



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

Obsah Cs-137 v houbách

Vypracovala: Michaela Čadová

Vedoucí práce: Mgr. Renata Havránková, Ph.D.

České Budějovice 2015

Abstrakt

V okolním prostoru všude na Zemi se vyskytuje radioaktivní záření. Ačkoliv jej není možné pozorovat, po překonání určité hranice, může způsobit těžká onemocnění, nádorová poškození, ale i smrt. Různé poznatky o účincích ionizujícího záření jsou pozorovány od začátku minulého století. K přírodním zdrojům ionizujícího záření patří kosmické záření a radionuklidy pocházející ze zemské kůry, které se vyskytují volně v přírodě (např. K, Ra, Rn, U aj.) Člověka mohou ovlivňovat tři složky kosmického záření. Tou první je galaktické záření, které pochází z hlubokého vesmíru. Druhou částí je sluneční kosmické záření, jehož zdrojem jsou především sluneční erupce. Poslední složkou jsou radiační van Allenovy pásy, které se skládají z elektronů a protonů zachycených magnetickým polem Země v určitých vzdálenostech od zemského povrchu. Významnější jsou pro nás však umělé zdroje ionizujícího záření, za jejichž stvořením a použitím stojí člověk. Svě využití si našly především v lékařství, ale i v jaderných reaktorech a zbraních. Jedním z významných umělých radioaktivních prvků je cesium-137, jehož zdroji na našem území jsou havárie na jaderné elektrárně Černobyl a testy jaderných zbraní v atmosféře ve 20. století.

Cílem předložené práce je porovnání obsahu Cs-137 v jednotlivých druzích hub ve vybrané lokalitě pomocí polovodičové gamaspektrometrie. Výzkumná otázka byla stanovena: Liší se obsah Cs-137 v závislosti na druhu hub?

V úvodní části se věnuji základním poznatkům o ionizujícím záření, které jsou důležité pro pochopení celé řešené problematiky. Jedná se o základní radiobiologické pojmy, jako jsou radioaktivita, ionizující záření, jeho biologické účinky a základní jednotky a veličiny, které se používají v radiobiologii a radiační ochraně. Dále se zabývám měřeným radionuklidem Cs-137, jeho zdroji na našem území, ke kterým patří havárie jaderné elektrárny Černobyl a testy jaderných zbraní ve 20. století. Věnuji se také koloběhu tohoto prvku v přírodě, jeho distribuci v organismu a vlivy na naše prostředí. Krátce se zabývám i základními poznatky o akumulaci Cs-137 v houbách. Dalším zmíněným bodem je metodika výzkumu, tedy stručný úvod do polovodičové spektrometrie gama.

Pro odběr vzorků byly vybrány lokality Zadov, Churáňov a Kvilda na Šumavě, kde byl v roce 1986 největší radioaktivní spad. Pro porovnání byly změřeny i vzorky hub z lokalit, kde nebyl spad tak významný. Jedná se o lokality v okolí obce Příbraz a v lesích Jemčina na Třeboňsku. Celkem bylo odebráno 26 vzorků hub.

Hmotnostní aktivita byla měřena pomocí polovodičové spektrometrie gama na Regionálním centru Státního úřadu pro jadernou bezpečnost v Českých Budějovicích. Kromě Cs-137 byl zjišťován i obsah přírodního izotopu draslíku-40. Jedná se o chemický homolog Cs-137, který má podobné vlastnosti a je obsažen homogenně v celém ekosystému. Pro porovnání byla měřena hmotnostní aktivita i u ostatních složek lesního ekosystému, jako jsou mech, kůra, šišky a zem. Doba měření byla u vzorků hub asi 24 hodin. U ostatních složek lesního ekosystému probíhalo měření v rozmezí 24 – 48 hodin. Naměřená spektra byla vyhodnocena pomocí softwarového nástroje GAMAT.

Nejvyšší naměřená hmotnostní aktivita Cs-137 byla zjištěna u vzorku hříbu smrkového z lokality Churáňov na Šumavě ($4\,265\text{ Bq.kg}^{-1}$). Poměrně vysokou aktivitu vykazuje také holubinka vrhavka ze Zadova ($3\,050\text{ Bq.kg}^{-1}$). Nejmenší množství Cs-137 bylo naměřeno u bedly vysoké, pocházející z lokality Jemčina na Třeboňsku ($5,6\text{ Bq.kg}^{-1}$) a u vzorku ryzce syrovinky z okolí obce Příbraz ($34,7\text{ Bq.kg}^{-1}$).

Nejvyšší hmotnostní aktivita přírodního radionuklidu K-40 byla naměřena u vzorku muchomůrky růžovky z lokality obce Příbraz ($4\,329\text{ Bq.kg}^{-1}$). Vysoká hodnota byla patrně zapříčiněna používáním hnojiv nebo pesticidů poblíž tohoto vzorku. Velké množství K-40 bylo zjištěno také u lakovky ametystové, pocházející taktéž z okolí obce Příbraz ($2\,901\text{ Bq.kg}^{-1}$). Naopak nejméně byl tento prvek obsažen ve vzorku bedly vysoké z lesů Jemčina ($971,8\text{ Bq.kg}^{-1}$) a ryzce syrovinky z Příbraze ($999,6\text{ Bq.kg}^{-1}$).

Dle naměřených hodnot můžeme konstatovat, že naměřená hmotnostní aktivita se velmi liší. Jednotlivé lokality vykazují rozdílné hodnoty z důvodu nerovnoměrných srážek na našem území v době průchodu radioaktivního mraku po výbuchu Černobyli. Liší se však i konkrétní druhy hub z totožných lokalit, což je zapříčiněno mimo jiné vlastnostmi půdy a hloubkou mycelií. Zjištěné výsledky korespondují se skutečností,

že hřibovité houby vykazují větší množství Cs-137 na rozdíl od hub lupenatých, které uvádí i další autoři.

Při porovnání naměřených hodnot vzorků hub a půdního substrátu pocházejících ze stejné lokality bylo zjištěno, že houby vykazují vyšší hmotnostní aktivitu Cs-137. Je to zapříčiněno schopností hub akumulovat tento radionuklid. Platí však, že v případě výskytu většího množství Cs-137 v půdním substrátu, i houby zde nalezené vykazují vyšší hodnoty. Naopak u vzorků hub, jejichž mycélie se nacházely v půdě, která neobsahovala významné množství tohoto prvku, nebyla ani naměřená hmotnostní aktivita na vysoké úrovni.

Na základě získaných výsledků byly následně stanoveny hodnoty úvazků efektivních dávek, které by obdržela osoba v případě jejich konzumace. Byla použita nejvyšší naměřená hodnota hříbu smrkového z lokality Churáňov ($4\ 265\ \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$). Předpokládaná průměrná roční spotřeba hub na 1 obyvatele byla stanovena na množství 10 kg. Tyto hodnoty byly porovnány se stanovenými limity a ostatními zdroji záření, vyskytujícími se v našem prostředí. V případě, že by člověk zkonzumoval během 1 roku množství 10 kg hub s nejvyšší naměřenou hodnotou, obdržel by dávku 0,07 mSv. Pro srovnání průměrná hodnota z přírodního ozáření činí přibližně 3mSv za rok. Celkově lze tedy říci, že naměřené hodnoty jsou relativně nízké a vzhledem k ostatním zdrojům ionizujícího záření je jeho vliv na zdraví naší populace zanedbatelný.

Klíčová slova: cesium-137, kontaminace, houby, gamaspektrometrie, hmotnostní aktivita

Abstract

Everywhere around us, anywhere on Earth there occurs radiation. Although radiation cannot be observed by simple eye, after overcoming a certain limit, can cause severe diseases, cancer damage, and also death. Different discoveries on effects of ionizing radiation have been made since the beginning of the last century. Natural sources of ionizing radiation include cosmic radiation and radionuclides originating from the earth's crust, which occur freely in nature (eg. K, Ra, Rn, U etc.). A human being can be influenced by three components of cosmic radiation. The first is galactic radiation that comes from deep space. The second is solar cosmic radiation, which sources are primarily solar eruptions. The last of the components are the Van Allen radiation belts, which consist of electrons and protons caught by a magnetic field of the Earth within a certain distance from the earth surface. However, artificial sources of ionizing radiation created by men are more important for us. Its use has been found particularly in medicine, but also in nuclear reactors and weaponry. One of the important artificial radioactive elements is Cesium-137, which origins in Czech countries come from accidents at the Chernobyl nuclear power plant and thanks to which nuclear weapons tests in the atmosphere were carried out in the 20th century.

The aim of this work is to compare the presence of Cs-137 in different kinds of mushrooms in selected locations using semiconductor gamma-ray spectrometry. Research question was determined: Does Cs-137 content amount vary depending on the fungal species?

The first part deals with basic knowledge of ionizing radiation, which is important for the complex understanding of thematic problems. This concerns basic radiobiological terms such as radioactivity, ionizing radiation, its biological effects and basic units and quantities used in radiobiology and radiation protection. Further I deal with the above mentioned measured radionuclide Cs 137, which resources in our country include the Chernobyl nuclear plant accident and tests of nuclear weapons in the 20th century. I also pay attention to this element in the cycle of nature, its distribution in the body and the effects on our environment. Shortly I even deal with basic knowledge of the Cs-137 accumulation in mushrooms. Another point mentioned

is the research methodology, a brief introduction to semiconductor gamma spectrometry.

As sampling sites I selected Zadov, Churáňov and Kvilda in Šumava, where in 1986 there was detected the biggest radiation fallout. For comparison, I also measured samples of mushrooms from localities of less significant fallout. These are sites around a village of Příbraz and in the woods of Jemčina within Třeboň region. A total of 26 mushroom samples were taken.

Mass activity was measured by semiconductor gamma spectrometry in the Regional Center of the State Office for Nuclear Safety in České Budejovice. In addition to Cs-137 there was also measured a content of a natural isotope Potassium-40. It is a Cs-137 chemical homologue, which has similar properties and is present homogeneously throughout the whole ecosystem. For comparison I also measured mass activity of other forest ecosystem components such as moss, bark, cones and ground. Measuring time of the mushroom samples was for about 24 hours. The other forest ecosystem components measuring time ranged from 24 to 48 hours. The measured spectra were analysed by using the GAMAT software tool.

The highest measured mass activity of Cs-137 was detected in a pine bolete sample from the site of Churanov in Sumava ($4\,265\text{ Bq.kg}^{-1}$). Also *Russula emetica* from Zadov shows relatively high activity ($3\,050\text{ Bq.kg}^{-1}$). The smallest amount of Cs-137 was measured in *Cystolepiota high*, originating in the locality of Jemčina in Třeboň region (5.6 Bq.kg^{-1}) and in a sample of *Lactarius volemus* from the nearby village Příbraz (34.7 Bq.kg^{-1}).

The highest mass activity of natural radionuclide K-40 was measured in a sample of blusher from the village Příbraz site ($4\,329\text{ Bq.kg}^{-1}$). High value was probably caused by the use of fertilizers or pesticides near this sample. Large number of K-40 was also seen in *Laccaria amethystina*, also coming from the village Příbraz ($2\,901\text{ Bq.kg}^{-1}$). On the contrary, the least of this element was found in *Cystolepiota high* sample from Jemčina forests (971.8 Bq.kg^{-1}) and in *Lactarius volemus* from Příbraz (999.6 Bq.kg^{-1}).

According to the measured values, we can conclude that the measured mass activity differs a lot. Individual sites may have different values because of uneven rainfalls

in our country at the time of the radioactive cloud passage after the Chernobyl explosion. However, specific species of fungi from the same sites differ, which is due, inter alia, to soil characteristics and mycelium depth. The results correspond to the fact that the mushroom-shaped fungi show a greater amount of Cs-137 unlike gilled fungi presented as well by other authors.

When comparing the measured values of fungi samples and soil substrate originating in the same site, I found out that fungi show higher Cs-137 mass activity. This is caused by fungi ability to accumulate this radionuclide. It applies, however, that in case of large Cs-137 quantities in the soil substrate the fungi thus show higher values. On the contrary, mushroom samples whose mycelia were found in the soil, which did not contain significant quantities of this element, did not present mass activity at a high level either.

Based on the obtained results there were subsequently determined effective dose values, which a person would receive in case of their consumption. We used the highest measured pine bolete value from the locality of Churáňov ($4\,265\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$). An average annual mushrooms consumption amount per capita was set 10 kg. These values were compared with defined limits and other sources of radiation occurring in our environment. In case a person consumed 10 kg of mushrooms with the highest measured value during one year, he would receive a dose of 0.07 mSv. Just for better comparison, the average value of natural radiation exposure is approximately 3mSv per year. All in all, we can say that the measured values are relatively low and with regards to other sources of ionizing radiation its impact on the health of our population is negligible.

Keywords: cesium-137 contamination, mushrooms, gamma-ray spectrometry, mass activity

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 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. května 2015

Michaela Čadová

Poděkování

Ráda bych poděkovala vedoucí bakalářské práce Mgr. Renatě Havránkové, Ph.D. za ochotu, odborné vedení, cenné rady a veškeré informace, které mi velmi pomohly při zpracování bakalářské práce. Dále bych ráda poděkovala Mgr. Jiřímu Havránkovi za odbornou pomoc a poskytnuté podklady k bakalářské práci a panu Ing. Janu Matznerovi za spolupráci při získávání údajů pro výzkumnou část práce.

Obsah

ÚVOD.....	13
1 TEORETICKÁ ČÁST	15
1.1 Základní poznatky o ionizujícím záření	15
1.1.1 Vybrané jednotky a veličiny v oblasti ionizujícího záření.....	17
1.2 Cesium.....	18
1.2.1 Zdroje Cesia-137.....	19
1.2.2 Distribuce Cesia-137 v těle	19
1.3 Draslík	19
1.4 Expozice obyvatelstva.....	20
1.5 Havárie v jaderné elektrárně Černobyl.....	21
1.5.1 Průběh jaderné havárie.....	22
1.5.2 Výbuch reaktoru	23
1.5.3 Důsledky nehody	24
1.5.4 Účinky uvolněných radionuklidů na organismus	24
1.5.5 Průchod radioaktivního mraku přes ČSSR	25
1.6 Testy jaderných zbraní	27
1.6.1 Trinity.....	28
1.6.2 Hirošima - Nagasaki	29
1.7 Houby	30
1.8 Gama spektrometrická analýza	30
1.8.1 Polovodičová spektrometrie gama	31
2 VÝZKUMNÁ OTÁZKA A METODIKA VÝZKUMU	33
2.1 Výzkumná otázka	33
2.2 Metodika.....	33
2.2.1 Odběry a úprava vzorků hub	34
2.2.2 Odběry a úprava vzorků ostatních složek lesního ekosystému	37
2.2.3 Stanovení hmotnostní aktivity.....	37
3 VÝSLEDKY	39

3.1.1	Výsledky hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 u hub.....	39
3.1.2	Výsledky hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 u ostatních složek lesního ekosystému.....	45
4	DISKUSE	55
4.1	Zhodnocení vzorků hub.....	55
4.2	Porovnání naměřených hodnot hub a ostatních složek lesního ekosystému..	58
4.3	Výpočet úvazku efektivní dávky.....	58
4.4	Zhodnocení výzkumné otázky	59
5	ZÁVĚR.....	61
6	SEZNAM INFORMAČNÍCH ZDROJŮ.....	62
7	SEZNAM TABULEK	67
8	SEZNAM OBRÁZKŮ	68
9	SEZNAM GRAFŮ	69
10	SEZNAM PŘÍLOH	70

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

ANO	Akutní nemoc z ozáření
Cs	Cesium
ČR	Česká republika
ČSSR	Československá socialistická republiky
GSA	Gama spektrometrická analýza
HPGe	High Purity Germanium
K	Draslík
SÚJB	Státní úřad pro jadernou bezpečnost
SÚRO	Státní úřad radiační ochrany
TNT	Trinitrotoluen

ÚVOD

Člověk i celá příroda je vystavena neustálému působení ionizujícího záření, aniž by tomu mohla zabránit. Naše prostředí obsahuje dva trvale přítomné přírodní zdroje tohoto záření. Jedná se o kosmické záření a záření ze zemské kůry, tzv. terestriální. Dalším zdrojem vyskytujícím se v našem prostředí je záření umělé, které vytvořil člověk. Jedním z umělých prvků je cesium-137 (dále jen „Cs-137“). Je to radioaktivní prvek, který se objevuje v našem prostředí především ze dvou zdrojů. Prvním zdrojem je havárie v jaderné elektrárně Černobyl na Ukrajině v roce 1986. Po této havárii prošly přes Českou republiku tři silně radioaktivní vzdušné masy. Z důvodu nerovnoměrných srážek, jsou patrné značné rozdíly radioaktivního spadu v různých oblastech našeho území. Radioaktivní Cs-137 se dostává hlouběji do půdy, kde se nachází mycelium hub, které má schopnost ho zachycovat a hromadit v plodnicích. Druhým zdrojem Cs-137 jsou testy jaderných zbraní v atmosféře především na severní polokouli v 50. a 60. letech 20. století.

Schopnost hub akumulovat alkalické kovy je obecně známá. Jelikož Cs-137 patří do této skupiny, je samozřejmé, že u hub bude naměřeno významnější množství tohoto radionuklidu než například u zelených rostlin. Tato schopnost je ovlivněna řadou faktorů, mezi které patří druh houby, druh půdy a její vlhkost, míra kontaminace a doba, která uplynula od kontaminace půdy a s ní související vertikální distribuce. Naměřené hodnoty mohou být až stokrát vyšší. O obsahu radioaktivity v houbách existuje celá řada prací. Tyto hodnoty však nejsou nijak významné či nebezpečné.

Hlavním cílem bakalářské práce bylo porovnat obsah Cs-137 v jednotlivých druzích hub ve vybraných lokalitách pomocí polovodičové gamaspektrometrie. Lokality s velkým radioaktivním spadem byly porovnány s oblastmi, kde spad nebyl tolik významný.

První část bakalářské práce je věnována teoretickému přehledu, který souvisí s touto problematikou. Do tohoto přehledu jsou zahrnuty obecné informace o cesiu. Podrobněji byly popsány zdroje tohoto radionuklidu. Jsou zde uvedeny i studie, které byly dosud provedeny pro porovnání s vlastními výsledky. Stručně byla popsána také

metoda měření vzorků - polovodičová spektrometrie gama. V další části je popsána metodika měření vzorků a naměřené výsledky hmotnostní aktivity.

Sběr vzorků pro měření byl lokalizován do oblastí Kvilda, Churáňov a Zadov na Šumavě, kde byly v roce 1986 zjišťovány nejvyšší hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137. Další lokality sběru jsou lesy Jemčina na Třeboňsku a okolí obce Příbraz, kde spad nebyl tak velký, tudíž by měly být naměřené hodnoty nižší. Pro porovnání bylo měřeno i množství draslíku-40 (dále jen „K-40“), což je radioaktivní prvek, který se běžně vyskytuje v přírodě.

1 TEORETICKÁ ČÁST

Na území České republiky (dále jen „ČR“) se vyskytují dva hlavní zdroje kontaminace cesiem-137. Jedná se o zkoušky jaderných zbraní a havárie v jaderné elektrárně Černobyl. Od této havárie, která se stala dne 26. dubna 1986, se pravidelně provádí měření hub a dalších složek lesního ekosystému. Tyto produkty byly zařazeny od konce 80. let 20. století do sledování v rámci radiační monitorovací sítě. Vzhledem k oblibě sběru lesních plodin a zejména hub, je řadíme k významným zdrojům vnitřní kontaminace (1).

1.1 Základní poznatky o ionizujícím záření

Ionizující záření je tok hmotných částic nebo fotonů elektromagnetického záření, které mají schopnost ionizovat atomy v prostředí nebo emitovat jejich jádra. V našem prostředí je toto záření uvolňováno ze dvou zdrojů, přírodních a umělých. Přírodní zdroje se vyskytují běžně v přírodě a v největší míře způsobují ozáření obyvatel. Umělé zdroje, které jsou vytvořené člověkem, vzbuzují největší pozornost a obavy, ačkoliv jejich podíl na ozáření obyvatelstva je několikanásobně menší. Z tohoto hlediska směřuje nejvíce pozornosti na jaderná zařízení (2).

Dle charakteru ionizačního procesu rozlišujeme ionizující záření na přímo a nepřímo ionizující. Přímé ionizující záření je tvořeno nabitými částicemi s dostatečnou kinetickou energií, potřebnou k vyvolání ionizace. Naopak nepřímo ionizující záření zahrnuje nenabitě částice, které nedokážou samy prostředí ionizovat. V důsledku jejich interakce s prostředím jsou uvolňovány sekundární, přímo ionizující částice, které způsobí ionizaci prostředí (2).

Částicové (korpuskulární) ionizující záření je charakterizováno elektrickým nábojem, kinetickou energií a klidovou hmotností. Podle hmotnosti se částice dělí na těžké (částice α , protony, neutrony), středně těžké (mezony) a lehké (elektrony, pozitrony). Fotonové ionizující záření má vlastnosti jak elektromagnetického vlnění, tak i částic o nulové hmotnosti. Rozeznáváme fotonové záření γ a RTG záření. Tyto dva druhy záření se liší pouze ve vlnové délce a v místě jejich vzniku. Zatímco záření γ

vzniká v atomovém jádře, RTG záření vzniká interakcí elektronu z obalu s těžkými atomy v materiálu anody (2).

Atomy všech látek se skládají ze tří druhů částic – protonů, neutronů a elektronů. Jádro atomu tvoří pouze protony a neutrony, jejichž součet vyjadřujeme jako nukleonové, neboli hmotnostní číslo A . Počet samotných protonů v jádře označujeme jako protonové číslo Z , které je totožné i pro počet elektronů v atomovém obalu. Tyto elektrony obíhají kolem jádra po vymezených drahách. Rozdíl $A-Z$ určuje počet neutronů v jádře. Pokud je v jádře stejný počet protonů, ale liší se počet neutronů, nazýváme tyto nuklidy jako **izotopy**. Některé kombinace počtu protonů a neutronů v jádře tvoří nestabilní jádra. U těchto prvků dochází k samovolné přeměně na jádra jiných prvků. Tuto přeměnu označujeme jako radioaktivní a jev se nazývá radioaktivita. Při tomto procesu dochází ke zmenšování počtu radioaktivních atomů daného radionuklidu. Přeměna je provázena emisí částic, kvanta elektromagnetického záření nebo zachycením elektronu v elektronovém obalu. Snahou je dosáhnout stability atomu (2, 3).

Ionizující záření může mít na organismus různé biologické účinky. Rozdělují se na **stochastické a deterministické**. Stochastický účinek představuje pozdní a „náhodný“ účinek záření, tj. nelze jej předpovědět se 100% jistotou (lze jej pouze předpokládat) a projevuje se s časovým odstupem od doby ozáření. Jde o účinek bezprahový (seběmenší dávka zvyšuje riziko rozvoje stochastických účinků) a pravděpodobnostní (závažnost poškození neroste se stoupající dávkou, ale zvyšuje se pravděpodobnost výskytu poškození). Důsledkem jsou různé formy nádorových onemocnění, která jsou vyvolána zářením (4, 5).

U deterministického účinku se jedná o předvídatelný účinek ionizujícího záření, který je důsledkem zániku velkého množství buněk v buněčné populaci a projeví se v případě, kdy dávka překročí tzv. dávkový práh, pro daný efekt. Závažnost poškození se zvyšuje s dávkou rostoucí nad tento práh. Tyto účinky se projeví na konkrétní ozářené osobě. Rozsah poškození závisí na absorbované dávce a v určité míře i na dávkovém příkonu, parametrech záření a citlivosti tkáně. Za klinické projevy

považujeme akutní nemoc z ozáření, akutní poškození kůže, účinky na gonády a účinky na plod (4, 6).

1.1.1 *Vybrané jednotky a veličiny v oblasti ionizujícího záření*

Jak již bylo uvedeno, ionizující záření může být produkováno různými zdroji - radionuklidy, rentgenkami, urychlovači částic, jadernými reaktory, může přicházet i z kosmu. Pokud záření pochází ze známého zdroje, je důležité mít k dispozici veličiny, které kvantifikují množství záření emitovaného ze zdroje, případně u radionuklidů množství radionuklidu (7).

U radionuklidových zdrojů se množství radioaktivní látky charakterizuje aktivitou A . **Aktivita** udává počet radioaktivních přeměn daného prvku za jednotku času (sekundu). Udává se v jednotkách becquerel (Bq). Lze tedy říci, že 1 Bq je aktivitou, při níž dochází k jedné přeměně za 1 sekundu. Z důvodu přesnější charakteristiky radionuklidu je nutné vztáhnout aktivitu k vhodné hmotnostní (hmotnostní aktivita), objemové (objemová aktivita) nebo plošné (plošná aktivita) jednotce. Aktivita není konstantní veličina, ale klesá exponenciálně s časem (4, 8).

Další základní veličinou je **absorbovaná dávka D** , která je definována jako poměr střední energie ($d\varepsilon$) sdělené v objemovém elementu dávky o hmotnosti (dm) a hmotnosti tohoto elementu. Jednotkou absorbované dávky je $\text{J}\cdot\text{kg}^{-1}$, pro který byl zaveden název gray (Gy). Absorbovaná dávka vyjadřuje tedy energii ionizujícího záření absorbovanou v jednotce hmotnosti ozařované látky v určitém místě (8).

V radiační ochraně také rozlišujeme veličiny ekvivalentní dávka H_T a efektivní dávka E . **Ekvivalentní dávka** je vyjádřena součinem absorbované dávky ve tkáni či orgánu způsobené zářením a radiačním váhovým faktorem, u kterého se sčítají příspěvky od jednotlivých druhů záření. **Radiační váhový faktor** udává, kolikrát je daný druh záření biologicky účinnější než záření fotonové – X nebo gama. Používá se pro účely radiobiologie a radiační ochrany pro každý druh záření z důvodu rozdílné biologické účinnosti různých druhů záření. Z ekvivalentní dávky lze spočítat efektivní dávku (8, 9).

Efektivní dávka je vyjádřena součtem ekvivalentních dávek v ozářených tkáních, které jsou váženy tkáňovým váhovým faktorem, jenž pro danou tkáň vyjadřuje riziko vzniku stochastických účinků. Její jednotku je 1 sievert ($\text{J}\cdot\text{kg}^{-1}$) (4).

Tkáňový váhový faktor představuje riziko vzniku stochastického účinku v ozářeném orgánu či ve tkáni vztažené k celkovému riziku po rovnoměrném celotělovém ozáření. Součet těchto tkáňových váhových faktorů je roven jedné (3).

1.2 Cesium

Cesium bylo objeveno v roce 1860 Robertem Wilhelmem Bunsenem a Gustavem Robertem Kirchhoffem ve vzorcích minerální vody z Durkheimu. Bylo pojmenováno díky svým světle modrým spektroskopickým linkám, jelikož v latinském jazyce znamená “caesius“ nebeskou modř (10).

Cesium je měkký, stříbřitě bílo-šedý kov vyskytující se běžně v přírodě jako Cs-133. Jedním z přírodních zdrojů, kde se cesium vyskytuje hojně, je vzácný minerál zvaný polucit. Rudy polucitu byly nalezeny například v Americe v okolí měst Maine a Jižní Dakoty. V těchto rudách se množství cesia pohybovalo asi okolo 13 %. Ačkoliv se jedná o kov, cesium se taví již při teplotě 28 °C. Při kontaktu se studenou vodou reaguje explozivně, což je typické pro většinu alkalických kovů. Celkem je známo 11 hlavních radioaktivních izotopů cesia, z nichž pouze tři mají dlouhý poločas rozpadu. Jedná se o Cs-134, Cs-135 a Cs-137. Z těchto tří izotopů je nejvýznamnějším právě Cs-137 s poločasem rozpadu asi 30 let, jehož rozpadovým produktem je baryum-137 metastabilní, které se stabilizuje tím, že emituje gama záření. Poločas rozpadu má 2,6 minuty. Jedná se o rozpadový produkt, který je nebezpečný z hlediska zevní kontaminace (11).

Na druhou stranu izotopy Cs-134 a Cs-135 nezpůsobují takové obavy, přestože je jejich poločas rozpadu také dlouhý. Hlavní rozdíl se ukrývá v rozdílné radioaktivní přeměně. Cs-135 má sice poločas rozpadu asi 2 000 000 let, ale jeho specifická aktivita je velmi nízká oproti radionuklidu Cs-134 s poločasem rozpadu 2 roky. Proto jeho dlouhotrvající rozpad společně s nízkým množstvím uvolňované energie přispívá k jeho

nízkému riziku. Ostatní izotopy cesia se rozpadnou za méně než dva týdny, proto pro nás nejsou z dlouhodobého hlediska tolik významné (11).

1.2.1 Zdroje Cesia-137

Cesium se běžně vyskytuje jako izotop Cs-133 v různých minerálech a v menším množství také v půdě. Tři zmíněné izotopy (Cs-134, Cs-135 a Cs-137) vznikají při jaderném štěpení U-235, kdy se atom rozdělí do dvou fragmentů – štěpných produktů s protonovým číslem v rozmezí 90 až 140 a dvou nebo tří neutronů (11).

Cs-137 je hlavním radionuklidem vyskytujícím se ve vyhořelém palivu z jaderných elektráren. Dále se objevuje v radioaktivním odpadu pocházejícího ze zpracoven vyhořelého jaderného paliva a v radioaktivním odpadu souvisejícím s provozem jaderných reaktorů a přepracováním jaderného paliva v elektrárnách (11).

1.2.2 Distribuce Cesia-137 v těle

Radionuklid Cs-137 se může dostat do těla s kontaminovanou potravou, pitnou vodou nebo se vzduchem. Po jeho vstřebání do organismu se chová podobně jako draslík a dochází k jeho rovnoměrné distribuci po celém těle. Hlavním zdrojem je právě gastrointestinální resorpce z potravin či pitné vody. V podstatě všechny izotopy cesia se po požití vstřebávají ze střeva do krevního řečiště a koncentrují se především ve svalech. Stejně jako draslík se cesium vylučuje z těla poměrně rychle. Dospělý člověk vyloučí z těla 10 % přijatého Cs během dvou dnů. Zbýlých 90 % pak opouští tělo s biologickým poločasem 110 dnů. U dětí a dospívajících probíhá vylučování z těla ještě o něco rychleji (11).

1.3 Draslík

Draslík patří mezi přírodní radionuklidy a je nedílnou součástí našeho životního prostředí. Je přítomen v zemské kůře, oceánech, ale i ve všech organických materiálech. Jeho koncentrace v zemské kůře je asi $15\,000\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a v mořské vodě přibližně $416\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. V přírodní formě draslíku je obsažen také radioaktivní draslík K-40.

Z celkového množství tvoří tento izotop asi 0,012 %. Patří k významným přírodním zdrojům záření a je obsažen v každém lidském těle. Jeho koncentrace v organismu je poměrně vysoká, z důvodu konzumace potravin, které jej obsahují. Tělo dospělého člověka obsahuje asi 13 mg radioaktivního draslíku K-40, který je obsažen rovnoměrně v celém organismu. Jeho aktivita sahá do řádu stovek $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (12, 13).

V organismu je téměř 100% absorbován z gastrointestinálního traktu do krevního oběhu krátce po požití a poté se distribuuje do všech orgánů a tkání. Slouží jako mediátor signálu v buňkách a je velmi důležitý pro správné fungování lidského těla. Na druhou stranu může K-40 také představovat riziko vnějšího i vnitřního ozáření. Aktivita K-40 uvnitř těla dosahuje hodnoty 5 000 Bq, což představuje množství 5 000 atomů, které procházejí radioaktivním rozpadem každou sekundu. Asi 10 % z těchto rozpadů emituje záření gama. Zdravotní rizika jsou spojena s poškozením buněk způsobeným právě tímto ionizujícím zářením. Z těla se vylučuje s biologickým poločasem 30 dnů (12, 13).

Existuje mnoho dalších radionuklidů, které se vyskytují v lidském těle, ale buď jsou přítomny v menších koncentracích (Uran-238, Thorium-232), nebo nevyzařují gama záření (Uhlík-14, Rubidium-87) (12, 14).

1.4 Expozice obyvatelstva

Radionuklidy se k člověku dostávají různými expozičními cestami. Existují dva způsoby kontaminace člověka - vnitřní a zevní (3).

Dosud největší zaznamenaná vnitřní kontaminace obyvatelstva vznikla v důsledku zkoušek jaderných zbraní v ovzduší na přelomu 50. a 60. let 20. století. Dalším zdrojem byly nejen havárie v jaderných zařízeních (např. havárie elektrárny v Černobylu, ve Windsvalu v Anglii, nebo v Kyštymu na Sibiři), ale i ztráty velkých radionuklidových zdrojů (např. destrukce terapeutického zdroje Cs-137 v Goiánii v Brazílii). V lékařství způsobuje vnitřní ozáření použití radioaktivní látky, která je do organismu aplikována buď z důvodu diagnostických, terapeutických nebo paliativních (7).

Radionuklidy se mohou do těla dostat čtyřmi cestami:

- **ingescí** – jedná se o radionuklidy pohlcené ústy, které dále putují gastrointestinálním traktem jako ostatní potrava;
- **inhalací** – nastává při vdechnutí radioaktivní látky ve formě aerosolu, páry, plynu apod. spolu se vzduchem, nejmenší částice mohou být vdechnuty až do plicních sklípků;
- **penetrací přes kůži** – kůže musí být poraněná nebo popálená, protože za běžných fyziologických podmínek, je kůže pro radionuklidy nepropustná;
- **absorbci** – přes neporaněnou kůži např. tritium (7).

Zevní kontaminací se rozumí přítomnost radionuklidu na kůži. Organismus je částečně či celotělově ozařován paprsky gama, protože většina radionuklidů jsou beta nebo gama emitory. Při zevní kontaminaci nechráněné kůže roste význam částic beta (3).

1.5 Havárie v jaderné elektrárně Černobyl

Jaderná elektrárna Černobyl se nachází ve vzdálenosti asi 130 km severně od Kyjeva, hlavního města Ukrajiny. V elektrárně byly v provozu celkem čtyři reaktory typu RBMK-1000. V zemích bývalého SSSR bylo před havárií provozováno celkem 14 bloků s tímto typem reaktoru (15).

Reaktory v jaderné elektrárně byly navrženy a postaveny v 70. a 80. letech 20. století. V blízkosti elektrárny byla vybudována umělá nádrž o rozloze asi 22 km², jejímž hlavním úkolem bylo poskytnout chladicí vodu pro reaktory. Nejbližší postaveným městem od elektrárny bylo město Pripjat, kde v roce 1986 žilo asi 50 000 obyvatel. Pripjat byla domovem zejména pro zaměstnance elektrárny a jejich rodiny. Dalším městem byl Černobyl, podle něhož byla elektrárna pojmenována. Zde žilo asi 12 000 obyvatel. Kromě těchto měst se v okolí nacházely už jen lesy a farmy (16).

1.5.1 Průběh jaderné havárie

Dne 25. dubna 1986 byl z důvodu plánované údržby odstaven z provozu čtvrtý reaktor. Navíc měl být během této odstávky proveden test, při kterém mělo být zjištěno, zda mohou turbíny v případě výpadku elektrického proudu produkovat dostatek energie k udržení chladicího systému v chodu, dokud se nerozběhnou záložní generátory (17).

V 1 hod. ráno začalo postupné snižování výkonu reaktoru. Během následujících dvanácti hodin klesl výkon reaktoru na polovinu a byl odstaven první turbogenerátor (17).

K získání přesných výsledků testu, operátoři vypnuli několik bezpečnostních systémů. Později se ukázalo, že šlo o katastrofální rozhodnutí. Uprostřed testu muselo být vypnutí odloženo z důvodu vysoké poptávky po energii v Kyjevě. Zkouška proto byla odložena na noc, kdy jsou nároky na výrobu energie nejmenší (17).

Během pozastavení experimentu byl systém havarijního chlazení odpojen. Tato skutečnost sice další průběh událostí příliš neovlivnila, ale poukazuje na nedodržování provozních předpisů, které nepovolují další provoz za takových podmínek. Kvůli odkladu došlo k výměně pracující směny, která však nebyla plně obeznámena a připravena na provedení testu (15).

Při tomto typu testu, by měl být reaktor před vypnutím stabilizován na výkonu 700-1000 MWt. Z důvodu možné chyby obsluhujících pracovníků klesla energie v 00:28 dne 26. dubna asi na 30 MWt. Krátce po 1 hodině ranní byl reaktor ustálen na výkonu asi 200 MWt a bylo rozhodnuto, že experiment bude proveden při této výkonové úrovni (18).

Provádět experiment při tomto výkonu však předpisy také zakazovaly. Reaktor byl velmi nestabilní, a proto nastaly problémy s udržením správných hodnot tlaku a obsahu páry v reaktoru. V případě, že by nastala tato situace, měly být spuštěny systémy automatické havarijní ochrany, které však byly zablokovány. V 01:22 hodnoty jasně poukazovaly na nutné odstavení reaktoru. Jednalo se o jednu z posledních možností, kdy bylo ještě možné zabránit havárii (15).

Následoval sled události a nesprávných rozhodnutí pracovníků obsluhujících reaktor, po kterých již bylo nemožné odvrátit blížící se katastrofu. První zásadní chybou

operátorů, která vedla k jedné z největších havárií jaderné elektrárny, bylo zablokování ovládání elektronické ochrany, která by způsobila odstavení jaderného reaktoru. Dalším důvodem k zastavení experimentu a odstavení reaktoru mělo být zjištění, že v aktivní zóně reaktoru je spuštěna pouze polovina regulačních tyčí. Poslední zásadní chyba nastala v momentě zablokování havarijního signálu, který by v případě uzavření přívodu páry na turbínu mohl katastrofě také zabránit (18).

V 01:23 byly extrémně horké palivové tyče spuštěny do chladicí vody, vzniklo obrovské množství páry, která z důvodu chybné konstrukce reaktoru RBMK-1000 zapříčinila prudké zvýšení reaktivity v jádru reaktoru číslo 4. Tímto operátoři zpečetili osud jaderné elektrárny (16).

1.5.2 Výbuch reaktoru

Výkon elektrárny se nebezpečně zvyšoval, extrémní žár způsobil roztrhání palivových tyčí a výsledné přepětí způsobilo obrovský výbuch, který odtrhl tisícitunovou betonovou desku zakrývající jádro reaktoru. Do atmosféry začalo okamžitě unikat obrovské množství radiace. O pár sekund později následoval druhý výbuch, mnohem větší než byl první. Tento výbuch rozmetal část aktivní zóny, včetně paliva, hořícího grafitu a dalších částí jádra reaktoru kolem elektrárny. V okolí poškozeného reaktoru vznikla řada intenzivních požárů. Tyto požáry se nacházely i v blízkosti reaktoru číslo 3, který byl v době exploze stále v provozu (15, 16).

U druhého výbuchu nebyla jednoznačně určena příčina. Jednou z možných teorií může být reakce vodíku, který vznikl chemickými reakcemi mezi unikající párou a zirkoniem, se vzduchem. Likvidace následků havárie započala hašením požárů ve čtvrtém bloku, na kterém se podílelo 29 mužů speciálního požárního útvaru. Důsledkem vysoké teploty došlo ke zhroucení zavážecího stroje a části střechy reaktorové haly. O necelé dvě hodiny později byl požár na čtvrtém bloku jaderné elektrárny lokalizován a v následujících 3 hodinách také uhašen, avšak teplota v aktivní zóně poklesla na 200-250 °C až po 20 dnech od havárie (15).

Z 69 zasahujících hasičů, kteří byli u požáru bezprostředně po havárii, jich 28 zemřelo na následky radiace. Nikdo z nich si neuvědomil, že se nacházejí na místě

jaderné havárie, ale díky jejich činnosti a nasazení vlastních životů významně přispěli ke snížení následků havárie (15, 19).

1.5.3 Důsledky nehody

Po explozi se vznesl do vzduchu oblak kouře, radioaktivních štěpných produktů a nečistot z jádra a budovy reaktoru. Těžší částice o velikosti 20-40 μm vypadávaly z radioaktivního mraku poblíž epicentra, jednalo se o lokální spad. Naopak lehčí částice o velikosti 20 μm a menší rychle stoupaly do atmosféry a byly unášeny větrem, jednalo se o globální spad. Počasí zapříčinilo, že tyto částice vypadávaly z atmosféry dny, týdny i měsíce po havárii (3, 19).

Po havárii se ukázalo, že na povrchu aktivní zóny hoří asi čtvrtina grafitových bloků. Hoření grafitu probíhá při teplotě kolem 5000 $^{\circ}\text{C}$, což je mnohem vyšší teplota, než při které dochází k tavení UO_2 (3100 $^{\circ}\text{C}$). Naštěstí uvnitř aktivní zóny bylo pouze zbytkové teplo, jehož teplota nepřesáhla 2000 $^{\circ}\text{C}$, takže nedošlo k jeho tavení. Při této teplotě se však uvolňovaly do atmosféry vzácné plyny a těkavé štěpné produkty, především Xenon, Krypton, Jód, Tellur, Stroncium a Cesium (15).

Následně byla přijata opatření, která by zabránila dalšímu uvolňování radioaktivity do atmosféry. Na místo havárie bylo shozeno pomocí vrtulníků velké množství chemických látek, které měly zamezit dalšímu úniku radiace. Jednalo se především o 40 t sloučenin boru, 2400 t olova, 1800 t písku a jílu a dále sodné fosfáty a polymerní kapaliny. Celkem se jednalo asi o 1800 přeletů vrtulníku nad jadernou elektrárnou (19).

Čtvrtý reaktor jaderné elektrárny Černobyl je nyní uzavřen v obrovském betonovém krytu, tzv. sarkofágu, který byl postaven bezprostředně po havárii. Jeho konstrukce však není silná ani trvanlivá, proto se nyní pracuje na stavbě nového ochranného pláště, který by měl být dokončen v roce 2017 (18).

1.5.4 Účinky uvolněných radionuklidů na organismus

Nejvýznamnějšími radionuklidy z hlediska ozáření obyvatel, které byly uvolněny po havárii do životního prostředí, jsou I-131, Cs-137 a Sr-90. Tyto radionuklidy jsou poměrně velmi dobře vstřebatelné. Zatímco I-131 a Sr-90 se mohou selektivně

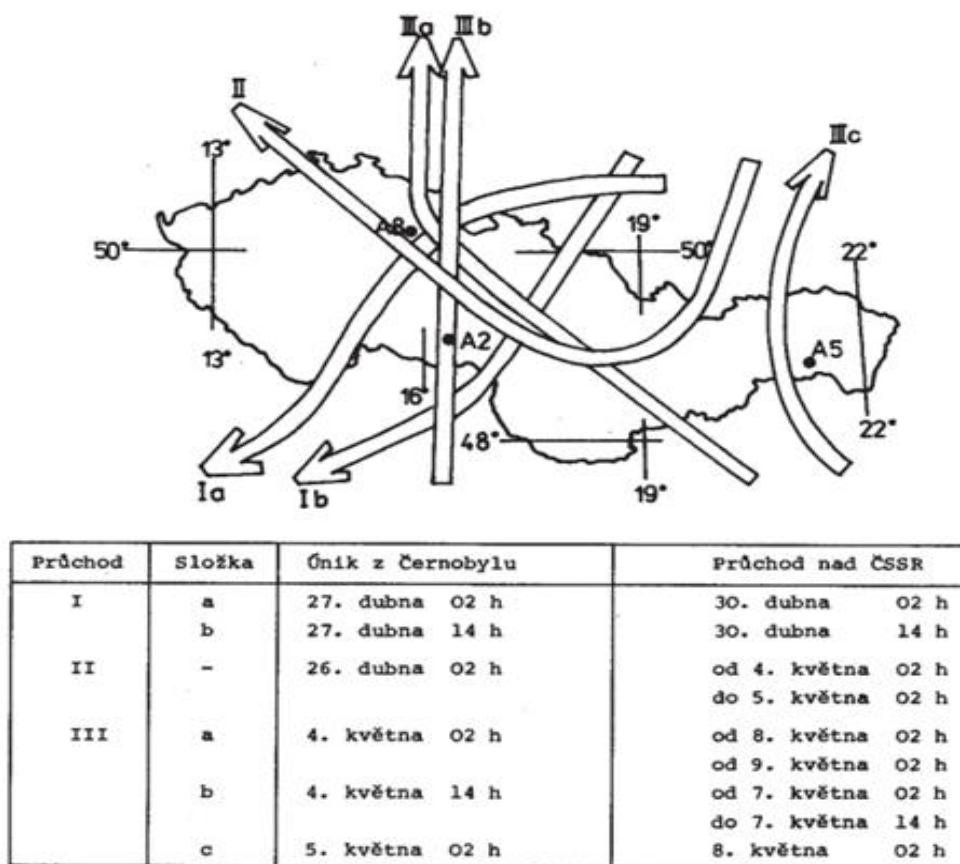
vstřebávat do afinitních tkání, Cs-137 je distribuováno celotělově. I-131 je prvek s relativně krátkým poločasem rozpadu (8 dní), ale je velice nebezpečný z důvodu afinity ke štítné žláze. Cs-137 má naopak dlouhý poločas rozpadu (asi 30 let), ale je z těla vylučováno poměrně rychle. Sr-90 má sice stejně jako Cs-137 poměrně dlouhý poločas rozpadu (28 let), ale také disponuje svou afinitou ke tkáni, konkrétně dochází k jeho akumulaci v kostech (20, 21).

1.5.5 Průchod radioaktivního mraku přes ČSSR

Po jaderné havárii v Černobylu byla naměřena i na území tehdejší Československé socialistické republiky (dále jen „ČSSR“) zvýšená míra radioaktivity. Ta byla zaznamenána zejména v jaderných elektrárnách a některých dalších pracovištích, kde probíhají tato nepřetržitá nebo pravidelná měření. Jakmile vyšly najevo informace o jaderné havárii, bylo na našem území zahájeno rozsáhlé monitorování množství radionuklidů v životním prostředí, potravinách a lidech. Dále probíhalo měření zevního ozáření a vyhodnocování dávkových ekvivalentů. Z měření průměrné objemové aktivity je patrné, že naším územím prošly celkem tři silně kontaminované vzdušné masy. První průchod byl zaznamenán 30. dubna 1986, tj. 4 dny po havárii. Naměřené hodnoty se pohybovaly v řádu jednotek až desítek Bq/m³. Při druhém průchodu radioaktivního mraku přes naše území, tj. 3. až 4. května 1986, dosahovaly hodnoty už jen třetinové úrovně. Třetí průchod mraku byl zjištěn okolo 7. května 1986. Objemová aktivita dosahovala už jen pouhé desetiny původní hodnoty, která byla naměřena při prvním průchodu (22).

Nejznámějšími kontaminanty obsažené ve vzduchu byly již zmíněné I-131, Cs-137 a Cs-134. Díky krátkému poločasu jódu (8 dnů), byl jeho vliv na kontaminaci okolního prostředí pouze v prvním období, poté jeho význam klesal. Kontaminace Cs-137 byla v roce 1986 dvojnásobná oproti Cs-134, později však podíl Cs-134 také klesal. Tyto radionuklidy však nebyly jediné, které se po havárii vyskytovaly. Celkem bylo identifikováno 27 radioaktivních prvků, avšak jejich podíl nebyl tak významný a již po třech měsících bylo více než 90 % dávek tvořeno Cs-134 a Cs-137 (15).

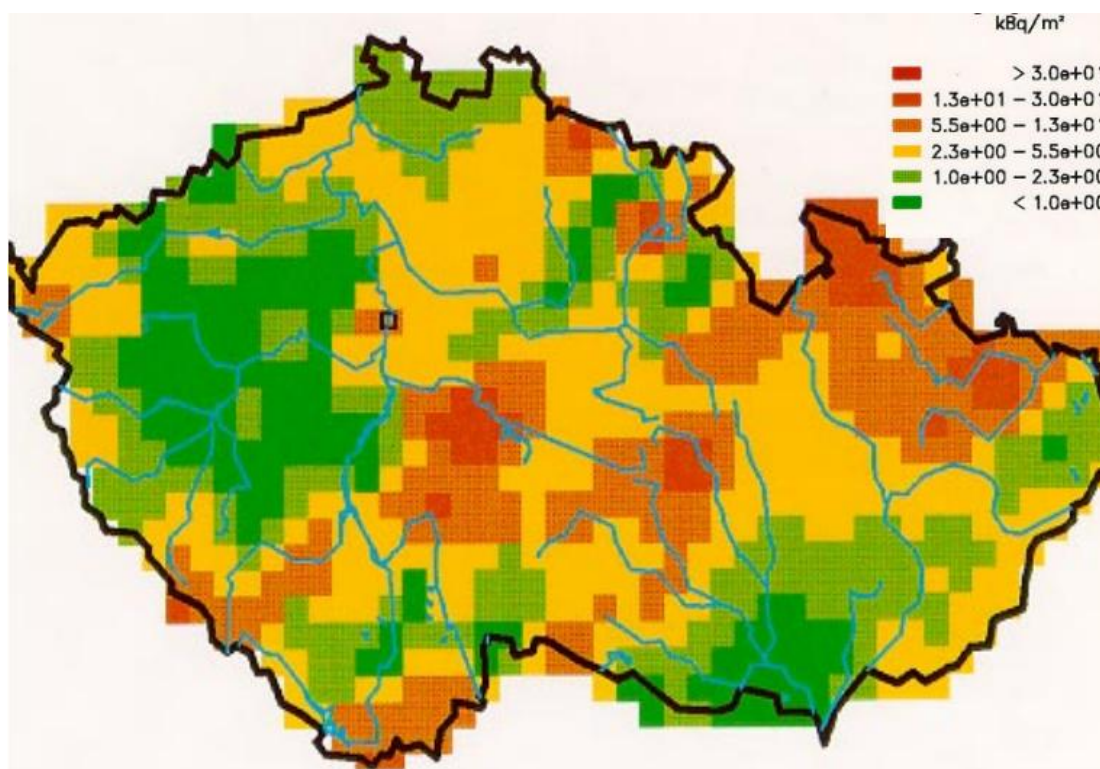
Měření koncentrace radionuklidů v ovzduší probíhalo na základě odběru aerosolů velkoobjemovými zařízeními a následným stanovením hmotnostní aktivity pomocí polovodičové spektrometrie gama. Odběry byly provedeny celkem na 10 místech na území Československa. Na základě měření byly vypočteny Slovenským hydrometeorologickým ústavem trajektorie, v němž jsou vyznačeny pomocí šipek jednotlivé průchody vzdušných kontaminovaných mas přes území Československa (Obrázek 1).



Obrázek 1: Trajektorie kontaminovaných hmot a přibližné časy úniků z havarovaného reaktoru jaderné elektrárny Černobyl a průchodů nad územím ČSSR

Zdroj: Bučina, I.; Dvořák, Z.; Malátová, I. et al.: *Radionuklidy z černobylské havárie v půdě na území ČSSR: jejich původ, depozice a distribuce*. In: *Některé výsledky monitorování následků černobylské havárie v ČSSR*. 1988, 65 s., 2014.

Další průzkum v červnu roku 1986 byl zaměřen na kontaminaci půd. Na území dnešní ČR bylo odebráno celkem 800 vzorků a na základě stanovení plošné aktivity radionuklidů v nich byly odhadnuty prostorové distribuce a celkové aktivity radionuklidů, které se dostaly na naše území během havárie na černobylském jaderném reaktoru. V mapě (Obrázek 2) je znázorněna distribuce Cs-137 na území ČR (1).



Obrázek 2: Depozice Cs-137 na území ČR

Zdroj: Malátová, I., Situace po černobylské havárii. Dostupné z WWW:

https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/situace_po_cernobylske_havarii_v_ceske_republice.pdf

1.6 Testy jaderných zbraní

K dalším zdrojům radionuklidu Cs-137 patří testy jaderných zbraní v atmosféře především na severní polokouli, které probíhaly zejména koncem 50. a začátkem 60. let minulého století (23).

Mnoholeté bádání předních světových vědců, včetně následného vývoje a výzkumu těchto zbraní, trvalo spoustu let. Než přišlo na řadu konstruování, testování a praktické použití jaderných zbraní, musela proběhnout celá řada objevů v oblasti jaderné fyziky. Němečtí vědci započali vývoj jaderné zbraně, do něhož bylo zapojeno 22 vědeckých ústavů Německa, již v roce 1939. První test však provedly Spojené státy americké pod krycím názvem Trinity na poušti v Novém Mexiku. Tento pokus odstartoval použití jaderných zbraní. O necelý měsíc později již byla jaderná bomba použita na živý terč, čímž se stala japonská města Hirošima a Nagasaki. Toto bombardování napomohlo k rychlému ukončení 2. světové války a jedinou jadernou mocností na světě se staly Spojené státy americké. Později se k nim připojil i Sovětský svaz, který také disponoval vlastnictvím jaderných zbraní. Až v roce 1968 byla přijata významná mezinárodní dohoda o nešíření jaderných zbraní s plánovanou platností od roku 1970, která oficiálně uznává pouze tyto dva vlastníky jaderných zbraní. Dodnes však tato dohoda není platná z důvodu nedostatku podpisů smluvních stran. V některých částech světa jsou zřízena pásma bez jaderných zbraní, ale jejich použití zakázáno není (24).

1.6.1 Trinity

První test jaderné zbraně proběhl pod krycím názvem Trinity (Svatá Trojice) dne 16. července 1945 pod záštitou Spojených států amerických. Tato bomba byla výsledkem utajeného amerického programu Projekt Manhattan. Lokalitou výbuchu bylo opuštěné místo v polopoušti v Novém Mexiku. Jednalo se o pozemní výbuch, kdy byla nálož umístěna na stožáru ve výšce 30 m. V jádře pumy se nacházelo 6,2 kg čistého plutonia. Toto množství údajně odpovídalo síle výbuchu asi 20 kt trinitrotoluenu (dále jen „TNT“) (25).

Samotný test započal v časných ranních hodinách. Výbuchu předcházelo 20-ti minutové odpočítávání. Během testu byli vědci, pracovníci a další pozorovatelé ukryti v bunkrech vzdálených necelých 10 km od epicentra výbuchu. Základní tábor, kde byly instalované i měřicí přístroje, se nacházel ve vzdálenosti 15 km. Těsně před východem slunce v 05:30 ráno puma explodovala za doprovodu obrovského světelného záblesku a charakteristického hřibovitého útvaru, který se stal symbolem jaderných zbraní. Jevy

doprovázející explozi bylo možné pozorovat i ve vzdálenosti několik desítek kilometrů od místa výbuchu. Účastníci testu ukrytí v bunkrech mohli pozorovat, jak se k nim přibližuje tlaková vlna. V místě exploze se zvedl obrovský mrak prachu a dýmu, který stoupal vysoko do atmosféry (25, 26).

Po několika hodinách od výbuchu bylo prohledáno okolí výbuchu nálože. Ocelový stožár, na němž byla puma umístěna, se zcela vypařil. Na místě exploze vznikl kráter o průměru 300 m a veškerá flora zmizela až do vzdálenosti 1,5 km. Výsledky testu byly oznámeny prezidentu Trumanovi. Informace o tomto testu byly zveřejněny krátce po náletu na Hirošimu (26).

1.6.2 *Hirošima - Nagasaki*

V polovině roku 1944 generál Groves zahájil poslední část Projektu Manhattan: výběr a školení vzdušné posádky, která by mohla dopravit bomby do cíle. Za tímto účelem vznikla speciální armádní jednotka. Trénink této jednotky započal na podzim roku 1944. K výcviku se používala fiktivní bomba naplněná betonem, která měla simulovat očekávanou hmotnost bomby. Cvičné lety probíhaly nad pouštěmi v Utahu a Kalifornii. V létě roku 1945 byla válka v Evropě již vyhraná, avšak v Tichomoří Japonci stále bojovali a odmítali kapitulaci. Byly vyvinuty jaderné bomby se jmény Little Boy (chlapeček) a Fatman (tlouštík), které měly za úkol zaútočit na japonská města Nagasaki a Hirošima. Prvním cílem se stalo město Hirošima, na které byla dne 6. srpna 1945 svržena bomba s názvem Little Boy. Výbuch nastal po 43 sekundách ve výšce asi 500 metrů nad městem, krátce po jeho odhozu z letadla. V bombě, o mohutnosti jaderného výbuchu v rozsahu 12,5 až 20 kt TNT, byla použita jako jaderná výbušnina U-235. Objevila se mohutná ohnivá koule, která pohltila celé město. Členové posádky nemohli uvěřit svým očím, že z povrchu země bylo smeteno celé město (24, 27).

Po použití této bomby japonci nechtěli stále kapitulovat, proto se Američané rozhodli svrhnout o tři dny později druhou bombu s názvem Fatman, tentokrát na japonské město Nagasaki. Zde se jednalo o plutoniovou bombu, jejíž mohutnost výbuchu byla asi 20 až 22 kt TNT. Oba jaderné výbuchy způsobily obrovské ztráty na

životech. V Nagasaki se hovoří o 30 000 obětech. V Hirošimě zapříčinila bomba ztrátu dokonce 150 - 200 lidských životů. Až po bombardování města Nagasaki se rozhodli japonští představitelé pro kapitulaci. Toto rozhodnutí zapříčinilo ukončení 2. světové války (24).

1.7 Houby

Lesní ekosystém trpí neúměrně vůči ostatním vegetačním typům, jako jsou pastviny a louky. Je to z důvodu akumulace látek znečišťujících ovzduší s vyšší účinností. Houby jsou jednou z nejdůležitějších složek lesního ekosystému a jejich schopnost hromadit Cs-137 je obecně známá. Kontaminované houby kolují potravním řetězcem a mohou kontaminovat i maso lesní zvěře. Kvůli své dostupnosti a velké oblíbenosti se stávají společně s masem divokých zvířat hlavním zdrojem vnitřní kontaminace (28, 29).

V roce 2012 Státní úřad pro radiační ochranu (dále jen „SÚRO“) publikoval článek týkající se problematiky kontaminace prasete divokého v ČR. V této zprávě se uvádí, že kusy, u kterých hmotnostní aktivita Cs-137 překračuje 600 Bq/kg, jsou vykupovány státem a na státní náklady likvidovány (30).

Vliv na příjem Cs-137 houbami má mj. růstové medium, množství radioaktivního spadu, vlastnosti půdy či druh houby. Cs-137 postupně migruje do hlubších půdních vrstev, kde se nachází mycélie hub. Hloubka těchto mycélií se liší u jednotlivých druhů, proto lze předpokládat, že některé druhy budou nabývat na aktivitě závisle na postupném pronikání Cs-137 do hloubky (31).

1.8 Gama spektrometrická analýza

Gama záření je pronikavé elektromagnetické záření s velmi krátkou vlnovou délkou, která činí 10^{-11} až 10^{-13} m. Je vyzařováno jádrem atomu a z důvodu nízké hustoty ionizace atomů má vysoký dolet (25).

Gama spektrometrická analýza (dále jen „GSA“) je metoda, pomocí které se stanovuje obsah radioaktivity jednotlivých radioaktivních prvků, na základě měření vzorkem emitovaného záření gama pomocí polovodičového detektoru s vysokým

energetickým rozlišením. Využívá se především ke kvalitativnímu a kvantitativnímu stanovení radionuklidů, které emitují přírodní i umělé gama záření (32).

Měřicí trasa se skládá z polovodičového detektoru s předzesilovačem, zesilovačem, analogového digitálního převodníku a multikanálovým analyzátozem. Polovodičový detektor s předzesilovačem je umístěn ve vhodném stínění a chlazen tekutým dusíkem. Dnes se používají nejčastěji tzv. High Purity Germanium (dále jen „HPGe“) detektory, což jsou polovodičové detektory z velmi čistého germania. HPGe detektory vynikají nízkou koncentrací nečistot eliminující rušivé vlivy, nízkou izolační energií potřebnou ke vzniku iontových párů, vysokou vodivostí, kompaktní velikostí, dobrou odezvou, vysokým rozlišením a relativní jednoduchostí provozu (33).

1.8.1 Polovodičová spektrometrie gama

Pro detekování gama záření se používají scintilační detektory (jodid sodný dotovaný thaliem), nebo polovodičové detektory s obsahem velmi čistého germania nebo křemíku. Vyšší účinnost v případě měření jednotlivých radionuklidů má scintilační detektor. Germaniový detektor je vhodnější pro směs radionuklidů, jelikož má větší rozlišovací schopnost. Avšak scintilační detektory jsou na rozdíl od polovodičových citlivější (34).

Polovodičový detektor se skládá z diody, zapojené v elektrickém obvodu v závěrném směru s vysokým napětím (asi 2000 V) přes velký ohmický odpor, proto obvodem neprotéká proud. Jakmile vnikne určité množství ionizujícího záření do aktivní vrstvy detektoru, dojde v polovodiči k přeskoku ekvivalentního množství elektronů do vodivého pásma a vzniknou elektron-děrových párů. Následně dojde k toku elektronů k anodě a děr ke katodě (35).

Proudový impuls, který vznikne v elektrickém obvodu, způsobí napěťový úbytek na pracovním odporu. Elektrický impuls se následně vede přes kondenzátor k předzesilovači a zesilovači, kde dojde k jeho zesílení. Výsledná odchylka impulsu je přímo úměrná celkově sebranému náboji, a tudíž je přímo úměrná energii detekovaného záření (35).

Gama spektrometrie slouží hlavně ke stanovení energie a intenzity jednotlivých skupin fotonů gama záření, které je vyzařováno analyzovaným radionuklidem či jejich směsí. Skupiny fotonů gama vidíme ve spektru jako konkrétní fotopíky, jejíž energie záření určuje polohu určitého fotopíku na vodorovné spektrální ose. Přesné určení závisí na přesné kalibraci detektoru (35).

2 VÝZKUMNÁ OTÁZKA A METODIKA VÝZKUMU

2.1 Výzkumná otázka

Na základě stanoveného cíle byla vyvozena výzkumná otázka: Liší se obsah Cs-137 v závislosti na druhu hub?

2.2 Metodika

Prvním krokem bylo provedení rešerše literárních a internetových zdrojů, které se zabývají problematikou výzkumu.

Jelikož byl radioaktivní spad při průchodu kontaminovaných mas nerovnoměrný, lokality sběru byly vybrány na základě konzultace na Státním úřadě pro jadernou bezpečnost (dále jen „SÚJB“). Účelem bylo odebrat vzorky v oblastech, kde byla v roce 1986 zjištěna největší míra kontaminace. Jednalo se o lokality Churáňov, Kvilda a Zadov na Šumavě. Pro srovnání byl sběr proveden i v lokalitách, kde radioaktivní spad nebyl až tak významný. Jsou to lokality v okolí obce Příbraz a v lesích Jemčina na Třeboňsku. Celkem bylo zpracováno a změřeno 26 vzorků hub z pěti lokalit (Obrázek 3). V lokalitách byly také odebrány vzorky ostatních složek lesního ekosystému, jako je půda, mech, šišky a kůra stromu, aby bylo možné porovnat hmotnostní aktivitu mezi houbami a půdním substrátem ze stejné lokality.



Obrázek 3: Lokality odběru vzorků hub
Zdroj: Autor

2.2.1 Odběry a úprava vzorků hub

Sběr vzorků hub byl prováděn od června do října roku 2014 (Obrázek 4). Houby bylo nejprve potřeba očistit nožem od nečistot a zbavit se červivých vzorků. Následně byly roztrženy dle druhů a lokalit, kde byly nalezeny (Obrázek 5).



Obrázek 4: Sběr vzorků

Zdroj: Autor



Obrázek 5: Třídění vzorků

Zdroj: Autor

Všechny vzorky byly nejprve zváženy v nativním stavu na běžné kuchyňské váze (Obrázek 6). Poté byly nakrájeny na několikamilimetrové plátky a rozloženy na ráme se silonovým pletivem, aby je bylo možné co nejlépe usušit (Obrázek 7).



Obrázek 6: Vážení vzorků v nativním stavu

Zdroj: Autor



Obrázek 7: Zpracování vzorků

Zdroj: Autor

Samotné sušení probíhalo při pokojové teplotě několik dní (Obrázek 8). Následně byly vzorky opět zváženy již v usušeném stavu, aby bylo možné stanovit usychací poměr.



Obrázek 8: Sušení vzorků

Zdroj: Autor

Jednotlivé druhy hub byly rozříděny na samostatné vzorky a umístěny do měřících nádob (Obrázek 9). Jejich měření probíhalo odděleně.



Obrázek 9: Umístění vzorků do měřících nádob

Zdroj: Autor

2.2.2 Odběry a úprava vzorků ostatních složek lesního ekosystému

Dalším záměrem předložené práce bylo poukázat na závislost hmotnostní aktivity zejména mezi houbami a půdním substrátem, jelikož houba vyrůstá z mycélií nacházejících se právě v půdě. Byly vyhodnoceny a porovnány i ostatní složky lesního ekosystému v dané lokalitě.

Půda byla zbavena kamenů, kořenů a dalšího porostu. Vzorky byly roztrženy podle lokalit nálezů. Následně byly tyto vzorky také zváženy, usušeny při pokojové teplotě a opět zváženy již usušené. Poté byly vzorky umístěny do měřících nádob a započalo samotné měření.

2.2.3 Stanovení hmotnostní aktivity

Pro stanovení hmotnostní aktivity Cs-137 byla použita polovodičová spektrometrie gama. Měření probíhalo na Regionálním centru SÚJB v Českých Budějovicích.

Vzorky musely být upraveny do podoby vhodné pro měření a poté byly umístěny do příslušných měřících nádob. Houby byly měřeny v Petriho miskách a vzorky půdního substrátu v Marinelliho nádobě, stejně tak i ostatní součásti lesního ekosystému. Odebrané vzorky hub byly měřeny asi 24 hodin. U ostatních složek lesního ekosystému se doba měření pohybovala v rozmezí 24-48 hodin. Výstupem měření a analýzy spekter byla hmotnostní aktivita radionuklidů Cs-137 a K-40. Výsledky byly vyhodnoceny pomocí počítačového softwaru GAMAT (36).

Samotné měření je započato umístěním nádoby v dané geometrii na detektor a následuje sběr dat. Po uplynutí měřicí doby je měření zastaveno a naměřená spektra jsou přetažena ze sběrnice dat do stolního počítače, kde jsou vyhodnoceny pomocí zmíněného softwaru GAMAT. Tento program prvotně provede kvalitativní analýzu, jejímž výsledkem je stanovení polohy energie, energetické rozlišovací schopnosti detektoru, celkové plochy a čisté plochy píku. Taktéž je vyjádřena procentuální chyba stanovení plochy píku. K jednotlivým nalezeným píkům jsou přiřazeny radionuklidy z knihovny, jejichž energie je s diferencí E_i (keV) totožná s hodnotou v knihovně (36).

Následně je potřeba vyplnit základní údaje o vzorku do zadávacího protokolu (hmotnost nebo objem měřeného vzorku, referenční datum) a vybrat vhodnou

tzv. knihovnu radionuklidů. Jedná se o soubor radionuklidů, pro které bude vypočítána hmotnostní nebo objemová aktivita ze spektra, které získáme z daného vzorku. Aby si pracovník provádějící měření a hodnotící aktivitu ušetřil čas kontrolováním desítek údajů velkého množství radionuklidů emitujících gama záření, použije takovou knihovnu, která obsahuje pouze ty radionuklidy, které se ve vzorku dají očekávat nebo jejichž přítomnost chceme zjistit. Výsledkem je výpočet aktivity a výpočet chyby stanovení aktivity radionuklidů, které byly nalezeny ve spektru a jsou zahrnuty v uživatelské knihovně (36).

3 VÝSLEDKY

Veškeré naměřené hodnoty jsou zaznamenány v uvedených tabulkách a grafech. Z důvodu lepší přehlednosti, jsou vzorky následně porovnány podle lokalit sběru, druhů vzorků a dalších kritérií. Hmotnostní aktivita je vyjádřena v becquerelech na kilogram suché hmotnosti ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$). U vzorků byl stanoven usychací poměr, který vyjadřuje poměr váhy vzorků v nativním stavu k hmotnosti vzorku po usušení. Díky této hodnotě lze zpětně stanovit hmotnostní aktivitu u čerstvých vzorků.

3.1.1 Výsledky hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 u hub

V tabulce 1 jsou uvedeny názvy hub a lokality, kde byly vzorky odebrány. Tabulka dále obsahuje hmotnost vzorku v nativním stavu (m_1) a hmotnost po usušení (m_2). V dalších sloupečcích je zaznamenáno množství Cs-137 a K-40, které bylo naměřeno u usušených vzorků hub. V posledních dvou sloupečcích jsou hodnoty udávající množství Cs-137 a K-40 u hub v nativním stavu, které byly stanoveny pomocí usychacího poměru.

Tabulka 1: Naměřené hodnoty hmotnostní aktivity u jednotlivých vzorků hub v $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$

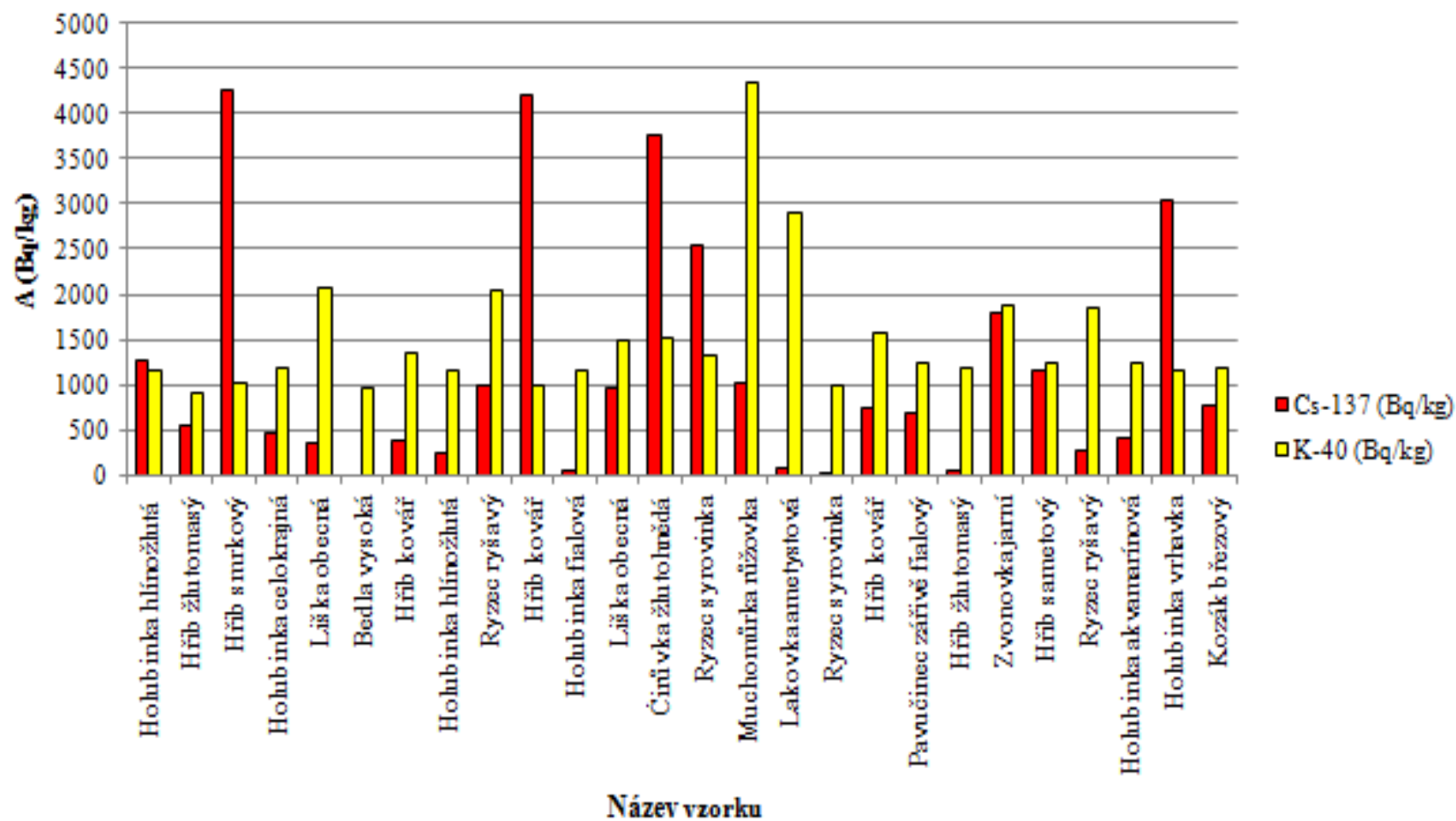
Lokalita	Vzorek	m_1 (kg)	m_2 (kg)	Cs-137 ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) sušina	K-40 ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) sušina	Cs-137 ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) nativní stav	K-40 ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) nativní stav
Churáňov	Holubinka hlínožlutá	0,03	0,004	1270	1167	169,3	155,6
	Hřib žlutomasý	0,083	0,02	559,7	908,9	134,9	219
	Hřib smrkový	0,032	0,004	4265	1017	533,1	127,1
	Holubinka celokrajná	0,042	0,006	466,8	1188	66,7	169,7
	Liška obecná	0,046	0,003	365,8	2061	23,9	134,4
Jemčina	Bedla vysoká	0,102	0,008	5,6	971,8	0,4	76,2
	Hřib kovář	0,068	0,006	404,2	1341	35,7	118,3
	Holubinka hlínožlutá	0,098	0,011	253,8	1158	28,5	130

Kvilda	Ryzec ryšavý	0,131	0,017	992	2031	<i>128,7</i>	<i>263,6</i>
	Hřib kovář	0,173	0,009	4199	1001	<i>218,5</i>	<i>52,1</i>
	Holubinka fialová	0,089	0,013	68,8	1165	<i>10,1</i>	<i>170,2</i>
	Liška obecná	0,108	0,014	982,8	1480	<i>127,4</i>	<i>191,9</i>
	Čirůvka žlutohnědá	0,124	0,01	3763	1524	<i>303,5</i>	<i>122,9</i>
	Ryzec syrovinka	0,021	0,003	2554	1328	<i>364,9</i>	<i>189,7</i>
Příbraz	Muchomůrka růžovka	0,117	0,009	1018	4329	<i>78,3</i>	<i>333</i>
	Lakovka ametystová	0,013	0,001	84,3	2901	<i>6,5</i>	<i>223,2</i>
	Ryzec syrovinka	0,088	0,01	34,7	999,6	<i>3,9</i>	<i>113,6</i>
	Hřib kovář	0,3	0,029	757,7	1564	<i>73,2</i>	<i>151,2</i>
	Pavučinec zářivě fialový	0,051	0,006	703,3	1242	<i>82,7</i>	<i>146,1</i>
	Hřib žlutomasý	0,134	0,012	69,9	1191	<i>6,3</i>	<i>106,7</i>
	Zvonovka jarní	0,026	0,004	1803	1874	<i>277,4</i>	<i>288,3</i>
	Hřib sametový	0,05	0,007	1169	1244	<i>163,7</i>	<i>174,2</i>
	Ryzec ryšavý	0,101	0,01	277,3	1850	<i>27,5</i>	<i>183,2</i>
Zadov	Holubinka akvamarínová	0,224	0,025	429,3	1237	<i>47,9</i>	<i>138,1</i>
	Holubinka vrhavka	0,041	0,004	3050	1150	<i>297,6</i>	<i>112,2</i>
	Kozák březový	0,1	0,01	768,9	1198	<i>76,9</i>	<i>119,8</i>

Zdroj: Vlastní výzkum

Hmotnostní aktivita Cs-137 se pohybuje od 5,6 Bq.kg⁻¹ do 4 265 Bq.kg⁻¹ sušiny. Radionuklid Cs-137 byl obsažen v největší míře ve vzorku Hříbu smrkového (4 265 Bq.kg⁻¹) z lokality Churáňov na Šumavě a u Hříbu kováře (4 199 Bq.kg⁻¹) ze stejné lokality. Poměrně vysokou aktivitu vykazuje také vzorek Čirůvky žlutohnědé z Kvildy (3 763 Bq.kg⁻¹).

Porovnání hmotnostní aktivity Cs-137 a přírodního radionuklidu K-40 v odebraných vzorcích je patrné v grafu 1.

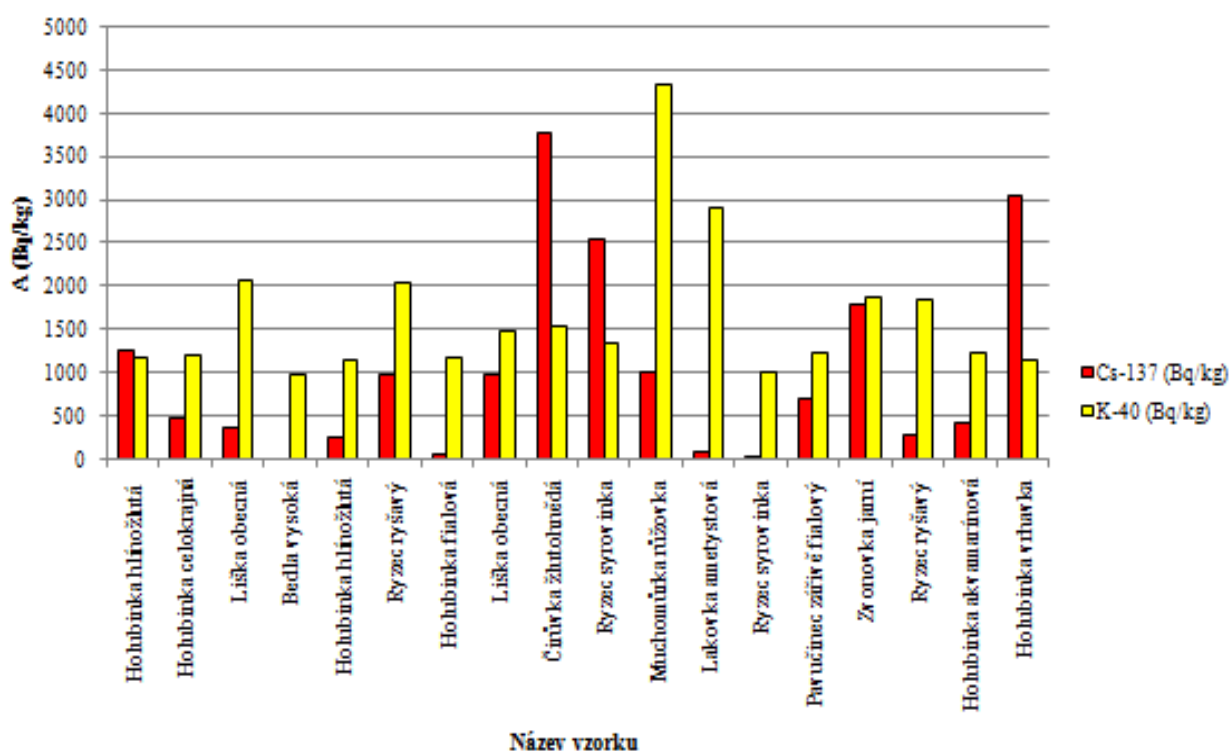


Graf 1: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v houbách (v sušině) v Bq.kg⁻¹

Zdroj: Vlastní výzkum

Z grafu 1 je patrná nejvyšší hmotnostní aktivita Cs-137 ve vzorcích Hřibu smrkového ($4\,265\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) z lokality Churáňov a Hřibu kováře ($4\,199\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) z oblasti Kvilda. Nejvyšší hodnota hmotnostní aktivity K-40 byla naměřena u Muchomůrky růžovky nalezené v okolí obce Příbraz ($4\,329\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Na grafu 2 je graficky vyjádřena hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 u lupenatých hub v sušině.



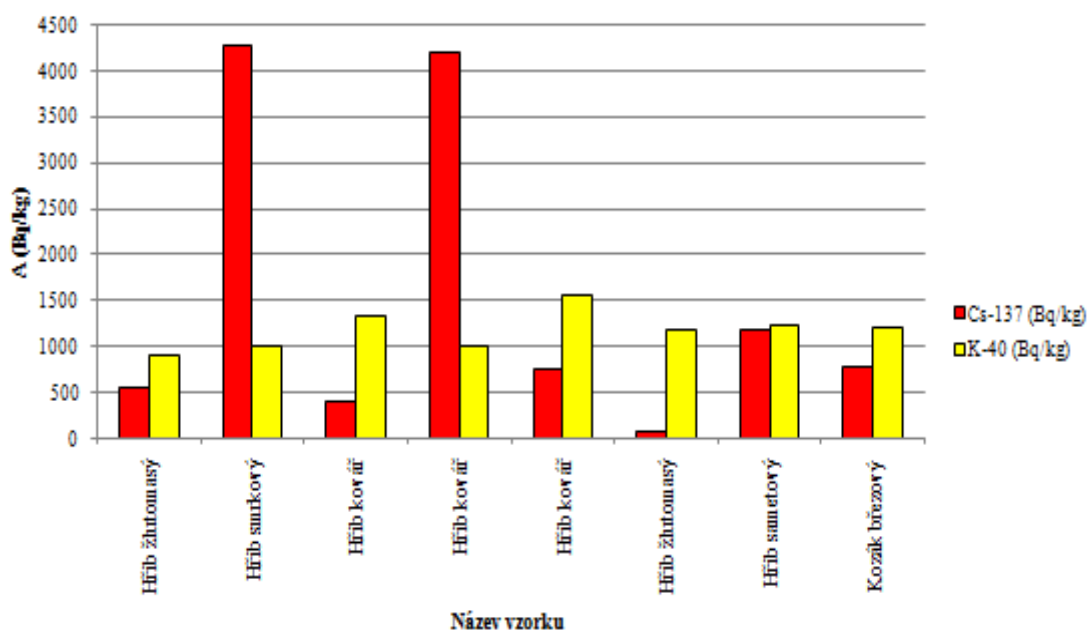
Graf 2: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lupenatých houbách (v sušině) v $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$

Zdroj: Vlastní výzkum

Z grafu 2 lze konstatovat, že maximální hodnota Cs-137 byla naměřena u Čirůvky žltolnědé, z lokality Kvilda na Šumavě ($3\,763\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$). Naopak nejnižší hodnotu vykazuje Bedla vysoká z lesů Jemčina ($5,6\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$). Nejvyšší hodnota K-40 byla zaznamenána u Mochomůrky růžovky, která byla nalezena v okolí obce Příbraz

(1 018 Bq.kg⁻¹). Nejnižší aktivitu K-40 vykazuje taktéž Bedla vysoká nalezená v oblasti Třeboňska (971,8 Bq.kg⁻¹).

V grafu 3 jsou uvedeny naměřené výsledky hmotnostní aktivity hřibovitých hub v sušině.



Graf 3: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 u hřibovitých hub (v sušině) v Bq.kg⁻¹

Zdroj: Vlastní výzkum

V grafu 3 lze pozorovat, že nejvyšší množství Cs-137 bylo naměřeno u Hříbu smrkového z oblasti Churáňova na Šumavě (4 265 Bq.kg⁻¹) a u Hříbu kováře z oblasti Kvilda (4 199 Bq.kg⁻¹), která se nachází taktéž na Šumavě. Nejmenší množství Cs-137 bylo zjištěno u Hříbu žlutomasého z Příbraze (69,9 Bq.kg⁻¹). Radionuklid K-40 byl v největší míře obsažen u vzorku Hříbu kováře, který byl nalezen taktéž na území obce Příbraz (1 564 Bq.kg⁻¹). Naopak nejmenší množství K-40 bylo naměřeno u Hříbu žlutomasého z Churáňova (909 Bq.kg⁻¹).

3.1.2 Výsledky hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 u ostatních složek lesního ekosystému

V tabulce 2 jsou uvedeny naměřené hodnoty hub, půdy, mechu, kůry a šišek rozdělené podle místa sběru. Stejně jako u vzorků hub bylo měření zaměřeno na radionuklidy Cs-137 a K-40. V prvních dvou sloupečcích je uvedena hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v sušině a v dalších sloupečcích v nativním stavu.

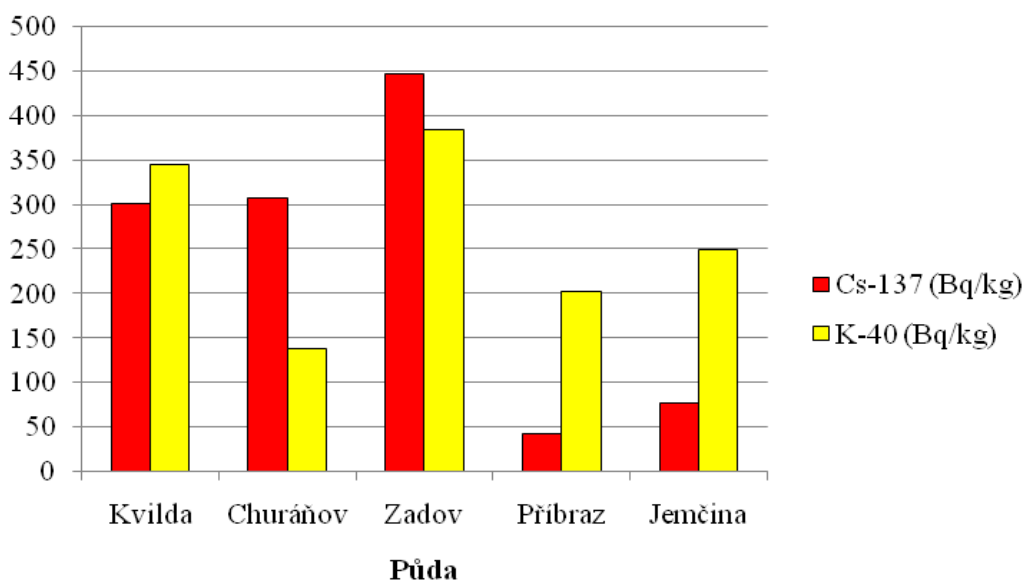
Tabulka 2: Naměřené hodnoty hmotnostní aktivity všech složek lesního ekosystému v dané lokalitě v Bq.kg⁻¹

Lokalita	Vzorek	Cs-137 (Bq.kg ⁻¹) sušina	K-40 (Bq.kg ⁻¹) sušina	Cs-137 (Bq.kg ⁻¹) nativní stav	K-40 (Bq.kg ⁻¹) nativní stav
Kvilda	Hřib kovář	4 199	1001	218,5	52,1
	Holubinka fialová	68,8	1165	10,1	170,2
	Půda	301,1	345,1	110,5	126,6
	Mech	252,4	189,2	108,2	81,1
	Kůra	99,8	62	75,6	47
	Šišky	98	33,6	61,3	21
Churáňov	Hřib smrkový	4265	1017	533,1	127,1
	Liška obecná	365,8	2061	23,9	134,4
	Půda	307,4	138,1	125,2	56,3
	Mech	174,4	205,4	65,9	77,6
	Kůra	79,3	37,2	70,3	33
	Šišky	109,5	206	79,9	150,3
Zadov	Holubinka vrhavka	3050	1150	297,6	112,2
	Holubinka akvamarínová	429,3	1237	47,9	138,1
	Půda	446,2	384,3	194,6	167,6
	Mech	158,6	302,9	70,3	134,3
	Kůra	65,4	56,7	51,2	44,3
	Šišky	104	182	68,6	120

Jemčina	Hřib kovář	404,2	1341	35,7	118,3
	Bedla vysoká	5,6	971,8	0,4	76,2
	Půda	76,5	249,8	46,6	152,3
	Mech	104	214	28,9	59,4
	Kůra	62,6	35,4	34,5	19,5
	Šišky	24,6	342	19,1	264,8
Příbraz	Zvonovka jarní	1803	1874	277,4	288,3
	Ryzec syrovinka	34,7	999,6	3,9	113,6
	Půda	42,7	202	16,7	78,9
	Mech	47,7	235	7,3	35,7
	Kůra	34,6	96,4	28	78,1
	Šišky	15,3	543	11,2	397,2

Zdroj: Vlastní výzkum

Dalším krokem bylo vzájemné porovnávání ostatních složek lesního ekosystému v rámci jednotlivých lokalit. Na grafu 4 jsou vyjádřeny naměřené hmotnostní aktivity v půdě jednotlivých lokalit.

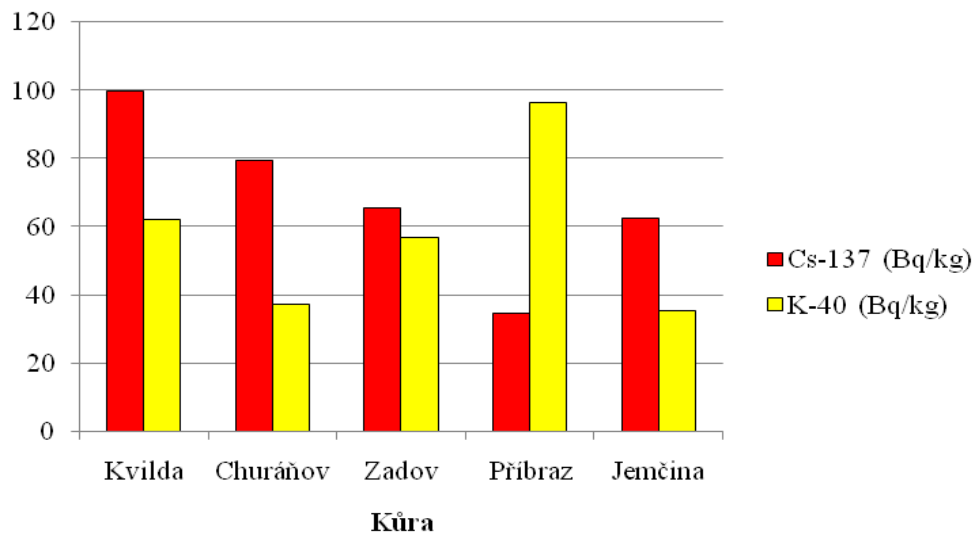


. Graf 4: Naměřené hmotnostní aktivity v půdě z jednotlivých lokalit (v sušině)
v Bq.kg⁻¹

Zdroj: Vlastní výzkum

Z grafu 4 vyplývá, že v případě obou měřených radionuklidů vykazuje nejvyšší hmotnostní aktivitu půdní substrát z lokality Zadov (Cs-137 - 446,2 Bq.kg⁻¹, K 40 - 384,3 Bq.kg⁻¹). Nejnižší aktivitu Cs-137 lze pozorovat v oblasti obce Příbraz, kde dosahuje hodnoty pouhých 42,7 Bq.kg⁻¹. Radionuklid K-40 je nejméně obsažen v půdě v lokalitě Churáňov na Šumavě (138,1 Bq.kg⁻¹).

Na grafu 5 jsou zaznamenány hmotnostní aktivity v kůře v jednotlivých lokalitách v sušině.

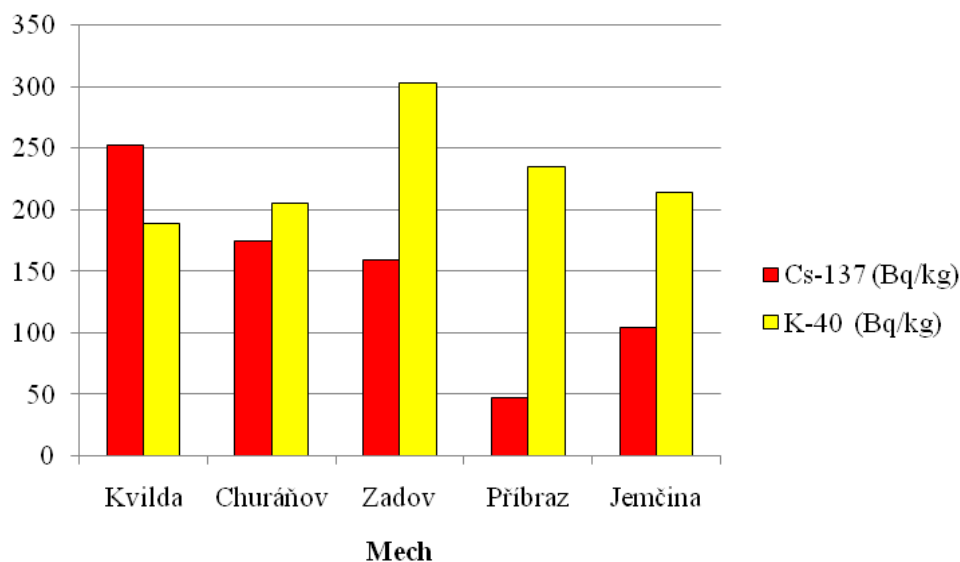


Graf 5: Naměřené hmotnostní aktivity v kůře z jednotlivých lokalit (v sušině) v Bq.kg⁻¹

Zdroj: Vlastní výzkum

V případě měření hmotnostní aktivity kůry (Graf 5) je největší zastoupení radionuklidu Cs-137 v lokalitě Kvilda (99,8 Bq.kg⁻¹). Nejmenší hmotnostní aktivita byla naměřena v obci Příbraz (34,6 Bq.kg⁻¹). Na druhou stranu v porovnání s ostatními lokalitami, právě okolí obce Příbraz významně disponuje zastoupením přírodního K-40 (96,4 Bq.kg⁻¹). Nejméně se tento prvek vyskytuje v lokalitě Churáňov na Šumavě (79,3 Bq.kg⁻¹).

V grafu 6 je vyjádřena hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v mechu z jednotlivých lokalit v sušině.

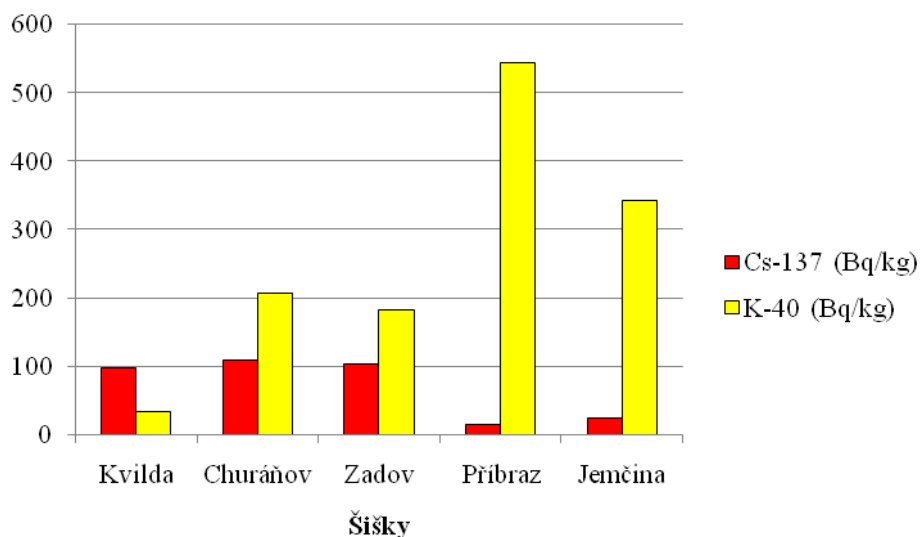


Graf 6: Naměřené hmotnostní aktivity v mechu z jednotlivých lokalit (v sušině) v Bq.kg⁻¹

Zdroj: Vlastní výzkum

Měřením hmotnostní aktivity u mechu (Graf 6) byla zjištěna nejvyšší hladina Cs-137 v oblasti Kvilda na Šumavě (252,4 Bq.kg⁻¹). Nejnižší množství bylo naměřeno v obci Příbraz (47,7 Bq.kg⁻¹). V případě K-40 bylo největší množství zjištěno v lokalitě Zadov (302,9 Bq.kg⁻¹) a naopak nejmenší aktivitu vykazoval vzorek pocházející z oblasti šumavské Kvildy (189,2 Bq.kg⁻¹).

V grafu 7 je vyjádřena hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v šiškách z jednotlivých lokalit v sušině.



Graf 7: Naměřené hmotnostní aktivity v šiškách z jednotlivých lokalit (v sušině)
v Bq.kg⁻¹

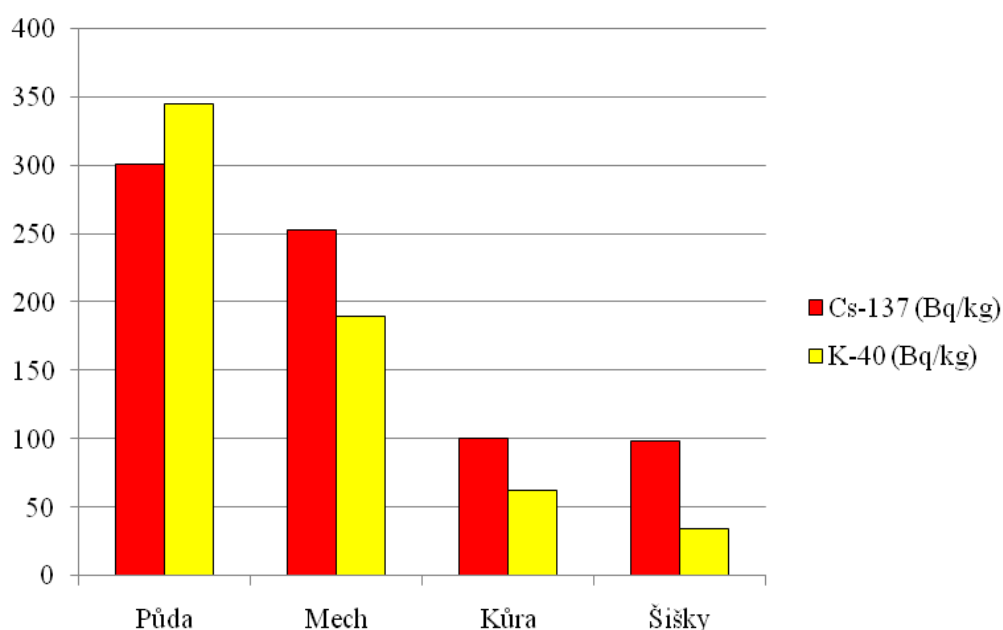
Zdroj: Vlastní výzkum

Z grafu 7 je na první pohled patrné, že jihočeské oblasti Příbraz a Jemčina v porovnání s lokalitami na Šumavě, vykazují vyšší míru zastoupení přírodního radionuklidu K-40, ale naopak nižší výskyt Cs-137. V případě K-40 bylo v obci Příbraz naměřeno 543 Bq.kg⁻¹ a v lesích Jemčina na Třeboňsku 342 Bq.kg⁻¹. Nejmenší množství pak vykazovala lokalita Kvilda na Šumavě (33,6 Bq.kg⁻¹).

Prvek Cs-137 byl nejhojněji zastoupen v šumavských lokalitách Churáňov (109,5 Bq.kg⁻¹) a Zadov (104 Bq.kg⁻¹). Nejmenší aktivita Cs-137 byla naměřena v oblastech Příbraz (15,3 Bq.kg⁻¹) a Jemčina (24,6 Bq.kg⁻¹).

Na základě měření hmotnostní aktivity byly vytvořeny také grafy vyjadřující koncentraci Cs-137 a K-40 ve vzorcích ostatních složek lesního ekosystému. Pro lepší přehlednost bylo provedeno srovnání jednotlivých lokalit a jím odpovídajících vzorků. Jednalo se o vzorky ostatních složek lesního ekosystému, tj. půda, mech, kůra a šišky.

V grafu 8 je graficky vyjádřena hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 u vzorků ostatních složek lesního ekosystému v oblasti Kvilda na Šumavě v sušině.

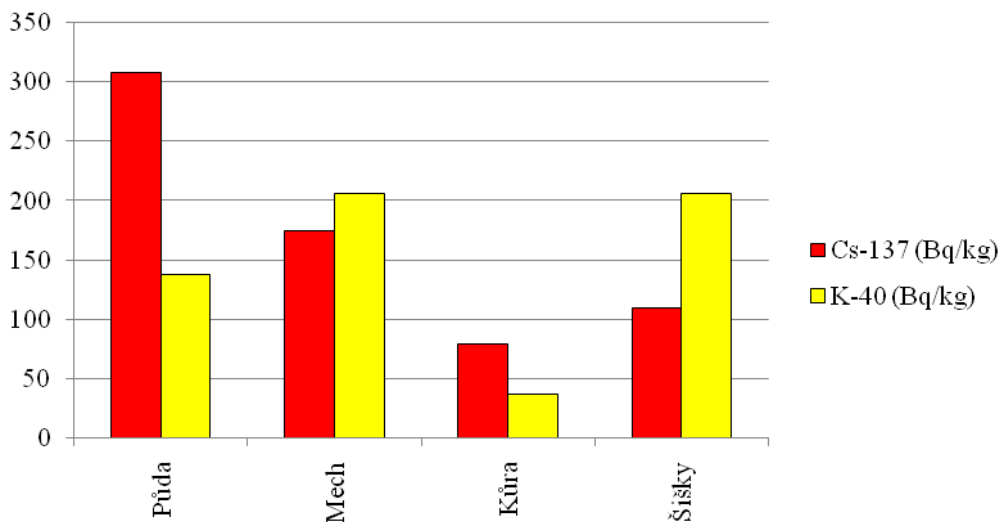


Graf 8: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 u vzorků ostatních složek lesního ekosystému v oblasti Kvilda (v sušině) v Bq.kg⁻¹

Zdroj: Vlastní výzkum

Na grafu 8 je patrné, že z ostatních složek lesního ekosystému v oblasti Kvilda vykazuje nejvyšší hmotnostní aktivitu Cs-137 i K-40 půda. Naměřená hmotnostní aktivita Cs-137 půdního substrátu je 301,1 Bq.kg⁻¹, mechu 252,4 Bq.kg⁻¹, kůry 99,8 Bq.kg⁻¹ a šišek 98 Bq.kg⁻¹.

Na grafu 9 je vyjádřena hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 u vzorků ostatních složek lesního ekosystému v oblasti Churáňov v sušině.



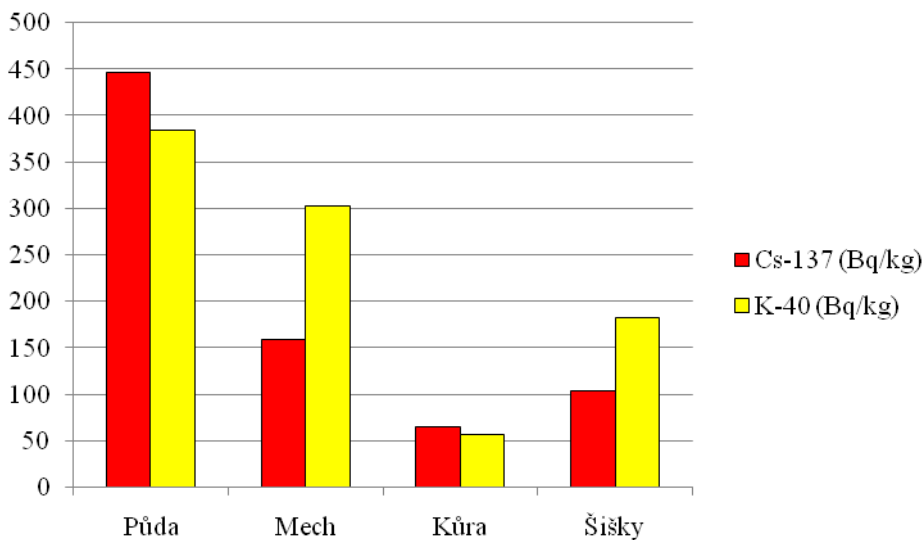
Graf 9: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 u vzorků složek lesního ekosystému v oblasti Churáňov (v sušině) v Bq.kg⁻¹

Zdroj: Vlastní výzkum

Z grafu 9 je patrné že nejvyšší hmotnostní aktivita Cs-137 v lokalitě Churáňov byla naměřena v půdním substrátu (307,4 Bq.kg⁻¹). Nejmenší množství obsahoval vzorek kůry (79,3 Bq.kg⁻¹).

Radionuklid K-40 byl v největší míře zastoupen také v půdě (138,1 Bq.kg⁻¹). Téměř totožné hodnoty byly naměřeny v mechu (205,4 Bq.kg⁻¹) a šiškách (206 Bq.kg⁻¹). Nejmenší množství obsahoval vzorek kůry (37,2 Bq.kg⁻¹).

Na grafu 10 je graficky vyjádřena hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 u vzorků ostatních složek lesního ekosystému v lokalitě Zadov v sušině.

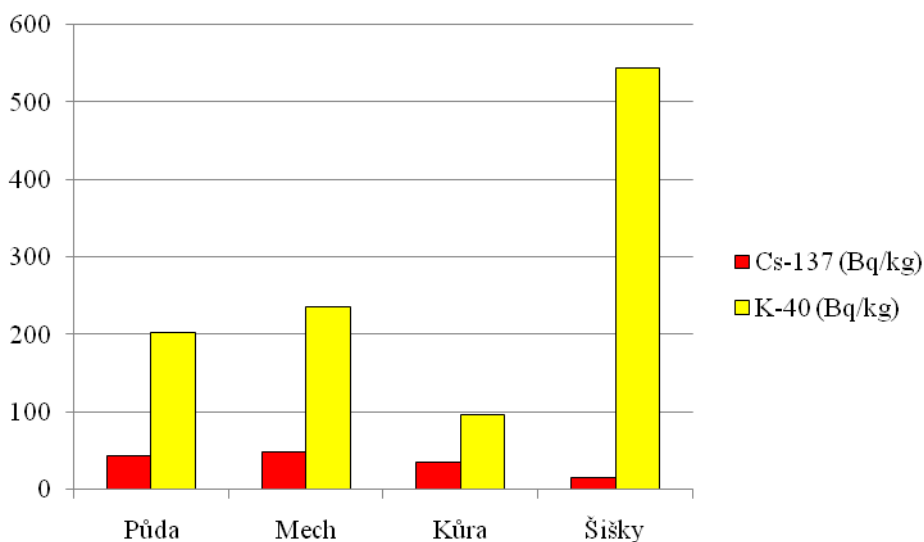


Graf 10: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 u vzorků složek lesního ekosystému v oblasti Zadov (v sušině) v Bq.kg⁻¹

Zdroj: Vlastní výzkum

Na grafu 10 lze pozorovat opět vyšší hladinu Cs-137 i K-40 v půdním substrátu z lokality Zadov. Bylo naměřeno 446,2 Bq.kg⁻¹ Cs-137 a 384,3 Bq.kg⁻¹ K-40. Nejmenší koncentrace jak Cs-137 (65,4 Bq.kg⁻¹), tak i K-40 (56,7 Bq.kg⁻¹), byla obsažena ve vzorku kůry. Naměřená hodnota Cs-137 u mechu byla 158,6 Bq.kg⁻¹ a množství K-40 v tomto vzorku bylo 302,9 Bq.kg⁻¹. U vzorku šišek byla koncentrace o něco nižší (Cs-137 - 104 Bq.kg⁻¹ a K-40 - 182 Bq.kg⁻¹).

Na grafu 11 je zaznamenána hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 u vzorků ostatních složek lesního ekosystému v lokalitě Příbraz v sušině.

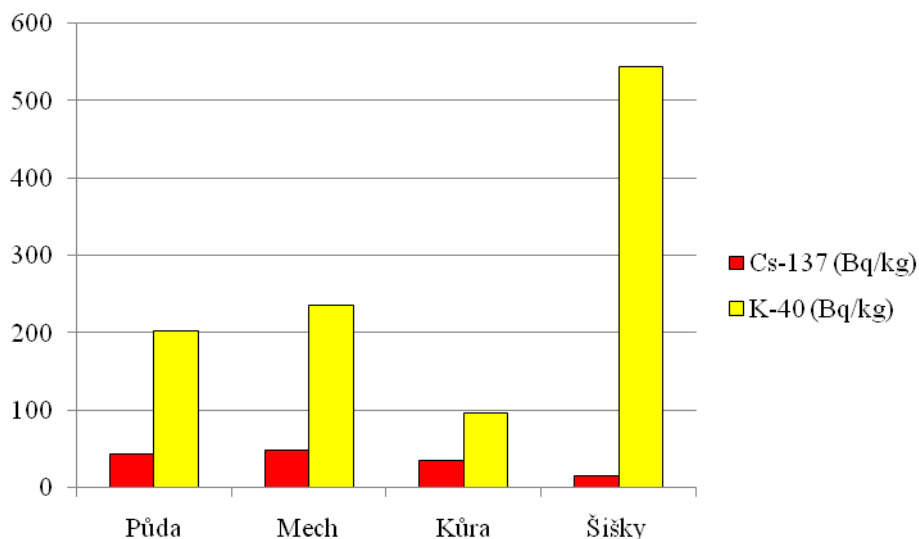


Graf 11: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 u vzorků složek lesního ekosystému v oblasti Příbraz (v sušině) v Bq.kg⁻¹

Zdroj: Vlastní výzkum

Z grafu 11 je patrné, že významné množství K-40 obsahují šišky z této lokality (543 Bq.kg⁻¹). Nejméně je tento radionuklid obsažen ve vzorku kůry (96,4 Bq.kg⁻¹). Tento vzorek obsahuje také malé množství Cs-137 (34,6 Bq.kg⁻¹). Mech z této lokality obsahuje 47,7 Bq.kg⁻¹ Cs-137 a 235 Bq.kg⁻¹ K-40. V půdě bylo naměřeno méně významné množství obou radionuklidů než v lokalitách na Šumavě. Půdní substrát obsahoval 42,7 Bq.kg⁻¹ Cs-137 a 202 Bq.kg⁻¹ K-40.

Na grafu 12 je graficky vyjádřena hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 u vzorků ostatních složek lesního ekosystému v lokalitě Jemčina v sušině.



Graf 12: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 u vzorků složek lesního ekosystému v oblasti Jemčina (v sušině) v Bq.kg⁻¹

Zdroj: Vlastní výzkum

V grafu 12 jsou zaznamenány vzorky pocházející z lokality Jemčina na Třeboňsku. Ostatní složky lesního ekosystému neobsahovaly významné množství radionuklidu Cs-137 (půda – 76,5 Bq.kg⁻¹, mech – 104 Bq.kg⁻¹, kůra – 62,6 Bq.kg⁻¹ a šišky - 24,6 Bq.kg⁻¹). Významnější množství přírodního radionuklidu K-40 bylo naměřeno ve vzorcích šišek (543 Bq.kg⁻¹). Nejnižší koncentraci vykazoval vzorek kůry (96,4 Bq.kg⁻¹).

4 DISKUSE

Provedený výzkum potvrdil, že se radionuklid Cs-137, vzhledem ke svému poločasu rozpadu 30 let, stále vyskytuje v našem prostředí. Významnější množství tohoto prvku je obsaženo ve vzorcích pocházejících z šumavských lokalit, které byly záměrně vybrány kvůli většímu množství srážek v době radioaktivního spadu pocházejícího z jaderné havárie v Černobylu.

Výsledky zjištěné měření hmotnostní aktivity jsou v souladu s dalšími provedenými studiemi, které potvrzují významné rozdíly v jednotlivých druzích hub, stejně tak skutečnost, že se nejvíce Cs-137 nachází v nejoblíbenějších hřibovitých houbách. Tyto srovnání budou blíže charakterizovány dále.

4.1 Zhodnocení vzorků hub

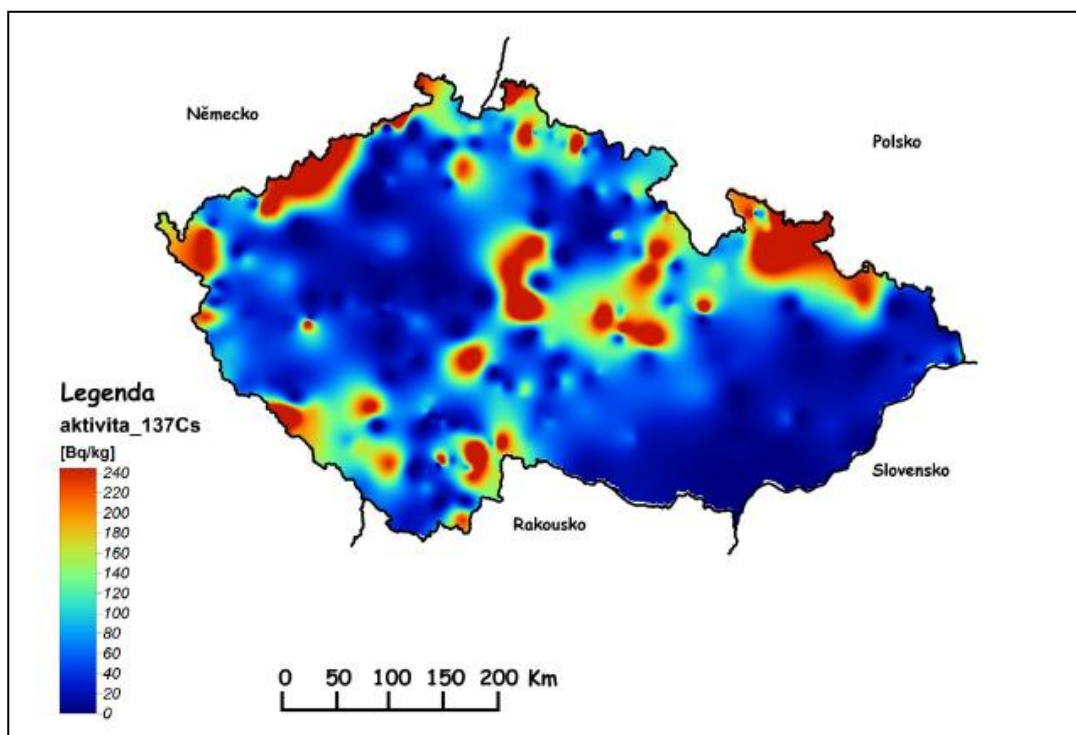
Z tabulky 1, kde jsou uvedeny naměřené hmotnostní aktivity Cs-137 všech vzorků hub, je patrný značný rozptyl těchto hodnot ($5,6 \text{ Bq.kg}^{-1} - 4\,265 \text{ Bq.kg}^{-1}$). Vlivů na tuto skutečnost je hned několik. Tím hlavním je rozdílné množství Cs-137 v půdním substrátu v dané lokalitě, jelikož houby v sobě akumulují Cs-137 pocházející právě z půdy. Vyšší obsah Cs-137 v půdě souvisí s vyšším radioaktivním spadem. Hmotnostní aktivita je také ovlivněna druhem houby. Každý druh absorbuje Cs-137 z rozdílné hloubky půdního substrátu. Záleží proto na množství Cs-137 obsaženém v konkrétní půdní vrstvě, ve které se nachází mycélie.

Naměřené hodnoty přírodního K-40 nevykazují výrazné odchylky, kromě vzorku Muchomůrky růžovky z lokality Příbraz, lidově přezdíváné „masák“, kde je tento radionuklid hojně zastoupen ($4\,329 \text{ Bq.kg}^{-1}$). Vliv na toto nadprůměrné množství mohou mít hnojiva či pesticidy, které byly použity v blízkosti vzorku.

Výzkum prováděný na území ČR v letech 2004-2011 (37, 38), kde bylo zpracováno celkem 651 výsledků měření z 8 regionů, prokázal vyšší hmotnostní aktivitu u hřibovitých hub. Změřená maximální hmotnostní aktivita byla u těchto vzorků $1\,180 \text{ Bq.kg}^{-1}$. U lupenatých hub se jednalo o hodnotu nižší (598 Bq.kg^{-1}). Ve všech měřených lokalitách bylo zjištěno rozpětí 4-5 řádů naměřených aktivit a vysoké aktivity dosahující stovky (jednotlivě až tisíc) Bq.kg^{-1} . Nejvyšší hmotnostní aktivita Cs-137 byla

obsažena ve vzorcích pocházejících ze střední Moravy. Naopak nejnižší průměr byl vypočten pro Prahu a Střední Čechy a je v souladu s nižším spadem uvolněným při srážkách, v době průchodu kontaminovaných mas po Černobylské havárii.

Výsledky zjištěné v předložené práci jsou v souladu s touto studií (37, 38). Měření jasně prokázalo vyšší schopnost akumulace Cs-137 u hřibovitých hub. V některých lokalitách s vyšším výskytem významně kontaminovaných hub, které jsou vyobrazeny na mapě (Obrázek 10), probíhal sběr i během tohoto výzkumu. V těchto lokalitách se také potvrdil výskyt hub s vyšší koncentrací Cs-137.



Obrázek 10: Hmotnostní aktivita Cs-137 ve všech houbách na území ČR v letech 2004-2011 – vyhlazené zobrazení

Zdroj: ŠKRKAL, J. et al.: Mapa kontaminace lupenatých hub lesního ekosystému České republiky ^{137}Cs v letech 2004-2011. *Zpráva SÚRO č. 25/2012*. [online], 2012a [cit. 2014-10-29]. Dostupné z: <http://www.suro.cz/cz/rms/monitorovani-slozek-zivotniho-prostredi/Mapa-kontaminace-lupenatych-hub-CR-Zprava-SURO-2012-25.pdf/view>

Stanovením hmotnostní aktivity u jednotlivých druhů hub se zabývá také Dvořák (39). V tomto výzkumu prezentuje výsledky měření koncentrace radiocesia v houbách na různých místech v ČR a na Slovensku v letech 2000-2004. Nejvyšší hmotnostní aktivita Cs-137 byla změřena u Hříbu hnědého ($2\,263\text{ Bq.kg}^{-1}$) pocházející z lokality Českomoravské vrchoviny. Pro srovnání uvádí naměřené množství ve vzorku odebraném poblíž Černobylu, které dosahovalo hodnoty $6\,000\text{ Bq.kg}^{-1}$. Porovnání naměřené hmotnostní aktivity Cs-137 na území ČR a Slovenska prokázalo výrazně vyšší koncentrace radiocesia na našem území.

Vliv několika faktorů na hmotnostní aktivitu, jako je míra kontaminace půdy se spadem, horizont, ze kterého mycelium bere živiny, vlhkost půdy a čas od katastrofy potvrdil výzkum Pavla Kalače (40). Zároveň však uvádí, že radioaktivita těchto hub je oproti jiným zdrojům záření zanedbatelná. Také potvrzuje vyšší schopnost hřibovitých hub akumulovat Cs-137.

Kontaminací hub, ale i celkově lesního ekosystému ve Švédsku, se ve své práci zabývá Vinichuk et al. (41). Tato studie srovnávala hromadění tří alkalických kovů (K, Rb, Cs) v půdě, rhizosféře, půdo-kořenovém rozhraní, myceliích a plodnicích mykorhizních hub ve švédském lese. Na základě této studie bylo mimo jiné zjištěno více či méně rovnoměrné rozdělení Cs-137 v rámci půdy, rhizosféry a rozhraní půdo-kořenových frakcí, ale i aktivní nahromadění houbami. Hladiny nalezené v plodnicích byly o řád vyšší, než hodnoty v myceliích. Zajímavější jsou hodnoty hmotnostní aktivity naměřené u konkrétních hub. U Hříbu smrkového pocházejícího ze Švédska byla zjištěna koncentrace radiocesia $5\,826\text{ Bq.kg}^{-1}$. Hřib smrkový z našeho měření vykazoval aktivitu $4\,265\text{ Bq.kg}^{-1}$. Tyto hodnoty jsou mezi sebou srovnatelné.

Podobná studie byla provedena také v Japonsku (42). Sběr vzorků proběhl na poloostrově Noto. Hladiny Cs-137 byly v rozmezí $1,4\text{--}4\,100\text{ Bq.kg}^{-1}$. Nejvyšší hmotnostní aktivita byla naměřena u vzorku Čirůvky šupinkaté $4\,100\text{ Bq.kg}^{-1}$. Koncentrace K-40 se na rozdíl od několika předchozích zpráv, které naznačovaly relativně konstantní úroveň tohoto radionuklidu v houbách na území Japonska, značně lišila ($12\text{--}2\,400\text{ Bq.kg}^{-1}$). Ačkoliv je Japonsko od Ukrajiny vzdálenější než ČR,

naměřené hmotnostní aktivity u hub jsou srovnatelné s našimi. Vliv na tyto hodnoty by mohla mít nedávná havárie japonské elektrárny Fukušima (2011), ale provedené měření probíhalo v letech 2005-2007, tedy ještě před touto havárií.

Během studie (43) zabývající se koncentrací Cs-137 na Ukrajině v letech 1996-1998, byly odebírány vzorky hub i půdy. Bylo zpracováno 16 plodnic různých druhů hub a 204 vzorků půdy. Nejvyšší hmotnostní aktivita byla zjištěna u čechratky podvinuté (862 kBq.kg^{-1}). Vyšší aktivitu také vykazoval hřib plstnatý (117 kBq.kg^{-1}). V porovnání se zjištěnými výsledky i pracemi dalších autorů (34, 35, 36, 37), jsou tyto hodnoty až 200krát vyšší.

4.2 Porovnání naměřených hodnot hub a ostatních složek lesního ekosystému

Pro porovnání koncentrací Cs-137 mezi půdním substrátem a houbami, byla měřena i hmotnostní aktivita půdy. Tyto hodnoty jsou porovnány v tabulce 2. Kromě půdy byly odebrány i vzorky mechu, kůry a šišek v dané lokalitě. Měření je graficky vyjádřeno v grafech 8-12.

Z výsledků vyplývá přímá úměrnost mezi aktivitou hub a půdního substrátu. Čím vyšší koncentrace Cs-137 se nachází v půdě, tím vyšší množství je obsaženo i v houbě. Houby v sobě akumulují tento radionuklid, a proto mohou být naměřené hodnoty u hub několikanásobně vyšší.

V lokalitě Churáňov vykazoval nejvyšší hmotnostní aktivitu Hřib smrkový ($4\,265 \text{ Bq.kg}^{-1}$) a Liška obecná ($365,8 \text{ Bq.kg}^{-1}$). Ve srovnání s půdním substrátem je mezi těmito hodnotami jen malý rozdíl. Naměřená hodnota u vzorku Holubinky akvamarínové ($429,3 \text{ Bq.kg}^{-1}$) z lokality Zadov téměř korespondovala s naměřenou hodnotou půdního substrátu z této oblasti ($446,2 \text{ Bq.kg}^{-1}$). V oblasti

4.3 Výpočet úvazku efektivní dávky

Pro lepší představu týkající se naměřených hodnot, byl následně vypočten úvazek efektivní dávky pro 1 obyvatele, který během 1 roku zkonsumuje množství 10 kg hub. Množství 10 kg bylo vybráno v souladu s ostatními pracemi, kde se toto množství také uvádí (38, 39, 40, 43). Pro výpočet byl použit vzorek s vyšší hmotnostní aktivitou.

Jedná se o vzorek hříbu smrkového z lokality Churáňov na Šumavě, jehož naměřená hmotnostní aktivita dosahovala hodnoty $533 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ v nativním stavu.

Pro výpočet bylo nutné použít tyto údaje:

- *Konverzní faktor pro přepočet příjmu radionuklidů (Cs-137) požitím na úvazek efektivní dávky pro dospělé = $1,3 \cdot 10^{-8} \text{ Sv/Bq}$*
- *Předpokládaná průměrná roční spotřeba hub na 1 obyvatele = $10 \text{ kg} / 1 \text{ rok}$*
- *Největší naměřená hmotnostní aktivita Cs-137 v houbách (lokality Churáňov – Hřib smrkový) = 533 Bq/kg (v nativním stavu)*

$$E = 1,3 \cdot 10^{-8} \text{ Sv/Bq} \cdot 10 \text{ kg} \cdot 533 \text{ Bq/kg} = 6,929 \cdot 10^{-5} \text{ Sv} = 0,069 \text{ mSv} = 0,07 \text{ mSv}$$

Výsledkem tohoto výpočtu je dávka 0,069 mSv. Tato hodnota vyjadřuje množství radioaktivního záření, které by člověk obdržel konzumací daného množství hub během 1 roku. V porovnání s hodnotami přírodního ozáření, které platí pro ČR (tj. asi 3 mSv za rok), je tato dávka zanedbatelná a pro organismus nepředstavuje žádné nebezpečí. Obecný limit pro součet efektivních dávek ze zevního ozáření a úvazků efektivních dávek z vnitřního ozáření je uveden ve vyhlášce č. 307/2002., §19, a činí 1 mSv za kalendářní rok. Případná absorbovaná dávka zapříčiněná konzumací radioaktivních hub ani zdaleka nedosahuje této hodnoty.

V příloze A jsou uvedeny příklady některých expozic ionizujícímu záření včetně limitů platných v ČR. Mezi těmito hodnotami je zanesena i vypočtená hodnota úvazku efektivní dávky z provedeného výzkumu. Z této škály vyplývá, že konzumací 10 kg hub s vysokým obsahem Cs-137 obdržíme menší dávku než při letu z Tokya do New Yorku a zpět.

4.4 Zhodnocení výzkumné otázky

Měření hmotnostní aktivity Cs-137 prokázalo, že obsah Cs-137 u jednotlivých hub se liší. Vyšší hmotnostní aktivita Cs-137 byla naměřena u vzorků hřibovitých hub, což

je v souladu s předchozími studii. Nejvyšší naměřená hodnota byla $4\,265\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ u Hříbu smrkového z lokality Churáňov na Šumavě. Nejnižší koncentrace Cs-137 byla zjištěna u vzorku Bedly vysoké ($5,6\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) z lesů Jemčina na Třeboňsku.

5 ZÁVĚR

Cílem práce bylo porovnání obsahu Cs-137 v jednotlivých druzích hub ve vybraných lokalitách pomocí polovodičové gamaspektrometrie. Na základě měření lze konstatovat, že naměřené hodnoty jsou v porovnání s ostatními zdroji ionizujícího záření relativně nízké. Přihlédneme-li k hodnotám měření běžně se vyskytujícího přírodního radionuklidu K-40, jde o koncentrace relativně nízké. Vliv Cs-137 na zdraví naší populace je proto zanedbatelný a nepředstavuje žádné riziko pro náš organismus. Naměřené hodnoty se pohybovaly v řádech stovek až tisíců Bq.kg^{-1} sušiny.

Nejvyšší naměřené hodnoty byly zjištěny u vzorků hřibovitých hub, konkrétně u Hříbu smrkového z lokality Churáňov na Šumavě ($4\,265\ \text{Bq.kg}^{-1}$). Tato i předchozí zmíněné studie potvrzují skutečnost, že tyto houby mají vyšší schopnost akumulovat Cs-137. Cíl bakalářské práce byl splněn.

Pro lepší představu a také z důvodu kontaminace obyvatel konzumací hub, které obsahují Cs-137, byl spočítán úvazek efektivní dávky. Výsledná hodnota absorbované dávky byla $0,07\ \text{mSv/1rok}$. Tato dávka je 40krát nižší než množství ionizujícího záření, které obdržíme z běžně se vyskytujícího přírodního ozáření.

Při srovnání koncentrace Cs-137 v houbách a v půdním substrátu bylo zjištěno, že houby vykazují vyšší hmotnostní aktivitu. Ve všech případech však platí, že v případě výskytu vyššího množství Cs-137 v půdě, i houby zde nalezené disponují vyšší hladinou koncentrace Cs-137. Hodnoty ostatních změřených složek lesního ekosystému vykazovaly velký rozptyl a byly prokázány vyšší koncentrace Cs-137 v lokalitách s vyšším radioaktivním spadem. Na základě změřených výsledků lze konstatovat, že obsah Cs-137 se liší v závislosti na druhu hub.

Výsledky práce již byly prezentovány na Studentské vědecké konferenci v roce 2014 na Zdravotně sociální fakultě a publikovány ve Sborníku příspěvků. Bakalářskou práci je možné využít ve výuce jako studijní materiál, nebo při dalším zpracování této problematiky. Jedná se o velice obsáhlé téma. Bylo by určitě zajímavé i nadále pokračovat v měření vzorků a monitorovat postupné snižování koncentrací Cs-137 v našem prostředí.

6 SEZNAM INFORMAČNÍCH ZDROJŮ

- (1) MALÁTOVÁ, I., *Situace po černobylské havárii*. Dostupné z WWW: https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/situace_po_cernobylske_havarii_v_cestske_republice.pdf
- (2) KOLEKTIV AUTORŮ: *Charakteristika ionizujícího záření*. Radiobiologie. [online] 2014 [cit. 2015-04-20]. Dostupný z WWW: <http://fbmi.sirdik.org/1-kapitola/13/131.html>
- (3) ÖSTERREICHER, Jan a Jiřina VÁVROVÁ. *Přednášky z radiobiologie*. 1. vyd. Praha: Manus, 2003, 112 s. ISBN 80-86571-01-7.
- (4) PEJCHAL, J. *Biofyzika pro záchranáře*. Vyd. 1. Hradec Králové: Univerzita obrany, 2013, 2 sv. (85, 89 s.). ISBN 978-80-7231-352-5.
- (5) KOLEKTIV AUTORŮ: *Stochastické účinky*. Radiobiologie [online] 2014 [cit. 2015-04-20]. Dostupný z WWW: <http://fbmi.sirdik.org/7-kapitola/75/751.html>
- (6) KOLEKTIV AUTORŮ: *Deterministické účinky*. Radiobiologie. [online] 2014 [cit. 2015-04-20]. Dostupný z WWW: <http://fbmi.sirdik.org/7-kapitola/75/752.html>
- (7) KOLEKTIV AUTORŮ: *Principy a praxe radiační ochrany*. 1. vyd. Editor Vladislav Klener. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, 2000, 619 s. ISBN 80-238-3703-6.
- (8) KOLEKTIV AUTORŮ: *Veličiny používané v radiační ochraně*. Radiobiologie. [online] 2014 [cit. 2015-04-20]. Dostupný z WWW: <http://fbmi.sirdik.org/1-kapitola/15/155.html>
- (9) ULMANN, V. *Jaderná fyzika, ionizující záření, radiologie* [online]. 2010 [cit. 2015-04-17]. Dostupné z: <http://astronuklfyzika.cz/>.
- (10) WINTER, M. *Caesium: historical information. WebElements periodic table* [online]. Sheffield, England [1993]-[2015] [cit. 2015-04-17]. Dostupné z: <http://www.webelements.com/caesium/history.html>

- (11) Cesium. *ANL: Human Health Fact Sheet* [online]. Environmental Assessment Division: Argonne National Laboratory, 2001 [cit. 2015-04-17]. Dostupné z: <http://hpschapters.org/northcarolina/NSDS/cesium.pdf>
- (12) TOOHEY RE, Keane AT, Rundo J. *Measurement techniques for radium and the actinides in man at the Center for Human Radiobiology*. Health Phys 44(1):323–341; 1983.
- (13) Potassium-40. *ANL: Human Health Fact Sheet* [online]. Environmental Assessment Division: Argonne National Laboratory, 2005 [cit. 2015-04-20]. Dostupné z: <http://people.stfx.ca/tsmithpa/chem361/Labs/radiochem/potassium.pdf>
- (14) KOLEKTIV AUTORŮ: *Zdroje ionizujícího záření využívané ve zdravotnictví*. Radiobiologie [online] 2014 [cit. 2015-04-17]. Dostupný z WWW: <http://fbmi.sirdik.org/4-kapitola/43/431.html>
- (15) KOLEKTIV AUTORŮ: *10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobyli - důsledky a poučení*. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, Státní ústav radiační ochrany, 1996, 80 s.
- (16) LALLANILLA, Marc. *Chernobyl: Facts About the Nuclear Disaster*. Livescience [online]. 2013 [cit. 2015-04-17]. Dostupné z: <http://www.livescience.com/39961-chernobyl.html>
- (17) ROSENBERG, J. *Chernobyl nuclear disaster. About education: Disasters & Tragedy* [online]. [cit. 2015-04-17]. Dostupné z: <http://history1900s.about.com/od/horribledisasters/p/Chernobyl.htm>
- (18) Chernobyl Accident 1986. *World Nuclear Association: Safety of plants* [online]. 2014 [cit. 2015-04-17]. Dostupné z: <http://www.world-nuclear.org/info/Safety-and-Security/Safety-of-Plants/Chernobyl-Accident/>
- (19) *The Chernobyl accident: updating of INSAG-1: INSAG-7: A report by the International Nuclear Safety Advisory Group*. Vienna: International Atomic Energy Agency, 1992. ISBN 92-0-104692-8. Dostupné z: http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub913e_web.pdf

- (20) MIETELSKI J.W., LAROSA J., GHODS A. (1993): ^{90}Sr and $^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , ^{241}Am in some samples of mushrooms and forest soil from Poland. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles* 170 (1): 243-258.
- (21) MIETELSKI J.W., JASIŃSKA M., KUBICA B., KOZAK K., MACHARSKI P. (1994): *Radioactive contamination of Polish mushrooms*. *The Science of the Total Environment* 157: 217-226.
- (22) BUČINA, I.; DVOŘÁK, Z.; MALÁTOVÁ, I. et al.: *Radionuklidy z černobylské havárie v půdě na území ČSSR: jejich původ, depozice a distribuce*. In: *Některé výsledky monitorování následků černobylské havárie v ČSSR. Československá komise pro atomovou energii. Ústřední informační středisko pro jaderný program*. 1988, 65 s., [online] 2014 [cit. 2014-02-26]. Dostupný z WWW: <http://intranet.suro.local/dokumenty/cernobyl/nektrevysledky.pdf>.
- (23) KOLEKTIV AUTORŮ: *Radionuklidy pocházející ze spadu po jaderné havárii v Černobylu a zkouškách jaderných zbraní*. *Radiobiologie*. [online] 2014 [cit. 2015-04-17]. Dostupný z WWW: <http://fbmi.sirdik.org/4-kapitola/43/432.html>
- (24) MIKA, Otakar J a Milan ŘÍHA. *Ochrana obyvatelstva před následky použití zbraní hromadného ničení: Pokusy s jadernými zbraněmi*. Vyd. 1. Praha: Námořní akademie České republiky, 2011, 148 s. ISBN 978-80-87103-31-9.
- (25) 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. Spektrum (Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství). ISBN 978-80-7385-029-6.
- (26) REED, B Cameron. *The Manhattan Project*. *Physica Scripta* [online]. 2014, vol. 89, issue 10 [cit. 2015-04-17]. DOI: 10.1088/0031-8949/89/10/108003.
- (27) PITSCHMANN, Vladimír. *Jaderné zbraně: nejvyšší forma zabíjení*. 1. vyd. Praha: Naše vojsko, 2005, 390 s., [38] s. obr. příl. *Historie a vojenství*. ISBN 8020607846.

- (28) STIJVE T. (1994): *Extraction of radiocesium from contaminated mushrooms*. Bulletin de l'Observatoire Mycologique.1994, n° 6: 1-8. Dostupné z: http://www.observatoire-mycologique.fr/Document/Champignons_Extraction_Cs.pdf
- (29) HAVRÁNEK J., HAVRÁNKOVÁ, R.: *Obsah cesia-137 v lesním ekosystému v lokalitě Újezd*. Kontakt, JU ZSF 2008. Vol. 10, no 3-4, 368-373.
- (30) Problematika kontaminace prasete divokého v ČR. *Státní úřad radiální ochrany* [online]. 2012 [cit. 2015-04-17]. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/publikace/aktuality/problematika-kontaminace-prasete-divokeho-v-cr-1>
- (31) DUFF M. C., RAMSEY M.L.: *Accumulation of radiocesium by mushrooms in the environment: a literature review*. Journal of Environmental Radioactivity,2008, 99: 912-932.
- (32) DataPro, *Gamaspektrometrická analýza (GSA)* [online] 2014 [cit. 2014-04-10]. Dostupný z WWW: <http://www.lrm.cz/cz-gsa.html>
- (33) DEBERTIN, Klaus a Richard G. HELMER. *Gamma- and x-ray spectrometry with semiconductor detectors*. North-Holland: Elsevier science publishers B.V., 1988, 399 s. ISBN 0444-871071.
- (34) KUNA, Pavel a Leoš NAVRÁTIL. *Klinická radiobiologie*. 1. vyd. Praha: Manus, 2005, 222 s. ISBN 80-86571-09-2.
- (35) OHERA, M.: *Úvod do polovodičové gamaspektrometrie*. Envi Brno, 2000.
- (36) MATZNER, J., Gamat: *Interaktivní systém pro spektrometrii gama*. Verze 4.0 G., SÚJB, Praha, 2003
- (37) ŠKRKAL, J. et al.: *Mapa kontaminace lupenatých hub lesního ekosystému České republiky ¹³⁷Cs v letech 2004-2011*. Zpráva SÚRO č. 25/2012.[online], 2012a [cit. 2014-10-29]. Dostupné z: <http://www.suro.cz/cz/rms/monitorovani-slozek-zivotniho-prostredi/Mapa-kontaminace-lupenatych-hub-CR-Zprava-SURO-2012-25.pdf/view>

- (38) ŠKRKAL, J. et al.: *Mapa kontaminace hřibotvarých hub lesního ekosystému České republiky ^{137}Cs v letech 2004-2011*. Zpráva SÚRO č. 24/2012.[online], 2012b [cit. 2014-10-29]. Dostupné z: <http://www.suro.cz/cz/rms/monitorovani-slozek-zivotniho-prostredi/Mapa-kontaminace-hribotvarech-hub-CR-Zprava-SURO-2012-24.pdf/view>
- (39) DVOŘÁK, P. et al.: *Radiocesium in mushrooms from selected locations in the Czech Republic and Slovak republic*. Radiat Environ Biophys, 2006. Vol. 45, s. 145-151.
- (40) KALÁČ, Pavel. *A review of edible mushroom radioactivity*. Food chemistry. 2001, č. 75, s. 29-35. Dostupné z: <http://kch.zf.jcu.cz/vyzkum/publikace/separaty/2001-0035.pdf>
- (41) VINICHUK, M., A.F.S. TAYLOR, K. ROSÉN a K.J. JOHANSON. *Accumulation of potassium, rubidium and caesium (^{133}Cs and ^{137}Cs) in various fractions of soil and fungi in a Swedish forest*. Science of The Total Environment [online]. 2010, vol. 408, issue 12, s. 2543-2548 [cit. 2015-04-29]. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2010.02.024. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004896971000135X>
- (42) FUJII, A. et al.: *Concentrations of ^{137}Cs and ^{40}K in wild mushrooms collected in a forest on Noto Peninsula, Japan*. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry [online]. 2014, vol. 300, issue 2, s. 707-717 [cit. 2015-05-02]. DOI: 10.1007/s10967-014-3060-y. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s10967-014-3060-y>
- (43) VINICHUK, M. M., & JOHANSON, K.J. 2003. *Accumulation of ^{137}Cs by Fungal Mycelium in Forest Ecosystems of Ukraine*. J. Environ. Radioact. 64, 27-43.

7 SEZNAM TABULEK

Tabulka 1: Naměřené hodnoty u jednotlivých vzorků hub v Bq.kg ⁻¹	39
Tabulka 2: Naměřené hodnoty všech složek lesního ekosystému v dané lokalitě	45

8 SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1: Trajektorie kontaminovaných hmot a přibližné časy úniků z havarovaného reaktoru jaderné elektrárny Černobyl a průchodů nad územím ČSSR.....	26
Obrázek 2: Depozice Cs-137 na území ČR	27
Obrázek 3: Lokality odběru vzorků hub	33
Obrázek 4: Sběr vzorků	34
Obrázek 5: Třídění vzorků.....	34
Obrázek 6: Vážení vzorků v nativním stavu.....	35
Obrázek 7: Zpracování vzorků	35
Obrázek 8: Sušení vzorků	36
Obrázek 9: Umístění vzorků do měřicích nádob	36
Obrázek 10: Hmotnostní aktivita Cs-137 ve všech houbách na území ČR v letech 2004-2011 – vyhlazené zobrazení	56
Obrázek 11: Příklady některých expozičních limitů ionizujícího záření včetně limitů platných v ČR.....	Příloha A

9 SEZNAM GRAFŮ

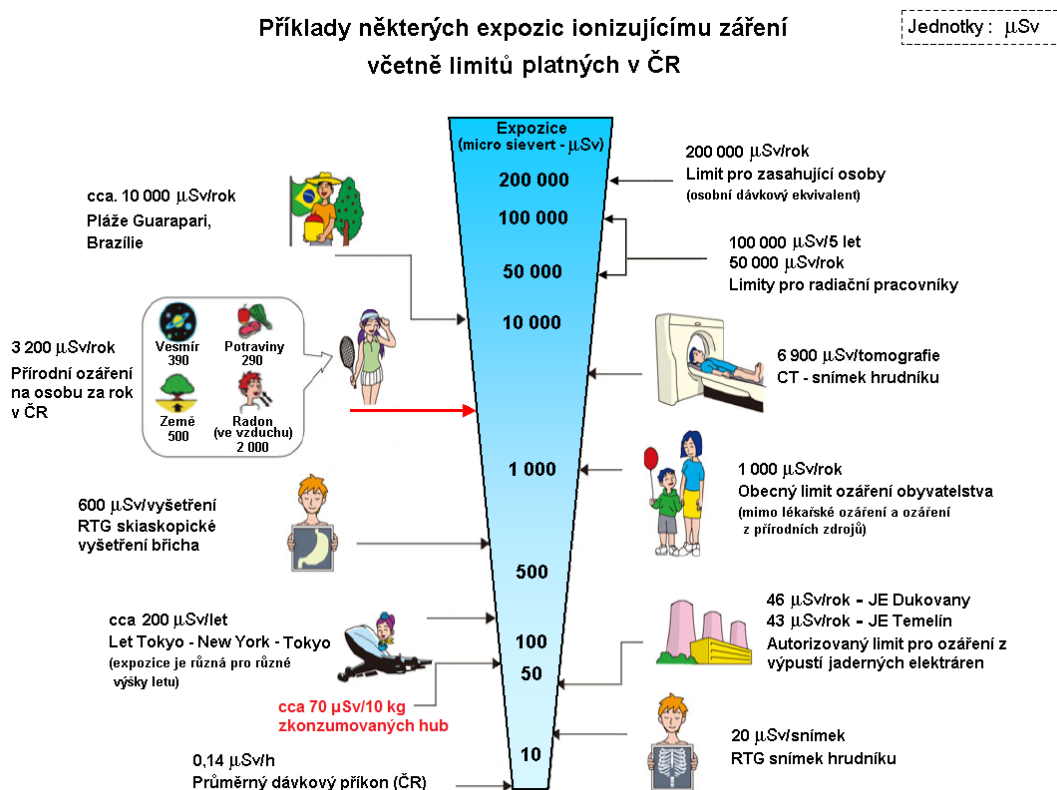
Graf 1: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v houbách (v sušině) v Bq.kg ⁻¹	42
Graf 2: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 v lupenatých houbách (v sušině) v Bq.kg ⁻¹	43
Graf 3: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 u hřibovitých hub (v sušině) v Bq.kg ⁻¹	44
Graf 4: Naměřené hmotnostní aktivity v půdě z jednotlivých lokalit (v sušině) v Bq.kg ⁻¹	46
Graf 5: Naměřené hmotnostní aktivity v kůře z jednotlivých lokalit (v sušině) v Bq.kg ⁻¹	47
Graf 6: Naměřené hmotnostní aktivity v mechu z jednotlivých lokalit (v sušině) v Bq.kg ⁻¹	48
Graf 7: Naměřené hmotnostní aktivity v šiškách z jednotlivých lokalit (v sušině) v Bq.kg ⁻¹	49
Graf 8: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 u vzorků složek lesního ekosystému v oblasti Kvilda (v sušině) v Bq.kg ⁻¹	50
Graf 9: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 u vzorků složek lesního ekosystému v oblasti Churáňov (v sušině) v Bq.kg ⁻¹	51
Graf 10: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 u vzorků složek lesního ekosystému v oblasti Zadov (v sušině) v Bq.kg ⁻¹	52
Graf 11: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 u vzorků složek lesního ekosystému v oblasti Příbraz (v sušině) v Bq.kg ⁻¹	53
Graf 12: Hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 u vzorků složek lesního ekosystému v oblasti Jemčina (v sušině) v Bq.kg ⁻¹	54

10 SEZNAM PŘÍLOH

Příloha A - Příklady některých expozičních limitů ionizujícího záření včetně limitů platných v ČR

PŘÍLOHA A

V příloze A jsou vyobrazeny příklady některých expozičních ionizujícímu záření včetně limitů platných v ČR. Na škále je také vyznačen výpočet úvazku efektivní dávky pro vzorek houby z našeho měření.



Obrázek 11: Příklady některých expozičních ionizujícímu záření včetně limitů platných v ČR

Zdroj: Stručný přehled biologických účinků záření. Státní úřad pro jadernou bezpečnost

[online] Dostupné z:

https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/imgs/aktualne/Davky_a_limity_CR.png