $1,68 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>).

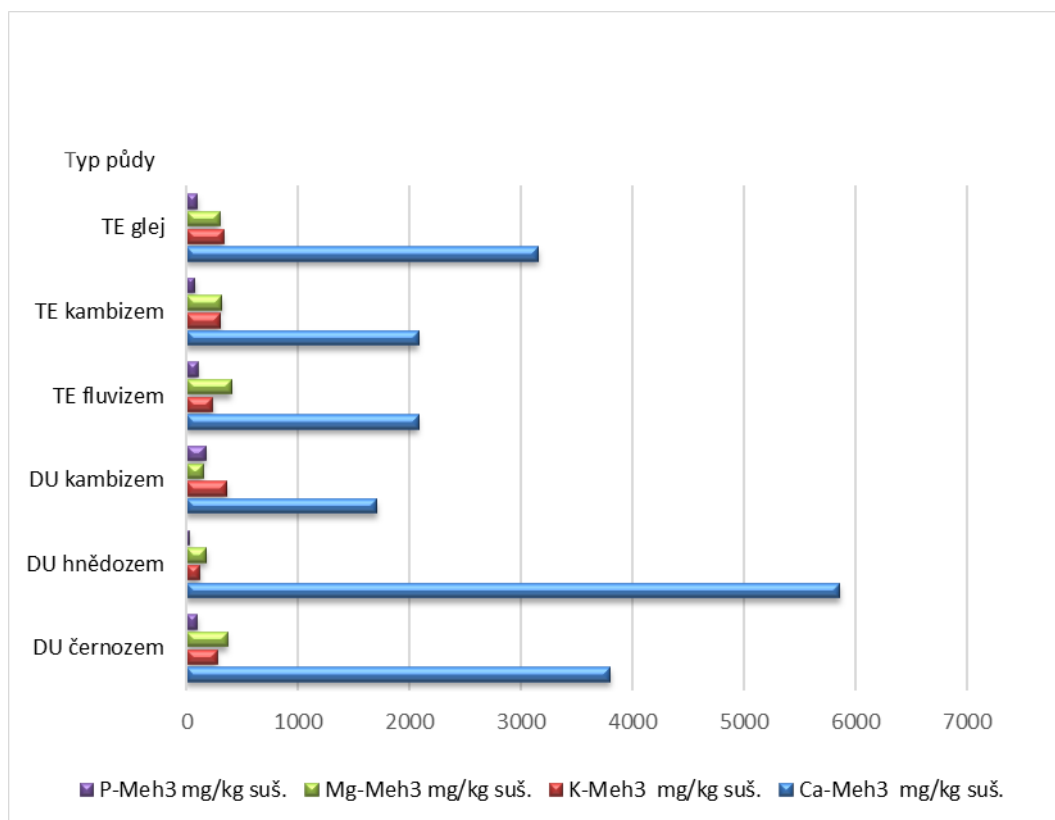
## 6. Diskuse

### 6.1. Porovnání různých druhů zemin

V rámci výzkumného projektu byly určeny dvě vhodné odběrové lokality. Jedna se nalézá ve východním okraji Českomoravské vysočiny v havarijní zóně jaderné elektrárny Dukovany. Druhé odběrové místo se nalézá u obce Stožice, vzdálené vzdušnou čarou 17,5 km od areálu jaderné elektrárny Temelín.

Lokalita Dukovany byla rozdělena do tří odběrových míst s různými druhy zemin. V k.ú. Dolní Dubňany byla odebrána černozem, v k.ú. Dukovany byla odebrána hnědozem a posledním místem bylo k.ú. Dukovany a k.ú. Heřmanice u Rouchovan, kde byla odebrána kambizem.

V rámci experimentu jsem úzce spolupracovala s Bc. Věrou Doskočilovou, Bc. Ditou Stádníkovou, Bc. Miroslavem Finkousem, Bc. Petrem Finkousem, Bc. Klárou Šestákovou. Jejich výsledky používám pro porovnání se vzorky půdy TE Glej modální.



Obr. č. 19: Porovnání rozboru půdy pro jednotlivé zeminy pro Ca, K, Mg, P

#### Vysvětlivky:

P-Meh3

Mg-Meh3

K-Meh3

Ca-Meh3

Osa x

Osa y

Stanovení přijatelných živin fosforu metodou Mehlich III technikou plamenové AAS

Stanovení přijatelných živin hořčíku metodou Mehlich III technikou plamenové AAS

Stanovení přijatelných živin draslíku metodou Mehlich III technikou plamenové AAS

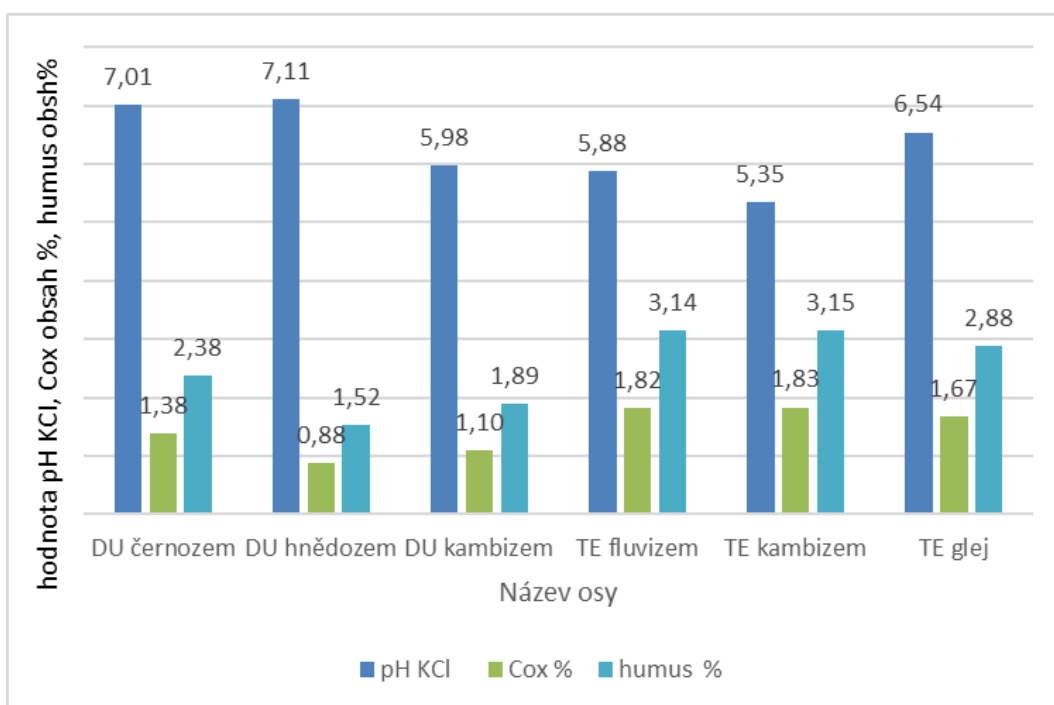
Stanovení přijatelných živin vápníku metodou Mehlich III technikou plamenové AAS

Jednotky v mg.kg-1

Typy půdy



Absorpce Cs je silně ovlivněna vlastnostmi půdy, proto byla pro každý druh zeminy odebrána jedna vzorkovnice k provedení pedologického rozboru půdy. Nejvyšší dosažená hodnota P-Meh3 (obrázek č. 19) byla zjištěna v zemině DU kambizem ve výši  $168 \text{ mg.kg}^{-1}$  sušiny (Doskočilová, 2021), nejméně P-Meh3 bylo zjištěno u DU hnědozem, a to  $25 \text{ mg.kg}^{-1}$  sušiny (Finkous P., 2021). Nejvyšší hodnota u Mg-Meh3 byla zjištěna u DU černozem  $364 \text{ mg.kg}^{-1}$  sušiny (Stáníková, 2021), nejmenší hodnota byla zjištěna u DU kambizem  $150 \text{ mg.kg}^{-1}$  sušiny (Doskočilová, 2021). Velmi důležitým ukazatelem pro náš experiment byly změřené hodnoty K-Meh3 a Ca-Meh3. Bylo prokázáno (Zibold a kol., 2009), že vápnění kyselých půd může být účinným opatřením ke snížení dostupnosti Cs. Nejvyšší množství K-Meh3 bylo zjištěno  $362 \text{ mg.kg}^{-1}$  sušiny u DU kambizem (Doskočilová, 2021), nejmenší u DU hnědozem  $118 \text{ mg.kg}^{-1}$  sušiny (Finkous P., 2021). Nejvíce Ca-Meh3 je obsaženo v půdě DU hnědozem (Finkous P., 2021) a to  $5861 \text{ mg.kg}^{-1}$  sušiny, nejméně naopak v půdě  $1706 \text{ mg.kg}^{-1}$  sušiny ve vzorku DU kambizem (Doskočilová, 2021). Při porovnání humusu v půdě je nejvíce zjištěno 3,15% TE kambizem (Finkous M., 2021) a nejméně 1,52% v DU hnědozem (Finkous P., 2021) (obrázek č.20).



Obr. č. 20: Porovnění pH, Cox, humus

**Vysvětlivky:**

pH

Cox

Humus

pH půdy v %

Půdní oxidovatelný uhlík %

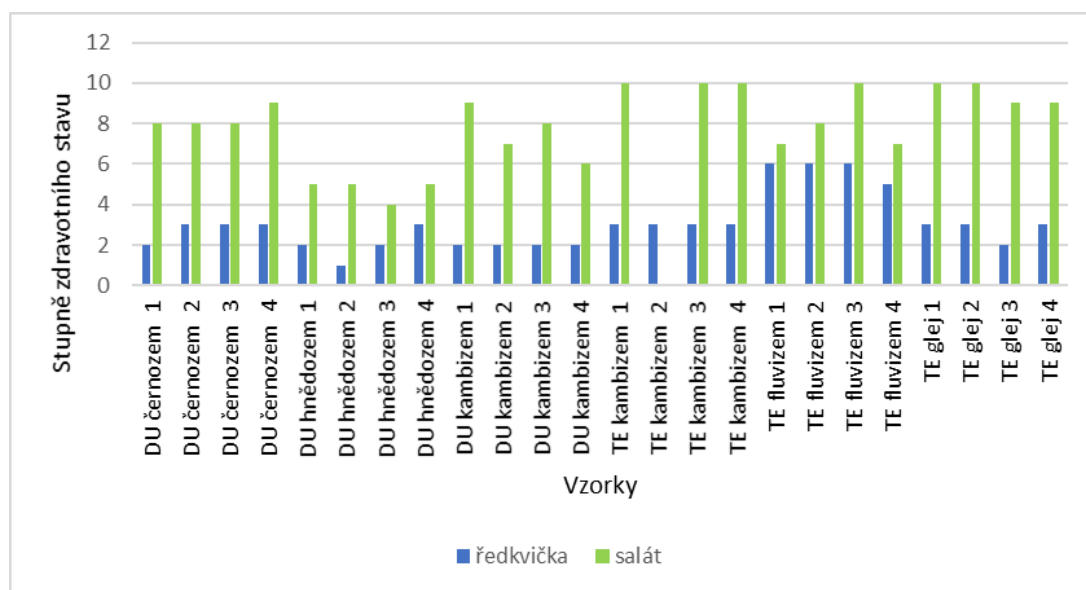
soubor organických látek v půdě

Nejméně půdního oxidovatelného uhlíku Cox 0,88% bylo zjištěno v DU hnědozem (Finkous P., 2021), nejvíce 1,83% v DU kambizem (Doskočilová, 2021).

Množství Ca i půdní pH, může změnit celkovou vitalitu nebo rychlost růstu rostlin. Indikátor kyselosti půdy pH KCl byl zjištěn v rozmezí od 7,11 u DU hnědozem (Finkous P., 2021), do 5,35 u TE kambizem (Finkous M., 2021).

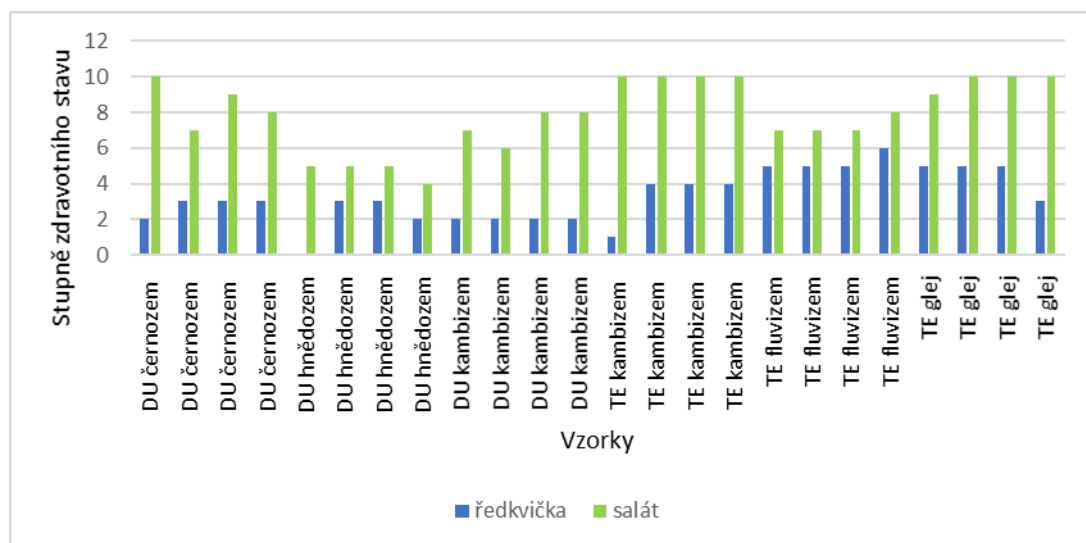
## 6.2. Zdravotní stav

Zdravotní stav salátu v treatmentu NC (obrázek č. 21), tedy bez jakéhokoliv ošetření kromě závlaky, byl u vzorků vyrovnaný. Pouze u vzorku TE kambizem č. 18 (Finkous M., 2021) nebylo možno odebrat žádný vzorek. Až na tuto výjimku byl zdravotní stav



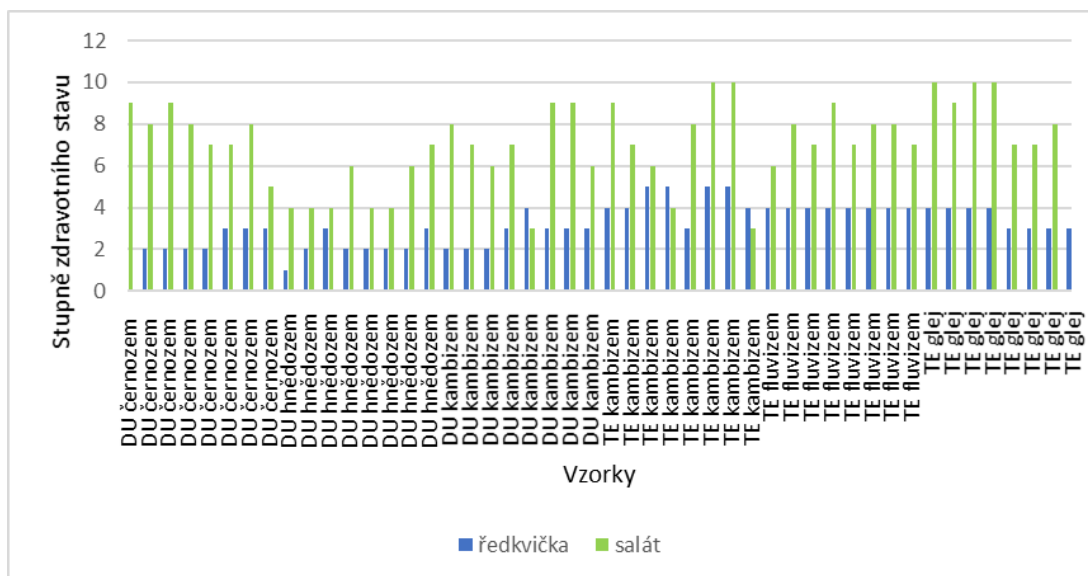
Obr.č. 21: Porovnání zdravotního stavu salátu a ředkviček treatment NC

vizuálně hodnocen od st. 5 do st. 10. Průměrné hodnocení zdravotního stavu ředkviček v NC ošetření je 7,6 u salátu a 3,0 u ředkviček. Kvalita rostlin ředkviček byla mnohem horší a pohybovala se v hodnocení převážně od st. 1 do st. 5.



Obr. č. 22: Porovnání zdravotního stavu salátu a ředkviček treatment PC

Ředkvičky i saláty u treatmentu PC (obrázek č. 22), tedy tam, kde byl přidán  $^{40}\text{K}$ , byly obdobné jako u ošetření NC, tedy v zemině, která byla ponechána bez kontaminace. Průměrná hodnota PC u salátů je 7,9 a u ředkviček 3,3. Vzorky salátů byly hodnoceny od st. 5 do st. 10 a vzorky ředkviček od st. 1 do st. 5 (obrázek č. 23).

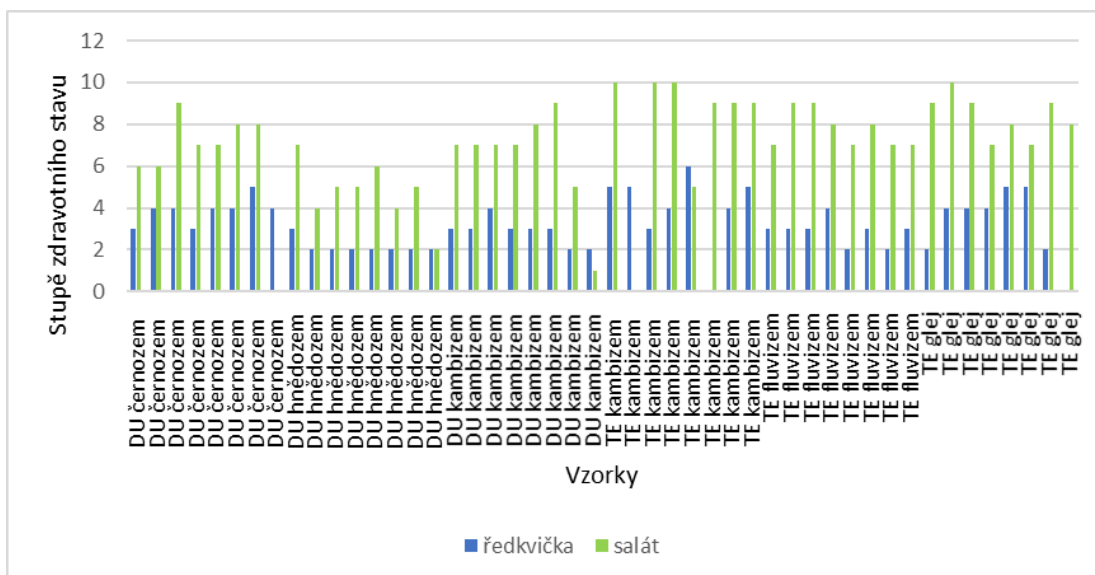


Obr. č 23: Porovnání zdravotního stavu ředkviček a salátu treatment K+Cs

V případě zdravotního stavu ředkviček a salátu pro ošetření K+Cs bylo porovnáváno 8 vzorků od každého druhu půdy. Saláty a ředkvičky v ošetření K+Cs vykazovaly stejné parametry růstu jako u PC a NC. Pro ředkvičky byly stanoveny od st. 1 do st. 5 a pro saláty od st. 5 do st. 10. Průměrný zdravotní stav pro ošetření K+Cs u salátu je 7,2 a 3,2 u ředkviček.

V posledním treatmentu byl zdravotní stav rostlin salátu i ředkviček při ošetření Cs, tedy i s přidáním Sr, stejný (obr. č. 24). Z údajů vyplývá, že přidáním  $^{40}\text{K}$ , který se používá jako hnojivo rostlin, nedošlo při porovnání vzrůstu rostlin s treatmenty kde  $^{40}\text{K}$  přidán nebyl, k žádným růstovým změnám.

Průměrný zdravotní stav pro ošetření Cs u salátu je 7,0 a u ředkvičky 3,2. Žádné významné změny není možné u zdravotního stavu prokázat ani v porovnání treatmentů, kde byla přidána aktivita K+Cs a Cs. (Zhu, Smolders, 2000) ve svých výzkumech prokázali, že K+ působí jako živina, ale při sorpci Cs tato skutečnost na růst rostlin nemá žádný pozitivní vliv. (De Medici et al., 2019) uvádí, že aplikace Cs způsobila snížení růstu sazenic až o 13%.



Obr. č. 24 Porovnání zdravotního stavu salátu a ředkviček treatment Cs

Mezi *Lactuca sativa* a *Raphanus sativus* jsou ve zdravotním stavu napříč treatmenty prokazatelné rozdíly, způsobené pravděpodobně odlišnými vegetačními podmínkami. Saláty byly vysety na začátku měsíce května, kdy bylo již velmi teplé a slunečné počasí bez výkyvů teplot, byly dotovány zálivkou a probíhala u nich rotace, aby nedocházelo k znevýhodnění některých rostlin. Ředkvičky byly vysety na začátku měsíce října a sklizeny na konci listopadu. V posledních dnech klesaly teploty k bodu mrazu. Zejména v listopadovém období neměly ředkvičky vhodné podmínky pro větší růst. V období nebyla prováděna zálivka ani rotace květináčů, což mohlo mít také vliv na zdravotní stav rostlin. Domnívám se, že nejpodstatnější faktorem rozdílů stavu mezi druhy jsou klimatické podmínky v době růstu.

### 6.3. Porovnání transferových koeficientů

#### Porovnání transferových koeficientů *Lactuca sativa* <sup>85</sup>Sr

V rámci diskuse budu nejdříve porovnávat saláty náležející do treatmentu K+Cs. Při porovnání TK <sup>85</sup>Sr (obrázek. č. 25) je nejnižší vypočítaný TK u salátu vzorek č. 16 DU hnědozem  $8,75 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Finkous P., 2021). Další od nejnižších řazených je vzorek č. 15 TE fluvizem  $9,11 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Šestáková, 2021) a DU kambizem č. 16 o hodnotě  $9,47 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Doskočilová, 2021). Nejvyšší hodnota TK v treatmentu K+Cs byla vypočítána u vzorku č. 14 DU hnědozem  $3 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Finkous P., 2021), druhým největším TK pro ošetření K+Cs pro všechny druhy půdy je vzorek půdy č. 11 TE fluvizem  $2,83 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Šestáková, 2021), náležející do skupiny ošetření K+Cs. Následují vzorky č. 9 TE fluvizem  $2,26 \cdot 10^{-2}$  (Šestáková, 2021) a č. 9 DU hnědozem  $2,04 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Finkous P., 2021). Hodnota průměrného vzorku <sup>85</sup>Sr salátu

v treatmentu K+Cs je  $1,55 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>). Pro tento treatment TK <sup>85</sup>Sr u TE glej pro salát byla zjištěna nejnižší hodnota  $1,17 \cdot 10^{-2}$ , nejvyšší  $1,88 \cdot 10^{-2}$ , průměrná  $1,43 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>).

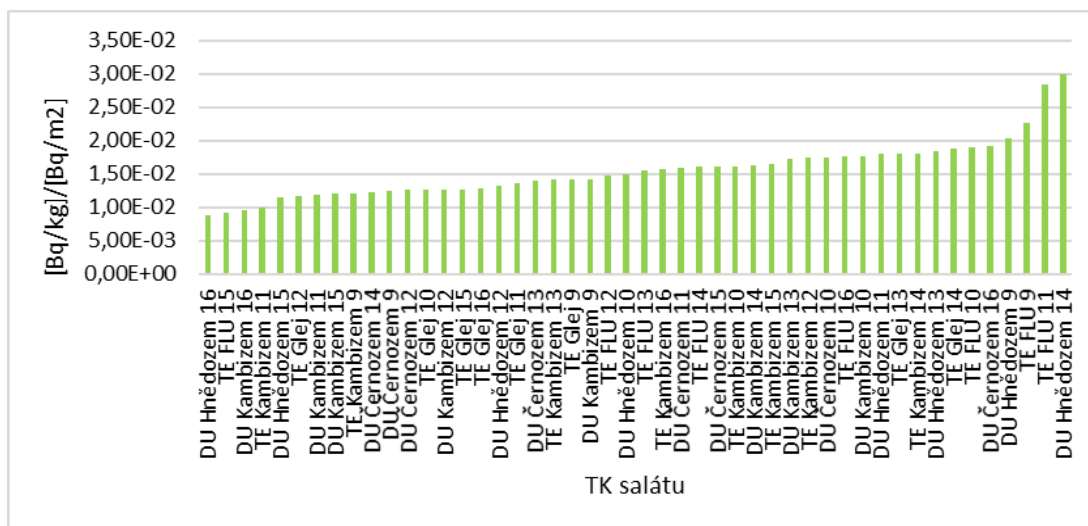
V tabulce (tabulka č. 26) pro výpočet transferových koeficientů vzorky č. 9 – 16 patří do treatmentu K+Cs (tedy ošetření <sup>40</sup>K+ <sup>85</sup>Sr+<sup>134</sup>Cs), Vzorky č. 17 – 24 náleží do treatmentu Cs (tedy ošetření <sup>85</sup>Sr+<sup>134</sup>Cs).

Tabulka č. 26: Výpočet transferových koeficientů *Lactuca sativa* <sup>85</sup>Sr

DU Kambizem	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	TE Fluvizem	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	TE Kambizem	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	DU Hnědozem	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	DU Černozem	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	TE Glej	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]
č. 9	1,42E-02	č. 9	2,26E-02	č. 9	1,21E-02	č. 9	2,04E-02	č. 9	1,23E-02	č. 9	1,42E-02
č.10	1,77E-02	č.10	1,90E-02	č.10	1,62E-02	č.10	1,49E-02	č.10	1,73E-02	č.10	1,26E-02
č.11	1,19E-02	č.11	2,83E-02	č.11	9,87E-03	č.11	1,79E-02	č.11	1,59E-02	č.11	1,37E-02
č.12	1,26E-02	č.12	1,48E-02	č.12	1,73E-02	č.12	1,33E-02	č.12	1,25E-02	č.12	1,17E-02
č.13	1,73E-02	č.13	1,55E-02	č.13	1,41E-02	č.13	1,84E-02	č.13	1,39E-02	č.13	1,80E-02
č.14	1,62E-02	č.14	1,60E-02	č.14	1,81E-02	č.14	3,00E-02	č.14	1,22E-02	č.14	1,88E-02
č.15	1,21E-02	č.15	9,11E-03	č.15	1,65E-02	č.15	1,15E-02	č.15	1,61E-02	č.15	1,27E-02
č.16	9,47E-03	č.16	1,76E-02	č.16	1,57E-02	č.16	8,75E-03	č.16	1,91E-02	č.16	1,29E-02
č.17	1,89E-02	č.17	1,69E-02	č.17	1,68E-02	č.17	1,46E-02	č.17	2,67E-02	č.17	1,94E-02
č.18	1,27E-02	č.18	2,41E-02	č.18	–	č.18	2,03E-02	č.18	1,40E-02	č.18	2,67E-02
č.19	1,05E-02	č.19	1,42E-02	č.19	2,85E-02	č.19	1,87E-02	č.19	2,23E-02	č.19	2,39E-02
č.20	2,13E-02	č.20	1,73E-02	č.20	1,55E-02	č.20	2,60E-02	č.20	2,13E-02	č.20	1,85E-02
č.21	1,16E-02	č.21	1,08E-02	č.21	1,50E-02	č.21	2,58E-02	č.21	2,19E-02	č.21	1,70E-02
č.22	9,47E-03	č.22	1,50E-02	č.22	2,09E-02	č.22	1,49E-02	č.22	1,96E-02	č.22	3,04E-02
č.23	2,81E-02	č.23	2,32E-02	č.23	3,00E-02	č.23	1,47E-02	č.23	1,42E-02	č.23	1,67E-02
č.24	2,26E-02	č.24	1,31E-02	č.24	3,66E-02	č.24	2,69E-02	č.24	–	č.24	2,32E-02

**Vysvětlivky:**

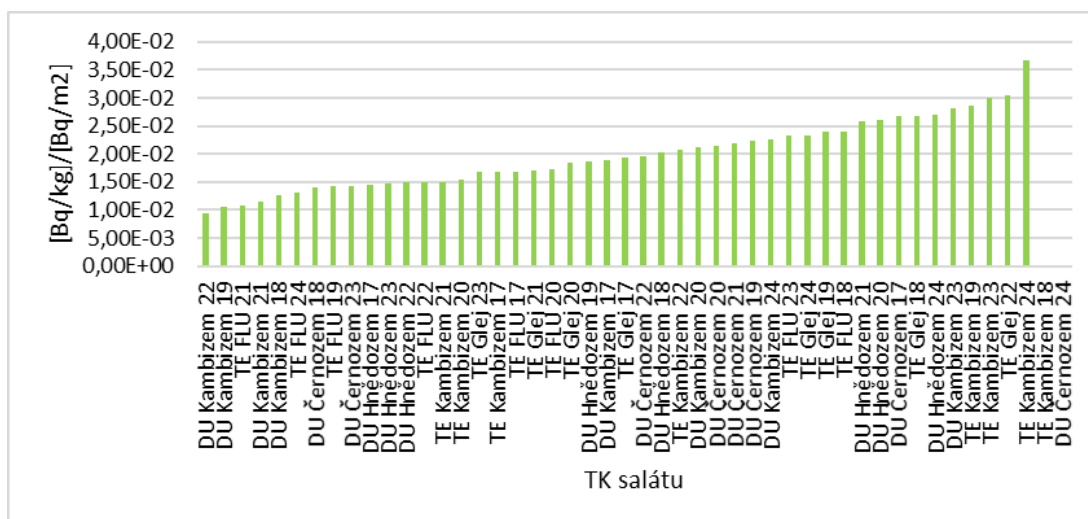
TE glej, glej modální z havarijní zóny ETE  
 TE fluvizem fluvizem z havarijní zóny ETE  
 TE kambizem kambizem z havarijní zóny ETE  
 DU kambizem Kambizem z havarijní zóny EDU  
 DU hnědozem Hnědozem z havarijní zóny EDU  
 DU černozem černozem z havarijní zóny EDU



Obr.č. 25: Porovnání transferových koeficientů <sup>85</sup>Sr treatment K+Cs salát

V treatmentu Cs (obrázek č. 26) u vzorku DU černozezem č. 24 a č. 25 došlo při sklizni nedopatřením ke spojení dvou vzorků salátu, proto vzorek č. 25 není změřen (Stádníková, 2021). TE Kambizem č. 18 (Finkous M., 2021), nebyl zajištěn žádný rostlinný materiál, proto nemohla být změřena plošná aktivita a následně vypočítán TK. Při provnání TK u vzorků salátu v treatmentu Cs byla nejnižší hodnota zjištěna u vzorku č. 22 DU kambizem  $9,47 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), další č. 19 DU kambizem  $1,05 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Doskočilová, 2021). Nejvyšší dosaženou hodnotu v tomto treatmentu má vzorek č. 24 TE kambizem  $3,66 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Finkous P., 2021), následuje TE glej č. 22 o hodnotě  $3,04 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>). Pro tento treatment TK <sup>85</sup>Sr u TE glej pro salát byla zjištěna nejnižší hodnota  $1,67 \cdot 10^{-2}$ , nejvyšší byla naměřena v rámci všech typů půdy TE glej č. 22, průměrná  $2,20 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>). Průměrná hodnota v tomto treatmentu byla zjištěna  $1,98 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>).

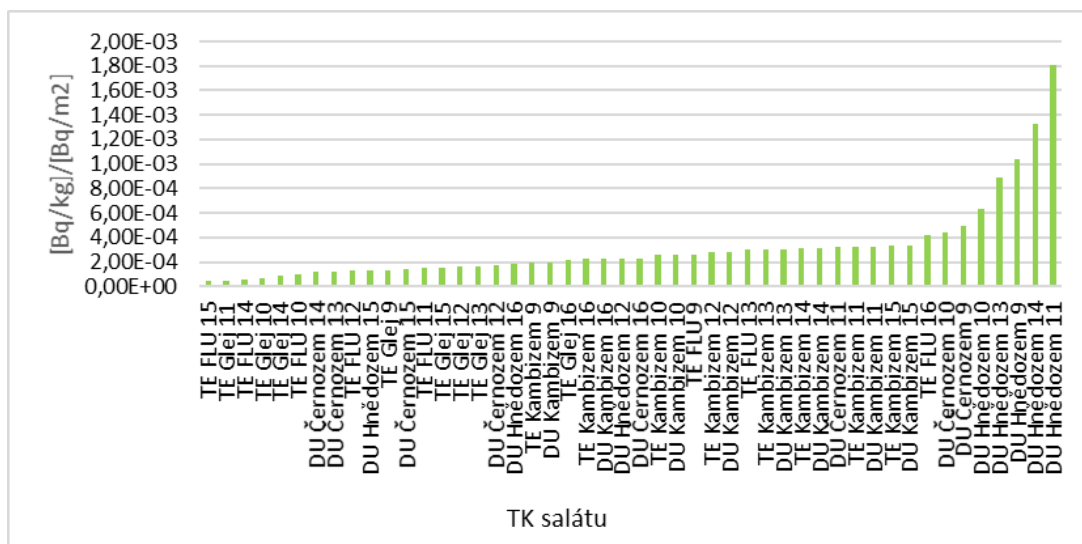
Porovnání našich výsledků s literaturou při kontaminaci <sup>85</sup>Sr byl zjištěn TK pro (*Cucumis sativus*) okurku setou 19,3, pro (*Phaseolus vulgaris*) bob obecný zjištěn TK 13,8, (*Brassica pekinensis*) čínské zelí TK  $9,5 \cdot 10^{-2}$  m<sup>2</sup>.kg<sup>-1</sup> čerstvé biomasy (Choit et al., 1998).



Obr.č. 26: Porovnání transferových koeficientů <sup>85</sup>Sr treatment Cs salát

### Porovnání transferových koeficientů *Lactuca sativa* <sup>134</sup>Cs

Nejvyšším TK <sup>134</sup>Cs (tabulka č. 27) u salátu v treatmentu K+Cs (obrázek č. 27) byl zjištěn u vzorku č. 11 DU hnědozem  $1,81 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), následuje č. 14 DU hnědozem  $1,33 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), poté č. 9 s hodnotou  $1,04 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Finkous P., 2021). Průměrná hodnota v tomto treatmentu je  $3,17 \cdot 10^{-4}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>). Nejnižší vzorky zjištěné v treatmentu K+S byly zjištěny v zorku č. 15 TE fluvizem  $4,52 \cdot 10^{-5}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Šestáková, 2021), č. 11 TE glej  $4,77 \cdot 10^{-5}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), č. 14 TE fluvizem  $5,97 \cdot 10^{-5}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Šestáková, 2021), č. 10 TE glej  $6,62 \cdot 10^{-5}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>). Z těchto výsledků je zajímavé, že nejmenší dosažené hodnoty byly u půd, které mají vysoký obsah vody. Fluvizemě jsou půdy, které jsou většinou využívány pro luční porosty. Na orných půdách se při dobrých podmínkách dají pěstovat cukrovka, pšenice, ječmen, ale i zelenina. Protože bývají fluvizemě blízko vodních toků, dochází při intenzivním využívání k vysoké dodávce hnojiv. I toto by mohlo být vysvětlitelním nízkých hodnot dosažených pro tyto typy půdy. Ve vzorku č. 25 při rozboru půdy bylo zjištěno pH pro gleje 6,54 pro fluvizem 5,88. Gleje bych označila za půdy spíše neutrální a fluvizemě, bych zařadila jako půdy mírně kyselé. Pro tento treatment TK <sup>134</sup>Cs u TE glej pro salát byla zjištěna nejnižší hodnota  $4,77 \cdot 10^{-5}$ , nejvyšší  $2,16 \cdot 10^{-4}$ , průměrná  $1,28 \cdot 10^{-4}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>).



Obr.č. 27: Porovnání transferových koeficientů <sup>134</sup>Cs treatment K+Cs salát

Tabulka č. 27: Výpočet transferových koeficientů Lactuca sativa <sup>134</sup>Cs

DU Kambizem	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	TE Fluzem	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	TE Kambizem	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	DU Hnědozem	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	DU Černozem	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	TE Glej	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]
č. 9	1,98E-04	č. 9	2,60E-04	č. 9	8,44E-05	č. 9	1,04E-03	č. 9	4,91E-04	č. 9	1,35E-04
č.10	2,55E-04	č.10	9,56E-05	č.10	7,76E-05	č.10	6,29E-04	č.10	4,44E-04	č.10	6,62E-05
č.11	3,22E-04	č.11	1,47E-04	č.11	5,06E-05	č.11	1,81E-03	č.11	3,22E-04	č.11	4,77E-05
č.12	2,83E-04	č.12	1,33E-04	č.12	3,54E-04	č.12	2,25E-04	č.12	1,75E-04	č.12	1,58E-04
č.13	3,04E-04	č.13	3,04E-04	č.13	7,71E-05	č.13	8,91E-04	č.13	1,23E-04	č.13	1,60E-04
č.14	3,09E-04	č.14	5,97E-05	č.14	8,73E-05	č.14	1,33E-03	č.14	1,21E-04	č.14	8,91E-05
č.15	3,35E-04	č.15	4,52E-05	č.15	2,26E-04	č.15	1,34E-04	č.15	1,41E-04	č.15	1,52E-04
č.16	2,23E-04	č.16	4,15E-04	č.16	1,70E-04	č.16	1,86E-04	č.16	2,29E-04	č.16	2,16E-04
č.17	2,29E-04	č.17	1,26E-04	č.17	6,57E-05	č.17	1,96E-04	č.17	3,37E-04	č.17	5,33E-05
č.18	1,53E-04	č.18	1,90E-04	č.18	–	č.18	4,58E-04	č.18	1,96E-04	č.18	4,98E-05
č.19	1,53E-04	č.19	9,86E-05	č.19	5,78E-05	č.19	7,23E-04	č.19	5,21E-04	č.19	8,49E-05
č.20	2,19E-04	č.20	5,29E-05	č.20	1,29E-04	č.20	6,96E-04	č.20	7,84E-04	č.20	2,10E-04
č.21	1,18E-04	č.21	1,01E-04	č.21	1,48E-04	č.21	6,13E-04	č.21	8,07E-04	č.21	2,61E-05
č.22	3,18E-04	č.22	2,09E-04	č.22	1,02E-04	č.22	5,82E-04	č.22	2,38E-04	č.22	1,54E-04
č.23	4,80E-04	č.23	8,81E-05	č.23	1,90E-04	č.23	4,71E-04	č.23	2,07E-04	č.23	8,63E-05
č.24	3,08E-04	č.24	2,69E-04	č.24	2,81E-04	č.24	5,10E-03	č.24	–	č.24	1,85E-04

**Vysvětlivky:**

TE glej,

TE fluzem

TE kambizem

DU kambizem

DU hnědozem

DU černozem

glej modální z havarijní zóny ETE

fluzem z havarijní zóny ETE

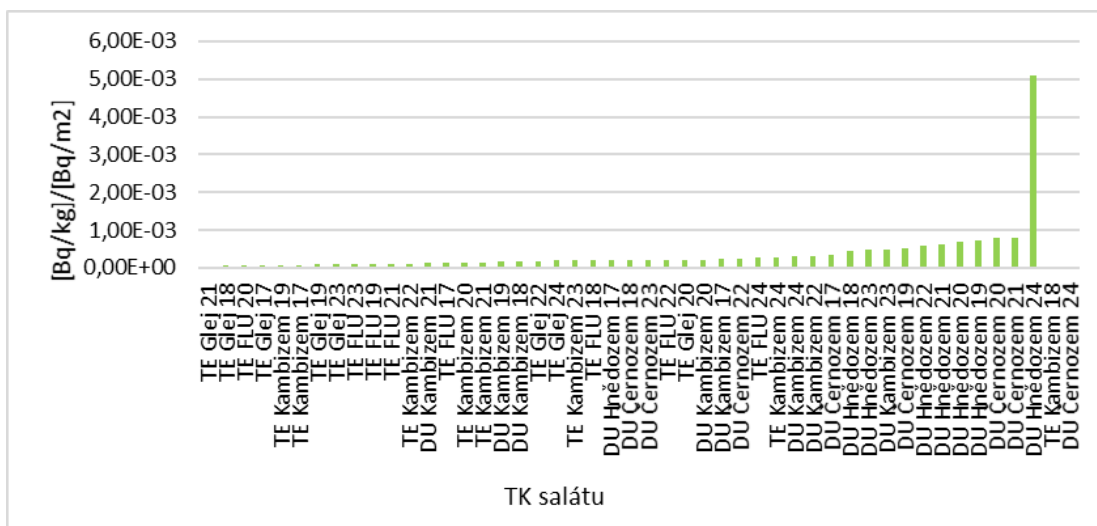
kambizem z havarijní zóny ETE

Kambizem z havarijní zóny EDU

Hnědozem z havarijní zóny EDU

černozem z havarijní zóny EDU





Obr.č. 28: Porovnání transferových koeficientů  $^{134}\text{Cs}$  treatment Cs salát

TK  $^{134}\text{Cs}$  v treatmentu Cs (obrázek č. 28) u vzorku DU černozelem č. 24 a č. 25 (Stádníková, 2021) a vzorku č. 18 TE kambizem (Finkous M., 2021) nebyl pro měření polovodičovou spektrometrií zajištěn vzorek rostlin salátu, stejně tak jako u TK  $^{85}\text{Sr}$  treatmentu Cs. Nejnižší TK byl zjištěn u vzorku č. 18 TE glej  $2,61 \cdot 10^{-5}$  a č. 21 TE glej  $4,98 \cdot 10^{-5}$ , č. 20 TE fluvizem  $5,29 \cdot 10^{-5}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Šestáková, 2021). Opět jsou nejvyšší hodnoty jako v treatmentu K+Cs dosaženy převážně u glejů a fluvizemí. Domnívám se, že tyto typy půd jsou si svým složením podobné. Nejvyšší hodnota v tomto treatmentu byla na základě plošné aktivity a aktivity biomasy salátu zjištěna u vzorku č. 24 DU hnědozem  $5,10 \cdot 10^{-3}$  (Finkous P., 2021), č. 21 černozelem  $8,07 \cdot 10^{-4}$  a č. černozelem  $7,84 \cdot 10^{-4}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Stádníková, 2021). Průměr pro vzorky toho treatmentu byl zjištěn  $3,67 \cdot 10^{-4}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>). Pro tento treatment TK  $^{134}\text{Cs}$  u TE glej pro salát byla zjištěna nejnižší hodnota  $5,33 \cdot 10^{-5}$ , nejvyšší  $1,85 \cdot 10^{-4}$ , průměrná  $1,06 \cdot 10^{-4}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>).

### Porovnání transferových faktorů u *Allium cepa* $^{85}\text{Sr}$

U vzorků cibule byl pro jednotlivé treatmenty z důvodu malého množství biomasy vyvořen směsný vzorek, proto soubor dat není dostatečně rozsáhlý. Přes tento nedostatek jsem se pokusila porovnat data treatmentu K+Cs i Cs TK  $^{85}\text{Sr}$  u cibule. Nejnižší TK pro K+Cs byl zjištěn u DU černozelem  $2 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Stádníková, 2021), nejvyšší  $8,82 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Šestáková, 2021). Průměrná hodnota TK  $^{85}\text{Sr}$  treatmentu K+Cs u cibule  $3,76 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>). Nejnižší hodnota vzorku v treatmentu Cs byla zjištěna u TE glej  $1,61 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) a nejvyšší  $5,76 \cdot 10^{-2}$  u TE Fluvizem (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Šestáková, 2021). Průměrná hodnota TK  $^{85}\text{Sr}$  u cibule treatmentu Cs u všech druhů půd je  $3,15 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>).

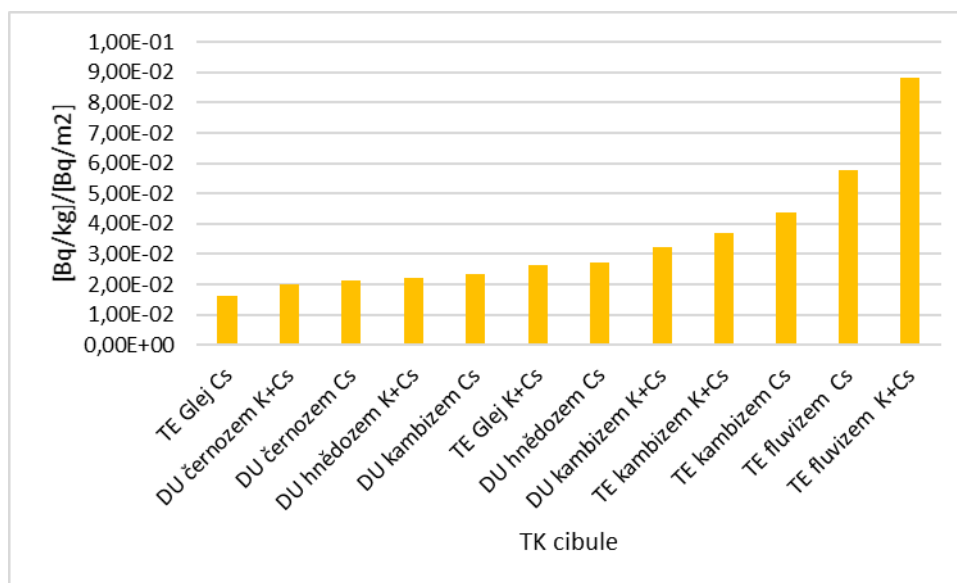
TK  $^{85}\text{Sr}$  u TE glej pro cibuli byla zjištěna u treatmentu K+Cs hodnota  $2,64 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) u treatmentu Cs  $1,61 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>).

Tabulka č. 28: Výpočet transferových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  Allium cepa

Vzorek	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]
TE Glej Cs	1,61E-02
DU černozem K+Cs	2,00E-02
DU černozem Cs	2,13E-02
DU hnědozem K+Cs	2,22E-02
DU kambizem Cs	2,33E-02
TE Glej K+Cs	2,64E-02
DU hnědozem Cs	2,72E-02
DU kambizem K+Cs	3,22E-02
TE kambizem K+Cs	3,69E-02
TE kambizem Cs	4,35E-02
TE fluvizem Cs	5,76E-02
TE fluvizem K+Cs	8,82E-02

**Vysvětlivky:**

TE glej, glej modální z havarijní zóny ETE  
 TE fluvizem fluvizem z havarijní zóny ETE  
 TE kambizem kambizem z havarijní zóny ETE  
 DU kambizem Kambizem z havarijní zóny EDU  
 DU hnědozem Hnědozem z havarijní zóny EDU  
 DU černozem černozem z havarijní zóny EDU  
 Cs přidáno  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$   
 K+Cs přidáno  $^{40}\text{K} + ^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$



Obr.č. 29: Porovnání transferových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  cibule

**Porovnání transferových faktorů u Allium cepa pro aktivitu  $^{134}\text{Cs}$**

Při porovnání TK  $^{134}\text{Cs}$  u cibule opět porovnávám malé množství vzorku, tedy treatment K+Cs i Cs ze směsných vzorků cibule. Nejnižší TK  $^{134}\text{Cs}$  (tabulka č. 29) v treatmentu K+Cs byl zjištěn u vzorku DU kambizem ve výši  $1,44 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Doskočilová, 2021), nejvyšší TE fluvizem  $9,88 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>)

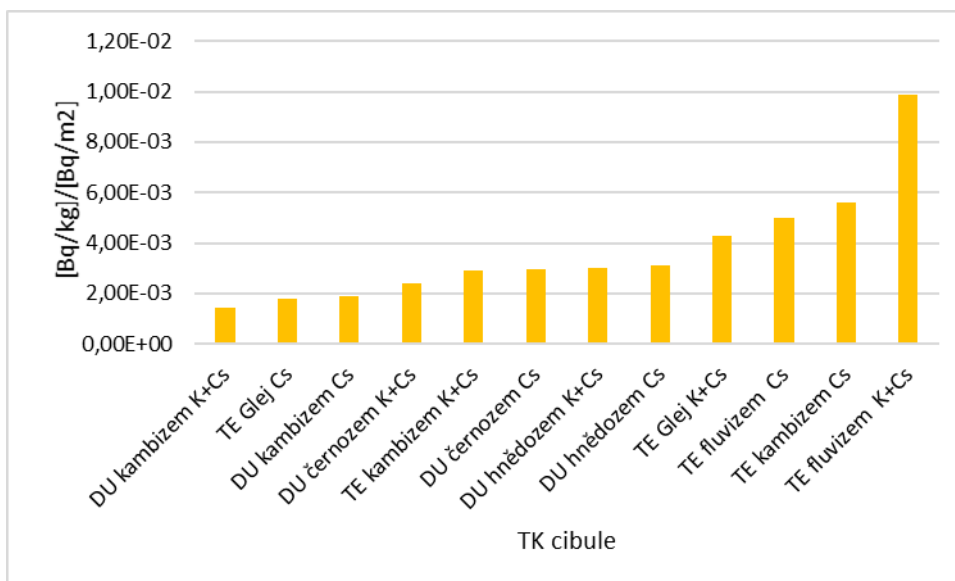
(Šestáková, 2021). Průměrná hodnota TK  $^{134}\text{Cs}$  treatmentu K+Cs u cibule  $3,93 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>). Nejnižší TK (obrázek č. 28) byl vypočítán pro směsný vzorek TE glej treatmentu Cs ve výši  $1,88 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), nejvyšší TE kambizem  $5,60 \cdot 10^{-3}$  (Finkous M., 2021). Průměrná hodnota TK  $^{134}\text{Cs}$  u cibule pro všechny druhy půdy treatmentu Cs u cibule je  $3,93 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>). TK  $^{134}\text{Cs}$  u TE glej pro cibuli byla zjištěna u treatmentu K+Cs hodnota  $4,28 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) u treatmentu Cs  $1,80 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>). V průzkumu provedeném v Bělorusku (Seduková, 2020) zjistila, že TK  $^{137}\text{Cs}$  na modálním gleji do cibulové nati byl průměrně  $21,0 \cdot 10^3$  (Bq/kg)/(kBq/m<sup>2</sup>), na modální kambizemi TK  $^{137}\text{Cs}$  do cibulové nati byl průměrně  $27,6 \cdot 10^3$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>). Převodní koeficienty  $^{137}\text{Cs}$  do listů salátu na běloruské půdě jsou vyšší než na české půdě, což (Seduková, 2020) zdůvodňuje biologickými rozdíly mezi plodinami a jejich půdními požadavky.

Tabulka č. 29: Výpočet transferových koeficientů  $^{134}\text{Cs}$  *Allium cepa*

Vzorek	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]
DU kambizem K+Cs	1,44E-03
TE Glej Cs	1,80E-03
DU kambizem Cs	1,91E-03
DU černozem K+Cs	2,41E-03
TE kambizem K+Cs	2,89E-03
DU černozem Cs	2,94E-03
DU hnědozem K+Cs	3,04E-03
DU hnědozem Cs	3,10E-03
TE Glej K+Cs	4,28E-03
TE fluvizem Cs	4,99E-03
TE kambizem Cs	5,60E-03
TE fluvizem K+Cs	9,88E-03

**Vysvětlivky:**

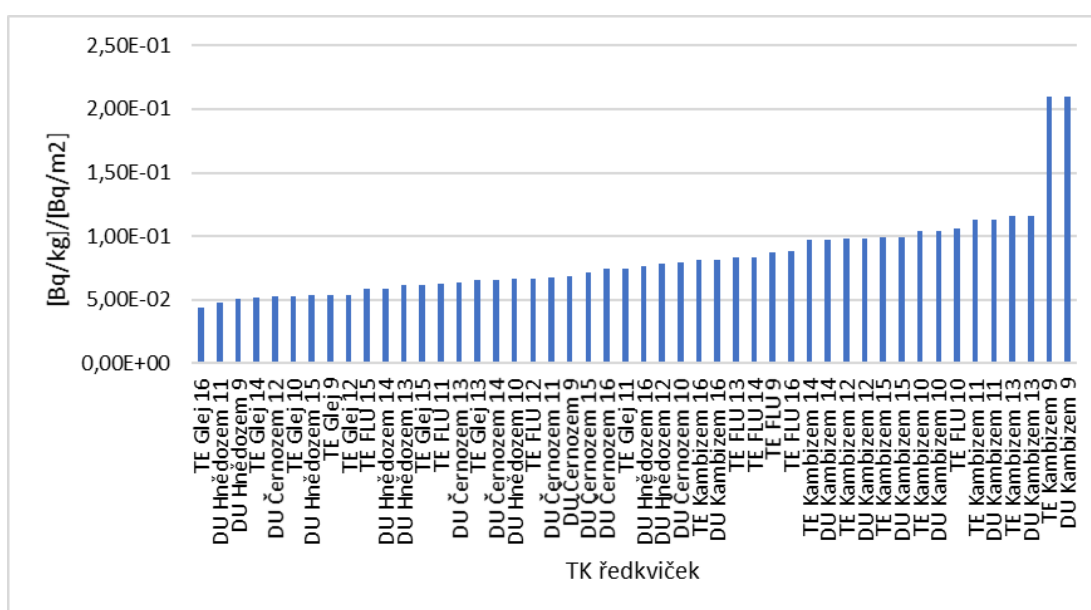
TE glej,	glej modální z havarijní zóny ETE
TE fluvizem	fluvizem z havarijní zóny ETE
TE kambizem	kambizem z havarijní zóny ETE
DU kambizem	Kambizem z havarijní zóny EDU
DU hnědozem	Hnědozem z havarijní zóny EDU
DU černozem	černozem z havarijní zóny EDU
Cs	přidáno $^{134}\text{Cs}$ + $^{85}\text{Sr}$
K+Cs	přidáno $^{40}\text{K}$ + $^{134}\text{Cs}$ + $^{85}\text{Sr}$



Obr. č. 30: Porovnání transferových koeficientů  $^{134}\text{Cs}$  cibule

### Porovnání transferových faktorů u *Raphanus sativus* pro aktivitu $^{85}\text{Sr}$

Při porovnávání TK aktivity  $^{85}\text{Sr}$  u ředkvičky ze zkoumaných druhů půd (tabulka č. 30) byla pro treatment K+Cs (obrázek č. 31) vypočítána nejnižší hodnota u vzorku č. 16 TE glej  $4,43 \cdot 10^{-2}$ , následuje č. 11 DU hnědozem  $4,82 \cdot 10^{-2}$  a č. 9 DU hnědozem  $5,10 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Finkous P., 2021). Nejvyšší hodnoty TK byly zjištěny u vzorku č. 9 DU kambizem  $2,10$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Finkous P., 2021), TE kambizem  $2,10$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Finkous M., 2021). Průměrná hodnota TK  $^{85}\text{Sr}$  pro ředkvičky v tomto treatmentu a pro všechny druhy půdy je  $8,27 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>). Pro tento treatment TK  $^{85}\text{Sr}$  u TE glej pro ředkvičku byla zjištěna nejnižší hodnota  $4,43 \cdot 10^{-2}$ , nejvyšší  $7,43 \cdot 10^{-2}$ , průměrná  $5,71 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>).



Obr. č. 31: Porovnání transferových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  treatment K+Cs ředkev setá

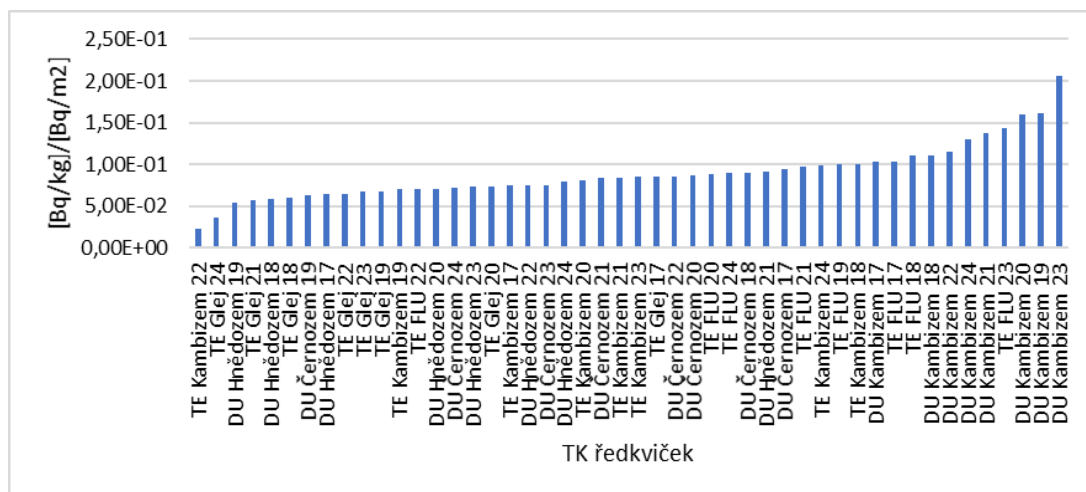
Tabulka č. 30: Výpočet transferových koeficientů u *Raphanus sativus* <sup>85</sup>Sr

DU Kambizem	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	TE Fluvizem	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	TE Kambizem	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	DU Hnědozem	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	DU Černozem	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	TE Glej	Transferový koeficient TK [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]
č. 9	2,10E-01	č. 9	8,75E-02	č. 9	5,91E-02	č. 9	5,10E-02	č. 9	6,86E-02	č. 9	5,35E-02
č.10	1,04E-01	č.10	1,06E-01	č.10	6,87E-02	č.10	6,68E-02	č.10	7,91E-02	č.10	5,28E-02
č.11	1,13E-01	č.11	6,24E-02	č.11	6,37E-02	č.11	4,82E-02	č.11	6,74E-02	č.11	7,43E-02
č.12	9,84E-02	č.12	6,69E-02	č.12	6,29E-02	č.12	7,81E-02	č.12	5,24E-02	č.12	5,40E-02
č.13	1,16E-01	č.13	8,30E-02	č.13	5,68E-02	č.13	6,11E-02	č.13	6,34E-02	č.13	6,53E-02
č.14	9,74E-02	č.14	8,38E-02	č.14	5,97E-02	č.14	5,84E-02	č.14	6,54E-02	č.14	5,16E-02
č.15	9,95E-02	č.15	5,83E-02	č.15	7,24E-02	č.15	5,35E-02	č.15	7,14E-02	č.15	6,12E-02
č.16	8,16E-02	č.16	8,85E-02	č.16	6,99E-02	č.16	7,69E-02	č.16	7,41E-02	č.16	4,43E-02
č.17	1,03E-01	č.17	1,04E-01	č.17	7,43E-02	č.17	6,41E-02	č.17	9,35E-02	č.17	8,47E-02
č.18	1,11E-01	č.18	1,10E-01	č.18	1,00E-01	č.18	5,89E-02	č.18	8,94E-02	č.18	5,95E-02
č.19	1,62E-01	č.19	9,94E-02	č.19	6,95E-02	č.19	5,36E-02	č.19	6,31E-02	č.19	6,74E-02
č.20	1,60E-01	č.20	8,79E-02	č.20	8,10E-02	č.20	7,09E-02	č.20	8,64E-02	č.20	7,38E-02
č.21	1,37E-01	č.21	9,66E-02	č.21	8,41E-02	č.21	9,13E-02	č.21	8,38E-02	č.21	5,73E-02
č.22	1,15E-01	č.22	7,02E-02	č.22	2,28E-02	č.22	7,48E-02	č.22	8,54E-02	č.22	6,42E-02
č.23	2,06E-01	č.23	1,44E-01	č. 23	8,45E-02	č.23	7,35E-02	č.23	7,51E-02	č.23	6,73E-02
č.24	1,30E-01	č.24	8,92E-02	č. 24	9,81E-02	č.24	7,95E-02	č.24	7,22E-02	č.24	3,60E-02

**Vysvětlivky:**

TE glej,	Glej modální z havarijní zóny ETE
TE fluvizem	Fluvizem z havarijní zóny ETE
TE kambizem	Kambizem z havarijní zóny ETE
DU kambizem	Kambizem z havarijní zóny EDU
DU hnědozem	Hnědozem z havarijní zóny EDU
DU černozem	Černozem z havarijní zóny EDU

Nejnižší TK <sup>85</sup>Sr v treatmentu Cs (tedy ošetření <sup>85</sup>Sr a <sup>134</sup>Cs bez <sup>40</sup>K) (obrázek č. 32) byl zjištěn u vzorku TE kambizem č. 22 v hodnotě  $2,28 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Finkous M., 2021), druhým nejnižším č. 24 TE glej  $3,60 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>). Nejvyšší č. 23 DU kambizem  $2,06$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), č. 19 DU kambizem  $1,62$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), č. 20 DU kambizem  $1,60$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Doskočilová, 2021). Průměrná hodnota tohoto treatmentu je  $8,89 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>). Pro tento treatment TK <sup>85</sup>Sr u TE glej pro ředkvičku byla zjištěna nejnižší hodnota  $3,60 \cdot 10^{-2}$ , nejvyšší  $8,47 \cdot 10^{-2}$ , průměrná  $6,38 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>).



Obr.č. 32: Porovnání transferových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  treatment Cs ředkev setá

Zajímavé při porovnání  $^{85}\text{Sr}$  u ředkviček je, že nejvyšší hodnoty TK byly zjištěny u typu půdy kambizem TE i DU. Kambizemě jsou půdy jejichž půdní reakce bývá slabě kyselá až kyselá. Z výsledků půdního vzorku č. 25 u TE kambizem bylo zjištěno pH 5,35 u DU kambizem pH 5,98, což odpovídá půdní reakci kyselé půdy. Tento výsledek může souviset s pH, protože velmi významně ovlivňuje příjem  $^{85}\text{Sr}$  do rostlin.

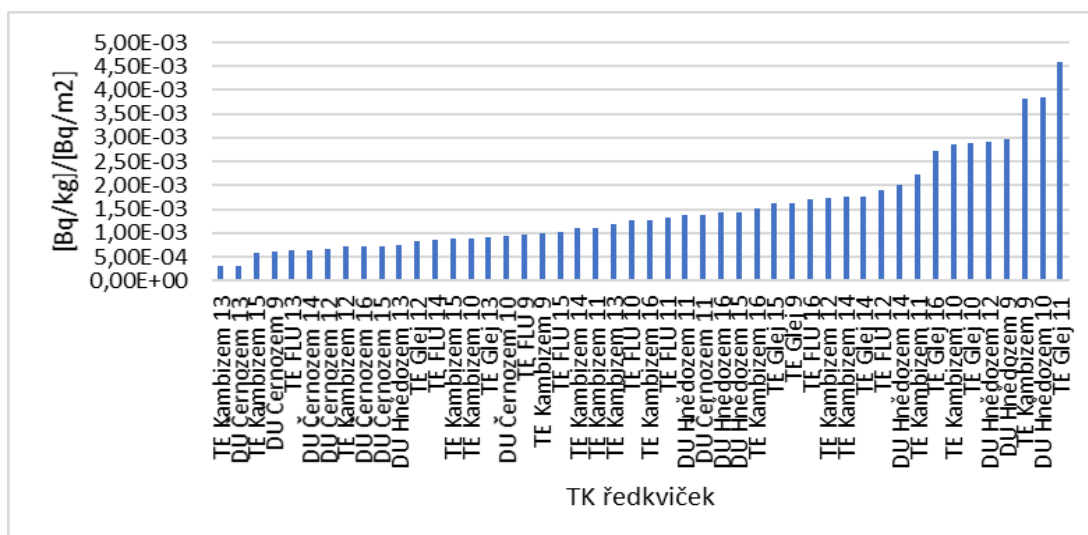
(Burger, Lichtscheidl, 2018) uvádí, že u rostlin, které mají TK menší než 1, brání přístupu Sr, rostliny s TF vyšším než 1 umožňují větší vstup Sr i jeho akumulaci.

(Choit et al., 1998) uvádí TK  $^{85}\text{Sr}$  u ředkviček  $9,6 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{kg}^{-1}$ . V dalším výzkumu (Choit et al., 2002) uvádí TK pro aktivitu  $^{85}\text{Sr}$  u (*Raphanus sativus*) ředkviček 0,02. (Baeza et al., 1999) uvádí zjištění  $^{85}\text{Sr}$  TK u (*Vicia faba*) bobu obecného 3,96.

Ve starší literatuře se uvádí TK jako bezrozměrné číslo, v některé literatuře se  $(\text{Bq/kg})/(\text{Bq/m}^2)$  krátí na  $\text{m}^2 \cdot \text{kg}^{-1}$ , přestože je krácení formálně správně, jednotky po zkrácení nevystihují podstatu měřené veličiny, proto používáme pro vyjádření TK jednotky  $(\text{Bq/kg})/(\text{Bq/m}^2)$ .

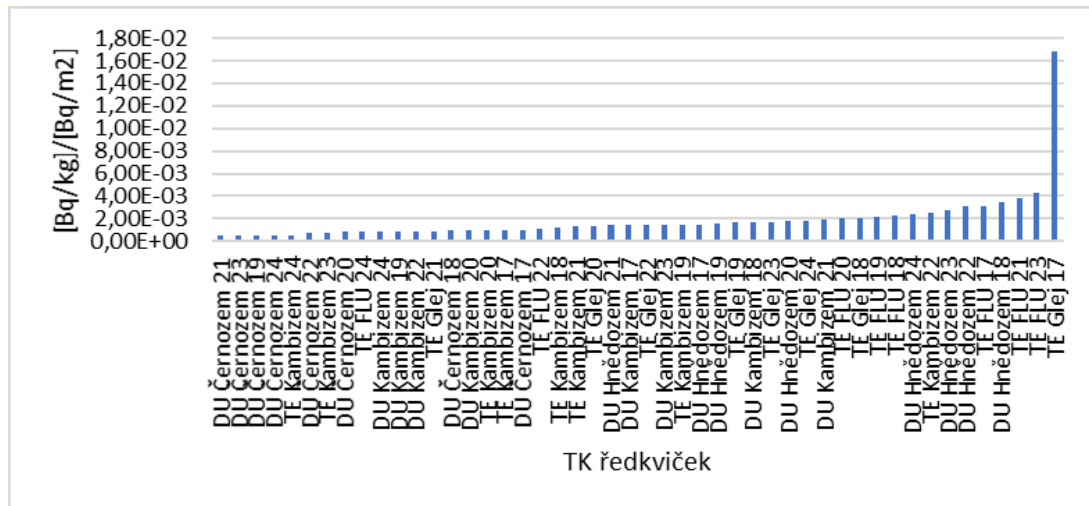
### Porovnání transferových koeficientů u *Raphanus sativus* pro aktivitu $^{134}\text{Cs}$

Předposledním porovnání TK  $^{134}\text{Cs}$  (tabulka č. 30) u *Raphanus sativus* je stejně jako u ostatních počítané z hmotnostní aktivity  $^{134}\text{Cs}$  sušiny a plošné aktivity půdy v tomto případě pro treatment K+Cs (obrázek č. 33). Nejnižší TK byl zjištěn u vzorku č. 13 TE kambizem  $3,20 \cdot 10^{-4} (\text{Bq/kg})/(\text{Bq/m}^2)$  (Finkous M., 2021). Nejvyšší TK č. 11 TE Glej  $4,58 \cdot 10^{-3} (\text{Bq/kg})/(\text{Bq/m}^2)$ . Průměrná hodnota TK  $^{134}\text{Cs}$  u ředkvičky treatmentu K+Cs ze všech druhů půdy zahrnutých v experimentu je  $1,51 \cdot 10^{-3} (\text{Bq/kg})/(\text{Bq/m}^2)$ . Pro tento treatment TK  $^{134}\text{Cs}$  u TE glej pro ředkvičku byla zjištěna nejnižší hodnota  $8,23 \cdot 10^{-4}$ , nejvyšší  $4,58 \cdot 10^{-3}$ , průměrná  $2,12 \cdot 10^{-3} (\text{Bq/kg})/(\text{Bq/m}^2)$ .



Obr. č. 33: Porovnání transferových koeficientů <sup>134</sup>Cs, treatment K+Cs ředkev setá

Naposledy v rámci všech druhů půdy budu porovnávat TK <sup>134</sup>Cs u ředkviček z treatmentu Cs (obrázek č. 34). Nejnižší hodnota tohoto treatmentu byla vypočítána u vzorku č. 21 DU černoze  $4,73 \cdot 10^{-4}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), č. 23 DU černoze  $4,75 \cdot 10^{-4}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), č. 19 DU černoze  $4,99 \cdot 10^{-4}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Stádníková, 2021). Nejvyšší hodnota byla zjištěna v vzorku č. 17 TE glej  $1,68 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), následně č. 23 TE fluvizem  $4,33 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) a č. 21 TE Fluvizem  $3,81 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Šestáková, 2021). Průměrný TK pro tento treatment je  $1,89 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>). Pro tento treatment TK <sup>134</sup>Cs u TE glej pro ředkvičku byla zjištěna nejnižší hodnota  $8,94 \cdot 10^{-4}$ , nejvyšší  $1,68 \cdot 10^{-2}$ , průměrná  $3,46 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>). (Massas, et al., 2010) v rámci experimentu prokázal, že aplikace Ca(OH)<sub>2</sub> v kyselé půdě významně snížila absorpci <sup>134</sup>Cs u ředkviček, okurek, sóji a slunečnice. Zjistil, že pokud došlo ke zvýšení koncentrace Ca<sup>2+</sup> v půdní matrici, kromě jejího přímého kompetitivního účinku na <sup>134</sup>Cs pro příjem kořenů, zvýšila se imobilizace <sup>134</sup>Cs v půdě, a proto byla snížena dostupnost <sup>134</sup>Cs pro příjem rostlinami. Vápnění půdy zvýšilo produkci biomasy a tím i kořenovou aktivitu rostlin. Zvýšená aktivita kořenů pravděpodobně zesílila fixaci <sup>134</sup>Cs v půdě a snížila dostupnost <sup>134</sup>Cs pro příjem rostlin. Mohlo také dojít k přemístování <sup>134</sup>Cs v kořenech v důsledku kationtové výměny Ca – <sup>134</sup>Cs v rostlinách.



Obr.č. 34: Porovnání transferových koeficientů  $^{134}\text{Cs}$ , treatment Cs ředkev setá

Z porovnání výsledků je zjevné, že v porovnání treatmentů jak u  $^{85}\text{Sr}$  i  $^{134}\text{Cs}$  byl vždy TK vyšší u treatmentu Cs, tedy při ošetření  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  bez přidaného  $^{40}\text{K}$ .

TK u  $^{85}\text{Sr}$  byl zjištěn pro všechny druhy rostlin řádově vyšší než u  $^{134}\text{Cs}$ , tento jev může být dán větší mobilitou Sr v půdním prostředí.

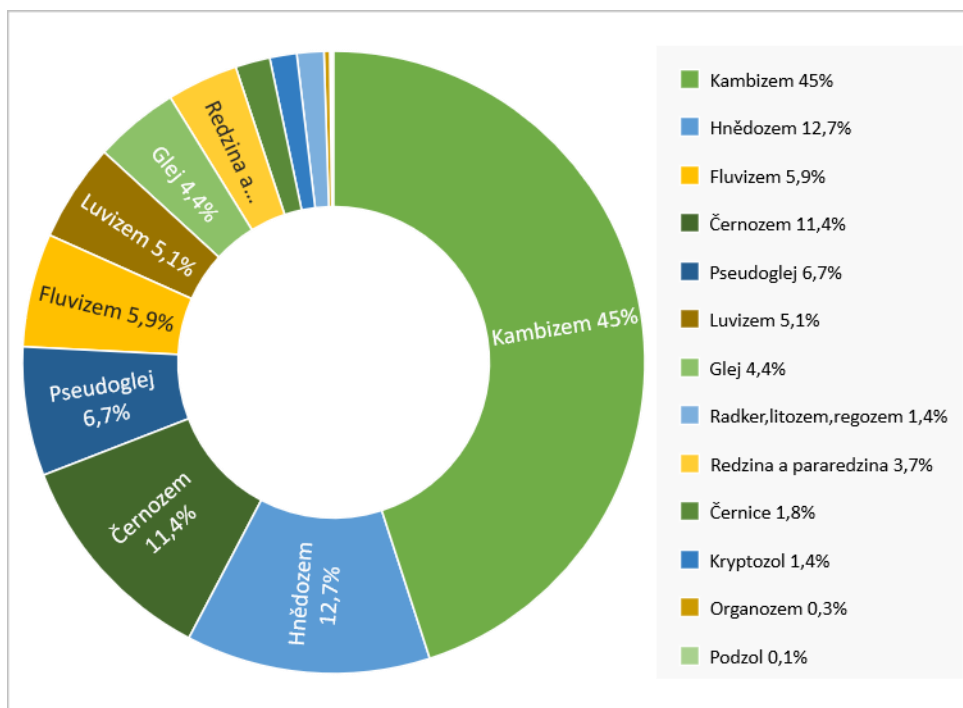
Tento výsledek souhlasí s odbornou literaturou, která potvrzuje vliv draslíku u rostlin na přijímání Cs (Burger, Lichtscheidl, 2018). Nejvyšší dosažený průměrný vzorek napříč treatmenty byl u ředkve seté v treatmentu Cs  $8,89 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>).

(Baeza et al., 1999) uvádí TK  $^{134}\text{Cs}$  u *Brassica napus* brukve řepky  $2,9 \cdot 10^{-2}$  a TK  $^{134}\text{Cs}$  u *Vicia faba* bobu obecného  $6,4 \cdot 10^{-2}$ . V hodnocení mezi ředkvičkou, salátem a cibulí vždy větších hodnot dosahovaly ředkvičky. V dalším porovnání uvádím TK zjištěné bez rozlišení typů rostlin v roce 1986 u obilovin  $4,9 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), brambor  $8 \cdot 10^{-4}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), zeleniny  $3,2 \cdot 10^{-3}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), ovoce  $1,8 \cdot 10^{-2}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>). V roce 2020 byl odhad TK v závislosti doby od havárie u obilovin  $2,2 \cdot 10^{-5}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), brambor  $1,8 \cdot 10^{-5}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), zeleniny  $3,3 \cdot 10^{-6}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>), ovoce  $5,5 \cdot 10^{-6}$  (Bq/kg)/(Bq/m<sup>2</sup>) (Rulík, 2021).

## Rozdělení půd na území ČR

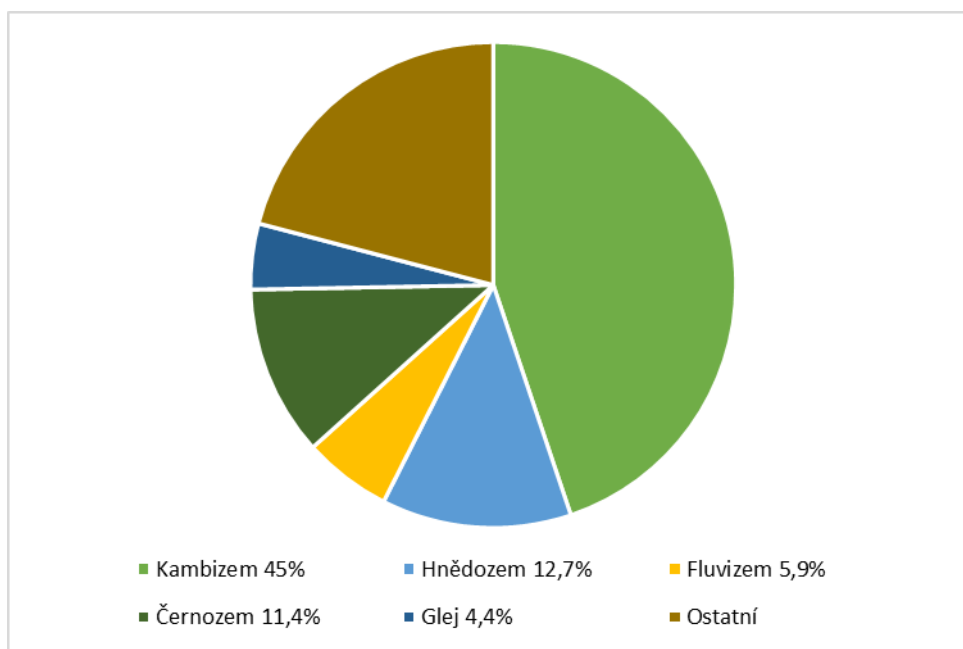
Na území České republiky se vyskytuje 14 typů půdy. Zeminy pro experiment byly vybrány nejen z důvodu jejich výskytu v havarijních zónách jaderných elektráren Temelín a Dukovany, ale také vzhledem k jejich poměrnému zastoupení na našem území (obrázek č. 35). Kambizem zaujímá 45% plochy, hnědozem 12,7%, černozem 11,4%, fluvizem 5,9%, glej 4,4% (obrázek č. 36). Vybrané experimentální půdní typy jsou zastoupeny na 79% plochy půdy v naší zemi. Těchto pět půdních typů tedy reprezentuje téměř čtyři pětiny celkového spektra půd v České republice.





Obr.č. 35: Rozdělení typů půdy v ČR Zdroj: (Poláková et. al., 2017)

I nadále je třeba zkoumat interakce rostlin a půdy při kontaminaci radionuklidy. Výsledná data mohou být uplatněna nejen v havarijní zóně JETE, ale ve všech oblastech ČR, kde se modální gleje vyskytují.



Obr.č. 36: Porovnání zastoupení typů půdy Zdroj: (Poláková et. al., 2017)

## 7. Závěr

Lidstvo se v průběhu dvacátého století naučilo využívat energii reakcí štěpných materiálů, ať už v řízené či neřízené podobě. Zákonitosti štěpení byly popsány a technologické procesy zpracovány. Žádná technologie však nezaručuje stoprocentní bezpečnost při jejím používání. Člověk je jejich pánem jen do té míry, do jaké dokáže předvídat chyby, možná selhání a dosah jejich následků.

Přestože od jaderné havárie v Černobylu uběhlo už 35 let, tedy více než je poločas rozpadu  $^{137}\text{Cs}$ , tento radionuklid je stále deponován v environmentálních složkách na značné části území Evropy. I nadále bychom měli v našem zájmu a v zájmu příštích generací zkoumat zátěž vyplývající z této havárie pro životní prostředí. Sledování kontaminace půd radionuklidy proto musí pokračovat po mnoho dalších desetiletí. Rostliny pro lidskou spotřebu pěstované na těchto půdách by měly být pod trvalou kontrolou. V souvislosti se zvyšující se potřebou energie, pokračujícím rozvojem jaderné energetiky a jejími možnými riziky je třeba neustále podporovat výzkumy rostlinných druhů, jejich absorpčních kapacit, poznávání ovlivnitelných faktorů, které by mohly zabránit šíření radionuklidů do potravního řetězce.

Tato práce, spolu s partnerskými pracemi v rámci projektu VI20192022153 – Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií, se snaží přispět k nápravě následků systémových chyb a selhání při využívání štěpných reakcí. Konkrétně má připravit podklady k softwarovému modelování pro tvorbu osevních plánů pro případ radiální mimořádné situace na našem území.

Cílem mé práce a také spolupráce na poloprovozním experimentu bylo odebrání vzorků modálních glejů, jejich transport na SÚRO a následná příprava kontaminace radionuklidy, výsev vybraných experimentální plodin *Lactuca sativa*, *Allium cepa*, *Raphanus sativus* a jejich sklizeň. V neposlední řadě byla analyzována získaná data transferových koeficientů stanovených pro půdy modální gleje a porovnána s výsledky mých kolegů a údajů ze zahraniční literatury.

Z výsledků vyplývá, že přidaná kontaminace  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{40}\text{K}$  neměla na zdravotní stav experimentálních rostlin žádný vliv. Transferové koeficienty v půdě modálních glejů  $^{85}\text{Sr}$  se pohybují u *Lactuca sativa* v rozmezí od  $1,17 \cdot 10^{-2}$  do  $3,04 \cdot 10^{-2}$   $(\text{Bq/kg})/(\text{Bq/m}^2)$ , u *Allium cepa* od  $1,61 \cdot 10^{-2}$  do  $2,64 \cdot 10^{-2}$   $(\text{Bq/kg})/(\text{Bq/m}^2)$ , a u *Raphanus sativus* od  $3,60 \cdot 10^{-2}$  do  $8,47 \cdot 10^{-2}$   $(\text{Bq/kg})/(\text{Bq/m}^2)$ . Transferový koeficient  $^{134}\text{Cs}$  byl zjištěn u *Lactuca sativa* v rozmezí od  $2,61 \cdot 10^{-5}$  do  $2,16 \cdot 10^{-4}$   $(\text{Bq/kg})/(\text{Bq/m}^2)$ , u *Allium cepa* od  $1,80 \cdot 10^{-3}$  do  $4,28 \cdot 10^{-3}$   $(\text{Bq/kg})/(\text{Bq/m}^2)$ , a u *Raphanus sativus* od  $8,23 \cdot 10^{-4}$  do  $1,68 \cdot 10^{-2}$   $(\text{Bq/kg})/(\text{Bq/m}^2)$ . Při porovnání hodnot

TK bylo zjištěno, že při ošetření rostlin  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  s přidáním  $^{40}\text{K}$  byl vždy TK menší než při ošetření  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$ . TK u  $^{85}\text{Sr}$  byl zjištěn pro všechny druhy rostlin řádově vyšší než u  $^{134}\text{Cs}$ . Z porovnání vyplývá, že TK *Lactuca sativa* byl zjištěn menší než TK u *Raphanus sativus*. Na základě tohoto výsledku není *Raphanus sativus* vhodnou plodinou pro pěstování ke konzumním účelům v oblastech zasažených radionuklidy v radiační mimořádné situaci.

Zjištěné výsledky mohou být dále využity pro vytvoření softwaru z něhož bude možné vypočítat TK z aktivity rostlin v nativním stavu. Dále je možné pracovat s výsledky při výpočtech potlačení absorpce radionuklidů přidáváním chemických hnojiv či vápnění půdy. Právě poznání absorpčních kapacit jednotlivých rostlinných i půdních druhů a kvantitativní modelování přenosů z půd do rostlin je důležité pro rozhodování o pěstebních postupech z důvodu omezení kontaminace potravního řetězce nebo využití fytoremediace pro odstranění radionuklidů z půdy.

Navrhují v rámci dalších projektů rozšíření výzkumů pro větší spektrum experimentálních plodin s větším poměrným zastoupením v ČR, strategických plodin, především obilnin a okopanin.

Domnívám se, že cíl mé práce byl naplněn. Téma práce bylo zajímavé a bylo pro mne velký přínosem, a to jak z hlediska odborného, tak z hlediska lidského, neboť jsem při práci na poloprovozním experimentu poznala mnoho zajímavých lidí.

## 8. Seznam použitých zdrojů

Absolon, J. P., Young, S. D., Crout, N. M. J., Sanchez, A., Wright, S. M, Smolders, E., Nisbet, A. F., Gillett, A. G., 2001: Prediction of radiocaesia transfer from organic soils to plants using soil characteristics. *J. Environ. Radioact.* 52, pp. 31-43.

Albers, B. P., Steindl, H., Schimmack, W., Bunzl, K., 2000: Soil-to-plant and plant-to-cow' s milk transfer of radiocaesium in alpine pastures : significance of seasonal variability. *Chemosphere*, 41, pp. 717-723.

Baeza A., Paniagua J. M., Rufoa M., Sterling A., Barandica J., 1999: Radiocaesium and radiostrontium uptake by turnips and broad beans via leaf and root absorption *Appl. Rad. and Isotop.*, 50, pp. 467-474.

Bengtsson S. B., Eriksson J., Gärdenäs A. I., Vinichuk M., Rosén K., 2013: Accumulation of wet-deposited radiocaesium and radiostrontiumby spring oilseed rape (*Brassica napus L.*) and spring wheat (*Triticum aestivum L.*) *Environ. Pollut.*, 182 pp. 335-342.

Bockheim, J. G., Gennadiyev, A. N., Hartemink, A. E., Brevik, E. C., 2014: Soil-forming factors and Soil Taxonomy. *Geoderma* 226, pp.231–237.

Brimo, K., Pourcelot, L., Métivier, J. M., Gonze, M.A., 2020: Evaluation of semi-mechanistic models to predict soil to grass transfer factor of <sup>137</sup>Cs based on long term observations in French pastures. In *Journal of Environmental Radioactivity*. 227, 106467.

Burger, A., Lichtscheidl I., 2018: Stable and radioactive cesium: A review about distribution in the environment, uptake and translocation in plants, plant reactions and plants' potential for bioremediation. *Science of The Total Environment*, 618, pp. 1459-1485.

Burger, A., Lichtscheidl I., 2019: Strontiumin the environment: Review about reactions of plants towards stable and radioactive strontium isotopes. *Science of The Total Environment*, 653, pp. 1459-1485.

Ciuffo, L., Velasco, H., Belli, M., Sansone, U., Transfer S., 2003: Cs soil-to-plant transfer for individual species in a semi-natural grassland. Influence of potassium soil content. *J. Radiat. Res.*, 283, pp. 277-283.

Delvaux, B., Kruyts, N., Cremers, A., 2000: Rhizosphere mobilization of radiocesium in soils. *Environmental Science & Technology*, 34, pp. 1489-1493.

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

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

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

Giannakopoulou, F., Haidouti, C., Chronopoulou, A., Gasparatos, D., 2007: Sorption behavior of cesium on various soils under different pH levels. *Journal of Hazardous Materials*, 149, pp. 553-556.

Gupta, D., Deb, U., Walther, C., Chatterjee, S., 2018a: Strontium in the ecosystem: transfer in plants via root system. In: Gupta, D., Walther, C. (Eds.), *Behaviour of Strontium in Plants and the Environment*. Springer, Switzerland, Cham, pp. 1–18.

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

Choi, Y., Lee, C., Kim, S., Lee, J., Jo, J., 1998: Effect of application time of radionuclides on their root uptake by chinese cabbage and radish. *J. Environ. Radioact.* 39, pp. 183–198.

Choi, Y., Lim, K., Lee, H., 2002. Interception, loss and translocation of  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{103}\text{Ru}$  and  $^{134}\text{Cs}$  in the rice plants sprayed with a mixed RI solution. *Radioprotection* 37, pp. 439–444.

IAEA-TECDOC-472, 2010: *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater*.

IUSS Working Group WRB. 2015: *World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.

Kang, J. G., Pyo, Y. J., Cho, J. W., Cho, M. H., 2004: Comparative proteome analysis of differentially expressed proteins induced by K<sup>+</sup> deficiency in *Arabidopsis thaliana*. *Proteomics* 4:3549–3559.

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, pp. 47-58.

Kautská Hofmanová, V., 2019: Průzkum transferových koeficientů  $^{137}\text{Cs}$  z půdy do zemědělských plodin v k.ú. Roudnice nad Labem (741647), Píсты (721042). ČZU, Praha.

Kozák, J., Němeček, J., Borůvka, L., Kodešová, R., Janků, J., Jacko, K., Hladík, J., 2010: *Soil atlas of the Czech Republic*. Czech University of Life Sciences. Prague.

Kurikami, H., Malins, A., Takeishi, M., Saito, K., Iijima, K., 2017: Coupling the advection-dispersion equation with fully kinetic reversible/irreversible sorption terms to model radiocesium soil profiles in Fukushima Prefecture. *J. Environ. Radioact.*, 171, pp. 99-109.

Massas, I., Skarlou, V., Haidouti, C., Giannakopoulou, F., 2010:  $^{134}\text{Cs}$  uptake by four plant species and Cs–K relations in the soil–plant system as affected by  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  application to an acid soil. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101, pp. 250-257.

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, pp.558-653.

Monna, F., Oort, F., Hubert, P., Dominik, J., Bolte, J., Loizea, J., Labanowski, J., Lamri, J., Petit, C., Le Roux, G., Chateau, C., 2009: Modeling of  $^{137}\text{Cs}$  migration in soils using an 80-year soil archive: role of fertilizers and agricultural amendments. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, pp. 9-16.

Mukai, H., Hatta, T., Kitazawa, H., Yamada, H., Yaida, T., Kogure, T., 2014: Speciation of radioactive soil particles in the Fukushima contaminated area by IP autoradiography and microanalyses. *Environ. Sci. Tech.*, 48, pp. 13053-13059.

Murota, K., Saito, T., Tanaka, S., 2016: Desorption kinetics of cesium from Fukushima soils. *J. Environ. Radioact.* 153, pp. 134-140.

Němeček, J., Muhlhanselová, M., Macků, J., Vokoun, J., Vavříček, D., Novák, P., 2011: Taxonomický klasifikační systém půd ČR. Česká zemědělská univerzita.

Pecharová, E., Drábek, K., Komínková, D., Finkous, M., Finkous, P., Kautská Hofmanová, 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). andscape 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

Poláková, Š., Kubík L., Prášková L., Malý, S., Němec, P., Staňa, J., 2017: Monitoring zemědělských půd v České Republice 1992-2013. ÚKZUZ. Brno.

Rulík, P., 2020: SÚRO – Emailová korespondence.

Russell, B.S., Croudace, I.W., Warwick, P.E., 2015: Determination of  $^{135}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in environmental samples: a review. *Anal. Chim. Acta* 890, 7-20.

Sedukova, V.G. (2020): Zdokonalení systému reakce v rostlinné výrobě při radioaktivní kontaminaci území v rámci zadání "OPTIMALIZACE OPATŘENÍ V ROSTLINNÉ VÝROBĚ NA ÚZEMÍ KONTAMINOVANÉM V DŮSLEDKU JADERNÉ HAVÁRIE. NÁRODNÍ AKADEMIE VĚD BĚLORUSKA. SVI Ústav radiobiologie NAV Běloruska. Gomel. Bělorusko.

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

Šestáková, K., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu fluvizem (havarijní zóna ETU) - poloprovozní experiment. ČZU, Praha.

Suchara, I., Sucharová, J., Holá, M., Pilátová, H., Rulík, P., 2016: Long-term retention of  $^{137}\text{Cs}$  in three forest soil types with different soil properties *Journal of Environmental Radioactivity*. 158-159, pp 102-113.

Soil Taxonomy, 2014: Keys to Soil Taxonomy. 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.

Solecki, J., Michalik, S., 2006: Studies of <sup>85</sup>Sr adsorption on grain fractions of soil. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 267, pp. 271–278.

Tarsitano, D., Young, S.D., Crout, N.M.J., 2011: Evaluation and reduction of the model of soil and plant absorption by radiocaesia. *J. Environ. Radioact.*, 102, pp. 262-269.

Tesařová, B., Pecharová, E., Doksanská, T., Škrkal, J., 2018: Pilot survey of soil contamination 30 years after Chernobyl. *Proceedings of the International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM*, 18, pp. 59-64.

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

Uematsu, S., Smolders, E., Sweeck, L., Wannijn, J., Van Hees, M., Vandenhove, H., 2015: Prediction of sorption characteristics of radiocaesia with chemical properties of soil for Japanese soils. *Sci.*, 524, pp. 148-156.

Völkle, H., Murith, C., Surbeck, H., 1989: Fallout from atmospheric bomb tests and releases from nuclear installations. *Radiat. Phys. Chem.* 34, 261–277.

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

Yamashita, J., Enomoto, T., Yamada, M., Ono, T., Hanafusa, T., Nagamatsu, T., Sonoda, S., Yamamoto, Y., 2014: Estimation of soil-to-plant transfer factors of radiocesium in 99 wild plant species grown in arable lands 1 year after the Fukushima 1 Nuclear Power Plant accident. *Journal of Plant Research*, 127, pp. 11–22.

Záhorová, V., 2020: SÚRO – Emailová korespondence.

Zhao, S., He, Ping., Qui, S., 2014: Long-term effects of potassium fertilization and straw return on soil potassium levels and crop yields in north-central China. *Field Crops Research.*, 169, 116-122.

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

Zhu, Y. G., Smolders, E., 2000: Use of radioactive cesium plants: overview of mechanisms, regulation and applications. *Journal of Experimental Botany*, 351, pp. 1635-1645.

Zibold, G., Klemt, E., Konopleva, I., Konoplev, A., 2009: Influence of fertilizing on the <sup>137</sup>Cs soil–plant transfer in a spruce forest of Southern Germany *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, pp. 489-496.

Česká geologická společnost, 2021: Půdní mapa 1:50 000. Online [cit. 2021-2-03] Dostupné z: < <https://mapy.geology.cz/pudy> >

Ježková, T., Rulík, P., 2015: Zpráva SÚRO 53 / 2015 Stanovení transferového koeficientu půda-rostlina v laboratoři. Online [cit. 2021-1-24] Dostupné z: <  
<https://www.suro.cz/cz/vyzkum/vysledky/metodiky/Stanoveni%20transferoveho%20koeficientu%20puda-rostlina%20v%20laboratori.pdf>>.

Tomášek, M., 1995: Atlas půd České republiky. Vydavatelství Českého geologického ústavu. Online [cit. 2021-1-24] Dostupné z: <  
<http://www.geology.cz/1919/historie/publikace/1995-atlas-komplet-web.pdf>>.



## 9. Seznam obrázků

- Obr. č. 1: Půdní mapa 1:50 000 - lokalita Stožice
- Obr. č. 2: Schéma půdního odběru – lokalita Stožice
- Obr. č. 3: Odběr půdy glej modální - Stožice
- Obr. č. 4: Schéma přemísťování vzorkovnic
- Obr. č. 5: Saláty – glej modální
- Obr. č. 6: Cibule sklizeň – glej modální
- Obr. č. 7: Výsevní pásy ředkvičky – glej modální
- Obr. č. 8: Sklizeň ředkviček
- Obr. č. 9: Vzorek umístěný v masťovce
- Obr. č. 10: HPGe detektory ve stíněních z olova
- Obr. č. 11: Porovnání aktivity  $^{85}\text{Sr}$  salátu a ředkve seté
- Obr. č. 12: Porovnání aktivity  $^{134}\text{Cs}$  salátu a ředkve seté
- Obr. č. 13: Porovnání aktivity  $^{85}\text{Sr}$  salátu
- Obr. č. 14: Porovnání aktivity  $^{134}\text{Cs}$  salátu
- Obr. č. 15: Porovnání aktivity  $^{85}\text{Sr}$  ředkev setá
- Obr. č. 16: Porovnání aktivity  $^{134}\text{Cs}$  ředkev setá
- Obr. č. 17: Porovnání transferových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  salátu
- Obr. č. 18: Porovnání transferových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  ředkve seté
- Obr. č. 19: Porovnání rozboru půdy pro jednotlivé zeminy pro Ca, K, Mg, P
- Obr. č. 20: Porovnání pH, Cox, humus
- Obr. č. 21: Porovnání zdravotního stavu salátu a ředkviček treatment NC
- Obr. č. 22: Porovnání zdravotního stavu salátu a ředkviček treatment PC
- Obr. č. 23: Porovnání zdravotního stavu salátu a ředkviček K+Cs
- Obr. č. 24: Porovnání zdravotního stavu salátu a ředkviček Cs
- Obr. č. 25: Porovnání transferových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  treatment K+Cs salát
- Obr. č. 26: Porovnání transferových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  treatment Cs salát
- Obr. č. 27: Porovnání transferových koeficientů  $^{134}\text{Cs}$  treatment K+Cs salát
- Obr. č. 28: Porovnání transferových koeficientů  $^{134}\text{Cs}$  treatment Cs salát
- Obr. č. 29: Porovnání transferových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  cibule
- Obr. č. 30: Porovnání transferových koeficientů  $^{134}\text{Cs}$  cibule
- Obr. č. 31: Porovnání transferových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  treatment K+Cs ředkev setá
- Obr. č. 32: Porovnání transferových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  treatment Cs ředkev setá
- Obr. č. 33: Porovnání transferových koeficientů  $^{134}\text{Cs}$  treatment K+Cs ředkev setá
- Obr. č. 34: Porovnání transferových koeficientů  $^{134}\text{Cs}$  treatment Cs ředkev setá
- Obr. č. 35: Rozdělení typů půdy v ČR
- Obr. č. 36: Porovnání zastoupení typů půdy

## 10. Seznam tabulek

- Tabulka č. 1: Přehled údajů – glej modální  
Tabulka č. 2: Zálivka salátu  
Tabulka č. 3: Zálivka cibule  
Tabulka č. 4: Vyhodnocení použití energie RN  
Tabulka č. 5: Výsledky pedologického průzkumu – glej modální  
Tabulka č. 6: Výsledky aktivity saláty TE glej  
Tabulka č. 7: Výsledky aktivity cibule TE glej  
Tabulka č. 8: Výsledky aktivity ředkev seté TE glej  
Tabulka č. 9: Tabulka popisných statistik aktivity  $^{85}\text{Sr}$  salátu a ředkve seté  
Tabulka č. 10: Tabulka popisných statistik aktivity  $^{134}\text{Cs}$  salátu ředkve seté  
Tabulka č. 11: Porovnání aktivity  $^{85}\text{Sr}$  salátu  
Tabulka č. 12: Porovnání aktivity  $^{134}\text{Cs}$  salátu  
Tabulka č. 13: Porovnání aktivity  $^{85}\text{Sr}$  ředkev setá  
Tabulka č. 14: Porovnání aktivity  $^{134}\text{Cs}$  ředkev setá  
Tabulka č. 15: Úbytek aktivity  $^{85}\text{Sr}$  salátu  
Tabulka č. 16: Úbytek aktivity  $^{134}\text{Cs}$  salátu  
Tabulka č. 17: Úbytek aktivity  $^{85}\text{Sr}$  cibule  
Tabulka č. 18: Úbytek aktivity  $^{134}\text{Cs}$  cibule  
Tabulka č. 19: Úbytek aktivity  $^{85}\text{Sr}$  u ředkvičky  
Tabulka č. 20: Úbytek aktivity  $^{134}\text{Cs}$  s u ředkvičky  
Tabulka č. 21: Výpočet plošné aktivity k době sklizně  
Tabulka č. 22: Výpočet plošné aktivity  
Tabulka č. 23: Výpočet transferových koeficientu salátu  
Tabulka č. 24: Výpočet transferových koeficientu cibule  
Tabulka č. 25: Výpočet transferových koeficientu ředkev setá  
Tabulka č. 26: Výpočet transferových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  *Lactuca sativa*  
Tabulka č. 27: Výpočet transferových koeficientů  $^{134}\text{Cs}$  *Lactuca sativa*  
Tabulka č. 28: Výpočet transferových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  *Allium cepa*  
Tabulka č. 29: Výpočet transferových koeficientů  $^{134}\text{Cs}$  *Allium cepa*  
Tabulka č. 30: Výpočet transferových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  *Raphanus sativus*

## **11. Seznam příloh**

Plán vzorkování

Protokolární záznam o odběru vzorku

<b>PLÁN VZORKOVÁNÍ</b>	
Plán vzorkování vytvořil: Kontakt	Věra Kautská Hofmanová Žižkova 717, Roudnice nad Labem, tel:723188837
Vzorkování bude provádět:	Věra Kautská Hofmanová, Dita Stádníková, Klára Šestáková, Doskočilová Věra, Finkous Miroslav, Finkous Petr
Účel odběru vzorků	Odběr reprezentativního směsného vzorku zemědělsky obhospodařované tj. orné půdy typu modální gleje z oblasti rozšířené ZHP ETE, pro základní vstupní pedologický a chemický rozbor a stanovení obsahu Cs a Sr
Místo odběru:	Katastrální území: Stožice půdní blok č. 7404/12(770-1140) část p.č. 1069
Vzorkovací schéma	Náhodný odběr orné půdy
Vzorkovací schéma na odběrové lokalitě	viz. celková situace se zákresem rozmístění dílčích odběrových míst pro směsný vzorek
typ odběrového zařízení	rýč
Způsob odběru	manuálně
Počet dílčích vzorků na jeden směsný vzorek:	odebráno 25 25-ti litrových nádob půdy
Datum odběru:	9.11.2019
Požadavky na zkoušky v místě odběru vzorku:	Odběr požadovaného množství orné půdy Fotodokumentace
Značení vzorků:	Směsný vzorek bude označen názvem místa Temelín (TE) a druhem půdy, tj. glej modální. Víko bylo označeno shodně se vzorkovnicí, s uvedením souřadnic odběru.
Bezpečnostní opatření:	--
Plánovaná úprava vzorku:	Ponechání v plastových nádobách přes zimní období
Hmotnost směsného vzorku	--
<b>POŽADAVKY NA BALENÍ, KONZERVACI, SKLADOVÁNÍ A DOPRAVU</b>	
Vzorkovnice, plnění:	25-ti litrová plastová nádoba s víkem
Konzervace:	--
Skladování:	normální prostředí
Doprava:	autem
Zkušební laboratoř	<b>Státní ústav radiační ochrany, v. v. i. Bartoškova 1450/28, 140 00 PRAHA 4 – Nusle a Státní ústav radiační ochrany, Piletická 57/15A, 500 03 Hradec Králové</b>
Rozsah požadovaných analýz:	24 pro experiment, jedna pro základní vstupní pedologický a chemický rozbor a stanovení obsahu Cs a Sr

Plán zpracoval: Věra Kautská Hofmanová	Dne: 7.11.2019
---	----------------

Schéma vzorkování:



### Protokolární záznam o odběru vzorku

#### Právodní list odběru vzorků

Osoba(y), která provedly odběr vzorků	Věra Kautská Hofmanová, Dita Stádníková, Klára Šestáková, Doskočilová Věra, Finkous Miroslav, Finkous Petr
Vlastník nebo uživatel dotčených pozemků	Martin Holeček, Stožice 7, 389 01 Stožice

Kultura	Orná půda
katastrální území	Stožice
správní obec	Stožice
Půdní blok č.	7404/12(770-1140) část
Velikost v ha	4,33 ha
Parcelní čísla	1069

Označení vzorku: glej modální

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

datum odběru:	9.11.2019	Čas odběru:	8,00-9,30
Souřadnice odběru:	49,13302N, 14,14445E		
Počet dílčích odběrů	25		
Poznámky	Odběr dle půdního typu, odebráno celkem 25 kýblů zeminy ve vybraném území		

Použité vzorkovací pomůcky: Rýč, lopatka, PVC kýbl 25 l

#### Schéma odběrového místa



Poznámka k odběru:

Podpis osoby, která provedla odběry: Kačláček