



Zdravotně
sociální fakulta
Faculty of Health
and Social Studies

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

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Zdravotně sociální fakulta
Katedra radiologie, toxikologie a ochrany obyvatelstva

Bakalářská práce

Vertikální distribuce ^{137}Cs v neobdělávaných půdách

Vypracoval: Daniel Hájek
Vedoucí práce: Mgr. Jiří Havránek

České Budějovice 2014

Abstrakt

Neustále jsme vystaveni působení ionizujícího záření, jak z přírodních zdrojů, tak z činností člověka. Umělá radioaktivita je vyvolaná činností člověka a je způsobena spadem z testů jaderných zbraní, použitím radioaktivních látek v lékařství, vytvářením odpadů a jejich vypouštěním z jaderných zařízení. Přesto, že úroveň umělé radioaktivity je v porovnání s radioaktivitou přirozenou většinou poměrně malá, její dopad na lidské zdraví může být nesrovnatelně větší. Z pohledu dlouhodobé kontaminace, je nejvýznamnějším prvkem ^{137}Cs . Cesium se vstřebává jak do lidského organismu, tak do rostlin a je stále deponováno především ve svrchních vrstvách půdy. Rozsah kontaminace povrchu území z černobylské havárie značně závisela na dešťových srážkách během průchodu kontaminovaných vzdušných mas přes danou oblast, které přispívaly k vymývání radionuklidů z atmosféry. Existují tudíž oblasti, kde je obsah ^{137}Cs v životním prostředí několikanásobně vyšší než v jiných lokalitách.

První část bakalářské práce zahrnuje teoretický přehled vztahující se k řešené problematice spolu s úvodem do gama spektrometrie. Shrnuje potřebné teoretické informace, jakými jsou základní radiobiologické pojmy, havárii jaderné elektrárny Černobyl, cesium a jeho koloběh v přírodě, obzvláště pak v půdním ekosystému a úvod do polovodičové spektrometrie gama. V další části práce je uvedena metodika a výsledky praktického měření zkoumaných vrstev půd. V odborné literatuře zabývající se problematikou radioaktivního cesia a jeho migrací v půdě byly vzorky doposud odebírány pouze po větších vrstvách, svrchní (0 - 5 cm) a spodní (5 - 20 cm). V této práci byly vzorky jednotlivých půd odebírány v jednocentimetrových vrstvách, s cílem zjistit v jaké vrstvě půdy se nachází nejvíce ^{137}Cs , jelikož se předpokládá, že ^{137}Cs je stále v dosahu kořenového systému rostlin.

Distribuce radionuklidů v půdě je ovlivněna několika hlavními faktory, mezi které patří; primární vstup do půdy způsobený dešťovými srážkami, působícími kapilárními jevy, difúzí, migrací kořenovými systémy rostlin a činností zvířat a lidí. Neméně důležitou roli hraje i samotné složení půdy a podíl mezi jednotlivými složkami půdy. Obecně lze říci, že písčité část, která je také dobře propustná vodě deponuje méně

radionuklidů oproti jílovitým typům půd. Záleží také na poměrech jednotlivých složek, z nichž se konkrétní půda skládá. Evidentní rozdíly jsou také mezi zemědělsky obdělávanou a neobdělávanou půdou. V obdělávané půdě, její orné části, je obsah ^{137}Cs v jednotlivých vrstvách homogenní, kdežto v neobdělávaných půdách je patrné rozvrstvení odpovídající migraci ^{137}Cs do hloubky a vliv kořenového systému rostlin ve svrchní vrstvě půdy.

Vzorky měřených půd byly odebírány v chráněné krajinné oblasti Šumava v okolí Kvildy, Horské Kvildy, Modravy, Bučiny, Borové Lady, Zadova a Nových Hutí. Odběrová místa byla volena tak, aby co nejlépe reprezentovala distribuci radioaktivního spadu na našem území. Výběr odběrových míst zohledňoval předchozí studie s cílem přinést určité srovnání, ale hlavně se zaměřit na oblasti, kde lze předpokládat alespoň střední či vyšší hodnoty aktivity ^{137}Cs . Vzorky byly odebírány z plochy 20 x 20 cm do 10 cm hloubky po 1 cm vrstvách. Následně byly vysušeny při pokojové teplotě. Sušení trvalo zpravidla dva týdny. Před vlastním měřením byl vzorek homogenizován a zbytky kamenů a rostlin větší než 0,5 cm byly odstraněny. Vzorky byly měřeny ve 250 ml PET nádobách. Výsledné gama spektrum bylo vyhodnocováno germaniovým detektorem s vysokým rozlišením v kombinaci s mnohokanálovým analyzátozem v programu GAMAT na pracovišti Státního úřadu pro jadernou bezpečnost v Českých Budějovicích.

Z veškerých měření bylo zjištěno, že nejvíce ^{137}Cs je deponováno v první vrstvě půdy, ovšem s minimálním rozdílem oproti vrstvě druhé. Ve vrchních vrstvách půdy je deponováno nejvíce ^{137}Cs , které je v dosahu kořenového systému rostlin. Ze získaných dat je patrná i distribuce ^{137}Cs v půdě.

Klíčová slova: cesium 137, distribuce cesia, cesium v půdách, havárie jaderné elektrárny Černobyl, gama spektrometrie

Abstract

All the time we are exposed to the action of ionizing radiation from natural resources and from human activities. The artificial radioactivity is produced by human activity and is caused by fall-out from testing of atomic weapons, by using radioactive substances in medicine, producing waste and its let out from nuclear devices. Despite the level of artificial radioactivity is in comparison with natural radioactivity mostly relatively low, its impact on human health can be incomparably higher. As for the long-term contamination, radiocaesium (^{137}Cs) is the most important element. Caesium is absorbed by both human bodies and plants and it stays deposited especially in the surface layers of the soil. The extent of contamination of the surface of an area strongly depended on precipitation contributing to the radionuclide washout from the atmosphere while the contaminated air mass was flowing across the area in question. Hence, there are areas where the ^{137}Cs concentration in the environment is several-fold higher than in other localities.

The first part of the bachelor thesis includes a theoretical overview relating to the issue being dealt with along with the introduction into the gamma spectrometry. It summaries the necessary theoretical pieces of information such as the basic radiobiological terms, the Chernobyl nuclear power plant accident, caesium and its cycle in nature – especially in the soil ecosystem – and introduction into the semiconductor spectrometry. The other part of the thesis defines the methodology and results of the practical measurement of the examined layers of the soil. As for the reference books dealing with the issue of the radioactive caesium and its migration in the soil, the samples had been collected in larger layers – surface (0 - 5 cm) and bottom (5 - 20 cm) only. However, for the purposes of this thesis, the samples of individual soils were collected in one-centimetre layers, with the aim to find out in which layer of the soil the most ^{137}Cs is occurred, because it is supposed that ^{137}Cs has been within reach of the root zone of plants.

The distribution of radionuclides in the soil is affected with several main factors such as primary entry into the soil generated by precipitation, capillary phenomena, diffusion, migration of plant root zones and activities of animals and human beings.

The composition of the soil and the proportion of the individual soil components are equally important. In general, the well-water-permeable sand soil profile contains fewer radionuclides in contrast to the clay soil types. The proportion of the individual components which particular soil contains is decisive, too. There are also clear differences between the cultivated and non-cultivated soil. The content of ^{137}Cs in the individual layers is homogenous in the cultivated soil – arable land – whereas layering corresponding to the migration of ^{137}Cs into the depth and influence of the plant root zones in the surface layer of the soil is obvious in the non-cultivated soils.

The samples of the measured soils were collected in the Šumava Protected Landscape Area in the surroundings of Kvilda, Horská Kvilda, Modrava, Bučina, Borová Lada, Zadov and Nové Hutě. The sampling places were selected in order to represent the distribution of the nuclear fallout in the Czech Republic best. When selecting the sampling places, the previous studies were taken into account in order to provide a sort of comparison, but especially the focus on the areas where at least the mean or higher values of the activity of ^{137}Cs can be expected. The samples were collected from an area of 20 x 20 cm in one-centimetre layers down to the depth of 10 cm. Then they were dried at room temperature. The drying usually took two weeks. Before the measurements were taken, the samples were homogenised and cleared of rock and plant debris larger than 0.5 cm. The samples were measured in 250 ml PET containers. The result gamma spectrum was evaluated with the high-resolution germanium detector combined with multi-channel analyser in GAMAT at the State Office for Nuclear Safety (SÚJB) in České Budějovice.

Based on all measurements it was found out that the largest amount of ^{137}Cs is deposited in the first layer of the soil, however, there is a minimal difference compared with layer two. The most ^{137}Cs is deposited in the surface layers of the soil, which reaches to the plant root zone. Also the distribution of ^{137}Cs in soil is obvious from the obtained data.

Key words: caesium 137, caesium in soil, distribution of caesium, gama spectrometry, the Chernobyl Nuclear Power Plant accident

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich 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 kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 12. 8. 2014

.....

Daniel Hájek

Poděkování

Chtěl bych tímto poděkovat vedoucímu bakalářské práce, Mgr. Jiřímu Havránkovi, za veškeré poskytnuté rady, čas strávený s konzultacemi a cenné informace nezbytné k napsání této bakalářské práce.

Obsah

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK.....	12
ÚVOD.....	13
1 TEORETICKÁ ČÁST	15
1.1 Současný stav	15
1.2 Základní pojmy.....	15
1.3 Cesium.....	17
1.3.1 Zdroje radioaktivního cesia.....	18
1.3.2 Osud radioaktivního cesia v životním prostředí.....	19
1.4 Havárie jaderné elektrárny v Černobylu.....	20
1.4.1 Průběh havárie a její příčiny	20
1.4.2 Únik a následné usazování radioaktivního materiálu.....	21
1.4.3 Kontaminace půd po havárii Černobylu.....	23
1.4.4 Současný stav Černobylské jaderné elektrárny	25
1.5 Kontaminace organismu radionuklidy.....	26
1.6 Kontaminace půdy	27
1.7 Gama spektrometrická analýza.....	27
1.7.1 Polovodičová spektrometrie gama	28
2 HYPOTÉZA A METODIKA	30
2.1 Metodika.....	30
2.2 Princip metody.....	32
2.3 Odběry a úprava vzorků	32
2.4 Stanovení aktivity	33
3 VÝSLEDKY	34

4	DISKUSE	49
5	ZÁVĚR	52
6	SEZNAM INFORMAČNÍCH ZDROJŮ	53
7	SEZNAM TABULEK	57
8	SEZNAM GRAFŮ A DALŠÍCH ILUSTRACÍ	58
9	SEZNAM PŘÍLOH	60

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

CHKO	chráněná krajinná oblast
SÚJB	Státní úřad pro jadernou bezpečnost
GSA	gama spektrometrická analýza
HPGe	high purity germanium (germanium o vysoké čistotě)
SÚRO	Státní ústav radiační ochrany
PE	polyethylen

ÚVOD

Neustále jsme vystaveni působení ionizujícího záření, jak z přírodních zdrojů, tak z činností člověka. Umělá radioaktivita, vyvolaná činností člověka, je způsobena spadem z testů jaderných zbraní, použitím radioaktivních látek v lékařství, vytvářením odpadů a jejich vypouštěním z jaderných zařízení. Přesto, že úroveň umělé radioaktivity je v porovnání s radioaktivitou přirozenou většinou poměrně malá, její dopad na lidské zdraví může být nesrovnatelně větší. Často diskutovaným tématem je mimo jiné vliv záření na lidský organizmus v souvislosti s následky havárie jaderné elektrárny v Černobylu. Z pohledu dlouhodobé kontaminace, je nejvýznamnějším prvkem radiocesium (^{137}Cs). Cesium se vstřebává, jak do lidského organismu, tak do rostlin a je stále deponováno především ve svrchních vrstvách půdy. Významnost monitoringu radionuklidu ^{137}Cs v životním prostředí spočívá v jeho interferenci s draslíkem. Lidské tělo ho snadno vstřebává (asi z 80 %) a vylučuje ho močí. Biologický poločas je 110 dní a ukládá se především v měkkých tkáních.

V této bakalářské práci se na problematiku díváme z pohledu obsahu a distribuce ^{137}Cs v půdě, jelikož půda je jednou z hlavních součástí ekosystému a místem, odkud se ^{137}Cs následně dostává do potravního řetězce. Rozsah kontaminace povrchu území z černobylské havárie značně závisela na dešťových srážkách během průchodu kontaminovaných vzdušných mas přes danou oblast, které přispívaly k vymývání radionuklidů z atmosféry. Výsledná kontaminace je značně nehomogenní a koreluje s místy, kde v době průchodu kontaminovaných mas přšelo. Existují tudíž oblasti, kde je obsah ^{137}Cs v životním prostředí několikanásobně vyšší než v jiných lokalitách.

První část práce zahrnuje teoretický přehled vztahující se k řešené problematice spolu s úvodem do gama spektrometrie. V další části práce je uvedena metodika a výsledky praktického měření zkoumaných vrstev půd. V odborné literatuře zabývající se problematikou radioaktivního cesia a jeho migrací v půdě byly vzorky doposud odebírány pouze po větších vrstvách, svrchní (0-5 cm) a spodní (5-20 cm). V této práci byly vzorky jednotlivých půd odebírány v jednocentimetrových vrstvách pro lepší vykreslení migrace ^{137}Cs v půdě. Vzorky měřených půd byly odebírány v chráněné krajinné oblasti (CHKO) Šumava a výběr míst zohledňoval předchozí studie. Aktivita

byla stanovena pomocí polovodičové spektrometrie gama na pracovišti Státního úřadu pro jadernou bezpečnost (SÚJB) v Českých Budějovicích.

Právě zjištění, v jaké vrstvě půdy se nachází nejvíce ^{137}Cs , bylo cílem práce s předpokládanou hypotézou, že ^{137}Cs je stále v dosahu kořenového systému rostlin.

1 TEORETICKÁ ČÁST

1.1 Současný stav

Neobdělávané půdy se ukazují jako místa, kde je deponováno nejvíce ^{137}Cs . K současné kontaminaci půdy ^{137}Cs přispěly především testy jaderných zbraní v atmosféře, které vrcholily v 50 a 60. letech minulého století, kdy byla kontaminace víceméně homogenní a potom z havárie jaderné elektrárny Černobyl. Závažnost kontaminace povrchu našeho území ^{137}Cs z této havárie značně závisela na dešťových srážkách během průchodu kontaminovaných vzdušných mas přes naše území. Výsledná kontaminace byla značně nehomogenní, existují tedy místa, kde je obsah ^{137}Cs v životním prostředí několikanásobně vyšší než v jiných lokalitách. Jelikož od havárie uplynulo již více jak 27 let, ^{137}Cs v životním prostředí ubývá vlivem vlastní radioaktivní přeměny (poločas rozpadu je 30,07 let) a také pozvolnou vertikální migrací do hloubky [1].

Od roku 1960 jsou radionuklidy přírodního a antropogenního původu, mimo jejich vlastního měření, široce používány jako stopové prvky ke studiu erozí, transportu a ukládání do půd. Ze stopových radioaktivních prvků je ^{137}Cs nejvíce studováno jednak samostatně, anebo spolu s jinými prvky, jakými jsou například ^7Be , ^{210}Pb ; $^{239,240}\text{Pu}$ [2]. V roce 1986, krátce po černobylské havárii, se uskutečnil podrobný průzkum kontaminace svrchní vrstvy půdy v ČR radiocesiumem a dalšími radionuklidy. O kontaminaci svrchní vrstvy půdy se předpokládalo, že byla dominantně způsobena černobylskou havárií [3].

1.2 Základní pojmy

Tato kapitola shrnuje základní pojmy, jejichž znalost je důležitá pro další pochopení zpracovaného tématu. Běžně se s nimi setkáváme ve spojení s vědními obory, jakými jsou například radiologie, radiobiologie a jiné.

Radioaktivita

Radioaktivita je samovolná přeměna jader nestabilních nuklidů na jiná jádra, při níž vzniká ionizující záření [4].

Aktivita

Aktivita radionuklidu vyjadřuje počet přeměn za jednotku času. Základní jednotka je 1 Becquerel [Bq] představující aktivitu rovnou jedné přeměně za vteřinu [5].

Nuklid

Nuklid je látka, jejíž všechny atomy mají stejné protonové i nukleonové číslo. Dva různé nuklidy téhož prvku není možné žádnými chemickými metodami odlišit. Lze je odlišit pouze fyzikálními metodami [6].

Izotop

Izotop je označení pro nuklid v rámci souboru nuklidů jednoho chemického prvku. Jádra atomů izotopů jednoho prvku mají stejný počet protonů, ale mohou mít rozdílný počet neutronů [6].

Radionuklid

Radionuklid je nuklid s nestabilním jádrem, tedy s jádrem charakterizovaným přebytečnou energií, která se uvolňuje buď vytvořením nových částic (radioaktivita) nebo do elektronu v atomu. Tímto způsobem radionuklid prochází radioaktivním rozpadem a uvolňuje buď subatomární částice, nebo gama záření. Radionuklidy vznikají v přírodě nebo mohou být vytvořeny uměle [7].

Radioizotop

Radioaktivní izotopem rozumíme prvek, který se samovolně rozpadá a při jeho rozpadu dochází k uvolnění energie v podobě ionizujícího záření [8].

Poločas rozpadu

Poločas rozpadu je doba, za kterou se přemění polovina celkového počtu atomárních jader ve vzorku [9].

Efektivní dávka

Efektivní dávka (E) je součet ekvivalentních dávek v jednotlivých tkáních či orgánech vážených tkáňovým váhovým faktorem W_T , jež vyjadřuje rozdílnou radiosenzitivitu orgánů a tkání z hlediska pravděpodobnosti vzniku stochastických účinků [10].

Stochastické účinky

Stochastické biologické účinky ionizujícího záření se vyskytují s určitou pravděpodobností, která je úměrná ozáření. Přitom k jejich výskytu obvykle dochází po uplynutí poměrně dlouhé doby po ozáření dané osoby. Důsledkem jsou různé formy rakoviny, která je indukována ozářením [11].

Deterministické účinky

Deterministické účinky jsou spojené s takovým zdravotním poškozením, které je charakterizováno určitou prahovou dávkou, přičemž s rostoucí dávkou se zvyšuje i závažnost poškození. Tyto účinky se projeví na konkrétní ozářené osobě. Deterministické účinky se někdy označují i jako tkáňová reakce na ozáření [12].

1.3 Cesium

Cesium je chemický prvek s protonovým číslem 55. Jedná se o měkký, stříbro-zlatý alkalický kov s bodem tání 28°C [13]. Objevili jej dva němečtí chemici Bunsen a Kirchhoff v bavorském minerálním prameni v roce 1860 a pro jeho identifikaci použili nově vyvinutou analytickou metodu, plamenovou spektrometrii [14]. Radioaktivní ^{137}Cs bylo objeveno při výzkumu na univerzitě v Berkely, Margret Melhase v roce 1941 [15]. Radioaktivní ^{135}Cs má poločas rozpadu 2,3 milionů let, zatímco ^{137}Cs a ^{134}Cs mají 30,07 a 2,07 roku. Radiocesium se rozkládá na krátko trvající ^{137}mBa β^- rozpadem a následně

na ^{137}Ba , zatímco ^{134}Cs se transformuje na ^{134}Ba přímo [13]. Je silným γ zářičem a spolu s ^{90}Sr se hlavní měrou podílí na radioaktivitě vyhořelého jaderného paliva. Hlavními geografickými zdroji stabilního Cs jsou USA a Afrika, kde se vyskytuje ve formě pollucitu, hydratovaného křemičitanu hliníku a cesia, který může obsahovat až do 36 % oxidu cesného [14]. Koncentrace přirozeně se vyskytujícího cesia se značně liší vlivem různých prostředí a působících vnějších vlivů. Jaderná revoluce přinesla mimo jiné uvolňování radioizotopů cesia do životního prostředí ve větším měřítku [15]. Neradioaktivní cesium se také využívá ve formě cesium formiátu při těžbě ropy ve spojení s vrtací soustavou a dále do atomových hodin [13]. Radiocesium je velmi častým izotopem používaným jako γ zářič. Radioaktivní izotopy Cs byly použity v oblasti medicíny v radiačních zařízeních k léčbě některých typů rakoviny v oblasti brachyterapie [13]. Do dnešního dne nebyla objasněna žádná biologická role Cs, ačkoliv se ve stopovém množství vyskytuje ve většině živých organismů.

1.3.1 Zdroje radioaktivního cesia

Existují tři hlavní cesty uvolňování radioaktivní izotopů ^{134}Cs a ^{137}Cs do životního prostředí.

A) *Testování jaderných zbraní*

První jaderné zbraně byly odpáleny v Novém Mexiku a Japonsku v roce 1945 [14]. Globální problém kontaminace radioizotopy přišel až se zkouškami termonukleárních zbraní v 50. a 60. letech 20. století, při nichž došlo k jejich uvolnění do stratosféry.

B) *Řízené vypouštění odpadních vod z jaderných reaktorů a přepracování jaderného paliva v elektrárnách*

Radioaktivní látky se vyskytují v chladicí vodě a jiných kapalných odpadech z jaderných zařízení. Při vysoké úrovni aktivity se odpady ukládají k dalšímu zpracování. Nepřekračuje-li aktivita mezní hodnoty, jsou odpady většinou vypouštěny do vodotečí. Příkladem vlivu na životní prostředí může být závod Sellafield

ve Velké Británii [14]. V následujících letech došlo k výraznému snížení těchto hodnot. Odpadní vody z různých zdrojů mají také rozdílné zastoupení radioizotopů, které je závislé na druhu paliva a vlastní technologii. Význam radioizotopu ^{137}Cs díky jeho relativně krátkému poločas rozpadu postupem času klesá [16].

C) Náhodné úniky a nehody

Případy náhodných úniků z jaderných elektráren byly a jsou stále příčinou zvýšených obav spojených s únikem radioizotopů do životního prostředí. Velkou pozornost celého světa si získalo uvolnění radioaktivity ve velkém měřítku, ke kterému došlo po výbuchu v Černobylu. Odhadem se jednalo o uvolnění 7×10^{16} Bq ^{137}Cs [14]. V souvislosti s vertikální distribucí ^{137}Cs bylo prokázáno, že intenzita srážek v období po spadu má vliv na počátečním rozložení ^{137}Cs do hloubky v půdě.

1.3.2 Osud radioaktivního cesia v životním prostředí

Počáteční relativní rozdělení uvolněných radioizotopů Cs mezi pozemní a vodní ekosystémy závisí v první řadě na zdroji radioizotopu [14]. V důsledku toho, že je větší povrch Země pokryt vodou, tak jsou oceánské depozice atmosférického spadu přibližně dvojnásobně vyšší než pozemní depozice. Velká část odpadů s menší aktivitou byla v dřívějších dobách vypouštěna přímo do moře, vodotečí a různých terestrických ekosystémů, které působily jako jímka [14]. Znepokojení zvláště přišlo se zjištěním mechanismů rozdělování ^{137}Cs mezi abiotické a biotické složky obou ekosystémů, jak zemského, tak vodního. Radioaktivní cesium má tendenci hromadit se v živočišných potravních řetězcích a také přednostně postihovat určité druhy cestou záměny za podobné alkalické kovy jako je draslík. Radioaktivní Cs se může hromadit i u vyšších organismů včetně lidí, kde může způsobit letální a subletální ionizační účinky na molekulární úrovni [14]. Přestože je velké množství radioaktivního cesia vázáno ve vodních ekosystémech, tak i v suchozemském ekosystému nalezneme stálá úložiště. Existuje stálý cyklus mezi půdou a rostlinami a hodnoty radioaktivního cesia jsou v půdě větší, než se původně očekávalo. Ačkoli je to více než 50 let od výbuchu atomové bomby

v Nagasaki, tak se téměř 95 % celkového spadu ^{137}Cs stále nachází ve svrchních 10 cm půdy [14].

1.4 Havárie jaderné elektrárny v Černobylu

Černobylská jaderná elektrárna byla postavena v zalesněných bažinách severní Ukrajiny, přibližně 80 kilometrů severně od Kyjeva. První reaktor byl spuštěn v roce 1977, druhý v roce 1978, třetí v roce 1981 a čtvrtý v roce 1983. Další dva byly plánovány i z důvodů výstavby městečka Pripjat, které bylo postaveno v blízkosti černobylské jaderné elektrárny zejména pro domy pracovníků a jejich rodin [17].

1.4.1 Průběh havárie a její příčiny

V 01:23 dne 26. dubna 1986 došlo k explozi čtvrtého bloku jaderné elektrárny v Černobylu na Ukrajině. Při výbuchu došlo k uvolnění více než stokrát větší dávky záření než z atomových pum shozených na Hirošimu a Nagasaki (Japonsko, 1945). Černobylská jaderná katastrofa dramaticky změnila nebo alespoň otrásla světovým názorem na použití a vývoj jaderné energetiky [18].

Jaderná havárie v Černobylu byla způsobena hlavně zásadními chybami personálu, který obsluhoval 4. blok atomové elektrárny, tedy lidským faktorem. Ke všemu došlo při testu elektrického kontrolního systému zařízení, který byl předem plánovaný, a ne za běžného provozu. Do určité míry přispěla i náhoda či určitá souhra situací. Kvůli zvýšené poptávce na energii z důvodu plnění norem byl plánovaný test odložen o přibližně 9 hodin a tím pádem došlo k výměně směn. Následující personál však nebyl patřičně proškolen v plném rozsahu ohledně samotného testu [18]. Jednou z prvních chyb operátorů bylo po prvním snížení výkonu reaktoru pokračování v dalším snižování jeho výkonu, až došlo k téměř úplnému zastavení reakce v reaktoru. Za takovéto situace měl být prováděný test zastaven a reaktor odstaven, jelikož se dostal do nestabilního stavu. K tomu však nedošlo a v experimentu se i nadále pokračovalo. Výkon reaktoru se stabilizoval na 200 MWt, v němž je provoz reaktoru zakázán, vzhledem k jeho nízkému výkonu a nestabilitě. Snížení výkonu způsobilo celkové snížení tlaku, tudíž se začalo s postupným zvyšováním výkonu jaderného reaktoru. Následovala další zásadní chyba operátorů, a to zablokování ovládání elektronické ochrany, která by reaktor automaticky

odstavila. Operátoři následně zjistili skutečnost, že v aktivní zóně reaktoru je spuštěna pouze polovina regulačních tyčí, než je povolené provozní minimum, avšak k odstavení reaktoru nedošlo ani v tomto případě. A Poslední chybou bylo zablokování havarijního signálu, který by v případě uzavření přívodu páry na turbínu reaktor také odstavil. Následovalo uzavření ventilu přívodu páry a poté již samotné dva výbuchy, které přišly během několika minut [19].

Nejednalo se v žádném případě o nukleární výbuchy. Interakce velmi horkého paliva s chladicí vodou vedla k fragmentaci paliva a k následné rychlé produkci páry a tudíž rapidnímu zvýšení tlaku. Intenzivní produkce páry se následně rozšiřovala po celém jádře a to kvůli prasknutí nouzového chladicího okruhu, kterým neustále přitékala voda. Následně díky dalším explozím způsobených neustálou produkcí vodní páry došlo k uvolnění štěpných produktů do atmosféry. O několik vteřin později následoval druhý výbuch, který vyhodil fragmenty z palivových článků a hořícího grafitu. Druhý výbuch není doteď plně objasněn, ale je pravděpodobné, že byl způsoben vznikajícím vodíkem při reakci zirkonia s vodní párou. První opatření přijatá ke kontrole ohně a uvolněných radionuklidů sestávala z neutronové absorpce a zamezení dalšího hoření. V první části bylo na zničenou oblast kolem reaktoru shozeno vrtulníky asi 5000 tun chemických látek, včetně 40 t sloučenin boru, 2400 t olova, 1800 t písku a jílu, 600 t dolomitu a dále pak sodné fosfáty a polymerní kapaliny. V dalších dnech pokračovaly další shozy, které na kritická místa shodily přibližně dalších 4850 t materiálů k uhašení požárů a zamezení dalšího šíření radionuklidů. Celkem bylo provedeno na 1800 letů [16].

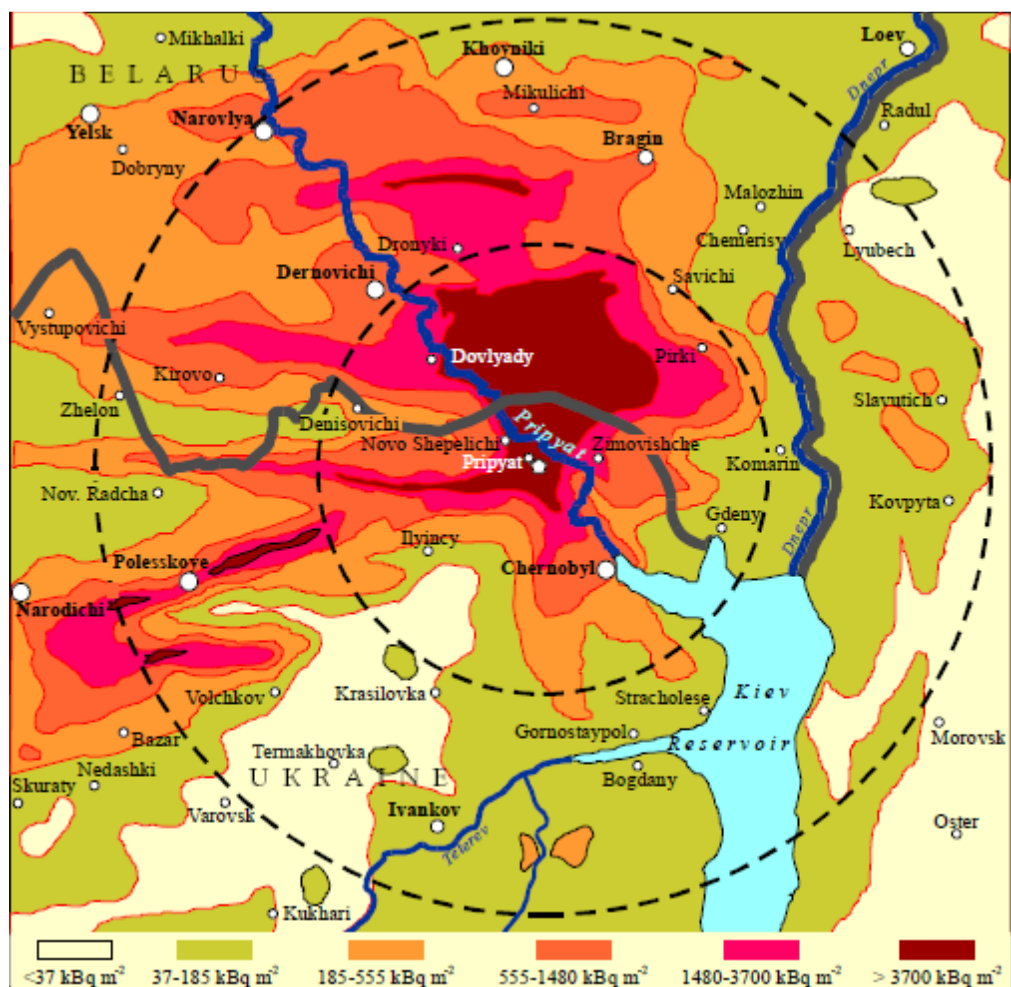
S odstupem dvou týdnů rozhodli sovětské úřady o zakonzervování do betonové schránky s vnitřním chlazením, do tzv. sarkofágu [19].

1.4.2 Únik a následné usazování radioaktivního materiálu

Více než týden po explozi docházelo stále k velkým únikům radionuklidů, a to v podobě unikajících radioaktivních plynů a kondenzovaných aerosolů, které obsahovaly velké množství částic paliva. Celkový únik radioaktivních látek byl kolem 14 EBq včetně 1,8 EBq ^{131}I , 0,085 EBq ^{137}Cs , 0,01 EBq ^{90}Sr a 0,003 EBq radioizotopů plutonia. Vzácné plyny činily asi 50 % celkových úniků. Rozsah kontaminace půd

v bezprostřední blízkosti jaderné elektrárny Černobyl znázorňuje obr. 1 (str. 23). Více než 200 000 čtverečních kilometrů v Evropě bylo kontaminováno ^{137}Cs nad úroveň $37 \text{ EBq}\cdot\text{m}^{-2}$.

Usazování radionuklidů bylo velmi závislé na dešťových srážkách v době průchodu kontaminovaných mas na daném území. Místa s větším úhrnem srážek jsou zasažena ve větší míře. Řada významných radionuklidů má krátký poločas rozpadu, tudíž se již většina z nich již rozpadla. Bezprostředně po havárii způsobily velkou obavu úniky radioaktivního jódu. V nadcházejících desetiletích od havárie bude mít prvořadou důležitost kontaminace ^{137}Cs , druhotně se bude pozornost věnovat ^{90}Sr [20].



Obr. 1 - Povrchová kontaminace země ^{137}Cs v bezprostřední blízkosti reaktoru v Černobylu. Vyznačeny vzdálenosti 30 km a 60 km od jaderné elektrárny.

Zdroj: ANNEX, J. Exposures and effects of the Chernobyl accident. *Sources and Effects of Ionizing Radiation*. The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR, 2000, 451-566.

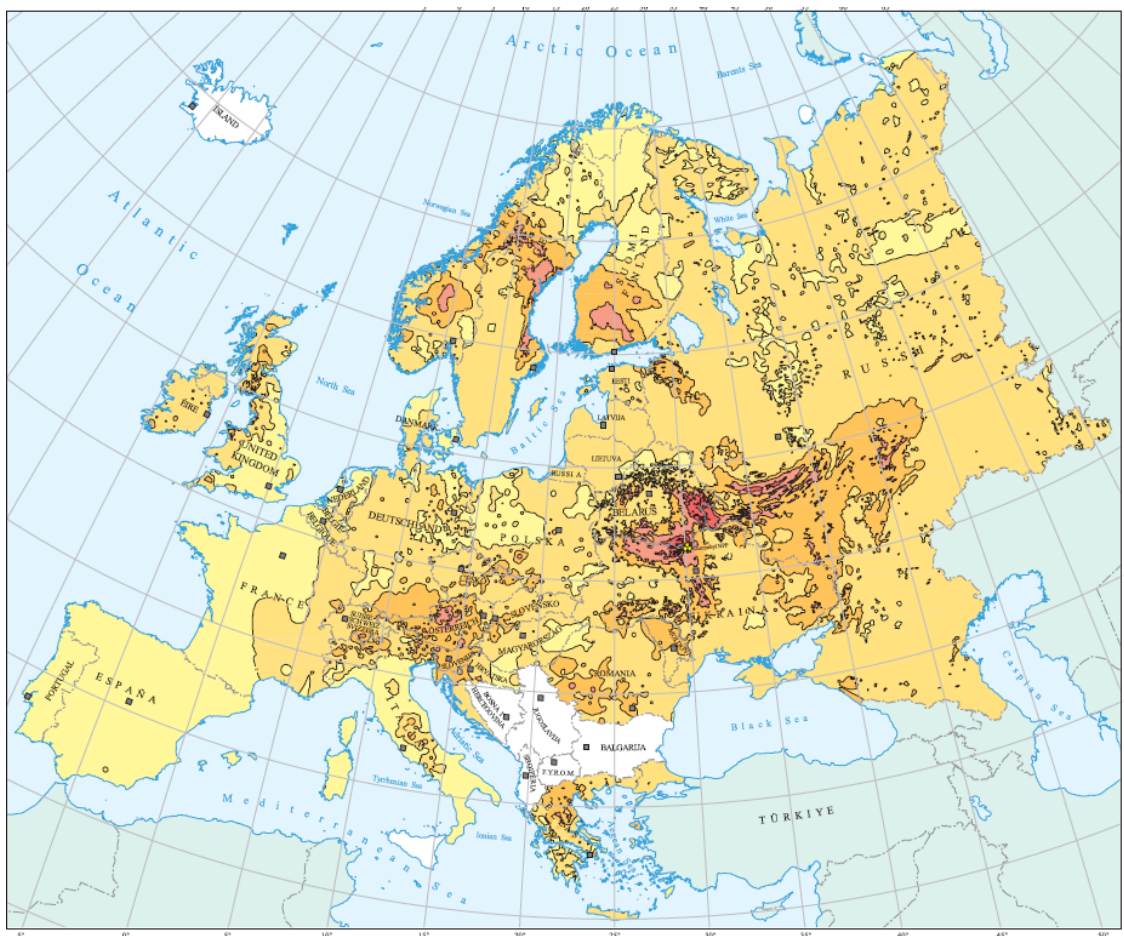
1.4.3 Kontaminace půd po havárii Černobylu

V počáteční fázi po havárii převažovalo povrchové usazování radionuklidů na povrchu zemědělsky pěstovaných rostlin a rostlin, které byly dále konzumovány zvěří. První bezprostřední obavu vzbuzovalo usazování ^{131}I a jeho rychlá absorpce do mléka, která vedla k závažným dávkám ozáření štítné žlázy u lidí konzumujících

mléko. Tento problém byl však omezen na první dva měsíce po havárii vzhledem ke krátkému poločasu rozpadu ^{131}I [20].

V období následujícím po přímé kontaminaci se stával stále důležitějším příjem radionuklidů z půdy kořeny rostlin. Radioizotopy cesia (^{137}Cs a ^{134}Cs) byly nuklidy, které vedly k největším problémům. Poločas rozpadu ^{134}Cs je pouze 2,1 roku, tudíž je nyní jeho vliv na organismus zanedbatelný. Úroveň ^{137}Cs , které má poločas rozpadu 30 let, může být zejména ve vysoce zasažených oblastech stále vysoká.

Obsah radioaktivního cesia v potravinách byl ovlivněn nejen úrovní usazování, ale také typem ekosystému a půdy stejně jako různým zemědělským obděláváním půdy. Větší problémy byly zaznamenány v oblastech s humusovou půdou a zvířaty pasoucími se na neošetřených pastvinách, které nejsou orány ani hnojeny. Znázornění kontaminace půd v Evropě ^{137}Cs bezprostředně po havárii jaderné elektrárny v Černobylu je patrné z obr. 2 (str. 25) [20].



Obr. 2 - Mapa znázorňující kontaminaci půd v Evropě ^{137}Cs bezprostředně po havárii jaderné elektrárny v Černobylu.

Zdroj: ANNEX, J. Exposures and effects of the Chernobyl accident. *Sources and Effects of Ionizing Radiation*. The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR, 2000, 451-566.

1.4.4 Současný stav Černobylské jaderné elektrárny

V současné době na Černobylu stále pracuje na tři a půl tisíce lidí, kteří dohlížejí na všechny dnes již odstavené bloky, kontrolují palivo v meziskladu, starají se o chátrající sarkofág a připravují nové stavební projekty v areálu. Sarkofág zbudovaný ještě v roce 1986 je improvizovaná stavba, která byla postavená na již narušených nosných zdech, které zatěžují i několikanásobně převyšující vahou, na kterou nejsou

s dlouhodobého hlediska vůbec připravené a také jej neustále narušují vnější vlivy i působící radioaktivita zevnitř. Do budovy zatékalo jak střechem, tak i stěnami. V roce 2008 skončila velká oprava a zpevnění konstrukce, jež omezilo množství zatékající vody. Přesto se ze sarkofágu stále ročně odčerpají tuny radioaktivní vody. Stavba nového sarkofágu, který se přesune nad ten starý, stále probíhá. Předpokládané dokončení je odhadováno na rok 2017. Termín dokončení je závislý i na finančních prostředcích, jelikož se konečná odhadovaná částka neustále navyšuje [21].

1.5 Kontaminace organismu radionuklidy

Celý svět je radioaktivní a byl již od samotného počátku. Na Zemi se nachází více než 60 radionuklidů, které lze rozdělit do třech hlavních kategorií: *primordiální* z období před vznikem Země, *kosmogenní* vznikají průběžně jadernými reakcemi při interakci kosmického záření se stabilními prvky, zejména ve vnějším obalu Země a *uměle vytvořené* v jaderných reaktorech nebo na cyklotronech nebo vznikající v důsledku lidské činnosti (malé množství ve srovnání s přírodními).

Radionuklidy se přirozeně vyskytují v ovzduší, vodě i půdě. Najdeme je dokonce i lidském organismu. Každý den spolkneme či vdechneme určitou dávku radionuklidů z okolního vzduchu, potravin a vody. Přírodní radioaktivita je běžná ve skalách, půdě, ve vodě a oceánech i stavebních materiálech použitých na stavby domů. Na Zemi není místa bez přirozené radioaktivity [22].

Kontaminaci radionuklidy rozdělujeme na vnější a vnitřní. Při vnitřní kontaminaci jsou nejvíce poškozována místa vstupních cest. Vnější kontaminací chápeme pokrytí pokožky prachem, který obsahuje radioizotopy. Kromě přímého poškození kůže a podkoží (radionuklidy emitující alfa a především beta záření) hrozí i jejich vstřebání do podkoží a to zvláště při ztrátě integrity kůže (řezné či sečné rány, plošná poranění) [23].

1.6 Kontaminace půdy

Půdní složka ekosystému je vnímána jako jedna ze základních a hlavně počátečních fází ekologického cyklu pro samotný přenos radionuklidů do organismu. Základním procesem této fáze je migrace radionuklidů vertikálním nebo horizontálním směrem. Během této fáze mohou radionuklidy přecházet do jiných forem, a tudíž se mění i jejich fyzikálně-chemické vlastnosti.

Distribuci radionuklidů v půdě ovlivňuje několik hlavních faktorů, mezi něž patří samotný vstup do půdy způsobený atmosférickými srážkami, působící kapilární jevy, difúze, migrace kořenovými systémy rostlin a činnost zvířat a lidí [24].

Většina radionuklidů je stále soustředěna v horních vrstvách půdy, jak u obdělávaných tak neobdělávaných půd. Vertikální migrace ^{137}Cs v půdě probíhá velice průměrnou rychlostí cca 0,3 - 0,5 cm ročně [24]. Zvyšováním obsahu vlhkosti v půdě dochází ke zvyšování rychlosti migrace radionuklidů. V neobdělávaných půdách nalezneme největší koncentraci množství radionuklidů v horních 5 cm. Zemědělsky obdělávané půdy mají radionuklidy homogenně zastoupeny v celé obdělávané vrstvě. V půdě prorostlé kořenovým systémem zůstává určité množství radionuklidů po dlouhou dobu, jelikož je stále v dosahu rostlin [25]. Snižování množství radionuklidů v jednotlivých vrstvách půdy, dostupných kořenovým systémem rostlin, je způsobené jednak vertikální migrací a také přirozeným uhníváním rostlin.

Na horizontální migraci má vliv mnoho faktorů, mezi něž patří vítr, požáry, tok povrchových vod, případné záplavy a s nimi spojeným odplavením a přesunem zeminy a dešťovým proudům. Výše uvedené faktory vedou k určité dekontaminaci některých částí sledovaných území, ale na druhou stranu přináší zamoření jiných území [24].

1.7 Gama spektrometrická analýza

Gama záření je pronikavé elektromagnetické záření o různých energiích. Každý radionuklid při samovolné radioaktivní přeměně emituje pro něj typické záření. Gama spektrometrická analýza (GSA) je metoda stanovení obsahu radioaktivních prvků, respektive jejich radioaktivity, na základě měření vzorkem emitovaného záření gama polovodičovým detektorem s vysokým energetickým rozlišením spojeným

s mnohokanálovým amplitudovým analyzátozem [26]. Tato metoda je vhodná ke stanovení všech prvků, které emitují γ záření. Ve výsledném spektru jsou energetické píky, které jsou charakteristické pro daný zářič. Integrál plochy pod křivkou píky, udává intenzitu naměřeného záření.

1.7.1 Polovodičová spektrometrie gama

Nejběžněji používanými typy detektorů pro spektrometrii gama jsou scintilační, např. s krystalem NaI(Tl) a polovodičové detektory, především germaniové a křemíkové [27]. Velkým krokem vpřed byla v této oblasti výroba HPGe detektorů, tedy detektorů s germaniem o vysoké čistotě. Hlavními charakteristikami HPGe detektoru jsou nízká koncentrace nečistot eliminující rušivé vlivy, nízká ionizační energie potřebná ke vzniku iontových párů, vysoká vodivost, kompaktní velikost, doba odezvy, vysoké rozlišení a relativní jednoduchost provozu [28]. Nejčastěji používanými detektory jsou germaniové detektory driftované lithiem - Ge(Li), jež je nezbytné neustále chladit kapalným dusíkem, neboť přerušeni chlazení by vedlo k difuzi driftu a následnému poškození detektoru. Novějším typem jsou právě detektory ze super čistého germania (HPGe detektory), u nichž se používá elektronický chladicí systém, pracující na základě Joule-Thomsonovy expanze stlačeného plynu (mimo dusík se používají i jiné kryogenní plyny, např. helium) [29].

Polovodičový detektor si lze představit jako diodu, která je zapojená v elektrickém obvodu v závěrném směru s vysokým napětím (cca 2000 V) přes velký ohmický odpor, tudíž obvodem neprotéká elektrický proud. Dojde-li k vniknutí určitého kvanta ionizujícího záření do aktivní vrstvy detektoru, tak tato ionizační energie způsobí v polovodiči přeskok ekvivalentního množství elektronů do vodivého pásma a vznik elektron – děrových párů. Dochází k toku elektronů k anodě a děr ke katodě. V elektrickém obvodu dochází k proudovému impulsu a na pracovním odporu dochází k napěťovému úbytku. Následně se přes kondenzátor vede elektrický impuls k předzesilovači a zesilovači, kde dochází k jeho zesílení. Výsledná amplituda impulsu je přímo úměrná celkově sebranému náboji, a tudíž je přímo úměrná energii detekovaného záření [30].

Hlavní a zároveň základní úlohou gama spektrometrie je stanovení energie a intenzity jednotlivých skupin fotonů gama záření, které je emitováno analyzovaným radionuklidem či jejich směsí. Stanovované skupiny fotonů gama o specifické energii vidíme ve spektru jako konkrétní fotopíky, kde energie záření určuje polohu příslušného fotopíku na vodorovné spektrální ose. Přesné určení je podobně jako u jiných metod podmíněno kalibrací detektoru [30].

Energetickou kalibrací rozumíme lineární závislost mezi energií dopadajících fotonů a číslem kanálu, a proto je nezbytné určit správné měřítko na vodorovné ose spektra. Píky kalibračních zářičů musejí vhodně pokrýt kompletně analyzovanou energetickou oblast (vhodný je např. zářič ^{152}Eu , ^{137}Cs). Kalibrace detekční účinnosti je složitější, protože je silně závislá na energii. V případě malých energií gama záření vykazuje detekční účinnost nižší hodnoty, jelikož jsou tyto fotony snadno zachyceny ve vstupním okénku a nemohou tedy proniknout do citlivé části detektoru. Detekční účinnost s rostoucí energií nejdříve roste a pro energii cca 60 – 100 keV dosahuje maxima. Při přesažení maximálních hodnot detekční účinnost opět klesá, jelikož dochází k nárůstu počtu fotonů, které proletí citlivým objemem detektoru bez absorpce fotoefektem [30]. Účinnostní kalibrací rozumíme stanovení převodního faktoru. Převodním faktorem vynásobíme plochu píku o dané energii a získáme veličinu, která představuje množství gama záření. Použitými standardy jsou například izotopy ^{241}Am , ^{133}Ba , ^{60}Co , ^{137}Cs . Po kalibraci přichází na řadu vlastní spektrometrická analýza, která zahrnuje vlastní přípravu vzorku a změření jeho spektra s dostatkem zaznamenaných impulsů. Vlastní analýza se provádí pomocí speciálního softwaru, kde se danému spektru přiřazují odpovídající radionuklidy. Impuls se konvertuje do digitální podoby [30].

2 HYPOTÉZA A METODIKA

Cílem této bakalářské práce bylo zjistit, v jaké hloubce se nachází nejvíce ^{137}Cs a tím potvrdit nebo vyvrátit hypotézu.

Předpokládaná hypotéza je, že se ^{137}Cs v neobdělávaných půdách stále nachází v dosahu kořenového systému rostlin.

2.1 Metodika

Vzorky byly odebírány na vybraných místech CHKO Šumava v lokalitách Borová Lada, Kvilda, Horská Kvilda, Zadov, Nové Hutě, Bučina a Modrava, viz obr. 3 a tab. 1 (str. 31) znázorňující konkrétní místo včetně GPS souřadnic. Odběrová místa byla volena tak, aby co nejlépe reprezentovala distribuci radioaktivního spadu na našem území. Výchozí mapy z dřívějších studií jsou uvedeny v příloze A, a na obr. 4 (str. 31). Výběr míst zohledňoval předchozí studie s cílem přinést určité srovnání, avšak s ohledem na množství odebraných vzorků, a vývoj situace, ale hlavně se zaměřit na oblasti, kde lze předpokládat alespoň střední či vyšší hodnoty aktivity ^{137}Cs .

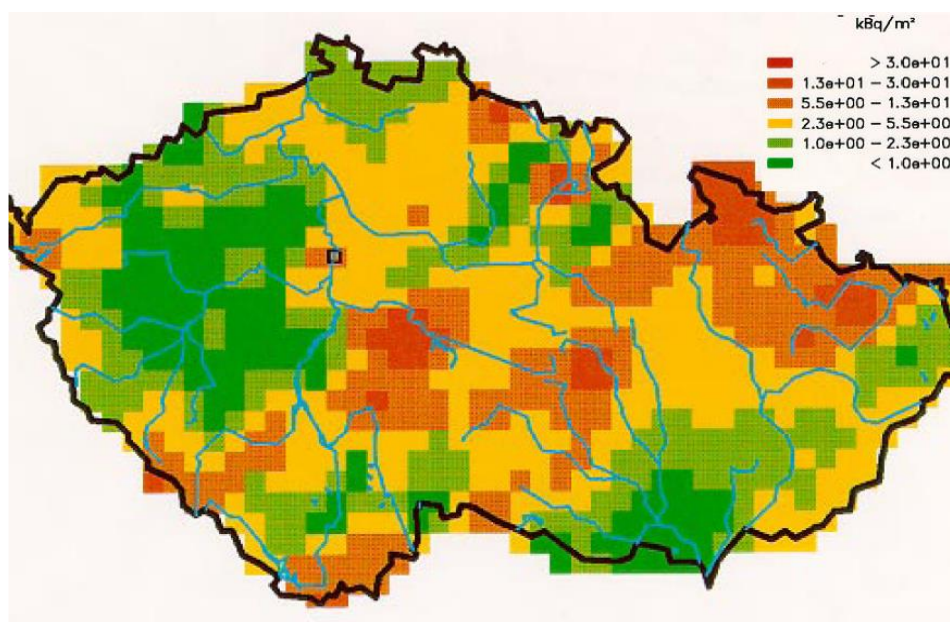


Obr. 3 - Mapa odběrových míst.

Zdroj: Dostupné z WWW: <http://www.treking.cz/regiony/sumava-mapa.htm>

Tab. 1 - GPS souřadnice lokalit, z nichž byly odebírány vzorky.

Lokalita	GPS souřadnice
Kvilda I	49.000161 N, 13.623397 E
Kvildall	48.992678 N, 13.593296 E
Bučina	48.974072 N, 13.553391 E
Zadov	49.085625 N, 13.638802 E
Horská Kvilda	49.081906 N, 13.562288 E
Modrava	49.023756 N, 13,513975 E
Borová Lada	48.986054 N, 13.680074 E
Nové Hutě I	49.033611 N, 13.635251 E
Nové Hutě II	49.046748 N, 13.666994 E



Obr. 4 - Depozice ^{137}Cs na území České republiky.

Zdroj: Malátová, I., *Situace po černobylské havárii*. Dostupné z WWW: https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/situace_po_cernobylske_havarii_v_ceske_republice.pdf

2.2 Princip metody

Stanovení hmotností aktivity ^{137}Cs ve vzorcích půdy pomocí polovodičové gama spektrometrie. Gama záření je pronikavé elektromagnetické záření o určitých energiích, které jsou specifické pro konkrétní radionuklid. Pomocí GSA stanovujeme aktivitu radionuklidů na základě měření vzorkem emitovaného záření gama polovodičovým detektorem s vysokým rozlišením spojeným s mnohokanálovým analyzátozem. Ve výsledném spektru jsou energetické píky, které jsou charakteristické pro daný zářič. Integrál plochy pod křivkou píky, udává intenzitu naměřeného záření.

2.3 Odběry a úprava vzorků

Hlavní část průzkumu byla provedena v období od září 2013 do května 2014. Půda byla odebírána podle jednotné metodiky. Jednalo se o neobdělávanou zemědělskou půdu se sklonem povrchu menším než 3° a s půdou málo propustnou pro vodu. Odběrová místa byla volena tak, aby co nejlépe reprezentovala distribuci radioaktivního spadu na našem území, zejména dřívější měření SÚRO [31]. Výběr míst zohledňoval předchozí studie s cílem přinést určité srovnání, avšak s ohledem na množství odebraných vzorků, a vývoj situace, ale hlavně se zaměřit na oblasti, kde lze předpokládat alespoň střední či vyšší hodnoty aktivity ^{137}Cs . Vzorky byly odebírány z plochy $0,04 \text{ m}^2$ ($20 \times 20 \text{ cm}$) do hloubky 10 cm po 1 cm řezech. V dříve provedených studiích se vzorky zpravidla odebírali po 5 cm vrstvách až do 20 cm. Na předem vytipované lokalitě dle mapy došlo k průzkumu terénu a vybrání vhodného místa z hlediska jeho situování, sklonu svahu a relativně snadného odebrání finálních vzorků (zkouška, zdali lze vyrytím získat kvádr $20 \times 20 \times 10 \text{ cm}$). Samotné odebrání spočívalo ve vyměření čtverce $20 \times 20 \text{ cm}$ a následném vyrytí kvádru o základně $20 \times 20 \text{ cm}$ do hloubky nad 10 cm, který byl následně pilkou seříznut na požadovaný rozměr. Jednotlivé 1 cm vrstvy byly získány opět řezem a uchovány v uzavíratelném polyethylenovém (PE) sáčku. Před měřením byla půda sušena při pokojové teplotě do konstantní hmotnosti. Obvyklá doba sušení při pokojové teplotě byly dva týdny. Kameny větší než 0,5 cm a kořeny rostlin byly odstraněny a vzorky byly homogenizovány rozmělněním a prosetím přes síta s oky o velikosti 5 mm. Aktivity byly změřeny polovodičovou gama spektrometrií.

2.4 Stanovení aktivity

Hmotnostní aktivita zkoumaných řezů jednotlivých půd byla měřena polovodičovou spektrometrií gama na pracovišti SÚJB v Českých Budějovicích. Vzorky byly měřeny ve 250 ml PET nádobách. Výsledné gama spektrum se vyhodnocovalo s využitím germaniového detektoru s vysokým rozlišením v kombinaci s mnohokanálovým analyzátozem v programu GAMAT [32]. Za předpokladu zadání hmotnosti analyzovaného vzorku byly získány požadované hodnoty hmotnostní aktivity radionuklidů.

3 VÝSLEDKY

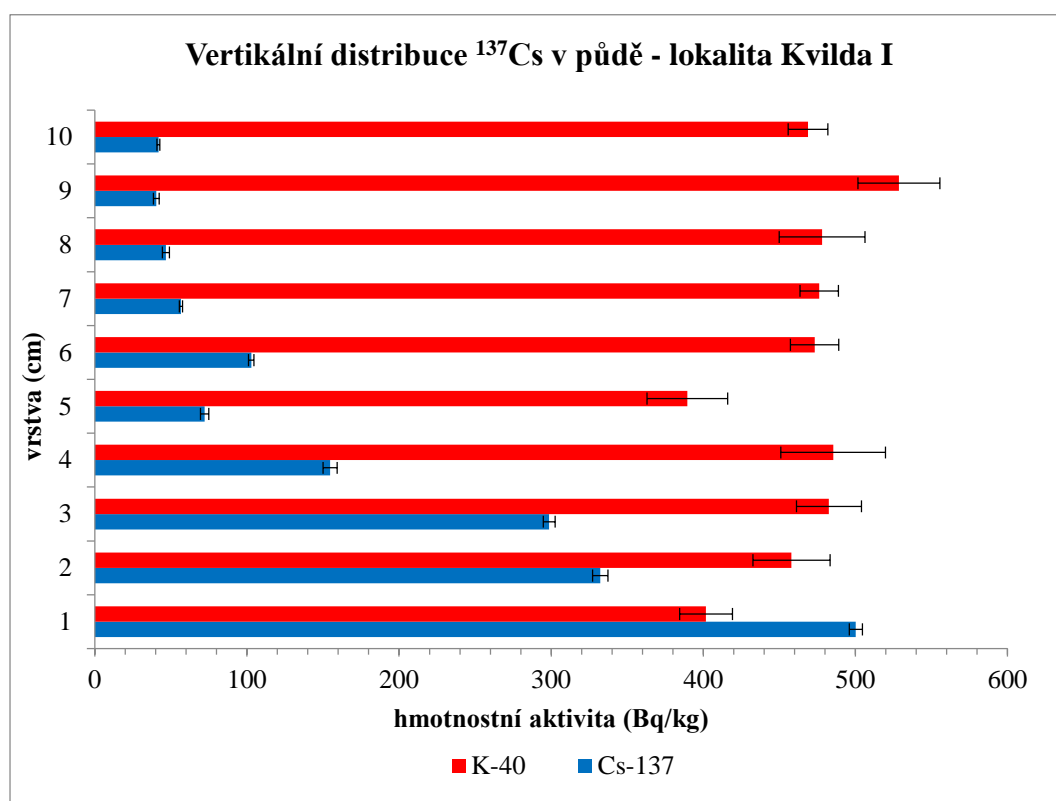
Veškeré výsledky měření jsou shrnuty do následujících grafů a tabulek, pro co největší přehlednost.

V tabulce 2 jsou uvedené hmotnosti analyzovaných vzorků půd. V uvedené tabulce je číslo před lomítkem váha vzorku ve vzorkovnici a číslo za lomítkem pak váha vzorku, který zbyl po naplnění vzorkovnice. Součet těchto čísel dá celkovou hmotnost daného vzorku.

Tab. 2 - Hmotnosti analyzovaných vzorků půd

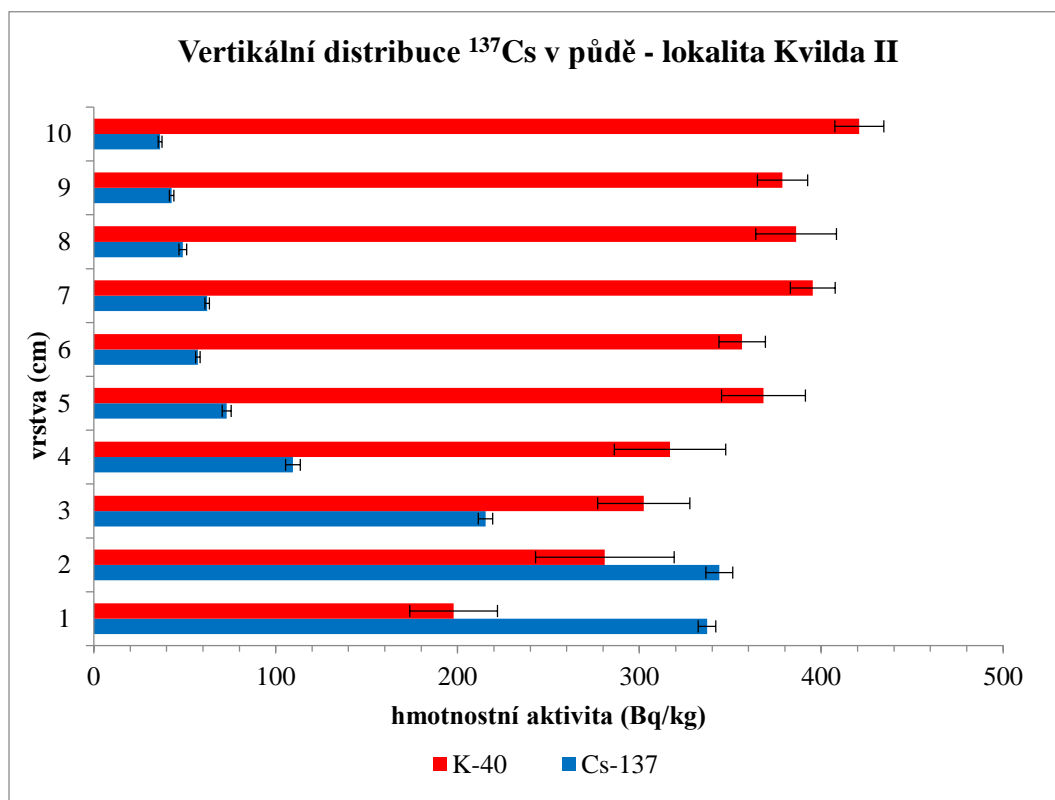
		lokality								
		Kvilda I	Kvilda II	Bučina	Zadov	Horská Kvilda	Modrava	Borová Lada	Nové Hutě I	Nové Hutě II
		hmotnost (g)								
vrstva (cm)	1	143	75	53	124	77	63	158	107	54
	2	153	71	62	183	110	53	198	131	83
	3	116	77	48	181	75	66	173	171	155
	4	148	140	53	192	79	73	189	182	160
	5	146	180	82	172	143	81	154	166	189
	6	178	214/29	71	166	140	101	175	182	160
	7	199	184/52	103/52	196	176	90	249	189	177
	8	182	223/10	128/18	187	144	156	236	181	160
	9	191	185/65	120/43	172	177	149	213	170	150
	10	223	203	168/41	193	168	140	198	171	138

V následujících grafech (1 až 9, str. 35-43) jsou zpracované výsledky gama spektrometrického měření jednotlivých vrstev půd ze zkoumaných lokalit. Každý graf se vztahuje ke konkrétní lokalitě a určité vrstvě půdy od 1 cm do 10 cm. Hmotnostní aktivita ^{137}Cs je pro určitou představu doplněna hmotnostní aktivitou přirozeně se vyskytující ^{40}K .



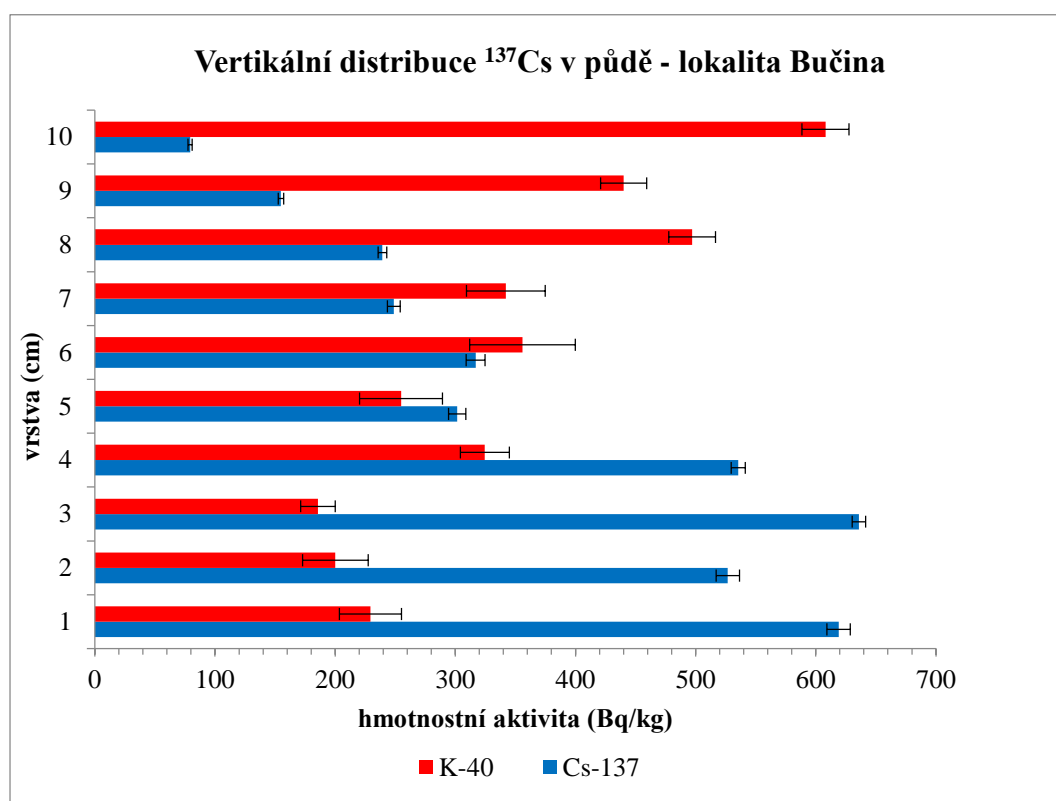
Graf 1 - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Kvilda I

Na grafu 1 je patrný charakteristický průběh distribuce ^{137}Cs . V první vrstvě dosahuje hodnota hmotnostních aktivity ^{137}Cs svého maxima. Poté následuje postupný pokles až do páté vrstvy. V šesté vrstvě dochází opět k růstu hmotnostní aktivity ^{137}Cs . Druhý vrchol značení ^{137}Cs , které dále migruje půdou, ale už nepřevažuje dosah kořenového systému rostlin. Po šesté vrstvě dochází již opět k poklesu změřených hodnot hmotnostní aktivity ^{137}Cs .



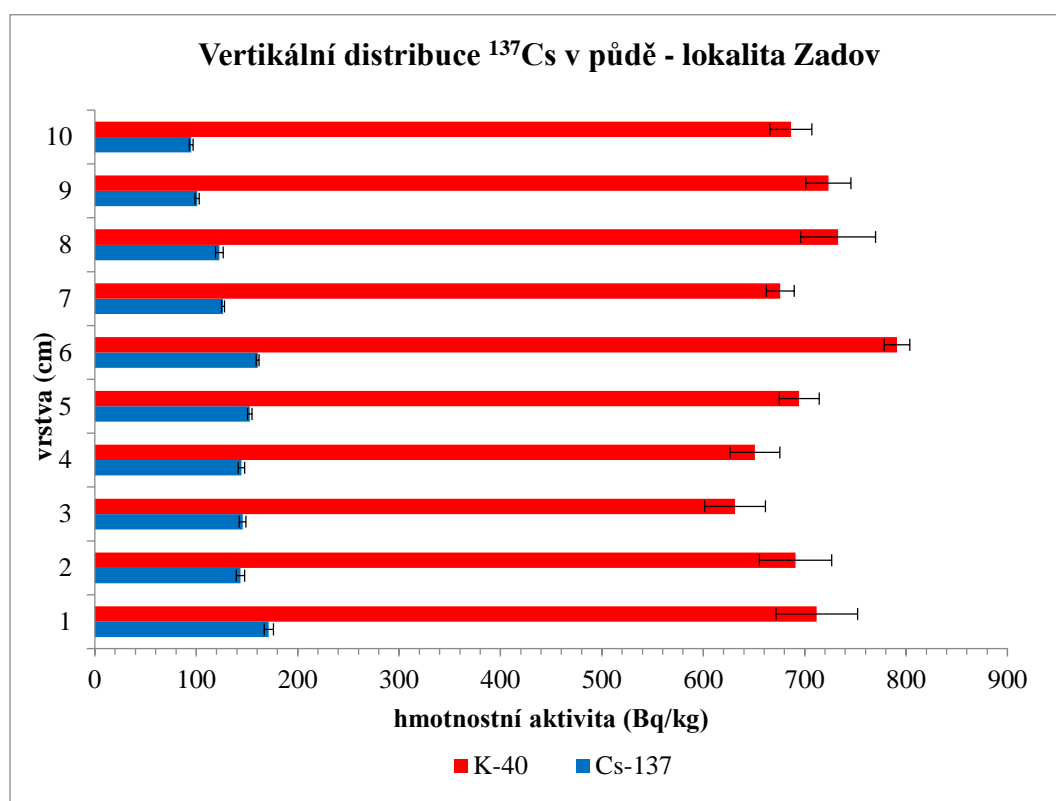
Graf 2 - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Kvilda II.

Graf 2 má podobný průběh jako graf 1, ačkoliv maximální hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs byly naměřeny ve druhé vrstvě, ale jen s nepatrným rozdílem oproti první vrstvě. Tyto rozdíly mohou pravděpodobně pramenit z rozdílného složení jednotlivých vrstev půd. Druhé maximum zde vidíme u sedmé vrstvy. Poté následuje pokles změřených hodnot hmotnostní aktivity ^{137}Cs . Celkově byly v této lokalitě naměřeny nižší hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs .



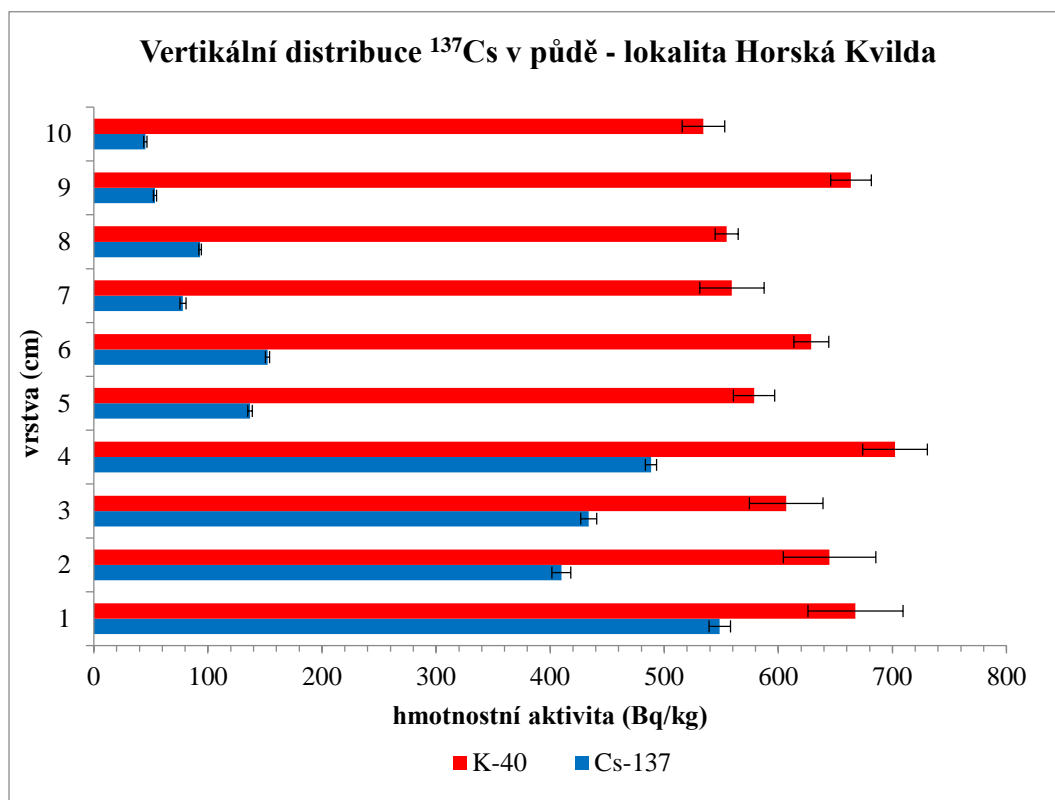
Graf 3 - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Bučina.

Graf 3 nabízí opět podobný průběh, který byl zjištěn u předchozích lokalit. Maximální zjištěné hodnoty však byly stanoveny ve třetí vrstvě, s minimálním rozdílem oproti vrstvě první. Rozdíl v průběhu je patrný na druhé vrstvě, která ukazuje na nižší hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs srovnatelné se čtvrtou vrstvou. Rozdílné zjištění může být způsobeno opět rozdílným složením dané vrstvy oproti vrstvě třetí – propustnost a více kamenitých částí. Druhé maximum nacházíme opět v šesté vrstvě a poté následuje snížení hmotnostní aktivity ^{137}Cs .



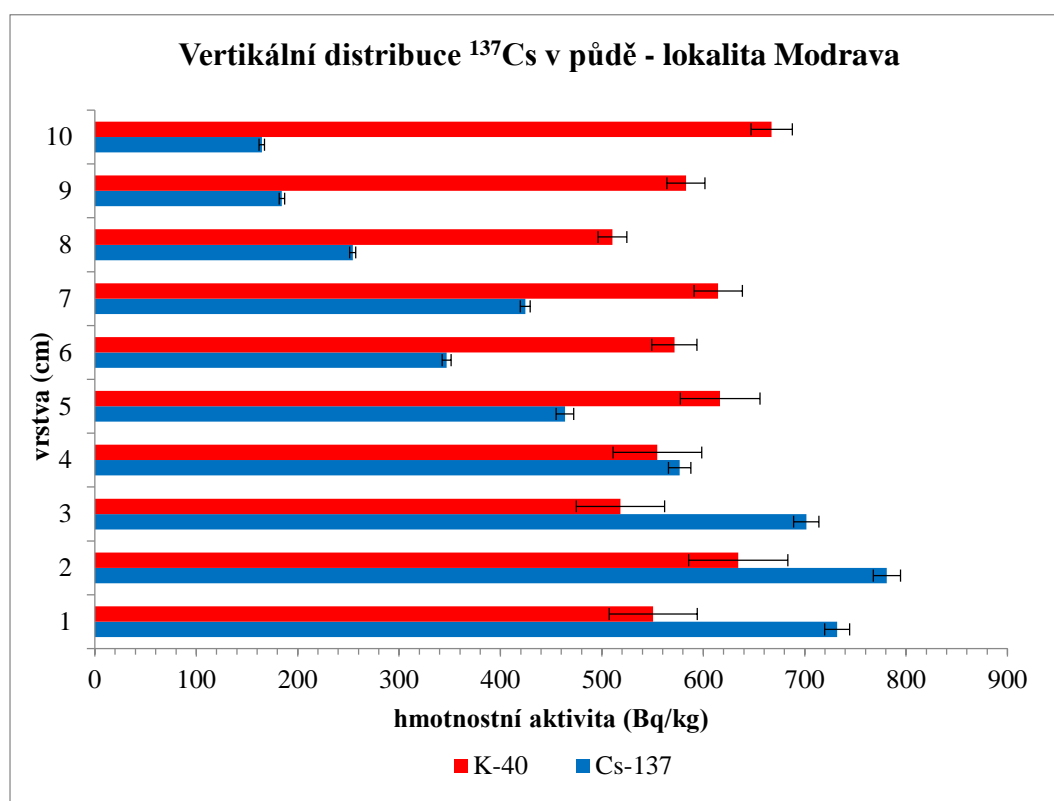
Graf 4 - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Zadov.

Čtvrtá měřená lokalita se vyznačuje relativně homogenním rozložením ^{137}Cs v jednotlivých vrstvách. Maximální hodnota byla změřena v první vrstvě půdy. Poté následuje mírný pokles hodnot hmotnostní aktivity ^{137}Cs , ale s minimálními rozdíly mezi druhou až čtvrtou vrstvou. Druhé maximum nastává v páté a šesté vrstvě. Od sedmé vrstvy hmotnostní aktivita ^{137}Cs klesá. Obecně lze říci, že v této lokalitě byly zjištěny hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs na téměř třetinové úrovni oproti předchozím lokalitám, s menšími rozdíly mezi jednotlivými vrstvami, ale stále s patrným trendem distribuce ^{137}Cs .



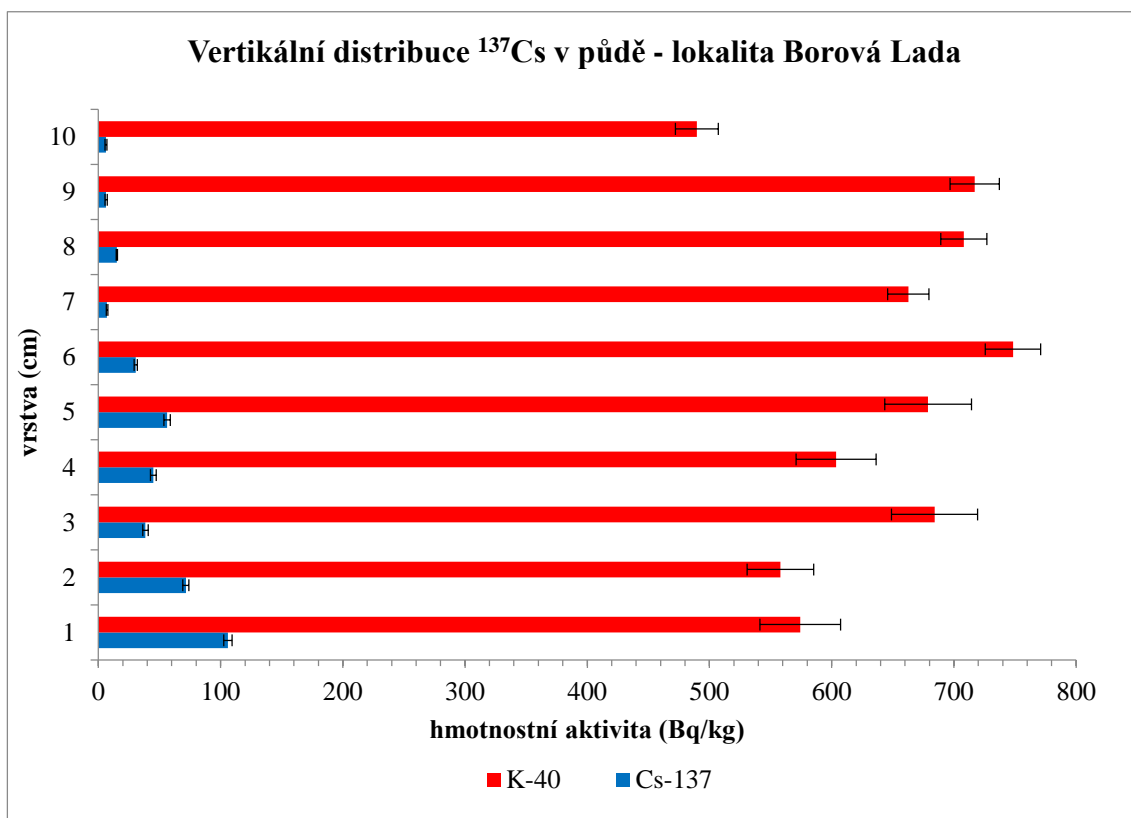
Graf 5 - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Horská Kvilda.

Páté zkoumané místo přineslo poněkud komplikovanější výsledek. Maximální hodnoty byly zjištěny opět u první vrstvy. Další průběh už však není jednoznačný. V druhé vrstvě následuje propad hmotnostní aktivity ^{137}Cs , avšak s dalším růstem v následujících dvou vrstvách. Specifické druhé maximum bylo změřeno v šesté vrstvě, ale také s podobným průběhem jako u vrchní vrstvy, jelikož v sedmé vrstvě následoval pokles s dalším růstem hodnot hmotnostní aktivity ^{137}Cs ve vrstvě osmé.



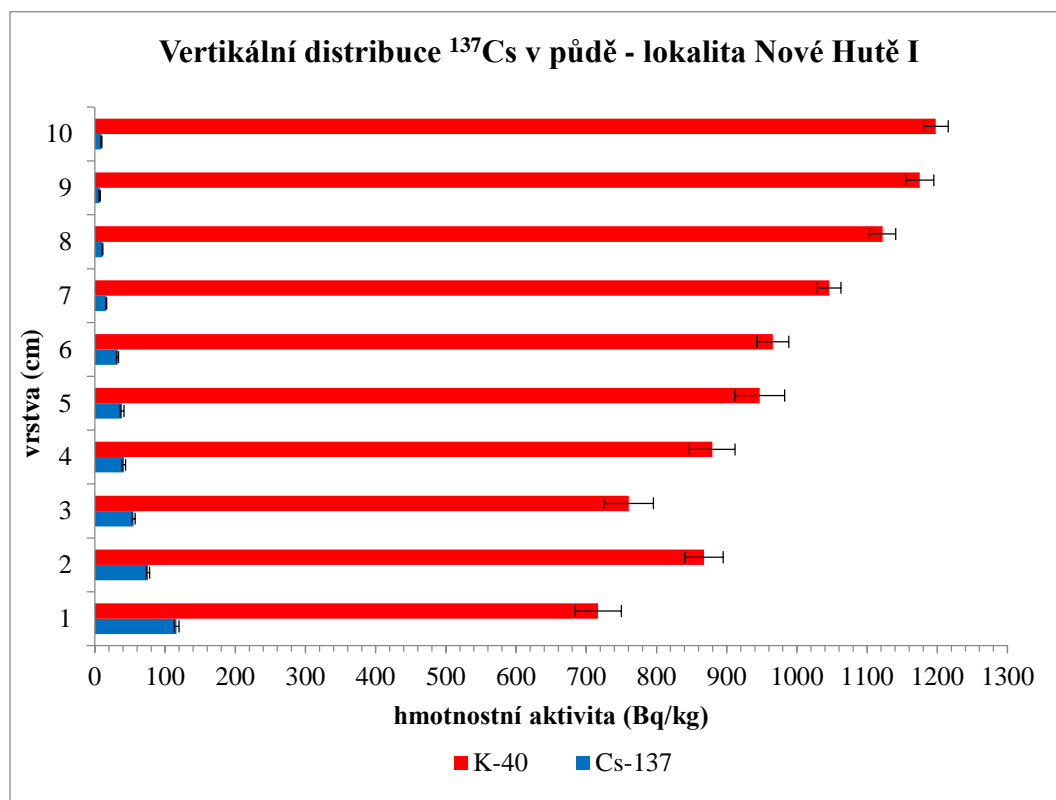
Graf 6 - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Modrava.

Graf 6, který se vztahuje k lokalitě Modrava, je místem, kde byla zjištěna celkově nejvyšší hmotnostní aktivita ^{137}Cs a to ve druhé vrstvě. Druhé maximum bylo změřeno v sedmé vrstvě. Celkově se jedná o poměrně typický průběh, který se shoduje s dřívějšími měřeními a jejich trendy.



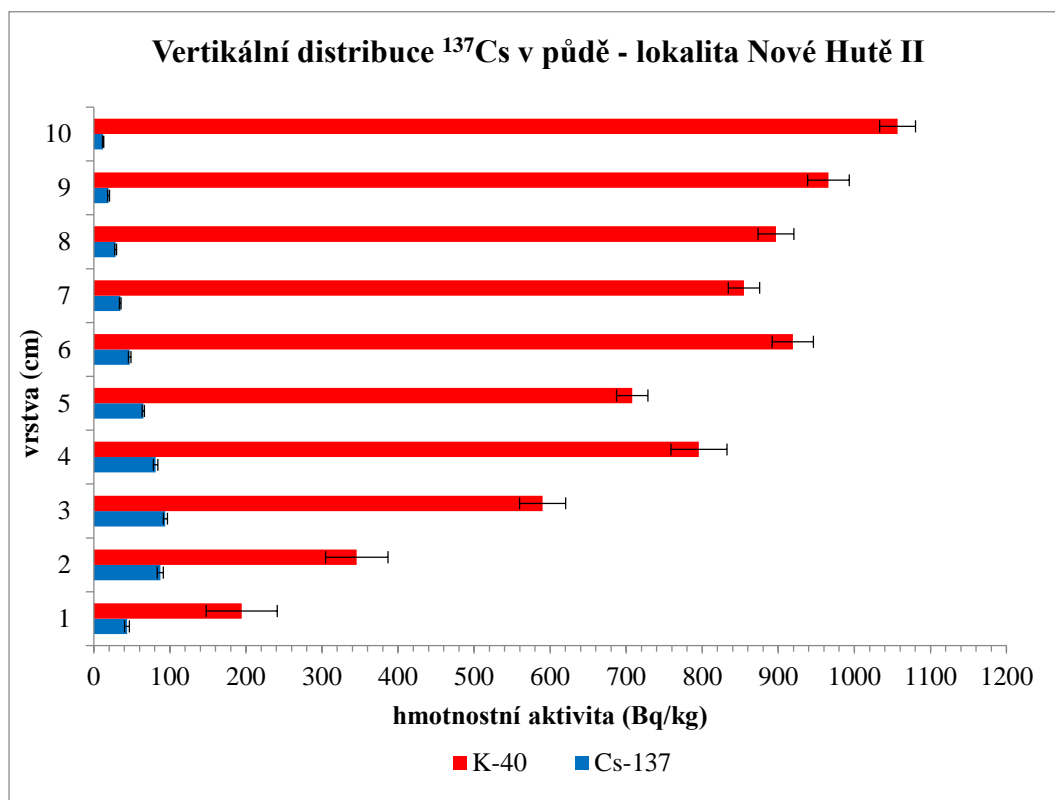
Graf 7 - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Borová Lada.

Na výše uvedeném grafu vidíme opět podobně nízké hodnoty jako u grafu 4. Maximální hodnota byla změřena opět v první vrstvě s druhým a maximem ve vrstvě páté. Ačkoliv jsou hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs nižší úrovní, tak je v grafu patrný typický průběh distribuce ^{137}Cs až na menší uskočení v osmé vrstvě. V poslední desáté vrstvě byla změřena minimální hmotnostní aktivity ^{137}Cs ze všech zkoumaných vzorků.



Graf 8 - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Nové Hutě I.

Jedna z posledních lokalit, která opět přinesla celkově nízké hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs . Maximální hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs byly zjištěny opět v první vrstvě s druhým maximem mezi pátou a šestou vrstvou. Celkově se jedná o typický průběh distribuce ^{137}Cs v půdě který odpovídá předešlým měřením.



Graf 9 - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Nové Hutě II.

Poslední zkoumaná lokality přinesla podobné výsledky jako předešlé měření. Maximum však bylo změřeno ve třetí vrstvě, avšak s minimálními rozdíly vzhledem k vrstvě druhé a čtvrté. První vrstva měla hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs poměrně nízké, což bylo pravděpodobně způsobeno poměrně velkým objemem rostlinných zbytků v tomto vzorky. Půda byla celistvější až od třetí vrstvy, čemuž odpovídají i zjištěné hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs . Druhé maximum není nijak patrné. Od třetí vrstvy docházelo k poklesu hodnot hmotnostní aktivity ^{137}Cs .

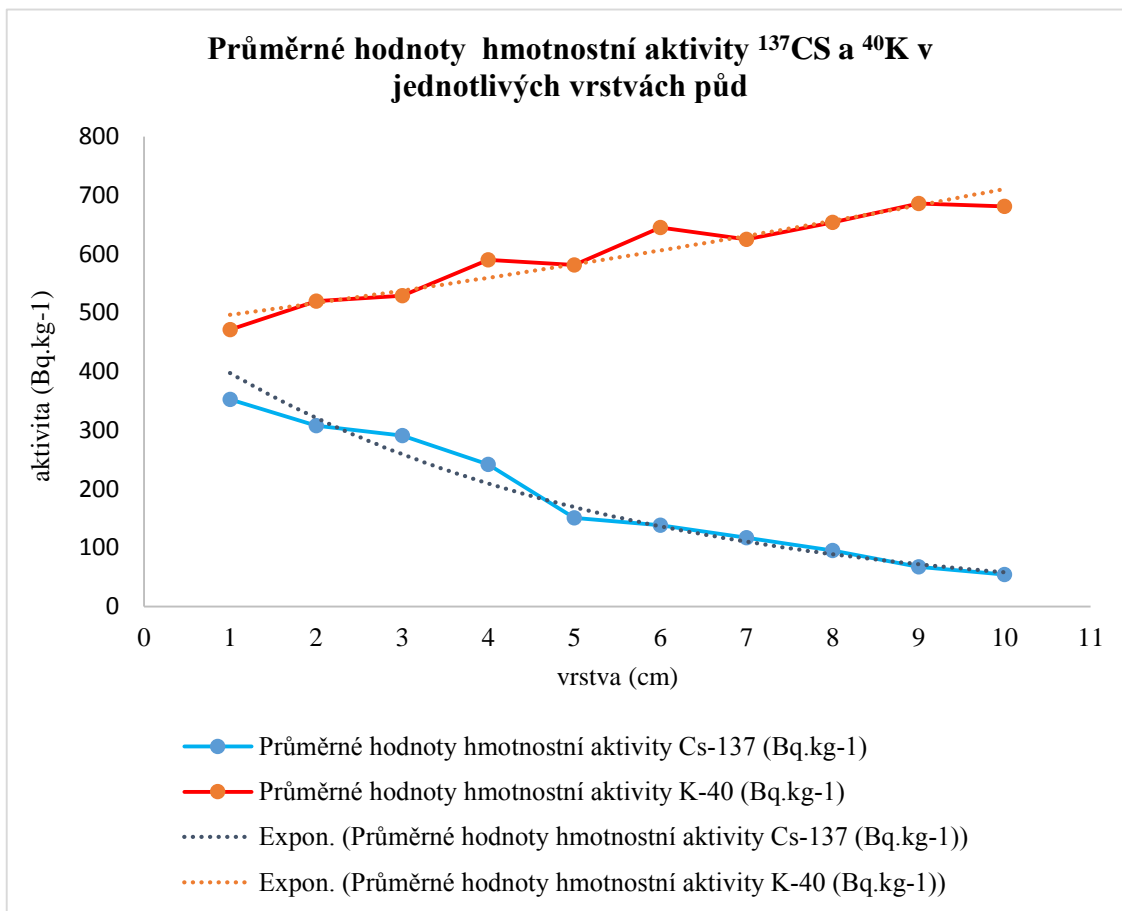
Z grafů jsou patrné minimální i maximální hodnoty a to jak pro ^{137}Cs , tak pro ^{40}K . Maximální hmotnostní aktivita ^{137}Cs byla naměřena ve 2 cm vrstvě v lokalitě Modrava, a to 781 Bq.kg^{-1} . Minimální hmotnostní aktivita ^{137}Cs byla naměřena v 10 cm vrstvě v lokalitě Borová Lada, a to $6,124 \text{ Bq.kg}^{-1}$.

V tab. 3 jsou vypočtené průměrné hodnoty a medián pro jednotlivé vrstvy jak u ^{137}Cs tak u ^{40}K . Z těchto hodnot je patrné, že nejvíce ^{137}Cs je v horních vrstvách.

Tab. 3 - Průměrné hodnoty a medián hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K pro jednotlivé vrstvy.

		Průměr (Bq.kg ⁻¹)		Medián (Bq.kg ⁻¹)	
		^{137}Cs	^{40}K	^{137}Cs	^{40}K
vrstva	1	352,7	471,7	337,2	550,6
	2	308,0	520,1	332,2	558,0
	3	291,0	529,1	215,4	590,1
	4	241,9	590,4	144,5	603,7
	5	151,1	581,8	73,0	616,6
	6	138,5	645,6	102,8	628,8
	7	117,2	625,2	62,3	614,7
	8	95,5	654,1	48,9	554,6
	9	67,7	686,1	42,8	663,7
	10	54,4	681,2	41,8	608,1

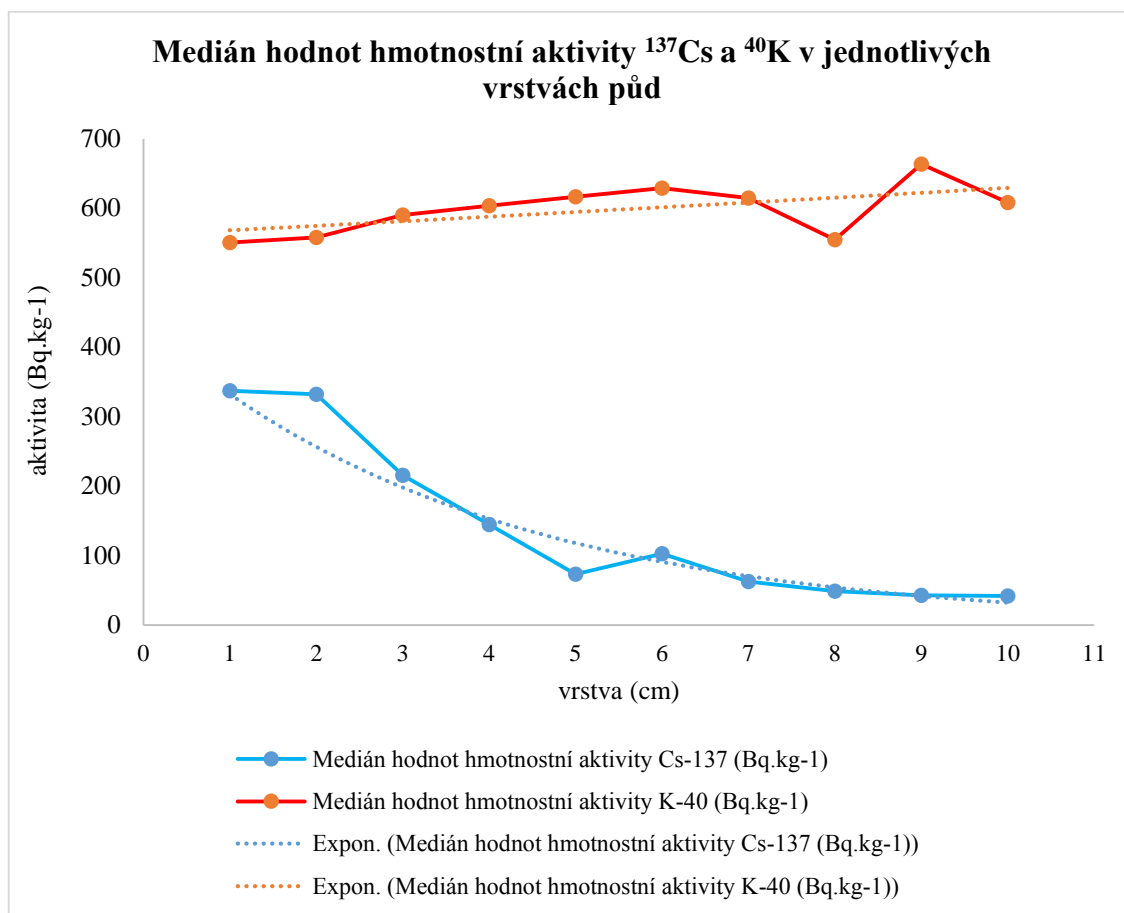
Právě hodnoty mediánu hmotnostní aktivity ^{137}Cs mají vypovídající hodnotu o tom, v jako vrstvě je deponováno nejvíce ^{137}Cs , a o celkové distribuci ^{137}Cs v půdě. Pro větší přehlednost jsou veškeré hodnoty uvedeny v grafu 10 (str. 45) pro průměrné hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K a v grafu 11 (str. 46) pro hodnoty mediánu hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K .



Graf 10 - Průměrné hodnoty aktivity ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půd.

V grafu 10 vidíme graficky vyjádřené spočítané průměrné hodnoty aktivity ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půd. Podíváme-li se na hodnoty ^{40}K , je patrný poměrně setrvalý trend růstu průměrných hodnot hmotnostní aktivity ^{40}K , způsobený migrací ^{40}K do hloubky.

Situace v distribuci ^{137}Cs nám potvrzuje již dříve zjištěnou skutečnost, že ve vrchních vrstvách je deponováno větší množství ^{137}Cs . Kolem páté a šesté vrstvy přichází zlom a rychlejší pokles zjištěných průměrných hodnot hmotnostní aktivity ^{137}Cs .



Graf 11 - Medián hodnot aktivity ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půd.

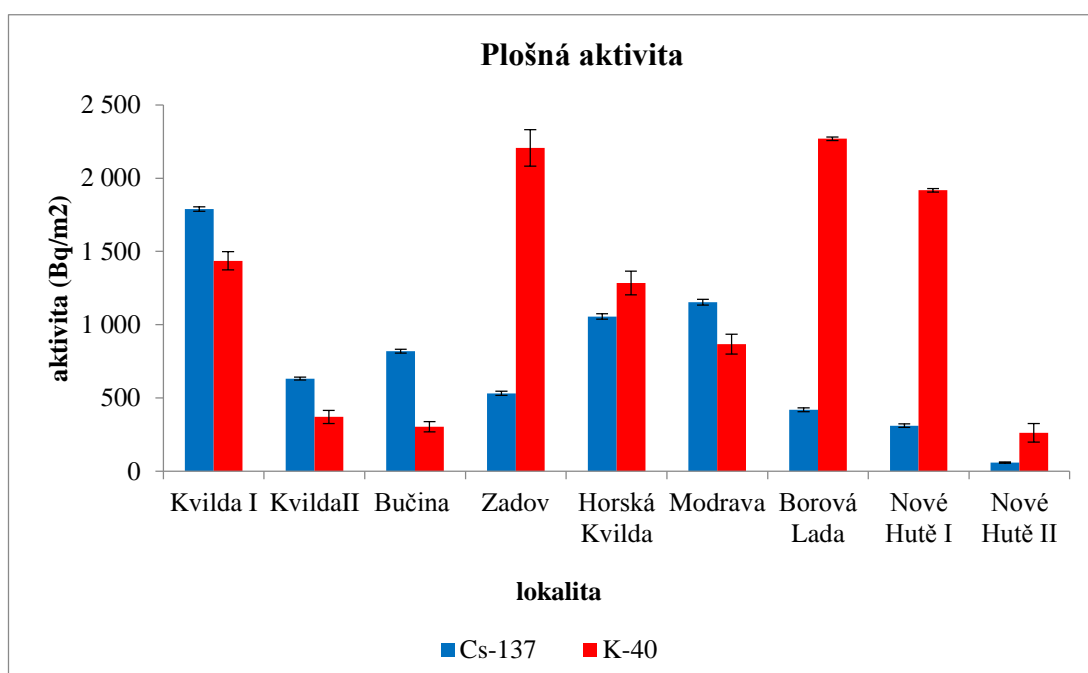
V grafu 11 vidíme graficky vyjádřené spočítané hodnoty mediánu aktivity ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půd. Podíváme-li se na hodnoty ^{40}K , je patrný poměrně setrvalý trend růstu hodnot mediánu hmotnostní aktivity ^{40}K , způsobený migrací ^{40}K do hloubky. Pouze s určitým uskočením okolo osmé a deváté vrstvy.

Situaci v distribuci ^{137}Cs nám potvrzuje již dříve zjištěnou skutečnost, která je oproti průměrným hodnotám mnohem zřetelnější. Vrchní vrstvy (první až třetí) obsahují nejvíce ^{137}Cs . Maximální hodnoty jsou pak soustředěny mezi první a druhou vrstvou. Do páté vrstvy dochází k poklesu hodnot hmotnostní aktivity ^{137}Cs . V tomto grafu je velmi dobře patrné druhé maximum, které je v šesté vrstvě. Dále přichází postupný pokles zjištěných hodnot mediánu hmotnostní aktivity ^{137}Cs .

Tab. 4 - Spočítané hodnoty plošné aktivity ^{137}Cs a ^{40}K pro jednotlivé lokality.

lokality	Aktivita ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$)			
	^{137}Cs	odchylka (\pm)	^{40}K	odchylka (\pm)
Kvilda I	1 789,0	15,5	1 436,0	62,1
KvildaII	632,3	9,1	371,0	45,2
Bučina	820,2	12,8	303,8	34,3
Zadov	531,6	14,3	2 207,0	125,0
Horská Kvilda	1 056,0	18,0	1 285,0	80,2
Modrava	1 153,0	19,3	867,2	68,5
Borová Lada	418,9	13,3	2 269,0	13,0
Nové Hutě I	311,3	11,5	1 918,0	12,0
Nové Hutě II	58,8	4,5	262,6	63,1

V tabulce 4 je spočítaná plošná aktivita radioaktivního cesia a draslíku. Pro lepší přehlednost jsou tyto údaje graficky zpracované v následujícím grafu 12 (str. 48).



Graf 12 - Plošná aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých lokalitách.

V grafu 12 jsou viditelné spočítané plošné aktivity radioaktivního cesia a draslíku pro každou lokalitu. Jak je patrné z grafu, tak hodnoty plošná aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých lokalitách spolu poměrně korelují. Maximální plošná aktivita ^{137}Cs byla naměřena v lokalitě Kvilda I a to $1789 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$. Minimální plošná aktivita ^{137}Cs byla naměřena v lokalitě Nové Hutě II, $58,8 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$. Maximální plošná aktivita ^{40}K byla naměřena v Borová Lafa a to $2269 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$. Minimální plošná aktivita ^{40}K byla naměřena v lokalitě Nové Hutě II, $262,6 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$.

4 DISKUSE

Půda je počátečních fází ekologického cyklu pro samotný přenos radionuklidů do organismu. Neobdělávané půdy obsahují relativně vysoké množství ^{137}Cs , které je v jednotlivých vrstvách zastoupeno heterogenně, kdežto v zemědělsky obdělávaných půdách je ^{137}Cs zastoupeno prakticky rovnoměrně v každé vrstvě. Distribuce radionuklidů v půdě je ovlivněna několika hlavními faktory, mezi které patří primární vstup do půdy způsobený dešťovými srážkami, působícími kapilárními jevy, difúzí, migrací kořenovými systémy rostlin a činností zvířat a lidí. Nemalou roli hraje i samotné složení půdy, podíl mezi jednotlivými složkami půdy. Obecně lze říci, že písčité část, která je také dobře propustná deponuje méně radionuklidů oproti jílovitým typům půd.

Maximální hmotnostní aktivita ^{137}Cs byla naměřena ve 2cm vrstvě v lokalitě Modrava 781 Bq.kg⁻¹. Minimální hmotnostní aktivita ^{137}Cs byla naměřena v 10cm vrstvě v lokalitě Borová Lada 6,124 Bq.kg⁻¹. Maximum nebylo vždy právě v této vrstvě. Důvodů, proč tomu tak není, je několik. Jedním z nich je skladba půdy, kde byla vrchní vrstva 1 - 2 cm jemnější, s menší hustotou, často s větším zastoupením rostlinných zbytků a propustnější než následující vrstvy. Dále je třeba vzít v potaz určitou variabilitu způsobenou zastoupením kamenitých částic, která způsobí ve výsledku také určitou odchylku. Minimální naměřené hodnoty byly zpravidla v nejspodnější vrstvě půdy. Průměrné hodnoty a hlavně medián hmotnostní aktivity ukazují, že nejvíce ^{137}Cs je v první vrstvě, ovšem jen s nepatrným rozdílem oproti vrstvě druhé. Ze získaných hodnot je patrný i druhý pík na šesté vrstvě. Celková migrace ^{137}Cs je velmi dobře patrná z vypočtených hodnot mediánu hmotnostních aktivit ^{137}Cs , které jsou zobrazeny v grafu 11 (str. 45). Obecně lze však říci, že ve svrchní 5 cm vrstvě je deponováno nejvíce ^{137}Cs . Získané výsledky korelují s provedenými měřeními po havárii Černobylské jaderné elektrárny [Zpráva SÚRO č. 22 / 2011, Mapa kontaminace půdy České republiky ^{137}Cs po havárii JE Černobyl, příloha A] i studii, které probíhali v letech následujících [Hölgye, Z.; Malý, M.: Sources, vertical distribution, and migration rates of Pu-239, Pu-240, Pu-238, and Cs-137 in grassland soil in three localities of central Bohemia; Barišić, D.; Vertačnik, A.; Lulić, S.: Caesium contamination and vertical distribution in undisturbed soils in Croatia, *Journal of Environmental Radioactivity* 46:3, 361-374

(1999)], které zohledňovaly a porovnávaly i jednotlivé typy půd. Výsledné číselné hodnoty nelze porovnávat vždy přímo mezi sebou, ale slouží pouze pro obecné srovnání trendů v distribuci ^{137}Cs v půdě, jelikož každá lokalita je jedinečná a podléhá různým vlivům, které ji v průběhu času ovlivňují. Porovnáme-li výsledky měření a mapy kontaminace půdy ^{137}Cs , které reprezentují vývoj situace na našem území, je patrný úbytek aktivity ^{137}Cs . Nynější zjištěné hodnoty se nejvíce blíží získaným hodnotám ve studiích provedených během posledních deseti let. Nelze bohužel porovnat konkrétní místo, jelikož místa odběru se vždy lišila.

Maximální plošná aktivita ^{137}Cs byla naměřena v lokalitě Kvilda I, a to $1789 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$. Minimální plošná aktivita ^{137}Cs byla naměřena v lokalitě Nové Hutě II $58,75 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$. Získané hodnoty plošných aktivit odpovídají dřívějším měřením [Státní ústav radiační ochrany: Plošná aktivita Cs 137, Cs 134 a Ru 103 zjištěná ve vzorcích odebraných půd při celostátním průzkumu dne 17. 06. 1986.], která byla provedena v období po havárii Černobylské elektrárny i studiím z posledních deseti let [Huh, C.-A.; Su, C.-C.: Distribution of fallout radionuclides (^7Be , ^{137}Cs , ^{210}Pb and $^{239,240}\text{Pu}$) in soils of Taiwan, *Journal of Environmental Radioactivity*, 77:1, 87-100 (2004); Chisato Takenaka, Yuichi Onda, Yasunori Hamajima: Distribution of cesium-137 in Japanese forest soils: Correlation with the contents of organic carbon, *Science of The Total Environment*, 222-3, 193-199 (1998)] s přihlédnutím k určité nehomogenitě v měřených oblastech a rozdílnému radioaktivnímu spadu pro zkoumanou oblast. V porovnání se zmiňovanými zahraničními výzkumy, je však vždy patrný stejný trend co se týče distribuce ^{137}Cs v půdě.

Práce přináší detailnější pohled, i co se týče migrace a koloběhu ^{137}Cs v půdě, jelikož jednotlivé vrstvy půdy byly odebírány po 1 cm. Většina publikovaných prací zabývajících se touto problematikou rozděluje vzorkování na vrchní vrstvu (0 - 5 cm) a spodní vrstvu (5 – 20 cm). Na druhou stranu přináší i určitá úskalí při odebírání vzorků. Setkáváme se s rozdílnou homogenitou jednotlivých vrstev půd, různým zastoupením kamenů a kořenů v určité míře, které s sebou nesou určité zkreslení výsledků. Radioaktivní spad ^{137}Cs na zkoumaném území, potažmo i v rámci celé České republiky, byl také nehomogenní. Největší rozdíly v průběhu distribuce mezi jednotlivými

odběrovými místy vidíme na grafu 5. Tyto rozdíly plynou z odlišného složení jednotlivých vrstev, které se od sebe lišily více než v dosavadních měřených lokalitách. Zejména se jedná o větší podíl písčitých částí ve spodních vrstvách a rozličným zastoupením kamenitých částic.

Pro případné budoucí zkoumání by s ohledem na výše uvedené skutečnosti bylo třeba většího souboru dat na daném území pro získání přesnějších výsledků, zejména pro tvorbu vyhlazených map z konkrétních bodů.

5 ZÁVĚR

Cílem bakalářské práce bylo získání základního souhrnu poznatků z dostupné literatury o daném tématu a potvrdit či vyvrátit hypotézu, že se ^{137}Cs v neobdělávaných půdách nachází v dosahu kořenového systému rostlin a na základě gama spektrometrických měření zjistit v jaké vrstvě je deponováno nejvíce ^{137}Cs .

Gama spektrometrická analýza odebraných vzorků půd v CHKO Šumava prokázala kontaminaci ^{137}Cs , ale jde o hodnoty relativně nízké, podíváme-li se na hodnoty přirozeně se vyskytujícího ^{40}K a hlavně s přihlédnutím k ostatním zdrojům ionizujícího záření.

U zkoumaných lokalit bylo nejvíce ^{137}Cs naměřeno ve 2cm vrstvě v lokalitě Modrava 781 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Maximální plošná aktivita ^{137}Cs byla naměřena v lokalitě Kvilda I, a to 1789 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$.

Z veškerých měření bylo zjištěno, že nejvíce ^{137}Cs je deponováno v první vrstvě půdy, ovšem s minimálním rozdílem oproti druhé vrstvě. Právě zjištění, v jaké hloubce se nachází nejvíce ^{137}Cs bylo cílem práce. Ve vrchních vrstvách půdy je deponováno nejvíce ^{137}Cs , čímž byla potvrzena hypotéza, že se ^{137}Cs nachází v dosahu kořenového systému rostlin. Celková migrace ^{137}Cs je dobře patrná z vypočtených hodnot mediánu hmotnostních aktivit ^{137}Cs , které jsou zobrazeny v grafu 11 (str. 45).

Téma je poměrně široké a do budoucna by se dalo rozvést do větší míry se zohledněním jednotlivých typů půd a uvedením jejich složení a s větším souborem dat vztažených na určitou oblast pro zvýšení přesnosti vypovídajících hodnot. V nynější podobě jsou získaná data a shrnuté teoretické informace a poznatky vhodné jako studijní materiál pro seznámení se s danou problematikou.

6 SEZNAM INFORMAČNÍCH ZDROJŮ

[1] Bučina, I.; Dvořák, Z.; Malátová, I. et al.: *Radionuklidy z černobylské havárie v půdě na území ČSSR: jejich původ, depozice a distribuce*. In: Některé výsledky monitorování následků černobylské havárie v ČSSR. Československá komise pro atomovou energii. Ústřední informační středisko pro jaderný program. 1988, 65 s., [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://intranet.suro.local/dokumenty/cernobyl/nekterevysledky.pdf>.

[2] Huh, C.-A.; Su, C.-C.: Distribution of fallout radionuclides (^7Be , ^{137}Cs , ^{210}Pb and $^{239,240}\text{Pu}$) in soils of Taiwan. *Journal of Environmental Radioactivity*, **77**:1, 87-100 (2004).

[3] Státní ústav radiační ochrany: *Plošná aktivita Cs 137, Cs 134 a Ru 103 zjištěná ve vzorcích odebraných půd při celostátním průzkumu dne 17. 06. 1986*. [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: http://intranet.suro.local/dokumenty/cernobyl/pruzkum_pud_1986.pdf.

[4] Správa úložišť jaderných odpadů [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://www.surao.cz/cze/Uloziste-radioaktivnich-odpadu/Radioaktivni-odpady/Co-je-radioaktivita>

[5] Halliday, D.; Resnick R.; Walker J.: *FYZIKA – část 5: Moderní fyzika*, VUT Brno, ISBN: 8021418680 (2007)

[6] About chemistry [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://chemistry.about.com/od/chemistryglossary/a/isotopedef.htm>

[7] Medical dictionary [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://medical-dictionary.thefreedictionary.com/radionuclide>

- [8] Lékařský slovník [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://lekarske.slovniky.cz/pojem/radioizotop>
- [9] Hyperphysics [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://hyperphysics.phy-astr.gsu.edu/hbase/nuclear/halfli2.html>
- [10] Radiobiologie, *Veličiny používané v radiační ochraně* [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://fbmi.sirdik.org/1-kapitola/15/155.html>
- [11] Radiobiologie, *Stochastické účinky* [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://fbmi.sirdik.org/7-kapitola/75/751.html>
- [12] Radiobiologie, *Deterministické účinky* [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://fbmi.sirdik.org/7-kapitola/75/752.html>
- [13] Softschools, *Caesium* [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: http://www.softschools.com/facts/periodic_table/caesium_facts/233/
- [14] Simon V. Avery: Fate of Caesium in the Environment: Distribution Between the Abiotic and Biotic Components of Aquatic and Terrestrial Ecosystems, *Journal of Environmental Radioactivity*, **30**:2, 139-171 (1996)
- [15] Industrial isotopes, *Cesium* [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://www.qsa-global.com/sources/industrial-isotopes/cesium-137.aspx>
- [16] ANNEX, J. Exposures and effects of the Chernobyl accident. *Sources and Effects of Ionizing Radiation: The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR*, 2000, 451-566

[17] Livescience, *Chernobyl* [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://www.livescience.com/39961-chernobyl.html>

[18] About history, *The Chernobyl nuclear power plant* [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://history1900s.about.com/od/horribledisasters/p/Chernobyl.htm>

[19] World nuclear association, *Chernobly accident 1986* [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://www.world-nuclear.org/info/Safety-and-Security/Safety-of-Plants/Chernobyl-Accident/>

[20] IAEA Division of Public Information, D. Kinley III (Editor); Dědictví Černobylu: Zdravotní, ekologické a sociálně-ekonomické dopady a Doporučení vládám Běloruska, Ruské federace a Ukrajiny (2005).

[21] Chernobylzone, *Nový sarkofág* [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://chernobylzone.cz/novy-sarkofag/>

[22] Idaho state university (USA), *Radioactivity in nature* [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://www.physics.isu.edu/radinf/natural.htm>

[23] Radiobiologie, *Akutní nemoc z ozáření* [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://fbmi.sirdik.org/5-kapitola/51.html>

[24] Kuvshinnikov, A.V.: *20 years after the Chernobyl catastrophe The Consequences in the Republic of Belarus and their Overcoming*. Minsk:2006, 101s. ISBN 985-01-0628-X.

[25] Hölgge, Z.; Malý, M.: Sources, vertical distribution, and migration rates of Pu-239, Pu-240, Pu-238, and Cs-137 in grassland soil in three localities of central Bohemia, *Journal of Environmental Radioactivity*, 47:1, 135-147 (2000).

[26] DataPro, *Gamaspektrometrická analýza (GSA)* [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://www.lrm.cz/cz-gsa.html>

[27] MATĚJKA, K.: Vybrané analytické metody pro životní prostředí, ČVUT, 43-48 (1998).

[28] Fundamental journal, *High purity germanium detector in gamma-ray spektrometry* [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: [http://fundamentaljournals.org/ijfps/downloads/11-Maeeen%20N2-p\(42-46\).pdf](http://fundamentaljournals.org/ijfps/downloads/11-Maeeen%20N2-p(42-46).pdf)

[29] V.Ullmann, AstroNuklFyzika, *Spektrometrie* [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://astronuklfyzika.cz/DetekceSpektrometrie.htm#5>

[30] M. Ohera: *Úvod do polovodičové gamaspektrometrie*. Envi Brno, 2000.

[31] Malátová I: *Situace po černobylské havárii v České republice* [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: http://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/situace_po_cernobylske_havarii_v_ceske_republice.pdf

[32] Matzner J: *GAMAT, interaktivní systém pro spektrometrii gama*. Verze 4.0G. 2003.

7 SEZNAM TABULEK

Tabulka 1 - GPS souřadnice lokalit, z nichž byly odebírány vzorky	31
Tabulka 2 - Hmotnosti analyzovaných vzorků půd	34
Tabulka 3 - Průměrné hodnoty a medián hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K pro jednotlivé vrstvy	44
Tabulka 4 - Spočítané hodnoty plošné aktivity ^{137}Cs a ^{40}K pro jednotlivé lokality	47

8 SEZNAM GRAFŮ A DALŠÍCH ILUSTRACÍ

Graf 1 - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Kvilda I	35
Graf 2 - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Kvilda II	36
Graf 3 - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Bučina	37
Graf 4 - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Zadov	38
Graf 5 - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Horská Kvilda	39
Graf 6 - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Modrava	40
Graf 7 - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Borová Lada	41
Graf 8 - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Nové Hutě I.....	42
Graf 9 - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půdy v lokalitě Nové Hutě II	43
Graf 10 - Průměrné hodnoty aktivity ^{137}CS a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půd.....	45
Graf č. 11: Medián hodnot aktivity ^{137}CS a ^{40}K v jednotlivých vrstvách půd.....	46
Graf 12 - Plošná aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v jednotlivých lokalitách.....	48

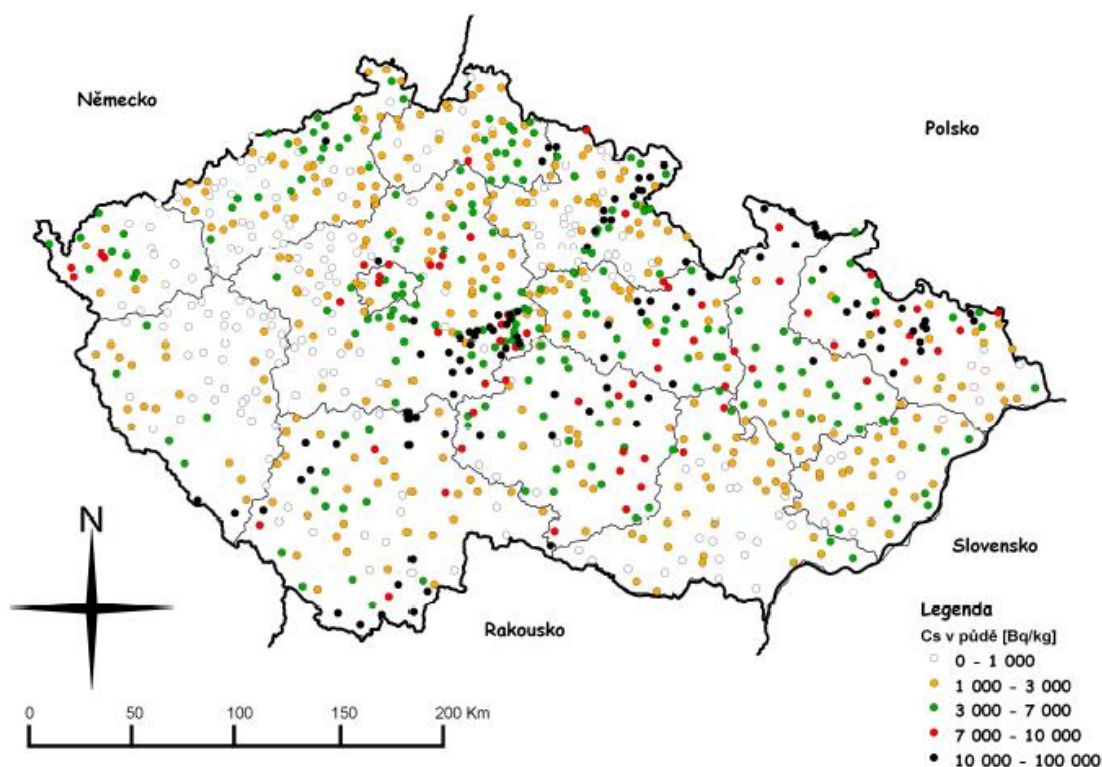
Obrázek 1 - Povrchová kontaminace země ^{137}Cs v bezprostřední blízkosti reaktoru v Černobylu	23
Obrázek 2 - Mapa znázorňující kontaminaci půd v Evropě ^{137}Cs bezprostředně po havárii jaderné elektrárny v Černobylu	25
Obrázek 3 - Mapa odběrových míst	30
Obrázek 4 - Depozice ^{137}CS na území České Republiky	31
Obrázek P1a - Plošné kontaminace ČR ^{137}Cs v důsledku havárie JE Černobyl Odběry provedeny v období od 1. 5. 1986 - bodové zobrazení	Příloha A
Obrázek P1b - Plošné kontaminace ČR ^{137}Cs v důsledku havárie JE Černobyl Odběry provedeny v období od 1. 5. 1986 - plošné zobrazení	Příloha A
Obrázek P2a - Velikost srážek na území ČR v době průchodů kontaminované vzdušiny po havárii JE Černobyl v období 30. 4. - 9. 5. 1986.....	Příloha A
Obrázek P2b - Velikost srážek na území ČR v době průchodů kontaminované vzdušiny po havárii JE Černobyl v období 30. 4. - 9. 5. 1986.	Příloha A
Obrázek P3a - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v humusu odebraném v roce 1995 - bodové zobrazení.....	Příloha A
Obrázek P3b - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v humusu odebraném v roce 1995 - plošné zobrazení.....	Příloha A
Obrázek P4a - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v humusu odebraném v roce 2005 - bodové zobrazení.....	Příloha A
Obrázek P4b - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v humusu odebraném v roce 2005 - plošné zobrazení.....	Příloha A

9 SEZNAM PŘÍLOH

Příloha A - Mapy kontaminace půdy České republiky ^{137}Cs po černobylské havárii a mapy s úhrny srážek na území ČR v době průchodů kontaminované vzdušiny po havárii JE Černobyl.

PŘÍLOHA A

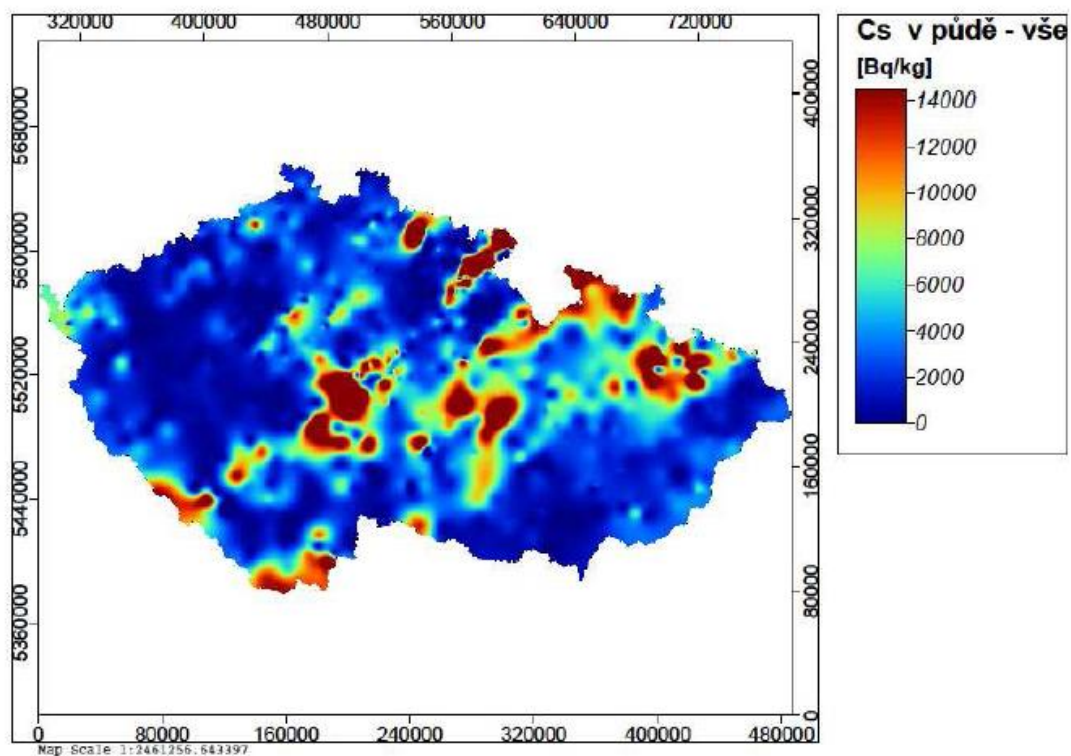
V příloze A jsou k dispozici mapy znázorňující kontaminaci půdy po černobylské havárii (P1a, P1b) jak v bodovém, tak plošném zobrazení. Navíc jsou doplněné o mapy s úhrnem srážek na území ČR v době průchodů kontaminované vzdušiny po havárii JE Černobyl, obrázky P2a – P2b. Obrázky P3a – P3b mapují hmotnostní aktivitu ^{137}Cs v humusu odebraném v roce 1995 a poslední obrázky P4a – P4b pak mapují hmotnostní aktivitu ^{137}Cs v humusu odebraném v roce 2005. Mapy použity na prvotní vytipování lokalit odběrových míst. Podíváme-li se na mapy postupně, tak můžeme vidět sestupný trend ve zjištěné hmotnostní aktivitě ^{137}Cs .



Obrázek P1a - Plošné kontaminace ČR ^{137}Cs v důsledku havárie JE Černobyl

Odběry provedeny v období od 1. 5. 1986 - bodové zobrazení (909 hodnot)

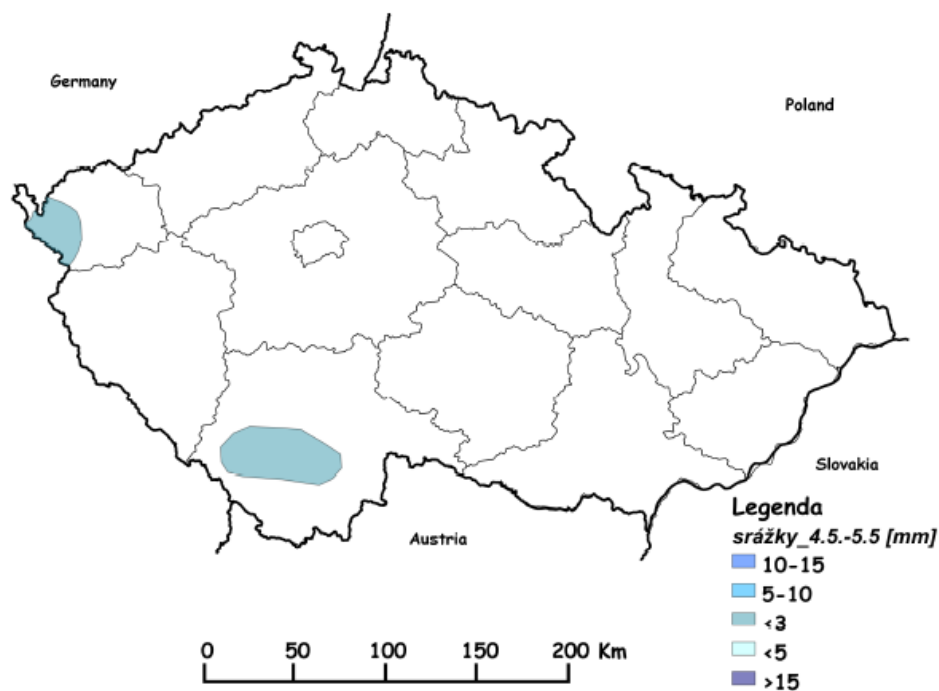
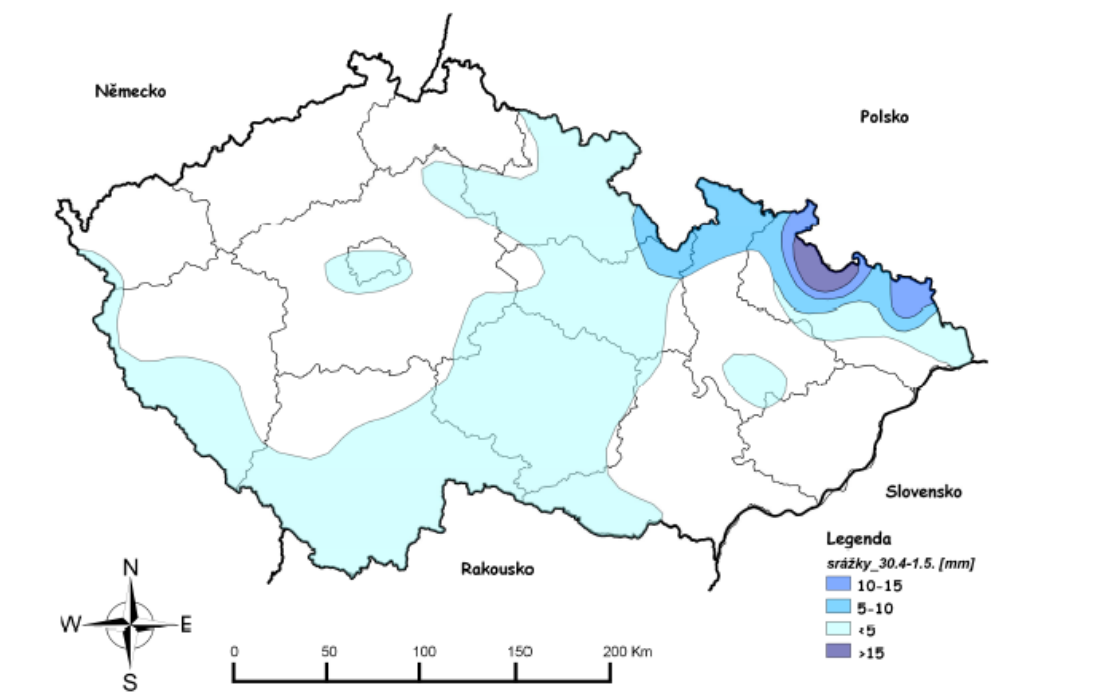
Zdroj: Zpráva SÚRO č. 22 / 2011, Mapa kontaminace půdy České republiky ^{137}Cs po havárii JE Černobyl, dostupné z WWW: <https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/plosna-aktivita-radionuklidu-zjistena-ve-vzorcich-odebranych-pud>



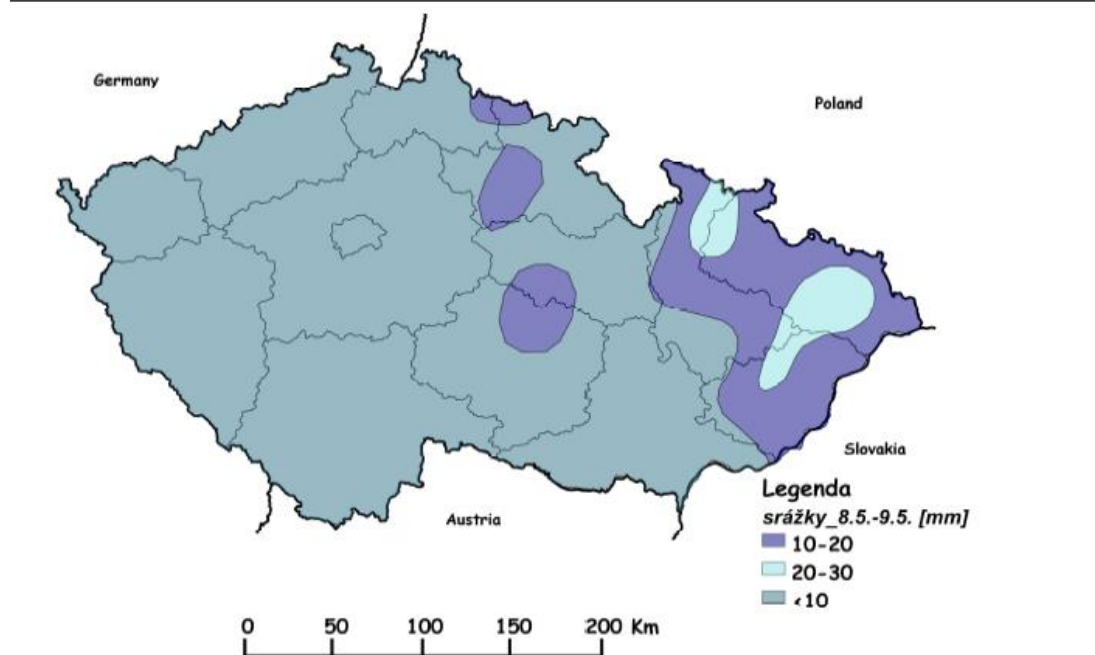
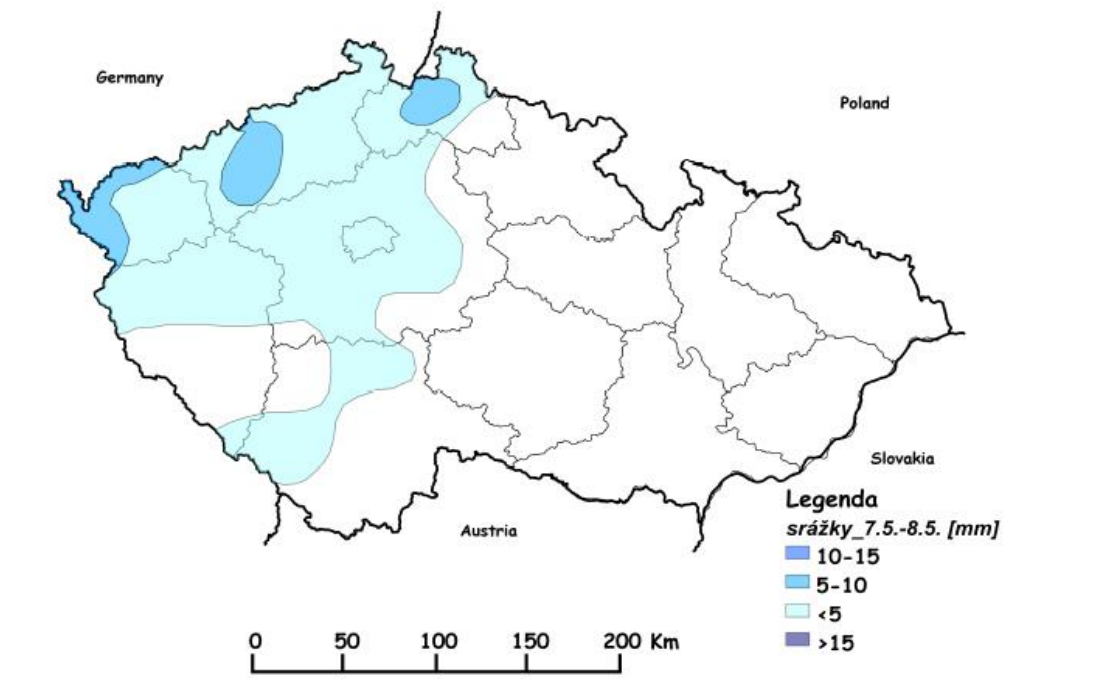
Obrázek P1b - Plošné kontaminace ČR ^{137}Cs v důsledku havárie JE Černobyl

Odběry provedeny v období od 1. 5. 1986 - plošné zobrazení (909 hodnot)

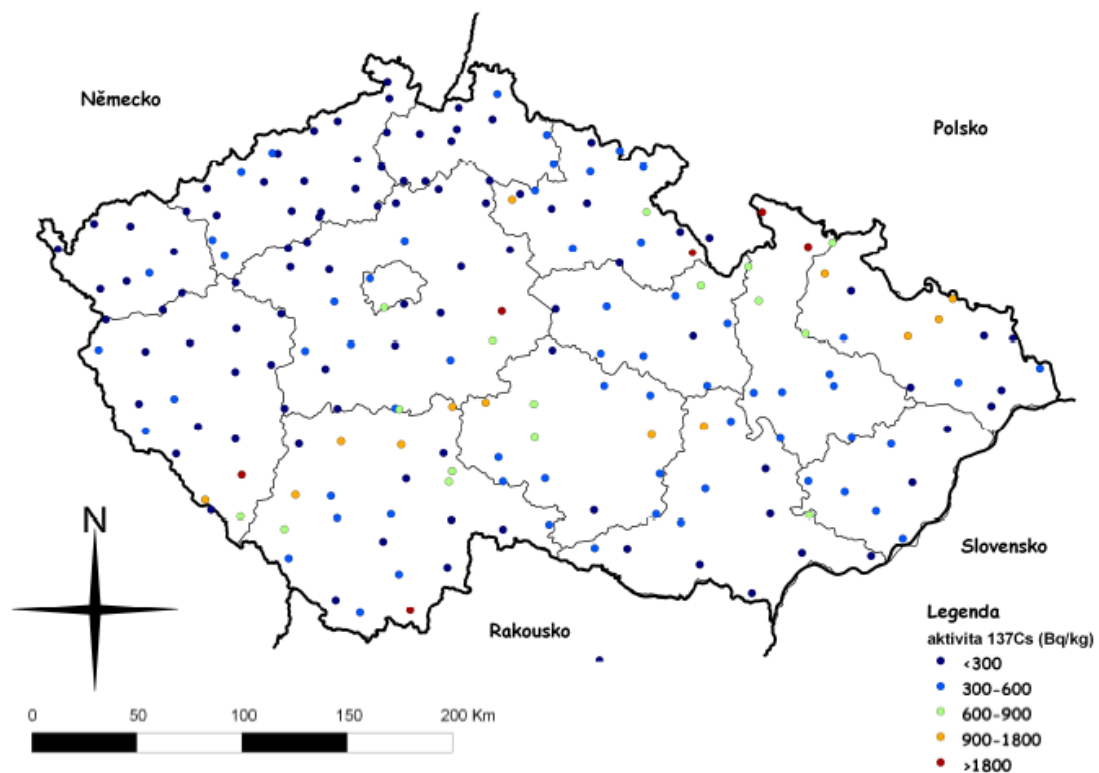
Zdroj: Zpráva SÚRO č. 22 / 2011, Mapa kontaminace půdy České republiky ^{137}Cs po havárii JE Černobyl, dostupné z WWW: <https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/plosna-aktivita-radionuklidu-zjistena-ve-vzorcich-odebranychpud>



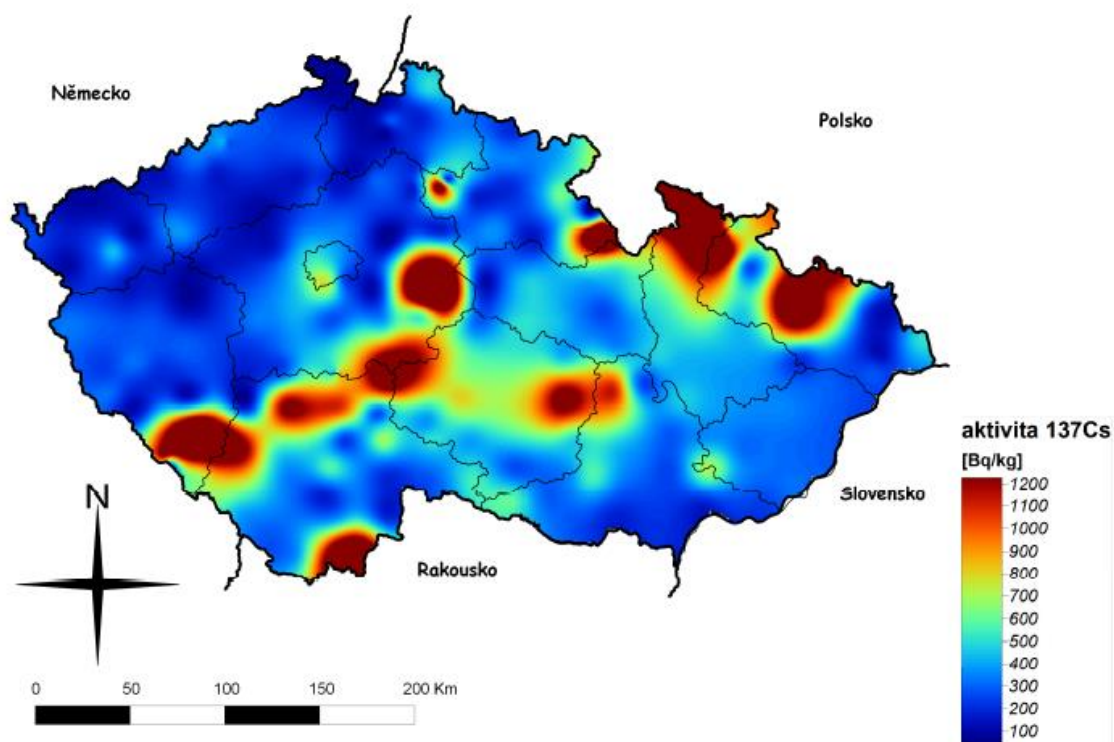
Obrázek P2a - Velikost srážek na území ČR v době průchodů kontaminované vzdušiny po havárii JE Černobyl v období 30. 4. - 9. 5. 1986. Postupně od shora dolů: 1) 30. 4. -1. 5. a 2) 4. - 5. 5. Zdroj: Zpráva SÚRO č. 22 / 2011, Mapa kontaminace půdy České republiky ^{137}Cs po havárii JE Černobyl, dostupné z WWW: <https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/plosna-aktivita-radionuklidu-zjistena-ve-vzorcich-odebranych-pud>



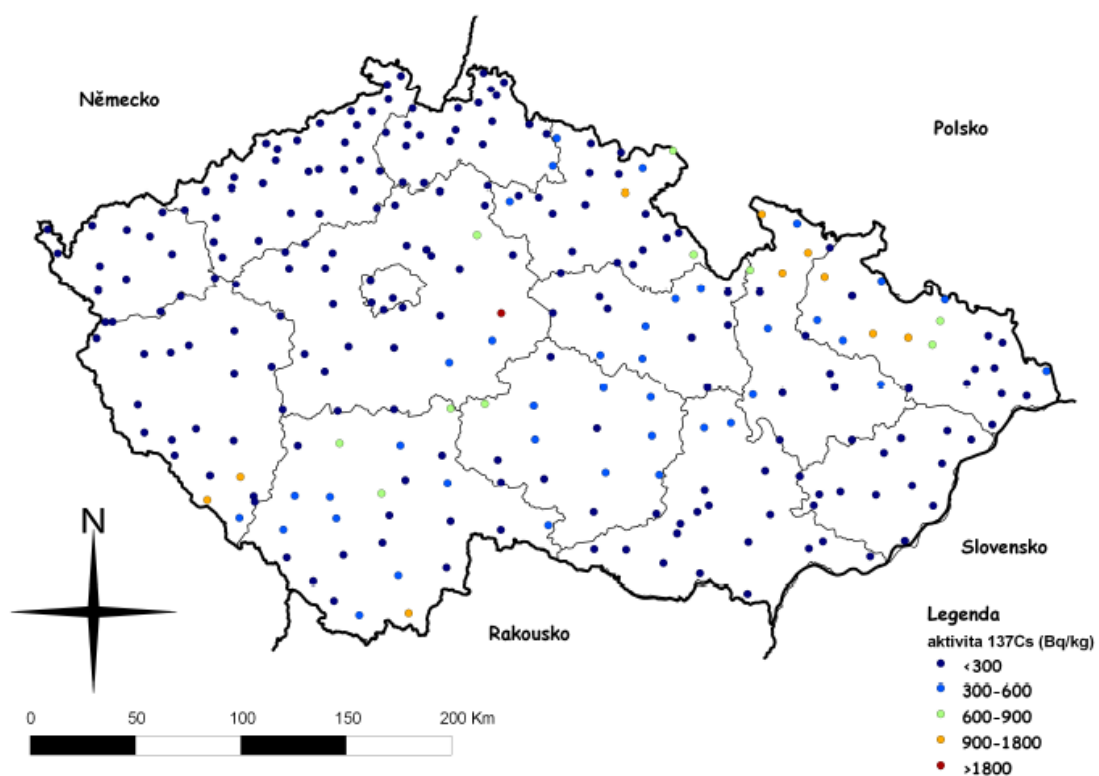
Obrázek P2b - Velikost srážek na území ČR v době průchodů kontaminované vzdušiny po havárii JE Černobyl v období 30. 4. - 9. 5. 1986. Postupně od shora dolů: 1) 7. - 8. 5. 2) 8. - 9. 5. Zdroj: Zpráva SÚRO č. 22 / 2011, Mapa kontaminace půdy České republiky ¹³⁷Cs po havárii JE Černobyl, dostupné z WWW: <https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/plosna-aktivita-radionuklidu-zjistena-ve-vzorcich-odebranychpud>



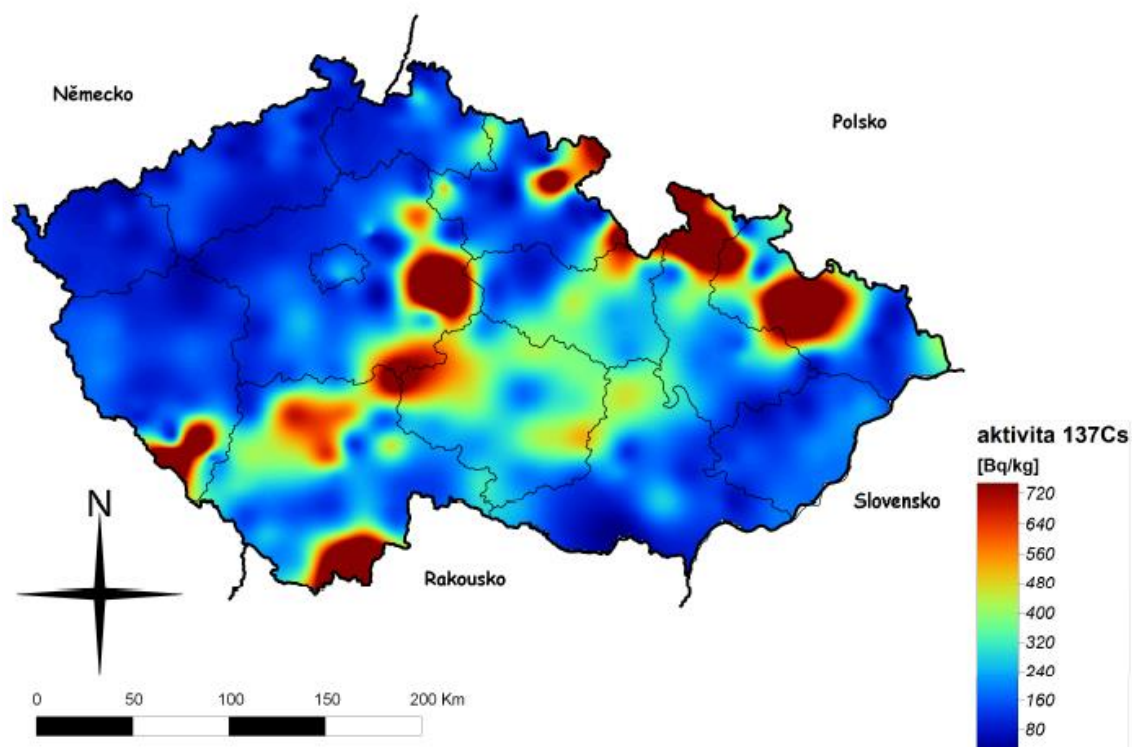
Obrázek P3a - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v humusu odebraném v roce 1995 - bodové zobrazení. Zdroj: Zpráva SÚRO č. 25 / 2011, Mapy obsahu ^{137}Cs v humusu lesního ekosystému České republiky v roce 1995, dostupné z WWW: <https://www.suro.cz/cz/rms/monitorovani-slozek-zivotniho-prostredi/mapy-obsahu-cs137-v-humusu-v-1995>



Obrázek P3b - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v humusu odebraném v roce 1995 - plošné zobrazení. Zdroj: Zpráva SÚRO č. 25 / 2011, Mapy obsahu ^{137}Cs v humusu lesního ekosystému České republiky v roce 1995, dostupné z WWW: <https://www.suro.cz/cz/rms/monitorovani-slozek-zivotniho-prostredi/mapy-obsahu-cs137-v-humusu-v-1995>



Obrázek P4a - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v humusu odebraném v roce 2005 - bodové zobrazení. Zdroj: Zpráva SÚRO č. 26 / 2011, Mapy obsahu ^{137}Cs v humusu lesního ekosystému České republiky v roce 2005, dostupné z WWW: <https://www.suro.cz/cz/rms/monitorovani-slozek-zivotniho-prostredi/mapy-obsahu-cs137-v-humusu-v-2005>



Obrázek P4b - Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v humusu odebraném v roce 2005 - plošné zobrazení. Zdroj: Zpráva SÚRO č. 26 / 2011, Mapy obsahu ^{137}Cs v humusu lesního ekosystému České republiky v roce 2005, dostupné z WWW: <https://www.suro.cz/cz/rms/monitorovani-slozek-zivotniho-prostredi/mapy-obsahu-cs137-v-humusu-v-2005>