



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

Cs-137 v lesním ekosystému ve vybraných lokalitych

Vypracovala: Pavlína Seberová
Vedoucí práce: Mgr. Renata Havránková, Ph.D.

České Budějovice 2015

Abstrakt

Člověk i celé životní prostředí jsou ozařovány z různých zdrojů. Jedná se o přírodní nebo umělé zdroje. Mezi přírodní zdroje záření patří kosmické, sluneční a přirozené záření Země. Mezi umělé zdroje záření patří rentgenky, urychlovače částic, cyklotrony, jaderné reaktory a další. Přírodního cesia je na Zemi velmi málo, ale má mnoho uměle vytvořených izotopů, mezi které se řadí například Cs-137 či Cs-134. Cs-137 je uměle vytvořený radioaktivní izotop, který se do přírodního prostředí dostal lidskou činností. Prvním zdrojem Cs-137 se staly jaderné pokusy a válečné použití jaderné pumy. Už v 60. letech minulého století, v souvislosti se zkouškami jaderných zbraní, bylo zjištěno ukládání cesia v povrchových vrstvách půdy. Při mírovém využití jaderné energie v jaderných elektrárnách dochází k haváriím s únikem radioaktivních látek. Dodnes jednou z nejhorších havárií byla havárie na jaderné elektrárně Černobyl. Tato havárie kontaminovala zejména Ukrajinu a přilehlé státy, ale i severní Evropu. Závažnost kontaminace povrchu území Evropy Cs-137 z havárie v Černobylu značně závisela na dešťových srážkách během průchodu kontaminovaných vzdušných mas přes naše území. Člověk není kontaminován radioaktivními prvky pouze při radioaktivním spadu, ale i po uplynutí delší doby od havárie. Lesní ekosystémy se ukazují jako místa, kde je deponováno nejvíce Cs-137. Cs-137 se může do lidského organismu dostat prostřednictvím potravního řetězce, protože Cs-137 má dlouhý poločas rozpadu (30 let). Dochází k jeho ukládání do svrchních vrstev půdy a odtud se prostřednictvím kořenového systému rostlin dostává do rostlin a hub. Člověk tak do svého organismu dostává Cs-137 konzumací hub či lesních plodů. Lesní zvěř také konzumuje části rostlin. Cs-137 se potom dostává do jejich masa či mléka. Výsledná kontaminace je značně nehomogenní. Existují místa, kde je obsah Cs-137 v životním prostředí několikanásobně vyšší než v jiných lokalitách. V některých oblastech České republiky došlo k většímu radioaktivnímu spadu z černobylské havárie v důsledku většího počtu srážek. Jedná se zejména o Jeseníky a Šumavu.

Cílem bakalářské práce je stanovit a porovnat obsah Cs-137 ve vybraných komoditách v lesním ekosystému ve vybraných lokalitách na Šumavě pomocí

polovodičové spektrometrie gama. Byla stanovena výzkumná otázka: Je obsah Cs-137 ve vybraných komoditách lesního ekosystému v oblastech Šumavy významně rozdílný?

Analýzou literatury a na základě konzultace na Státním úřadě pro jadernou bezpečnost byly vytipovány oblasti, kde byl spad na Šumavě nejvyšší. Proto byly odebrány vzorky z oblasti Kvildy, Zadova a Churáňova. Dále byly některé komodity lesního ekosystému odebrány v lokalitách Bavorov, Svinětice a Baranaviči. Jde o vzorky půdy, mechu, kůry, šišek a lišejníků. Ovšem ne všechny komodity mohly být odebrány ve všech lokalitách, protože bylo odebíráno na malém území a ne všechny komodity se tam vyskytovaly. Pro stanovení hmotnostní aktivity Cs-137 v odebraných vzorcích byla použita polovodičová spektrometrie gama. Získaná spektra byla vyhodnocena pomocí softwaru GAMAT.

První komoditou lesního ekosystému, která byla měřena, byla půda. Měření proběhlo ve třech vrstvách: 0-5 cm, 5-10 cm a 10-20 cm. Většina prací měří aktivitu v hloubce 0-5 cm a 5-20 cm. Zde byly zvoleny tři vrstvy pro přesnější určení hloubky, kde se nacházejí nejvyšší hodnoty aktivity Cs-137. Nejvyšší aktivity měly vrstvy 5-10 cm v lokalitách Churáňov a Kvilda. Pouze v lokalitě Zadov měla nejvyšší aktivitu vrstva 0-5 cm. Rozmezí hodnot měření půdy zde bylo od 47-700 Bq.kg⁻¹. Z těchto výsledků je patrné, že Cs-137 se stále nachází ve svrchních vrstvách půdy, tedy v dosahu kořenových systémů rostlin. Rozsah hodnot hmotnostní aktivity je velmi vysoký.

V šiškách se hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137 pohybovaly v rozmezí 89-159 Bq.kg⁻¹.

Výsledky měření smrkové kůry ukázaly, že nejvyšší hodnotu hmotnostní aktivity měla smrková kůra z Churáňova, 130 Bq.kg⁻¹. Nejnižší hodnoty hmotnostní aktivity dosáhlo měření kůry v lokalitě Svinětice, pouhé 4 Bq.kg⁻¹.

Obsah Cs-137 v mechu byl měřen ve třech lokalitách Šumavy, v Bavorově a v běloruském Baranaviči. Nejvyšší naměřenou hodnotu měl mech z lokality Kvilda, 513 Bq.kg⁻¹. Oproti tomu nejnižších hodnot dosáhl mech v oblasti Bavorov, pouhých 10 Bq.kg⁻¹.

Lišejníky byly měřeny ve dvou lokalitách: Kvilda a Svinětice. Ve Sviněticích byly nalezeny 2 druhy lišejníku. Nejvyšší aktivitu měl lišejník terčovka bublinatá z Kvildy, 161 Bq.kg^{-1} . Nejnižší aktivitu měl lišejník terčovka bublinatá ze Svinětic, 3 Bq.kg^{-1} . Lišejník provazovka obecná ze Svinětic měl aktivitu jen o trochu vyšší, 4 Bq.kg^{-1} .

Rozmezí hodnot hmotnostní aktivity Cs-137 ve všech vzorcích se pohybuje od 3 do 700 Bq.kg^{-1} . Nejvyšší aktivita byla naměřena u půdy, kde hodnoty dosáhly až 700 Bq.kg^{-1} . Vysoká aktivita byla změřena i v mechu v lokalitě Kvilda, 513 Bq.kg^{-1} . Vzorky smrkové kůry, šišek a lišejníků měly hodnoty hmotnostní aktivity nižší a v žádném z případů nepřesáhly hodnoty 300 Bq.kg^{-1} .

Odpovědí na výzkumnou otázku tedy je, že kontaminace Šumavy Cs-137 ve vybraných komoditách lesního ekosystému je výrazně nerovnoměrná.

Klíčová slova: cesium, draslík, lesní ekosystém, polovodičová spektrometrie gama, ionizující záření

Abstract

The human and the whole environment are irradiated from the different sources (natural or artificial). The natural sources of radiation are cosmic and sun rays or the natural radiation of the Earth. The artificial sources mean cyclotrons, X-rays, particle accelerators, nuclear reactors and others. Natural cesium is located very rarely on Earth, but it has many artificial isotopes (for example Cs-137 and Cs-134). The Cs-137 is an artificial isotope produced by human. The first source of the Cs-137 became the nuclear tests and attacks used in the World War Two. In the 1960s (related a study of nuclear weapons) there were found out storing of Cs-137 in the surface soil layers. Even the peaceful use of the nuclear energy could cause the nuclear crash accompanied by a leakage of radioactive substances. The most tragic crash was an explosion of the nuclear power station Chernobyl in Ukraine. That crash contaminated the whole Ukraine and close states, but also Scandinavia. The spread of the Cs-137 depended on the rainfall and the air flow. Human has been affected by the radioactive elements even after the long time since the crash. Forest ecosystem seems to be the place with the largest amount of Cs-137 located. The Cs-137 may get into the human body through food; it has a very long half-time (30ys), it is stored in the top soil layers and through the root system of plants gets into the plants or mushrooms. Thus human receives the Cs-137 a consumption of mushrooms or forest fruit (the same case applies for animals and the Cs-137 gets into their flesh or milk. In fact the real contamination is greatly inhomogeneous, because at some places in the environment there is much higher amount of Cs-137 than somewhere else. In certain regions of Czech Republic there was a greater radioactive fallout (caused the Chernobyl crash) due to the higher rainfall: we mean Jeseníky and Šumava.

The aim of this thesis is to determine and compare the content of the Cs-137 in the selected commodities in the forest ecosystem of Šumava using semiconductor gamma spectrometry. The research question was specified: Is the content of the Cs-137 in the selected commodities of the Šumava forest area significantly different?

Based on an analysis of literature and consultation with the State Office for Nuclear Safety there were chosen areas, where was the highest fallout of radioactive elements.

Therefore I sampled the area called Kvilda, Zadov and Churáňov. Further locations with the commodities of the forest ecosystem are Bavorov, Svinětice and Baranaviči. There are samples of soil, moss, spruce bark, cones and lichen. Not all commodities could be collected in all locations because there were picked in a small area and not all commodities occurred there. To determine the mass activity of the Cs-137 samples I used a semiconductor gamma spectrometry. The obtained spectra were evaluated through software GAMAT.

The first measured commodity of the forest ecosystem was soil. The measurements were made in three layers; 0-5 cm, 5-10 cm and 10-20 cm. Most of the work measures an activity in a depth of 0-5 cm and 5-20 cm. There have been chosen three layers for determining the depth precisely, where are highest activity values of the Cs-137. The highest activities were in 5-10 cm layer in areas Kvilda and Churáňov. Only in Zadov there was the highest activity in 0-5 cm layer. The range measurement values of soil were 47-700 Bq.kg⁻¹. The results show that the Cs-137 is still in the topsoil layer, within the root systems of plants and, that the range of values of mass activity is very high.

The cones are the values of mass activity of Cs-137 ranged from 89 to 159 Bq.kg⁻¹.

In the bark of spruce there was the highest activity in Churáňov, 130 Bq.kg⁻¹. The lowest value of mass activity achieved the bark in Svinětice, only 4 Bq.kg⁻¹.

The Cs-137 content in moss was measured in three areas of Sumava, in Bavorov and in the Belarusian Baranaviči. The highest value was in moss from the location Kvilda, 513 Bq.kg⁻¹. Besides the lowest values reached moss in Bavorov, 10 Bq.kg⁻¹. Lichens were measured in two locations, Kvilda and Svinětice. In Svinětice there were found two species of lichen. The highest activity had lichen *Hypogymnia physodes* from Kvilda, 161 Bq.kg⁻¹. The lowest activity had lichen from Svinětice, 3 Bq.kg⁻¹. Slightly higher activity had lichen *Usnea filipendula* from Svinětice, 4 Bq.kg⁻¹.

The range of the values of mass activity of the Cs-137 in all samples is between 3-700 Bq.kg⁻¹. The highest activity was measured in soil, where values reached up to 700 Bq.kg⁻¹. High activity was also measured in moss in Kvilda, 513 Bq.kg⁻¹. Samples of spruce bark, cones and lichens have low values activity. It was not reached out the value of 300 Bq.kg⁻¹.

Answer to the research question is that contamination of Sumava Cs-137 in selected commodities forest ecosystem is significantly uneven.

Key words: cesium, potassium, forest ecosystem, semiconductor gamma spectrometry, ionizing radiation

Prohlášení

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

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění 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 5. 5. 2015

.....

Pavλίna Seberová

Poděkování

Děkuji Mgr. Renatě Havránkové, Ph.D. za odborné vedení, trpělivost a ochotu, kterou mi v průběhu zpracování bakalářské práce věnovala. Mé poděkování patří také Mgr. Jiřímu Havránkovi.

Obsah

Úvod.....	13
1 Teoretická část	14
1.1 Veličiny a jednotky používané v oblasti ionizujícího záření	16
1.2 Cesium a draslík.....	18
1.3 Kontaminace	19
1.4 Mezinárodní stupnice pro hodnocení jaderných událostí	19
1.5 Jaderné zbraně.....	20
1.5.1 Trinity	21
1.5.2 Hirošima a Nagasaki.....	22
1.6 Havárie na jaderné elektrárně Černobyl	24
1.6.1 Reaktor RBMK.....	24
1.6.2 Průběh havárie	24
1.6.3 Následky havárie	27
1.6.4 Pohyb radioaktivního mraku	28
1.7 Radioaktivní spad	30
1.8 Monitorování složek životního prostředí	32
1.9 Polovodičová spektrometrie gama.....	33
2 Výzkumná otázka a metodika.....	34
2.1 Výzkumná otázka	34
2.2 Metodika	34
2.2.1 Odběr vzorků půdy	35
2.2.2 Odběr vzorků šišek	37
2.2.3 Odběr vzorků kůry.....	37
2.2.4 Odběr vzorků mechu	37
2.2.5 Odběr vzorků lišejníků	38
2.3 Stanovení hmotnostní aktivity	39
3 Výsledky	40
3.1 Výsledky hmotnostních aktivit podle lokalit	41
3.2 Výsledky hmotnostních aktivit podle druhu komodit.....	45

3.2.1	Výsledky hmotnostní aktivity vzorků půdy	45
3.2.2	Výsledky hmotnostní aktivity v šiškách.....	47
3.2.3	Výsledky hmotnostní aktivity ve smrkové kůře	48
3.2.4	Výsledky hmotnostní aktivity ve vzorcích mechu	49
3.2.5	Výsledky hmotností aktivity ve vzorcích lišejníků	50
4	Diskuze	51
4.1	Vyhodnocení výsledků hmotnostních aktivit podle lokalit	51
4.2	Vyhodnocení výsledků hmotnostních aktivit podle druhu komodit.....	52
4.2.1	Vyhodnocení hmotnostní aktivity v půdě.....	52
4.2.2	Vyhodnocení hmotnostní aktivity v šiškách.....	55
4.2.3	Vyhodnocení hmotnostní aktivity ve smrkové kůře.....	55
4.2.4	Vyhodnocení hmotnostní aktivity v mechu.....	57
4.2.5	Vyhodnocení hmotnostní aktivity v lišejnících	57
4.3	Vyhodnocení výzkumné otázky.....	59
5	Závěr	60
6	Seznam informačních zdrojů	61
7	Seznam tabulek	67
8	Seznam obrázků	68

Seznam použitých zkratk

INES - The International Nuclear Event Scale

RBMK - Reaktor Bolšoj Moščnosti Kanalnyj

TNT - trinitrotoluen

Úvod

Od objevu radioaktivity se lidstvo snažilo využít jadernou sílu k mírovým i válečným účelům. Prvním zdrojem uměle vytvořeného izotopu Cs-137 je testování a později válečné použití jaderné zbraně. Dalším zdrojem Cs-137 se stala havárie v jaderné elektrárně Černobyl v roce 1986, kde po výbuchu uniklo velké množství radioaktivních látek do velkých vzdáleností. Tyto látky byly větrnými proudy zaneseny i nad naše území a v důsledku srážek se z radioaktivního mraku vymývaly ve větší míře právě na území Šumavy. Vzhledem k dlouhému poločasu rozpadu Cs-137 (30 let), je problematika cesia v lesním ekosystému stále aktuální. Také lidé, kteří nebyli v době jaderných testů a ani při havárii v Černobylu na světě, jsou tímto cesiem ozařováni. Cesium se ukládá v půdě a odtud se dostává do kořenového systému rostlin, odtud do jejich plodů, do kůry stromů a šišek. Lesní zvěř, která konzumuje tyto rostliny je kontaminována radioaktivním Cs-137 a prostřednictvím masa či mléka těchto zvířat se potravním řetězcem dostane Cs-137 i do lidského organismu.

Cílem této bakalářské práce je stanovit a porovnat obsah Cs-137 ve vybraných komoditách v lesním ekosystému ve vybraných lokalitách na Šumavě pomocí polovodičové spektrometrie gama. Byla stanovena výzkumná otázka: Je obsah Cs-137 ve vybraných komoditách lesního ekosystému v oblastech Šumavy významně rozdílný?

Teoretická část se zabývá obecnými pojmy, veličinami a jednotkami, které souvisejí s radioaktivitou a ionizujícím zářením. Jsou zde uvedeny také zdroje ionizujícího záření. Konkrétně jsou to dva zdroje, a to jaderné zbraně a havárie v jaderné elektrárně Černobyl. Dále jsou zde zmíněny informace týkající se radiačního spadu a metod monitorování složek životního prostředí.

Analýzou literatury a na základě konzultace na Státním úřadě pro jadernou bezpečnost byly vytipovány oblasti, kde byl spad na Šumavě nejvyšší. Proto byly odebrány vzorky z oblasti Kvildy, Zadova a Churáňova. Dále byly některé komodity lesního ekosystému odebrány v lokalitách Bavorov, Svinětice a Baranaviči. Jde o vzorky půdy, mechu, kůry, šišek a lišejníků. Všechny tyto vzorky byly změřeny, vyhodnoceny a následně porovnány s pracemi jiných autorů.

1 Teoretická část

Radioaktivita byla objevena v 19. století. V roce 1896 fyzik Antoine Henri Becquerel zjistil, že smolinec vysílá záření, které způsobilo zčernání fotografických desek. Radioaktivita je samovolná přeměna jader nestabilních nuklidů v jiná jádra a při tomto procesu se vyzařuje ionizující záření. Pojem **ionizující záření** znamená šíření energie prostorem zprostředkované energetickým polem nebo tokem hmotných částic. Při kontaktu s okolím je tato energie předávána a dochází k přeměně látky, která tuto energii přijímá. Ionizující záření se dělá na korpuskulární a elektromagnetické. Korpuskulární (částicové) záření je přenášeno pomocí částic, které mají svou hmotnost, náboj a energii. Jsou to alfa částice, elektrony, pozitrony, neutrony a další. Elektromagnetické (fotonové) záření jsou elektromagnetické vlny. Toto záření má duální charakter, za určitých podmínek se chová jako látka a za jiných jako vlnění. Zde se určuje vlnová délka, frekvence a energie fotonových kvant. Sem patří gama a rentgenové záření.

Zdroje ionizujícího záření se dělí na přirozené a umělé. Mezi přirozené zdroje patří záření přirozených **radionuklidů** Země, kosmické a sluneční záření. Kosmické záření je proud vysokoenergetických částic pocházejících z kosmu a pohybujících se vysokou rychlostí do zemské atmosféry. Poté dochází k interakcím s částicemi zemské atmosféry. Těmito interakcemi vznikají sekundární spršky kosmického záření dopadající na zemský povrch. (1). Přírodní radionuklidy se podle původu dělí na tři skupiny, jsou to radionuklidy kosmogenní, primordiální a radionuklidy tvořící přeměnové řady. Mezi kosmogenními radionuklidy patří například uhlík-14, tritium, beryllium-7 aj.. Primordiální radionuklidy jsou uran-238, uran-235, draslík-40 a další, ty vznikly v raných stádiích vesmíru a díky dlouhému poločasu rozpadu se na Zemi vyskytují ještě dnes ve velkém množství. Poslední skupinou přírodních radionuklidů jsou radionuklidy pocházející z rozpadových přeměn. Například v uranové rozpadové řadě, začínající uran-238, se nachází radium-226 a z něho vzniká plyn radon-222, který má řadu dceřiných produktů v pevné formě (2).

Umělé zdroje ionizujícího záření jsou zdroje užívané například v medicíně, jako jsou rentgenové přístroje nebo urychlovače částic. Ionizující záření je také tvořeno v cyklotronech. Dalším umělým zdrojem jsou jaderné reaktory. USA, Francie a Japonsko jsou země s největším počtem reaktorů. Jaderné reaktory patří mezi intenzivní zdroje záření (1).

Podle zákona jsou **radioaktivními látkami** ty látky, před kterými se musíme chránit, protože jakákoli hmota kolem nás obsahuje i nepatrné množství radioaktivity. I přes přísný systém kontroly umělých zdrojů záření a minimalizaci pravděpodobnosti úniku radionuklidů do životního prostředí, riziko uvolnění těchto látek stále existuje (3).

S radioaktivitou a ionizujícím zářením se pojí ještě další pojmy. Jedním z těchto pojmů je **atomové jádro**. Atomové jádro se skládá z protonů a neutronů. Stabilní jádra jsou lehká jádra, u kterých počet protonů a neutronů je přibližně roven. U stabilních těžkých jader je stabilita zajištěna zvyšujícím se počtem neutronů, jejich počet má své hranice. Tuto hranici tvoří izotop bismutu, což je nejtěžší stabilní nuklid. Prvky s protonovým číslem nad 83 a s nukleovým číslem nad 209 podléhají radioaktivnímu rozpadu na jádra lehčích prvků. V přírodě existuje 1300 nuklidů, 300 z nich je stabilních. Prvek je směs nuklidů se shodným nukleonovým a protonovým číslem, přičemž počet protonů určuje typ prvku (1).

Dalším pojmem je **poločas rozpadu**. Poločas rozpadu je časový údaj určující dobu, za kterou se rozpadne polovina všech jader daného radionuklidu. Radionuklidy mají poločasy rozpadu v řádu zlomků sekundy, ale i poločasy rozpadu několik tisíc let. Většina radionuklidů emituje beta a gama záření, uran-235 a plutonium-239 pak vyzařují významné množství alfa částic (3).

Pokud je člověk ozářen určitou dávkou ionizujícího záření, mohou u něho nastat deterministické a stochastické účinky. Aby nastaly **deterministické účinky**, musí být překročena určitá prahová dávka. Platí zde přímá úměrnost, čím vyšší dávka, tím závažnější průběh onemocnění. Tedy rozsah poškození závisí na absorbované dávce a dávkovém příkonu. Po tomto ozáření nastává akutní nemoc z ozáření, akutní poškození kůže, pokles fertility, účinek na plod (4).

Stochastické účinky ionizujícího záření jsou pravděpodobnostní účinky. Znamená to tedy, že s rostoucí dávkou se zvyšuje pravděpodobnost, že tyto účinky nastanou.

Stochastické účinky nastávají po dlouhé době od ozáření. Jedná se o různá nádorová onemocnění a genetické změny (5).

1.1 Veličiny a jednotky používané v oblasti ionizujícího záření

Míru radioaktivity radionuklidu určuje aktivita. Aktivita vyjadřuje počet přeměn za určitý časový interval. Jednotkou aktivity je becquerel (Bq). 1 Bq se dá vyjádřit i jako 1 s^{-1} . Pokud se za jednu sekundu přemění jeden atom radionuklidu, má vzorek aktivitu 1 Bq. N je střední počet přeměněných atomů a t označuje čas. Dříve užívanou jednotkou aktivity bylo 1 curie (6). Aktivita na jednotkovou hmotnost zářiče je měrná aktivita ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$), u lineárních zdrojů se uvádí lineární aktivita ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-1}$), u plošných zdrojů je to plošná aktivita ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$) a u objemových zdrojů se užívá objemová aktivita ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) (2).

$$A = \frac{\Delta N}{\Delta t}$$

Důležitou veličinou je absorbovaná dávka D , což je energie ionizujícího záření absorbovaná v jednotce hmotnosti ozařované látky v určitém místě. Jednotkou je $\text{J}\cdot\text{kg}^{-1}$, pro kterou byl zaveden název Gray (Gy). Dávkový příkon je poměr přírůstku dávky za jednotku času ($\text{Gy}\cdot\text{s}^{-1}$). (2)

$$\text{Absorbovaná dávka: } D = \frac{d\varepsilon}{dm}$$

$$\text{Dávkový příkon: } D = \frac{dD}{dt}$$

Biologický účinek ionizujícího záření závisí nejen na absorbované dávce, ale také na druhu ionizujícího záření. Poměr dávek záření potřebných u dvou druhů záření k vyvolání téhož stupně biologického účinku se nazývá relativní biologická účinnost. Jako referenční záření se používá rentgenové záření, záření Co-60 nebo Cs-137.

Dále se určuje efektivní dávka a ekvivalentní dávka. Ekvivalentní dávka je součin radiačního váhového faktoru (Tabulka 1) a střední absorbované dávky v orgánu nebo tkáni pro ionizující záření typu. Efektivní dávka E je součet ekvivalentních dávek v jednotlivých tkáních či orgánech vážených tkáňovým váhovým faktorem w_T (Tabulka 2), jež vyjadřuje rozdílnou radiosenzitivitu orgánů a tkání z hlediska pravděpodobnosti

vzniku stochastických účinků. Jednotkou dávkového ekvivalentu, efektivní i ekvivalentní dávky je 1 sievert (1 Sv) (7).

$$\text{Ekvivalentní dávka: } H_T = \sum_R w_R D_{T,R}$$

$$\text{Efektivní dávka: } E = \sum_T w_T H_T$$

Tabulka 1 Radiační váhové faktory

Druh záření a energetický rozsah	w_R
Fotony, všechny energie	1
Elektrony a miony, všechny energie	1
Neutrony, energie <10 keV	5
10 keV až 100 keV	10
100 keV až 2 MeV	20
2 MeV až 20 MeV	10
> 20 MeV	5
Protony (s výjimkou odražených), energie 2 MeV	5
Částice α, štěpné fragmenty, těžká jádra	20

Zdroj: Vyhláška Státního úřadu pro jadernou bezpečnost 307/2002 Sb. o radiační ochraně, příloha č. 5

Tabulka 2 Tkáňové váhové faktory

Tkáň nebo orgán	w _T
Gonády	0,20
Červená kostní dřeň	0,12
Tlusté střevo	0,12
Plíce	0,12
Žaludek	0,12
Močový měchýř	0,05
Mléčná žláza	0,05
Játra	0,05
Jícen	0,05
Štítná žláza	0,05
Kůže	0,01
Povrch kostí	0,01
Ostatní orgány a tkáně	0,05

Zdroj: Vyhláška Státního úřadu pro jadernou bezpečnost 307/2002 Sb. o radiální ochraně, příloha č. 5

1.2 Cesium a draslík

Cesium je prvek, který se v periodické tabulce nachází v 1. skupině a 6. periodě s protonovým číslem 55. Jelikož se nachází v 1. skupině periodické tabulky, řadí se mezi alkalické kovy. Cesium je velmi měkký, lehký a na vzduchu nestálý kov zlatožluté barvy. S galliem, indiem a thoriem tvoří intermetalické sloučeniny, které se vyznačují fotocitlivými vlastnostmi. Cesium bylo objeveno v roce 1860 Robertem Bunsenem a Gustavem Kirchhoffem za využití emisní spektrometrie jako první prvek objevený touto metodou. V roce 1881 izoloval cesium v kovové formě Carl Sefferberg tavnou elektrolýzou. V roce 1920 se cesium začalo využívat k odstranění zbytků kyslíku při evakuaci skleněných trubíc a baněk. Průměrný obsah cesia v zemské kůře je 3 parts per million. Přírodní cesium je tvořeno stabilním izotopem Cs-133. Nachází se v minerálech, jako je polucit, avogadrit a pautovit. Další izotopy cesia mají hmotnostní čísla od 112 do 151. Cs-137 má poločas rozpadu 30,07 let a poté se rozkládá na Ba-137

metastabilní, při rozpadu dochází k vyzáření beta a gama záření. Radioaktivní Cs-137 vzniká většinou štěpením U-235 nebo plutonia (8).

Stejně jako cesium se řadí draslík mezi alkalické kovy. Jeho chemická značka je K a protonové číslo 19, latinský název Kalium. Přírodní draslík tvoří dva izotopy K-39 a K-41. Radioaktivní draslík K-40 s poločasem rozpadu $1,25 \cdot 10^9$ let je nejrozšířenější radionuklid na Zemi. K-40 se distribuuje po těle obdobně jako Cs-137 (9).

1.3 Kontaminace

Pojem kontaminace označuje znečištění a zasažení osob, zvířat, věcí, rostlin, prostor a prostředí nebezpečnými látkami. Setkáváme se s ní při haváriích s únikem nebezpečných nebo radioaktivních látek, při požárech, výskytu infekčních onemocnění a nálezů. Tato kontaminace může nastat při nehodách, teroristických útocích či ve válečném stavu. (10)

Kontaminace radioaktivními látkami se rozděluje na vnější a vnitřní kontaminaci. Při vnější kontaminaci dochází ke kontaktu radioaktivních látek s kůží, sliznicemi či oděvem. Radioaktivní spad obsahuje z největší části beta a gama záření. Beta záření proniká 2-5 mm do pokožky a způsobuje radiační popáleniny. Po jaderném výbuchu nebo po havárii v jaderné elektrárně je potřeba použít prvky individuální ochrany osob a co nejrychleji se ukryt a následně provést dekontaminaci. Při vnitřní kontaminaci dochází k ingesci radioaktivních látek prostřednictvím úst do zažívacího traktu. Dalším vstupem radioaktivní látky do organismu je inhalací, kdy dojde k vdechnutí radioaktivní látky ve formě aerosolu, plynu či páry společně se vzduchem. Dále do těla vstupují radioaktivní látky přes poraněnou kůži nebo pomocí injekce. Tritium vstupuje do těla prostřednictvím absorpce i přes neporaněnou kůži (1).

1.4 Mezinárodní stupnice pro hodnocení jaderných událostí

Mimořádné události jsou od roku 1991 hodnoceny Mezinárodní agenturou pro atomovou energii podle mezinárodní stupnice The International Nuclear Event Scale (INES). Je označena stupni od 0 do 7 a vztahuje se na mimořádné události v

jaderných elektrárnách, na výzkumných reaktorech a skladech vyhořelého paliva a odpadů, včetně transportu těchto materiálů. Tyto stupně jsou v Tabulce 3. Havárie v jaderné elektrárně Černobyl je hodnocena na stupnici nejvyšším stupněm 7, stejně tak jako havárie z roku 2011 ve Fukušimě (11).

Tabulka 3 Mezinárodní stupnice INES

0	Událost bez významu pro bezpečnost
1	Odchylka od normálního provozu
2	Porucha
3	Vážná porucha
4	Havárie s účinky v jaderném zařízení
5	Havárie s účinky na okolí
6	Závažná havárie
7	Velká havárie

Zdroj: INES. Mezinárodní stupnice hodnocení závažnosti jaderných událostí:

Uživatelská příručka. In: *Státní úřad pro jadernou bezpečnost* [online]. 2001 [cit.2015-04-02]. Dostupné z:

<http://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/dokumenty/publikace/INES.pdf>

1.5 Jaderné zbraně

Jaderné zbraně, štěpné i termojaderné, jsou založeny na uvolňování energie při jaderných reakcích z vazebných sil, jimiž jsou vázány částice atomového jádra. Systematický vývoj jaderných zbraní začal ve 30. a 40. letech dvacátého století. Konečně byla objevena možnost štěpení atomového jádra. Od tohoto mezníku se orientoval výzkum na vývoj jaderných zbraní a jejich použití. Mezi mocnosti, které měly jaderný program, patřilo Německo, Francie, Británie, SSSR, Japonsko a USA. Vývoj jaderné zbraně v USA byl nazván Projekt Manhattan. Objev štěpení atomového jádra vyvolal po celém světě obavu, aby hitlerovské Německo nezneužilo atomovou zbraň k válečným účelům. Impulzem pro vývoj jaderné zbraně v USA byl dopis Alberta Einsteina prezidentu Rooseveltovi, který varoval před hrozbou Německého jaderného

programu a vyzval k urychlení jaderného vývoje v USA. V roce 1945 byl projekt převeden pod vojenské velení. V Oak Ridge byly založeny průmyslové závody pro obohacování uranu, v údolí Tennessee a v Hanfordu byl reaktor pro výrobu plutonia z U-238, s denní kapacitou 1,5 kg Pu-239. V listopadu 1949 byla vybrána lokalita ve státě Nové Mexiko u města Los Alamos nedaleko města Santa Fé. Zde byly postaveny výzkumné laboratoře a řídicí centrum. Tady také 2. prosince 1942 15:25 provedl E. Fermi jadernou řetězovou reakci v pokusném reaktoru pod tribunami univerzitního stadionu. Tento reaktor měl výkon 0,5 W. Celý projekt vývoje jaderné zbraně řídil R. Oppenheimer, který zde soustředil velkou skupinu vědeckých pracovníků z amerických univerzit a vědců, kteří emigrovali z Evropy. Vše zde probíhalo za nejvyššího utajení. Projekt se potýkal s nedostatkem uranu. Tento výzkum byl na jaře 1945 úspěšně zakončen a byly zrealizovány dva prototypy štěpných jaderných pum, jedna na bázi uranu-235 kanonového typu a druhá na bázi plutonia-239 implozního typu (12).

1.5.1 Trinity

Pokus, který měl objasnit kritické množství štěpné náplně zbraňově čistého plutonia, spolehlivost konstrukčního provedení a účinků plutoniové pumy, dostal název Svatá trojice (Trinity). Pro tento pokus byla vyrobena plutoniová puma implozního typu s označením Gadget. Jádro pumy mělo tvar dvou dutých polokoulí s beryliovým neutronovým iniciátorem a obklopeno sedmicentimetrovým neutronovým odražečem. Při stlačení polokoulí a dvaapůlnásobném zvýšení hustoty došlo k pětinasobnému zvýšení kritického množství plutonia. Jako iniciátor byla použita běžná dělostřelecká trhavina sestávající z 60 % hexogenu, 39 % Trinitrotoluenu (dále je TNT) a 1 % vosku a sekundární detonátor Baratol obsahující TNT a BaNO₃. Úkolem těchto trhavin bylo rázové stlačení jádra (12).

Test Trinity se uskutečnil v polopoušti blízko města Alamogordo ve státě Nové Mexiko ve vojenském prostoru Bílé písky. Puma byla umístěna na 30 m vysokém stožáru, jednalo se tedy o velmi nízký vzdušný výbuch. Kolem stožáru byly nainstalovány měřicí přístroje, 8 km od stožáru se nacházelo stanoviště pro iniciaci

pumy a 15 km daleko hlavní řídicí stanoviště. Ze vzdálenosti zhruba 10 km byly pořizovány snímky. Test započal 16. července 1945 v 05:30 hod. a sledovala ho řada očitých svědků, kteří mohli poprvé spatřit pro jaderný výbuch charakteristický hřibovitý útvar. V místě výbuchu se zvedl do stratosféry oblak prachu a dýmu. Síla výbuchu jaderné zbraně se měří v tritolovém ekvivalentu, což je ukazatel mohutnosti účinků jaderné náplně. Je to množství energie uvolněné při jaderném výbuchu rovnající se energii uvolněné výbuchem příslušného množství TNT. Uvádí se v tunách, kilotunách nebo megatunách. Podle zpráv z USA se mělo jednat o sílu 19 kt TNT, ale podle jiných zpráv měl dosáhnout až 22 kt. Ještě půl roku před pokusem byly odhady ráže pouhých 55 t tritolového ekvivalentu. Vzhledem k tomu, že hluk výbuchu dosáhl vzdálenosti přibližně 8 mil a světelný záblesk až 40 mil, vláda USA vydala prohlášení, že zde došlo k většímu výbuchu pyrotechniky a výbušnin. Na místě výbuchu zel asi třisetmetrový kráter a ocelový stožár se skoro celý vypařil. Ve vzdálenosti 30 km byl po třech hodinách naměřen dávkový příkon 15 R.h^{-1} a po 36 hodinách $0,6 \text{ R.h}^{-1}$, přičemž $1 \text{ R} = 10 \text{ mGy.h}^{-1}$ (12).

1.5.2 Hirošima a Nagasaki

V roce 1944 se blížila porážka nacistického Německa a někteří vědci, kteří vyvíjeli jadernou zbraň k poražení Německa, nyní považovali vývoj za zbytečný. A někteří z nich právě z tohoto důvodu přestali na vývoji pracovat. Generál Groves však řekl, že atomová zbraň se může později hodit proti Rusům. Tito vědci tušili problém, že pokud jedna velmoc vlastní jadernou zbraň, nelze toto tajemství dlouho udržet. V roce 1945 zemřel prezident Roosevelt a nový prezident H. S. Truman rozhodl o prvním použití jaderné zbraně proti Japonsku. A. Einstein, N. Bohr a L. Szilard a další varovali před válečným použitím. Šedesát osm vědců navrhlo, aby účinky jaderné zbraně byly předvedeny představitelům Japonska. Před provedením pokusu odhadovali konstruktéři, že výbuch bude mít maximálně několik stovek tun tritolového ekvivalentu. Pokus Trinity ale ukázal opravdovou sílu atomové zbraně. Svou roli hrála i odplata za přepadení základny Pearl Harbor a prezident Truman prohlásil, že kdyby Japonci jadernou zbraň měli, tak by jí použili (12).

Bylo vytipováno pět japonských území. Kókura, Hirošima, Nagasaki, Niigata a Kjóto. Nebyla vybrána žádná velká města, s více než milionovým počtem obyvatel, protože ta byla během válečných náletů natolik zničena, že by účinek zbraně nebyl dostatečně zřetelný. Operace svržení pum byla nazvána Stříbrný podnos (Silver plate). Útok provedla tři letadla. Jedno s jadernou pumou a dva doprovodné stroje měly za úkol měřit tlakovou vlnu a pořizovat fotodokumentaci. Jaderná puma dostala název Little boy (chlapeček). Letoun Enola Gay nesoucí jadernou pumu vzletl 6. srpna 1945. Puma se snášela k zemi na padáku a explodovala ve výšce kolem 600 m, kde se objevila i ohnivá koule. Poté do výšky 9 km vystoupal typický hřibovitý útvar. Obyvatelé Hirošimy, kteří se nacházeli v blízkosti výbuchu, byli sežehnutí nebo se vypařili. Další do několika měsíců zemřeli na kombinovaná zranění a někteří s trvalými následky žijí dodnes. Americké údaje uvádějí, že zahynulo v jednom okamžiku 70 tisíc lidí a dalších 70 tisíc bylo zraněno. Budovy byly zničeny v okolí 12 km². Japonské údaje se s americkými liší, podle nich mělo zahynout až 140 tisíc osob a další desetitisíce v průběhu času na pozdní následky (12).

Po útoku na Hirošimu vyzvalo americké velení Japonsko ke kapitulaci. Další bombardování bylo však už předtím naplánováno. V Nagasaki byla použita puma o hmotnosti 5 tun, která byla stejně jako Gadget (Trinity) implozního typu. Dostala název Fat Man (Tloušťák). Stejně jako v Hirošimě doprovázely letoun Bock's Car dva další doprovodné stroje. Nagasaki byl nejprve pouze náhradní cíl, puma měla být svržena na město Kókura. Pro potíže s viditelností byla nakonec svržena 9. srpna 1945 na Nagasaki. Zde byly ztráty menší z důvodu kopcovitého terénu a menšímu počtu obyvatel. Americká data se opět liší od japonských. Američané uvádějí 36 tisíc mrtvých, 40 tisíc raněných a zóna zničených budov 4,8 km². Japonci uvádějí 72 tisíc obětí a zničení 18 tisíc domů. Nyní už se může jenom diskutovat, zda použití jaderné zbraně bylo nezbytné ke kapitulaci Japonska. Válečná použití těchto zbraní proti bezbrannému obyvatelstvu jsou stále více odsuzována (12).

1.6 Havárie na jaderné elektrárně Černobyl

Město Černobyl se nachází na Ukrajině v bývalém Sovětském svazu. 15 km od tohoto města byla postavená jaderná elektrárna pojmenovaná Černobylská jaderná elektrárna V. I. Lenina. Výstavba elektrárny začala v roce 1970 a první blok byl spuštěn v roce 1977. Čtvrtý blok jaderné elektrárny byl spuštěn v roce 1983. (13)

1.6.1 Reaktor RBMK

RBMK je zkratka od Reaktor bolšoj možnosti kalnálnyj, což znamená kanálový reaktor vysokého výkonu nebo také kanálový varný reaktor s uranovo-grafitovým moderátorem. Reaktor typu RBMK 1000 se používal výhradně na území bývalého SSSR. Jedná se o varný kanálový reaktor, bez tlakové nádoby a ochranné obálky. Aktivní zóna má průměr 11,8 metrů a výšku 7 metrů. Má celkem 211 regulačních tyčí z toho 30 havarijních a 147 ručně ovladatelných. Tento reaktor má své přednosti i nevýhody. Díky grafitovému moderátoru, který méně zachytává neutrony, postačovalo menší obohacení uranu. Při výměně paliva se nemusel odstavovat blok, protože se vyměňovalo za provozu díky rozdělení palivových článků do samostatných kanálů. Vojenskou výhodou byl zisk Pu-239. Mezi záporné vlastnosti reaktoru patří kladný teplotní dutinový koeficient reaktivity, nestabilita při nízkém výkonu a nerovnoměrné rozložení výkonu, možnost vypnutí či obejití ochranných systémů reaktoru při provozu, dále nedostatečná rychlost zasouvání regulačních tyčí a celkově materiál řídicích tyčí, které byly z karbidu bóru s grafitovým koncem.

V důsledku nedostatku finančních zdrojů pro mírové využití atomu a neustálému tlaku na termíny, snahou o vytvoření jednoduchého reaktoru pro mírové i vojenské využití, utajování informací a dalším aspektům nebyl čas na analýzy a vylepšení reaktoru (14).

1.6.2 Průběh havárie

Od samého začátku se polemizuje o příčinách havárie. Podle analýz světových specialistů byla havárie souhrnem mnoha faktorů. První z příčinou byla nevyhovující

konstrukce reaktoru. Tento typ reaktoru byl vyvinut úpravou původních vojenských reaktorů sovětského jaderného programu na výrobu štěpných materiálů. Dále použití nízké úrovně automatizačních systémů zabraňujícímu lidským chybám. Selhání lidského faktoru je další z příčin havárie. Zaměstnanci jaderné elektrárny ignorovali předpisy a bezpečnostní omezení. Vedení elektrárny nemělo pocit odpovědnosti za jadernou bezpečnost, která byla vyvolána rozhodnutími vyšších složek, často politicky ovlivněnými. Další chybou bylo nesmyslné utajování důležitých faktů. Tyto lidské chyby vyvážili prostí lidé, kteří svými hrdinskými činy přispěli ke snížení následků havárie. Jedná se o hasiče, kteří likvidovali požár, vojáci, kteří z vrtulníků shazovali pytle s bórovými sloučeninami a pískem a kteří odklízeli rozmetané radioaktivní trosky namísto radioaktivitou poškozených robotů a nakonec i stavitelé ochranného sarkofágu (15).

Havárie v jaderné elektrárně Černobyl se stala 26. dubna 1986 na 4. reaktorovém bloku. Den před havárií bylo zahájeno plánované odstavení 4. reaktorového bloku. Ještě před touto odstávkou mělo dojít k běžnému experimentu, který měl ověřit, jestli bude elektrický generátor (poháněný turbínou) po rychlém uzavření přívodu páry do turbíny schopen při svém setrvačném doběhu ještě zhruba 40 vteřin napájet čerpadla havarijního chlazení. Jednalo se o elektrotechnickou záležitost, proto jej neřídili specialisté na provozní režimy a jadernou bezpečnost. Při experimentu mělo dojít ke snížení výkonu reaktoru na 25-30 %, což je asi 700 - 1000 MW, což je nejnižší výkon, při kterém může být reaktor v provozu. Dále se měla odstavit jedna ze dvou turbín, následně odpojit havarijní chlazení a přerušit přívod páry, aby se nespustily během testu. Test byl nejprve odložen o 9 hodin a kvůli tomuto odložení došlo k výměně směn. Tím pádem nastoupila směna, která na test nebyla připravena. V noční směně je méně zkušených operátorů, kteří se navíc na zkoušku nepřipravovali. Výkon reaktoru klesl na 30 MW, roste koncentrace Xe-135, čímž nastane tzv. xenonová otrava reaktoru. Operátoři v tomto okamžiku měli reaktor odstavit. To neudělali. Měli problém s udržením výkonu reaktoru a prakticky se zastavila celá štěpná reakce. Tak došlo k nestabilitě reaktoru, který se úplně zastavil na 0 W. Anatolij Djatlov nařídil vytáhnout všechny regulační tyče z reaktoru. Operátoři navrhli, aby se reaktor odstavil a v experimentu se nepokračovalo. Pod nátlakem Anatolije Djatlova a z obavy před

propuštěním v experimentu pokračovali. Aby zvýšili výkon reaktoru, vytáhli regulační tyče výše než dovolují předpisy. Tyto tyče mají za funkci zastavit v nouzi reaktor. Výkon reaktoru se zvýšil na 200 MW, při takovém výkonu je provoz reaktoru zakázán. V separátoru došlo ke snížení tlaku a hladiny vody. Při uzavření přívodu páry na turbínu se má spustit automatická havarijní ochrana a odstavit reaktor. Operátoři tento signál ovšem vypnuli. Operátoři si nechali vypsát stav reaktoru a zjistili, že počet regulačních tyčí v aktivní zóně je poloviční. Při tomto zjištění měli odstavit reaktor a ukončit experiment. Operátoři připojili i obě záložní čerpadla, čímž chtěli zajistit chlazení aktivní zóny po skončení experimentu. Zvýšili tím ale průtok vody a došlo ke snížení obsahu páry. Opět poklesla reaktivita a systém automaticky vytahoval regulační tyče. V reaktoru bylo 6 až 8 tyčí, což odporovalo předpisům. Požadovaná zásoba tyčí byla 30. I velmi malá změna teploty a tlaku může vyvolat velké změny ve výkonu reaktoru. Dále operátor snížil průtok vody do reaktoru. Poslední chybou bylo zablokování havarijního signálu, který by automaticky odstavil reaktor. Při začátku experimentu měl reaktor výkon 200 MW. Následně došlo ke snížení výkonu čtyř regulačních čerpadel, to mělo za následek snížení průtoku chladící vody reaktorem a tím rostla teplota i tlak. Zvětšovalo se množství páry v nestabilním reaktoru, zvyšovala se reaktivita i výkon. Reaktivita pořád rostla. Systém regulace výkonu automaticky spouštěl absorpční tyče. Když byly plně zasunuty, stále pokračovalo zvyšování výkonu reaktoru a naprosto nekontrolovatelně dosáhl 1600 MW. Pokles průtoku chladiva způsobil nárůst obsahu páry a vedl ke krizi varu, přehřátí a destrukci pokrytí paliva. Vzrůstající tlak zabránil chlazení aktivní zóny. Došlo k destrukci tlakových kanálů i k narušení geometrie aktivní zóny. Operátoři dali tlačítkem havarijní ochrany I. stupně pokyn k odstavení reaktoru zasunutím regulačních tyčí. Jejich účinek byl ale příliš pomalý a zastavily se před dolní polohou. V 01:24 hodin se ozvaly dva výbuchy. Reaktor byl přetlakován tak, že tlak páry posunul tisíc tun těžkou horní betonovou desku. Další výbuch rozmetal palivo a radioaktivní hořící grafit, který způsobil požár na střeše turbínové haly a v prostorách reaktorové haly (15).

1.6.3 Následky havárie

Když byl požár 4. bloku lokalizován, byl uhašen 29 hasiči speciálního požárního útvaru. Požár se jim podařilo zlikvidovat za cenu nasazení vlastních životů. Požárem došlo k poškození části střechy reaktorové haly nad aktivní zónou. Teplota hořícího grafitu měla přibližně 5000 °C. Tato teplota tavila vše v jejím okolí včetně paliva. Z aktivní zóny se uvolňovaly do atmosféry vzácné plyny a těkavé štěpné produkty jako je xenon, krypton, jód, telur a cesium. Vojáci z přelétajících vrtulníků reaktor postupně zasypali 5000 t sloučenin bóru, dolomitu, písku, hlíny a olova. Dále byla aktivní zóna chlazená dusíkem. Dvacet dní po havárii klesla teplota přibližně na 200 °C. Po stabilizaci situace na elektrárně bylo rozhodnuto kolem celého reaktorového bloku postavit betonovou schránku, tzv. sarkofág. Mezi další opatření snížení následků havárie patřila evakuace. Došlo k evakuaci lidí z nejpostiženějších oblastí. Došlo k evakuaci 30 km zóny kolem reaktoru (15). Z oblastí s kontaminací vyšší než 1480 kBq.m⁻² bylo obyvatelstvo přesídleno. Lidem, kteří nebyli přesídleni, bylo doporučeno nekonzumovat mléko, ovoce a zeleninu z těchto oblastí (1). Přesídlení a evakuace tisíců lidí způsobilo enormně zatěžující ekonomické ztráty v řádu stovek miliard dolarů Ukrajině, Rusku a Bělorusku (14).

Ozáření byli pracovníci elektrárny, hasičský sbor a armáda, obyvatelstvo v zóně elektrárny a obyvatelstvo v místě radioaktivního spadu. Deterministické účinky ozáření se týkaly především zaměstnanců elektrárny a hasičského sboru. Mezi deterministické účinky patří akutní nemoc z ozáření, kterou trpělo 237 lidí, z nichž 29 zemřelo. Stochastickými účinky trpěli likvidátoři a lidé žijící v okolí elektrárny, kteří obdrželi vyšší dávky záření. Na likvidaci havárie se podílelo 800 000 osob, u kterých byly později diagnostikovány stochastické účinky ionizujícího záření. Avšak podle statistik nebylo zvýšení množství indikované rakoviny za 20 let po ozáření prokázáno. Byl zaznamenán pouze nárůst rakoviny štítné žlázy u dětí (1).

Po havárii unikly do prostředí především prvky, jako je stroncium, jód a cesium. Z hlediska kontaminace životního prostředí se monitoruje především Cs-137 z důvodu jeho délky poločasu rozpadu. Oblasti Sovětského svazu měly zvýšenou plošnou aktivitu nad 37 kBq.m⁻² (1). Depozice Cs-137 v Evropě je na Obrázku 1.



Obrázek 1 Mapa depozice Cs-137 v Evropě

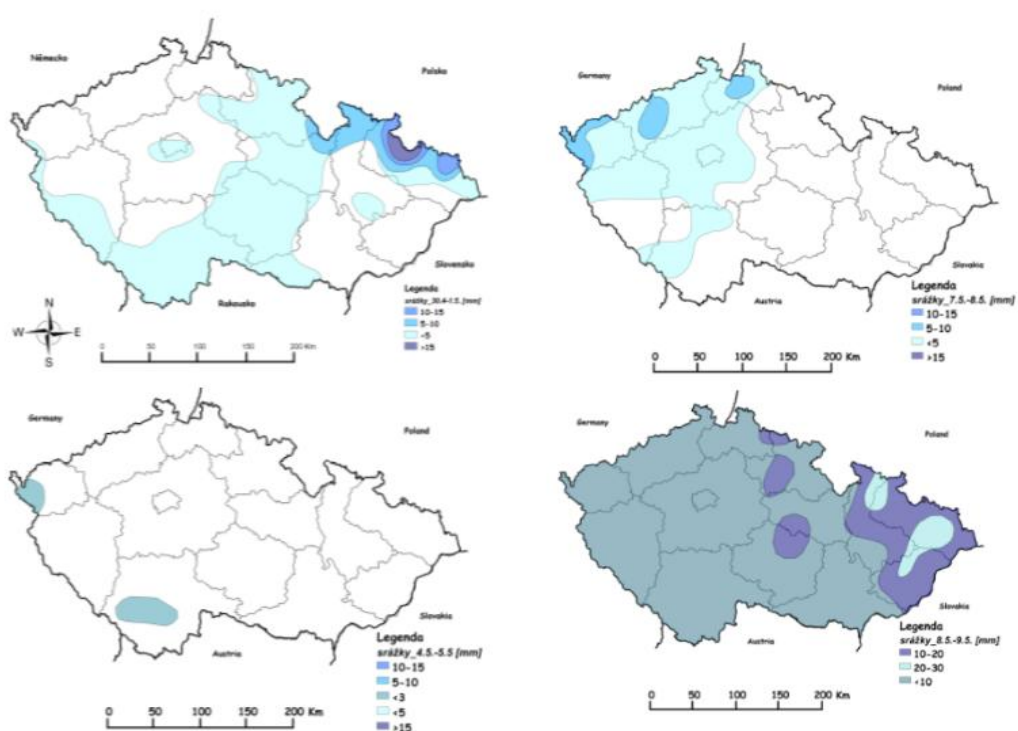
Zdroj: DE CORT, M. *Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident*. Luxembourg: Office for Official Publications of European Communities, c1998, 1 atlas (43 p., 65 leaves of plates). ISBN 928283140x.

1.6.4 Pohyb radioaktivního mraku

Průchod radionuklidů, které unikly po havárii v jaderné elektrárně Černobyl, byl zaznamenán v československých jaderných elektrárnách a v dalších pracovištích, které nepřetržitě nebo pravidelně provádějí měření. Mezi ně patří například pracoviště dozimetrické kontroly reaktoru Ústavu jaderného výzkumu v Řeži. Odtud pochází záznam měření celkové objemové aktivity beta v ovzduší (16).

Při tomto měření byl zachycen první průchod radioaktivního mraku nad naším územím v noci z 29. na 30. dubna 1986. Krajské hygienické stanice a Centra hygieny záření započaly sběr dat o radiační situaci. Radioaktivní mrak prošel také 3. a 4. května a další 7. května 1986. Za použití poměru Ru-103 a Cs-137 byly identifikovány jednotlivé průchody radioaktivních mraků. Bylo identifikováno přibližně 20 radionuklidů. Patří mezi ně například I-131, Te-132, Cs-137, Cs-134 a Ru-103. Jsou to

z hlediska expozice velice významné radionuklidu. Objemová aktivita Cs-137 byla 50x vyšší než objemové aktivity Sr-90 a Sr-89. Oproti tomu při zkouškách jaderných zbraní je poměr aktivit cesia a stroncia konstantní. Další analýzy objevily i transurany Pu-239 a Pu-240 a Cm-242, dále tritium a Xe-133. Většina radionuklidů měla aktivitu na úrovni desítek $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, transurany v řádech $\mu\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. Poslední radioaktivní masa prošla 10. května 1986 a od té doby objemová aktivita Cs-137 stále dlouhodobě klesá (17). Kontaminace území cesiem je velice nerovnoměrná v důsledku nerovnoměrných srážek. Množství srážek na území České republiky je ukázáno na Obrázku číslo 2 (18).



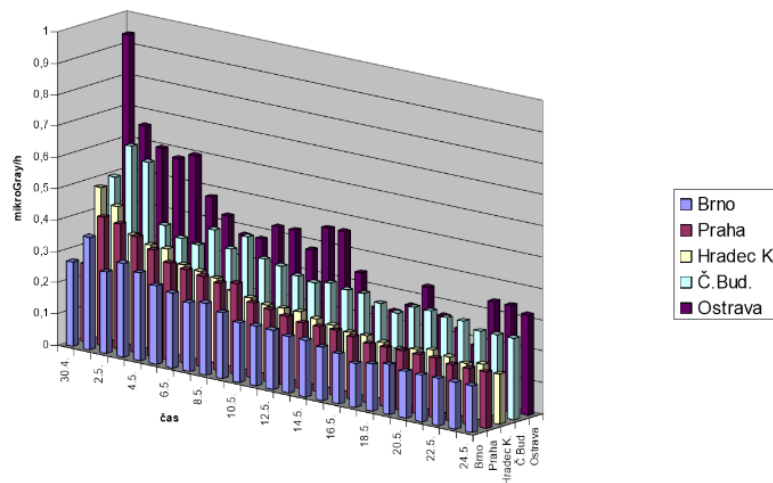
Obrázek 2 Velikost srážek na území ČR v době průchodů kontaminované vzdušiny po havárii JE Černobyl v období 30. 4. - 9. 5. 1986

Zdroj: RULÍK, Petr a Jan HELEBRANT. Mapa kontaminace půdy České republiky Cs-137 po havárii JE Černobyl: Zpráva SÚRO č. 22 / 2011. In: *Státní úřad radiace ochrany* [online]. Praha, 2011 [cit. 2015-04-02]. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/plosna-aktivita-radionuklidu-zjistena-ve-vzorcich-odebranych-pud>

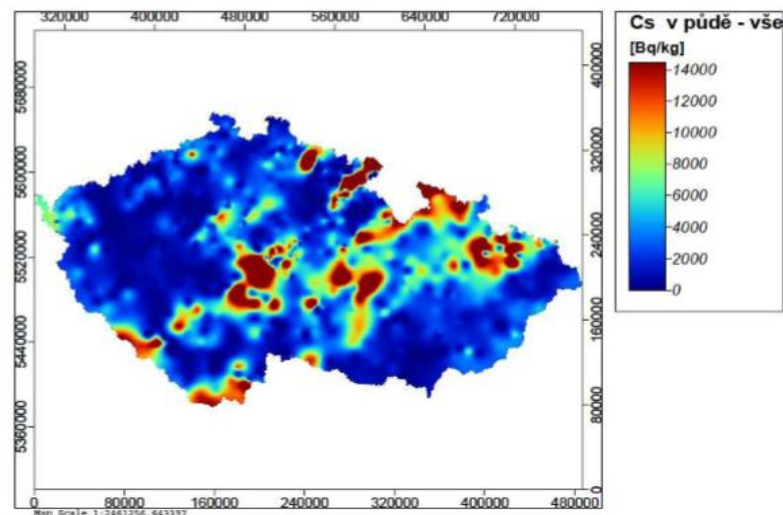
1.7 Radioaktivní spad

Podle typu jaderného výbuchu se liší směs, množství a dolet radioaktivních částic, které tvoří radioaktivní stopu. Tyto výbuchy můžeme dělit na podzemní, pozemní, atmosférické a pod vodní hladinou. Nejvíce částic se uvolňuje po pozemním výbuchu. Částice, které mají velikost větší než 20-40 μm , tvoří tzv. lokální spad. Částice mají většinou charakter tmavého prášku či šedavého popílku a ty částice, které dopadnou z radioaktivního mraku, vytvářejí radioaktivní stopu. Jsou to zářiče beta a gama. Lokální spad ovlivňuje především deterministické účinky, jako je celotělové gama ozáření, vnější a vnitřní kontaminace. Globální spad obsahuje částice menší než 20 μm . Tyto částice mohou vystoupat až do stratosféry, kde jsou unášeny proudy a v závislosti na meteorologických podmínkách mohou dopadnout kdekoli na Zemi. Zde je pak vztah mezi zvýšením dávkového příkonu přirozeného pozadí a nástupem stochastických účinků. Mezi nejdůležitější radionuklidy, které ovlivňují po havárii přírodní pozadí, patří Sr-90 a Cs-137. Určité prvky či radionuklidy se vstřebávají v těle člověka jinak. Například těžké kovy se vstřebávají velmi málo, oproti tomu Cs-137 je velmi dobře vstřebatelný radionuklid. Také mají rozdílnou afinitu k určitému typu tkáně. Cesium se vstřebává do celého organismu, jód se vstřebává ve štítné žláze, stroncium v kostech a transurany v játrech (1).

Po jaderné havárii v Černobylu bylo ozáření z radioaktivního mraku zanedbatelné. Ozáření z radioaktivního spadu bylo mnohonásobně vyšší. Příkon dávkového ekvivalentu se několikanásobně zvýšil oproti přírodnímu pozadí, toto zvýšení bylo však krátkodobé. Krátkodobě ozařovaly obyvatelstvo i území radionuklidy, jako je Te-132, I-132, I-131 a Ru-103, dlouhodobě pak Cs-137 a Cs-134. Avšak po uplynutí několika měsíců se dávkový příkon cesia na kontaminovaném území, který byl přibližně $5 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, nedal odlišit od přírodního pozadí (17). Dávkový příkon pro pět vybraných krajů je zobrazen v Obrázku číslo 3 a plošné kontaminace pro celou republiku v Obrázku číslo 4.



Obrázek 3 Dávkový příkon po havárii v JE Černobyl ve vybraných lokalitách
 Zdroj: RULÍK, Petr a Jan HELEBRANT. Mapa kontaminace půdy České republiky Cs-137 po havárii JE Černobyl: Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/plosna-aktivita-radionuklidu-zjistena-ve-vzorcich-odebranych-pud>



Obrázek 4 Plošné kontaminace ČR Cs-137 v důsledku havárie JE Černobyl (1.5. 1986)
 Zdroj: RULÍK, Petr a Jan HELEBRANT. Mapa kontaminace půdy České republiky Cs-137 po havárii JE Černobyl. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/plosna-aktivita-radionuklidu-zjistena-ve-vzorcich-odebranych-pud>

1.8 Monitorování složek životního prostředí

V důsledku zkoušek jaderných zbraní došlo ke zjištění, že se Cs-137 a další radionuklidy udržují v povrchové vrstvě půdy v přírodních ekosystémech. Divoká prasata jsou jednou ze složek životního prostředí, která podléhá měření obsahu cesia. Divočáci ryjí v zemi, kde si hledají potravu. Proto se může stát, že se v některých kusech této lesní zvěře bude nacházet zvýšené množství Cs-137. V poslední době byla problematika kontaminace masa divočáků opět oživena, a to v souvislosti se zprávami z Bavorska, kde je v Bavorském lese lov divočáků zakázán právě pro vysoké hodnoty cesia v jejich mase. Nacházejí se zde kusy, které mají aktivitu až 600 Bq.kg^{-1} , což je maximální přípustná hodnota dovolující dovoz masa do Evropské Unie. Cesium se částečně ztrácí kuchyňskou přípravou. Z tohoto důvodu se musí monitorovat cesium i v potravinách (19).

Radiační situace v České republice je zajišťována především pomocí Radiační monitorovací sítě, Měřících míst kontaminace ovzduší, Měřících míst kontaminace vody a laboratorních skupin. Mezi složky, které jsou měřeny, patří ovzduší (aerosoly, plyny, spady), půda, porost, pitné a povrchové vody, vodárenské kaly a říční sedimenty. V aerosolech se měří právě objemové aktivity Cs-137. V aerosolech detekované stopy Cs-137 pocházely z vyšších vrstev atmosféry a činily desetiny až jednotky $\mu\text{Bq.m}^{-3}$. Kromě Cs-137 se v aerosolech v týdenních intervalech vyhodnocuje Be-7, které je kosmogenního původu, a Pb-210, které je produktem přeměny Rn-222. Ze zkoušek jaderných zbraní se dostal do ovzduší i plyn Kr-85, který je také monitorován. Ve spadech se taktéž měří hodnoty Cs-137. Proměnlivost jednotlivých hodnot je dána především proměnlivostí přírodního pozadí. Bylo provedeno i měření hodnot Cs-137 v půdách a porostech. Zde se neprokázala na žádném z odběrových míst zvýšená kontaminace půdy umělými radionuklidy. Dále se monitorují potravní řetězce. Cs-137 se objevuje i v lesních plodech, houbách a zvěřině. Hodnoty aktivit jsou relativně vysoké oproti jiným potravinám a jejich pokles je velmi pomalý (20).

Jednou z metod měření je biomonitoring. Pro biomonitoring se dají použít lišejníky, které poměrně dobře pohlcují ionty kovů. Lišejníky pomalu rostou a mají velký povrch. Až 95 % Cs-137 z ovzduší bylo přijato a uloženo v lišejnících. Lišejníky jako

bioindikátory se využívají k měření radioaktivity na menších plochách. Do lidského organismu se může cesium dostat z masa býložravců, kteří lišejníky okusují (21).

1.9 Polovodičová spektrometrie gama

Gamaspektrometrická analýza se využívá k určení obsahu radioaktivních prvků (radioaktivity) ve vzorku. Polovodičový detektor s vysokým energetickým rozlišením, který je spojený s mnohokanálovým amplitudovým analyzátozem, měří vzorkem emitované záření gama. Tato metoda se používá ke stanovení přirozené radioaktivity (Ra-226, Ra-228, Rn-222, U-235, R-238, K-40...) i umělé radioaktivity (Cs-137, Cs-134, Ru-106, I-131, Co-60...). Polovodičová spektrometrie gama má nespornou výhodu v tom, že není třeba složitých chemických procesů. Měřený materiál musí být pouze upraven tak, aby bylo možné umístit ho do příslušné nádoby. Optimální množství pevného materiálu pro měření je 500 ml pevného materiálu a 1 l kapalného materiálu (22).

V polovodičovém detektoru se nacházejí polovodivé materiály, jako je germanium a křemík. Tyto prvky jsou vodivé pouze v případě, kdy elektrony z valenčního pásu jsou energeticky vybuzeny přes tzv. zakázaný pás do pásu vodivostního, kde se mohou stát zápornými nosiči elektrického náboje, obdobně jako tzv. díry - kladně nabitě nosiče elektrického náboje, které vznikly absencí vybuzeného elektronu ve valenčním pásu. Nejčastěji používaný polovodičový detektor, který detekuje fotony gama, je detektor HPGe (High Purity), který je zhotoven z velmi čistého germania. Energie fotonu gama je absorbována v citlivé části detektoru. Čím je větší energie fotonu, tím se uvolní více nosičů náboje a díky tomu vznikne impulz o vyšší amplitudě. Amplituda detekovaných impulsů je přímo úměrná energii fotonů a četnost impulsů je přímo úměrná aktivitě zdroje. Detektor musí být dobře stíněný, aby nedocházelo ke zkreslování výsledků měření. Detektor může být ovlivněn vnějšími fotony gama, které vznikají přeměnou přírodních radionuklidů. Toto stínění je ze železa nebo olova (23).

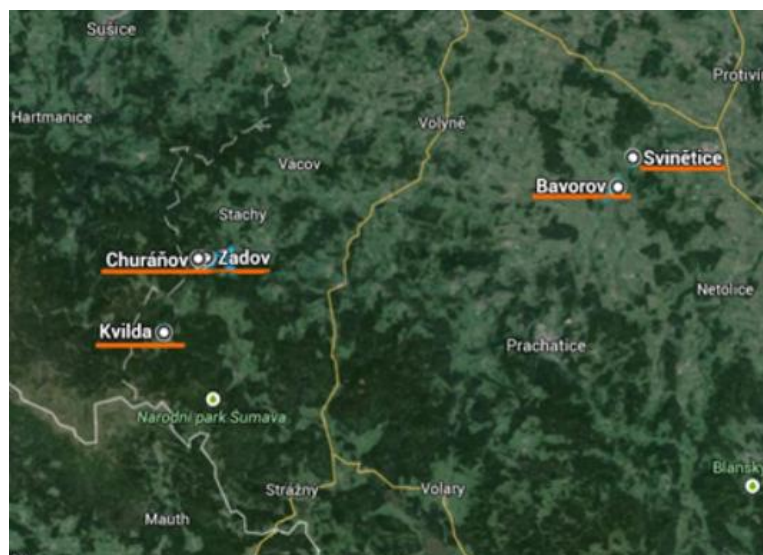
2 Výzkumná otázka a metodika

2.1 Výzkumná otázka

Je obsah Cs-137 ve vybraných komoditách lesního ekosystému v oblastech Šumavy významně rozdílný?

2.2 Metodika

Analýzou literatury a na základě konzultace na Státním úřadě pro jadernou bezpečnost byly vytipovány oblasti, kde byl spad na Šumavě nejvyšší. Proto byly pro sběr lesních komodit vytipovány oblasti Kvilda, Zadova a Churáňova. Pro srovnání byly vybrány ještě lokality mimo Šumavu: Svinětica a Bavorov. V těchto dvou lokalitách nedošlo při průchodu radioaktivního mraku k dešťovým srážkám, tedy nedošlo zde k vymývání radioaktivních částic. Všechny tyto lokality jsou zobrazeny na Obrázku 5.

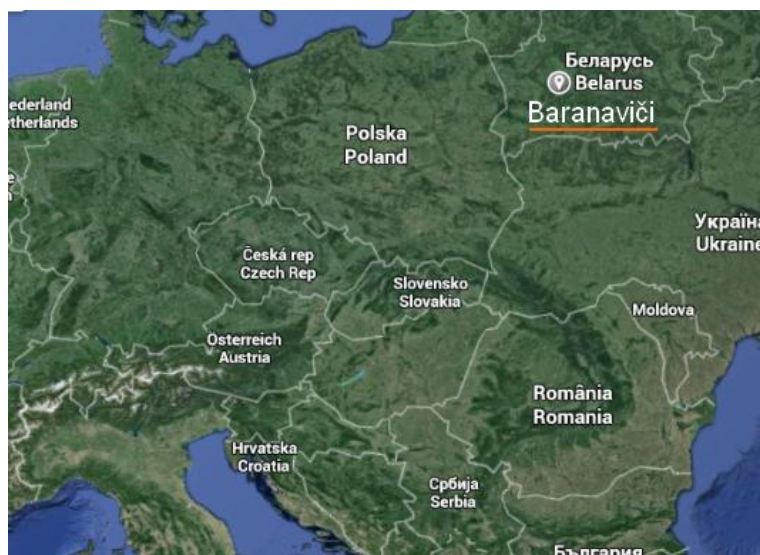


Obrázek 5 Oblasti sběru komodit lesního ekosystému

Zdroj: Dostupné z: <https://www.google.cz/maps/>

Jeden vzorek mechu byl odebrán ve městě Baranaviči, které se nachází v Bělorusku. Poloha města Baranaviči je vidět na Obrázku 6.

Ve vytipovaných lokalitách byla vybrána místa, kde se nacházelo větší množství komodit lesního ekosystému. Vzhledem k malé rozloze místa sběru nebylo možné odebrat ve všech lokalitách vzorky všech komodit lesního ekosystému, tedy půdy, šišek, smrkové kůry a lišejníků



Obrázek 6 Poloha města Baranaviči

Zdroj: Dostupné z: <https://www.google.cz/maps/>

2.2.1 Odběr vzorků půdy

Při odběru půdy bylo nejprve místo odběru očištěno od napadaného jehličí a kamenů, poté naměřen čtverec o rozměru 20 x 20 cm. Rýčem se vyrýpl kvádr do hloubky 20 cm. Tento kvádr byl rozřezán vodorovně na tři kusy podle hloubky 0-5 cm, 5-10 cm a 10-20 cm pro přesnější určení koncentrace Cs-137 (Obrázek 7). Zde se jednalo o vzorky sloužící k určení vertikální distribuce Cs-137.



Obrázek 7 Odběr vzorku půdy

Zdroj: Vlastní

Tato půda byla přeseta a očištěna od kamenů a zbylého kořenového systému, zvážena a sušena při pokojové teplotě (Obrázek 8). Všechny vzorky jsou dostatečně prosušeny v době, kdy je jejich váha konstantní. Poté byly všechny vzorky dány do sáčků a popsány.



Obrázek 8 Sušení půdy

Zdroj: Vlastní

2.2.2 Odběr vzorků šišek

Jako první byly sesbírány šišky, které ležely na zemi. Tyto šišky byly zváženy namístě a později sušeny při pokojové teplotě až do ustálení jejich hmotnosti (Obrázek 9).



Obrázek 9 Sušení šišek

Zdroj: Vlastní

2.2.3 Odběr vzorků kůry

Dalším sbíraným vzorkem byla kůra. Ta pocházela ze smrku ztepilého. Byla odloupena z pařezu (Obrázek 10), opět namístě zvážena a poté sušena při pokojové teplotě.

2.2.4 Odběr vzorků mechu

Další odebranou komoditou lesního ekosystému, u které byla měřena hmotnostních aktivita radioaktivních prvků Cs-137 a K-40, byl mech. Mech byl většinou vyříznut nožem ze země. Na některých místech rostl mech na pařezu, ze kterého byla také odebrána kůra.



Obrázek 10 Odběr vzorku mechu a kůry z jednoho pařezu

Zdroj: Vlastní

2.2.5 Odběr vzorků lišejníků

Dalšími odebranými vzorky jsou lišejníky. Ty byly odebrány pouze ve dvou lokalitách. Jednalo se o lokalitu Kvilda. Zde se jednalo o vzorek terčovky bublinaté stejně jako ve Sviněticích. Pro porovnání byl v lokalitě Svinětice odebrán ještě vzorek jiného lišejníku, provazovky obecné. Odebírání vzorků lišejníku je zobrazeno na Obrázku 11.



Obrázek 11 Odebírání vzorku lišejníku

Zdroj: Vlastní

2.3 Stanovení hmotnostní aktivity

Všechny odebrané vzorky byly po usušení a zvážení odevzdány Státnímu úřadu pro jadernou bezpečnost. Zde byly změřeny pomocí polovodičové spektrometrie gama a výsledky vyhodnoceny softwarem GAMAT.

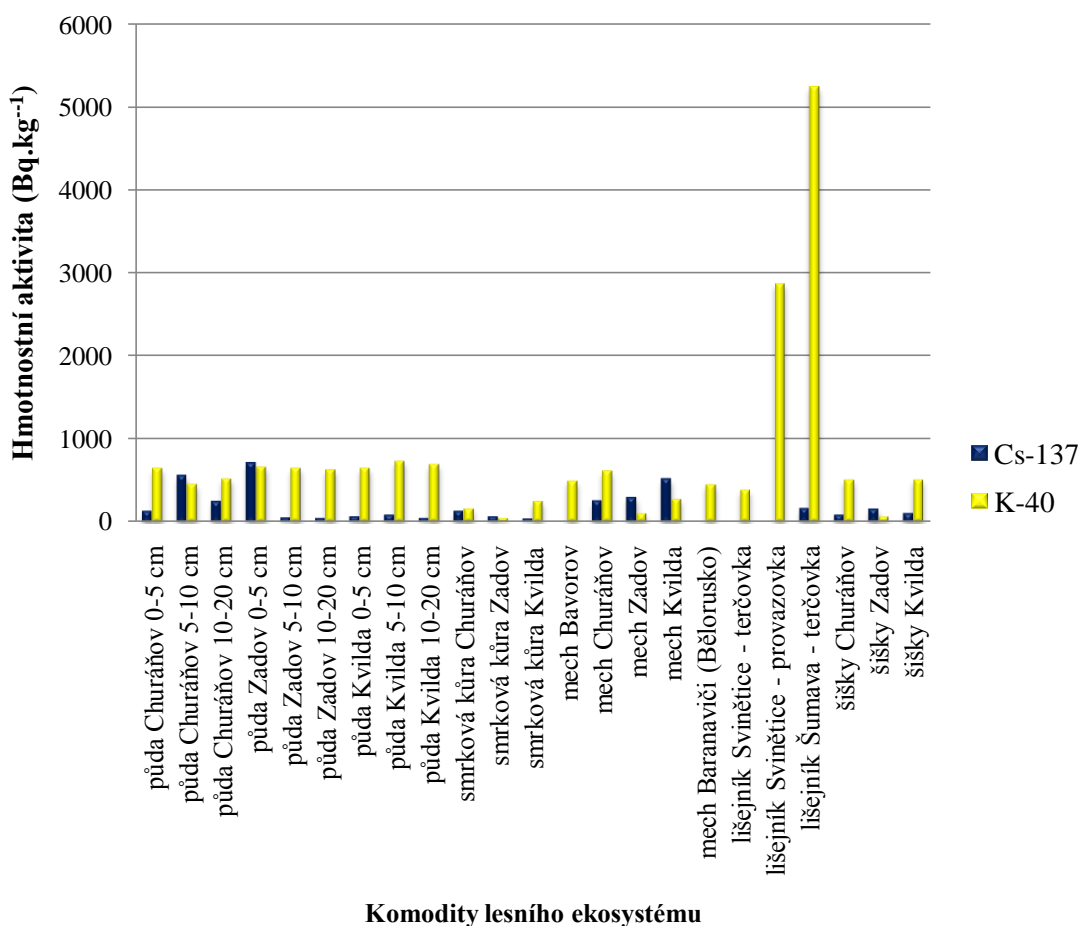
3 Výsledky

V této kapitole jsou uvedeny veškeré výsledky analýzy hmotnostní aktivity vzorků. V Tabulce 4 je seznam všech odebraných vzorků. Je zde uvedena jejich mokrá váha při sběru a suchá váha po úplném usušení a dále poměr mokré a suché váhy. Nakonec jsou zde uvedeny hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40, které jsou porovnány na Obrázku 12.

Tabulka 4 Aktivita Cs-137 a K-40 všech vzorků

oblast	mokrá (kg)	suchá (kg)	M/S	měřená (kg)	Cs-137	K-40
půda Churáňov 0-5 cm	0,817	0,484	1,688	0,338	130	651
půda Churáňov 5-10 cm	0,409	0,183	2,235	0,183	551	459
půda Churáňov 10-20 cm	0,608	0,341	1,783	0,337	249	526
půda Zadov 0-5 cm	0,218	0,078	2,795	0,073	700	669
půda Zadov 5-10 cm	0,967	0,553	1,749	0,391	51,2	655
půda Zadov 10-20 cm	0,690	0,435	1,586	0,356	47,4	635
půda Kvilda 0-5 cm	0,545	0,320	1,703	0,318	69,4	651
půda Kvilda 5-10 cm	0,771	0,416	1,853	0,305	84,8	739
půda Kvilda 10-20 cm	0,768	0,486	1,580	0,368	48,4	697
smrková kůra Churáňov	0,054	0,025	2,160	0,006	130,1	166,9
smrková kůra Zadov	0,079	0,054	1,463	0,006	67,91	45,9
smrková kůra Kvilda	0,023	0,016	1,438	0,003	41,26	254,4
mech Bavorov	0,117	0,043	2,721	0,003	9,67	499
mech Churáňov	0,059	0,017	3,471	0,002	251,7	620
mech Zadov	0,11	0,030	3,667	0,022	295,3	107
mech Kvilda	0,15	0,039	3,846	0,028	512,9	280,5
mech Baranaviči (Bělorusko)		0,016		0,006	12	452
lišejník Svinětice - terčovka		0,005		0,003	2,65	389
lišejník Svinětice - provazovka		0,003		0,003	4,26	2870
lišejník Šumava - terčovka		0,007		0,003	161	5240
šišky Churáňov	0,277	0,201	1,378	0,201	89	512
šišky Zadov	0,241	0,179	1,346	0,179	159	66,11
šišky Kvilda	0,279	0,208	1,341	0,279	104	512

Zdroj: Vlastní

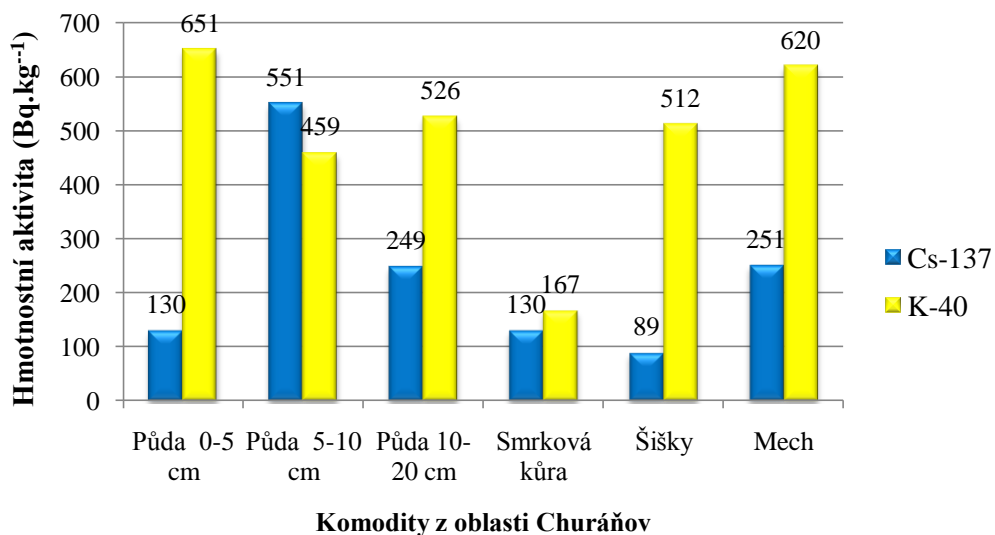


Obrázek 12 Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 ve všech odebraných vzorcích

Zdroj: Vlastní

3.1 Výsledky hmotnostních aktivit podle lokalit

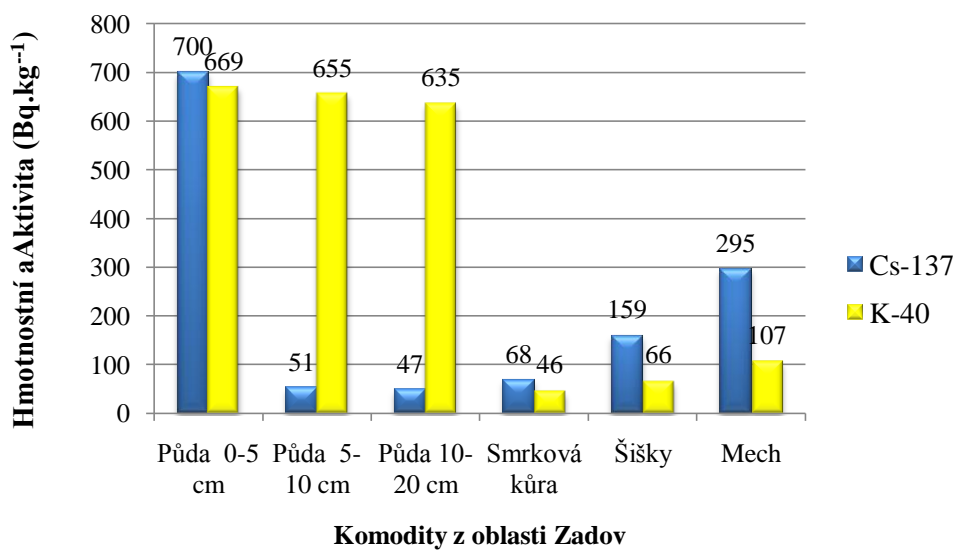
Na Obrázcích 13, 14 a 15 je porovnání hmotnostních aktivit Cs-137 a K-40 ve všech komoditách lesního ekosystému z lokalit Churáňov, Zadov a Kvilda.



Obrázek 13 Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 ve všech vzorcích z lokality Churáňov
Zdroj: Vlastní

Na Obrázku 13 je vidět, že nejvyšší hmotnostní aktivity Cs-137 má v lokalitě Churáňov půda z hloubky 5-10 cm, 551 Bq.kg⁻¹. Nejnížší hodnoty aktivity byly naměřeny v této oblasti u šišek, 89 Bq.kg⁻¹. K-40 má největší aktivitu v půdě ve vrstvě 0-5 cm, 651 Bq.kg⁻¹. Nejnižší aktivitu K-40 má smrková kůra, 167 Bq.kg⁻¹.

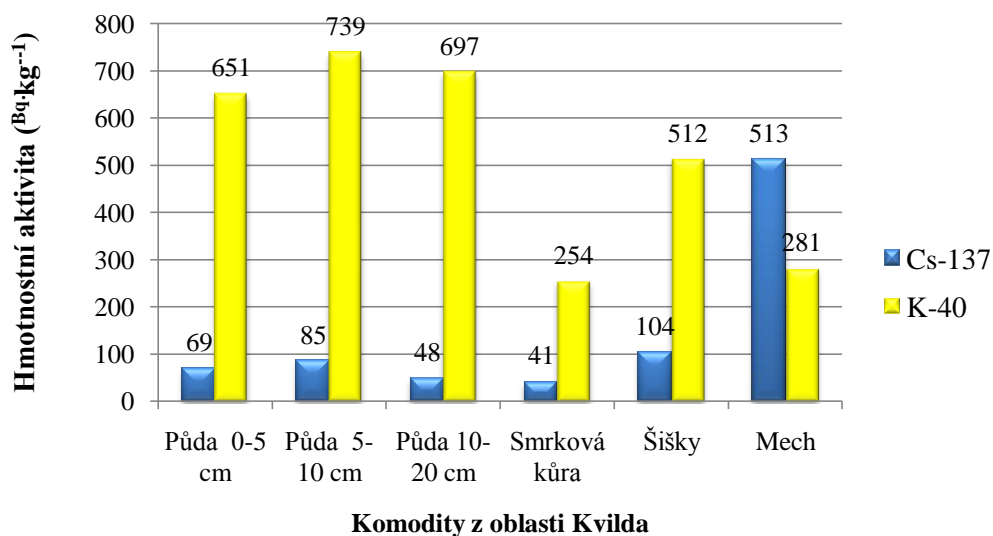
Na Obrázku 14 jsou porovnány hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 ve všech odebraných vzorcích z lokality Zadov.



Obrázek 14 Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 ve všech vzorcích z lokality Zadov
Zdroj: Vlastní

V oblasti Zadov má nejvyšší hodnotu Cs-137 půda ve vrstvě 0-5 cm, 700 Bq.kg⁻¹. Nejnižší hodnotu Cs-137 má půda v hloubce 10-20 cm, 47 Bq.kg⁻¹. Hmotnostní aktivita K-40 je nejvyšší v půdě 0-5 cm, 669 Bq.kg⁻¹ a nejnižší hodnoty K-40 má smrková kůra, 46 Bq.kg⁻¹.

Na Obrázku 15 jsou porovnány hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 ve všech odebraných vzorcích z lokality Kvilda.



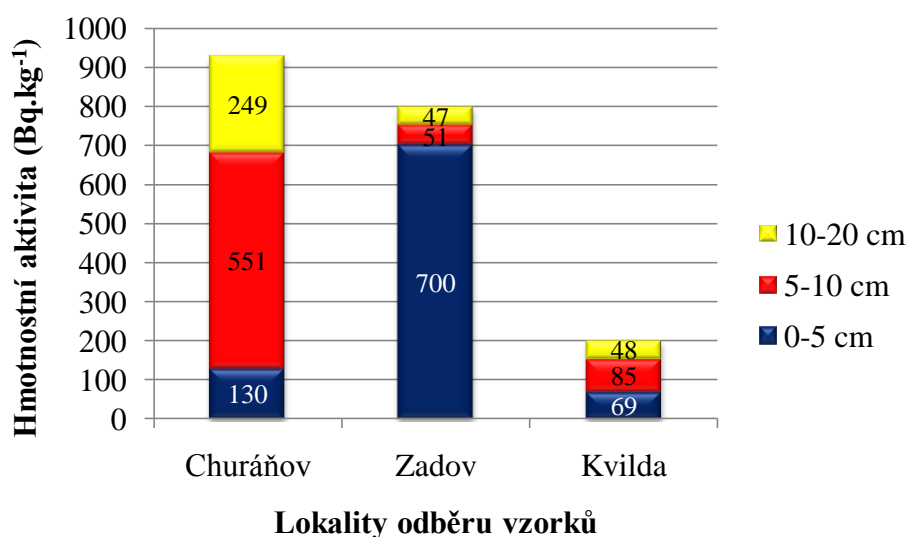
Obrázek 15 Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 ve všech vzorcích z lokality Kvilda
Zdroj: Vlastní

Z Obrázku 15 je patrné, že nejvyšší obsah Cs-137 v lokalitě Kvilda byl naměřen v mechu, 513 Bq.kg⁻¹. Oproti tomu nejnižší obsah Cs-137 byl naměřen ve smrkové kůře, 41 Bq.kg⁻¹. K-40 má nejvyšší hmotnostní aktivitu v půdě ve vrstvě 5-10 cm, 739 Bq.kg⁻¹ a nejnižší hmotnostní aktivitu ve smrkové kůře, 254 Bq.kg⁻¹.

3.2 Výsledky hmotnostních aktivit podle druhu komodit

3.2.1 Výsledky hmotnostní aktivity vzorků půdy

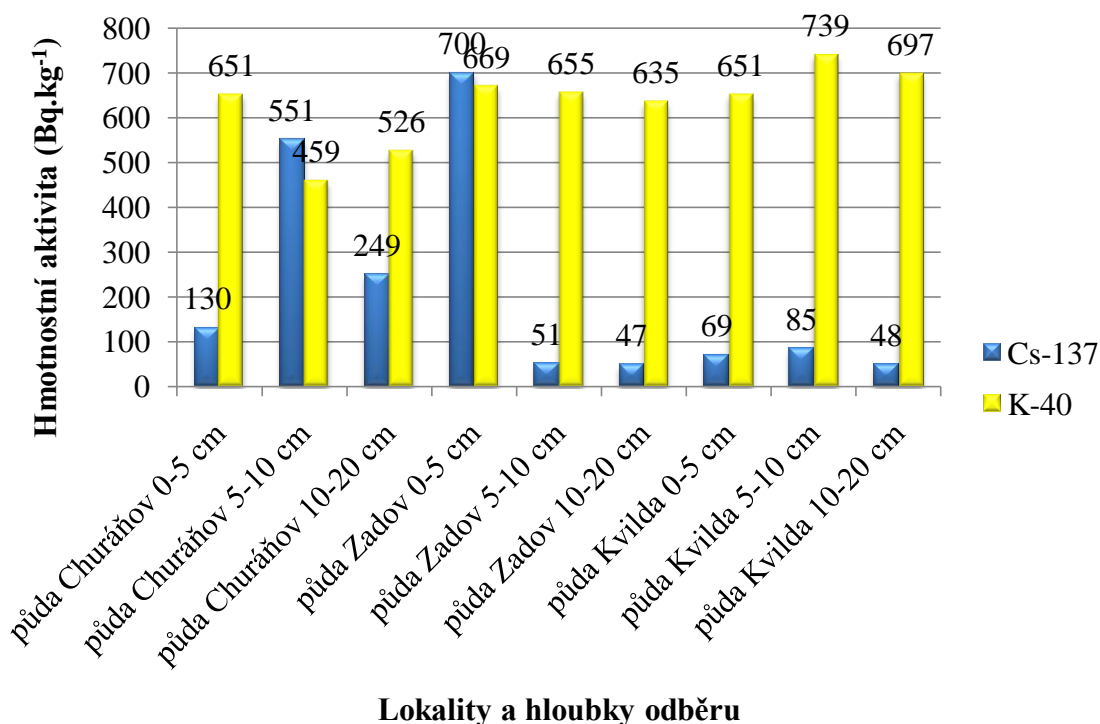
První měřenou komoditou lesního ekosystému byla půda. Zde byla zjišťována vertikální distribuce Cs-137 v půdě. Na Obrázku 16 jsou vyobrazeny hodnoty hmotnostní aktivity v půdě v hloubkách 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm.



Obrázek 16 Hmotnostní aktivita Cs-137 v různých hloubkách půdy jednotlivých lokalit
Zdroj: Vlastní

Nejvyšší hmotnostní aktivitu ze všech lokalit a ze všech odebraných vrstev půdy měla vrstva 0-5 cm z lokality Zadov, 700 Bq.kg⁻¹. Další dvě vrstvy měly hmotnostní aktivitu nižší, vrstva 5-10 cm obsahovala 51 Bq.kg⁻¹ a vrstva 10-20 cm 47 Bq.kg⁻¹. V lokalitě Churáňov měla nejvyšší hmotnostní aktivitu vrstva 5-10 cm, 551 Bq.kg⁻¹. Po ní následuje vrstva 10-20 cm, 249 Bq.kg⁻¹. Nejnižší hmotnostní aktivitu měla vrstva 0-5 cm, 130 Bq.kg⁻¹. V lokalitě Kvilda byly naměřeny poměrně nízké hodnoty. Nejvyšší hodnoty měla vrstva 5-10 cm, 85 Bq.kg⁻¹, po ní následovala vrstva 0-5 cm, 69 Bq.kg⁻¹. Nejnižší hmotnostní aktivitu měla vrstva 10-20 cm, 48 Bq.kg⁻¹.

Na Obrázku 17 je porovnání výsledků měření Cs-137 v půdě ve všech třech lokalitách s obsahem K-40.



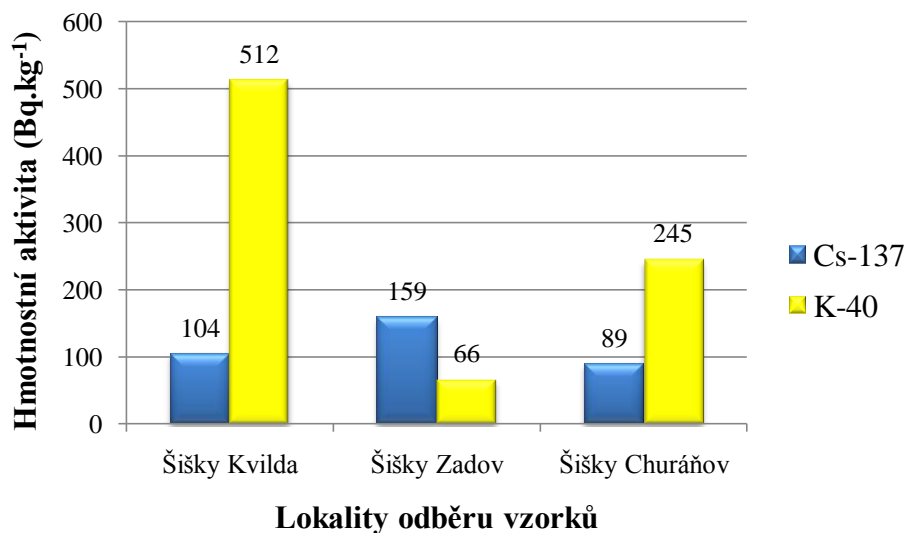
Obrázek 17 Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 ve vzorcích půd

Zdroj: Vlastní

Na Obrázku 17 je vidět, že nejvyšší hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137 měla půda z lokality Zadov ve vrstvě 0-5 cm. Zde byla naměřena i nejnižší hodnota aktivity Cs-137 a to ve vrstvě 10-20 cm. K-40 měl nejvyšší aktivitu ve vrstvě 5-10 cm v lokalitě Kvilda a nejnižších hodnot dosáhla aktivita půdy v lokalitě Churáňov také ve vrstvě 5-10 cm.

3.2.2 Výsledky hmotnostní aktivity v šiškách

Další komoditou lesního ekosystému, která byla odebrána a měřena byly šišky. Výsledky měření hmotnostní aktivity v šiškách je zobrazeno na Obrázku 18.



Obrázek 18 Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v šiškách

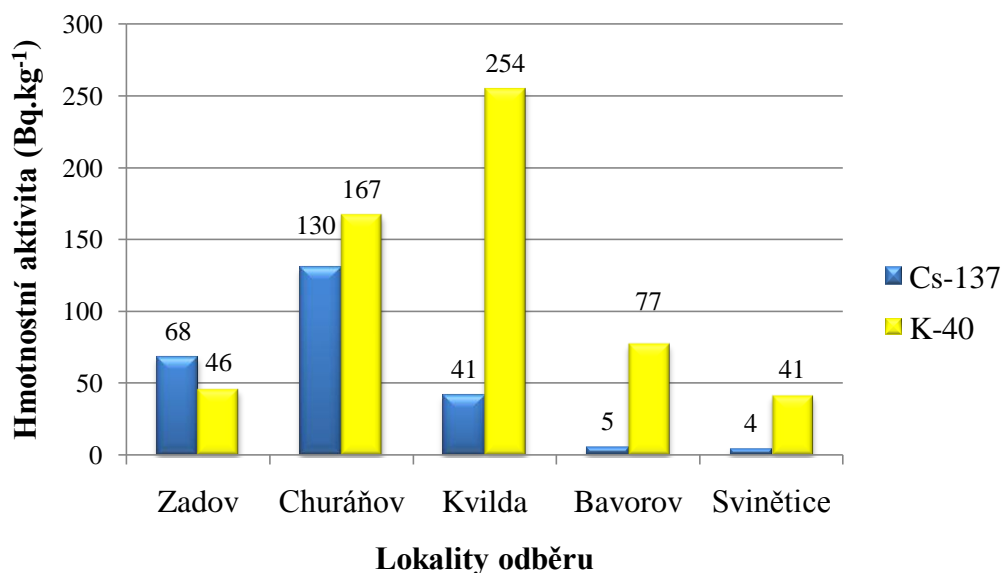
Zdroj: Vlastní

Z Obrázku 18 vyplývá, že nejvyšší hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137 v šiškách byly naměřeny v lokalitě Zadov, 159 Bq.kg⁻¹. V lokalitě Kvilda to bylo 104 Bq.kg⁻¹ a nejnižší hodnoty byly naměřeny v šiškách z lokality Churáňov, 89 Bq.kg⁻¹. Nejvíce K-40 bylo naměřeno v lokalitě Kvilda, 512 Bq.kg⁻¹. Na Churáňově bylo zjištěno, že hmotnostní aktivita K-40 je 245 Bq.kg⁻¹. Nejnižší hodnoty byly naměřeny na Zadově, 66 Bq.kg⁻¹.

3.2.3 Výsledky hmotnostní aktivity ve smrkové kůře

Další měřenou komoditou lesního ekosystému byla smrková kůra.

Na Obrázku 19 jsou vyobrazeny hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 ve vzorcích kůry smrku ztepilého.



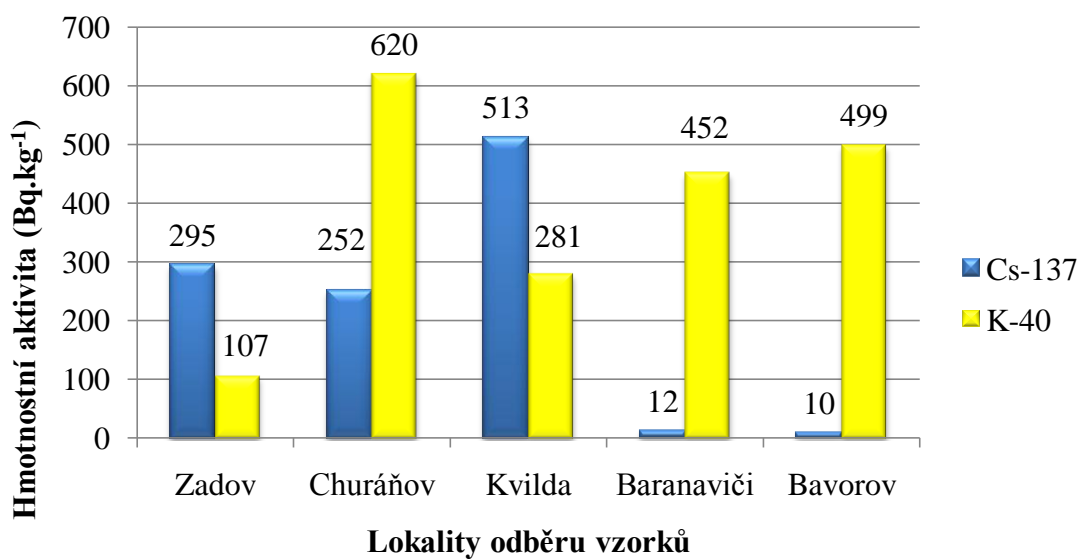
Obrázek 19 Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 ve smrkové kůře

Zdroj: Vlastní

Na Obrázku 19 je možné vidět, že nejvyšší hodnoty Cs-137 se nacházejí v kůře z lokality Churáňov, kde je hodnota hmotnostní aktivity 130 Bq.kg^{-1} . Nejnižší hodnota Cs-137 se nachází v kůře z lokality Svinětice, 4 Bq.kg^{-1} . K-40 má nejvyšší hodnotu v kůře z Kvildy, kde je hmotnostní aktivita 254 Bq.kg^{-1} . Nejnižší hodnota K-40 je v lokalitě Svinětice, kde je hmotnostní aktivita 41 Bq.kg^{-1} .

3.2.4 Výsledky hmotnostní aktivity ve vzorcích mechu

Na Obrázku 20 jsou zobrazeny hmotnosti aktivity Cs-137 a K-40 v mechu.



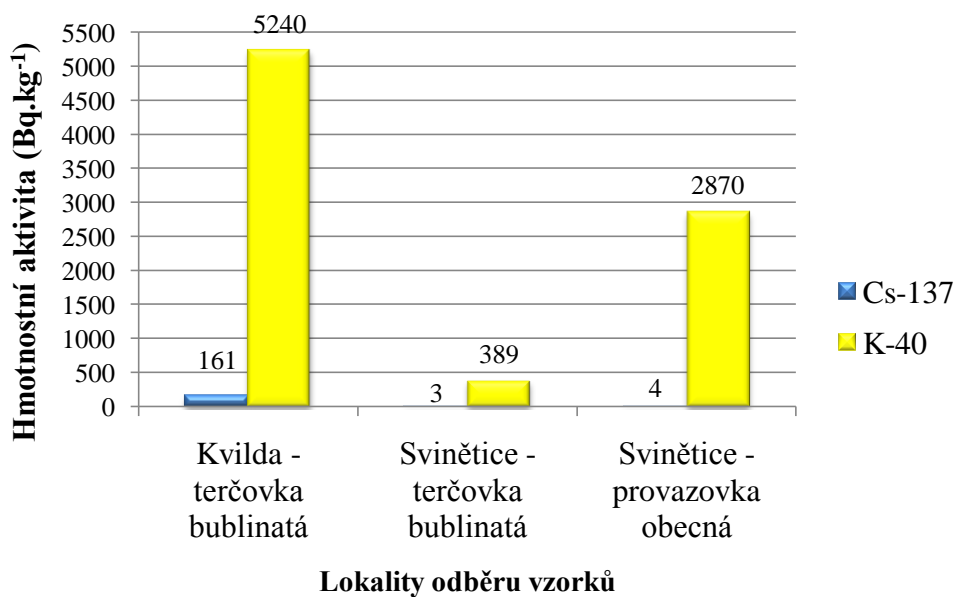
Obrázek 20 Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v mechu

Zdroj: Vlastní

Na Obrázku 20 je vidět, že nejvyšší hmotnostní aktivitu Cs-137 má mech z oblasti Kvilda, kde má aktivita hodnotu 513 Bq.kg⁻¹. Nejnižší hodnota Cs-137 je v mechu z lokality Bavorov, kde aktivita dosahuje hodnoty 10 Bq.kg⁻¹. K-40 má nejvyšší aktivitu v lokalitě Churáňov, kde je to 620 Bq.kg⁻¹. Nejnižší hodnotu má mech v lokalitě Kvilda, kde je aktivita 281 Bq.kg⁻¹.

3.2.5 Výsledky hmotností aktivity ve vzorcích lišejníků

Všechny výsledky měření v lišejnících jsou zobrazeny na Obrázku 21.



Obrázek 21 Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lišejnících

Zdroj: Vlastní

Obrázek 21 ukazuje, že nejvyšší hmotnostní aktivita Cs-137 je v lišejníku z lokality Kvilda, kde aktivita dosahuje hodnoty 161 Bq.kg⁻¹. Nejnižší hodnotu má lišejník terčovka bublinatá ze Svinětic, zde je aktivita 3 Bq.kg⁻¹. K-40 má nejvyšší hodnotu v lišejníku z Kvildy, zde jsou hodnoty 5240 Bq.kg⁻¹. Nejnižších hodnot dosahuje K-40 v lišejníku terčovka bublinatá ve Sviněticích, zde jsou to hodnoty 389 Bq.kg⁻¹.

4 Diskuze

Cs-137 je uměle vytvořený izotop a do životního prostředí se dostal prostřednictvím zkoušek jaderných zbraní a po haváriích v jaderných elektrárnách. Nejrozsáhlejší havárií jaderné elektrárny, která nejvíce zamořila Evropu, byla havárie v Černobylu. Radioaktivní částice, které při této havárii unikly, byly unášeny vzdušnými proudy tisíce kilometrů daleko. Tak se dostaly i na území České republiky, kde byly z radioaktivního mraku vymývány prostřednictvím dešťových srážek. Tyto srážky při průchodu prvního radioaktivního mraku přes naše území byly zaznamenány v oblasti Šumavy. Z tohoto důvodu byly vytipovány tři lokality ke sběru vzorků: Zadov, Churáňov a Kvilda.

Bakalářská práce je věnována obsahu Cs-137 v různých komoditách lesního ekosystému v těchto třech lokalitách Šumavy. Pro porovnání byly odebrány vzorky některých komodit lesního ekosystému i v lokalitách Bavorov, Svinětice a Baranoviči, kde při průchodu radioaktivního mraku nedošlo v důsledku nedostatku srážek k tak velkému vymývání radioaktivních částic z radioaktivního mraku.

4.1 Vyhodnocení výsledků hmotnostních aktivit podle lokalit

Porovnání všech výsledků hmotnostní aktivity vzorků komodit lesního ekosystému ze všech lokalit je znázorněno na Obrázku 12. Z těchto výsledků vyplývá, že kontaminace Cs-137 je mezi všemi komoditami a mezi lokalitami sběru vzorků velice rozdílná. Na obrázcích 13, 14 a 15 je porovnání výsledků všech komodit, které byly odebrány v lokalitách Churáňov, Zadov a Kvilda. Protože K-40 se v lidském těle distribuuje obdobně jako Cs-137, jsou v této práci porovnány hodnoty hmotnostní aktivity obou těchto radioaktivních prvků.

4.2 Vyhodnocení výsledků hmotnostních aktivit podle druhu komodit

4.2.1 Vyhodnocení hmotnostní aktivity v půdě

První komoditou lesního ekosystému, která byla odebrána a změřena, byla půda. Migrace Cs-137 je v lesním ekosystému poměrně pomalá, ale vzhledem k tomu, že od havárie v jaderné elektrárně Černobyl uplynulo již 29 let, dostává se Cs-137 postupně hlouběji. Je důležité provádět měření obsahu Cs-137 v půdě. Půda je počátkem distribuce Cs-137 do lidského organismu. Je zde ovšem rozdíl oproti zemědělsky obdělávané půdě. Vzhledem k tomu, že zemědělsky obdělávaná půda je orána a zemina je tímto mísená, je obsah Cs-137 většinou v půdě rovnoměrný (24,25). Oproti tomu neobdělávaná půda v lesním ekosystému je stálá a bez zásahu lidské činnosti. Zde se postupně Cs-137 dostává do větších hloubek, ale i přes to, že od havárie v jaderné elektrárně Černobyl uběhlo již více než čtvrt století, udržuje se Cs-137 ve svrchních vrstvách půdy. V této práci ve dvou ze třech případů byly naměřeny nejvyšší hmotnostní aktivity ve vrstvě 5-10 cm. Nejnižší hodnoty byly oproti tomu naměřeny v hloubce 10-20 cm. Rozmezí těchto aktivit se pohybuje 48-700 Bq.kg⁻¹. Tedy obsah Cs-137 je v těchto hloubkách velice rozdílný.

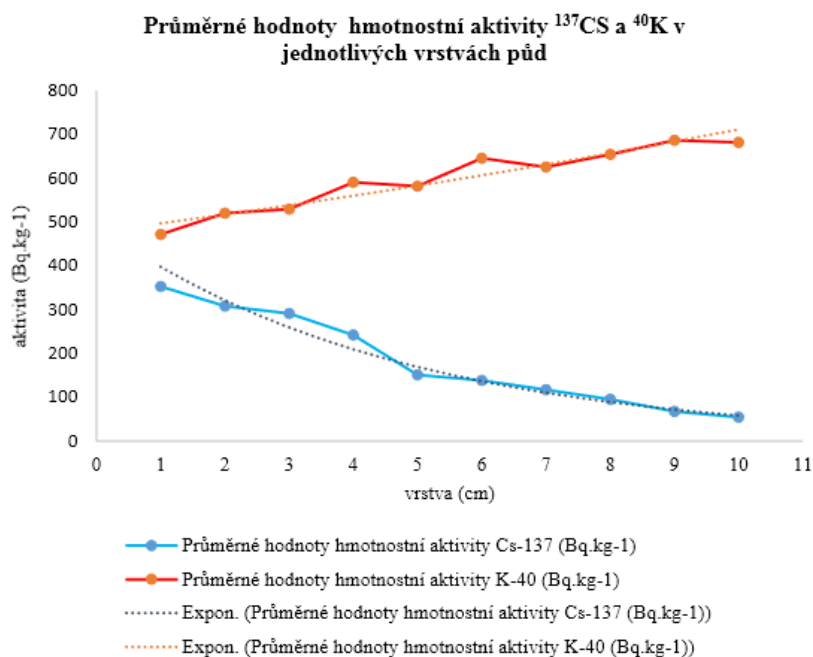
Po havárii v jaderné elektrárně Černobyl se měřily přímo kontaminované potraviny, jako je mléko, maso a rostliny, které konzumuje obyvatelstvo. Ale i rostliny, které vyrostly po této nehodě, jsou i nadále zdrojem kontaminace obyvatelstva. Prostřednictvím kořenového systému rostlin se radioaktivní Cs-137 potravním řetězcem dostává i do lidského organismu. Ať už přímo konzumací těchto rostlin či jejich plodů (např. borůvky), ale i konzumací masa či mléka zvířat, které je požívají (16). Konzumace těchto komodit přispívá k vnitřnímu ozáření obyvatelstva a k vyšší pravděpodobnosti vzniku stochastických účinků. Hodnoty hmotnostní aktivity jsou ovšem tak malé oproti ostatním zdrojům záření, jako je kosmické záření, přírodní záření Země či lékařské ozáření, že je toto riziko zanedbatelné.

Měřením obsahu různých radioaktivních prvků, mezi kterými je i Cs-137, v půdě se zabývá i práce I. Al Hamarneh a kol. (26) z oblasti Jordánska. Zde byly v roce 2000 analyzovány vzorky půdy pomocí gamaspektrometrie. V této odborné práci měřili vertikální distribuci Cs-137 v rozmezí hloubek 0-32 cm v 11 lokalitách.

Rozsah hodnot hmotnostní aktivity ze všech oblastí byl 7,5-576 Bq.kg⁻¹. Tyto hodnoty byly vyšší ve svrchních vrstvách půdy než hodnoty hmotnostní aktivity půdy odebrané ve větších hloubkách (26). Výsledky měření hmotnostní aktivity v Jordánsku ukazují, že Cs-137 se udržuje ve svrchních vrstvách půdy a jen pomalu se dostává do větších hloubek.

Článek, který vypracoval Paweł Jodłowski a kol. (27), se zabývá měřením Cs-137 v Gorce Mountain v Polsku. Vertikální distribuci měřili ve třech vrstvách po 3 cm. Tedy vrstvy 0-3 cm, 3-6 cm a 6-9 cm. Zde se hodnoty hmotnostní aktivity pohybují v první vrstvě v rozmezí 42-428 Bq.kg⁻¹, ve druhé vrstvě 23-947 Bq.kg⁻¹ a ve třetí vrstvě 3-539 Bq.kg⁻¹. Z těchto výsledků je patrné, že v Gorce Mounaint v Polsku má značně nerovnoměrně rozloženou aktivitu. Hmotnostní aktivita Cs-137 klesá s hloubkou a je nejvyšší v druhé vrstvě půdy (27).

Bakalářská práce D. Hájka (25) je nejnovější a byla zde měřena půda mimo jiné i na Kvildě a na Zadově. Ovšem zde byla půda měřena podrobněji a to ve vrstvách po 1 cm. Výsledky jsou zobrazeny na Obrázku 23. Z obrázku 23 vyplývá, že nejvyšší koncentrace Cs-137 ze všech lokalit jsou v prvních centimetrech a postupně klesají (25).



Obrázek 22 Průměrné hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v jednotlivých vrstvách půdy

Zdroj: HÁJEK, Daniel. *Vertikální distribuce ^{137}Cs v neobdělávaných půdách*. České Budějovice, 2014. Dostupné z: http://theses.cz/id/iruew3/BP_Vertikln_distribuce_CS-137_v_neobdlvanych_pdch_Dan_Hjek.pdf. Bakalářská práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.

Ze všech těchto prací vyplývá, že Cs-137 se udržuje ve svrchních vrstvách půdy a jen pomalu se dostává hlouběji. Ovšem výsledky těchto prací nemohou být konkrétně porovnány vzhledem k tomu, že nebylo měřeno ve stejných vrstvách půdy a kromě práce D. Hájka (25) ve stejných lokalitách a je zde také velký časový rozestup.

Jiné práce se zabývají spíše plošnou aktivitou Cs-137 v půdě. Například práce L. Popova a kol.(28), která se zabývá plošnou aktivitou různých izotopů, mimo jiné i Cs-137, v Bulharsku. Zde bylo naměřeno v lokalitě Berkovitz a až 1000 Bq.m⁻² (28).

V práci J. Winkelbauerové a kol. (29) jsou porovnávány plošné aktivity v bavorských lesích. Výsledky této práce ukazují, že v těchto lesích jsou hodnoty plošné aktivity v půdě značně rozdílné. Pohybují se v rozmezí 640 - 61166 Bq.m⁻² (29).

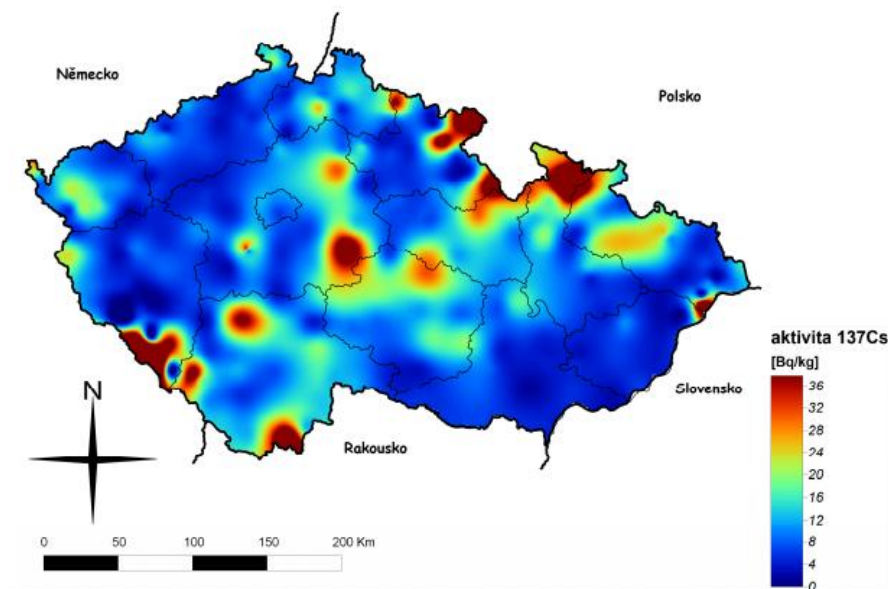
Z těchto výsledků vyplývá, že i plošná aktivita Cs-137 v půdě je značně nehomogenní.

4.2.2 Vyhodnocení hmotnostní aktivity v šiškách

Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a porovnání s výsledky aktivity radioaktivního prvku K-40 jsou na Obrázku 18. Obsah Cs-137 v šiškách je vzhledem k půdě relativně nízký, hodnoty se zde pohybují v rozmezí 89-154 Bq.kg⁻¹. I vzhledem k půdě a mechu jsou hodnoty hmotnostní aktivity v šiškách nižší. Ovšem jsou srovnatelné s hmotnostní aktivitou v kůře.

4.2.3 Vyhodnocení hmotnostní aktivity ve smrkové kůře

Další komoditou lesního ekosystému, kde byly porovnávány hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40, je smrková kůra. Na území Národního parku Šumava je současné zastoupení smrku 84 %, přirozené by mělo být 51 %. Nepřirozeně vysoké zastoupení smrku ztepilého v lesích Šumavy je důsledek lidských aktivit v minulosti (30). Z tohoto hlediska došlo ke sběru kůry ze smrku ztepilého. Výsledky měření obsahu Cs-137 a K-40 v kůře jsou znázorněny na Obrázku 18. Z těchto výsledků vyplývá, že i ve smrkové kůře je obsah Cs-137 v různých lokalitách odlišný. Nerovnoměrnost potvrzuje i zpráva SÚRO č. 28 / 2011 (31). Hodnoty hmotnostní aktivity z této zprávy jsou zobrazeny na Obrázku 24.



Obrázek 23 Plošná aktivita Cs-137 v kůře (2010)

Zdroj: PILÁTOVÁ, H. et al. Mapy obsahu Cs-137 ve smrkových kůřích lesního ekosystému České republiky v roce 2010. 2011, s. 1-8. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/rms/monitorovani-slozek-zivotniho-prostredi/mapy-obsahu-137cs-ve-smrkovych-kurach-v-2010/view>

V této bakalářské práci bylo zjištěno, že hmotnostní aktivity Cs-137 v kůře jsou významně vyšší v lokalitách Kvilda, Zadov a Churáňov oproti lokalitě Bavorov a Svinětice. Smrkovou kůrou se zabývá také práce J. Kaňkové Cesium-137 v lesním ekosystému (32). Zde byly ovšem měřeny oblasti, kde bylo vymývání radioaktivních částic menší než v lokalitách Šumavy. Jednou z měřených lokalit v práci J. Kaňkové je lokalita Vodňany, která je vzdálená pouze 9 km od Bavorova. Výsledky hmotnostních aktivit lokalit s menším radioaktivním spadem jsou skoro totožné. V lokalitě Vodňany byly naměřeny v kůře pouze 4 Bq.kg^{-1} , což je stejné množství jako v lokalitě Bavorov (32).

Ve článku J. Havránka a R. Havránkové (33), kde byl měřen obsah cesia-137 v lesním ekosystému v lokalitě Újezd bylo zjištěno, že obsah Cs-137 v kůře je nižší než v půdě. Toto odpovídá i výsledkům této bakalářské práce (33).

V práci J. Ertela a kol. (34) bylo zjištěno, že obsah Cs-137 v kůře je 25x vyšší než obsah ve dřevě. Také byl zjištěn vyšší obsah Cs-137 ve smrkové kůře oproti kůře z modřínu. Usazování Cs-137 zde závisí na hrubosti kůry a celkové ploše kůry při radioaktivním spadu po havárii v jaderné elektrárně Černobyl (34).

4.2.4 Vyhodnocení hmotnostní aktivity v mechu

Dalším prvkem lesního ekosystému je mech. Jedná se o tzv. Mech Schreberův, který roste v jehličnatých lesích s kyselou půdou, roste na skalách, kamenech a tlejícím dřevě (35). Tento mech byl odebrán ve všech třech lokalitách Šumavy a v Bavorově. Poslední vzorek mechu pochází z okolí města Baranaviči, které leží severozápadně od Černobylu. Výsledky měření jsou zobrazeny na Obrázku 19. I přes to, že město Baranaviči leží v mnohem kratší vzdálenosti od Černobylu než Šumava, je zde hmotnostní aktivita Cs-137 pouze 12 Bq.kg^{-1} . Stejně tomu tak je v lokalitě Bavorov, kde byla aktivita naměřena pouhých 10 Bq.kg^{-1} . Na Šumavě, v lokalitě Kvilda, dosahuje mech hodnoty až 513 Bq.kg^{-1} . Na Zadově má Cs-137 v mechu aktivitu 295 Bq.kg^{-1} a na Churáňově 252 Bq.kg^{-1} .

Mechy a lišejníky do sebe vtahují poměrně vysoké množství Cs-137, ovšem tyto hodnoty opět korespondují s průchodem radioaktivního mraku a vymýváním jeho částic prostřednictvím dešťových srážek. Proto stejně jako ve většině komodit lesního ekosystému byly naměřeny vyšší hodnoty hmotnostní aktivity v lokalitách Šumavy (Kvilda, Zadov, Churáňov), oproti lokalitám Bavorov i Baranaviči.

4.2.5 Vyhodnocení hmotnostní aktivity v lišejnících

Lišejníky byly odebrány ve třech lokalitách. Jednalo se o dva druhy lišejníků. V lokalitě Kvilda byl odebrán vzorek lišejníku terčovky bublinaté, která byla nalezena i v lokalitě Svinětice. V lokalitě Svinětice byl ještě pro porovnání získán vzorek lišejníku provazovky obecné. Hmotnostní aktivity Cs-137 ve vzorcích lišejníků jsou zobrazeny na Obrázku 20. Zde je vidět, stejně jako u kůry, že vyšších aktivit Cs-137 dosahuje lišejník v lokalitě Šumavy, tedy v lokalitě s větším radioaktivním spadem.

Aktivity Cs-137 ze Svinětic jsou velice nízké. Lišejník z Kvildy obsahoval hmotnostní aktivitu 161 Bq.kg^{-1} . Oproti tomu lišejníky ze Svinětic pouze 3 Bq.kg^{-1} a 4 Bq.kg^{-1} . Vysokých hodnot v lišejnících dosáhl radioaktivní K-40. Lišejník z Kvildy obsahoval 5240 Bq.kg^{-1} , ze Svinětic 2870 Bq.kg^{-1} a 389 Bq.kg^{-1} . Jsou patrné velké rozdíly mezi druhy lišejníků a mezi lokalitami jejich výskytu.

Lišejníky jsou oblíbeným pokrmem divokých sobů. Práce K. Rissanena a kol. (36) se zabývá přímo měřením hmotnostní aktivity masa těchto zvířat (36). Po havárii v Černobylu byla průměrná koncentrace Cs-137 v sobím masu z období 1986-1987 720 Bq.kg^{-1} v čerstvé hmotnosti. V letech 1987-1988 bylo naměřeno 630 Bq.kg^{-1} v čerstvé hmotnosti (37). Lišejníky velice dobře akumulují Cs-137, a proto se velká část tohoto radioaktivního prvku distribuuje do těl sobů. V České republice není obvyklé konzumovat sobí maso, ale pro státy severní Evropy je to běžný prostředek obživy. Proto je důležité měřit obsah Cs-137 jak v lišejnících, tak v masu těchto zvířat.

Rozmezí hodnot hmotnostní aktivity Cs-137 ve všech vzorcích se pohybuje od 3 do 700 Bq.kg^{-1} . Nejvyšší aktivita byla naměřena u půdy, kde hodnoty dosáhly až 700 Bq.kg^{-1} . Vysoká aktivita byla změřena i v mechu v lokalitě Kvilda, 513 Bq.kg^{-1} . Vzorky smrkové kůry, šišek a lišejníků měly hodnoty hmotnostní aktivity nižší a v žádném z případů nepřesáhly hodnoty 300 Bq.kg^{-1} .

Závěrem této diskuze by se tedy dalo říci, že i když jsou výsledné hodnoty měření v porovnání s jinými zdroji záření zanedbatelné, je důležité tato měření provádět. Dokud bude být jen jeden stát na této planetě vlastnit jadernou zbraň či provozovat jadernou energetiku, je zde hrozba většího úniku radioaktivních látek, tedy i Cs-137. Z tohoto důvodu v dohledné době nenastane situace, kdy nebude potřeba měřit obsah radioaktivních prvků v různých komoditách a to nejen lesního ekosystému. Radioaktivita obklopuje člověka ze všech stran, ale je důležité, aby člověk věděl, že nekonzumuje potraviny se zbytečně vysokým obsahem radioaktivních látek. I když ostatní zdroje záření, ať už přírodní či umělé, mají vyšší aktivity a ozařují člověka více, není radno zapomínat i na malé zdroje, protože i ty přispívají ke kontaminaci člověka a ke vzniku stochastických účinků.

4.3 Vyhodnocení výzkumné otázky

Je obsah Cs-137 ve vybraných komoditách lesního ekosystému v oblastech Šumavy významně rozdílný?

Výsledky měření všech vzorků lesního ekosystému prokázaly, že hodnoty hmotnostní aktivity jsou značně rozdílné, jak v různých komoditách lesního ekosystému, tak v různých lokalitách sběru vzorků.

5 Závěr

Cílem této bakalářské práce bylo stanovit a porovnat obsah Cs-137 ve vybraných komoditách v lesním ekosystému ve vytipovaných lokalitách Šumavy pomocí polovodičové spektrometrie gama. Všechny vzorky komodit lesního ekosystému byly stanoveny a porovnány. Tím byl splněn cíl této bakalářské práce.

Jednalo se o vzorky půdy ve třech vrstvách, vzorky smrkové kůry, šišek, mechu a lišejníků. Všechny tyto vzorky byly odebrány na Šumavě, konkrétně na Kvildě, Zadově a Churáňově. Pro srovnání byly odebrány vzorky některých komodit lesního ekosystému i v lokalitách, kde nebyl radioaktivní spad tak velký. Těmi lokalitami byly Bavorov, Svinětice a běloruské Baranoviči. Z výsledků měření půdy bylo zjištěno, že i po uplynutí 29 let od havárie v Černobylu se Cs-137 stále nachází ve svrchních vrstvách půdy, konkrétně ve vrstvě 5-10 cm. Výsledky měření ostatních vzorků prokázaly, že hodnoty hmotnostní aktivity jsou značně rozdílné, jak v různých komoditách lesního ekosystému, tak v různých lokalitách sběru vzorků. Tyto hodnoty se pohybují od 3 do 700 Bq.kg⁻¹. Nejvyšší aktivita byla naměřena u půdy, kde hodnoty dosáhly až 700 Bq.kg⁻¹. Vysoká aktivita byla změřena i v mechu v lokalitě Kvilda, 513 Bq.kg⁻¹. Vzorky smrkové kůry, šišek a lišejníků měly hodnoty hmotnostní aktivity nižší a v žádném z případů nepřesáhly hodnoty 300 Bq.kg⁻¹.

Z těchto hodnoty vyplývá, že obsah Cs-137 v lesním ekosystému v lokalitách Šumavy je značně rozdílný, což je odpovědí na výzkumnou otázku. Tyto výsledky byly již prezentovány na Studentské vědecké konferenci.

Hmotnostní aktivity jsou relativně nízké, ovšem k ozařování obyvatelstva a tím pádem i ke zvýšení pravděpodobnosti vzniku stochastických účinků, přispívají. Ozáření z jiných zdrojů, jako je kosmické záření či přírodní záření Země, je ovšem mnohem vyšší oproti komoditám lesního ekosystému.

6 Seznam informačních zdrojů

- (1) PEJCHAL, Jaroslav. *Biofyzika pro záchranáře*. Vyd. 1. Hradec Králové: Univerzita obrany, 2013, 2 sv. (85, 89 s.). ISBN 978-80-7231-354-9.
- (2) KUNA, Pavel a Leoš NAVRÁTIL. *Klinická radiobiologie*. 1. vyd. Praha: Manus, 2005, 222 s. ISBN 80-86571-09-2.
- (3) ÖSTERREICHER Jan, VÁVROVÁ Jiřina. *Přednášky z radiobiologie*. Hradec Králové. Ústav radiobiologie a imunologie, Vojenská lékařská akademie J. E. Purkyně, 2003, ISBN 80-86571-01-7.
- (4) Radiobiologie, Deterministické účinky [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://fbmi.sirdik.org/7-kapitola/75/752.html>
- (5) Radiobiologie, Stochastické účinky [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://fbmi.sirdik.org/7-kapitola/75/751.html>
- (6) NAVRÁTIL, Oldřich. *Jaderná chemie*. 1. vyd. Praha: Academia, 1985, 301 s.
- (7) Principy a praxe radiační ochrany. 1. vyd. Editor Vladislav Klener. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, 2000, 619 s. ISBN 8023837036.
- (8) Cesium. *Periodická tabulka* [online]. 2012 [cit. 2015-03-26]. Dostupné z: <http://www.prvky.com/55.html>
- (9) Draslík. *Periodická tabulka* [online]. 2012 [cit. 2015-03-26]. Dostupné z: <http://www.prvky.com/55.html>

- (10) KOTINSKÝ, Petr a Jaroslava HEJDOVÁ. *Dekontaminace v požární ochraně*. 1. vyd. V Ostravě: Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství, 2003, 126 s. Spektrum (Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství). ISBN 80-86634-31-0.
- (11) INES. Mezinárodní stupnice hodnocení závažnosti jaderných událostí: Uživatelská příručka. In: *Státní úřad pro jadernou bezpečnost* [online]. 2001 [cit. 2015-04-02]. Dostupné z: <http://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/dokumenty/publikace/INES.pdf>
- (12) MATOUŠEK, Jiří, Jan ÖSTERREICHER a Petr LINHART. *CBRN: jaderné zbraně a radiologické materiály*. 1. vyd. V Ostravě: Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství, 2007, 216 s. SPBI Spektrum, 53. ISBN 9788073850296.
- (13) RYZÍ, Lukáš. Černobylská jaderná elektrárna [online], [cit. 2013-02-11]. Dostupné z: <http://chernobylzone.cz/cernobylska-jaderna-elektrarna/>
- (14) DRÁBOVÁ, Dana. Černobylská havárie aneb Pravda není nikdy čistá a málokdy bývá jednoduchá. In: *Státní úřad pro jadernou bezpečnost* [online]. [cit. 2015-03-16]. Dostupné z: https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/cernobyl/cernobylska_havarie.pdf
- (15) KOLEKTIV AUTORŮ. *10let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu – důsledky a poučení*. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, 1996 [online] Dostupné z: https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/cernobyl/cernobylska_havarie.pdf

- (16) BUČINA, 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*. Praha: Československá komise pro atomovou energii, 1988, s. 5-22.
- (17) HŮLKA, Jiří a Irena MALÁTOVÁ. Radiační situace v České republice, přehled hlavních výsledků měření a opatření. In: *Státní úřad radiační ochrany* [online]. 1996 [cit.2015-04-02]. Dostupné z: https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/radiacni_situace_v_cr_po_cernobylu.pdf/view
- (18) RULÍK, Petr a Jan HELEBRANT. Mapa kontaminace půdy České republiky ¹³⁷Cs po havárii JE Černobyl: Zpráva SÚRO č. 22 / 2011. In: *Státní úřad radiační ochrany* [online]. Praha, 2011 [cit. 2015-04-02]. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/plosna-aktivita-radionuklidu-zjistena-ve-vzorcich-odebranych-pud>
- (19) Problematika kontaminace prasete divokého v ČR. In: *Státní úřad pro jadernou bezpečnost* [online]. 2012 [cit. 2015-04-08]. Dostupné z: <https://www.sujb.cz/aktualne/detail/clanek/problematika-kontaminace-prasete-divokeho-v-cr/>
- (20) ZPRÁVA O RADIAČNÍ SITUACI NA ÚZEMÍ ČESKÉ REPUBLIKY V ROCE 2008. *Státní úřad radiační ochrany* [online]. Praha, 2009 [cit. 2015-04-08]. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/publikace/radsit/zprava-o-radiacni-situaci-na-uzemi-ceske-republiky-v-roce-2008/view>

- (21) FOJCIKOVÁ, Markéta. *Analýzy fyziologických procesů v lišejnících a jejich aplikace pro monitoring životního prostředí*. Brno, 2011. Dostupné z: https://is.muni.cz/th/324135/prif_b/BP2.pdf. Bakalářská práce. Masarykova Univerzita.
- (22) DataPro, Gamaspektrometrická analýza (GSA) [online] 2014 [cit 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://www.lrm.cz/cz-gsa.html>
- (23) V.Ullmann, AstroNuklFyzika, Spektrometrie [online] 2014 [cit 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://astronuklfyzika.cz/DetekceSpektrometrie.htm#5>
- (24) BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT. *Tschernobyl – Bayern 20 Jahre danach: Abriss zu den Auswirkungen auf Bayern fußend auf 130.000 Einzeluntersuchungen*. Augsburg, 2006.
- (25) HÁJEK, Daniel. *Vertikální distribuce ¹³⁷Cs v neobdělávaných půdách*. České Budějovice, 2014. Dostupné z: http://theses.cz/id/iruew3/BP_Vertikln_distribuce_CS-137_v_neobdlvanch_pdch_Dan_Hjek.pdf. Bakalářská práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- (26) AL HAMARNEH, I., A. WREIKAT a K. TOUKAN. Radioactivity concentrations of ⁴⁰K, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²⁴¹Am, ²³⁸Pu and ²³⁹+²⁴⁰Pu radionuclides in Jordanian soil samples. *Journal of environmental radioactivity*. London: Elsevier Applied Science Publishers, 2002, 53–67.
- (27) JODŁOWSKI, Paweł a Chau Nguyen DINH. Cs-137 in the natural environment of the Gorce Mountains (Poland). *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* [online]. 2014, vol. 301, issue 1, s. 49-56 [cit. 2015-05-03]. DOI: 10.1007/s10967-014-3144-8.

- (28) POPOV, L., G. MIHAILOVA a I. NAIDENOV. 2010. Determination of activity ratios of ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu , ^{241}Am , ^{134}Cs , ^{137}Cs , and ^{90}Sr in Bulgarian soils. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 285(2): 223-237. DOI: 10.1007/s10967-010-0550-4. ISSN 0236-5731. Dostupné také z: <http://link.springer.com/10.1007/s10967-010-0550-4>
- (29) WINKELBAUER, Jennifer, Jörg VÖLKEL, Matthias LEOPOLD, Kerstin HÜRKAMP a Rudolf DEHOS. 2012. The vertical distribution of Cs-137 in Bavarian forest soils. *European Journal of Forest Research* [online]. 131(5): 1585-1599 [cit. 2015-05-04]. DOI: 10.1007/s10342-012-0626-5. ISSN 1612-4669. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s10342-012-0626-5>
- (30) Smrk ztepilý. In: *Národní park Šumava* [online]. 2008 [cit. 2015-04-02]. Dostupné z: <http://www.npsumava.cz/cz/1429/413/clanek/smrk-ztepily/>
- (31) PILÁTOVÁ, H. et al. Mapy obsahu ^{137}Cs ve smrkových kůrách lesního ekosystému České republiky v roce 2010. 2011, s. 1-8. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/rms/monitorovani-slozek-zivotniho-prostredi/mapy-obsahu-137cs-ve-smrkovych-kurach-v-2010/view>
- (32) KAŇKOVÁ, Jaroslava. *CESIUM 137 V LESNÍM EKOSYSTÉMU*. České Budějovice, 2007. Dostupné z: http://theses.cz/id/k06ksg/downloadPraceContent_adipIdno_7302. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- (33) HAVRÁNEK, Jiří a Renata HAVRÁNKOVÁ. OBSAH CESIA-137 V LESNÍM EKOSYSTÉMU V LOKALITĚ ÚJEZD. *Kontakt* [online]. 2008, č. 2 [cit. 2015-04-24]. Dostupné z: <http://casopiszsfsju.zsf.jcu.cz/kontakt/administrace/clankyfile/20120503101030309508.pdf>

- (34) ERTEL, J. a H. ZIEGLER. Cs-134/137 contamination and root uptake of different forest trees before and after the Chernobyl accident. *Radiation and Environmental Biophysics*. 1991, vol. 30, issue 2, s. 147-157. DOI: 10.1007/bf01219349.
- (35) MAŠKOVÁ, Jitka. Mechorosty-zástupci. In: *Digitální učební materiály* [online]. 2013 [cit. 2015-04-02]. Dostupné z: <https://view.officeapps.live.com/op/view.aspx?src=http://dumy.cz/nahled/78601>
- (36) RISSANEN, Kristina, Tua RAHOLA, Pauli ARO. Distribution of cesium-137 in reindeer. *Rangifer* [online]. 1990-08-10, vol. 10, issue 2, s. 57- [cit. 2015-04-30]. DOI: 10.7557/2.10.2.795. Dostupné z: <http://septentrio.uit.no/index.php/rangifer/article/view/795>
- (37) RISSANEN, K. a T. RAHOLA. CS-137 concentration in reindeer and its fodder plants. *Science of The Total Environment*. 1989, vol. 85, s. 199-206. DOI: 10.1016/0048-9697(89)90318-5.

7 Seznam tabulek

Tabulka 1 Radiační váhové faktory.....	17
Tabulka 2 Tkáňové váhové faktory.....	18
Tabulka 3 Mezinárodní stupnice INES	20
Tabulka 4 Aktivita Cs-137 a K-40 všech vzorků	40

8 Seznam obrázků

Obrázek 1 Mapa depozice Cs-137 v Evropě	28
Obrázek 2 Velikost srážek na území ČR v době průchodů kontaminované vzdušiny po havárii JE Černobyl v období 30. 4. - 9. 5. 1986	29
Obrázek 3 Dávkový příkon po havárii v JE Černobyl ve vybraných lokalitách	31
Obrázek 4 Plošné kontaminace ČR Cs-137 v důsledku havárie JE Černobyl (1.5. 1986)	31
Obrázek 5 Oblasti sběru komodit lesního ekosystému	34
Obrázek 6 Poloha města Baranaviči	35
Obrázek 7 Odběr vzorku půdy	36
Obrázek 8 Sušení půdy	36
Obrázek 9 Sušení šišek	37
Obrázek 10 Odběr vzorku mechu a kůry z jednoho pařezu	38
Obrázek 11 Odebírání vzorku lišejníku	39
Obrázek 12 Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 ve všech odebraných vzorcích	41
Obrázek 13 Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 ve všech vzorcích z lokality Churáňov	42
Obrázek 14 Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 ve všech vzorcích z lokality Zadov....	43
Obrázek 15 Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 ve všech vzorcích z lokality Kvilda...	44
Obrázek 16 Hmotnostní aktivita Cs-137 v různých hloubkách půdy jednotlivých lokalit	45
Obrázek 17 Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 ve vzorcích půd	46
Obrázek 18 Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v šiškách.....	47
Obrázek 19 Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 ve smrkové kůře	48
Obrázek 20 Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v mechu	49
Obrázek 21 Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lišejnících	50
Obrázek 23 Průměrné hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v jednotlivých vrstvách půdy	54
Obrázek 24 Plošná aktivita Cs-137 v kůře (2010)	56