



Zdravotně
sociální fakulta
Faculty of Health
and Social Sciences

Jihočeská univerzita
v Českých Budějovicích
University of South Bohemia
in České Budějovice

**Stanovení transferového faktoru pro Cs-137 pro lesní
plody**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Studijní program:

Ochrana obyvatelstva

Autor: Bc. Michaela Macurová

Vedoucí práce: Mgr. Jiří Havránek

České Budějovice 2021

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci s názvem *Stanovení transferového faktoru pro Cs-137 pro lesní plody* jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby diplomové práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé diplomové práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 10. května 2021

.....

Bc. Macurová Michaela

Poděkování

Ráda bych poděkovala vedoucímu diplomové práce Mgr. Jiřímu Havránkovi za ochotu, odborné vedení a za čas strávený konzultacemi, které byly nezbytné pro vypracování této diplomové práce.

Stanovení transferového faktoru pro Cs-137 pro lesní plody

Abstrakt

Diplomová práce byla zpracována na téma stanovení transferového faktoru pro Cs-137 pro lesní plody. Přesto že od havárie černobylské elektrárny uběhlo 35 let, půdy a následně i lesní plody jsou stále kontaminovány Cs-137.

Cílem práce bylo na základě měření aktivity Cs-137 v lesních půdách a ve vzorcích lesních plodů určit transferový faktor pro Cs-137. Dále porovnat výsledky s hodnotami publikovanými v odborné literatuře a zveřejněnými v databázi MonRaS. Za tímto účelem byla stanovena výzkumná otázka: „Jsou výsledky vypočtených transferových faktorů pro lesní plody srovnatelné s hodnotami publikovanými v odborné literatuře“.

Za účelem dosažení stanovených cílů a zodpovězení výzkumné otázky byl proveden praktický výzkum, při kterém byly odebrány vzorky plodů brusnice borůvky a vzorky půd v jejich podloží z 10 lokalit dle stanovené metodiky. Celkem tak bylo odebráno 60 vzorků. Následně vzorky byly změřeny pomocí gamaspektrometrické analýzy na Státním úřadu pro jadernou bezpečnost (dále jen: „SÚJB“) v Českých Budějovicích.

Z naměřených hodnot byly vytvořeny grafy a následně porovnány dle kritérii k naplnění stanovených cílů. Transferové faktory pro lesní plody byly stanoveny. Cíle práce byly naplněny a výzkumná otázka byla potvrzena, což znamená, že výsledky vypočtených transferových faktorů pro lesní plody jsou srovnatelné s hodnotami publikovanými v odborné literatuře.

Výzkum provedený v této diplomové práci může sloužit jako další část stále probíhajícího monitorování kontaminace našeho území radiačním spadem z havárie Černobyl. Zároveň může být užitečný při výběru lokalit sběru vzorků pro další výzkumy a nebo sloužit jako studijní materiál pro studenty studijního programu ochrany obyvatelstva a příbuzných oborů.

Klíčová slova

cesium-137; draslík-40; radioaktivní spad; kontaminace.

Determination of the transfer factor for Cs-137 for forest berries

Abstract

The diploma thesis was prepared on the topic of determination of the transfer factor for Cs-137 for forest berries. Despite the fact that 35 years have passed since the accident at the Chernobyl power plant, soils and subsequently also forest berries are still contaminated with Cs-137.

The aim of the work was to determine the transfer factor for Cs-137 on the basis of measuring the activity of Cs-137 in forest soils and in samples of forest berries. Furthermore, compare the results with the values published in the literature and published in the MonRaS database. To this end, a research question was set: "Are the results of the calculated transfer factors for forest berries comparable to the values published in the literature".

In order to achieve the set goals and answer the research question, a practical research was carried out, during which samples of blueberry fruits and soil samples in their subsoil were taken from 10 localities, according to the established methodology. A total of 60 samples were taken. Subsequently, the samples were measured using gamma spectrometric analysis at The State Office for Nuclear Safety in České Budějovice.

Graphs were created from the measured values and then compared according to the criteria to meet the set goals. Transfer factors for wild berries were determined. The objectives of the work were fulfilled and the research question was confirmed, which means that the results of the calculated transfer factors for forest fruits are comparable with the values published in the literature.

The research carried out in this diploma thesis can serve as another part of the ongoing monitoring of the contamination of our territory by the radiation fallout from the Chernobyl accident. At the same time, it can be useful in the selection of sampling sites for further research or serve as study material for students of the study program of population protection and related fields.

Keywords

cesium-137; potassium-40; radioactive fallout; contamination.

OBSAH

Úvod.....	8
Teoretická část	9
1.1 Základní pojmy	9
1.2 Draslík	11
1.2.1 Draslík K-40	11
1.3 Cesium.....	12
1.3.1 Cesium-137.....	12
1.4 Původ kontaminace radionuklidy.....	13
1.4.1 Zkoušky jaderných zbraní.....	13
1.4.2 Havárie jaderné elektrárny Černobyl.....	14
1.5 Kontaminace životního prostředí ČR radionuklidy a jejich distribuce	20
1.5.1 Půda	20
1.5.2 Flora.....	24
1.5.3 Fauna.....	25
1.6 Lesní plody.....	27
1.6.1 Bрусnice borůvka	28
1.6.2 Cs- 137 v lesních plodech.....	30
1.7 Způsoby měření.....	31
1.7.1 Polovodičová gamaspektrometrie.....	31
2 Cíle práce a hypotézy	34
3 Metodika.....	35
3.1 Stanovení lokality odběru	36
3.2 Pomůcky, přístroje a materiálové zajištění výzkumu	38
3.3 Odběr vzorku.....	41
3.4 Úprava vzorku.....	49
3.5 Laboratorní úprava	52
3.6 Stanovení aktivity.....	55
3.7 Stanovení transferového faktoru	56
4 Výsledky.....	57
4.1 Výsledky měrné aktivity Cs-137 v jednotlivých lokalitách.....	60
4.2 Stanovení transferového faktoru	80
5 Diskuze	83
5.1 Porovnání výsledků měrné aktivity Cs-137 v jednotlivých lokalitách	83

5.2	Stanovení transferového faktoru pro Cs-137 v lesních plodech	89
6	Závěr.....	90
7	Seznam použitých zdrojů	92
8	Seznam obrázků.....	99
9	Seznam tabulek.....	101
10	Seznam použitých zkratk	102

Úvod

Následkem testování jaderných zbraní v atmosféře a havárie jaderné elektrárny v Černobylu došlo ke značné kontaminaci Cs-137 některých částí České republiky. Nejvíce zasažené oblasti jsou Šumava a Jeseníky. K mapování současné situace slouží studie založené na sběru a měření bioindikátorů, jako například lesních plodů, hub, lišejníků a mechů, které mají tendenci absorbovat do svých těl radionuklidy. V rámci potravního řetězce pak dochází k neustálému koloběhu těchto radionuklidů a k příspěvku osobní roční dávky člověka z přírodního prostředí. Potraviny z přírodních ekosystémů však nejsou dominantní v jídelníčku české populace, tudíž dávka z nich významně nepřispívá k průměrné dávce naší populace. Nicméně v úvahu však musíme brát i některé skupiny obyvatelstva, které mají zvýšený zájem o konzumaci těchto komodit, u kterých tak může dojít k vyšší expozici. Cesium-137 má poločas rozpadu cca 30 let, tudíž je stále součástí životního prostředí a aktuálnost této problematiky stále přetrvává. Lesní porosty mají tendenci zachytávat radionuklidy z ovzduší a usazovat je v tomto ekosystému, kde dochází v případě cesia-137 k jeho největší kumulaci, a to z důvodu neobdělávání půd zemědělci a nesnižování depozitu cesia v těchto půdách. Jak již bylo zmíněno mezi nejvýznamnější absorbenty Cs-137 spadají lesní plody, mezi které řadíme například brusnici borůvku, která se hojně vyskytuje na našem území a je velmi oblíbenou komoditou pro sběr. Z tohoto důvodu byla zvolena jako reprezentativní rostlina pro účely této diplomové práce.

Cílem diplomové práce je na základě měření aktivity Cs-137 v lesních půdách a ve vzorcích lesních plodů určit transferový faktor pro Cs-137, který se následně porovná s transferovými faktory publikovanými v odborné literatuře. Dále naměřené hmotnostní aktivity vzorků se porovnají s hmotnostními aktivitami, které jsou zveřejněné v databázi MonRas pro dané lokality. Programový prostředek MonRas je využíván k ukládání, zpracování a zveřejňování výsledků z monitorování radiační situace například na území České republiky. Teoretická část této práce obsahuje základní informace nutné k pochopení zkoumané problematiky.

Teoretická část

Teoretická část diplomové práce se zabývá problematikou kontaminace lesních plodů Cs-137 na území České republiky. V práci jsou definovány dva radionuklidy Cs-137 a K-40. Cs-137 je hlavním ukazatelem kontaminace. Pro srovnání je uveden K-40, který je přírodním radionuklidem nacházejícím se ve všech složkách potravního řetězce a životního prostředí. Následuje vysvětlení původu kontaminace a chování radionuklidů v životním prostředí. Další kapitola je věnována lesním plodům a jejich kontaminaci. Součástí je zároveň podkapitola o brusnici borůvce, která je hlavním zkoumaným subjektem v praktické části. Nedílnou součástí je také definice způsobu měření, který je stěžejní pro praktickou část diplomové práce.

1.1 Základní pojmy

Radioaktivita představuje samovolnou jadernou přeměnu nestabilního izotopu určitého prvku na stabilnější izotop jiného prvku, která je doprovázena emisí ionizujícího záření. Podle typu emitovaného záření rozlišujeme α , β a γ rozpady. (Tarábek, 2006)

Ionizující záření je takové záření, jehož kvanta mají natolik vysokou energii, že jsou schopna vyrážet elektrony z atomového obalu a tím látku ionizovat. (Ullmann, 2002)

Izotop je nuklid, který má stejný počet protonů, ale různý počet neutronů. (15 let od havárie Černobylu-důsledky a poučení, 2001)

Nuklid je označení pro atomy, mající v jádře vždy stejný počet protonů i neutronů. (15 let od havárie Černobylu-důsledky a poučení, 2001)

Radionuklidy jsou nestabilní nuklidy, které projevují radioaktivitu. (Tarábek, 2006)

Aktivita představuje podíl počtu jaderných přeměn radionuklidů za jednotku času. Značí se A a jednotkou je Becquerel [Bq]. Množství koncentrace radionuklidu v dané látce pak vyjadřujeme odvozeně hmotnostní aktivitou A_m [Bq/kg], objemovou aktivitou A_v [Bq/l] či plošnou aktivitou A_s [Bq/m²]. (15 let od havárie Černobylu-důsledky a poučení, 2001)

Poločas rozpadu je doba, za kterou se rozpadne či přemění polovina původního počtu jader. Tato veličina se označuje T a může nabývat hodnot od zlomku sekundy až po miliardy let. (Tarábek, 2006)

Dávka je množství energie, jež je předáno určité látce ionizujícím zářením v objemu s jednotkovou hmotností. Charakterizuje míru účinků ionizujícího záření. (15 let od havárie Černobylu-důsledky a poučení, 2001) Dávka je definována dle vzorce jako podíl střední energie $d\varepsilon$ a hmotnosti elementu objemu dm v určitém bodě, kterému byla tato energie předána. (Klener, 2000)

$$D = \frac{d\varepsilon}{dm}$$

Dávkový limit je hodnota efektivní nebo ekvivalentní dávky vztažená na jednotlivce z plánované expoziční situace, která nesmí být překročena. (ICRP 103., 2009)

Ekvivalentní dávka je součin radiačního váhového faktoru a střední absorbované dávky v orgánu nebo tkáni pro ionizující záření. (Vyhláška č. 422/2016 Sb.)

Efektivní dávka je součet součinů tkáňových váhových faktorů a ekvivalentní dávky v ozářených tkáních nebo orgánech. (Vyhláška č. 422/2016 Sb.)

Ozáření je přímé působení ionizujícího záření na člověka, které je vyjádřeno dávkou D [Sv] a dávkovým příkonem DP [Sv/h]. Ozáření dělíme na vnitřní a zevní, kdy v prvním případě je zdroj ionizujícího záření uvnitř těla a v druhém případě se zdroj nachází mimo tělo. (Chvátalová, 2018)

Stochastické účinky jsou účinky, které jsou vyvolány mutacemi, tedy změnami v genetické informaci buněk a předpokládá se pro ně bezprahový, převážně lineární vztah mezi dávkou a účinkem. Pravděpodobnost poškození roste s dávkou. Klinický obraz těchto účinků není typický a nelze jej odlišit od „spontánně“ vzniklých. Mezi stochastické účinky řadíme nádorová onemocnění a genetická poškození. (Havránková et. al., 2018)

Deterministické účinky jsou účinky, ke kterým dochází v důsledku smrti části ozářené buněčné populace. K projevu účinků dochází až po překročení prahové dávky. Závažnost účinků vzrůstá s dávkou. Mají charakteristický klinický obraz. Mezi deterministické

účinky řadíme akutní nemoc z ozáření (dále jen: „ANO“), akutní lokální změny, poškození plodu in utero a pozdní nenádorová poškození. (Havránková et. al., 2018)

Radioaktivní kontaminace je znečištění jakéhokoliv materiálu, jeho povrchu nebo znečištění osob či prostředí radioaktivní látkou. Kontaminace člověka se dělí na zevní a vnitřní kontaminaci bez ohledu na to jakou cestou se radioaktivní látka do organismu dostala, či byla přijata. (Vyhláška č. 422/2016 Sb.)

1.2 Draslík

Draslík je významný prvek z řady alkalických kovů, který se hojně vyskytuje v zemské kůře a mořské vodě, zároveň je také biogenním prvkem, proto se nachází v tělech živých organismů. Poměr jeho koncentrace v buněčných tekutinách je spolu se sodíkem velmi významným faktorem pro zdravý vývoj organismu. V lidském těle je vyšší koncentrace draslíku uvnitř buněk, přičemž k uvolnění ven dochází pomocí draslíkových kanálů při přenosu vzruchu. V přírodě se tento prvek vyskytuje pouze v jednom oxidačním stavu a to jako draselný ion K^+ . Draslík je sám o sobě velmi reaktivní, proto se v přírodě vyskytuje pouze ve formě sloučenin. V běžném životě se s draslíkem setkáme v mléčných výrobcích, ovoci, zelenině, obilovinách, bramborách a kávě. Z důvodu konzumace potravin je jeho koncentrace v našem těle vysoká a to přibližně okolo 55 Bq/kg. Přírodní draslík má tři izotopy, z nichž jeden je radioaktivní a to izotop K-40, který je v zastoupení 0,0017 %. Dva zbylé izotopy K-39 a K-41 jsou stabilní, v zastoupení 93,3% pro K-39 a dále pak 6,73% pro K-41. (Ullmann, 2002; Draslík, 2021)

1.2.1 Draslík K-40

Izotop draslíku K-40 je všeobecně rozšířeným přírodním radionuklidem s velice dlouhým poločasem rozpadu $1,25 \times 10^9$ roků. Přeměňuje se β^- přeměnou nebo elektronovým záchytem na stabilnější prvek. S potravou se radioaktivní draslík K-40 dostává do těla člověka, v těle dospělého jedince je obsaženo přibližně 13 mg tohoto izotopu. Aktivita K-40 dosahuje řádu stovek Bq/kg. Po požití je tento izotop absorbován z gastrointestinálního traktu do krve, kterou je distribuován do všech orgánů a tkání. Aktivita uvnitř těla dosahuje hodnoty přibližně 5 000 Bq, pro představu je to 5 000 atomů procházející každou sekundu radioaktivním rozpadem, při čemž zhruba 10 % z nich emituje gama záření. Biologický poločas draslíku je 30 dní. (Peterson, 2007)

1.3 Cesium

Cesium je přirozeně se vyskytující prvek, který se v kombinaci s dalšími prvky vyskytuje v horninách, půdě a prachu v malém množství. Přirozeně se vyskytující cesium není radioaktivní a označuje se jako stabilní cesium. V prostředí se přirozeně vyskytuje pouze jedna stabilní forma cesia, a to Cs-133. Popsáno bylo celkem 39 radioizotopů s nukleonovými čísly 112 až 151 a také několik jaderných izomerů tohoto prvku. Mezi nejstabilnější radioizotopy řadíme Cs-135, Cs-137, Cs-134, Cs-136 a Cs-131 s poločasy rozpadu, jak ukazuje tabulka 1. Všechny ostatní izotopy cesia mají poločasy rozpadu kratší než 7 dní, u některých je to i pod 2 minuty. Radioizotopy s nukleonovým číslem 132 a nižším se ve většině případů přeměňují β^+ přeměnou na izotopy xenonu, zatímco izotopy jako Cs-134 a těžší se přeměňují β^- přeměnou na baryum. (ATSDR, 2011; Isotopes of caesium, 2020)

Tabulka 1: Poločasy rozpadu izotopů Cs

nuklid	poločas přeměny	způsob přeměny	produkty přeměny
Cs-135	2,3 x 10 ⁶ r	β^-	Ba-135
Cs-137	30,17 r	β^-	Ba-137
Cs-134	2,065 r	β^-	Ba-134
		ϵ (elektron. záchyt)	Xe-134
Cs-136	13,04 d	β^-	Ba-136
Cs-131	9,7 d	ϵ	Xe-131

Na základě: Isotopes of caesium, 2020

1.3.1 Cesium-137

Poločas rozpadu pro Cs-137 je 30,17 roků. Jedná se o beta a gama zářič. Při pokojové teplotě je cesium-137 kapalina, ale snadno tvoří sloučeniny s chloridy za vzniku prášku. V malých množstvích se používá pro kalibraci zařízení pro detekci záření, jako jsou Geiger-Müellerovy počítače. Ve větším množství se Cs-137 používá v lékařských

zařízeních pro radiační terapii k léčbě rakoviny. Dále v průmyslových měřidlech, která detekují tok kapaliny potrubím nebo v jiných průmyslových zařízeních k měření tloušťky materiálů. Z důvodu testování jaderných zbraní v padesátých a šedesátých letech je v životním prostředí přítomno malé množství Cs-137. Nebezpečné je však ve velkých a koncentrovaných množstvích, které jsou používány například v jednotkách radiační terapie a průmyslových měřidlech. Zdroje v těchto zařízeních jsou navrženy takovým způsobem, aby zůstaly zapečetěné a zabránilo se tak expozici osob. Cs-137 se vyrábí štěpením jader pro použití ve zdravotnických zařízeních a měřidlech. Jedním z vedlejších produktů procesů štěpení jader v jaderných reaktorech či v jaderných zbraních je právě Cs-137. (CDC, 2018)

1.4 Původ kontaminace radionuklidy

V jaderných procesech jsou produkty štěpení Cs-134 a Cs-137, které v případě úniku představují hlavní zdroje kontaminace životního prostředí radioaktivitou. Únik, který zásadně ovlivnil míru kontaminace na území České republiky, byl z černobylské havárie, při které uniklo přibližně $1,4 \times 10^{19}$ Bq radioaktivních látek (Drábová, 2006). Dalším zdrojem Cs-137 a Cs-134 bylo testování jaderných zbraní. (Handbook on the toxicology of metals, 2007)

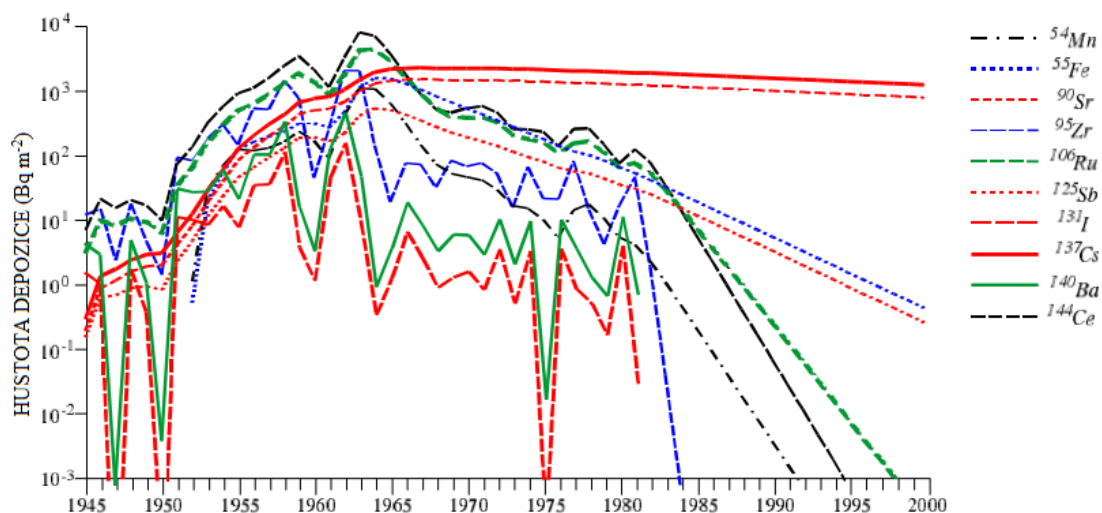
1.4.1 Zkoušky jaderných zbraní

Zkoušky jaderných zbraní představují zkušební jaderný výbuch, kterým se zkouší a ověřuje síla, účinky a funkčnost jaderné či termojaderné zbraně (Mikhailov, 1999). Na rozsah jednotlivých účinků má vliv převážně místo, kde byl test proveden. Testy lze rozdělit, na základě vztahu k zemskému povrchu na vysoké vzdušné, nízké vzdušné, pozemní, hladinové, podhladinové a podzemní (Matoušek et al., 2007). Ničivými účinky jsou vzdušná tlaková vlna, rázová vlna, ionizující záření, světelné záření, tepelné záření, elektromagnetický impuls a radioaktivní kontaminace (Pitschmann, 2005). První jaderný test provedly Spojené státy americké v roce 1945 v Novém Mexiku (United States Nuclear Tests, 2015). Následovalo svržení jaderných pum na japonská města Hirošimu a Nagasaki (Marguire, 2007). Do roku 1958 probíhaly atmosférické testy. Po podepsání dohody o částečném zákazu jaderných zbraní se testování přesunulo do podzemí (UNSCEAR, 2000). Mezi jaderné mocnosti se zařadily státy jako: Svaz sovětských

socialistických republik, Velká Británie, Francie, Čína, Indie, Pákistán a Severní Korea. Během éry testování jaderných zbraní od roku 1945 až po současnost svět zaznamenal přes 2 400 jaderných testů. (Nekola, 2017; Slezáková, 2019)

Uniklé radionuklidy

V roce 1963 nejvyšší odhad průměrných efektivních dávek z globálního spadu činil 0,11 mSv. Postupně docházelo k poklesu až na dnešní hodnotu okolo 0,005 mSv (SÚJB, 2016). Do ovzduší se během testování dostalo velké množství antropogenních radionuklidů. Z každé kilotony TNT mohutnosti nálože vzniká při výbuchu 50 gramů štěpných produktů. Radionuklidy jako Sr-90, Cs-137 a C-14, které mají dlouhý poločas rozpadu, jsou přítomny v životním prostředí i nadále. Kromě těchto radionuklidů docházelo k uvolnění i řady dalších radionuklidů s kratším poločasem rozpadu, viz obrázek 1. (UNSCEAR, 2000)



Obrázek 1: Radionuklidy vzniklé při jaderném testování v atmosféře.

Zdroj: UNSCEAR, 2000

1.4.2 Havárie jaderné elektrárny Černobyl

Jaderná elektrárna Černobyl se nachází cca 130 km severně od hlavního města Ukrajiny Kyjeva. Sestávala se ze čtyř reaktorů typu RBMK-1000, které jsou moderovány grafitem a chlazeny vodou procházející tlakovými kanály s palivem tvořeným UO_2 obohaceným

na 2% U-235. Podstatným rysem reaktoru RBMK-1000 je kladný dutinový (parní) teplotní koeficient reaktivity. Reaktor RBMK nemá, v porovnání například s reaktory VVER v Dukovanech, samoregulační vlastnosti. Stavba 4. bloku byla zahájena v roce 1979, jeho spuštění bylo naplánované na konec roku 1983. Stavební práce však nasbíraly během let zpoždění. V prosinci 1983 již 4. blok vyráběl elektřinu. Před samotným spuštěním reaktoru měly být provedeny všechny testy jednotlivých částí a teprve po úspěšně provedených testech by byl reaktor spuštěn. Z politických důvodů na to Černobyl nemohl čekat, a proto ředitel černobylské elektrárny Viktor Petrovič Brjuchanov podepsal na konci prosince 1983 oficiální dokument o úspěšném dokončení, testování a následném zprovoznění 4. bloku (Černobylská havárie a její průběh, 2012). Dne 25. dubna 1986 z důvodu plánované opravy bylo zahájeno odstavení čtvrtého bloku. Odstavení měl předcházet celkem běžný experiment, při kterém by se ověřila funkce nového regulátoru magnetického pole rotoru a ověřit, zda bude turbogenerátor po rychlém uzavření přívodu páry do turbíny schopen díky setrvačnosti zhruba ještě 40 vteřin napájet proudem čerpadla havarijního chlazení. Experiment byl řízen elektrotechniky, nikoli specialisty na provozní režimy a jadernou bezpečnost. Zkouška byla pojmána jednoznačně jako elektroenergetická záležitost, nevýznamná z hlediska jaderné bezpečnosti. Na rozdíl od plánovaného průběhu probíhala zkouška odlišně. Během experimentu se operátoři dopustili řady chyb a kvůli ignoraci výstrah a blokaci antihavarijní ochrany otrávil reaktor xenonem a dostali ho do nestabilního stavu. Značnou roli hrálo také pozastavení a časové posunutí experimentu, během kterého došlo k výměně směny. Nová směna nebyla na experiment proškolená natož připravena. Dne 26. dubna v časných ranních hodinách došlo k největší havárii jaderného zařízení v historii. Přibližně v 01:24, tedy minutu po zahájení experimentu došlo postupně ke dvěma výbuchům. Kvůli narušení palivových článků teplem, se uvolnily malé částičky horkého paliva do vody a došlo tak k parní expanzi. Reaktor byl přetlakován, tak že pára při prvním výbuchu zvedla a odsunula horní betonovou desku reaktoru, která vážila 1000 tun. Druhý výbuch následoval o tři sekundy později. Výbuchy došlo k rozmetání části aktivní zóny, včetně paliva a hořícího grafitu. Dále způsobily destrukci horní části budovy reaktoru a poškodily a obnažily aktivní zónu. Na střeše turbínové haly a v prostorách reaktorové haly vypukl požár a následně se střecha propadla. Požár trval až do 10. května 1986. Došlo k úniku velkého množství radionuklidů a následně k rozsáhlému radioaktivnímu spadu, který byl větší než výbuchy jaderných zbraní v Hirošimě a Nagasaki a než většina jednotlivých testů jaderných zbraní. V důsledku toho

byla stopová množství radionuklidů měřitelná téměř na celé severní polokouli. Před havárií bylo v provozu celkem 14 reaktorů černobylského typu na území bývalého SSSR. (10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobyli důsledky a poučení, 1996; 15 let od havárie Černobyli-důsledky a poučení, 2001)

Důsledky havárie

Bezprostředně po havárii zemřelo 31 osob, z toho 28 na následky ozáření. Přes 140 lidí bylo zraněno a 340 tisíc lidí evakuováno nebo přesídleno. ANO byla potvrzena u 134 pracovníků elektrárny a hasičů. V průběhu 20ti let po nehodě zemřelo na následky ozáření dalších 19 lidí z této skupiny. Více než 600 tisíc likvidátorů a lidí žijících v blízkém okolí elektrárny obdrželo vyšší dávku většinou v řádu stovek mSv, která je srovnatelná s celoživotní dávkou při typickém přírodním pozadí. Celoživotní dávky od přirozené radiace je stanovena dle UNSCEAR na 100 - 700 mSv (IAEA, 2006). Většina evakuovaných obdržela dávku menší než 250 mSv. Během čtyř let po havárii, během kterých prováděli pracovníci nápravné operace, dosahovaly jejich dávky dle Státních registrů Běloruska, Ruska a Ukrajiny hodnot až 500 mSv s průměrem kolem 100 mSv (IAEA, 2006). Bezprostředně po výbuchu páry, která způsobila narušení integrity primární tlakové nádrže, došlo k úniku radiací kontaminovaných látek do atmosféry. Požár střechy velkou měrou přispěl k rozptýlení radioaktivního materiálu a celkové kontaminaci přilehlého okolí. Uhasit požár se povedlo až po 10ti dnech, během kterých došlo k úniku štěpných produktů a částecek paliva s celkovou aktivitou $1,4 \times 10^{19}$ Bq. Došlo tak převážně ke kontaminaci Cs-137 na ploše více než 200 tisíc km² v zemích bývalého SSSR. Nejvíce kontaminovány byly oblasti území Běloruska, Ruské federace a Ukrajiny. (Drábová, 2006; Zpráva Mezinárodní komise pro atomovou energii ve Vídni, 2016.)

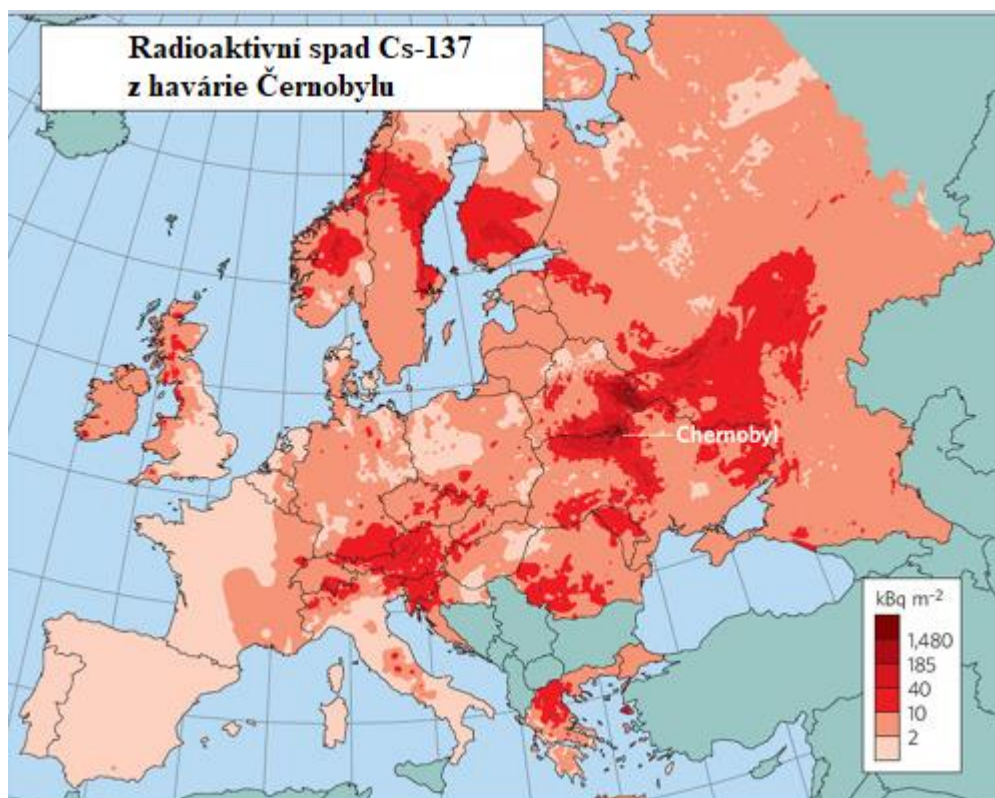
Uniklé radionuklidy

Po dobu 10ti dnů docházelo k velkým únikům radionuklidů ze 4. bloku černobylského reaktoru, které obsahovaly radioaktivní plyny, kondenzované aerosoly a velké množství částic paliva. Nejdůležitějšími uniklými radionuklidy, které rozšířil oblak z hořícího reaktoru nad velkou částí Evropy byly zejména I-131 a Cs-137. Bezprostředně po havárii způsobily velkou obavu úniky radioaktivního jódu I-131, který nejvíce zasahuje štítnou

žlázu a má poločas rozpadu 8 dní. Tento poločas rozpadu je poměrně krátký a proto se radioaktivní jód rozpadl během několika týdnů po havárii. Stejně tomu bylo i u řady dalších významných radionuklidů, které mají krátký poločas rozpadu. Odhaduje se, že při havárii došlo k uvolnění veškerého xenonového plynu a kryptonu, přibližně poloviny jódu a cesia a nejméně 5 % zbývajících radioaktivního materiálu v aktivní zóně reaktoru, který měl původně 192 tun paliva. Společně s cesiem došlo k úniku také teluru, a to buď ve formě aerosolů a nebo s částicemi rozprášeného paliva. Štěpné produkty jako Ce, Zr, Ba a Sr se dostaly do ovzduší v menším zastoupení. V závislosti na fázích havárie se měnila fyzikální i chemická forma uniklých částic, například během výbuchu se do ovzduší dostaly vzácné plyny, zatímco během následujícího požáru reaktoru unikaly do ovzduší těkavé radionuklidy. Během hašení byl reaktor zasypáván olovem, borem a dolomitem, což mělo také vliv na změnu složení unikajících látek. Důsledkem toho bylo, že se do Evropy dostávaly v různých fázích havárie kontaminované masy vzduchu, které měly odlišné složení. Nemalý vliv měly také různé meteorologické podmínky. V době havárie byl v Černobyli vítr velmi slabý a jeho rychlost proměnlivá. Výbuch reaktoru zapříčinil, to že radioaktivní látky byly vyneseny do výše asi 1500 m, kde proudil vzduch z jihovýchodu o rychlosti 8-10 m/s. (10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobyli důsledky a poučení, 1996; 15 let od havárie Černobyli-důsledky a poučení, 2001; World nuclear association, 2020)

Radioaktivní spad

Většina uvolněného materiálu napadala poblíž místa havárie jako prach a úlomky, ale lehčí materiál byl nesen větrem nad Ukrajinou, Běloruskem, Ruskem a do jisté míry i nad Skandinávií a Evropou, viz obrázek 2 (IAEA, 2006). K usazení většiny radioizotopů stroncia a plutonia došlo v okruhu 100 km od zničeného reaktoru, kvůli větším rozměrům částic. Velikost kontaminace prostředí byla zejména ovlivněna dešťovými srážky nad daným územím při přechodu kontaminované masy (Rulík, 2011).

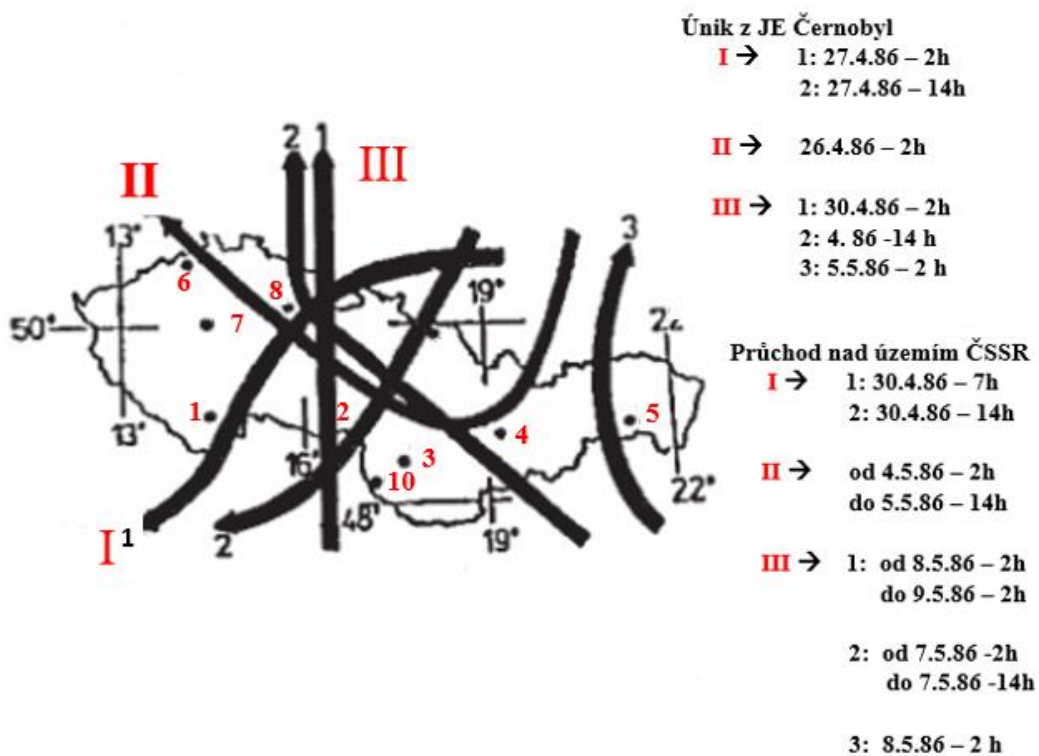


Obrázek 2: Kontaminace Evropských zemí Cs-137

Zdroj: (Beránek, 2008)

Kontaminace na území ČSSR

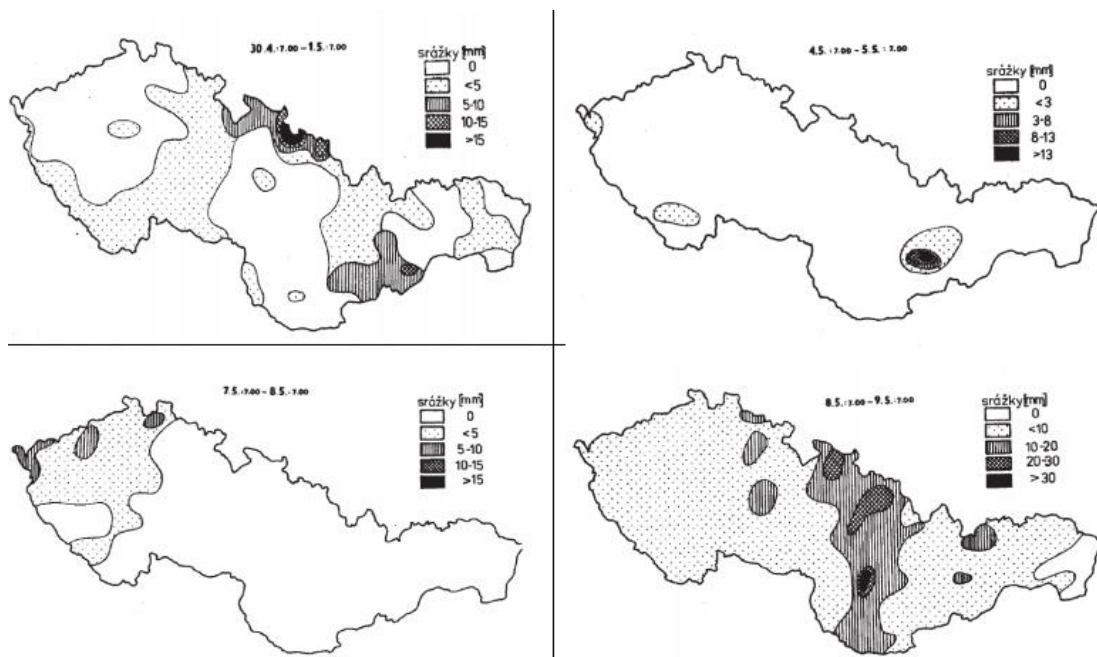
V průběhu noci z 29. na 30.dubna 1986 byly zachyceny první signály o příchodu vzdušných kontaminovaných mas na naše území. Stejně jako v jiných zemích byly signály zachyceny díky prováděným kontrolním měřením na jaderných elektrárnách. Systematické měření začalo i na některých odborech hygieny záření Krajských hygienických stanic a v Centru hygieny záření IHE, které bylo pověřeno sběrem dat o radiační situaci. Celkem byly zaznamenány tři významné průchody. První byl v noci z 29. na 30.dubna 1986, druhý 3.a 4.května 1986 a třetí 7.května 1986, viz obrázek 3. Na obrázku je zároveň znázorněno tečkou a příslušnou číslicí rozmístění měřících míst, která monitorovala objemovou aktivitu aerosolu z ovzduší. (Hůlka, 2006)



Obrázek 3: Trasy kontaminovaných vzdušných mas

Zdroj: Hůlka, 2006

Důsledkem zejména nerovnoměrných srážek při přechodu jednotlivých vzdušných mas byla nehomogenita kontaminace území. Na obrázku 4, je vyobrazen průběh srážek na našem území během průchodu kontaminované masy. Na území České republiky byly nalezeny vyšší hodnoty Cs-137 v oblasti bývalého Severomoravského kraje a Jihočeského kraje (Rulík, 2011) .(Hůlka, 2006)



Obrázek 4 : Srážky na území ČSSR v období přechodu kontaminovaných mas

Zdroj: Hůlka, 2006

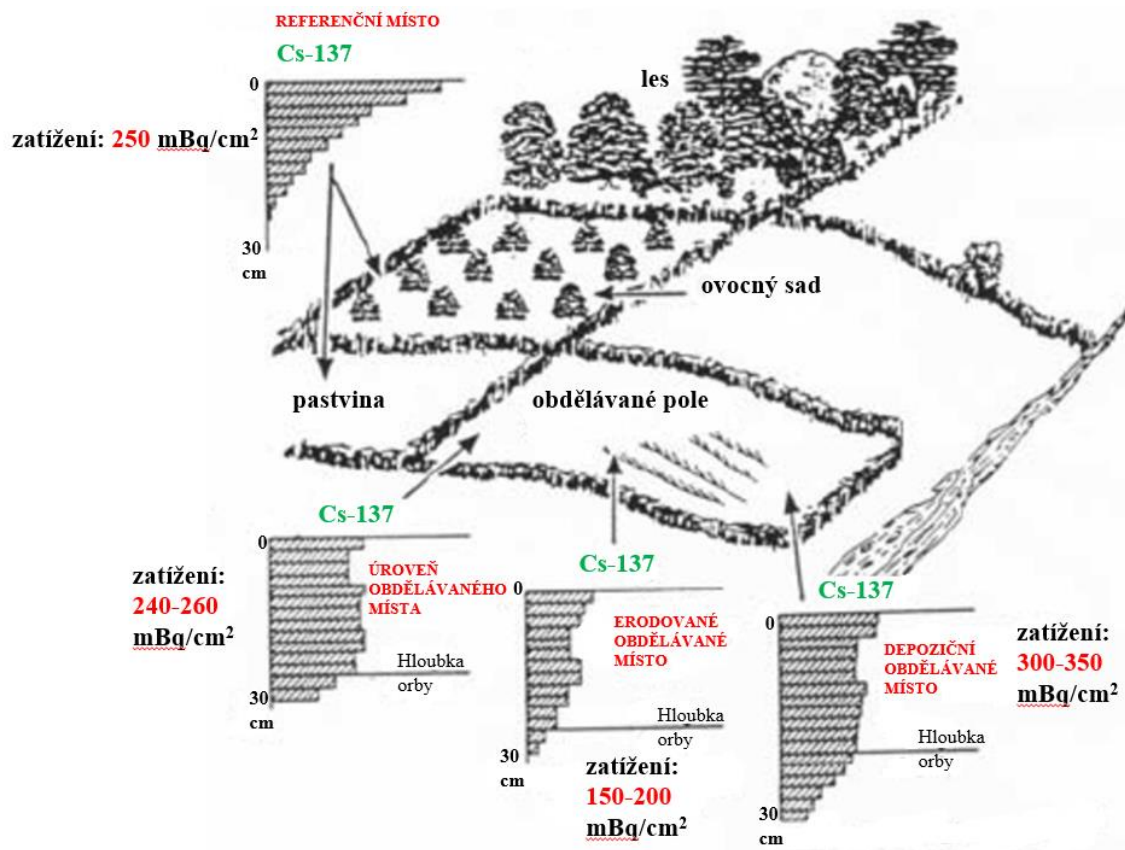
1.5 Kontaminace životního prostředí ČR radionuklidy a jejich distribuce

Ke kontaminaci životního prostředí radionuklidy přispěly obě události poměrně stejnou měrou. Samozřejmě díky vzájemnému časovému odstupu příspěvek kontaminace z Černobylu může být vyšší. Oba příspěvky však nejsou jednoduše rozlišitelné. Prvořadá důležitost, jak již bylo řečeno, je kladena převážně na přítomnost Cs-137 v životním prostředí. (Pilátová et al., 2011b)

1.5.1 Půda

Půda hraje v potravním řetězci člověka značnou roli, z toho důvodu bylo zahájeno monitorování zemědělské i neobdělávané půdy. Míra kontaminace půd Cs-137, tedy rozložení aktivit tohoto radionuklidu je velmi nesouměrné a to převážně z důvodu již zmiňovaných meteorologických podmínek v době havárie. Dešťové srážky na sebe váží radionuklidy ze vzdušných mas, které dopadají a vsakují se společně s vodou do půdy. Směr větru, jeho síla a také střet dopadajících radionuklidů s překážkami má významný vliv na rozmístění cesia. Cesium po střetu s překážkami může začít

cirkulovat a tím dojde k nerovnoměrnému rozmístění. Prokázán byl například vliv korun stromů na distribuci Cs-137 v půdách pod nimi. Nejvyšší hodnoty měrné aktivity Cs-137 byly naměřeny u kmene stromu, a to z důvodu stékání kontaminovaných srážek z listů po větvích a následně po kmeni na zem. Od kmene směrem ke kraji koruny hodnoty klesaly a mimo korunu opět stoupaly (Trnková, 2019). Sklon terénu ovlivňuje také distribuci cesia. Pokud radionuklidy spolu se srážkami dopadnou na rovný povrch rozmístí se poměrně rovnoměrně, pokud však dopadnou na terén s větším sklonem, dojde k jejich stékání a k nerovnoměrnému rozmístění. Kromě tohoto faktu má na míru kontaminace půdy vliv působení kapilárních jevů, difúze, koloběh v kořenovém systému rostlin a nebo činnost člověka a zvířat (Hájek, 2014). Vliv činnosti zvířat na vertikální migraci Cs-137 prokázal ruský výzkum, který proběhl mezi lety 1999 až 2016 v Brjanské oblasti v západní části Ruska. Výzkum poukázal na to, že i v neobdělávaných půdách dochází k ovlivňování distribuce Cs-137 a to hrabavou činností krtků, kteří urychlili migraci Cs-137 do větších hloubek (Trnková, 2019). Další vliv na distribuci cesia jak již bylo řečeno má i člověk svojí činností a to například výkopovými pracemi nebo orbou. Obdělávané půdy kvůli promíchávání hlíny během orby obsahují radionuklidy v celé vrstvě, viz obrázek 5 (Avacir, 2003). Na rozdíl od toho v neobdělávané půdě se nejvyšší koncentrace radionuklidů nachází v prvních 5ti centimetrech půdy. Radionuklidy Cs-137 spadlé na půdu se těmito procesy drží v horní vrstvě zeminy a pomalu prostupují v průměru o 0,3-0,5 cm za rok do hloubky (Hájek, 2014). Jeho koncentrace ve spodnějších vrstvách zeminy klesá exponenciálně a liší se až o několik řádů. (Kirchner, 1998)

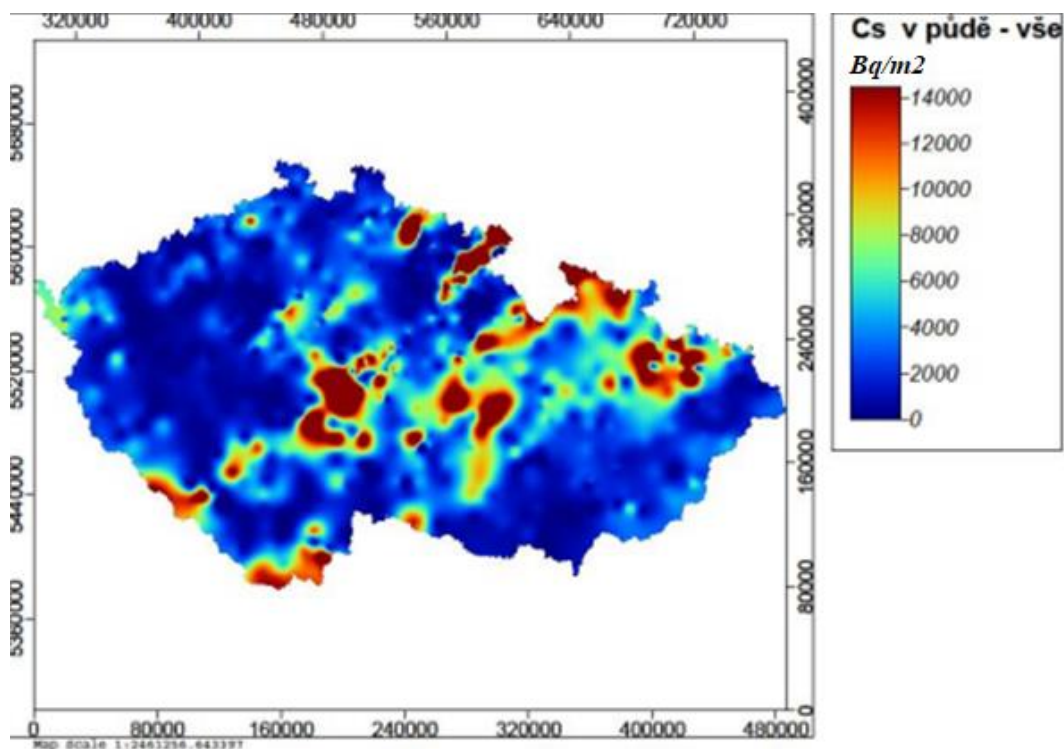


Obrázek 5: Profil distribuce cesia-137 v půdě s různými druhy kultivace

Zdroj: Avacir, 2003; vlastní úpravy

Koncentrace radionuklidů je dále ovlivňována adsorpcí půdy a pohybem vody. Se zvyšující se vlhkostí v půdě se zvyšuje rychlost migrace radionuklidů (Hájek, 2014). Na adsorpci půdy má vliv její pH, obsah minerálů a organických látek v zemině. Smyté cesium z rostlin se dostává na povrch půdy, kde se pevně naváže na půdní částice a po desítky let zde zůstává lokalizováno (Owens et al., 1996). Kirchner (1998) prokázal, že se cesium v půdě pohybuje téměř výhradně difúzním tokem půdními mikropóry, vedle toho hromadný tok makropóry nemá téměř žádný vliv na translokaci cesia v půdě. Pro sorpci cesia je nejdůležitějším minerálem ilit, který se řadí mezi slídové materiály a ty jsou navzájem drženy jednomocnými kationty především K^+ (Oscarson et al., 1987). Chování cesia v zemině je v mnohém podobné chování draslíku. U cesia však byla pozorována vyšší míra fixace na půdu než u draslíku. Cesium je silně fixováno jílovými minerály, ty jsou z důvodu nízké hydratační energie cesia dehydratovány a erodovány. Následkem je zhroucení jílovité krystalické struktury a vměstnání se cesia mezi jejich

vrstvy (Avacir, 2003). Značný vliv na snižování množství radionuklidů cesia v jednotlivých vrstvách půdy má kořenový systém rostlin, jelikož zde dochází k vertikální migraci a také k přirozenému uhnívání rostlin (Hájek, 2014). Zároveň organický materiál snižuje adsorpci Cs^+ na jílové částice (Dumat a Stounton, 1999). Půdy písčité a hlinitopísčité obsahují až 80 % hrubého písku a málo jemných částic. Velké půdní částice nemohou poutat humus ani živiny a tak společně například i s cesiem snadno unikají do spodiny. Vzhledem k tomu, že půda je zdrojem živin pro rostliny, dochází k přechodu radionuklidů společně se živinami do těl a plodů rostlin. Závisí to na formě radionuklidu, fyzikálně chemických vlastnostech půdy a distribučním koeficientu v půdě. Přechodový koeficient, tedy transferový faktor nám znázorňuje jaké množství radionuklidů je přeneseno např. z půdy do těla rostliny. U plodin, které rostou na zemědělsky obdělávané půdě naměříme hmotnostní aktivitu v řádu několika Bq/kg, jelikož jejich přechodový koeficient je nízký. Na druhou stranu u neobdělávané půdy je přechodový koeficient vysoký a tak naměříme hmotnostní aktivitu v řádu jednotek až stovek Bq/kg (SÚRO, 2021). Krátce po černobylské havárii v roce 1986, se uskutečnil podrobný průzkum kontaminace svrchní vrstvy půdy ČR Cs-137 a dalšími radionuklidy, viz obrázek 6. V oblastech kolem hranic s Rakouskem a s Polskem byly naměřeny hodnoty Cs-137 dosahující až 14 000 Bq/m² (Rulík, 2011).



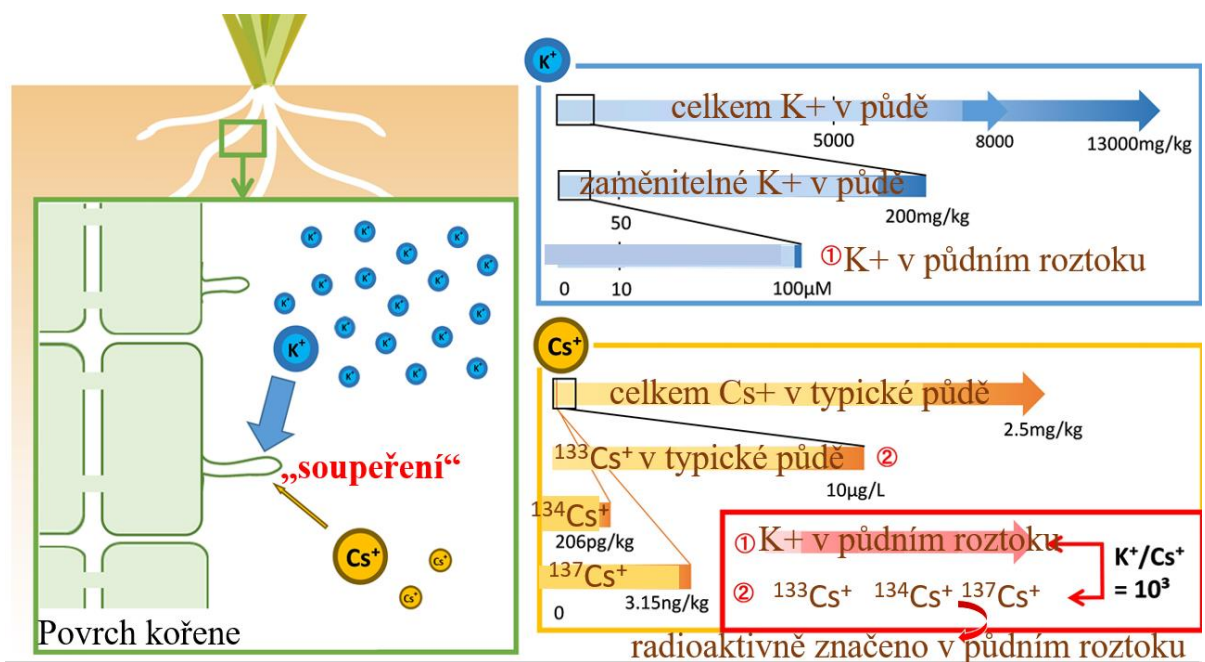
Obrázek 6 : Plošná kontaminace Cs-137 v květnu roku 1986

Zdroj: Rulík, 2011

1.5.2 Flora

Kontaminace flory jde ruku v ruce s kontaminací půdy. Radionuklidy ze spadu jsou zachyceny vegetací a zbylé dopadají na zem. Mezi spolehlivé bioindikátory radioaktivity řadíme mechy a lišejníky. V závislosti na vnějších vlivech a obsahu aniontů ve spadu může dojít k rapidnímu příjmu Cs-137 do rostlin, a to až z 80%. (Hasegawa et al., 2009) Po odumření rostlin se cesium znovu dostává na povrch půdy, nebo v případě uhnívání kořenů zůstane v dané hloubce. Téměř všechny lesní půdní rostliny a většina stromů získávají své živiny hlavně z horních vrstev půdy, kde je většina inventáře Cs-137 (Umweltanalysen, 2021). Mezi lety 2000 až 2005 probíhal výzkum, který byl zaměřen na kinetiku Cs-137 v lesním ekosystému. Postupně během let docházelo k odběru vzorků půdy, dřeva, kůry, porostu, jehličí a hub. Gamaspektrometrická analýza vzorků prokázala jejich kontaminaci Cs-137, ale vliv kontaminace byl v porovnání s ostatními zdroji ionizujícího záření zanedbatelný. (Havránek a Havránková, 2005) Podobná studie byla uskutečněna v roce 2008, která byla zaměřena převážně na kumulaci Cs-137 v houbách a na souvislost mezi druhem hub a množstvím obsaženého cesia. Výzkum potvrdil

nejvyšší hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137 právě u vzorků hub. Maximální hodnoty byly naměřeny u klouzku modřínového a obecného. Kromě hub byly měřeny i vzorky půd a mechů u nichž byly hodnoty v porovnání výrazně nižší, u dřeva a kůry se jednalo o zanedbatelné hodnoty. (Havránek a Havránková, 2008) S relativně vyšší koncentrací Cs-137 se tedy kromě hub setkáme také u lesních plodů, které jsou taktéž konzumovány lidmi i lesní zvěří a tudíž také přispívají k jejich vnitřní kontaminaci. Cesium je charakteristické svojí afinitou k draslíku, a proto jej rostlina do svého těla absorbuje stejným mechanismem jako K^+ , viz obrázek 7. Zároveň je na obrázku vyjádřen poměr koncentrací jednotlivých iontů v půdě (Kawabata, 2020). Jedním z faktorů zefektivňující příjem Cs^+ z organických půd je jejich relativně malý obsah K^+ a vyšší obsah NH_4^+ , který mobilizuje Cs^+ z jílových minerálů a to je při nízkých koncentracích K^+ efektivně přijímáno rostlinami (Sanchez et al., 1999).



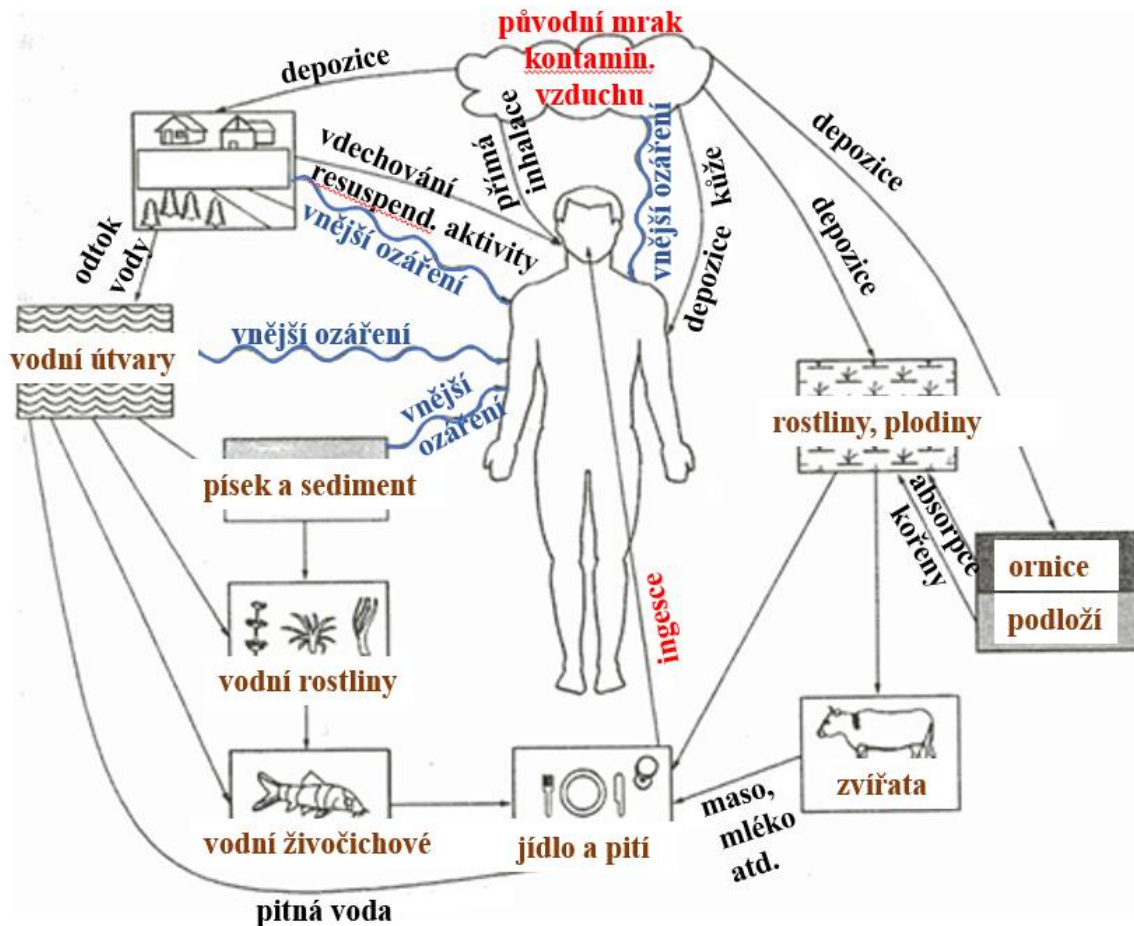
Obrázek 7: Absorpce Cs^+ do těla rostliny

Zdroj: (Kawabata, 2020)

1.5.3 Fauna

Ke kontaminaci fauny dochází přechodem cesia z potravy do těla konzumentů, jak již bylo naznačeno dříve. Lesní plody, lišejníky a houby jsou hlavním zdrojem potravy pro lesní zvěř, která je dalším článkem v potravním řetězci člověka.

Kromě kontaminace přes potravní řetězec byl člověk vystaven i inhalaci částic ze vzduchu, či jejich usazení na pokožku. Neustálý koloběh všeho zapříčiňuje i koloběh radionuklidů v rámci potravního řetězce, a tedy i k příspěvku osobní roční dávky člověka z přírodního prostředí, viz obrázek 8. Po zkouškách jaderných zbraní v ovzduší byly objeveny speciální potravní řetězce, prostřednictvím kterých se do lidského těla dostává významně vyšší množství radioizotopů cesia než u průměrného obyvatele. V Norsku, Švédsku, Finsku a Rusku byl identifikován potravní řetězec lišejník → sob, los, jelen → člověk. Obdobné chování cesia bylo identifikováno v lesnatých přírodních ekosystémech i jinde v Evropě, kde je většinou tenká vrstva chudých půd na skalním podloží, kde cesium nemá možnost difundovat do hloubky a tak zůstává na povrchu. Z tohoto důvodu se v těchto ekosystémech vyskytují vyšší měrné aktivity rostlinné vegetace, lesních plodů, hub a samozřejmě i v mase lesní zvěře, která se v těchto místech pase. Potraviny z přírodních ekosystémů nejsou dominantní v jídelníčku české populace, tudíž dávka z nich významně nepřispívá k průměrné dávce naší populace. V rámci výzkumu bylo provedeno statistické šetření ohledně množství těchto konzumovaných komodit obyvateli ČR. Zjištěna byla průměrná spotřeba 2,1 kg hub, dále 1,4 kg lesních plodů a 0,24 kg zvěřiny za rok. V úvahu však musíme brát i některé skupiny obyvatelstva, které mají zvýšený zájem o konzumaci hub a zvěřiny. Takovým příkladem jsou skupinky lesníků, u kterých bývá pravidelně nacházena retence o jeden až jeden a půl řádu vyšší než je průměr u obyvatelstva. Zatímco úvazky efektivní dávky jsou obvykle 1 až 2 μ Sv za rok, osoby, u nichž je dominantní složkou potravy zvěřina a houby, mohou mít roční dávku z příjmu Cs-137 potravou 10 až 100 μ Sv, což je maximálně 1/10 mezinárodně uznávaného limitu pro přídatné ozáření obyvatelstva z umělých zdrojů. Dále po Černobylské havárii byla v ČR věnována hlavní pozornost obsahu radionuklidů v mléce a mléčných produktech, jelikož ty jsou hlavními zdroji I-131, Cs-137 a Cs-134 v potravním řetězci. (Hůlka, 2006) Ve stejné době byl zaznamenán vyšší obsah Cs-137 v mase prasete divokého. Přestože je průměrná spotřeba těchto produktů malá, byly již od konce osmdesátých let zařazeny do sledování v rámci radiační monitorovací sítě, kterou vede SÚJB. (SÚRO, 2012)



Obrázek 8: Hlavní environmentální cesta radiální expozice člověka

Zdroj: World Nuclear Association, 2020; vlastní úpravy

1.6 Lesní plody

Lesní plody jsou produktem lesních rostlin, které nejčastěji rostou v prosvětlených částech a okrajích lesa. Nejznámějšími zástupci jsou například jahodník obecný (*Fragaria vesca*), ostružiník maliník (*Rubus idaeus*), ostružiník moruška (*Rubus chamaemorus*), růže šípková (*Rosa canina*), trnka obecná (*Prunus spinosa*), jeřáb obecný (*Sorbus aucuparia*), líska obecná (*Corylus avellana*), bez černý (*Sambucus nigra*), bez červený (*Sambucus racemosa*), brusnice brusinka (*Vaccinium vitis-idaea*), brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*) a další. Jmenovaní zástupci jsou z řad bylin i dřevin, které se dále dle charakteru stonku dělí na stromy, keře, polokeře. (Jedlička, 1944) Pro účely splnění

praktické části této diplomové práce byla dle metodiky nejvhodnější rostlinou stanovena brusnice borůvka, které je věnována následující podkapitola.

1.6.1 Brusnice borůvka

Brusnici borůvku řadíme mezi čeled' vřeskovitých latinsky Ericaceae a podčeled' borůvkovitých latinsky Vaccinioideae. Borůvkové keříky tvoří souvislý porost, který nazýváme borůvčí. Nejčastěji se s ním setkáme v nížinách, podhůří a v horách na rašelinách, ve smrčínách, borech a i v klečovém pásmu. Rostlina preferuje půdy kyselé, málo výživné, humózní a nepřliš suché. Brusnici borůvku nalezneme ve velké části Evropy, poskrovnu v jižní Evropě, dále na Kavkaze, na Islandu, výjimečně i v Grónsku a v Asii na Sibiři s přesahem do Severního Mongolska. (Brusnice borůvka, 2020) Plody obsahují kyseliny jablečnou, benzoovou, citrónovou, suxinicovou, tuky, pektin, pektosu a další účinné látky. Listy obsahují třísloviny, flavonoidy, organické kyseliny, tanin, éterický olej, sliz, pryskyřice, myrtillin a glukokininy, které přispívají k poklesu krevního cukru. Značné využití mají tyto listy v diabetologii při léčbě diabetu. Známé jsou také dezinfekční účinky v trávicím a močovém ústrojí, a dále účinky spasmolitické, hlavně při břišních kolikách. Plody borůvky působí také protibakteriálně i proti *Escherichie coli* a stafylokokům. Známé jsou také příznivé účinky na cévní stěny a na regeneraci oční sítnice, zejména tyčinek. Využití mají v prevenci i léčbě šerosleposti, zejména u lidí s těžší krátkozrakostí. (Janča, 1994)

Vědecká klasifikace

říše: rostliny (Plantae)

podříše: cévnaté rostliny (Tracheobionta)

oddělení: krytosemenné (Magnoliophyta)

třída: vyšší dvouděložné (Rosopsida)

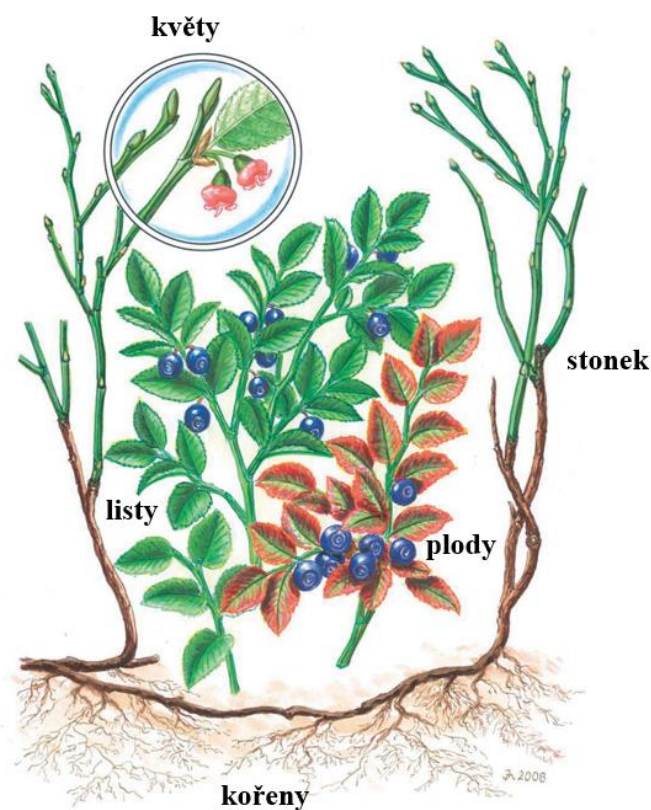
řád: vřesovcotvaré (Ericales)

čeleď: vřesovcovité (Ericaceae)

rod: brusnice (Vaccinium)

Stavba

Borůvkové keříky dorůstají výšky až 40 cm a jsou hustě větvené viz obrázek 9. Mají světle zelenou korunu a zakrnělý kalich. Listy vyrůstají na lodyze a jsou střídavé, opadavé, vejčité, blanité, mírně pilovité a na bázi zaokrouhlené. Květy brusnice borůvky jsou jednotlivé, přibližně 4 mm velké a vyrůstají z úžlabí listů. Mají bílé až narůžovělé zbarvení, dále světle zelenou korunku a zakrnělý kalich. Kvetou v období května až června. Plody jsou modročerné bobule, které obsahují drobná semínka a dozrávají v období července až září. (Janča, 1994)



Obrázek 9: stavba brusnice borůvky

Zdroj: <https://deti.vls.cz/cz/tipy-do-lesa/zivot-v-lese/kere/brusnice-boruvka>

1.6.2 Cs- 137 v lesních plodech

Plody rostliny jsou její součástí po určitou dobu, v případě brusnice borůvky je to v období červen až září. Po dozrání se oddělují od rostliny. Ke kontaminaci plodů může dojít například přímým atmosférickým spadem na jejich povrch, za předpokladu, že plody již byly v té době vytvořeny. Dalším způsobem je kontaminace nepřímo přes předchozí nadzemní či podzemní kontaminaci rostliny bez plodů. V době kdy rostlina začne tvořit plody je radioaktivní Cs společně s ostatními látkami v rostlině přenášeno do rostoucích plodů. Jeho přenos závisí na vlastnostech rostliny, sezóně a vývojovém stádiu rostliny. Koncentrace radionuklidů v plodech se může během vegetačního období měnit, a to například v důsledku sucha, kdy se jeho koncentrace v plodech zvyšuje. Dále se koncentrace zvyšuje díky transferu radionuklidů z listu do plodů a transferu z půdy do plodů, a nebo se snižuje z důvodu růstu plodů a znovu

se navyšuje v období zrání plodů při ztrátě vody a stárnutí plodu. Vytrvalé rostliny, mezi které řadíme i brusnici borůvku, ukládají radionuklidy v rostlinných orgánech a následně je remobilizují zpět do aktivních rostlinných orgánů, tedy například do plodů. Konečnou aktivitu plodů zároveň také ovlivňuje přímá depozice a čas sběru. (Falkon et al., 2009)

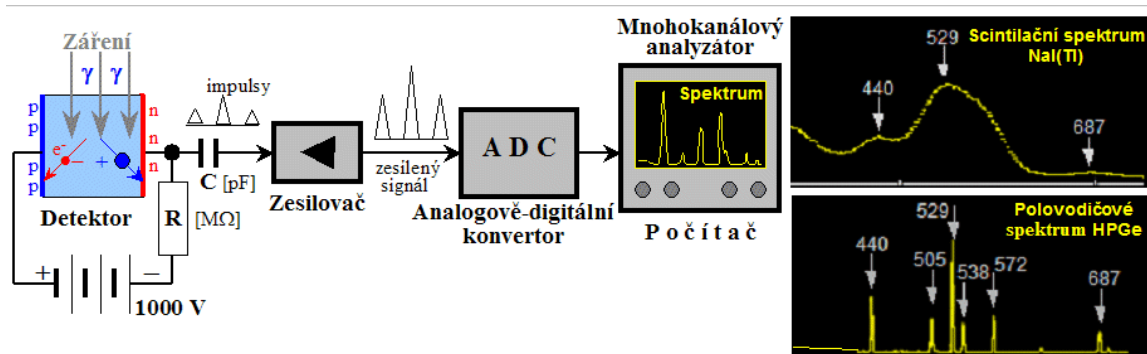
1.7 Způsoby měření

Nejstarším způsobem měření ionizujícího záření byla tzv. kalorimetrická metoda, která byla prvně použita těsně po objevu přirozené radioaktivity P. Curie a A. Laborde pro měření aktivity radia. Od té doby prodělala oblast zabývající se měřením ionizujícího záření značný vývoj. Dozimetrie představuje oblast fyziky, která se zabývá vlastnostmi ionizujícího záření, veličinami charakterizující procesy vzniku a interakce tohoto záření s látkou, a také metodami měření těchto veličin. Tato oblast vychází ze základních vlastností záření a sice vytvářet v látce záporné a kladné ionty, tedy ionizovat ji a nebo vyvolávat v látce fyzikální jevy, které jsou měřitelné a nějakým způsobem závislé na množství záření. Takovou změnou může být například změna vodivosti, teploty, barvy, vznik termoluminiscence apod. (Navrátil, 2005; Singer, 2005; Dozimetrie, 2021)

1.7.1 Polovodičová gamaspektrometrie

Polovodičová gamaspektrometrie se využívá ke stanovení obsahu umělých a přírodních radionuklidů, které emitují gama záření. Gama záření je vysoce pronikavé a díky tomu se relativně snadno detekuje. Cílem je stanovit intenzitu a energii jednotlivých diskrétních skupin fotonů gama záření zkoumaného radionuklidu. Polovodičový detektor využívá vlastnosti polovodivých materiálů jako je germánium či křemík. Pro měření je důležité, aby v polovodiči neprocházel žádný proud, proto je zapotřebí jej chladit tekutým dusíkem na teplotu -196°C . Z toho důvodu je detektor spolu s předzesilovačem vakuově uzavřen a chlazen. Kvůli odstínění přírodního pozadí je celý aparát umístěn v olověném krytu. Zároveň důležitým faktorem je správná kalibrace přístroje, která se provádí za pomoci etalonu s Co-60. Principem je, že pokud vnikne ionizující záření ze vzorku do daného polovodiče, dojde tak k vytvoření párů elektron-díra, přičemž většina primárních elektronů má tak velkou energii, že způsobuje další nárazovou ionizaci prostředí. Dochází k lavinovitému uvolňování elektronů do vodivostního pásu a tvorbě děr ve valenčním páse. Přiložíme-li na tento polovodič napětí, pak vlivem elektrického pole se volné nosiče

nábojů (elektrony a díry) dají do pohybu v příslušném směru a v připojeném obvodu vznikne proudový impuls, jehož velikost závisí na energii dopadající částice ionizujícího záření. Náboj na elektrodách, který zde vytváří dopadající fotony gama, je sečten předzesilovačem a přeměněn na napěťový impuls. Počet detekovaných impulsů je úměrný aktivitě zdroje, tedy počtu absorbovaných fotonů za jednotku času. Jsme schopni stanovit kromě aktivity i jednotlivé radionuklidy a to na základě znalosti energií fotonů, které jsou emitovány konkrétními druhy radionuklidů. K určení radionuklidů se využívá tzv. radionuklidová knihovna, ve které jsou zaznamenány hodnoty energií známých radionuklidů, ty se porovnají s naměřenou energií. Na základě schody energií se přiřadí k jednotlivým naměřeným píkům odpovídající radionuklidy. Výsledkem měření kromě aktivity a určení radionuklidu je také chyba stanovení aktivity radionuklidů objevených ve spektru. Měřicí trasa se skládá z několika částí, viz obrázek 10, tedy z polovodičového detektoru s předzesilovačem, zesilovače, analogově digitálního převodníku a mnohakanálového analyzátoru. (Ullmann, 2002; Matzner, 2004;)



Obrázek 10 : Měřicí trasa polovodičového detektoru

Zdroj: Ullmann, 2002

Nejčastěji používaným polovodičovým detektorem gama je HPGe detektor, který je vyroben z velmi čistého germania, viz obrázek 11. (Matzner, 2004)



Obrázek 11 : Polovodičový detektor

Zdroj: vlastní

2 Cíle práce a hypotézy

Cílem diplomové práce bylo:

- Na základě měření aktivity Cs-137 v lesních půdách a ve vzorcích lesních plodů určit transferový faktor pro Cs-137.
- Porovnat výsledky s hodnotami publikovanými v odborné literatuře a zveřejněnými v databázi MonRaS.

Výzkumná otázka:

- Jsou výsledky vypočtených transferových faktorů pro lesní plody srovnatelné s hodnotami publikovanými v odborné literatuře?

3 Metodika

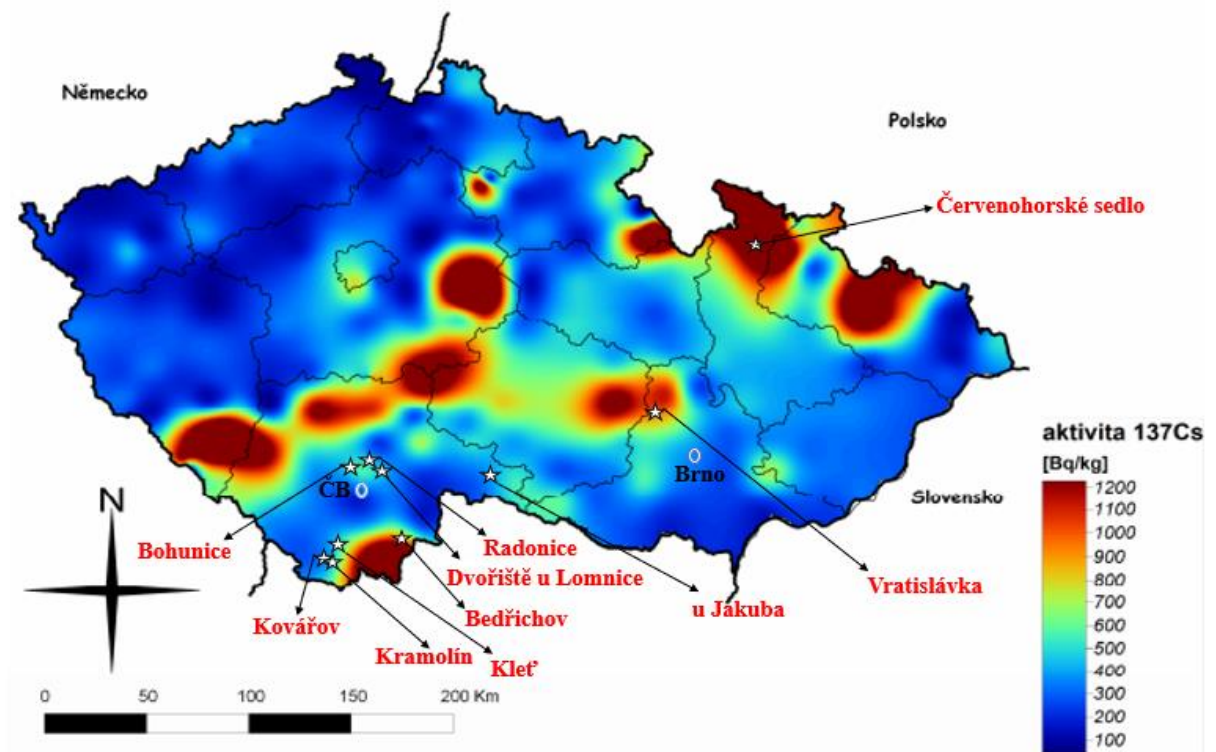
Téma diplomové práce bylo zpracováno pomocí analýzy literárních zdrojů řešících danou problematiku. Informace získané z těchto zdrojů byly shrnuty v teoretické části diplomové práce.

Výzkumná část je zaměřena na odběr vzorků vybraných lesních plodů a půd v jejich podloží a měření hmotnostní aktivity Cs-137 pomocí polovodičové gama spektrometrie. Na základě naměřených aktivit byl určen transferový faktor mezi půdou a plodem. Výsledky byly následně porovnány s hodnotami publikovanými v odborné literatuře a zveřejněnými v databázi MonRaS.

Nejprve na základě konzultace s vedoucím práce byl stanoven postup odběru a zpracování vzorku. Lokality pro odběr vzorků byly stanoveny v rámci území ČR, které bylo zasaženo radiačním spadem. Důležitým aspektem byl výběr vhodného druhu lesních plodů, který se hojně nachází na našem území. Ve všech lokalitách byly tedy odebrány vzorky od stejného druhu, a to brusnice borůvky. Sběr vzorků půd a plodů probíhal od konce června až do konce září 2020. Následující kapitoly specifikují konkrétní postupy během realizace výzkumu.

3.1 Stanovení lokality odběru

Lokality pro odběr vzorků byly stanoveny na základě map z výzkumů, které se zabývají mírou radioaktivní kontaminace půd po radiální havárii. Kontaminace povrchu z testů jaderných zbraní v 60. letech byla na území ČR obdobné velikosti jako po havárii černobylské, ale z důvodu časového odstupu událostí, příspěvek černobylské kontaminace v současné době může být vyšší (Rulík, 2011). Oba tyto příspěvky nejsou jednoduše rozlišitelné. Na základě odběru vzorků humusu v roce 1995 byla vytvořena mapa s vyznačenými místy s nejvyšší hmotnostní aktivitou Cs-137. Na základě této mapy byly stanoveny lokality, viz obrázek 12, co možná nejlíže k těmto místům s vysokou či střední koncentrací kontaminace, samozřejmě také s ohledem na výskyt zkoumaného druhu plodu. Vzorky brusnice borůvky a půd byly odebrány celkem v deseti lokalitách na území ČR. Souřadnice zvolených míst jsou vypsány v tabulce 2.



Obrázek 12: Zvolená odběrová místa

Zdroj: Pilátová et al., 2011a, vlastní úpravy

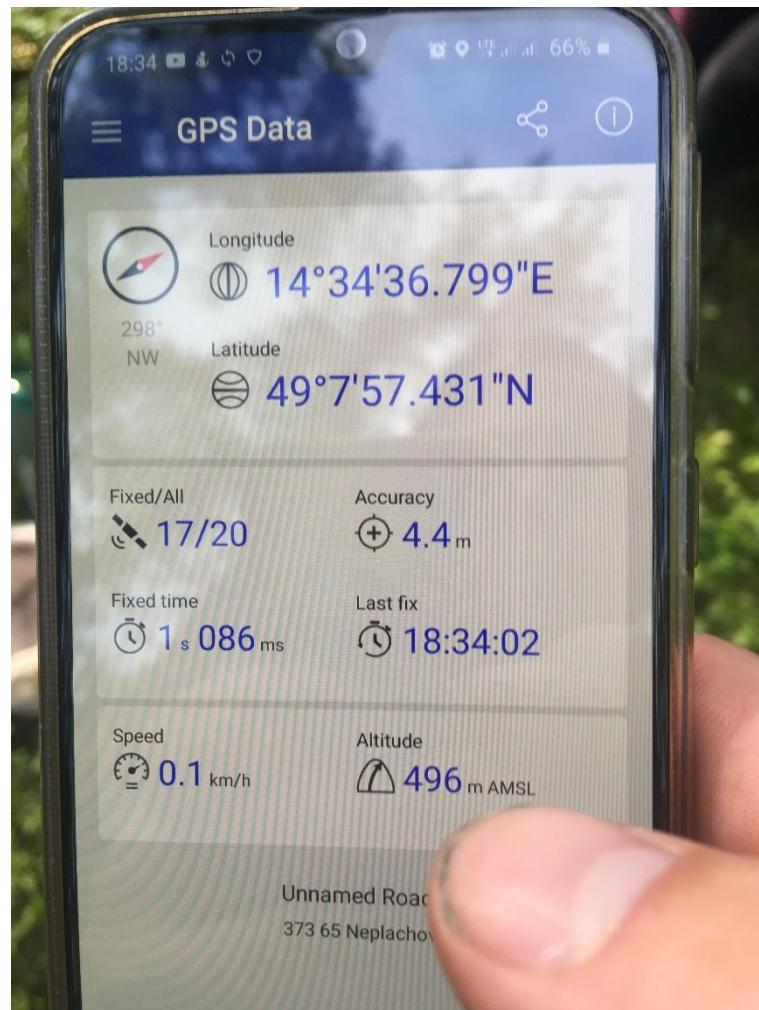
Tabulka 2: GPS souřadnice odběrových míst

název	GPS		datum
Bedřichov	48°45'40"S	14°42'57"V	30.06.2020
Bohunice	49°13'11"S	14°23'35"V	02.08.2020
Červenohorské sedlo	50°1'57"S	16°48'56"V	20.09.2020
Dvořiště u Lomnice	49°3'26"S	14°39'6"V	06.09.2020
Kleť	48°53'11"S	14°21'23"V	08.09.2020
Kovářov	48°40'35"S	14°7'29"V	19.08.2020
Kramolín	48°39'5"S	14°13'48"V	21.08.2020
Radonice	49°7'57"S	14°34'37"V	08.07.2020
u Jakuba	49°7'46"S	15°2'24"V	23.07.2020
Vratislávka	49°38'38"S	16°23'54"V	15.07.2020

Zdroj: vlastní výzkum

3.2 Pomůcky, přístroje a materiálové zajištění výzkumu

K odběru vzorků a jejich následnému zpracování bylo potřebné si zajistit vhodné pomůcky a přístroje. Určení GPS souřadnic bylo provedeno za pomoci aplikace GPS Data, viz obrázek 13, v mobilním telefonu, která určila přesnou polohu místa odběru.



Obrázek 13: Mobilní aplikace GPS Data

Zdroj: vlastní výzkum

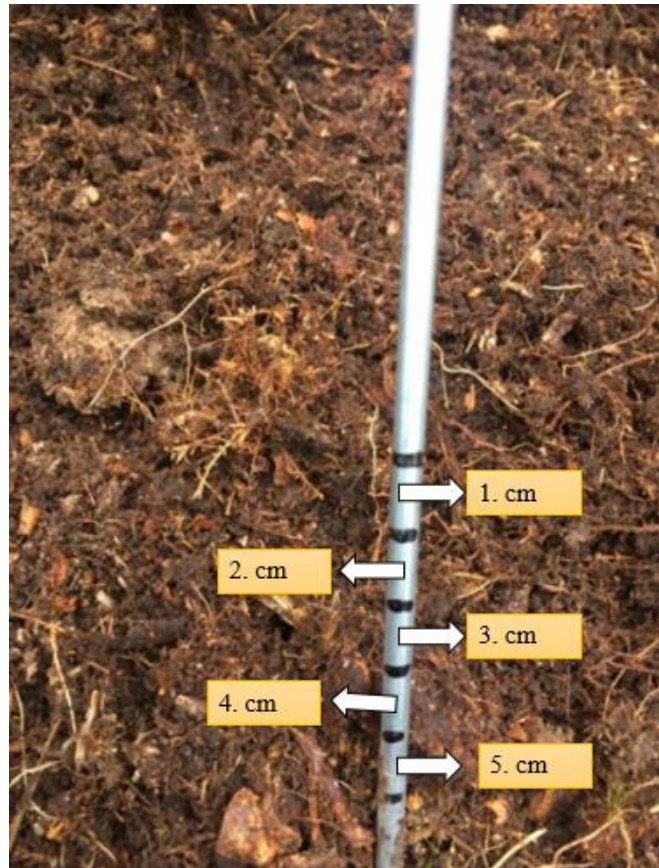
K samotnému odběru vzorků bylo zapotřebí zahradnických nástrojů, viz obrázek 14, například lopatky, nůžek, rýče atd. Dále k přenesení či uskladnění bylo využito plastových pytlíků, pytlů a mističek. Pro určení hmotnosti vzorků byla použita kuchyňská váha a k homogenizaci vzorku síto o průměru ok 1 mm. Samozřejmě bylo použito ochranných prostředků jako rukavice při manipulaci s hlinou a ústenka při práci se sítím kvůli vzniku velkého množství prachu.



Obrázek 14: pomůcky k odběru

Zdroj: vlastní výzkum

Pro určení hloubky odběru bylo použito klasického metru a ocelového drátu s očkem, (viz obrázek 15, na kterém byla vyznačena požadovaná hloubka, a to po centimetru do hloubky 5ti centimetrů.



Obrázek 15: drát pro určení hloubky

Zdroj: vlastní výzkum

V poslední fázi výzkumu byla potřeba měřících nádob tzv. vzorkovnic a gamaspektrometru.

3.3 Odběr vzorku

Prvním krokem při odběru vzorku bylo zaměření polohy zvoleného místa odběru. Odběrové místo bylo zvoleno, tak aby se nenacházelo ve svahu. K vytyčení tohoto místa byly použity ocelové dráty s oky, které byly propojeny provázkem do tvaru čtverce o délce strany 50 cm, tím vznikla odběrová plocha 50x50cm.

Po vytyčení odběrového místa se ručně odebraly plody brusnice borůvky do označeného plastového pytlíku pro daný vzorek, viz obrázek 16.



Obrázek 16: odběr plodů brusnice borůvky

Zdroj: vlastní výzkum

Následným krokem bylo hrubé očištění odběrového místa, viz obrázek 17, odstranění spadlých větví či jehličí a vytrhání celých rostlin ze země, aby bylo možné pod nimi odebrat požadovanou půdu.



Obrázek 17: hrubé očištění odběrového místa

Zdroj: vlastní výzkum

Po odstranění hrubých nečistot bylo zapotřebí lopatkou odendat značnou vrstvu mechu, která dosahovala výšky cca 13-15 cm, viz obrázek 18.



Obrázek 18: vrstva mechu

Zdroj: vlastní výzkum

Dalším krokem bylo odstranění překážejících kořenů a kořínků za pomoci zahradnických nůžek popřípadě štípaček nebo přeseknutím rýčem, viz obrázek 19. K odstraňování docházelo průběžně během odběru jednotlivých vrstev půdy dle metodiky.



Obrázek 19: odstranění kořenů

Zdroj: vlastní výzkum

Pod vrstvou mechu bylo nutné seškrabat 2-3 cm vrstvu tzv. trouchu, který je tvořen trouchnivějícím dřevem, odumřelými částmi rostlin, spadaným jehličím či listím atd. Na následujícím obrázku 20 je vlevo zobrazeno odběrové místo před odebráním trouchu a zbytků mechů. Vpravo pak již očištěné místo od nežádoucích elementů.



Obrázek 20: odstranění trouchu

Zdroj: vlastní výzkum

Pro určení hloubky odběru byl do půdy zasunut ocelový drát, na kterém byly vyznačeny body reprezentující požadovaný rozsah jednotlivých vrstev. Pro přehlednost je do oka drátu připevněna stuha modré barvy, viz obrázek 21 vlevo. Vrchní vyznačená linie na drátu reprezentovala počáteční tedy nulovou hloubku, od které se následně odebírala rovnoměrně po celé ploše 1. vrstva půdy až po dosažení následující značky na drátu, viz obrázek 21 vpravo. Současně byla hloubka odběru kontrolována pomocí metru. Tímto způsobem došlo k odebrání 1 cm půdy. Stejným způsobem pak byly odebrány i zbývající vzorky vždy po 1 cm až do hloubky 5ti centimetrů od počáteční linie.



Obrázek 21: odběr 1. cm půdy

Zdroj: vlastní výzkum

Půda byla odebírána za pomoci zahradní lopatky a to škrabáním její hranou po celé ploše odběrového místa, aby nedocházelo k promíchávání jednotlivých vrstev např. rypáním. Odebraná půdy pak byla přesunuta do krabičky. Z půdy byly ručně odebrány velké kořínky případně nežádoucí nečistoty. Pokud bylo nutno došlo k přesítí půdy přes hrubé síto s průměrem ok cca 3 mm, viz obrázek 22, aby se odstranili velké nečistoty. Většinou to bylo žádoucí u první vrstvy, tedy u 1. cm půdy.



Obrázek 22: přesítí půdy přes hrubé síto

Zdroj: vlastní výzkum

Odebrané vzorky půd byly přendány do igelitových pytlíků a řádně označeny, aby nedošlo z jejich záměně, viz obrázek 23. Takto byly převezeny do domácích podmínek, kde je následovala další úprava.



Obrázek 23: odebrané vzorky půd a borůvek

Zdroj: vlastní výzkum

3.4 Úprava vzorku

Po odebrání vzorků v lese následovala úprava v domácích podmínkách. Prvním krokem bylo zjistit nativní váhu pomocí kuchyňské váhy. Vzorky proto byly přesypány z polyetylenových sáčků do plastových krabiček a zváženy. Obdobné to bylo u vzorků plodů. Po zjištění nativní váhy vzorků byly ponechány v plastových krabičkách, viz obrázek 24, aby vyschly při pokojové teplotě. Schnutí trvalo 14 dní až měsíc, kdy se hmotnost vzorků ustálila a nedocházelo dále k jejímu snižování.



Obrázek 24: schnutí vzorků půd v krabičkách

Zdroj: vlastní výzkum

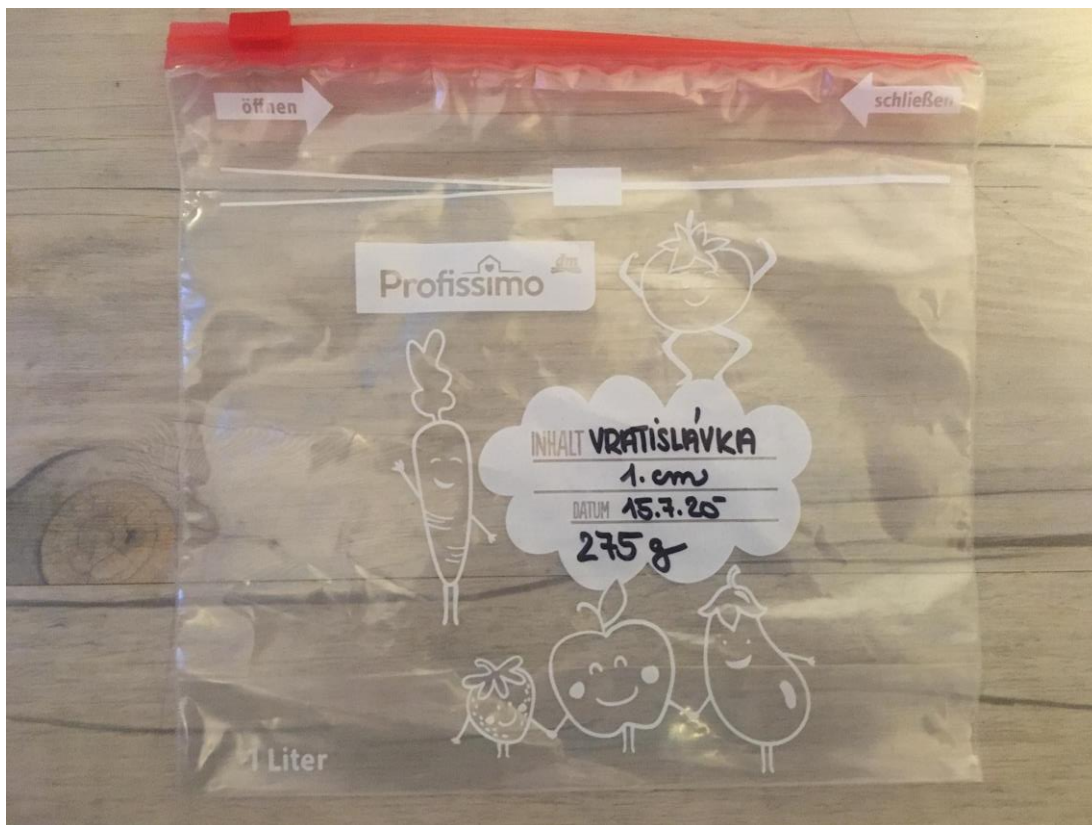
Poté byly vzorky znovu převáženy, aby byla zjištěna hmotnost suchého vzorku a následně se mohl dopočítat usýchací poměr. Dalším krokem byla homogenizace vzorků půd, tedy přesítí přes síto s oky o průměru 1 mm, viz obrázek 25.



Obrázek 25: přesítí suchého vzorku půdy přes síto

Zdroj: vlastní výzkum

Přesetím se odstranili zbylé nečistoty převážně kamínky a zbytky kořínků. Následně se vzorky znovu zvažily. Váha po přesetí se přibližně o polovinu zmenšila oproti předchozí suché formě. Takto upravené vzorky byly přesypány do uzavíratelných pytlíků a označeny místem odběru, datem, hloubkou odběru a konečnou váhou vzorku, viz obrázek 26.



Obrázek 26: označení uzavíratelných pytlíků

Zdroj: vlastní výzkum

3.5 Laboratorní úprava

Připravené vzorky půd a borůvek, byly předány do laboratoře SÚJB, která se nachází v Regionálním centru v Českých Budějovicích. V laboratoři byly vzorky přesypána do měřících PET lahví o objemu 250 ml a Petriho misek, viz obrázek 27, a následně byly znovu zváženy.



Obrázek 27: Vzorky půd a borůvek v měřících nádobách

Zdroj: vlastní výzkum

Během celého procesu zpracování vzorků byla průběžně v jednotlivých krocích kontrolována jejich váha. Přehled hmotností je uveden v následující tabulce 3.

Tabulka 3: Přehled hmotností vzorků

lokality	název vzorku	váha po sběru (g)	váha po usušení (g)	váha po prosetí (g)	měřená hmotnost (g)
Bedřichov	půda 1. cm	1069	983	214	187
	půda 2. cm	932	891	246	222
	půda 3. cm	807	780	232	228
	půda 4. cm	1133	1107	317	251
	půda 5. cm	1130	1051	346	260
	plody	100	20		11,5
Bohunice	půda 1. cm	282	253	205	130
	půda 2. cm	335	302	215	210
	půda 3. cm	266	227	206	206
	půda 4. cm	285	244	220	219
	půda 5. cm	316	276	245	240
	plody	86	12		8
Červenohorské sedlo	půda 1. cm	406	273	221	149
	půda 2. cm	427	289	211	166
	půda 3. cm	455	308	202	165
	půda 4. cm	576	418	202	198
	půda 5. cm	449	302	205	201
	plody	38	5		5
Dvořiště u Lomnice	půda 1. cm	770	608	243	164
	půda 2. cm	957	810	298	222
	půda 3. cm	993	835	277	214
	půda 4. cm	1073	926	238	232
	půda 5. cm	1339	1177	335	232
	plody	74	8		4,5
Kleť	půda 1. cm	384	278	205	130
	půda 2. cm	543	255	214	154
	půda 3. cm	672	463	360	224
	půda 4. cm	582	432	337	238
	půda 5. cm	625	481	344	273
	plody	36	5		4
Kovářov	půda 1. cm	478	339	224	156
	půda 2. cm	417	256	207	202
	půda 3. cm	937	609	379	228
	půda 4. cm	869	616	393	266
	půda 5. cm	921	696	498	239
	plody	64	7		6,5

lokality	název vzorku	váha po sběru (g)	váha po usušení (g)	váha po prosetí (g)	měřená hmotnost (g)
Kramolín	půda 1. cm	409	364	280	133
	půda 2. cm	403	359	226	193
	půda 3. cm	340	288	207	201
	půda 4. cm	356	308	235	212
	půda 5. cm	310	268	202	197
	plody	42	5		3,5
Radonice	půda 1. cm	320	226	202	179
	půda 2. cm	606	509	429	275
	půda 3. cm	331	285	252	247
	půda 4. cm	412	356	317	273
	půda 5. cm	442	394	349	303
	plody	122	20		12,5
u Jakuba	půda 1. cm	631	413	221	152
	půda 2. cm	856	687	218	194
	půda 3. cm	697	413	226	209
	půda 4. cm	1075	948	296	204
	půda 5. cm	818	723	232	194
	plody	67	10		9
Vratislávka	půda 1. cm	443	285	275	209
	půda 2. cm	475	384	368	281
	půda 3. cm	378	307	295	293
	půda 4. cm	379	322	305	301
	půda 5. cm	308	261	237	235
	plody	96	11		5,5

Zdroj: vlastní výzkum

3.6 Stanovení aktivity

Hmotnostní aktivita jednotlivých vzorků byla měřena pomocí polovodičové gama spektrometrie, a to v laboratoři Regionálního centra SÚJB v Českých Budějovicích. Nádoby se vzorky byly umístěny v určité geometrii na detektor, viz obrázek 28, a poté bylo zahájeno měření. Měření vzorků půdy trvalo 2h-24h a vzorků borůvek 1-3 dny. Naměřená spektra se vyhodnotila pomocí softwaru GAMWIN. Následně se výsledky naměřených hodnot zapsaly do tabulky v počítačovém programu Excel.



Obrázek 28: Kobka s polovodičovým detektorem

Zdroj: vlastní výzkum

3.7 Stanovení transferového faktoru

Na základě naměřených hmotnostních aktivit vzorků byl stanoven transferový faktor TF, který se určil jako podíl hmotnostní aktivity Cs-137 mezi plodem brusnice borůvky a půdou.

$$TF = \frac{\text{hmotnostní aktivita plodů brusnice borůvky}}{\text{hmotnostní aktivita půdy}}$$

Výsledný transferový faktor byl dále porovnán s transferovým faktorem publikovaným v knize Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer to Wildlife, kterou vydala organizace IAEA (International Atomic Energy Agency).

4 Výsledky

Výsledky gama spektrometrického měření byly zaznamenány do tabulky a na základě těchto hodnot byly vytvořeny pro lepší názornost grafy.

Výsledkem měření je hmotnostní aktivita Cs-137 daného vzorku, jejíž jednotkou je becquerel na kilogram [Bq/kg]. Vzhledem k afinitě Cs-137 ke K-40 byla pro srovnání zároveň stanovena hmotnostní aktivita přírodního radionuklidu K-40.

V následující tabulce 4 je uveden přehled výsledků hmotnostních aktivit Cs-137 a K-40 ve vzorcích půd a plodů brusnice borůvky.

Tabulka 4: Přehled hmotnostních aktivit Cs-137 a K-40 vzorků půd a plodů

lokality	název vzorku	A Cs-137 (Bq/kg)	A K-40 (Bq/kg)
Bedřichov	půda 1. cm	31	503
	půda 2. cm	21	546
	půda 3. cm	11	545
	půda 4. cm	9	564
	půda 5. cm	12	521
	plody	19,7	893
Bohunice	půda 1. cm	219	436
	půda 2. cm	77	565
	půda 3. cm	45	707
	půda 4. cm	48	661
	půda 5. cm	22	713
	plody	3,5	346
Červenohorské sedlo	půda 1. cm	189	558
	půda 2. cm	262	872
	půda 3. cm	301	774
	půda 4. cm	209	822
	půda 5. cm	97	832
	plody	336	619
Dvořiště u Lomnice	půda 1. cm	58	256
	půda 2. cm	25	248
	půda 3. cm	15	286
	půda 4. cm	10	262
	půda 5. cm	14,8	243
	plody	8	396

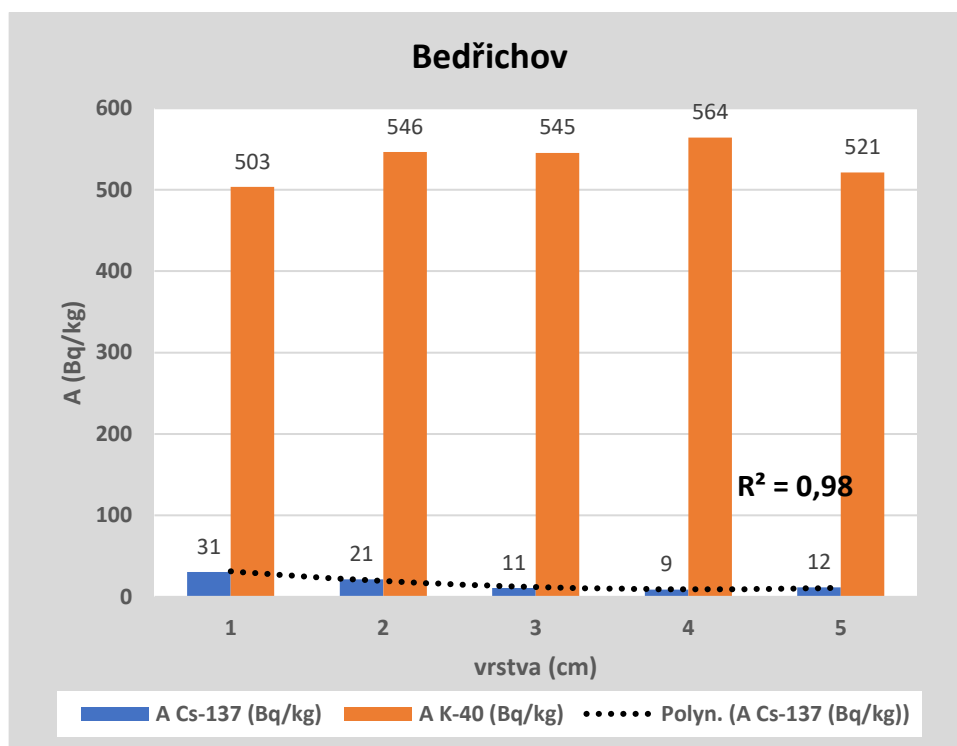
lokality	název vzorku	A Cs-137 (Bq/kg)	A K-40 (Bq/kg)
Kleť	půda 1. cm	36	353
	půda 2. cm	36	803
	půda 3. cm	33	968
	půda 4. cm	43	1111
	půda 5. cm	21	1099
	plody	14,5	1649
Kovářov	půda 1. cm	84	399
	půda 2. cm	65	705
	půda 3. cm	36	760
	půda 4. cm	19	705
	půda 5. cm	11	800
	plody	56,8	1507
Kramolín	půda 1. cm	138	472
	půda 2. cm	64	515
	půda 3. cm	60	542
	půda 4. cm	49	549
	půda 5. cm	63	777
	plody	111	1653
Radonice	půda 1. cm	53	308
	půda 2. cm	40	287
	půda 3. cm	25	328
	půda 4. cm	18	299
	půda 5. cm	6	294
	plody	13,3	779
u Jakuba	půda 1. cm	137	831
	půda 2. cm	87	1121
	půda 3. cm	59	1015
	půda 4. cm	60	965
	půda 5. cm	64	1053
	plody	9,2	323
Vratislávka	půda 1. cm	84	963
	půda 2. cm	20	1155
	půda 3. cm	13	1219
	půda 4. cm	4	1255
	půda 5. cm	26	1490
	plody	7,1	1811

Zdroj: vlastní výzkum

Nejvyšší hodnota hmotnostní aktivity Cs-137 byla naměřena u vzorku půdy z lokality Červenohorské sedlo v hloubce 3 cm, kde hodnoty dosahovaly až 301 Bq/kg. V rámci vzorků borůvek byla také naměřena nejvyšší aktivita u vzorku ze stejné lokality a dosahovala podobné hodnoty 336 Bq/kg. Nejnižší hodnota byla u vzorku půdy v lokalitě Vratislávka v hloubce 4 cm, kde aktivita dosahovala pouze 4 Bq/kg. Vzorek borůvek s nejnižší hmotnostní aktivitou Cs-137 byl z lokality Bohunice, kde aktivita dosahovala pouze 3,5 Bq/kg. Hmotnostní aktivita K-40 dosahovala nejvyšší hodnoty u vzorku půdy z lokality Vratislávka a činila 1490 Bq/kg. Nejvyšší hodnotu měl také vzorek borůvek z této lokality a to 1811 Bq/kg. Naopak nejnižší hodnotu měla půda z lokality Dvořiště u Lomnice, kde hmotnostní aktivita K-40 činila 240 Bq/kg a to v hloubce 5 cm. Nejméně draslíku obsahovaly borůvky z lokality u Jakuba, které měly aktivitu 323 Bq/kg.

4.1 Výsledky měrné aktivity Cs-137 v jednotlivých lokalitách

Konkrétní výsledky vzorků z jednotlivých lokalit jsou zahrnuty v rámci této podkapitoly. Naměřené hodnoty z každé lokality jsou zaneseny do dvou grafů, kde první graf zobrazuje porovnání hmotnostní aktivity Cs-137 s hmotnostní aktivitou přírodního radionuklidu K-40 v jednotlivých vrstvách půdy. Druhý graf pak znázorňuje pouze hmotnostní aktivitu Cs-137 a jeho rozložení v jednotlivých vrstvách půdy. Grafy jsou doplněny o tzv. koeficient determinace, který se značí R^2 a představuje míru kvality regresního modelu, která ve své základní podobě vyjadřuje, jaký podíl variability závisle proměnné model vysvětluje. R^2 nabývá hodnot maximálně 1, což znamená dokonalou predikci hodnot závisle proměnné, naopak hodnota 0 znamená, že model nepřináší pro poznání závisle proměnné žádnou informaci, tedy že je zcela neúčinný. (koeficient determinace, 2019)

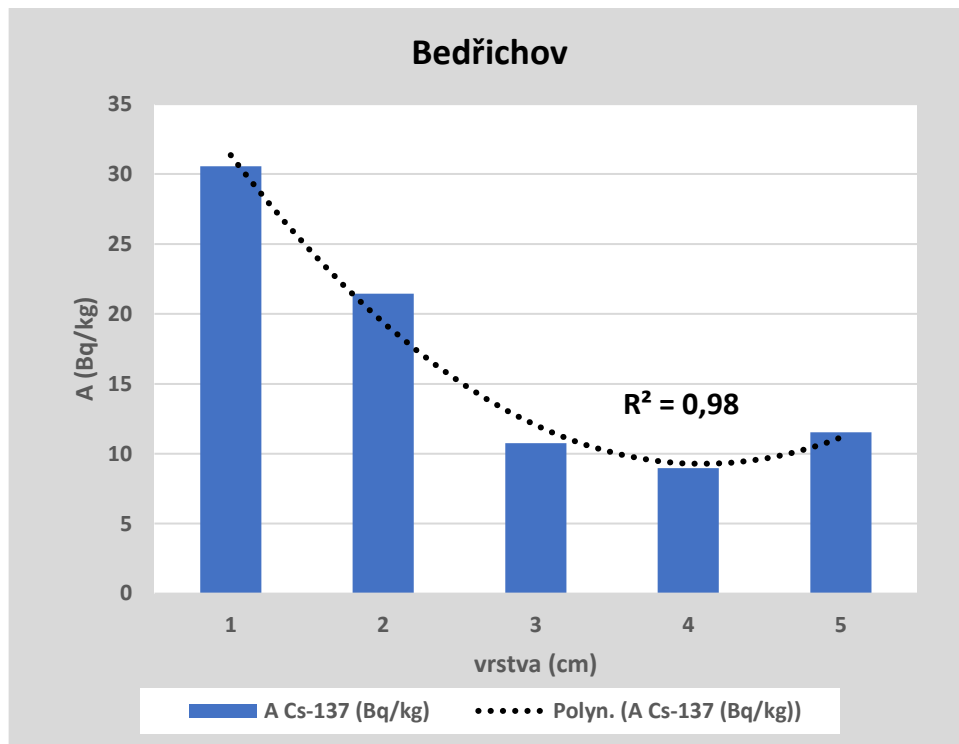


Obrázek 29: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lokalitě Bedřichov

Zdroj: vlastní výzkum

U výsledků z lokality Bedřichov vidíme na obrázku 29, že nejvyšší hodnota měrné aktivity Cs-137 byla naměřena v 1. cm a dosahovala 31 Bq/kg. Naopak nejnižší hodnota

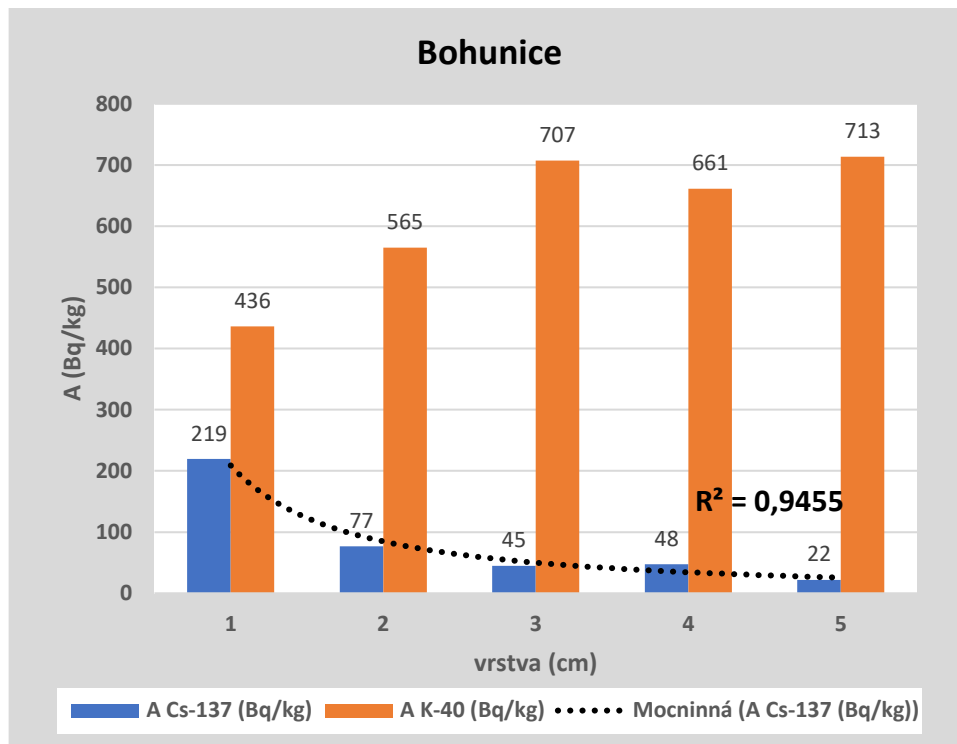
byla zjištěna ve 4. cm čítající 9 Bq/kg, a zároveň zde byla naměřena nejvyšší hodnota přírodního radionuklidu K-40 a to 564 Bq/kg. Nejméně draslíku obsahovala vrstva do 1 cm, kde se ho nacházelo 503 Bq/kg.



Obrázek 30: Rozložení hmotnostní aktivity Cs-137 v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Bedřichov

Zdroj: vlastní výzkum

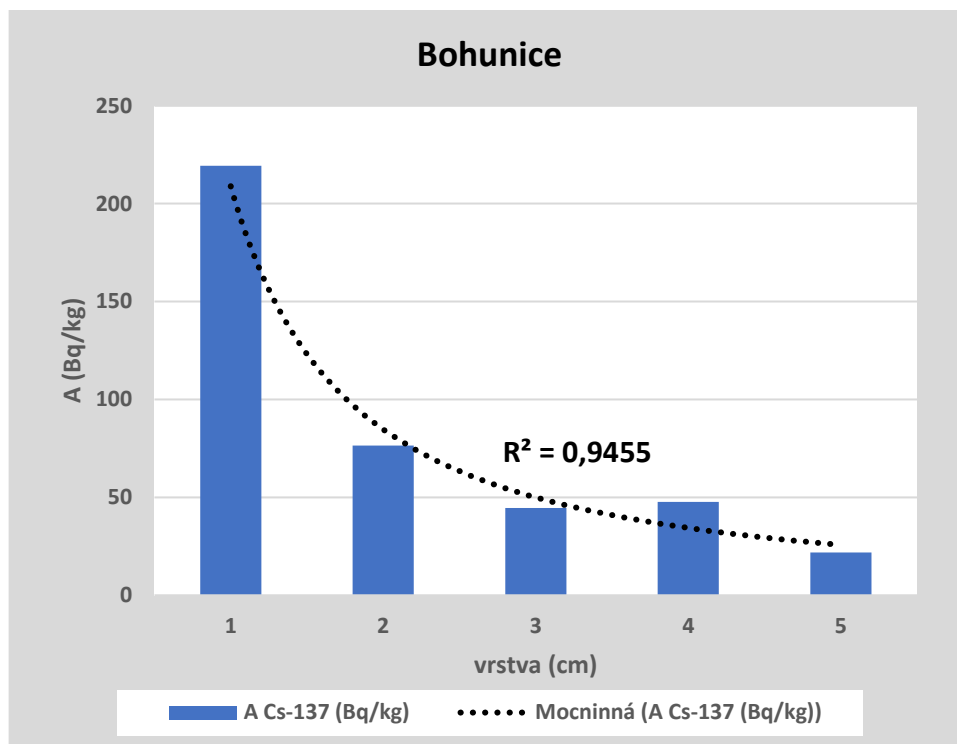
Obrázek 30 zobrazuje průběh distribuce Cs-137 v lokalitě Bedřichov. Svého maxima dosahuje hmotnostní aktivita v první vrstvě tedy v 1.cm a následně exponenciálně klesá až do 4. vrstvy. V páté vrstvě dochází opět k nárůstu aktivity, tedy k pravděpodobně druhému vrcholu aktivity cesia. U následujících vrstev půdy je předpokládán znovu postupný pokles aktivity.



Obrázek 31: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lokalitě Bohunice

Zdroj: vlastní výzkum

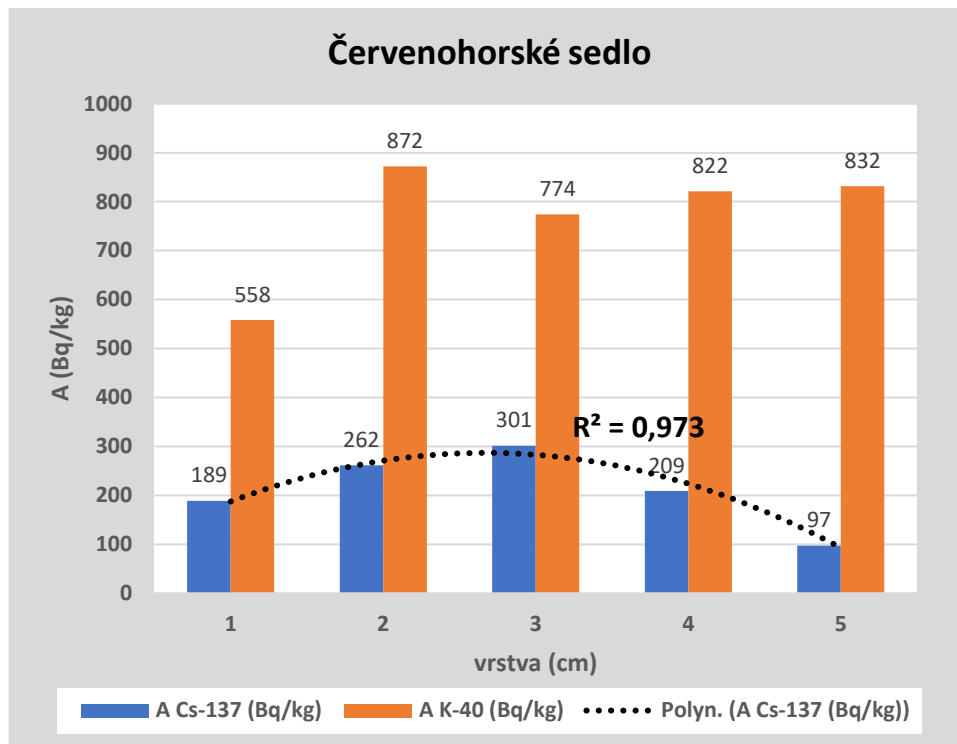
Z obrázku 31 je zřejmé, že v lokalitě Bohunice byla hmotnostní aktivita Cs-137 nejvyšší v 1. cm půdy, kde dosahovala hodnoty 219 Bq/kg, následně pak klesala, přičemž byla nejnižší hodnota naměřena v poslední naší zkoumané vrstvě v hloubce 5 cm, kde čítala 22 Bq/kg. Zároveň v této vrstvě bylo naměřeno nejvíce draslíku K-40 a naopak nejméně v 1.cm.



Obrázek 32: Rozložení hmotnostní aktivity Cs-137 v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Bohunice

Zdroj: vlastní výzkum

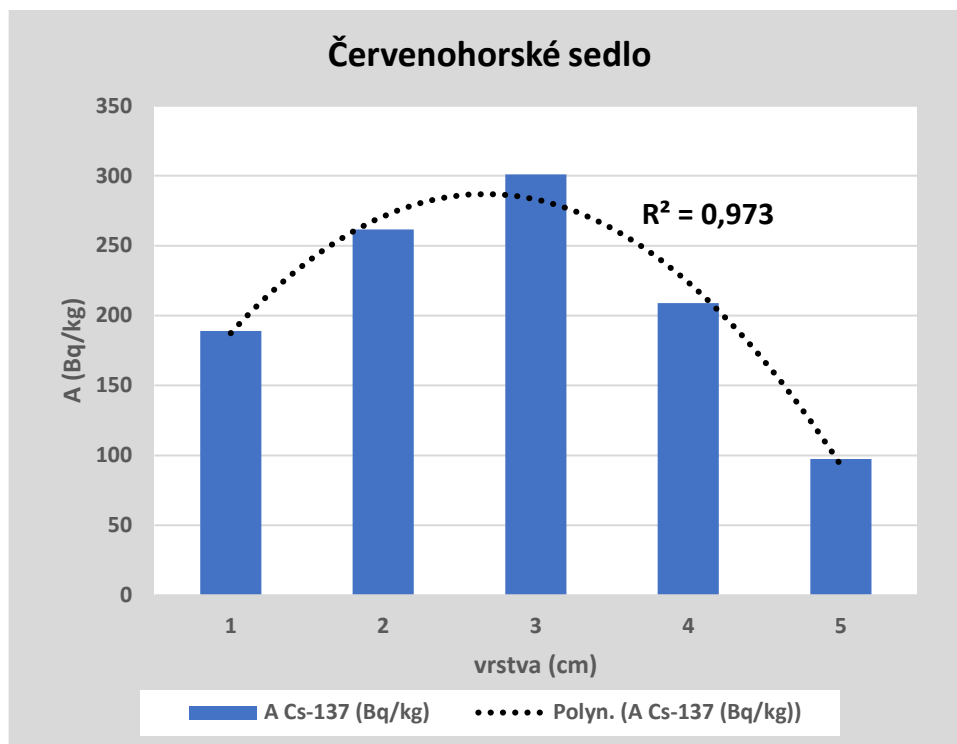
Obrázek 32 ukazuje exponenciální pokles Cs-137 v lokalitě Bohunice. Rapidní pokles hmotnostní aktivity Cs-137 je mezi první a druhou vrstvou a poté pozvolný pokles od druhé vrstvy až k páté. V hloubce 4 cm je viditelný nepatrný nárůst.



Obrázek 33: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lokalitě Červenohorské sedlo

Zdroj: vlastní výzkum

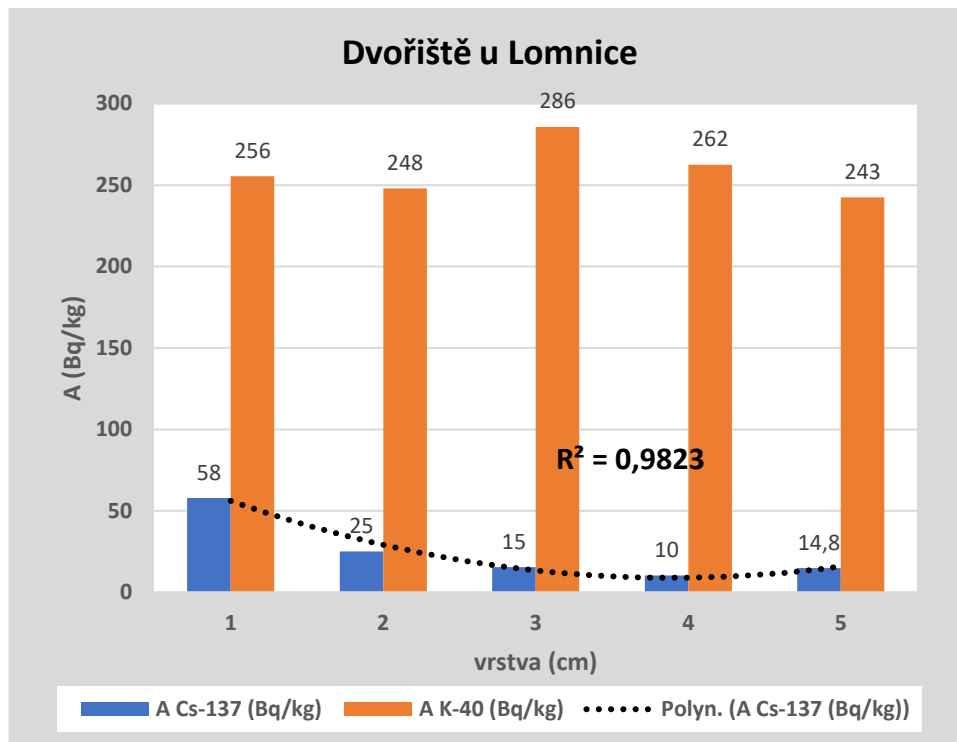
Červenohorské sedlo byla lokalita s nejvyšší naměřenou aktivitou Cs-137 ze všech vzorků, kde v hloubce 3 cm dosahovala až 301 Bq/kg. Nejnižší hodnota 97 Bq/kg byla v poslední zkoumané vrstvě v hloubce 5 cm. Nejvíce draslíku K-40 se nacházelo v 2. cm s hmotnostní aktivitou 872 Bq/kg a nejméně pak v 1. vrstvě o aktivitě 558 Bq/Kg.



Obrázek 34: Rozložení hmotnostní aktivity Cs-137 v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Červenohorské sedlo

vlastní výzkum

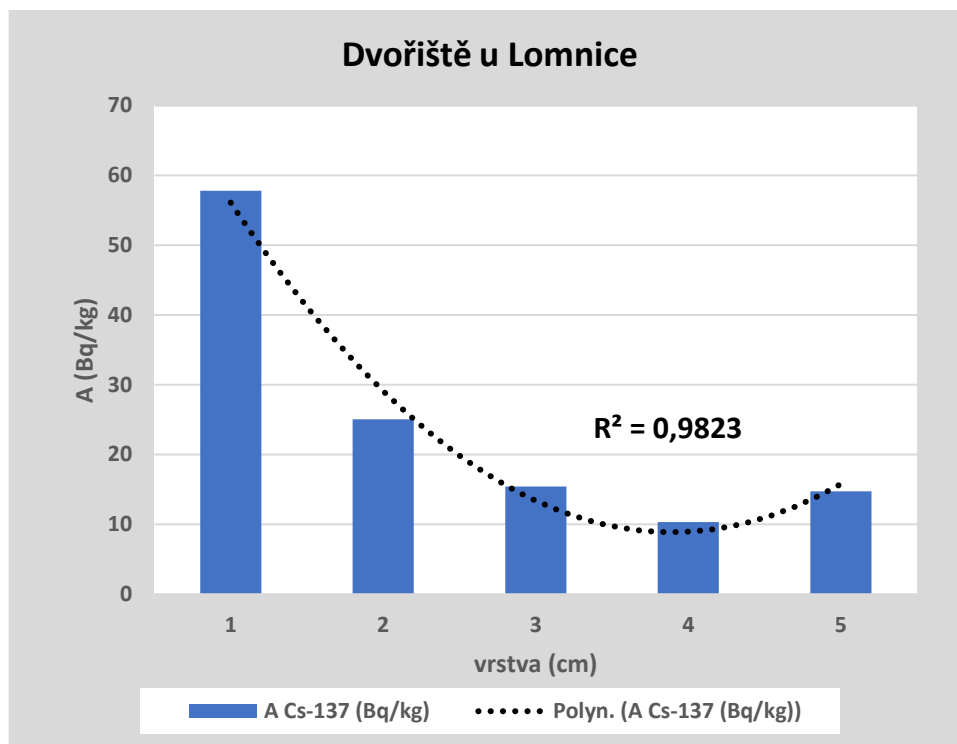
Obrázek 34 vyobrazuje distribuci Cs-137 v lokalitě Červenohorské sedlo v rámci jednotlivých vrstev, kdy svého vrcholu dosahuje ve 3. vrstvě a následně klesá. Graf na obrázku má tvar podobný parabole.



Obrázek 35: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lokalitě Dvořiště u Lomnice

Zdroj: vlastní výzkum

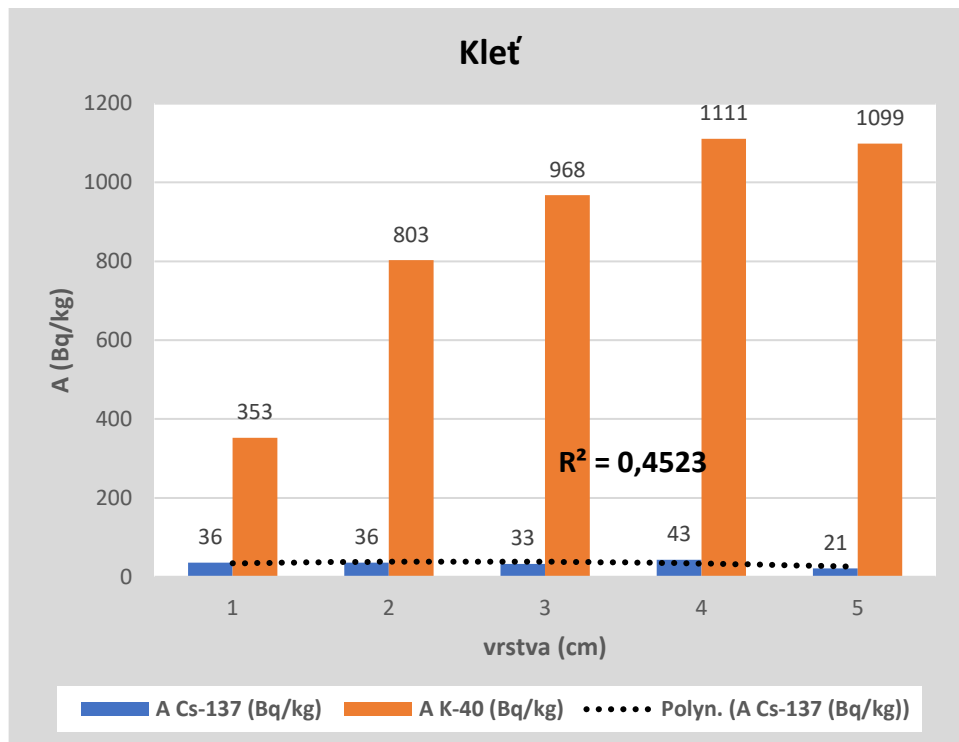
V lokalitě Dvořiště u Lomnice byla naměřena nejvyšší aktivita Cs-137 v první vrstvě, stejně jako u prvních dvou lokalit. Hodnota měrné aktivity zde dosahovala 58 Bq/kg, viz obrázek 35. Minimum aktivity cesia, tedy 10 Bq/kg, bylo zjištěno v hloubce 4 cm. Následně zas došlo k jejímu nepatrnému nárůstu v následující vrstvě. Draslík K-40 měl podobný průběh jako u předchozích lokalit. Nejvyšších hodnot dosahoval ve třetí a čtvrté vrstvě, kde byly zjištěny nejnižší hodnoty Cs-137 ze zkoumané škály.



Obrázek 36: Rozložení hmotnostní aktivity Cs-137 v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Dvořiště u Lomnice

vlastní výzkum

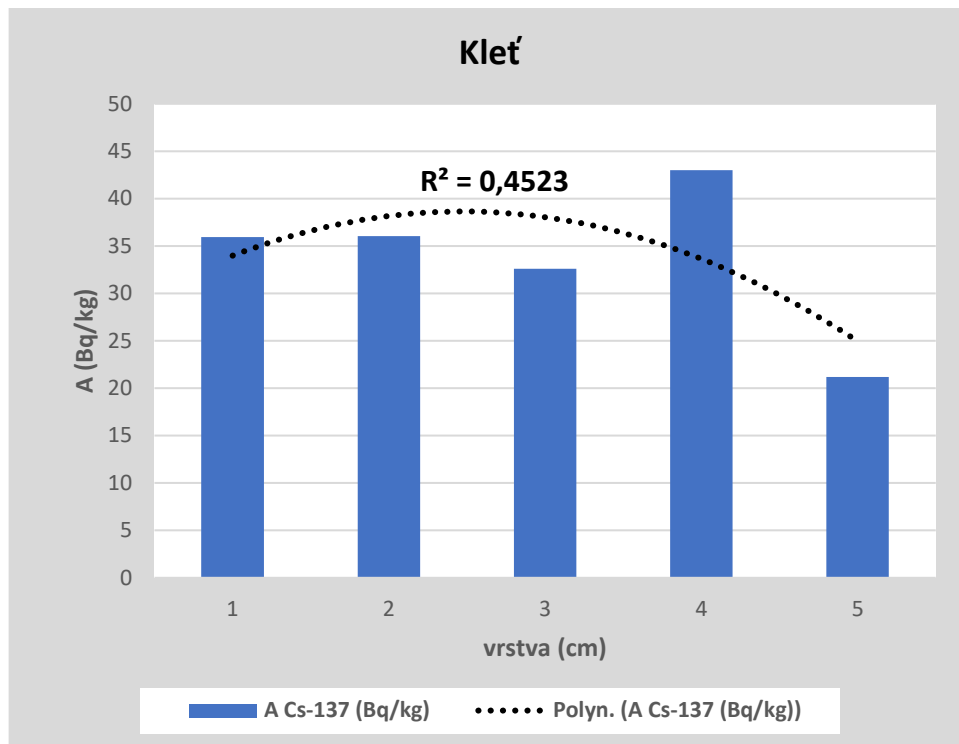
Obrázek 36 ukazuje v lokalitě Dvořiště u Lomnice exponenciální pokles od první vrstvy po čtvrtou a následně znovu nepatrný nárůst na hodnotu měrné aktivity jako u třetí vrstvy. Distribuce Cs-137 je opět stejná jako u první a druhé zkoumané lokality.



Obrázek 37: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lokalitě Klet'

Zdroj: vlastní výzkum

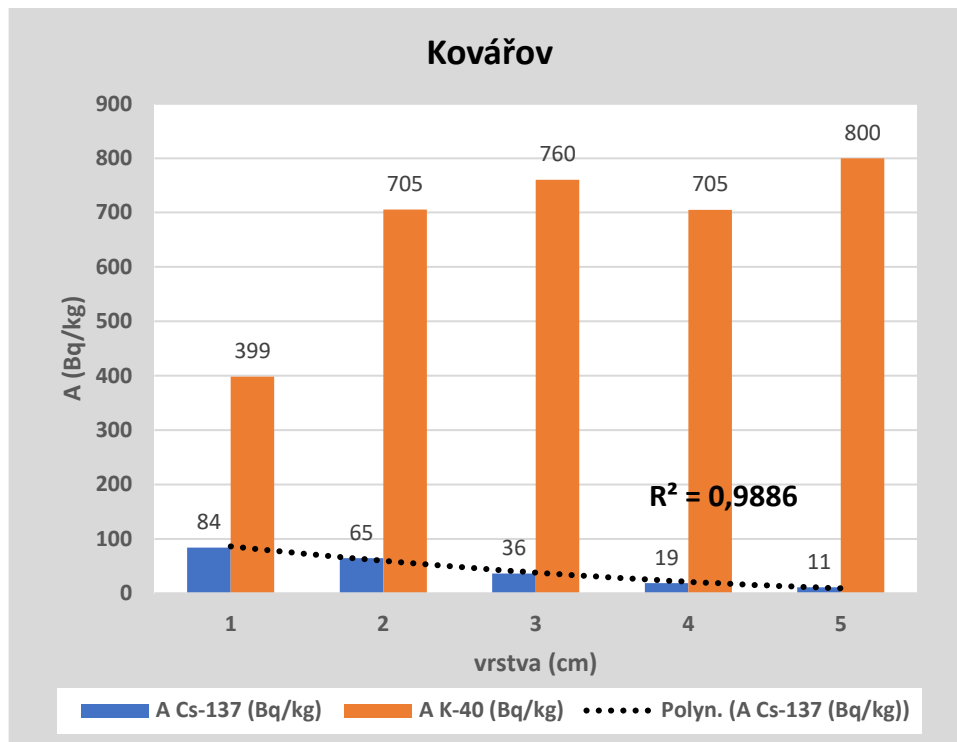
Na obrázku 37 v lokalitě Klet' je viditelný rozdíl oproti předchozím zkoumaným lokalitám, aktivita Cs-137 je poměrně stejná v rámci celé zkoumané škály vrstev. Nejvyšší aktivita je u 4. vrstvy a následuje nepatrný pokles. Nejvíce draslíku K-40 bylo rovněž zaznamenáno v rámci této vrstvy.



Obrázek 38: Rozložení hmotnostní aktivity Cs-137 v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Klet'

Zdroj: vlastní výzkum

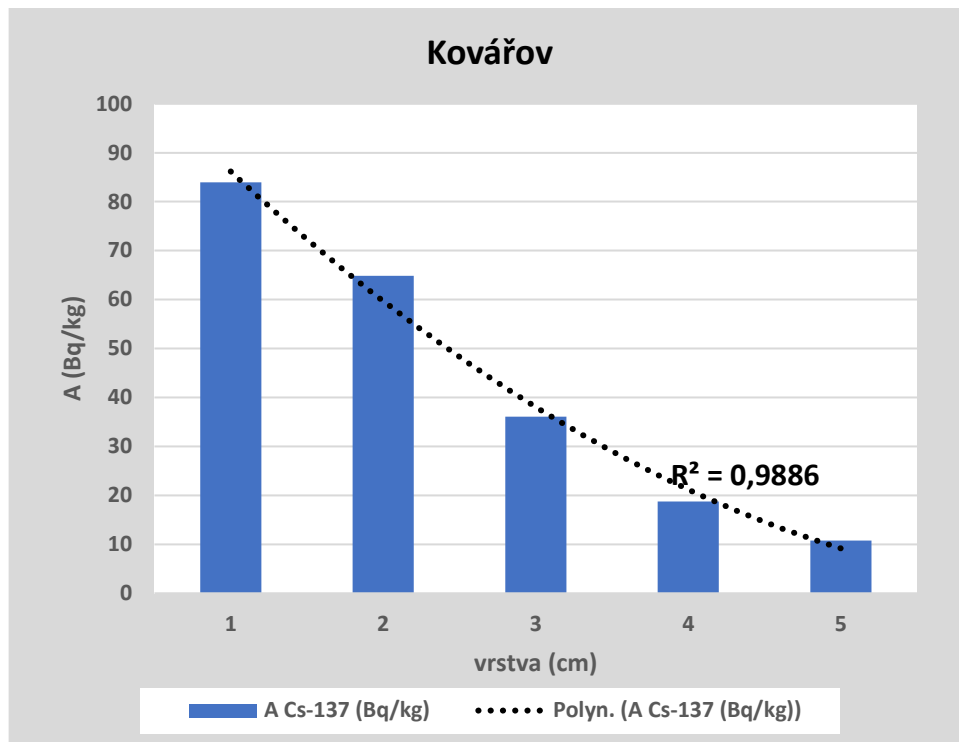
Z obrázku 38 je patrné, že v minulosti v lokalitě Klet' došlo k případnému promíchání vrstev např. hrabavou činností krtků nebo rozrytím zvěře. Aktivita cesia dosahuje podobných hodnot v rámci celé škály zkoumaných vrstev. Vyšší depozit je znatelný ve čtvrté vrstvě. Lze také usuzovat, že třetí vrstva měla rozdílné složení od následující vrstvy, například větší obsah kamenité složky, kdy došlo k protečení a usazení cesia ve spodnější vrstvě půdy.



Obrázek 39: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lokalitě Kovářov

Zdroj: vlastní výzkum

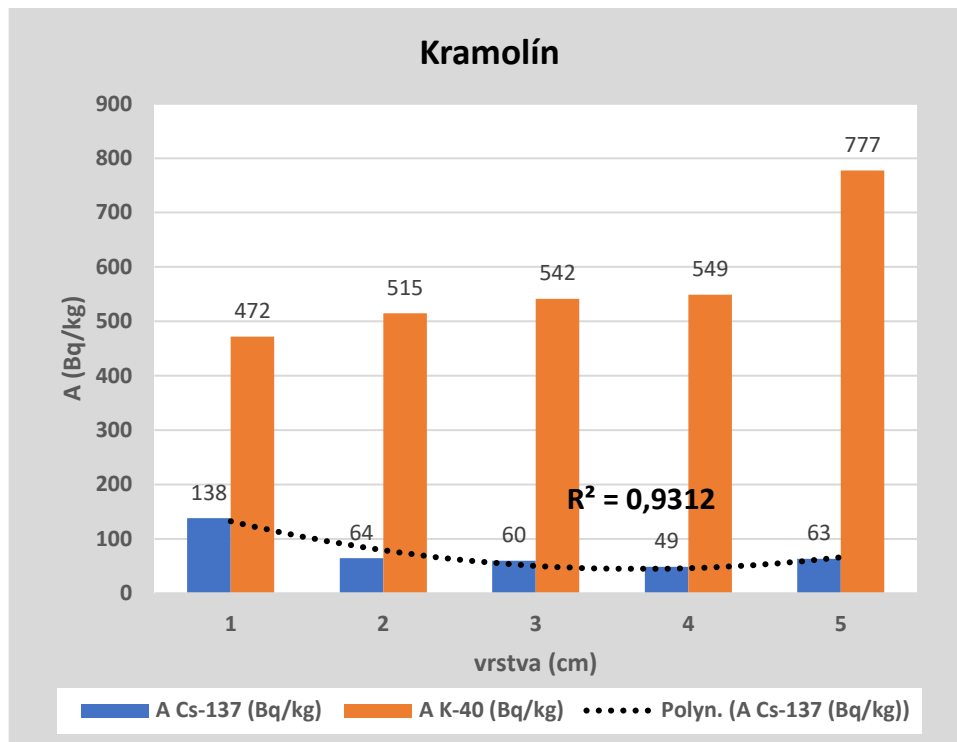
V lokalitě Kovářov, viz obrázek 39, byla nejvyšší hmotnostní aktivita cesia naměřena v první vrstvě o hodnotě 84 Bq/kg. Následuje pozvolný pokles až do páté vrstvy, kde byla nejnižší hodnota aktivity dosahující pouze 11 Bq/kg. Chování draslíku je stejné jako u předchozích lokalit. Nejvyšší hodnota aktivity K-40 je v poslední zkoumané vrstvě v hloubce 5 cm a nejnižší naopak v první vrstvě, kde bylo naměřeno nejvíce cesia.



Obrázek 40: Rozložení hmotnostní aktivity Cs-137 v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Kovářov

Zdroj: vlastní výzkum

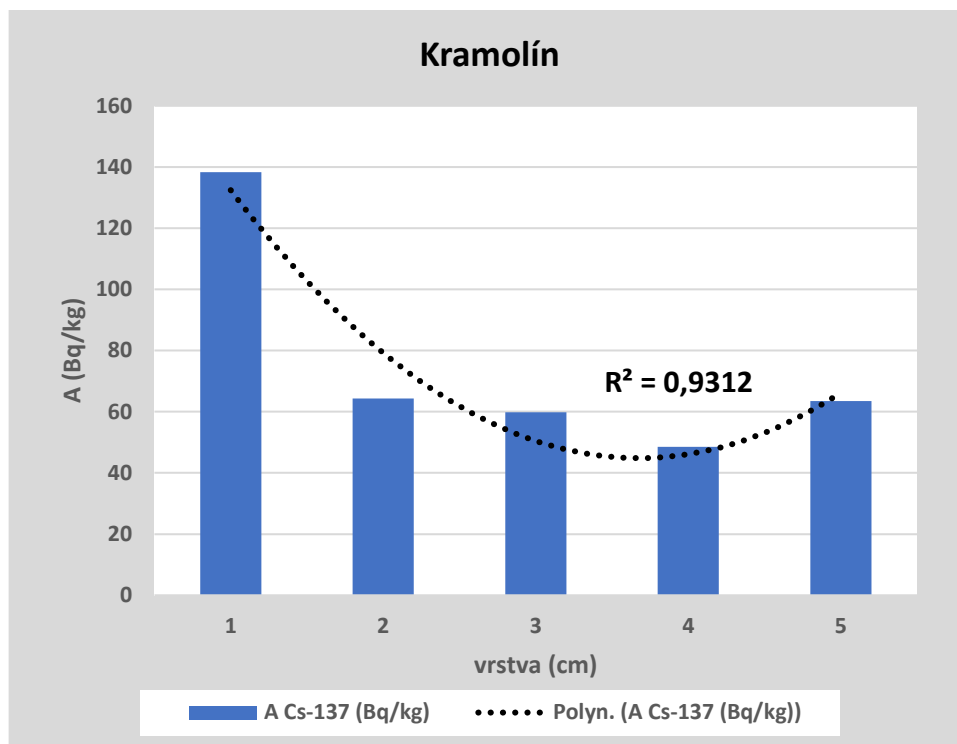
Obrázek 40 zobrazuje v lokalitě Kovářov charakteristický průběh distribuce Cs-137, které se nejvíce drží v rámci první vrstvy, kde hodnota hmotnostní aktivity cesia dosahuje svého maxima. Poté následuje postupný pokles až do poslední zkoumané vrstvy.



Obrázek 41: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lokalitě Kramolín

Zdroj: vlastní výzkum

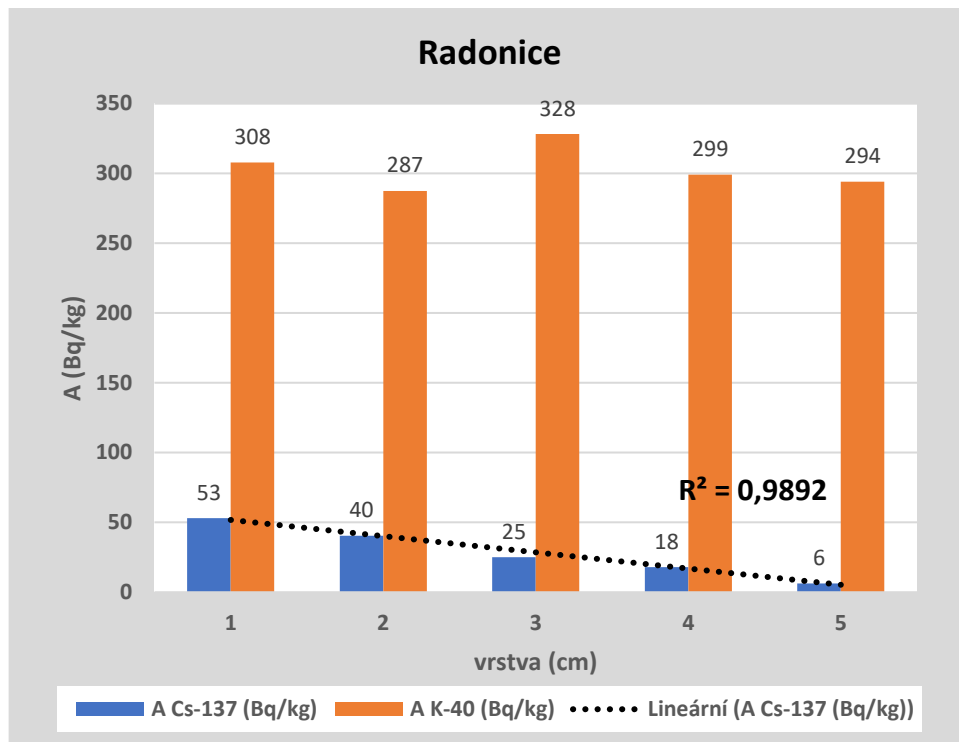
V lokalitě Kramolín, viz obrázek 41, znovu dosahuje měrná aktivita cesia nejvyšší hodnoty v 1. cm půdy, a to 138 Bq/kg. Průběh distribuce Cs-137 je stejný jako u první zkoumané lokality, kdy aktivita klesá do 4. vrstvy na hodnotu 49 Bq/kg a následně v poslední 5. vrstvě znovu narůstá. Hmotnostní aktivita K-40 dosahuje maxima v poslední zkoumané vrstvě, tedy v hloubce 5 cm a naopak minima v první vrstvě.



Obrázek 42: Rozložení hmotnostní aktivity Cs-137 v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Kramolín

Zdroj: vlastní výzkum

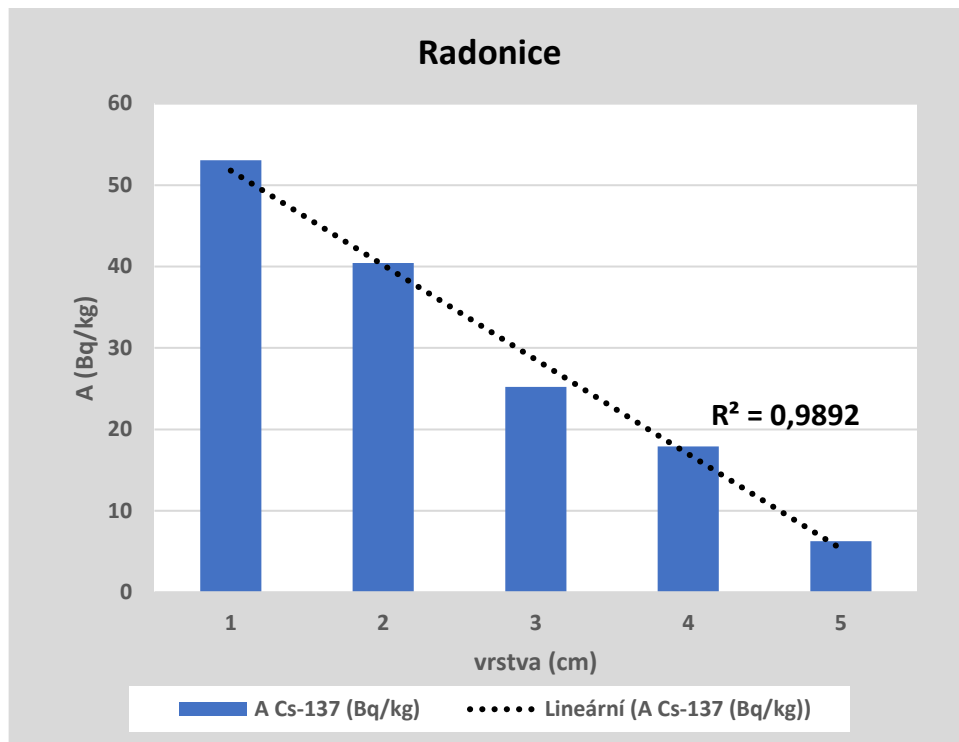
Distribuce Cs-137 v lokalitě Kramolín je v rámci jednotlivých vrstev podobná jako u lokality Dvořiště u Lomnice a lokality Bedřichov. Hmotnostní aktivita cesia v poslední vrstvě je stejná jako ve druhé, viz obrázek 42. Tento nárůst je pravděpodobně druhý vrchol aktivity cesia, poté je v následujících vrstvách předpokládán znovu postupný pokles aktivity na minimální hodnoty.



Obrázek 43: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lokalitě Radonice

Zdroj: vlastní výzkum

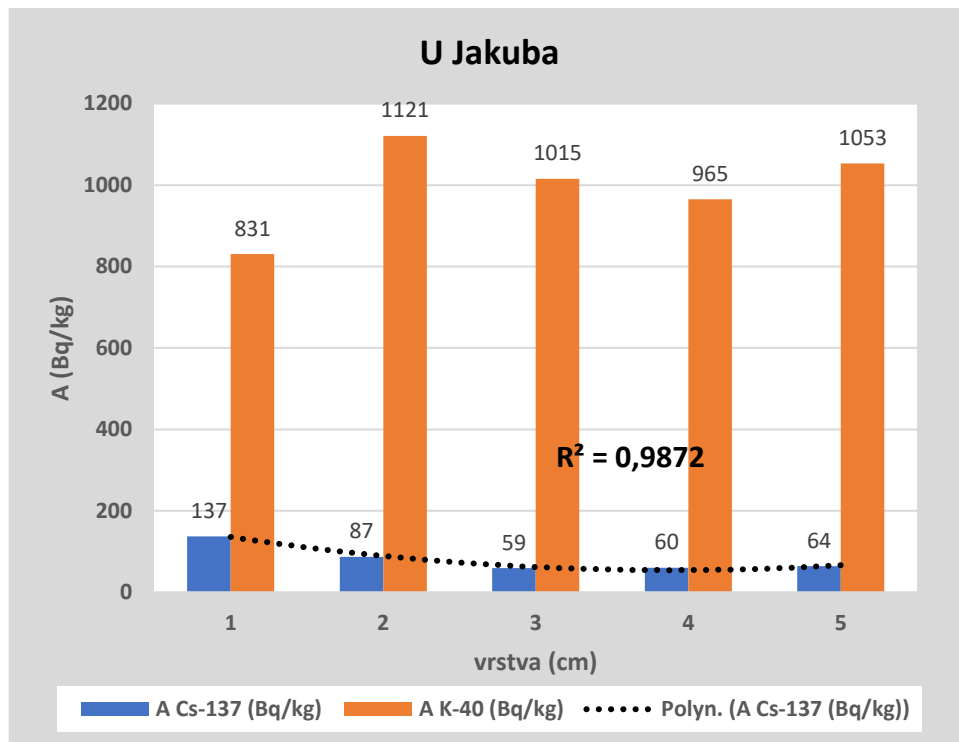
V lokalitě Radonice dosahovala měrná aktivita cesia nejvyšší hodnoty v 1. cm půdy, a to 53 Bq/kg. Od první vrstvy aktivita postupně klesala až do poslední zkoumané vrstvy na hodnotu pouhých 6 Bq/kg, viz obrázek 43. V rámci tohoto grafu lze krásně vidět, že se Cs-137 drží v horních vrstvách půdy v dosahu kořenového systému rostlin. Draslík K-40 dosahoval nejvyšší hodnoty ve třetí vrstvě a nejnižší v druhé vrstvě.



Obrázek 44: Rozložení hmotnostní aktivity Cs-137 v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Radonice

Zdroj: vlastní výzkum

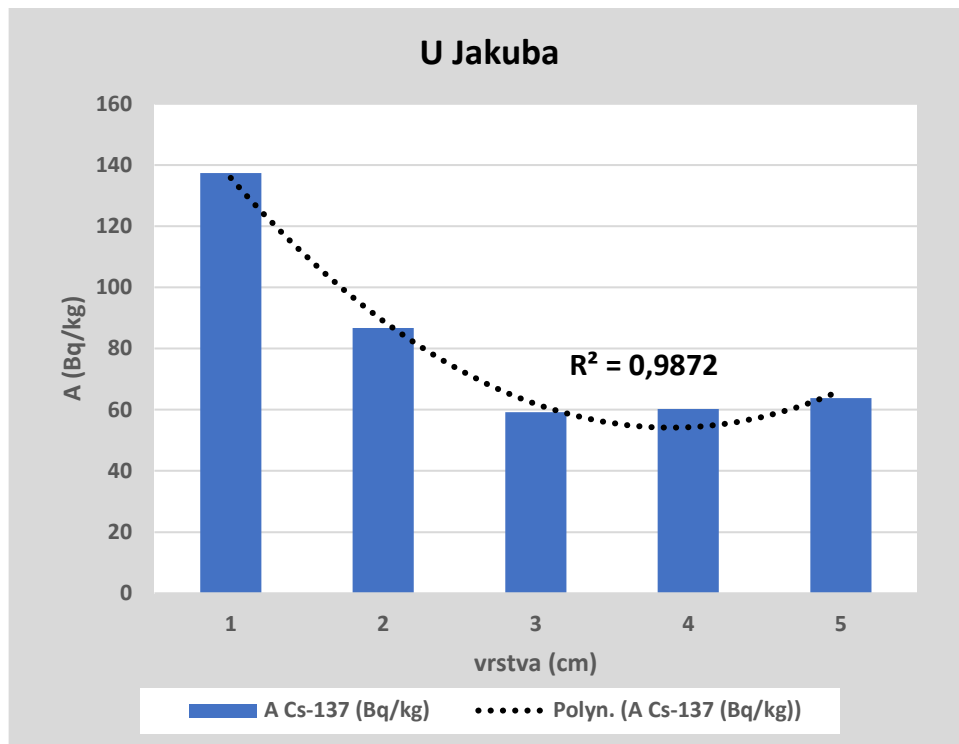
Na obrázku 44 v lokalitě Radonice je charakteristický průběh distribuce Cs-137, kdy dochází téměř k lineárnímu poklesu hmotnostní aktivity cesia. Podobný průběh distribuce byl zjištěn také u předchozí lokality Kovářov.



Obrázek 45: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lokalitě u Jakuba

Zdroj: vlastní výzkum

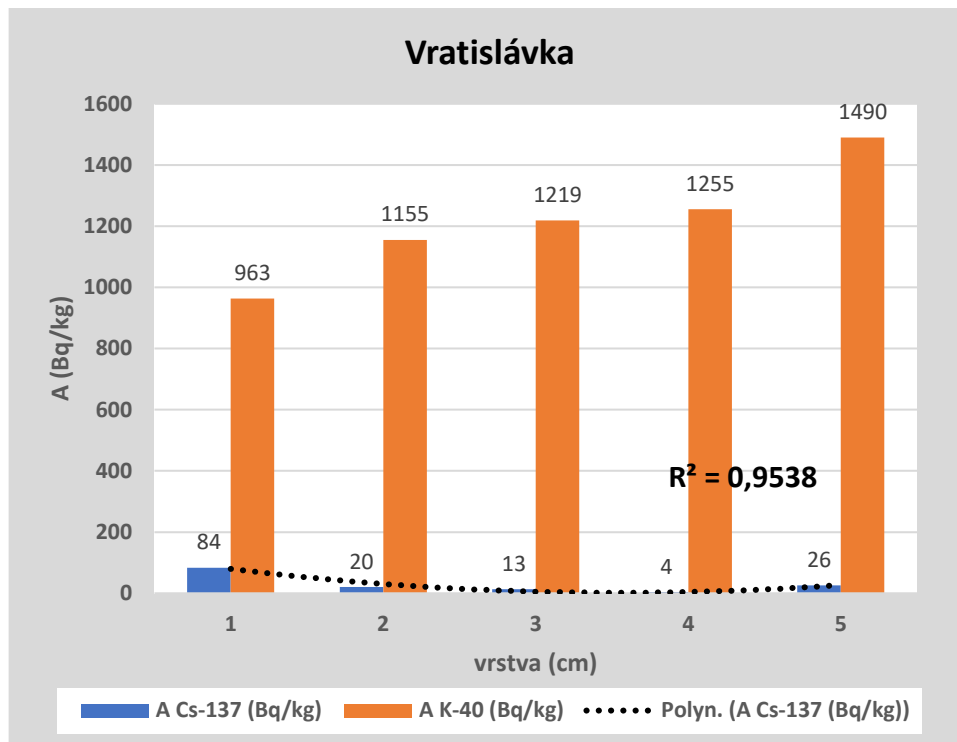
Na obrázku 45 v lokalitě u Jakuba dosahuje aktivita cesia nejvyšší hodnoty znovu v první vrstvě a to 137 Bq/kg. Následuje postupný pokles do třetí vrstvy a poté opět nárůst ve čtvrté a páté vrstvě. Nejnižší hodnota aktivity ve třetí vrstvě byla 59 Bq/kg. Draslík K-40 měl nejvyšší hodnotu hmotnostní aktivity ve druhé vrstvě a nejnižší v první vrstvě.



Obrázek 46: Rozložení hmotnostní aktivity Cs-137 v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě u Jakuba

Zdroj: vlastní výzkum

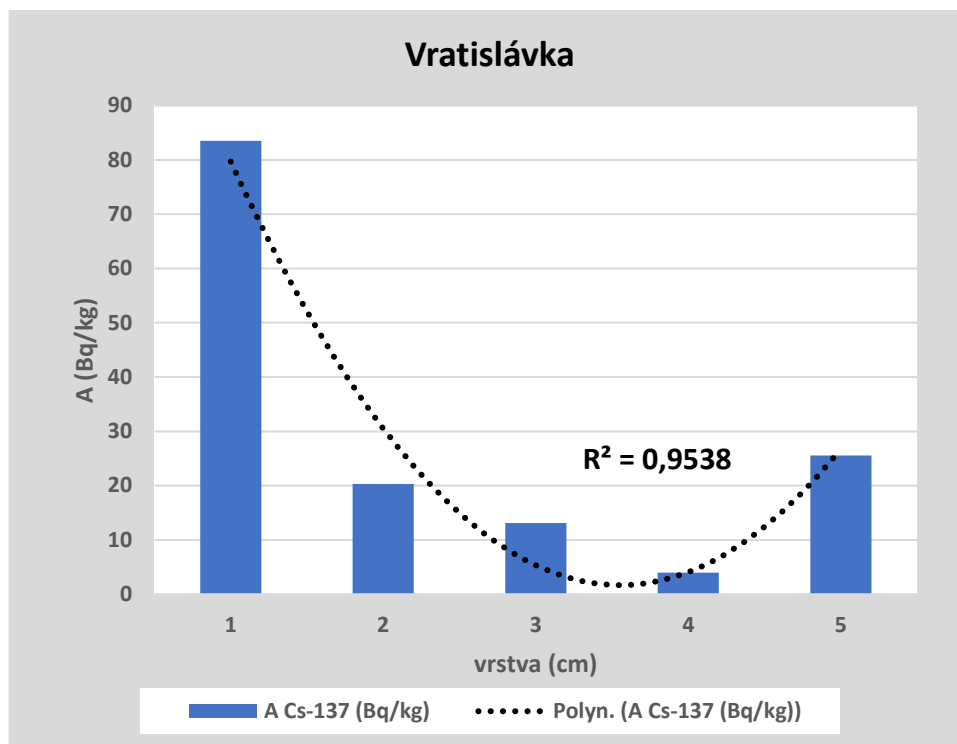
Obrázek 46 zobrazuje průběh distribuce Cs-137 jednotlivými vrstvami půdy v lokalitě u Jakuba, kdy jeho hmotnostní aktivita exponenciálně klesá do třetí vrstvy. Následující čtvrtá a pátá vrstva má nejspíše rozdílné složení oproti vrstvě třetí, tudíž je v rámci těchto dvou vrstev cesium více zachytáváno a jeho hmotnostní aktivita zde opět narůstá. Tento rozdíl není však příliš markantní oproti následující lokalitě Vratislávka.



Obrázek 47: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lokalitě Vratislávka

Zdroj: vlastní výzkum

Obrázek 47 zobrazuje výsledky z lokality Vratislávka, kde nejvyšší hodnota hmotnostní aktivity je opět v první vrstvě o hodnotě 84 Bq/kg. Následuje poměrně rapidní pokles mezi první a druhou vrstvou a dále klesá až do 4. vrstvy, kde je aktivita pouhé 4 Bq/kg, která je zároveň nejnižší naměřenou hodnotou aktivity Cs-137 v rámci všech odebraných vzorků ze všech deseti zkoumaných lokalit. V páté vrstvě dochází znovu k poměrně značnému nárůstu, který je dokonce vyšší než ve druhé vrstvě. Měrná aktivita K-40 s hloubkou stoupá, nejvyšší hodnota byla naměřena v poslední vrstvě o hodnotě 1490 Bq/kg.



Obrázek 48: Rozložení hmotnostní aktivity Cs-137 v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Vratislávka

Zdroj: vlastní výzkum

Graf na obrázku 48 zobrazuje distribuci Cs-137 v rámci zkoumaných vrstev v lokalitě Vratislávka. Nejvyšší aktivity byly naměřeny v první a poslední vrstvě. První vrstva pravděpodobně obsahovala velké množství humusu, díky kterému se zde cesium dobře udrželo. Druhá až čtvrtá vrstva pravděpodobně obsahovala větší množství kamenné či písčité složky, což mělo za následek rychlejší distribuci cesia do nižších vrstev půdy. V poslední vrstvě je znatelný nárůst aktivity, kde opět bylo pravděpodobně přítomno více humusu.

4.2 Stanovení transferového faktoru

V následující tabulce jsou uvedeny hmotnostní aktivity Cs-137 v plodech a v jednotlivých vrstvách půdy ze všech zkoumaných lokalit, přičemž jsou doplněny zároveň o transferové faktory TF.

Tabulka 5: Přehled hmotnostních aktivit Cs-137 a příslušného transferového faktoru pro půdu a plody

lokality	název vzorku	A Cs-137 (Bq/kg)	TF
Bedřichov	půda 1. cm	31	0,64
	půda 2. cm	21	0,92
	půda 3. cm	11	1,83
	půda 4. cm	9	2,19
	půda 5. cm	12	1,71
	plody	19,7	0,83
Bohunice	půda 1. cm	219	0,02
	půda 2. cm	77	0,05
	půda 3. cm	45	0,08
	půda 4. cm	48	0,07
	půda 5. cm	22	0,16
	plody	3,5	0,04
Červenohorské sedlo	půda 1. cm	189	1,78
	půda 2. cm	262	1,29
	půda 3. cm	301	1,12
	půda 4. cm	209	1,61
	půda 5. cm	97	3,45
	plody	336	1,59
Dvořiště u Lomnice	půda 1. cm	58	0,14
	půda 2. cm	25	0,32
	půda 3. cm	15	0,52
	půda 4. cm	10	0,77
	půda 5. cm	14,8	0,54
	plody	8,0	0,34

lokality	název vzorku	A Cs-137 (Bq/kg)	TF
Kleť	půda 1. cm	36	0,40
	půda 2. cm	36	0,40
	půda 3. cm	33	0,45
	půda 4. cm	43	0,34
	půda 5. cm	21	0,69
	plody	14,5	0,44
Kovářov	půda 1. cm	84	0,68
	půda 2. cm	65	0,88
	půda 3. cm	36	1,58
	půda 4. cm	19	3,04
	půda 5. cm	11	5,29
	plody	56,8	1,65
Kramolín	půda 1. cm	138	0,80
	půda 2. cm	64	1,73
	půda 3. cm	60	1,86
	půda 4. cm	49	2,29
	půda 5. cm	63	1,75
	plody	111	1,42
Radonice	půda 1. cm	53	0,25
	půda 2. cm	40	0,33
	půda 3. cm	25	0,53
	půda 4. cm	18	0,74
	půda 5. cm	6	2,12
	plody	13,3	0,49
u Jakuba	půda 1. cm	137	0,07
	půda 2. cm	87	0,11
	půda 3. cm	59	0,16
	půda 4. cm	60	0,15
	půda 5. cm	64	0,14
	plody	9,2	0,12
Vratislávka	půda 1. cm	84	0,09
	půda 2. cm	20	0,35
	půda 3. cm	13	0,54
	půda 4. cm	4	1,81
	půda 5. cm	26	0,28
	plody	7,1	0,25

Zdroj: vlastní výzkum

V tabulce 5 v pravém sloupci jsou uvedeny vypočtené transferové faktory jak pro půdu tak pro plody brusnice borůvky. Pro diplomovou práci jsou stěžejní transferové faktory plodů, které jsou v tabulce zvýrazněny červeně. Ty dosahují hodnot mezi 0,04-1,65.

Nejvyšší hodnoty dosahuje vzorek z lokality Kovářov, a naopak nejnižší v lokalitě Bohunice.

Pro určení transferového faktoru pro plody borůvky bylo nejprve zapotřebí určit průměrnou aktivitu v půdě. Průměrná aktivita se vypočetla jako podíl dvou sum. První suma představovala součet součinu váhy (vztažené na kilogram) a hmotnostní aktivity Cs-137 v rámci jednotlivých vrstev. Druhá suma představovala součet vah půdy po prosetí (vztažené na kilogram). Na základě podílu těchto dvou zmiňovaných sum byla vypočtena průměrná aktivita Cs-137 nacházející se v půdě. Transferový faktor pro Cs-137 v plodech brusnice borůvky byl dále určen jako podíl hmotnostní aktivity v plodech a průměrné hmotnostní aktivity v půdě.

Transfer radionuklidů z půdy do plodů, či jiných rostlinných částí je ovlivněn vlastností půdy, půdním typem, obsahem jílových materiálů, vlhkostí, pH, obsahem organických látek a samozřejmě také vývojovým stupněm rostliny, jejím druhem a fyziologií a v neposlední řadě také ročním obdobím, atd. (Kubějová, 2012)

5 Diskuze

V této části diplomové práce jsou porovnány námi naměřené výsledky hmotnostní aktivity Cs-137 s hodnotami, které jsou publikovány v odborné literatuře a zveřejněny v databázi MonRas. Dále jsou výsledky porovnány s hodnotami, které jsou uvedeny v jiných diplomových či bakalářských pracích nebo v podobných výzkumech z předchozích let. Vypočtený transferový faktor pro plody brusnice borůvky je porovnán s vybranou odbornou publikací.

5.1 Porovnání výsledků měrné aktivity Cs-137 v jednotlivých lokalitách

Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 jsou souhrnně uvedeny v tabulce 4., ve které vidíme, že se její hodnoty u vzorků půdy pohybovaly mezi 4 Bq/kg v lokalitě Vratislávka (v hloubce 4 cm) a 301 Bq/kg v lokalitě Červenohorské sedlo (v hloubce 3 cm). Hmotnostní aktivita Cs-137 u vzorků borůvek se pohybovala v rozmezí od 3,5 Bq/kg v lokalitě Bohunice do 336 Bq/kg v lokalitě Červenohorské sedlo. Hodnoty K-40 ve vzorcích půdy se pohybovaly mezi 240 Bq/kg (v hloubce 5 cm) v lokalitě Dvořiště u Lomnice a 1490 Bq/kg (v hloubce 5 cm) v lokalitě Vratislávka. Hmotnostní aktivita K-40 u vzorků borůvek se pohybovala v rozmezí od 323 Bq/kg v lokalitě u Jakuba do 1811 Bq/kg v lokalitě Vratislávka.

Výsledné hodnoty hmotnostních aktivit nelze porovnávat vždy přímo mezi sebou, ale slouží převážně pro obecné srovnání trendů v distribuci Cs-137 v půdě, jelikož každá lokalita je jedinečná a podléhá různým vlivům, které ji v průběhu času ovlivňují. Zároveň v databázi MonRas jsou uvedeny pouze hmotnostní aktivity plodů brusnice borůvky, nikoliv podloží pod nimi, tudíž jsou porovnány pouze hodnoty plodů z různých lokalit, které jsou nejbližší místu vlastního odběru.

lokalita Bedřichov

Výsledky hmotnostních aktivit Cs-137 z první lokality jsou zaznamenány na obrázcích 29 a 30. Nejvyšší hodnota Cs-137 v půdě se nacházela v prvním centimetru odebrané půdy a nejnižší ve čtvrtém centimetru, stejně jako u následujících lokalit Dvořiště u Lomnice a Kramolín. Distribuce Cs-137 v rámci jednotlivých vrstev byla u těchto třech zmiňovaných lokalit velmi podobná. Hmotnostní aktivita borůvek byla v lokalitě

Bedřichov naměřena o hodnotě 19,7 Bq/kg. V MonRas je nejbližší zkoumanou lokalitou Benešov nad Černou, který je vzdušnou čarou vzdálený 7 km od místa vlastního odběru. Naměřená hodnota hmotnostní aktivity Cs-137 v borůvkách činila 331 Bq/kg ke dni 10.09.2020. Vlastní odběr v lokalitě Bedřichov byl proveden na konci června, tedy o dva měsíce dříve. Rozdílná aktivita v plodech je dána převážně časovým odstupem obou odběrů, kdy plody byli v rozdílném stádiu stáří a samozřejmě zde hlavní roli hraje vzdálenost odběrových míst od sebe. Prokazatelně můžeme říci, že kontaminace obou lokalit je rozdílná, převážně z důvodu nerovnoměrných srážek v době průchodu kontaminovaných mas nad lokalitami.

lokality Bohunice

Výsledky hmotnostních aktivit Cs-137 z druhé lokality jsou uvedeny na obrázcích 31 a 32. Nejvyšší hodnota Cs-137 v půdě se nacházela opět v prvním centimetru půdy a nejnižší pak v posledním pátém centimetru. Distribuce Cs-137 v rámci jednotlivých vrstev byla stejná jako u lokalit Kovářov a Radonice. Hmotnostní aktivita borůvek v lokalitě Bohunice byla 3,5 Bq/kg. V porovnání s hodnotami uváděnými v MonRas pro lokalitu, která je vzdušnou čarou vzdálená necelé dva kilometry od místa zkoumaného odběru byla naměřená hmotnostní aktivita 0,925 Bq/kg a to k datu 9.7.2020. Vlastní odběr byl uskutečněn o necelý měsíc později, tedy 2.8. 2020 a hmotnostní aktivita, zde byla téměř čtyřikrát vyšší. Další odběr uvedený v MonRas byl proveden v okolí jaderné elektrárny Temelín, a to přibližně 3 km od místa vlastního odběru. Hmotnostní aktivita vzorků borůvek zde činila 2,360 Bq/kg, a to ke dni 22.6.2020. Tento rozdíl v aktivitách je ovlivněn převážně časovým odstupem sběrů, kdy mohly být plody více uzralé, dále rozdílným podložím a depozitem, nerovnoměrnými srážkami v době průchodu kontaminovaných mas nad lokalitami a v neposlední řadě rozdílnou hodnotou transferového faktoru, který byl ovlivněn právě zmíněnými faktory. Znovu tento odběr dokazuje nerovnoměrnou kontaminaci území.

lokality Červenohorské sedlo

Červenohorské sedlo byla lokalita s nejvyšší naměřenou aktivitou Cs-137 ze všech vzorků půd. Výsledky hmotnostních aktivit z této lokality jsou uvedeny na obrázcích 33 a 34. Oproti ostatním lokalitám, u kterých byla nejvyšší hodnota hmotnostní aktivity

cesia naměřena v první vrstvě, dosahovala měrná aktivita svého maxima ve třetí vrstvě. Plody brusnice borůvky rovněž obsahovaly nejvíce radiocesie ze všech vzorků, a to 336 Bq/kg. Jelikož plody dozrávají v této lokalitě později oproti ostatním lokalitám, byl odběr proveden až na konci září. V databázi MonRas jsou nejbližší zaznamenanou lokalitou Heřmanovice, které jsou cca 19 km daleko od místa vlastního odběru. Hmotnostní aktivita plodů zde dosahovala 98 Bq/kg. Tento odběr byl proveden o deset dní dříve než vlastní odběr. Naměřené vyšší hodnoty v těchto lokalitách potvrzují zvýšenou kontaminaci území radiačním spadem v oblasti Jeseníků. V porovnání s diplomovou prací pana Hájka z roku 2014, který se zabýval: „Vertikální distribucí Cs-137 v neobdělávaných půdách“, je distribuce radiocesie v lokalitě Červenohorské sedlo srovnatelná s distribucí radiocesie v lokalitě Nové Hutě II, které se nacházejí na Šumavě, kde maximální hodnota měrné aktivity byla naměřena rovněž ve třetím centimetru. Graf měl také stejný průběh distribuce ve tvaru paraboly. Hodnoty aktivit však byly nižší, ty se pohybovaly v rozmezí 40-100 Bq/kg (Hájek, 2014). Pravděpodobně nízká hodnota aktivity v první vrstvě byla způsobena poměrně velkým objemem rostlinných zbytků v tomto vzorku. Půda odebraná na Červenohorském sedle obsahovala v porovnání s ostatními vzorky odebraných půd na první pohled větší množství slídových minerálů, které podporují sorpci a fixaci radiocesie do půdy. To vysvětluje kumulaci cesie mezi druhou až čtvrtou vrstvou.

lokalita Dvořiště u Lomnice

Výsledky hmotnostních aktivit Cs-137 z lokality Dvořiště u Lomnice jsou zaznamenány na obrázcích 35 a 36. Nejvyšší hodnota Cs-137 v půdě se nacházela opět v prvním centimetru odebrané půdy a nejnižší ve čtvrtém centimetru, stejně jako u první lokality Bedřichov a u následující Kramolín. Hmotnostní aktivity půdy v lokalitě Dvořiště u Lomnice dosahovaly hodnot 58-10 Bq/kg, což je podobné rozmezí jako v Bedřichově, kde hodnoty dosahovaly jen 31-9 Bq/kg. Ve srovnání s lokalitou Kramolín, kde měrná aktivita byla v rozmezí 138-49 Bq/kg, jsou předchozí hodnoty poměrně nízké. Pokud porovnáme hmotnostní aktivity naměřené v plodech brusnice borůvky, tak nejvyšší hodnotu měly plody z lokality Kramolín 111 Bq/kg, dále z Bedřichova 19,7 Bq/kg a z Dvořiště u Lomnice pouhých 8 Bq/kg. Vzhledem k tomu, že v lokalitě Kramolín byly naměřeny vyšší hodnoty v půdě, tak bylo předvídatelné, že budou plody obsahovat úměrně tomu také vyšší hodnoty radiocesie. V lokalitě Dvořiště u Lomnice byly oproti

Bedřichově naměřeny nepatrně vyšší hodnoty v půdě, přesto plody z Bedřichova obsahovaly dvakrát více Cs-137 než ty z Dvořiště u Lomnice. Pravděpodobně je to způsobeno rozdílným stářím vzorků, kdy zralejší plody mají tendenci v sobě kumulovat více radiocesia.

lokalita Klet'

Výsledky hmotnostních aktivit Cs-137 z lokality Klet' jsou uvedeny na obrázcích 37 a 38. Oproti ostatním lokalitám, byla aktivita radiocesia poměrně stejná v rámci celé šikaly vrstev. Hodnoty měrné aktivity zde byly v rozmezí 21-43 Bq/kg. Nejvyšší hodnoty dosahovala ve čtvrté zkoumané vrstvě. Poměrně obdobným příkladem je lokalita Zadov, kterou zkoumal pan Hájek ve své práci, ta vykazovala stejnou distribuci radiocesia v rámci jednotlivých vrstev, avšak s vyššími měrnými aktivitami v rozmezí 108-163 Bq/kg (Hájek, 2014). Homogenní rozložení Cs-137 je pravděpodobně zapříčiněno hrabavou činností či rozrytím od zvěře, jelikož se v této oblasti nepředpokládá zemědělská činnost či výkopové práce. Jak již bylo zmíněno vliv činnosti zvířat na vertikální migraci Cs-137 prokázal ruský výzkum z Brjanské oblasti. Hodnoty měrné aktivity na tomto území, které bylo v roce 1986 významně zasaženo radiačním spadem z Černobyli, se pohybovaly mezi 100-10 000 Bq/kg. Výzkum prokázal, že narušená místa krtky vykazovala koncentraci Cs-137 ve významně větší hloubce, než vzorky odebrané na nenarušených plochách (Trnková, 2019).

lokalita Kovářov

Výsledky hmotnostních aktivit Cs-137 z lokality Kovářov jsou uvedeny na obrázcích 39 a 40. Průběh distribuce Cs-137 v rámci jednotlivých vrstev byla stejná jako u druhé lokality Bohunice a u následující Radonice. Nejvyšší hodnota měrné aktivity se opět nacházela v první vrstvě a poté se postupně snižovala až do poslední páté vrstvy. V lokalitě Kovářov se aktivita půdy pohybovala v rozmezí 11-84 Bq/kg, v lokalitě Bohunice v rozmezí 22-219 Bq/kg a v Radonicích v rozmezí 6-53 Bq/kg. Nejvyšší hodnota měrné aktivity plodů byla naměřena u vzorku z lokality Kovářov 56,8 Bq/kg, zatímco u lokality Bohunice, která měla značně vyšší aktivitu v půdě byla naměřena nejmenší aktivita plodů ze všech 3,5 Bq/kg. Stejný charakteristický průběh radiocesia v půdě má lokalita Kvilda I, avšak s vyššími hmotnostními aktivitami v rozmezí

500-90 Bq/Kg (Hájek, 2014). Dle grafu klesá aktivita od první vrstvy až do páte, v šesté vrstvě aktivita roste a posléze znovu klesá. Lze předpokládat podobný průběh u vlastní zkoumané lokality.

lokality Kramolín

Výsledky měrné aktivity Cs-137 z lokality Kramolín můžete vidět na obrázcích 41 a 42. Distribuce Cs-137 v rámci jednotlivých vrstev je podobná jako u lokality Dvořiště u Lomnice a lokality Bedřichov. Rozsah hmotnostních aktivit půdy v této lokalitě se pohyboval mezi 49 až 138 Bq/kg. Plody brusnice borůvky obsahovaly 111 Bq/kg radiocesia. Kramolín je vzdušnou čarou vzdálen přibližně 9,5 km od předchozí lokality Kovářov, kde plody vykazovaly přibližně o polovinu menší aktivitu 56,8 Bq/kg, která úměrně odpovídala zjištěným nižším aktivitám půdy než v lokalitě Kramolín. Sběry byly provedeny poměrně ve stejnou dobu oproti ostatním lokalitám a to v časovém odstupu pouhé dva dny. Hlavní rozdíl mezi oběma lokalitami je převážně v nadmořské výšce. Pravděpodobně Kramolín, který je výše cca o 270 m n. m. než Kovářov, byl zasažen více radiačním spadem při přechodu kontaminované masy. V MonRas je nejbližší zkoumanou lokalitou Vimperk, který je poměrně dost vzdálený od místa vlastního odběru cca 50 km vzdušnou čarou. Plody brusnice borůvky zde dosahovaly aktivity 347 Bq/kg.

lokality Radonice

Výsledky hmotnostních aktivit Cs-137 z lokality Radonice jsou zaznamenány na obrázcích 43 a 44. Distribuce Cs-137 v této lokalitě měla charakteristický průběh, kdy dochází téměř k lineárnímu poklesu hmotnostní aktivity cesia. Obdobně tak bylo i u lokalit Bohunice a Kovářov. Jak již bylo zmiňováno stejný charakteristický průběh radiocesia v půdě měla i lokalita Kvilda I dle výzkumu Hájka opět s vyššími hmotnostními aktivitami (Hájek, 2014).

lokality u Jakuba

Výsledky měrné aktivity Cs-137 z lokality u Jakuba můžete vidět na obrázcích 45 a 46. Tato lokalita jako jediná měla minimální hodnotu měrné aktivity ve třetí zkoumané vrstvě. Plody brusnice borůvky vykazovaly aktivitu 9,2 Bq/kg. V porovnání s lokalitou

Mrákotín, který je uváděn v databázi MonRas jako nejbližší, měly plody z lokality u Jakuba čtyřikrát menší aktivitu. Odebrané plody v Mrákotíně cca 13 km daleko od místa vlastního odběru, vykazovaly aktivitu 44,4Bq/kg ke dni 10.9.2020. Opět to může být dáno časovým odstupem obou sběrů, kdy vlastní odběr byl uskutečněn o přibližně měsíc dříve, dále vzdáleností obou míst, rozdílným podložím či množstvím srážek během průchodu kontaminované masy.

lokalita Vratislávka

Výsledky měrné aktivity Cs-137 z lokality Vratislávka můžete vidět na obrázcích 47 a 48. Nejvyšší hodnota hmotnostní aktivity byla opět v první vrstvě jako u většiny předešlých lokalit, poté následoval rapidní pokles mezi první a druhou vrstvou a dále opět pozvolný pokles cesia do čtvrté vrstvy a poté opět narůst v poslední vrstvě. Nejnižší aktivita naměřená ve čtvrté vrstvě byla zároveň nejnižší ze všech odebraných vzorků půd. Rapidní pokles mezi první a druhou vrstvou byl pravděpodobně způsoben přítomností většího množství písčité složky. Jak již bylo zmiňováno písčité půdy špatně vážou cesium, tudíž došlo k jeho usazení až ve spodnějších vrstvách, kde byla půda již více jílovitá či obsahovala více humusu. Plody brusnice borůvky obsahovaly 7,1 Bq/kg radiocesia. V MonRas je nejbližší uvedenou lokalitou Březsko, přibližně 50 km vzdušnou čarou od místa vlastního sběru. Hmotnostní aktivita Cs-137 v plodech brusnice borůvky zde dosahovaly 22 Bq/kg.

Zjištěné profily distribuce Cs-137 v prvních pěti cm půdy jsou pro území České republiky běžné a srovnatelné s profily, které jsou publikované jinými autory. Vzhledem k tomu, že každá lokalita je jedinečná a podléhá různým vlivům, jsou i profily distribuce Cs-137 charakteristické pro danou lokalitu, tudíž je v pořádku, že se profily v rámci lokalit liší.

5.2 Stanovení transferového faktoru pro Cs-137 v lesních plodech

Pro stanovení transferového faktoru pro Cs-137 v lesních plodech byla vybrána jako reprezentativní rostlina brusnice borůvka, která se hojně nachází na našem území. V tabulce 5 jsou uvedeny výsledky vypočtených transferových faktorů. Pro diplomovou práci jsou stěžejní transferové faktory plodů, které jsou v tabulce zvýrazněny červeně. Ty dosahují hodnot mezi 0,04-1,65. Nejvyšší hodnoty dosahuje vzorek z lokality Kovářov, a naopak nejnižší v lokalitě Bohunice. V knize Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer to Wildlife se hodnota TF pro lesní plody pohybuje od 0,003 do 2,2. Z toho vyplývá, že námi zjištěné transferové faktory jsou srovnatelné s transferovými faktory publikovanými v odborné literatuře.

6 Závěr

Cílem diplomové práce bylo na základě měření aktivity Cs-137 v lesních půdách a ve vzorcích lesních plodů určit transferový faktor pro Cs-137. Dalším cílem bylo porovnat výsledky s hodnotami publikovanými v odborné literatuře a zveřejněnými v databázi MonRaS. Za tímto účelem byla stanovena výzkumná otázka: „Jsou výsledky vypočtených transferových faktorů pro lesní plody srovnatelné s hodnotami publikovanými v odborné literatuře“.

Za účelem dosažení cílů této diplomové práce byl proveden praktický výzkum, při kterém byly stanoveny lokality pro odběr vzorků na základě map z výzkumů, které se zabývají mírou radioaktivní kontaminace půd po radiační havárii. V těchto lokalitách byly odebrány vzorky plodů brusnice borůvky a vzorky půd v jejich podloží. Vzorky byly po procesu úpravy následně změřeny pomocí gamaspektrometrické analýzy na SÚJB v Českých Budějovicích.

Nejvyšší hmotnostní aktivita Cs-137 byla naměřena v lokalitě Červenohorské sedlo, a to u vzorku půdy v hloubce 3 cm, kde hodnoty dosahovaly až 301 Bq/kg. V rámci vzorků borůvek byla rovněž v této lokalitě naměřena nejvyšší aktivita Cs-137, která dosahovala podobné hodnoty 336 Bq/kg. Pravděpodobně je to způsobeno tím, že při průchodu kontaminovaných mas vzduchu nad lokalitou Červenohorské sedlo nastaly vydatné srážky. Nejnižší hodnota byla u vzorku půdy v lokalitě Vratislávka v hloubce 4 cm, kde aktivita činila pouhé 4 Bq/kg. Vzorek borůvek s nejnižší hmotnostní aktivitou Cs-137 byl z lokality Bohunice, kde aktivita dosahovala pouze 3,5 Bq/kg. Naměřené hmotnostní aktivity vzorků v jednotlivých lokalitách byly porovnány navzájem. Každá lokalita je jedinečná a podléhá různým vlivům, které ji v průběhu času ovlivňují, proto naměřené hodnoty hmotnostních aktivit Cs-137 byly pro každou lokalitu různé. Výzkum znovu potvrdil, že kontaminace území radiačním spadem byla prokazatelně nerovnoměrná. Měrné aktivity plodů brusnice borůvky byly porovnány se vzorky z lokalit, které jsou uvedeny v databázi MonRas a jsou nejbližší od místa vlastního odběru. Pro znázornění distribuce Cs-137 v půdě byly vzorky odebrány po jednom centimetru do hloubky 5 cm. Rozsah škály byl zvolen na základě prokazatelného faktu, že se Cs-137 drží ve svrchních vrstvách půdy. Zároveň se vzal v úvahu také dosah kořenového systému rostlin. Trend distribuce radiocesia v jednotlivých lokalitách byl porovnán s výsledky z ostatních diplomových prací či vědeckých výzkumů. Ve výsledku byla distribuce s nimi

srovnatelná. Všeobecně výsledky prokázaly, že půdy a následně i lesní plody jsou stále kontaminovány Cs-137, přesto že od havárie černobylské elektrárny uběhlo 35 let. Kontaminace Cs-137 je ale v porovnání s přirozeně se vyskytujícím radionuklidem K-40 na většině území ČR zanedbatelná. Výsledky byly porovnány s publikovanými v odborné literatuře a zveřejněnými v databázi MonRaS, čímž byl naplněn jeden z cílů práce.

Na základě výsledků hmotnostních aktivit vzorků byly dopočteny transferové faktory pro Cs-137 pro lesní plody, které nabývaly hodnot v rozmezí 0,04-1,65. Stanovené transferové faktory byly porovnány s odbornou publikací, z čehož vyplynulo, že stanovené transferové faktory jsou srovnatelné s transferovými faktory publikovanými v odborné literatuře. Výzkumná otázka tedy byla potvrzena a druhý cíl práce byl splněn.

V rámci diplomové práce proběhl výzkum, který může sloužit jako další část stále probíhajícího monitorování kontaminace našeho území radiačním spadem z havárie Černobyl. Zároveň může být užitečný při výběru lokalit sběru vzorků pro další výzkumy a nebo sloužit jako studijní materiál pro studenty studijního programu ochrany obyvatelstva a příbuzných oborů.

7 Seznam použitých zdrojů

1. 10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu-důsledky a poučení, 1996. In: *Státní ústav radiační ochrany: National Radiation Protection Institute* [online]. Praha 4: SÚRO [cit. 2020-09-02]. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl>
2. 15 let od havárie Černobylu-důsledky a poučení, 2001. In: *Státní úřad pro jadernou bezpečnost*. [online]. Praha: SÚJB [cit. 2020-12-17]. Dostupné z: https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/dokumenty/15let_od_havarie_Cernobyl_u.pdf
3. ATSDR, ©2011. Toxic Substances Portal-Cesium [online] Agency for Toxic Substances & Disease Registry. [cit. 2020-04-29]. Dostupné z: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tf.asp?id=576&tid=107#top>
4. AVACIR C. ANDRELLO, 2003. *Use of cesium-137 methodology in the evaluation of superficial erosive processes*. In: researchgate.net [online]. [cit. 2021-03-08]. Dostupné z : - [Profile of cesium-137 distribution in the soil with different kinds... | Download Scientific Diagram \(researchgate.net\)](#)
5. BERÁNEK, J., 2008. *Černobyl: zapomínat může být nebezpečné*. [online]. [cit. 2021-02-20]. Dostupné z : <https://blog.aktualne.cz/blogy/jan-beranek.php?itemid=3276>
6. Brusnice borůvka, 2020. In: Wikipedia.cz [online]. [cit. 2021-03-13]. Dostupné z : https://cs.wikipedia.org/wiki/Brusnice_bor%C5%AFvka
7. CDC, ©2018. *Radiation and Your Health Radioisotope Brief: Cesium-137 (Cs-137)* [online] Centers for Disease Control and Prevention [cit. 2020-04-29]. Dostupné z: <https://www.cdc.gov/nceh/radiation/emergencies/isotopes/cesium.htm>
8. Černobylská havárie a její průběh, 2012. In: Chernobylzone. [online]. [cit. 2020-12-17]. Dostupné z: <https://chernobylzone.cz/cernobylsky-experiment-a-prubeh-havarie/>

9. Dozimetrie, 2021. In: Wikipedia.cz [online]. [cit. 2021-02-13]. Dostupné z : https://cs.wikipedia.org/wiki/Dozimetrie#cite_note-1
10. DRÁBOVÁ, D., 2006. *Černobylská havárie aneb Pravda není nikdy čistá a málokdy bývá jednoduchá.* [online] In: SÚJB [cit. 2021-1-2] Dostupné z: https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/cernobyl/cernobylska_havarie.pdf
11. Draslík, 2021. In: Wikipedia.cz [online]. [cit. 2021-01-19]. Dostupné z : <https://cs.wikipedia.org/wiki/Drasl%C3%ADk>
12. DUMAT, C., STAUNTON, S., 1999. *Reduced adsorption of caesium on clay minerals caused by various humic substances.* Journal of Environmental Radioactivity 46, 187-200.
13. FALKON, P., S., FESENKO S., O., ORLOVO, Y., THIRY, A., RANTAVAARA, G., ZIBOLD. 2009. *Radionuclide transfer in forest ecosystems.* s. 330-380. In Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments. International Atomic Energy Agency. 612s.
14. HÁJEK, Daniel, 2014. Vertikální distribuce ¹³⁷Cs v neobdělávaných půdách. České Budějovice. Bakalářská práce. Jihočeská univerzita. Vedoucí práce: Mgr. Jiří Havránek
15. Handbook on the toxicology of metals, 2007. 3rd ed. Amsterdam: Elsevier. ISBN 978-0-12-369413-3.
16. HASEGAWA, H., TSUKADA, H., KAWABATA, H., CHIKUCHI, Y., TAKAKU, Y., HISAMATSU, S., 2009. *Effect of the counter anion of cesium on foliar uptake and translocation.* Journal of Environmental Radioactivity 100, 54-57.
17. HAVRÁNEK, J. a R. HAVRÁNKOVÁ. 2008. Obsah cesia-137 v lesním ekosystému v lokalitě Újezd. KONTAKT – časopis pro ošetrovatelství a sociální vědy ve zdraví a nemoci. 4. ročník (2). ISSN 1212-4117.

18. HAVRÁNEK, J., HAVRÁNKOVÁ R., 2005. Kinetika cesia-137 v lesním ekosystému. Kontakt. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, ZSF. ISSN 1212-4117
19. HAVRÁNKOVÁ, R., FREITINGER SKALICKÁ, Z., HAVRÁNEK, J., ZÖLZER, F., KUNA, P., 2018. *Základy radiobiologie*. Jihočeské univerzita v Českých Budějovicích- Zdravotně sociální fakulta. ISBN 978-80-7394-696-8
20. HŮLKA, J., MALÁTOVÁ, I., 2006. *Radiační situace v České republice, přehled hlavních výsledků měření a opatření*. Státní ústav radiální ochrany Praha. [online] In: SÚJB [cit. 2021-2-7] Dostupné z: https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/cernobyl/Radiacni_situace_v_CR.pdf
21. CHVÁTALOVÁ, B., BROUNKOVÁ, D., 2018. Pravidla radiální ochrany. [online] In: ČEZ [cit. 2021-2-2] Dostupné z: https://www.cez.cz/edee/content/file/vzdelavani/skoleni/kp/pravidla_ro-prirucka_e-kurzu.pdf
22. IAEA, 2006. *Dědictví Černobylu: Zdravotní, ekologické a sociálně-ekonomické dopady a Doporučení vládám Běloruska, Ruské federace a Ukrajiny*. přeložila Vladimíra Sinkulová [online] In: SÚJB [cit. 2021-2-2] Dostupné z: https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/cernobyl/Cernobyl_CZ.pdf
23. ICRP 103., 2009. *Doporučení Mezinárodní komise radiologické ochrany 2007*. Přeložil Vladislav KLENER, přeložil Josef THOMAS, přeložil Ladislav TOMÁŠEK. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost. Publikace ICRP
24. Isotopes of caesium, 2020. In: Wikipedia.org [online]. [cit. 2020-12-22]. Dostupné z: https://en.wikipedia.org/wiki/Isotopes_of_caesium?oldid=795082882
25. JANČA, J., J. A. ZENTRICH, 1994. *Herbář léčivých rostlin*: 1. díl. Praha: EMINENT. ISBN 80-858-7602-7.
26. JEDLIČKA, V., M. JANKŮ-SANDTNEROVÁ, 1944. *Lesní plody: Jejich sběr a využití*. Vydání I. Praha: Kropáč a Kucharský. ISBN 80-711-6134-9.

27. KAWABATA M., HIROKI, R., 2020. *The Dynamics of Radio-Cesium in Soils and Mechanism of Cesium Uptake Into Higher Plants: Newly Elucidated Mechanism of Cesium Uptake Into Rice Plants*. [online]. [cit. 2021-03-10]. Dostupné z : [Frontiers | The Dynamics of Radio-Cesium in Soils and Mechanism of Cesium Uptake Into Higher Plants: Newly Elucidated Mechanism of Cesium Uptake Into Rice Plants | Plant Science \(frontiersin.org\)](https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fpls.2020.589111/full)
28. KIRCHNER, G.,1998. *Applicability of compartmental models for simulating the transport of radionuclides in soil*. *Journal of Environmental Radioactivity* 38, 339-352.
29. KLENER, V. 2000. *Principy a praxe radiační ochrany*. 1.vydání. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost. ISBN 80-238-3703-6
30. Koeficient determinace, 2019. In: *Wikipedia.cz* [online]. [cit. 2021-03-28]. Dostupné z: https://cs.wikipedia.org/wiki/Koeficient_determinace
31. KUBĚJOVÁ, M., 2012. *Radionuklidy v plodech lesních rostlin*. Brno. Bakalářská práce. Mendelova univerzita v Brně. Vedoucí práce: prof. RNDr. Michael Pöschl, CSc.
32. MARGUIRE, R., 2007. *The use of weapons: Mass killing and the United Kingdom government's nuclear weapons programme*. *Journal of Genocide Research*. 9(3), 389-410. ISSN 1462-3528
33. MATOUŠEK, J., ÖSTERREICHER, J., LINHART, P., 2007. *CBRN - jaderné zbraně a radiologické materiály*. Ostrava: SPBI. ISBN 978-80-7385-029-6
34. MATZNER, Jan, 2004. *Praktika z dozimetrie*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Zdravotně sociální fakulta. ISBN 80-704-0707-7.
35. MIKHAILOV, V.N., 1999. *Catalog of worldwide nuclear testing*. New York: BEGELL HOUSE. ISBN 978-1567001-310
36. NAVRÁTIL L., ROSINA J., et al., 2005. *Medicínská biofyzika*. 1 vydání - dotisk 2010. Praha: Grada Publishing, a.s., 524 s. ISBN 978-80-247-1152-2.
37. NEKOLA, M., 2017. *Hrátka s pandorinou skříňkou- Největší jaderné pokusy v lidských dějinách*. [online] In: 100+1 zahraničních zajímavostí [cit. 2021-1-7]

ISSN 1804-9907. Dostupné z: <https://www.stoplusjednicka.cz/hratky-s-pandorinou-skrinkou-nejvetsi-jaderne-pokusy-v-lidskych-dejinach>

38. OSCARSON, D.W., WATSON, R.L., MILLER, H.G., 1987. *The interaction of trace levels of cesium with montmorillonitic and illitic clays*. Applied Clay Science 2, 29-39.
39. OWENS, P.N., WALLING, D.E., HE, Q., 1996. *The behaviour of bomb-derived caesium-137 fallout in catchment soils*. Journal of Environmental Radioactivity 32, 169-191.
40. PETERSON J. et al., 2007. *Radiological and Chemical Fact Sheets to Support Health Risk Analyses for Contaminated Areas*[online]. [cit. 2021-2-2]. Dostupné z: <http://people.stfx.ca/tsmithpa/chem361/Labs/radiochem/potassium.pdf>
41. PILÁTOVÁ, H., SUCHARA, I., RULÍK, P., SUCHAROVÁ, J., HELEBRANT, J., HOLÁ, M., 2011a. *Mapy obsahu 137Cs v humusu lesního ekosystému České republiky v roce 1995*. Zpráva SÚRO č. 25 / 2011. [online]. [cit. 2020-12-03]. Dostupné z : https://www.researchgate.net/publication/246548026_137Cs_humus_CZ_1995
42. PILÁTOVÁ, H., SUCHARA, I., RULÍK, P., SUCHAROVÁ, J., HELEBRANT, J., HOLÁ, M., 2011b. *Mapy obsahu 137Cs v humusu lesního ekosystému České republiky v roce 2005*. Zpráva SÚRO č. 26 / 2011. [online]. [cit. 2021-2-16]. Dostupné z : <https://www.suro.cz/cz/rms/monitorovani-slozek-zivotniho-prostredi/mapy-obsahu-cs137-v-humusu-v-2005>
43. PITSCHMANN, V., 2005. *Jaderné zbraně: nejvyšší forma zabíjení*. Praha: NAŠE VOJSKO. ISBN: 80-206-0784-6
44. RULÍK, P., HELEBRANT, J., 2011. *Mapa kontaminace půdy České republiky 137Cs po havárii JE Černobyl*. Zpráva SÚRO č. 22 / 2011. [online]. [cit. 2020-12-03]. Dostupné z : <https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/plosna-aktivita-radionuklidu-zjistena-ve-vzorcich-odebranych-pud/Zprava%202011%20-%202022%20-%20Kontaminace%20pudy%20Ceske%20republiky%20137Cs%20-%20Mapa.pdf>

45. SANCHEZ, A.L., WRIGHT, S.M., SMOLDERS, E., NAYLOR, C., STEVENS, P.A., KENNEDY, V.H., DODD, B.A., SINGLETON, D.L., BARNETT, C.L., 1999. *High Plant Uptake of Radiocesium from Organic Soils Due to Cs Mobility and Low Soil K Content*. Environmental Science and Technology 33, 2752-2757.
46. SINGER, Jan, 2005. *Dozimetrie ionizujícího záření*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Zdravotně sociální fakulta. ISBN 80-704-0752-2.
47. SLEZÁKOVÁ, M., 2019. *Jak Kim Čong-un sliboval konec jaderných testů – a jak severokorejská média mlčela*. [cit. 2019-03-28] Dostupné z: https://www.irozhlas.cz/zpravy-svet/kldr-jizni-severni-korea-summit-jaderne-zbrane-denuklearizace_1804250708_mls
48. SÚJB, ©2016. *Ionizující záření- účinky a zdroje* UNEP: Program OSN pro ochranu životního prostředí. [online] [cit. 2019-01-25] Dostupné z: https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/radiacni-ochrana/dokumenty/Radiation-InsidePart-Czech-Feb_2017-1.pdf
49. SÚRO, © 2021. *Radionuklidy v pitné vodě a poživatinách* [online]. [cit. 2021-02-21]. Dostupné z : [Radionuklidy v pitné vodě a poživatinách — Státní ústav radiační ochrany, v.v.i. \(suro.cz\)](http://www.suro.cz/radionuklidy-v-pitne-vode-a-pozivatinach)
50. SÚRO, 2012. *Problematika kontaminace prasete divokého v ČR*. In: Státní úřad radiační ochrany, v. v. i.: National Radiation Protection Institute [online]. Praha 4: SÚRO [cit. 2021-03-11]. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/publikace/aktuality/problematika-kontaminace-prasete-divokeho-v-cr-1>
51. TARÁBEK, P., ČERVINKOVÁ, P., 2006. *Odmaturuj! z fyziky*. Vyd. 2. Brno: Didaktis. Odmaturuj! ISBN 80-735-8058-6.
52. TRNKOVÁ, M., 2019. *Vliv stromů na kontaminaci půdy ¹³⁷Cs*. České Budějovice. Diplomová práce. Jihočeská univerzita. Vedoucí práce: Mgr. Jiří Havránek
53. ULLMANN, V., 2002. *Jaderná a radiační fyzika* [online] In: astronuklfyzika [cit. 2021-1-2] Dostupné z: <https://astronuklfyzika.cz/JadRadFyzika6.htm>

54. UMWELTANALYSEN, © 2021. *Bodenbelastung mit Cäsium-137 in Deutschland u. Österreich. Karte + vertikale Migration in Bodenprofilen* [online]. [cit. 2021-02-21]. Dostupné z : [Radioaktivität in Böden: Cäsium 137 Belastung in Deutschland \(umweltanalysen.com\)](http://www.umweltanalysen.com)
55. *United States Nuclear Tests- July 1945 through September 1992*, 2015. [online]. U.S. Department of Energy, National Nuclear Security Administration Nevada Field Office [cit. 2021-1-9] DOE Nevada- 209- REV 16. 186 p. Dostupné z: https://www.nnss.gov/docs/docs_LibraryPublications/DOE_NV-209_Rev16.pdf
56. UNSCEAR, 2000. Annex C: Exposures to the public from man-made sources of radiation. Vol. 1: sources. In: *Sources and effects of ionizing radiation: UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes*. New York :UNITED NATIONS. ISBN 92-1-142238-8
57. Vyhláška č. 422/2016 Sb.,: o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje, 2016. In: *Sbírka zákonů České republiky, ročník 2016, částka 172, s. 6618-6904.*
58. WORLD NUCLEAR ASSOCIATION, 2020. *Chernobyl Accident 1986* [online] In: [cit. 2021-2-2] Dostupné z: <https://www.world-nuclear.org/information-library/safety-and-security/safety-of-plants/chernobyl-accident.aspx>
59. Zpráva Mezinárodní komise pro atomovou energii ve Vídni. 2016. *Dědictví Černobyli: Havárie, která jednou provždy změnila svět*. In: 100+1 [online]. [cit. 2020-12-21]. Dostupné z : <https://www.stoplusjednicka.cz/dedictvi-cernobyli-havarie-ktera-jednou-provzdy-zmenila-svet>

8 Seznam obrázků

Obrázek 1: Radionuklidy vzniklé při jaderném testování v atmosféře.....	14
Obrázek 2: Kontaminace Evropských zemí Cs-137.....	18
Obrázek 3: Trasy kontaminovaných vzdušných mas.....	19
Obrázek 4 : Srážky na území ČSSR v období přechodu kontaminovaných mas.....	20
Obrázek 5: Profil distribuce cesia-137 v půdě s různými druhy kultivace.....	22
Obrázek 6 : Plošná kontaminace Cs-137 v květnu roku 1986.....	24
Obrázek 7: Absorpce Cs ⁺ do těla rostliny.....	25
Obrázek 8: Hlavní environmentální cesta radiační expozice člověka.....	27
Obrázek 9: stavba brusnice borůvky.....	30
Obrázek 10 : Měřicí trasa polovodičového detektoru.....	32
Obrázek 11 : Polovodičový detektor.....	33
Obrázek 12: Zvolená odběrová místa.....	36
Obrázek 13: Mobilní aplikace GPS Data.....	38
Obrázek 14: pomůcky k odběru.....	39
Obrázek 15: drát pro určení hloubky.....	40
Obrázek 16: odběr plodů brusnice borůvky.....	41
Obrázek 17: hrubé očištění odběrového místa.....	42
Obrázek 18: vrstva mechu.....	43
Obrázek 19: odstranění kořenů.....	44
Obrázek 20: odstranění trouchu.....	45
Obrázek 21: odběr 1. cm půdy.....	46
Obrázek 22: přesítí půdy přes hrubé síto.....	47
Obrázek 23: odebrané vzorky půd a borůvek.....	48
Obrázek 24: schnutí vzorků půd v krabičkách.....	49
Obrázek 25: přesítí suchého vzorku půdy přes síto.....	50
Obrázek 26: označení uzavíratelných pytlíků.....	51
Obrázek 27: Vzorky půd a borůvek v měřících nádobách.....	52
Obrázek 28: Kobka s polovodičovým detektorem.....	55
Obrázek 29: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lokalitě Bedřichov.....	60
Obrázek 30: Rozložení hmotnostní aktivity Cs-137 v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Bedřichov.....	61
Obrázek 31: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lokalitě Bohunice.....	62
Obrázek 32: Rozložení hmotnostní aktivity Cs-137 v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Bohunice.....	63

Obrázek 33: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lokalitě Červenohorské sedlo.....	64
Obrázek 34: Rozložení hmotnostní aktivity Cs-137 v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Červenohorské sedlo	65
Obrázek 35: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lokalitě Dvořiště u Lomnice	66
Obrázek 36: Rozložení hmotnostní aktivity Cs-137 v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Dvořiště u Lomnice	67
Obrázek 37: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lokalitě Klet'	68
Obrázek 38: Rozložení hmotnostní aktivity Cs-137 v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Klet'	69
Obrázek 39: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lokalitě Kovářov	70
Obrázek 40: Rozložení hmotnostní aktivity Cs-137 v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Kovářov	71
Obrázek 41: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lokalitě Kramolín	72
Obrázek 42: Rozložení hmotnostní aktivity Cs-137 v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Kramolín	73
Obrázek 43: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lokalitě Radonice	74
Obrázek 44: Rozložení hmotnostní aktivity Cs-137 v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Radonice	75
Obrázek 45: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lokalitě u Jakuba	76
Obrázek 46: Rozložení hmotnostní aktivity Cs-137 v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě u Jakuba	77
Obrázek 47: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lokalitě Vratislávka	78
Obrázek 48: Rozložení hmotnostní aktivity Cs-137 v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Vratislávka	79

9 Seznam tabulek

Tabulka 1: Poločasy rozpadu izotopů Cs.....	12
Tabulka 2: GPS souřadnice odběrových míst.....	37
Tabulka 3: Přehled hmotností vzorků.....	53
Tabulka 4: Přehled hmotnostních aktivit Cs-137 a K-40 vzorků půd a plodů	57
Tabulka 5: Přehled hmotnostních aktivit Cs-137 a příslušného transferového faktoru pro půdu a plody.....	80

10 Seznam použitých zkratk

SÚJB Státní úřad pro jadernou bezpečnost

ANO Akutní nemoc z ozáření