



Zdravotně
sociální fakulta
Faculty of Health
and Social Sciences

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

Cesium-137 v mase lesní zvěře na území Šumavy

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Studijní program:

OCHRANA OBYVATELSTVA

Autor: Petra Venčovská

Vedoucí práce: Mgr. Jiří Havránek

České Budějovice 2017

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji bakalářskou/diplomovou práci s názvem „*Cesium-137 v mase lesní zvěře na území Šumavy*“ jsem vypracoval/a samostatně pouze s použitím pramenů v seznamu citované literatury.

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

V Českých Budějovicích dne 3. května 2017

.....

Venčovská Petra

Poděkování

Děkuji vedoucímu bakalářské práce Mgr. Jiřímu Havránkovi za jeho ochotu, odborné vedení, cenné rady a veškeré informace, které mi pomohly při zpracování této bakalářské práce. Dále bych Mgr. Jiřímu Havránkovi chtěla poděkovat za odbornou pomoc a poskytnuté podklady k výzkumné části bakalářské práce.

Cesium-137 v mase lesní zvěře na území Šumavy

Abstrakt

Naše území bylo umělým radionuklidem cesium-137 (dále jen ^{137}Cs) kontaminováno skrze radioaktivní zamoření v rámci zkoušek jaderných zbraní v atmosféře a díky největší jaderné havárii, která se odehrála v Černobylu. Kontaminace životního prostředí a jeho složek ^{137}Cs je stále monitorována díky dlouholetému poločasu rozpadu tohoto radionuklidu.

Stanoveným cílem práce je porovnání hmotnostní aktivity ^{137}Cs v jednotlivých druzích lesní zvěře pocházející z území Šumavy. Z čehož vyplývá i stanovená výzkumná otázka, zda je rozdíl v obsahu ^{137}Cs v mase různých živočišných druhů žijících v lesích na území Šumavy?

Dle dostupnosti vzorků byly vybrány správní obvody měst Vimperk a Horní Planá. Z těchto lokalit pochází tedy i 14 měřených vzorků srstnaté zvěře, které byly poskytnuty k tomuto výzkumu. Obsah ^{137}Cs byl tedy stanovován pomocí polovodičové spektrometrie gama., kdy kromě zmíněného ^{137}Cs byl pro porovnání stanoven také draslík-40 (dále jen ^{40}K), který je nejrozšířenějším přírodním radionuklidem.

Z výsledků měření také vyplývá, že větší koncentrace ^{137}Cs byla ve vzorcích pocházejících z oblasti Vimperku a dále také, že vyšší hmotnostní aktivita ^{137}Cs byla měřena u býložravců. Nejvyšší hodnota ^{40}K pak byla naměřena jak u býložravce, tak i všežravce.

Ze získaných výsledků byly vypočítány úvazky efektivní dávky, pro vyjádření míry kontaminace, která by nastala v případě konzumace kontaminovaného masa. Vypočítané hodnoty úvazků efektivních dávek vzhledem k vnitřní kontaminaci a také vzhledem k ostatním zdrojům radioaktivního záření nejsou významné a jejich vliv na zdraví našich obyvatel je zanedbatelný.

Klíčová slova

Radioaktivita; hmotnostní aktivita; cesium-137; efektivní dávka; radioaktivní zamoření

The Cesium-137 content in wild game in Šumava

Abstract

Our territory was the artificial radionuclide cesium-137 (hereafter ^{137}Cs) contaminated by radioactive contamination during nuclear testing in the atmosphere and to the largest nuclear accident occurring in Chernobyl. Contamination of the environment and its components ^{137}Cs is still being monitored due to the long half-life of this radionuclide.

The stated goal of the work is to compare the mass activity of ^{137}Cs in the forest species from the Šumava region. This also results in the research question as to whether there is a difference in ^{137}Cs in the mass of different animal species living in forests in the Šumava region.

According to the availability of samples, the administrative districts of Vimperk and Horní Planá were selected. From these localities, there are also 14 measured samples of fur animals, which were provided for this research. Consequently, the content of ^{137}Cs was determined by gamma semiconductor spectrometry, which, besides mentioned ^{137}Cs , was also used for comparison with potassium-40 (hereinafter only ^{40}K), which is the most widely used natural radionuclide.

The measurement results also show that higher concentrations of ^{137}Cs were in samples from the Vimperk region, and also that higher mass activity of ^{137}Cs was measured in herbivores. The highest value of ^{40}K was measured in both herbivores and omnivores.

Effective dose ranges were calculated from the results obtained to express the level of contamination that would occur in the case of the consumption of contaminated meat. Calculated values of effective dose ranges due to internal contamination as well as other sources of radioactivity are not significant and their effect on the health of our population is negligible.

Klíčová slova

Radioactivity; Weight Activity; Cesium-137; Effective Dose; Radioactive Contamination

Obsah

Úvod.....	8
1 Teoretická část	9
1.1 Základní informace o ionizujícím záření	9
1.1.2 Účinky ionizujícího záření na člověka	10
1.1.3 Zdroje ionizujícího záření.....	11
1.1.4 Vybrané jednotky a veličiny v oblasti ionizujícího záření	13
1.2 Cesium.....	15
1.2.1 Zdroje Cs-137 v životním prostředí	16
1.3 Draslík	25
1.4 Lesní ekosystém a jeho kontaminace	25
1.4.1 Stavba lesního ekosystému:.....	26
1.4.2 Kontaminace přírodního lesního ekosystému	26
1.5 Lesní zvěř.....	27
1.5.1 Jelen lesní (Cervus elaphus)	28
1.5.2 Liška obecná (Vulpes vulpes)	28
1.5.3 Prase divoké (Sus Scrofa).....	29
1.5.4 Srnec obecný (Capreolus capreolus)	29
2 Cíl práce a výzkumná otázka	31
2.1 Cíl práce	31
2.2 Výzkumná otázka.....	31
3 Metodika výzkumu	32
3.1 Metodika výzkumu.....	32
3.1.1 Získávání a úprava vzorků masa	33
3.1.2 Přehled odebraných a měřených vzorků masa lesní zvěře	35
3.1.3 Měření obsahu Cs-137 v mase lesní zvěře a stanovení hmotnostní aktivity..	36
4 Výsledky	38
4.1.1 Porovnání hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K u všech vzorků masa lesní zvěře	39
4.1.2 Výsledky hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K u zvěře srnčí	41
4.1.3 Výsledky hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K u zvěře jelení	42
4.1.4 Výsledky hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K u prasete divokého.....	43
4.1.5 Výsledek hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K u vzorku lišky obecné	44
4.1.6 Porovnání hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K u podle živočišného druhu.....	45

5 Diskuse.....	46
5.1 Zhodnocení hmotnostní aktivity ve vzorcích masa lesní zvěře	46
5.2 Zhodnocení hmotnostní aktivity u zvěře jelení.....	47
5.3 Zhodnocení výsledků prasete divokého	48
5.4 Zhodnocení výsledků z hlediska živočišného druhu.....	49
5.5 Výpočet úvazku efektivní dávky.....	50
5.6 Zhodnocení výzkumné otázky	54
6 Závěr	55
7 Seznam použitých zdrojů.....	56
8 Seznam obrázků a tabulek	61
8.1 Přehled obrázků.....	61
8.2 Přehled grafů	61
8.3 Přehled tabulek.....	61
9 Seznam zkratk	62

Úvod

Lidé, zvířata a životní prostředí jsou denně vystavováni neviditelnému jevu a to ionizujícímu záření. Jeho zdroje lze rozdělit do dvou skupin na přírodní a umělé. První složkou přírodních zdrojů záření je kosmické záření, které dopadá na naši Zemi z vesmíru, druhou složku představuje záření terestriální, které způsobují radionuklidy, které vznikly již v raných stádiích vesmíru a díky dlouholetému poločasu rozpadu, se vyskytují na Zemi, a dále jej představují radionuklidy vznikající v přeměnových řadách. Radionuklidy z umělých zdrojů vznikají z činnosti člověka.

Jedním z umělých radionuklidů je ^{137}Cs . Původem tohoto radioaktivního prvku v našem životním prostředí představují dva faktory. Za první faktor lze považovat zkoušky jaderných zbraní v atmosféře, které se odehrávaly převážně na severní polokouli v letech 1945 – 1980. Druhým faktorem je havárie jaderné elektrárny Černobyl v roce 1986, kdy přes tehdejší Československou socialistickou republiku (dále jen ČSSR) prošly radioaktivní vzdušné masy. V důsledku toho došlo ke kontaminaci našeho životního prostředí (i lesního ekosystému), avšak díky nerovnoměrným srážkám jsou patrné rozdíly v radioaktivním spadu. Podíl kontaminace našeho území z této havárie je velký.

Bakalářská práce porovnává obsah ^{137}Cs v mase lesní zvěře, což představuje i její cíl. Protože se tento prvek v přírodě dostává do složek lesního ekosystému, jako je půda, lesní plody, houby a další komodity, dochází ke kontaminaci masa lesní zvěře a tím pak při jeho konzumaci může dojít i k vnitřnímu ozáření obyvatelstva. Tento fakt je stále důležitý, díky dlouholetému poločasu rozpadu ^{137}Cs , který činí přibližně 30 let.

První část bakalářské práce je věnována základním informacím o ionizujícím záření, dále radionuklidu ^{137}Cs , kde jsou také popsány i jeho zdroje, které měly vliv na přítomnost tohoto prvku v životního prostředí našeho území. Stručně je také popsán přehled zvěře, jejíž maso bylo použito k měření obsahu ^{137}Cs . Pro srovnání byl ve vzorcích měřen i obsah ^{40}K , který představuje nejrozšířenější přírodní radioaktivní prvek. Toto měření bylo prováděno pomocí polovodičové spektrometrie gama, jejíž způsob je zde také stručně popsán.

Zvěř, jejíž maso bylo použito k výzkumu, pak byla lovena legálně v různých lokalitách na území Šumavy.

1 Teoretická část

Lidské tělo ročně obdrží určitou dávku z přírodních a umělých zdrojů ionizujícího záření. Na této roční dávce se podílí i kontaminace našeho území umělým radionuklidem ^{137}Cs .

Kontaminaci životního prostředí ^{137}Cs mají na našem území pak za následek dva hlavní faktory. Jedním z nich jsou zkoušky jaderných zbraní v atmosféře a tím druhým je havárie jaderné elektrárny Černobyl, která se stala 26. dubna roku 1986. Po této havárii, která byla zkázou, ale také přínosem, byla očekávána kulminace obsahu ^{137}Cs v potravinách. ^{137}Cs se mělo tedy objevit i v mase, což nakonec bylo výsledky měření potvrzeno a následkem toho byla provedena určitá regulace spotřeby zvěřiny (Malátová, © 2017).

1.1 Základní informace o ionizujícím záření

Důležitou roli pro vznik ionizujícího záření má struktura atomu a jeho jádra. Atomy látek se skládají ze tří druhů částic: protonů a neutronů, které se nacházejí v atomovém jádře a elektronů, které jsou v atomovém obalu. Protony mají kladný náboj, neutrony žádný elektrický náboj nemají a elektrony jsou nabitě záporně. Atom jako celek pak nemá ani negativní ani pozitivní náboj, protože má stejný počet protonů i elektronů. Pokud mají prvky shodný počet protonů a rozdílný počet neutronů, nazývají se izotopy, jako například ^{235}U a ^{238}U . A protože ne všechny kombinace počtů protonů a neutronů tvoří stabilní jádra, jsou proto i takové prvky, které mají jádra nestabilní. Tyto prvky s nestabilními jádry se potom samovolně přeměňují na jádra prvků jiných. Takové prvky jsou nazývány radionuklidy a jejich spontánní přeměnou je radioaktivní přeměna (UNEP, 2016).

Při radioaktivní přeměně dochází k uvolňování energie v podobě záření. Tato energie pak působí na další atomy a ionizuje je. Podle toho jaká částice je emitována, se radioaktivní přeměna dělí na: přeměnu α , kdy dochází k vyzáření seskupení dvou protonů a dvou neutronů a vyzáření elektronů je pak podstatou přeměny β . Jádro po spontánní přeměně zůstává v energeticky vzbuzeném stavu. Kromě emise částice se zbavuje nadbytečné energie také emisí jednoho nebo několika fotonů záření γ . Tento děj lze potom považovat za přeměnu γ . Při získávání stabilnějšího stavu musí být ve všech případech zachovány fyzikální veličiny jako elektrický náboj, počet nukleonů, hybnost a energie. (Navrátil et al., 2014).

Ionizující záření lze tedy charakterizovat jako tok hmotných částic nebo fotonů záření, které mají schopnost ionizovat atomy prostředí nebo excitovat jejich jádra. Ionizující

záření lze pak podle charakteru ionizačního procesu rozdělit na přímo ionizující záření, které je tvořeno nabitými částicemi, které mají dostatečnou energii k tomu, aby mohly vyvolat ionizaci (elektrony, pozitrony, protony, částice α , β) a na nepřímo ionizující záření, které zahrnuje nenabitě částice, které při interakcích s prostředím uvolňují sekundární, přímo ionizující částice. Pokud je ionizující záření charakterizováno elektrickým nábojem, klidovou hmotností a kinetickou energií, jedná se o korpuskulární (částicové) ionizující záření a podle hmotnosti se částice dělí na těžké (částice α , protony, neutrony), středně těžké (mezony) a lehké (elektrony, pozitrony) (Navrátil et al., 2014).

U fotonového záření je pak energie přenášena formou elektromagnetických vln. Ty jsou kombinací příčného a postupného vlnění magnetického a elektrického pole. Tento typ záření se pak projevuje buď jako látka a má částicový charakter nebo se projevuje jako vlnění a má tedy charakter vlnový. Proto má fotonové záření duální charakter a díky tomu rozlišujeme záření gama a rentgenové. Mezi základní vlastnosti elektromagnetického vlnění patří vlnová délka, frekvence a energie fotonových kvant. Záření gama a rentgenové záření patří tedy mezi záření s největší energií a nejkratší vlnovou délkou (Pejchal et al., 2013).

Ionizující záření, ať už se jedná o záření korpuskulární či elektromagnetické se při šíření prostorem dostává do kontaktu s okolním látkou. Záření látkou může prostupovat, může jí být pohlcováno anebo se od ní odráží zpět do prostoru. Těmito procesy pak záření ztrácí svou energii. Ta se postupně snižuje až do úplného vyzáření (Pejchal et al., 2013).

1.1.2 Účinky ionizujícího záření na člověka

Ionizující záření působí na zdraví člověka různými biologickými mechanismy. Záření na buněčné úrovni působí zánik buněk nebo buňky modifikuje přímým účinkem na vlákna deoxyribonukleové kyseliny (dále jen DNA) v chromosomech. Pokud je velký počet poškozených nebo usmrcených buněk, dochází k poškození orgánů nebo může nastat smrt ozářeného subjektu. Jestliže působení záření buňku neusmrtí, dochází k jinému typu poškození DNA, kdy se toto poškození zcela opraví nebo k opravě nedojde a výslednou změnou je mutace buňky. Ta se projeví v buněčných děleních a může vést k rakovině. Pokud taková buňka nese genetickou informaci, může být důsledkem dědičného poškození. Proto rozlišujeme zdravotní účinky radiační expozice na časné a pozdní (UNEP, 2016).

Rozsáhlé poškození či smrt buněk vyvolává časné zdravotní účinky, které jsou charakteristické vysokým dávkovým prahem. Se stoupající dávkou tedy vzrůstá intenzita účinku při překročení prahu (UNEP, 2016).

Tyto účinky lze nazývat i jako deterministické, pro které je tedy charakteristická prahová závislost na dávce. Jedná se o účinky, ke kterým dochází v důsledku smrti části ozářené buněčné populace, jejichž závažnost roste s dávkou od určitého dávkového prahu. Tyto účinky pak mají charakteristický klinický obraz. Mezi deterministické účinky záření se řadí akutní nemoc z ozáření, akutní lokální změny, poškození fertility a poškození vyvíjejícího se plodu (Stručný přehled biologických účinků záření, © 2017).

Například pokud člověk obdrží jednorázovou dávku větší než 50 Gy, dojde k poškození centrálního nervového systému tak moc, že smrt nastane během několika dnů. Příznaky nemoci z ozáření se mohou projevovat při akutních dávkách 8 Gy, ale i nižších. I po obdržení dávky 2 Gy nebo vzácně i při dávkách pod 1 Gy jsou ozářené subjekty postiženy zvracením asi tři hodiny po ozáření (UNEP, 2016).

Pozdní zdravotní účinky se projevují dlouhou dobu po expozici a jejich pravděpodobnost výskytu závisí na obdržených dávkách záření. V důsledku radiační expozice dochází k modifikacím genetického materiálu buňky, tedy k lokalizovaným nádorům, leukémii nebo ke genetickým projevům, které postihují potomky ozářených osob (UNEP, 2016).

K nejvíce časově posunutým účinkům patří stochastické účinky, které jsou důsledkem změn v buňkách přeživších ozáření. Takto změněná buňka se může později vyvinout v nádor. Jde tedy o účinky, které jsou vyvolané mutacemi a předpokládá se pro ně bezprahový, lineární vztah mezi dávkou a účinkem. S dávkou tedy pro jednotlivce vzrůstá pravděpodobnost poškození. Stochastický charakter má i dědičné důsledky ozáření, které se projevují u potomstva ozářených osob. Stochastické účinky jsou klinicky neodlišitelné od spontánních případů, a proto nemají charakteristický klinický obraz. Důsledkem jsou různé formy nádorových onemocnění (zhoubné nádory) a genetické změny (Stručný přehled biologických účinků záření, © 2017).

1.1.3 Zdroje ionizujícího záření

Zdroje ionizujícího záření dělíme podle původu na přírodní, které jsou součástí životního prostředí, či vznikají činností přírody a umělé, které vznikají činností člověka.

Přírodní zdroje ionizujícího záření způsobují největší podíl ozáření obyvatelstva.

Organismy tomuto přírodnímu ozáření byly vystaveny odjakživa a do značné míry nevyhnutelně (UNEP, 2016).

Mezi přírodní zdroje záření patří kosmické záření a přírodní radionuklidy. Kosmické záření dopadá na Zemi z vesmíru a ozařuje člověka zejména externě v závislosti na nadmořské výšce a poloze na Zemi (Kolektiv autorů, 2000).

U kosmického záření se rozlišují tři složky. Galaktické kosmické záření, které pochází z hlubokých oblastí vesmíru a skládá se z 85 % protonů, 11 % jader helia, 1 % těžších jader všech prvků soustavy a 3 % elektronů. Sluneční kosmické záření je tvořeno z 99 % protony a méně než 0,1 % představují těžší nabitě částice. Toto záření pochází především ze slunečních erupcí. Poslední složkou jsou Radiační (van Allenovy) pásy, které jsou tvořeny protony a elektrony. Ty jsou zachycovány magnetickým polem Země v určitých vzdálenostech od jejího povrchu. Vnější pás je ve vzdálenosti 20 000 km, vnitřní pás je ve vzdálenosti 3 000 km. Důležité je, že na Zemi, dopadá tzv. sekundární složka kosmického záření. Jde o částice, které vznikají interakcemi zejména primárních fotonů, kdy po vstupu do atmosféry interagují částice kosmického záření s přítomnými atomy a molekulami (Kuna, Navrátil, 2005).

Přírodní radionuklidy vznikly a dále vznikají pouze činností přírody a jsou součástí našeho životního prostředí. Z hlediska mechanismu vzniku a původu je lze rozdělit na kosmogenní radionuklidy a terestriální radionuklidy (záření), které zahrnují primordiální radionuklidy a radionuklidy vznikající v přeměnových řadách (Navrátil et al., 2014).

Kosmogenní radionuklidy vznikají při jaderných reakcích, a to při průchodu vysokoenergetického kosmického záření se zemskou atmosférou. Nejvýznamnějšími kosmogenními radionuklidy jsou ^{14}C , ^3H , a dále vznikají radionuklidy jako ^7Be , ^{22}Na , ^{32}P , ^{35}S a další (Pejchal et al., 2013).

Působení terestriálních radionuklidů není na různých místech Země konstantní. Za tyto rozdíly jsou odpovědné geologické procesy, které měly za následek nerovnoměrné rozdělení radionuklidů v zemské kůře. Primordiální radionuklidy jsou pozemského původu, které vznikly v raných stádiích vesmíru. Díky jejich dlouhému poločasů přeměny, který je větší než 10^8 let se i dnes vyskytují na Zemi ve významném množství. Řadí se sem například izotopy uranu ^{238}U , ^{235}U , thorium ^{232}Th , draslík ^{40}K (Navrátil et al., 2014).

Při rozpadu primárních radionuklidů vznikají radionuklidy sekundární. Jelikož jejich jádra

nemusí být stabilní, mohou se znovu rozpadat a nově vzniklé jádro může být opět radioaktivní. Jedná se tedy o izotopy vznikající v rozpadových řadách (Pejchal et al., 2013).

Z radionuklidů, které vznikají sekundárně z původních radionuklidů tvořících přeměnové řady je nejvýznamnější radium ^{226}Ra a z něho vznikající plyn radon ^{222}Rn s řadou dceřiných produktů, které jsou již v pevné formě (Navrátil et al., 2014).

Umělé zdroje ionizujícího záření jsou vytvořené činností člověka. Zahrnují rentgenky, umělé radionuklidy, urychlovače částic, jaderné reaktory a řada těchto umělých zdrojů záření se používá ve zdravotnictví k terapii a k diagnostice (Kuna, Navrátil, 2005).

1.1.4 Vybrané jednotky a veličiny v oblasti ionizujícího záření

Veličiny a jednotky ionizujícího záření se řadí do několika kategorií. Mohou být jednotky a veličiny charakterizující zdroj záření, popisující interakci ionizujícího záření s látkou, veličiny dozimetrie a veličiny používané v radiační ochraně (Kuna, Navrátil, 2005). A proto jsem vybrala takové jednotky a veličiny, které jsou nejen důležité, ale které souvisejí i s touto prací.

Množství radioaktivní látky u radionuklidových zdrojů charakterizuje aktivita A. Jde o fyzikální veličinu, která udává počet radioaktivních přeměn za sekundu a charakterizuje zdroj záření. Udává se v jednotkách becquerel (Bq), a proto 1 Bq je aktivitou, při které dochází k jedné jaderné přeměně za 1 sekundu. V praxi dochází k měření například plošné aktivity při kontaminaci povrchů nebo k měření objemové kontaminace při stanovení aktivity odebraných vzorků (Linhart et al., 2007).

Absorbovaná dávka a dávkový příkon jsou veličiny, které jsou důležité v radiobiologii. Absorbovaná dávka D je definována jako poměr střední energie sdělené v objemovém elementu dávky o určité hmotnosti a hmotnosti elementu. U absorbované dávky se tedy jedná o energii ionizujícího záření absorbované v jednotce hmotnosti ozařované látky a to v určitém místě. Jednotkou je Gray (Gy) (Kuna, Navrátil, 2005).

Absorbovaná dávka o velikosti 1 Gy tedy odpovídá energii jednoho Joule v objemovém elementu jednoho kilogramu látky (Pejchal et al., 2013) a předávání energie za určité časové období popisuje dávka a tuto okamžitou situaci vyjadřuje dávkový příkon, kterým se rozumí přírůstek dávky za čas. Jednotkou je $\text{Gy}\cdot\text{s}^{-1}$ (Kolektiv autorů, 2000).

Stejná dávka různých druhů IZ má různý biologický účinek, z toho tedy plyne, že jsou zavedeny veličiny, které respektují tuto skutečnost a odrážejí tak různou citlivost orgánů a tkání na IZ. Důležitými veličinami používanými v RO jsou ekvivalentní a efektivní dávky (Kuna, Navrátil, 2005).

Definice veličin ochrany zohledňuje průměrnou absorbovanou dávku v objemu konkrétního orgánu nebo tkáně, způsobenou typem záření, kdy záření je určeno typem a energií záření a to buď dopadajícího na povrch těla, nebo emitovaného jednotlivými radionuklidy. Veličina ochrany definovaná jako součin absorbované dávky ve tkáni a radiačního váhového faktoru W_R se nazývá ekvivalentní dávka. Její jednotkou je Sievert (Sv) (ICRP 103, 2009).

Hodnoty radiačního váhového faktoru jsou závislé na druhu a energii dopadajícího záření. O ekvivalentní dávce lze tedy říci, že udává biologické účinky ionizujícího záření na organismus jednotlivých druhů záření (Kuna, Navrátil, 2005).

Efektivní dávku E vypočítáme z dávky ekvivalentní, protože efektivní dávka je součtem všech vážených ekvivalentních dávek v jednotlivých orgánech a tkáních lidského těla a vážených tkáňovým váhovým faktorem W_T . Jednotkou je Sievert (Sv) (ICRP 103, 2009).

A jak uvádí Linhart et al. (2007) je efektivní dávka veličinou, která určuje míru poškození organismu stochastickými účinky. Tato veličina zohledňuje typ záření, jeho homogenitu a riziko vzniku stochastických účinků.

Radionuklidy obsažené v lidském organismu ozařují tkáně. Ozařují je po celou dobu, která je určena fyzikálním nebo biologickým poločasem a tak mohou způsobovat dávky ve tkáních těla, kdy se může jednat o několik měsíců či roků po expozici. Proto byl definován úvazek dávkových veličin. Tento dávkový úvazek představuje celkovou očekávanou dávku, která bude obsaženým radionuklidem předána za určité časové období (ICRP 103, 2009).

Z úvazku ekvivalentní dávky se pak vynásobením tkáňovými váhovými faktory a sumací přes všechny orgány a tkáně stanoví úvazek efektivní dávky (Zabezpečení monitorování při činnostech vedoucích k ozáření, 2005).

Radiační váhový faktor W_R – bezrozměrné číslo, které je definováno pro každý druh záření, a které vyjadřuje míru účinku bez ohledu na to, o kterou tkáň se jedná (Pejchal et

al., 2013). Podle Kuny a Navrátila (2005) se označuje též jako radiobiologická účinnost. Jeho hodnoty se liší pro různé druhy záření a jeho hodnoty závisí na druhu a energii dopadajícího záření.

Tkáňový váhový faktor W_T – vyjadřuje rozdílnou radiosenzitivitu orgánů a tkání z hlediska vzniku stochastických účinků (Navrátil, 2014).

1.2 Cesium

V přírodě se cesium vyskytuje pouze ve sloučeninách, jelikož se jedná o velmi reaktivní kov. Vyskytuje se poměrně vzácně a jeho podíl v zemské kůře je $3 \cdot 10^{-3}$ % (Ullmann, 2010).

Jako přírodní je ze 100 % tvořeno stabilním izotopem ^{133}Cs a uměle bylo připraveno 67 nestabilních izotopů cesia s hmotnostními čísly od 112 do 151. Nejvyšší obsah cesia má nerost pautovit CsFe_2S_3 a to 35,92 %. Dalšími minerály, které obsahují cesium, jsou polucit a avogadrid (Cesium, © 2017).

Cesium jako prvek periodické tabulky se řadí mezi alkalické kovy. Je modrobílý, měkký, tažný a je jedním z mála kovů, který je kapalný při pokojové teplotě. Cesium je extrémně reaktivní kov a je silně elektropozitivní (Cesium Element Facts, 2012).

Na vzduchu se cesium samovolně vznítí a shoří za vzniku superoxidu CsO_2 , dále prudce až explozivně reaguje cesium s vodou i ledem a to za vzniku hydroxidu cesného CsOH , který je silnou žíravinou (Cesium, © 2017).

Velmi důležitý je jeho radioaktivní izotop ^{137}Cs , který je jedním z nejznámějších a nejpoužívanějších radionuklidů. Jde o $\beta^- + \gamma$ zářič s jedinou energií záření gama 662 keV a poločasem rozpadu přibližně 30 let. ^{137}Cs vzniká v jaderném reaktoru při neutronovém štěpení uranu ^{235}U z primárního štěpného produktu ^{137}I . Jako hlavní etalon se ^{137}Cs používá pro gamaspektroskopii, k ozařování v radioterapii, v defektoskopii a v dalších měřicích a technických aplikacích (Ullmann, 2010).

Atomy cesia se metabolizují stejně jako draslík. Jejich vstřebání je rychlé a procházejí tak do celého organismu. K jeho vyloučení dochází převážně močovými cestami, ale také cestami žlučovými. Za 2 dny se vyloučí jedna desetina vstřebaného cesia a zbylé množství až za 110 dní (Pejchal et al., 2013).

1.2.1 Zdroje Cs-137 v životním prostředí

Jak je již výše zmíněno, kontaminaci životního prostředí a tím také lesního ekosystému radioaktivním cesiem mají za následek na území České republiky dva hlavní faktory. Jsou to zkoušky jaderných zbraní v atmosféře a havárie jaderné elektrárny Černobyl.

- **Atmosférické zkoušky jaderných zbraní**

Tyto zkoušky probíhají tedy v atmosféře. Jsou tedy typické tím, že se nukleární zbraně testují ve vzduchu.

V letech 1945 až 1980 proběhlo nejvíce jaderných testů v atmosféře, s tím, že neaktivnější testování proběhlo v letech 1952 – 1958 a 1961 – 1962. Většina těchto testů byla provedena na severní polokouli. Celkově proběhlo 502 atmosférických testů. V důsledku jaderných testů v atmosféře představuje největší hrozbu radioaktivní spad, který má za následek rozptýlení radionuklidů po celém světě. Radioaktivní spad lze rozdělit na lokální a globální. Lokální spad zahrnuje největší částice, které se ukládají asi 100 km od zkušebního místa. Tento spad obsahuje až 50 % částic z celkového množství jaderného spadu. Globálním spadem se rozumí tzv. troposférický a stratosférický spad. Troposférický spad tvoří menší částice než spad lokální. Částice zde nezůstávají déle než 30 dní od jaderného testu. Globální spad je významný z hlediska expozice člověka, protože obsahuje radionuklidy s poločasem rozpadu několika dnů až dvou měsíců a jedná se o ^{131}I , ^{140}Ba a ^{89}Sr . Nejlehčí částice pak tvoří stratosférický spad, který tvoří velkou část z celkového radioaktivního spadu. Tyto lehké částice pak mohou být rozptýleny po celém světě a jsou na povrch snášeny i několik let díky dlouholetému poločasu rozpadu těchto radionuklidů (tabulka 1). Těmito radioaktivními spady je kontaminováno jednak životní prostředí, ale dochází i k expozici člověka. V důsledku radioaktivního spadu může dojít k vnitřní kontaminaci a to díky inhalaci kontaminovaného vzdušného materiálu a požitím kontaminovaných potravin a vody a stejně tak může dojít k zevnímu ozáření, které může být způsobeno radioaktivním materiálem na povrchu vzdušných částic či z radionuklidů, které jsou již sneseny na povrchu Země (UNSCEAR, 2010).

Tabulka 1: Radionuklidy uvolněné a globálně rozptýlené z atmosférických nukleárních pokusů

Radionuklidy	Poločas rozpadu (l – let, d – dny)	Globální aktivita (PBq)
³ H	12,33 l	186000
¹⁴ C	5730 l	213
⁵⁴ Mn	312,3 d	3890
⁵⁵ Fe	2,73 l	1530
⁸⁹ Sr	50,53 d	117000
⁹⁰ Sr	28,78 l	622
⁹¹ Y	58,51 d	120000
⁹⁵ Zr	64,02 d	148000
¹⁰³ Ru	39,26 d	247000
¹⁰⁶ Ru	373,6 d	12200
¹²⁵ Sb	2,76 l	741
¹³¹ I	8,02 d	675000
¹⁴⁰ Ba	12,75 d	759000
¹⁴¹ Ce	32,5 d	263000
¹⁴⁴ Ce	284,9 d	30700
¹³⁷ Cs	30,07 l	948
²³⁹ Pu	24110 l	6,52
²⁴⁰ Pu	6563 l	4,35
²⁴¹ Pu	14,35 l	142

Zdroj: UNSCEAR, 2010

Vývoj jaderných zbraní byl zahájen na přelomu 30. a 40. let dvacátého století, kdy na základě předchozích zkoumání byl učiněn objev možnosti štěpení atomového jádra. Tento vývoj probíhal na straně Německa, Japonska, USA, SSSR, Francie a Británie (Linhart et al., 2007).

První použití a první úspěšný pokusný výbuch provedlo USA v pokusu s krycím názvem *Trinity*. K tomuto účelu byla připravena experimentální plutoniová puma implozního typu, která nesla název *Gadget*. Jádro této pumy tvořilo 6,2 kg plutonia. Otestování bylo provedeno 16. července 1945 v polopoušti na území Nového Mexika. Výbuch byl proveden jako pozemní, tedy velmi nízký vzdušný a to na stožáru ve výšce 30 m. Síla výbuchu podle zprávy z USA odpovídala tritolovému ekvivalentu 19 kt (Linhart et al., 2007).

První a zároveň poslední válečné použití jaderné zbraně proběhlo na města Hirošimu a Nagasaki za 2. světové války. 6. srpna 1945 byla na japonské město Hirošima svržena první jaderná puma s názvem *Little boy*. Na výrobu této pumy explozivního typu, jejíž

hmotnost byla přibližně 4,400kg, bylo použito asi 64 kilogramů vysoce obohaceného uranu-235. O tři dny později byla svržena další jaderná puma implozního typu a to neplánovaně na město Nagasaki. *Fat Man*, byla ještě větší, přibližně 4,670 kilo vážící plutoniová bomba (Lallanilla, Writer, 2014).

- **Havárie jaderné elektrárny Černobyl**

Podle International Atomic Energy Agency představuje tato havárie největší katastrofu v lidské historii (Sinkulová, 2006).

Katastrofa se odehrála v časných ranních hodinách dne 26. dubna 1986 na 4. reaktorovém bloku jaderné elektrárny. Příčin výbuchu je hned několik. Jednou z příčin může být politická situace, tlak společnosti a situace na samotném ředitelství elektrárny. Dále také nedokonalá konstrukce reaktoru společně se závažným pochybením ze strany provozovatele elektráren, kdy se nedodržovala základní nařízení a bezpečnostní stanovy. V neposlední řadě pak byl příčinou nedostatečně proškolený personál (Havárie elektrárny Černobylu, © 2010).

Hlavním důvodem této havárie byl experiment, který měl ověřit, jestli bude elektrický generátor, po rychlém uzavření přívodu páry do turbíny schopen při svém setrvačném doběhu ještě asi 40 vteřin napájet čerpadla havarijního chlazení, než se nouzově spustí dieselařegáty. V rámci tohoto testu mělo dojít ke snížení výkonu reaktoru na 700-1000 MW tepelných před odstavením, což bylo považováno za nejnižší výkon, při kterém byl povolen provoz tohoto typu reaktoru, kterým byl reaktor RBMK-1000. Dále mělo dojít k odstavení jedné ze dvou turbín, následně mělo být provedeno odpojení havarijního chlazení a nakonec měl být přerušen přívod páry (Sequence of Events, 2009).

V rámci provedení osudných chyb, špatných a neuvážených rozhodnutí jak obsluhy, tak vedoucího inženýra, došlo v průběhu experimentu k dvou mohutným výbuchům. Nejdříve pára odsunula víko reaktoru o hmotnosti 1000 tun, což vedlo k dalšímu následujícímu výbuchu, kdy pronikl vzduch do reaktoru a rozpoutal tak reakci vodní páry s rozžhaveným grafitem za vzniku vodíku, který vzápětí explodoval a rozmetal do okolí palivo a 700 tun radioaktivního hořícího grafitu, což způsobilo požár (Sequence of Events, 2009).

Při výbuchu a následném požáru, který trval po dobu 10 dnů, došlo k velkým únikům radioaktivních látek. Radioaktivní plyny a částice byly neseny větrem na západ a na sever,

ale v dalších dnech je vítr roznášel do všech směrů. Důležitou roli pro rozptýl a kontaminaci životního prostředí, hrály vyskytující se srážky, které měly dopad na složitý a variabilní průběh expozice v celé postižené oblasti a v menší míře i pro zbytek Evropy (The Chernobyl Accident, 2012).

Největším a nejzávažnějším dopadem této havárie bylo tedy radioaktivní zamoření, kdy oblak z hořícího reaktoru nad velkou částí Evropy rozptýlil velké množství radioaktivních materiálů (tabulka 2) do atmosféry, zejména radionuklidy jódu a cesia (Sinkulová, 2006).

Tabulka 2: Nejdůležitější radionuklidy uniklé z Černobylu v roce 1986

Radionuklid	Poločas přeměny (roky)	Aktivita (Tbq)
⁸⁵ Kr	10,760	33 000
⁸⁹ Sr	0,140	80 000
⁹⁰ Sr	28,800	8 000
⁹⁹ Mo	0,010	210 000
⁹⁵ Zr	0,180	140 00 – 196 000
¹⁰³ Ru	0,110	120 000 – 170 000
¹⁰⁶ Ru	1,020	30 000
¹³¹ I	0,020	1 760 000
¹³³ I	0,002	910 000
¹³² Te	0,010	1 000 000
¹³³ Xe	0,010	6 500 000
¹³⁴ Cs	2,060	44 000 – 50 000
¹³⁷Cs	30,070	74 000 – 85 000
¹⁴⁰ Ba	0,040	170 000
¹⁴¹ Ce	0,090	120 000 – 200 000
¹⁴⁴ Ce	0,780	90 000 – 140 000
²³⁹ Np	0,001	1 700 000
²³⁸ Pu	88	30 – 35
²³⁹ Pu	24 100	30 – 33
²⁴⁰ Pu	6 567	42 – 53
²⁴¹ Pu	14,350	5 900 – 6 300
²⁴² Cm	0,450	900 – 11 000

Zdroj: Navrátil et al., 2014

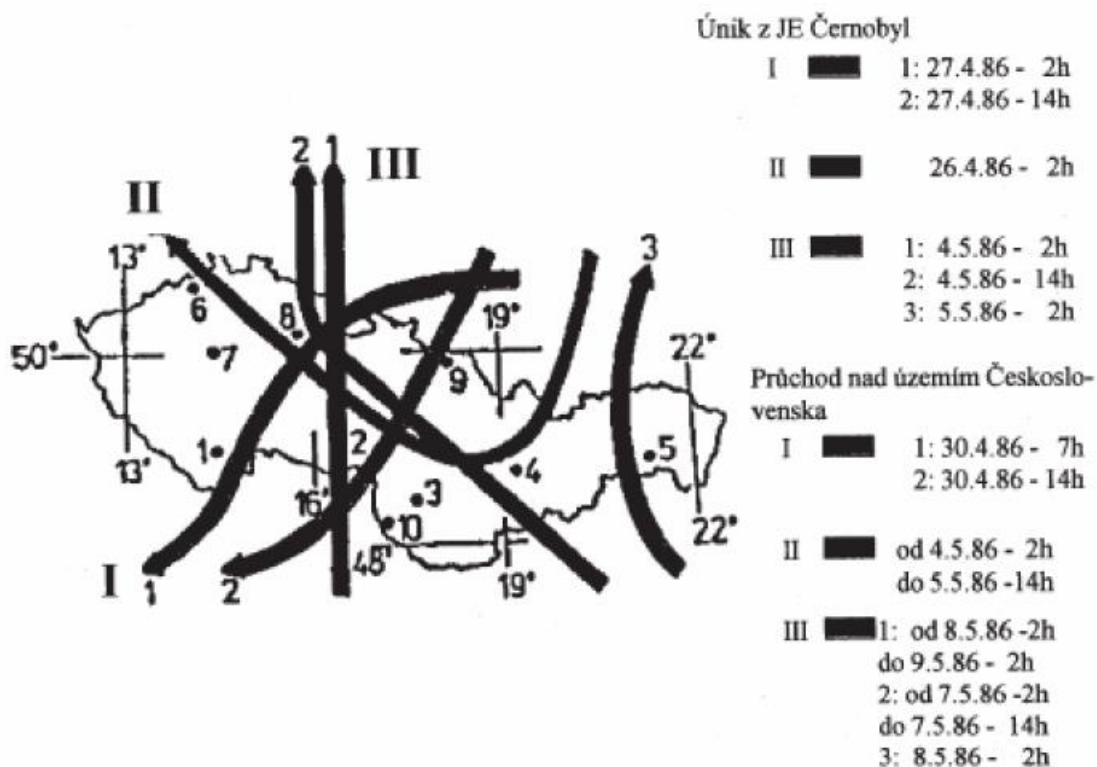
Prvky ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{230}Pu a ^{240}Pu uvolněné z aktivní zóny nejvíce ovlivnily krátkodobou a dlouhodobou radiační situaci v postižených oblastech (Navrátil et al., 2014).

Radionuklidy, které měly největší význam na ozáření osob, byly ^{131}I , ^{134}Cs a ^{137}Cs . Radionuklid ^{131}I má krátký poločas přeměny (8 dnů) a člověk se jím poměrně rychle kontaminuje ze vzduchu a prostřednictvím konzumace kontaminovaného mléka a listové zeleniny. Poločas radioaktivní přeměny ^{134}Cs je kolem 2 let a u ^{137}Cs je kolem 30 let (The Chernobyl accident, 2012).

Radioaktivní ^{137}Cs díky svému dlouholetému poločasu rozpadu se podílí jak na dávkách získaných jak při vnější, tak vnitřní kontaminaci, protože je ^{137}Cs na mnoha územích Evropy stále měřitelné. Jedná se především o půdu a některé potraviny (Sinkulová, 2006).

• **Následky havárie JE Černobyl na území ČSSR:**

Radioaktivní spad se dotkl i našeho území, tehdy bývalé ČSSR, kdy první signály o příchodu radioaktivních vzdušných mas byly zachyceny v průběhu noci z 29. na 30. dubna 1986 při kontrolních měřeních jaderných elektráren. Následně bylo zahájeno i systematické měření na odborech hygieny záření Krajských hygienických stanic a Centrum hygieny záření IHE bylo pověřeno zhodnotit radiační situaci. Celkem přes naše území přešly tři významné kontaminované masy (obrázek 1). První průchod byl tedy zaznamenán v noci z 29. na 30. dubna, druhý 3. a 4. května a třetí 7. května 1986, v jejichž aerosolech, které sebou tyto průchody nesly, bylo rozpoznáno až 20 různých radionuklidů (Hůlka, Malátová, © 2017).

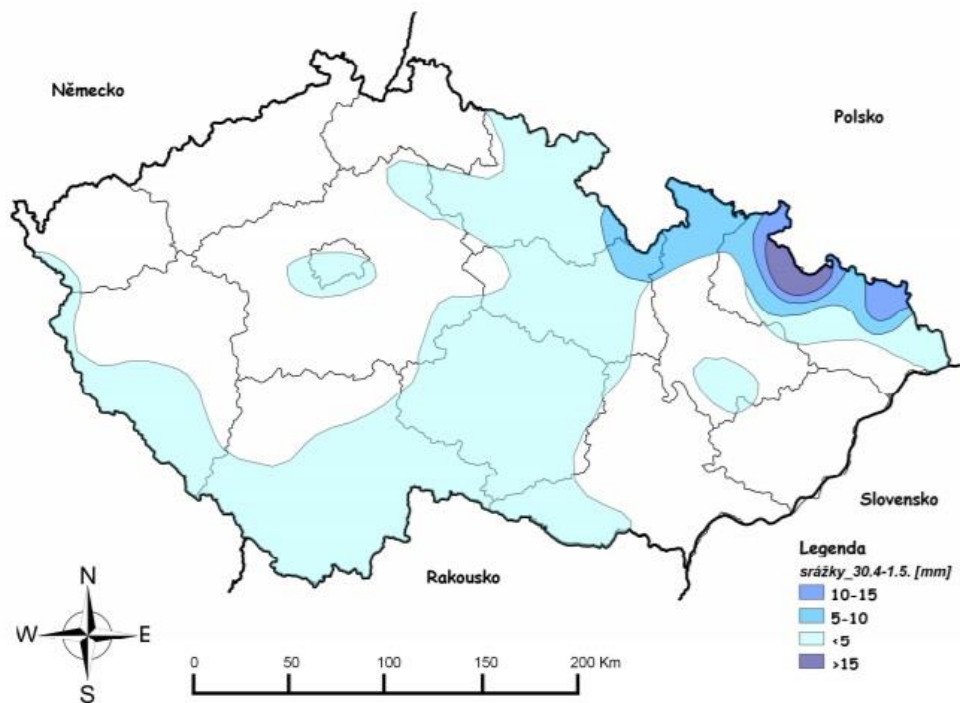


Obrázek 1: Předpokládané trasy kontaminovaných vzdušných mas

Zdroj: Hůlka, Malátová © 2017

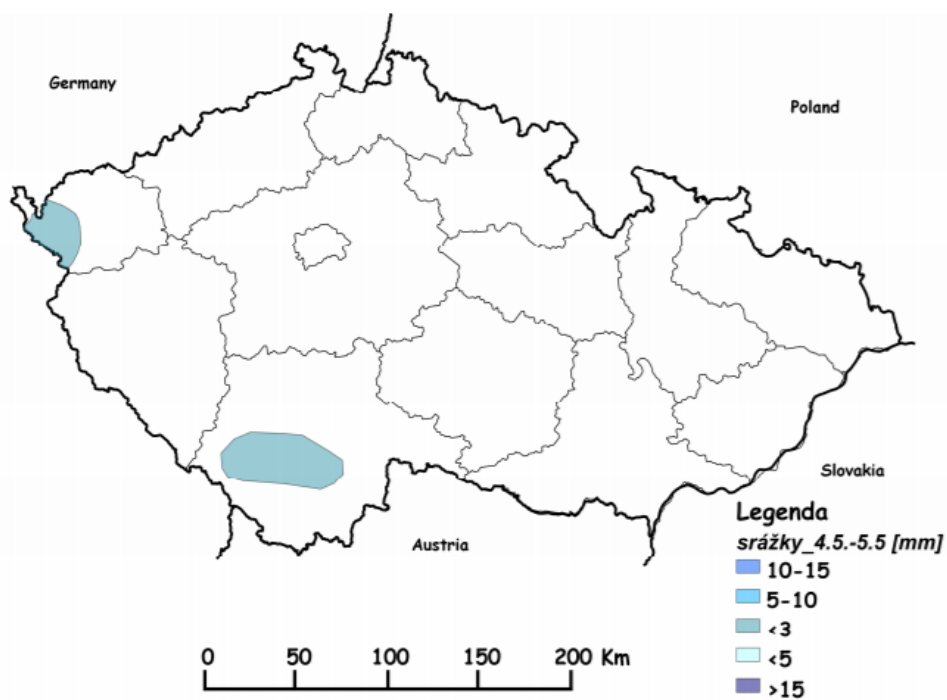
Z hlediska kontaminace byly jako nejvýznamnější radionuklidy označeny ^{131}I , ^{132}Te , ^{134}Cs , ^{137}Cs a ^{103}Ru a hodnoty expozic těchto významných radionuklidů se pohybovaly v řádu jednotek až desítek Bq/m^3 . V prvním období se na dávkách značně a významně podílel ^{131}I , ale vzhledem k jeho krátkému poločasu přeměny jeho význam později klesal. Co se týče kontaminace ^{134}Cs ta byla poloviční oproti ^{137}Cs a od července 1986 bylo více než 90 % dávek tvořeno právě těmito izotopy. Vliv dalších radionuklidů z hlediska kontaminace nebyl tak významný (Navrátil et al., 2014).

Kontaminace našeho území byla nerovnoměrná díky rozdílným srážkám při přechodu jednotlivých kontaminovaných vzdušných mraků (obrázek 2-5). Tato nehomogenita je dána také různými směry těchto kontaminovaných mas. Mezi 30. 4. – 5. 5. 1986 pravděpodobně proběhla hlavní depozice aktivity dle srážkových situací na našem území a vzhledem k nižším aktivitám v ovzduší přispěly pozdější srážky k celkové depozici méně. (Rulík, Helebrant, 2011).



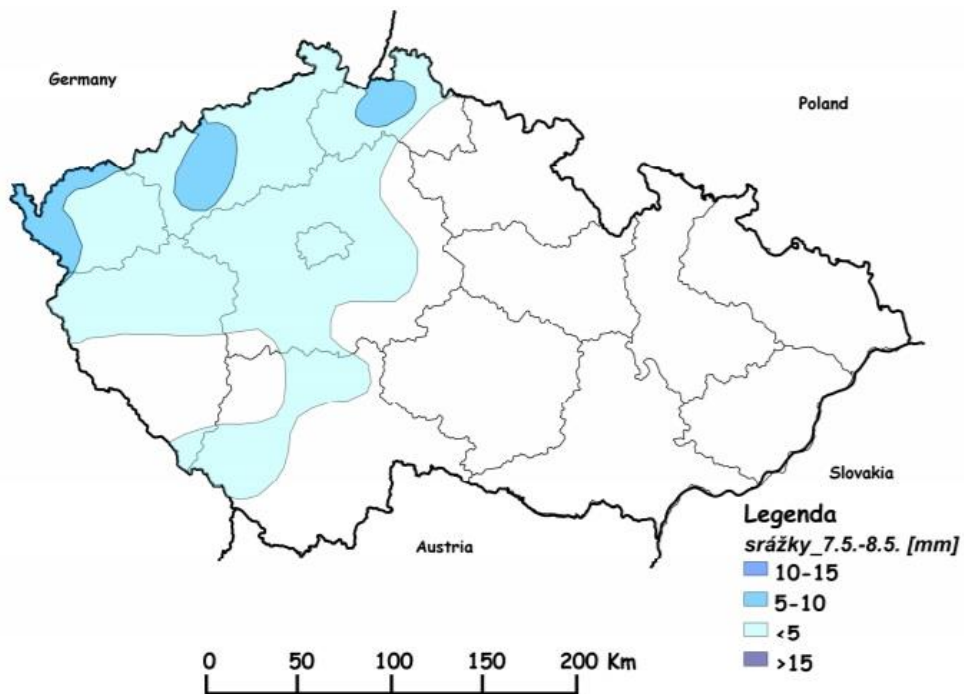
Obrázek 2: Velikost srážek na území ČR 30. 4. – 1. 5. 1989

Zdroj: Rulík, Helebrant, 2011



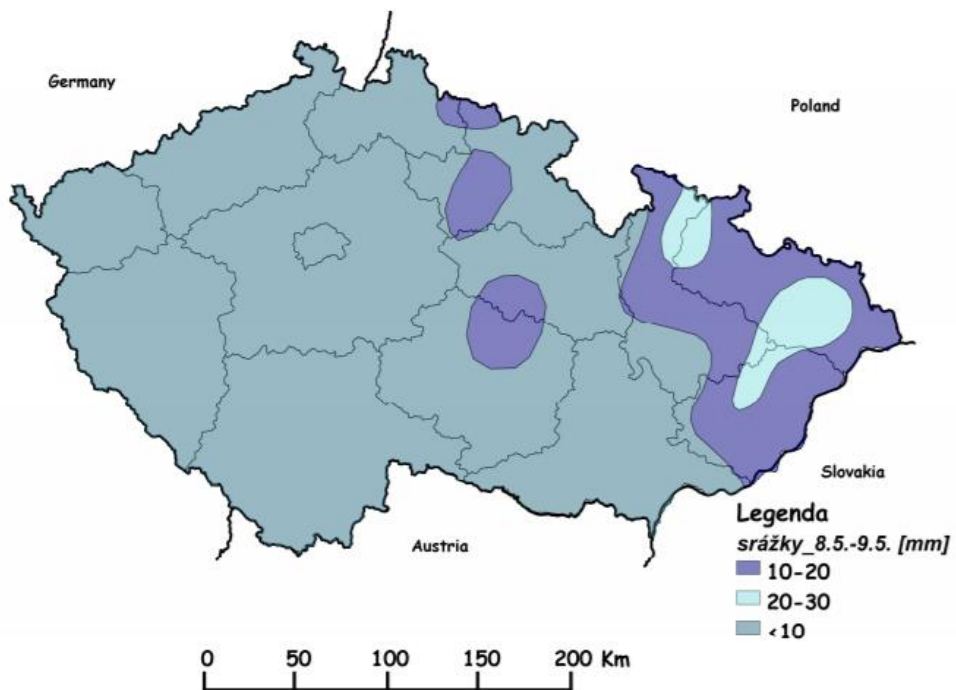
Obrázek 3: Velikost srážek na území ČR 4. – 5. 5. 1989

Zdroj: Rulík, Helebrant, 2011



Obrázek 4: Velikost srážek na území ČR 7. – 8. 5. 1989

Zdroj: Rulík, Helebrant, 2011



Obrázek 5: Velikost srážek na území ČR 8. – 9. 5. 1989

Zdroj: Rulík, Helebrant, 2011

Ozáření z přechodu radioaktivního mraku nebylo tak významné, jako ozáření ze spadu, kdy došlo ke krátkodobému zvýšení dávkového ekvivalentu. A to na několiknásobek

přírodního pozadí. Na zevním ozáření měly podíl krátkodobé radionuklidy zejména ^{132}Te , ^{132}I , ^{131}I , ^{103}Ru a dlouhodobě izotopy cesia. Následně po 2 – 3 měsících, kdy došlo k zániku aktivity radionuklidů krátkodobých, byl dávkový příkon způsobován jen izotopy cesia a po několika týdnech se nedá na většině území měřením odlišit od přírodního pozadí (tabulka 3). Po roce 1986 byla v České republice stanovena průměrná efektivní dávka od zevního ozáření ze spadu na $\sim 0,05\text{mSv}$ (tabulka 3) (Hůlka, Malátová, © 2017).

Větší pozornost však s vývojem situace byla zaměřena na omezování průniku radioaktivních látek do potravin, kdy se nejvýznamnější kontaminace očekávala u mléka a čerstvé listové zeleniny a to radioizotopem ^{131}I , jelikož ke kontaminaci došlo na začátku vegetačního období, kdy byla vzrostlá tráva a již zmíněná listová zelenina. Jen u trávy se hmotností aktivita pohybovala v rozmezí stovek až tisíců Bq/kg. Z potravin bylo sledováno mléko a mléčné produkty, protože byly nejvýznamnějším zdrojem příjmu ^{131}I , ^{134}Cs a ^{137}Cs , dále maso, obilniny, zelenina, ovoce (Hůlka, Malátová, © 2017).

V rámci regulace expozic obyvatelstva z příjmu potravou bylo zavedeno několik opatření jako například vyřazení mléka z přímé konzumace s objemovou aktivitou ^{131}I vyšší než 1000 Bq/l, snížení radionuklidů v dětské mléčné výživě, dále byla provedena regulace spotřeby zvěřiny, zastavení výroby léku z čerstvých hovězích štítných žláz a mnoho dalších méně významných opatření, jako zvýšené klopení ulic (Malátová, © 2017).

Tabulka 3: Srovnání původních a nových odhadů dávek obyvatelstvu ČR z černobylské havárie.

Dávka (mSv)	1986	1986-1991	1986-1995	1986-2005	1986-2056
Zevní ozáření	0,05	0,15	0,17	0,22	0,28
Vnitřní ozáření (původní odhad)	0,21	0,28	0,29	0,32	0,36
Vnitřní ozáření (nový odhad)	0,15	0,22	0,23	0,25	0,26
Celkem (původní)	0,26	0,43	0,46	n/a	n/a
Celkem (nový odhad)	0,2	0,37	0,4	0,47	0,54

Zdroj: Hůlka, Malátová, © 2017

Dodnes se na území České republiky provádí měření obsahu umělých radionuklidů v životním prostředí. Provádí se pravidelné měření vzorků z ovzduší, vody a půdy. Toto

monitorování slouží také ke stanovení radiační zátěže obyvatel a to z inhalace a z ingesce (MonRas, 2008).

Dále se provádí monitorování obsahu radionuklidu ve vybraných položkách potravního řetězce. Toto měření slouží k vyhodnocení radiační zátěže obyvatel z ingesce. Radionuklidy se do potravního řetězce dostávají přenosem z vody a půdy a s ohledem na stravovací návyky obyvatel ČR se sledují položky jako je mléko, maso (i divoké zvěře), ryby, brambory, lesní plody a houby, popřípadě i med a součástí je i stanovování obsahu radionuklidů v krmivech. Ve vzorcích se hlavně stanovuje aktivita ^{137}Cs a u mléka a smíšené stravy i aktivita ^{90}Sr , kdy sledovanou veličinou je objemová nebo hmotnostní aktivita daného radionuklidu (MonRas, 2008).

1.3 Draslík

Draslík je jedním z nejlehčích a nejvíce reaktivních a elektropozitivních kovů. Je to měkký a stříbřitý kov. Na vzduchu rychle oxiduje a stejně jako u dalších alkalických kovů, prudce reaguje s vodou za vzniku vodíku a hydroxidu. Za normální teploty explozivně reaguje například s chlórem a jodem. V přírodě se draslík vyskytuje pouze ve sloučeninách a v zemské kůře je jeho obsah asi 2,35 %. Jako přírodní, je draslík směsí dvou stabilních izotopů ^{39}K a ^{41}K . Izotop ^{40}K je nejrozšířenějším přírodním radionuklidem. Jeho poločas rozpadu je velmi dlouhý a činí $1,25 \cdot 10^9$ let (Draslík, 2012).

^{40}K je považován za významný přírodní zdroj ozáření. Je obsažen v lidském organismu a je důležitým biogenním prvkem, jelikož slouží jako mediátor signálů v buňkách. Průměrný lidský organismus obsahuje 13 mg tohoto radioaktivního prvku a lidské tělo je vystaveno vnitřnímu ozáření, které může být díky ^{40}K až 1 mSv/rok (Přírodní radioaktivní látky, 2009).

1.4 Lesní ekosystém a jeho kontaminace

Ekosystém představuje funkční soustavu živých a neživých složek, který zahrnuje všechny organismy na určitém území v jejich vzájemných vztazích. Zahrnuje i vztahy s fyzikálními a geochemickými činiteli prostředí. V ekosystému se rozlišují potravní a energetické vazby. Složky ekosystému jsou pak propojeny koloběhem látek, tokem energie (sluneční energie) a předáváním informací. Živé organismy vyskytující se v určitém ekosystému lze rozdělit na producenty, konzumenty a dekompozitory. Stabilitu ekosystému pak podmiňuje neustálý vývoj a samoregulace (Suchomel et al., © 2003 - 2014).

1.4.1 Stavba lesního ekosystému:

Složky živé i neživé se podílejí na struktuře lesního ekosystému, ale také fyzikální prvky neživého prostředí, jako záření a teplo. Stejně tak se podílí i chemické vlastnosti ovzduší a půdy. Biodiverzita lesa se skládá z bakterií, jednobuněčných živočichů a rostlin, hub, tajnosnubných a jevnosnubných rostlin, bezobratlých a obratlovců. Vedle stromů a různých dřevin, které vytvářejí hlavní prostorovou strukturu lesa, se zde nachází různé druhy trav, bylin, mečů a řas (Suchomel et al., © 2003 - 2014).

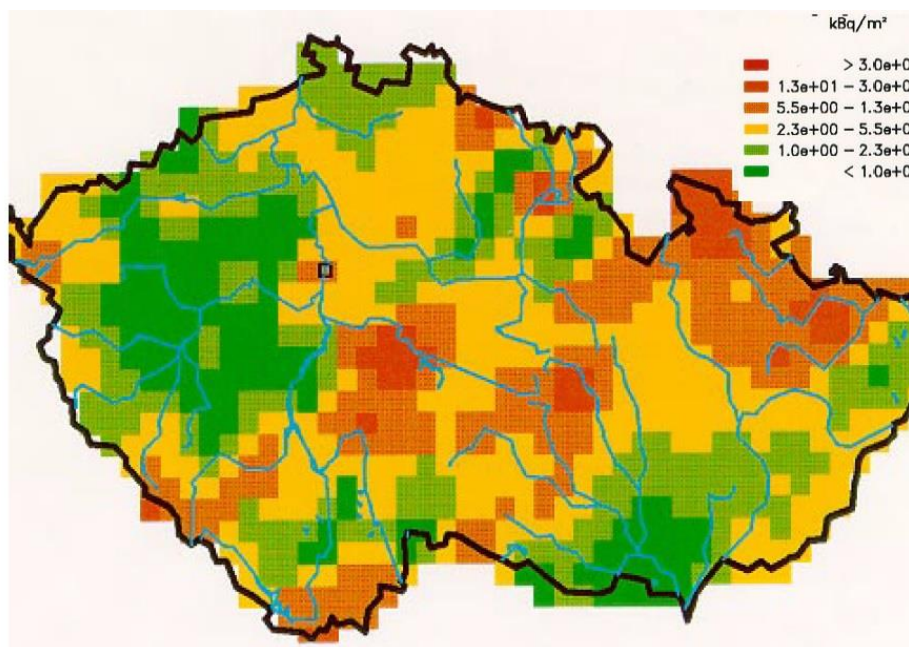
Les jako takový můžeme rozdělit do jednotlivých pater. Pokud toto členění vezmeme shora, nachází se zde patro stromové. Toto patro je tvořeno jednotlivými druhy stromů. Podle toho pak dělíme lesy na jehličnaté, listnaté nebo smíšené. Dále následuje patro keřové, které se vyskytuje na okrajích lesa a pasekách. Některé keře jsou zdrojem lesních plodů. Dalším patrem je patro bylinné, ve kterém lze najít různé druhy bylin a nízké keříky. Nízké keříky jsou také zdrojem lesních plodů (borůvky, brusinky, jahody). Hojně se bylinné patro vyskytuje především v listnatých a smíšených lesích. Následuje patro mechové. To se nachází u země a vyskytují se zde různé druhy mečů a hub. Posledním patrem je patro kořenové, které je v půdě. Tvoří jej podzemní části rostlin a podhoubí hub (Ekosystém les, © 2017).

1.4.2 Kontaminace přírodního lesního ekosystému

Do životního prostředí se nebezpečné kontaminanty uvolňují během mimořádných událostí či z radioaktivního oblaku uniklého z jaderného zařízení nebo vzniklého po zkouškách jaderných zbraní v atmosféře (Havránek, Havránková, 2008).

Po havárii černobylského reaktoru prokazovaly rostliny a zvěř v lesních a horských oblastech vysoký příjem ^{137}Cs . Opravdu vysoké koncentrace tohoto izotopu byly naměřeny v houbách, bobulích a zvěřině. Ozáření lidí prostřednictvím lesních produktů celkově klesá, ale vysoké kontaminace lesních produktů stále trvají a mnohdy překračují úroveň pro zákrok v mnoha zemích (Pejchal et al., 2013).

Území České republiky bylo výrazně kontaminováno umělým radionuklidem ^{137}Cs (obrázek 6) právě v důsledku zkoušek jaderných zbraní v atmosféře a také uniklým radioaktivním spadem, který vznikl při havárii černobylské jaderné elektrárny (Havránek, Havránková, 2008).



Obrázek 6: Depozice ^{137}Cs na území České republiky

Zdroj: Malátová, © 2017

Některé oblasti České republiky tvořené přírodním lesním ekosystémem, pro něž je charakteristická tenká vrstva chudých půd na skalním podloží, představují určitý problém z hlediska kontaminace tohoto ekosystému. Tento druh přírodního lesního ekosystému se vyskytuje zejména v oblastech na Šumavě a v Jeseníkách. Zásadní je, že se cesium v takovýchto půdách málo váže a nemůže difundovat do hloubky. Proto se v těchto ekosystémech vyskytují vyšší měrné aktivity u rostlin, lesních plodů, hub a také v masu lesní zvěře, která se v těchto místech pase. Důležité také je, že rychlost ubývání cesia z prostředí je pro přírodní ekosystémy delší než pro oblasti s obdělávanou půdou (Hůlka, Malátová, © 2017).

Z hlediska kontaminace je tedy důležitý radionuklid ^{137}Cs a to díky svému dlouholetému poločasu rozpadu. Významným zdrojem kontaminace mohou být také i přírodní radionuklidy, kdy se k nejvýznamnějším řadí izotop ^{40}K (Havránek, Havránková, 2005).

1.5 Lesní zvěř

Vzhledem k dlouholetému poločasu rozpadu ^{137}Cs , kontaminuje tento radionuklid po dlouhé roky nejen životní prostředí, ale také i potravní řetězce. Nejvýznamnějšími zdroji ^{137}Cs vnitřní kontaminace obyvatelstva jsou: lesní plody, houby a maso lesní zvěře (Havránek, Havránková, 2005).

Jelikož lesní zvěř konzumuje kontaminované komodity, jako jsou právě houby, lesní plody, okusuje kůru a dřeviny, dochází díky tomu i k její kontaminaci. Ve Finsku, Norsku, Rusku a Švédsku se prokázala vysoká úroveň přenosu radioaktivního ^{137}Cs cestou lišejník – sobí maso – lidé (Hůlka, Malátová, © 2017).

U konzumentů takto kontaminovaného masa může poté dojít k vnitřnímu ozáření. Proto byla do pravidelného sledování vnitřní kontaminace ^{137}Cs zařazena skupina, která se vyznačuje zvýšenou konzumací zvěřiny (myšlivci, lesníci apod.). Tyto osoby, u nichž je dominantní složkou potravy zvěřina, ale také houby, mohou mít úvazek efektivní dávky z ročního příjmu ^{137}Cs potravou 10 až 100 μSv . Tato hodnota ale představuje maximálně 1/10 z mezinárodně uznávaného limitu pro případné ozáření obyvatelstva z umělých zdrojů (Hůlka, Malátová, © 2017).

Vzorky k výzkumu této práce jsou pouze ze zvěře srstnaté. Srstnatá zvěř tvoří zoologicky různorodou skupinu druhů savců, kterými se zabývá myslivost (Červený, 2004).

Lesní zvěř se smí lovit jen v určité době. Tato doba je dána vyhláškou Ministerstva zemědělství č. 245/2002 Sb., o době lovu jednotlivých druhů zvěře a o bližších podmínkách způsobu provádění lovu ve znění vyhlášky č. 343/2015 Sb., kterou se mění vyhláška č. 245/2002.

1.5.1 Jelen lesní (*Cervus elaphus*)

Převážně se zdržuje v souvislých lesích listnatých a smíšených s otevřenými plochami (louky, paseky). Běžně se také vyskytuje i v lesích jehličnatých. Převážné rozšíření jelena je u nás v horských pohraničních oblastech. V době rozmnožování může migrovat mnoho kilometrů daleko, ale i za jedinou noc může urazit několik kilometrů. Samice je laň, která nejčastěji začátkem června rodí dva kolouchy. Laň je kojí 4 měsíce. Jelení potravu tvoří různé druhy bylin a trav, pupeny, výhonky a listy. Dále okusují kůru dřevin, nepohrdnou různými plody (také houby) a zemědělskými plodinami (Červený, 2004).

Doba lovu pro jelena a laň je dle vyhlášky č. 245/2002 Sb., o době lovu jednotlivých druhů zvěře a o bližších podmínkách způsobu provádění lovu ve znění vyhlášky č. 343/2015 Sb., kterou se mění vyhláška č. 245/2002 od 1. srpna do 15. ledna a pro koloucha od 1. srpna do 31. března. Zvěř chovaná v oborách se smí lovit celoročně.

1.5.2 Liška obecná (*Vulpes vulpes*)

Liška se u nás vyskytuje po celém území. Vyskytuje v biotopech od nížin až po nejvyšší

horské polohy. Vyskytuje se také v urbanistických zástavbách, průmyslových aglomeracích, či zemědělských monokulturách. Její teritorium tvoří až několik km². Mezi hlavní složku potravy lišky patří drobní savci, menší obratlovci, hmyz, měkkýši. Nepohrdne ani rostlinnou potravou. V zimním období ve zvýšené míře loví zajíce, srnčata, bažanty, kachny i domácí drůbež (Červený, 2004).

Lišku je možné lovit celoročně, tedy od 1. ledna do 31. prosince, jak stanoví vyhláška č. 245/2002 Sb., o době lovu jednotlivých druhů zvěře a o bližších podmínkách způsobu provádění lovu ve znění vyhlášky č. 343/2015 Sb., kterou se mění vyhláška č. 245/2002.

1.5.3 Prase divoké (*Sus Scrofa*)

Tento druh, který byl u nás koncem 18. století ve volné přírodě zcela vyhuben a vyskytoval se jen v oborních chovech, se na našem území začal opět rozšiřovat až od poloviny 20. století. Dnes se vyskytuje na celém našem území, kdy vyhledává listnaté lesy, ale obývá téměř všechny druhy stanovišť. Méně se vyskytuje v nejvyšších horských oblastech a v otevřené zemědělské krajině. Samice je bachyně, která rodí od 3 do 12 selat. Selata matka kojí dva měsíce, ale již od dvou týdnů života se selata snaží sbírat potravu. Tlupy prasat začínají být aktivní až s večerem, kdy za noc mohou urazit i několik desítek kilometrů. Prase divoké je všežravec s velmi rozmanitou potravou, kterou tvoří lesní plody, kořinky, kulturní plodiny, drobní obratlovci a hmyz. Nepohrdne zdechlinami větších zvířat a má rádo bukvice a obilniny (Červený, 2004).

Prase divoké je možné lovit podle vyhlášky č. 245/2002 Sb., o době lovu jednotlivých druhů zvěře a o bližších podmínkách způsobu provádění lovu ve znění vyhlášky č. 343/2015 Sb., kterou se mění vyhláška č. 245/2002 též celoročně, tedy od 1. ledna do 31. prosince.

1.5.4 Srnec obecný (*Capreolus capreolus*)

Srnec patří k naší nejběžnější spárkaté zvěři. Dříve srnci obývali okraje stepí a lesostepí, dnes se u nás srnec vyskytuje nejvíce v otevřené krajině s menšími lesíky, křovinami a poli, ale jelikož je velmi přizpůsobivý, žije na různých stanovištích, jako jsou intenzivně obhospodařované zemědělské krajiny v nížinách a souvislé lesy v horských oblastech na celém našem území. Avšak srnčí zvěř hlavně během léta žije na poměrně malém území. Samice je srna, která koncem května rodí 1 – 2 mláďata (srnčata), která na zelenou stravu přecházejí již ve třetím týdnu života, ale kojena jsou do 3 měsíců. Srnčí potrava se liší podle sezóny, kdy spásá byliny, různé druhy trav, listy, pupeny, výhonky, plody, kůru

dřevin a také zemědělské plodiny. V zimě využívá mysliveckého příkrmování. (Červený, 2004).

Podle vyhlášky č. 245/2002 Sb., o době lovu jednotlivých druhů zvěře a o bližších podmínkách způsobu provádění lovu ve znění vyhlášky č. 343/2015 Sb., kterou se mění vyhláška č. 245/2002 je doba lovu srnce od 16. května do 30 září, avšak srnu a srnče lze lovit od 1. září do 31. prosince. V oboře lze lovit celoročně.

2 Cíl práce a výzkumná otázka

2.1 Cíl práce

Cílem této bakalářské práce je zjistit a porovnat obsah ^{137}Cs ve vzorcích masa lesní zvěře, která pochází z oblasti Šumavy. Vzorky pro stanovení hmotnostní aktivity ^{137}Cs pocházejí z masa různých druhů lesní zvěře. Pro srovnání byla také ve vzorcích měřena hmotnostní aktivita ^{40}K , kdy tento izotop je nejrozšířenějším přírodním radionuklidem.

2.2 Výzkumná otázka

V rámci stanoveného cíle této práce byla položena výzkumná otázka: Je rozdíl v obsahu ^{137}Cs v mase různých živočišných druhů žijících v lesích na území Šumavy? Tato otázka byla stanovena z důvodu toho, že se lze domnívat, že právě potravní řetězec lesní zvěře ovlivňuje kontaminaci jejího masa radionuklidem ^{137}Cs .

3 Metodika výzkumu

V této části je shrnut postup výběru lokalit a získávání vzorků. Jejich úprava pro měření a následný přehled (tabulka 4), který obsahuje potřebné informace o vzorcích. Dále je také uveden způsob měření hmotnostní aktivity radionuklidů ^{137}Cs a ^{40}K .

3.1 Metodika výzkumu

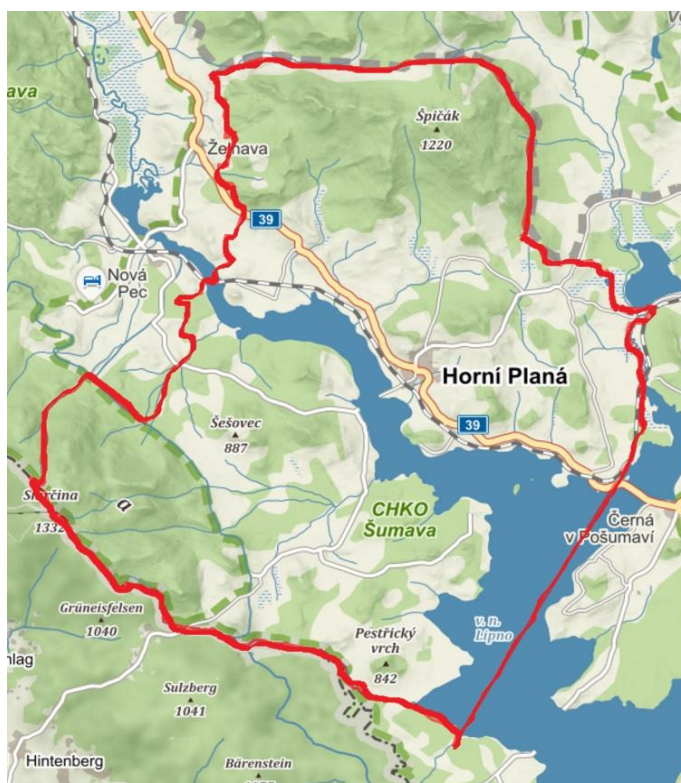
První část práce měla za cíl uvedení do dané problematiky zpracováním rešerše dostupných literárních a internetových zdrojů, které se touto problematikou zabývají.

Vzhledem k dostupnosti vzorků, byly vybrány lokality Lipka a Vnarovy ve správním obvodu města Vimperk (obrázek 7), dále lokality Pernek a Bližší Lhota ve správním obvodu města Horní Planá (obrázek 8). Celkem bylo získáno a změřeno 14 vzorků masa z různých druhů lesní zvěře. Jednalo se o zvěř srnčí, jelení, prase divoké a lišku obecnou, tedy všeobecně spadající pod zvěř srstnatou. Pro srovnání hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K byly vybrány výsledky z programového prostředí MonRas, který slouží ke zveřejňování výsledků monitorování radiační situace na území České republiky a je veřejně přístupný na stránkách Státního úřadu pro jadernou bezpečnost (dále jen SÚJB). Porovnávané hodnoty pocházejí z okolních a zároveň nejbližších lokalit.



Obrázek 7: Správní obvod města Vimperk

Zdroj: Vimperk, Mapy.cz, © 2017



Obrázek 7: Správní obvod města Horní Planá

Zdroj: Horní Planá, Mapy.cz, © 2017

3.1.1 Získávání a úprava vzorků masa

Vzorky masa lesní zvěře byly odebírány od července 2016 do února 2017.

Lesní zvěř, ze které byly odebírány vzorky za účelem této práce byla lovena podle stanovené doby lovu pro konkrétní druh zvěře. Období, či měsíce, ve kterých lze daný druh zvěře lovit, je stanoveno ve vyhlášce č. 245/2002 Sb., o době lovu jednotlivých druhů zvěře ve znění vyhlášky č. 343/2015 Sb., o bližších podmínkách provádění lovu, ve znění pozdějších předpisů.

Vzorky masa byly odebrány z masa zvěře, která byla ulovena myslivci, kteří jsou registrováni v mysliveckých spolcích, vlastní lovecký lístek a jsou majiteli legálně držných zbraní.

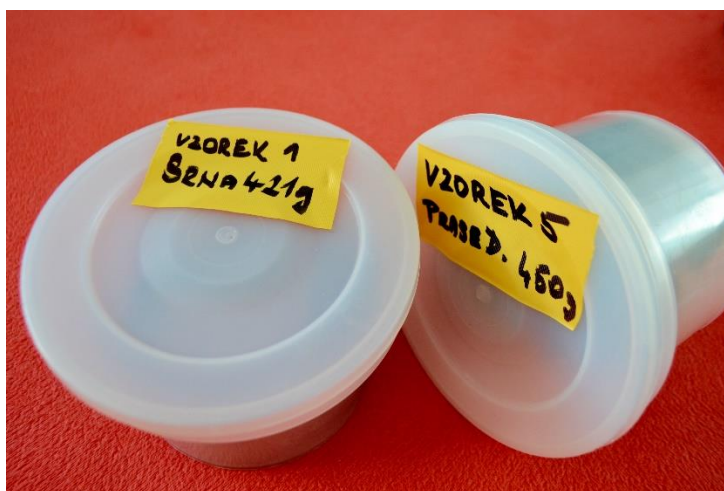
Výběr, které maso bude odebráno, se řídil tím, aby se vybíralo maso takové, které je lidmi nejčastěji konzumováno. Proto se z ulovené zvěře odebírala především její svalovina. Jednotlivé vzorky masa, jejichž hmotnost byla v rozmezí 380 - 500g, byly očištěny, zváženy a nakrájeny na kostky. Takto připravené maso se vkládalo do stěn Marinelliho nádob, které jsou zachyceny na obrázku 9.

Každá nádoba byla popsána s uvedením údajů: Číslo vzorku, druh zvíře a hmotnost masa v gramech, jak je vidět na obrázku 10.



Obrázek 9: Marinelliho nádoby – měřicí nádoby

Zdroj: Autor



Obrázek 10: Vzorky připravené ke zmražení

Zdroj: Autor

Následně byl každý vzorek zamražen. Takto připravené vzorky byly dopraveny na Regionální centrum SÚJB v Českých Budějovicích, kde proběhlo stanovení obsahu ^{137}Cs pomocí polovodičové spektrometrie gama.

3.1.2 Přehled odebraných a měřených vzorků masa lesní zvěře

Celkový přehled všech vzorků je uveden v tabulce 4. Tabulka obsahuje informace, jako jsou: lokalita, ze které zvíře pocházelo, datum lovu a jakou hmotnost měl měřený vzorek. Získaných vzorků bylo celkem 14.

Tabulka 4: Přehled všech odebraných a měřených vzorků

Číslo vzorku	Hmotnost vzorku (g)	Druh zvěře	Datum lovu	Lokalita	Správní obvod
1	450	Prase divoké	16. 7. 2016	Lipka	Vimperk
2	400	Jelen lesní (kolouch)	15. 8. 2016	Bližší Lhota	Horní Planá
3	409	Laň	27. 8. 2016	Lipka	Vimperk
4	421	Srna obecná	20. 9. 2016	Bližší Lhota	Horní Planá
5	400	Srna obecná	3. 10. 2016	Vnarovy	Vimperk
6	405	Srna obecná	3. 10. 2016	Vnarovy	Vimperk
7	380	Liška obecná	24. 10. 2016	Bližší Lhota	Horní Planá
8	426	Jelen lesní	13. 11. 2016	Lipka	Vimperk
9	409	Laň	13. 11. 2016	Lipka	Vimperk
10	400	Srnec obecný (srnče)	11. 12. 2016	Bližší Lhota	Horní Planá
11	423	Jelen lesní	4. 1. 2017	Lipka	Vimperk
12	430	Prase divoké	6. 2. 2017	Pernek	Horní Planá
13	400	Prase divoké	6. 2. 2017	Pernek	Horní planá
14	540	Prase divoké	10. 2. 2017	Bližší Lhota	Horní Planá

Zdroj: Autor

3.1.3 Měření obsahu Cs-137 v mase lesní zvěře a stanovení hmotnostní aktivity

Připravené a zamražené vzorky v měřicích nádobách byly přepraveny k měření, na Regionální centrum SÚJB v Českých Budějovicích, kde samotné měření proběhlo. Pro stanovení hmotnostní aktivity ^{137}Cs byla použita polovodičová spektrometrie gama. Společně s hmotnostní aktivitou ^{137}Cs byla stanovována také hmotnostní aktivita izotopu ^{40}K , který představuje nejrozšířenější přírodní radionuklid.

Díky své pronikavosti se gama záření nejnadhěji detekuje s pomocí scintilačních a polovodičových detektorů. Principem scintilačních detektorů je, že některé látky díky svým vlastnostem dokáží reagovat světelnými záblesky (scintilacemi) na pohlcení kvant ionizujícího záření. Nejčastěji se pro detekci záření gama používá jodid sodný aktivovaný thaliem, který je ve formě monokrystalu (Ullmann, 2010).

Detekce záření polovodičovými detektory je pak závislá na vlastnostech polovodičových materiálů. Materiál, kterým je především germanium a křemík je vodivý pouze v případě, kdy jsou elektrony energeticky vybuzeny přes tzv. zakázaný pás do pásu vodivostního (Matzner, 2004).

Celý princip polovodičového detektoru funguje tak, že do jeho aktivní vrstvy vnikne kvantum ionizujícího záření a ve vodivém pásmu vzniknou elektron-děrované páry. Elektrony se pohybují ke kladné elektrodě, díry k záporné a elektrickým obvodem projde krátký proudový impuls. Elektrický impuls vede k nábojově citlivému zesilovači. Časový integrál impulsu na výstupu zesilovače je přímo úměrný celkovému sebranému náboji, tedy energii detekovaného záření. Tyto zesílené impulsy vedou na analogově-digitální konvertor. Odtud do paměti mnohokanálového analyzátoru, realizovaného v počítači. V jeho paměti pak vzniká výsledné spektrum (Ullmann, 2010).

Polovodičovým detektorem, který je nejčastěji používán pro detekci fotonů gama, je detektor zhotovený z velmi čistého germania HPGe (High Purity). Tento detektor je podobný polovodičové diodě. Detektor i s nábojově citlivým zesilovačem je chlazen tekutým dusíkem. Je to z toho důvodu, aby se zamezilo uvolnění elektronu v důsledku přijaté tepelné energie okolí detektoru (Matzner, 2004).

Pro stanovení hmotnostní aktivity byla použita polovodičová spektrometrie gama, která slouží ke kvalitativnímu a kvantitativnímu stanovení radionuklidů, které emitují záření gama. Stanovení se provádí jak u radionuklidů přírodních, tak i umělých, kdy většina

radionuklidů má alespoň jednu dobře stanovitelnou čáru záření gama a to v energetickém rozsahu od 50 do 3000 keV (Debertin et al., 1988).

Samotný průběh měření hmotnostní aktivity probíhá tak, že se měřicí nádoba umístí na detektor, který sbírá data. Měření trvá zhruba 24 hodin. Jakmile uplyne tato doba, je sběr dat ukončen a získaná spektra jsou v počítači vyhodnocena pomocí softwarového programu GAMWIN. Výsledkem analýzy je stanovení polohy, energie, FWHM (Full Width at Half Maximum) kdy se jedná o energetickou rozlišovací schopnost detektoru, která je udávána jako šíře píku Co-60 energie 1332,5 keV v polovině jeho výšky a plochou pod píkem, dále celkové a čisté plochy píku. Také je udávána chyba stanovení plochy píku. Ke každému nalezenému píku je pak přiřazen radionuklid z dané radionuklidové knihovny, jejichž energie je s diferencí E_i (keV) shodná s hodnotou v této knihovně (Matzner, 2004).

Konečným výsledkem je výpočet aktivity a výpočet chyby stanovené aktivity radionuklidů, jež byly nalezeny ve spektru. Pro každý pík je také počítána minimální významná aktivita (MVA), která je počítána k aktuálnímu datu a času měření spektra (Matzner, 2004).

4 Výsledky

Tato kapitola obsahuje veškeré získané hodnoty a jejich porovnání. Přehled všech výsledků měření je uveden v tabulce 5, která kromě výsledků hmotnostní aktivity izotopů ^{137}Cs a ^{40}K udává: Druh lesní zvěře, lokalitu původu lesní zvěře a odchylku měření. Následující grafy pak porovnávají obsah ^{137}Cs a ^{40}K u jednotlivých druhů lesní zvěře.

Hlavním cílem bylo stanovení hmotnostní aktivity především u izotopu ^{137}Cs , ale zároveň byla pro porovnání stanovena i hodnota izotopu ^{40}K , protože se jedná o nejrozšířenější přírodní radionuklid. Hmotnostní aktivita obou radionuklidů je vyjádřena v becquerelech na kilogram hmotnosti (Bq/kg).

Tabulka 5: Přehled naměřených hodnot hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K

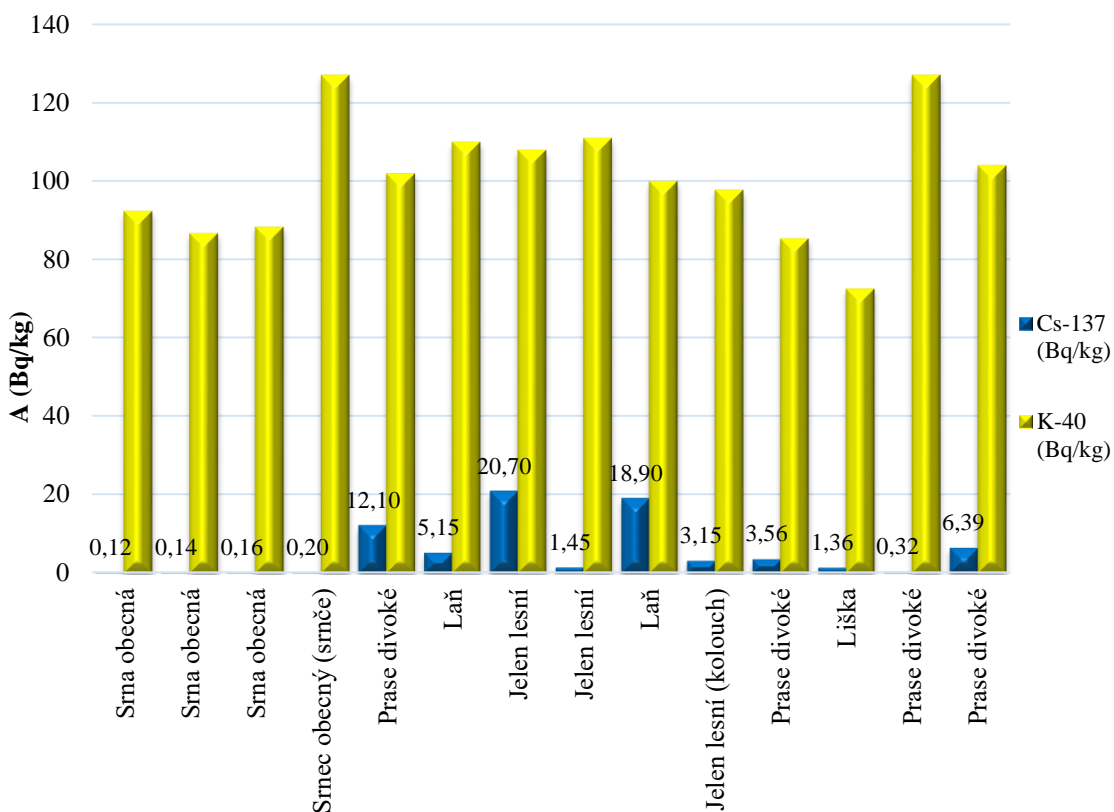
Vzorek	Druh zvěře	A ^{137}Cs (Bq/kg)	Odchylka	A ^{40}K (Bq/kg)	Odchylka	Lokalita
1	Srna obecná	0,12	0,01	92,40	4,87	Lipka
2	Srna obecná	0,14	0,01	86,80	4,54	Bližší Lhota
3	Srna obecná	0,16	0,02	88,40	4,64	Lipka
4	Srnec obecný (srnče)	0,20	0,02	127,00	6,60	Bližší Lhota
5	Prase divoké	12,10	0,63	102,00	5,39	Vnarovy
6	Laň	5,15	0,28	110,00	5,74	Vnarovy
7	Jelen lesní	20,70	1,06	108,00	5,69	Bližší Lhota
8	Jelen lesní	1,45	0,11	111,00	5,85	Lipka
9	Laň	18,90	0,97	100,00	5,32	Lipka
10	Jelen lesní (kolouch)	3,15	0,18	97,80	5,13	Bližší Lhota
11	Prase divoké	3,56	0,02	85,50	4,56	Lipka
12	Liška obecná	1,36	0,12	72,70	4,04	Pernek
13	Prase divoké	0,32	0,06	127,00	6,66	Pernek
14	Prase divoké	6,39	0,34	104,00	5,39	Bližší Lhota

Zdroj: Vlastní výzkum

4.1.1 Porovnání hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K u všech vzorků masa lesní zvěře

Jak je patrné z grafu 1 se hodnota hmotnostní aktivity ^{137}Cs ve vzorcích pohybovala v rozmezí od 0,12 Bq/kg do 20,70 Bq/kg. Nejnižší hodnota byla naměřena u srny obecné z lokality Bližší Lhota (Horní Planá) a nejvyšší hodnota u jelena lesního z lokality Lipka (Vimperk).

U izotopu ^{40}K byla nejnižší naměřená hodnota u lišky obecné 72,70 Bq/kg a nejvyšší hodnota 127 Bq/kg se projevila u srnce obecného, ale zároveň také u prasete divokého.

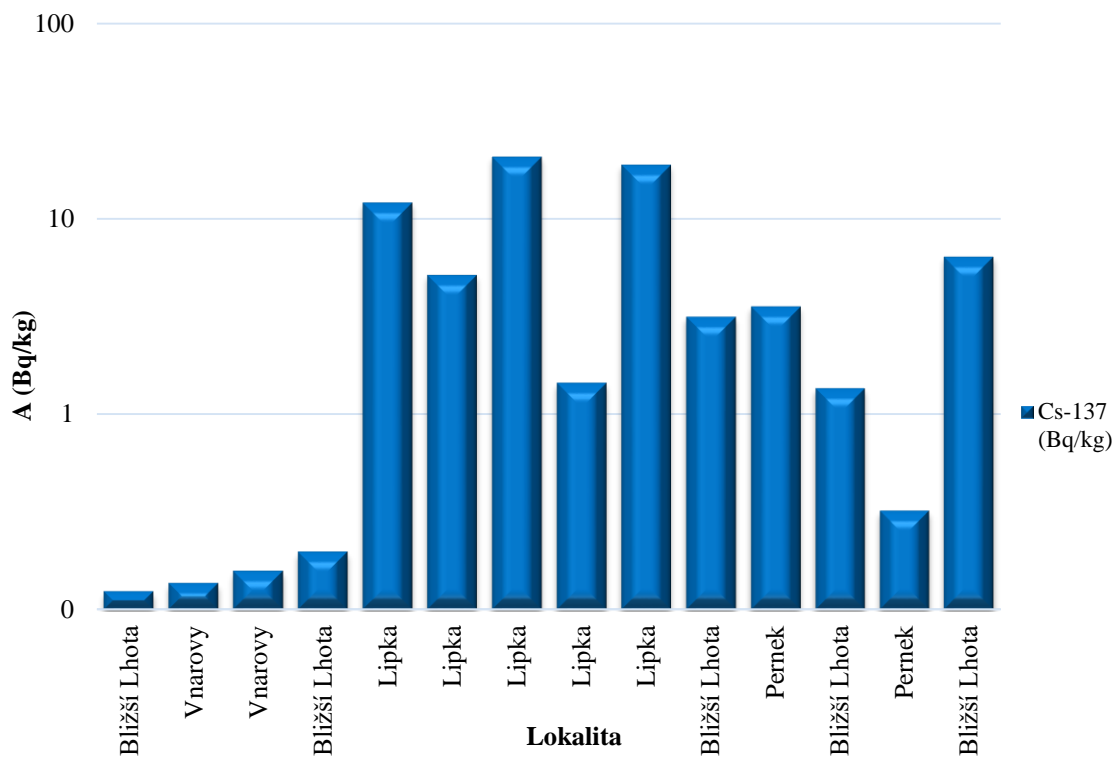


Graf 1: Hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K ve vzorcích masa lesní zvěře v Bq/kg

Zdroj: Vlastní výzkum

Porovnání naměřených hodnot umělého radionuklidu ^{137}Cs s přírodním radionuklidem ^{40}K je též zobrazeno v grafu 1.

Pro lepší představivost jsou dále v grafu 2 znázorněny hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs podle lokalit, ve kterých byla daná zvěř ulovena.



Graf 2: Porovnání hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K dle místa lovu

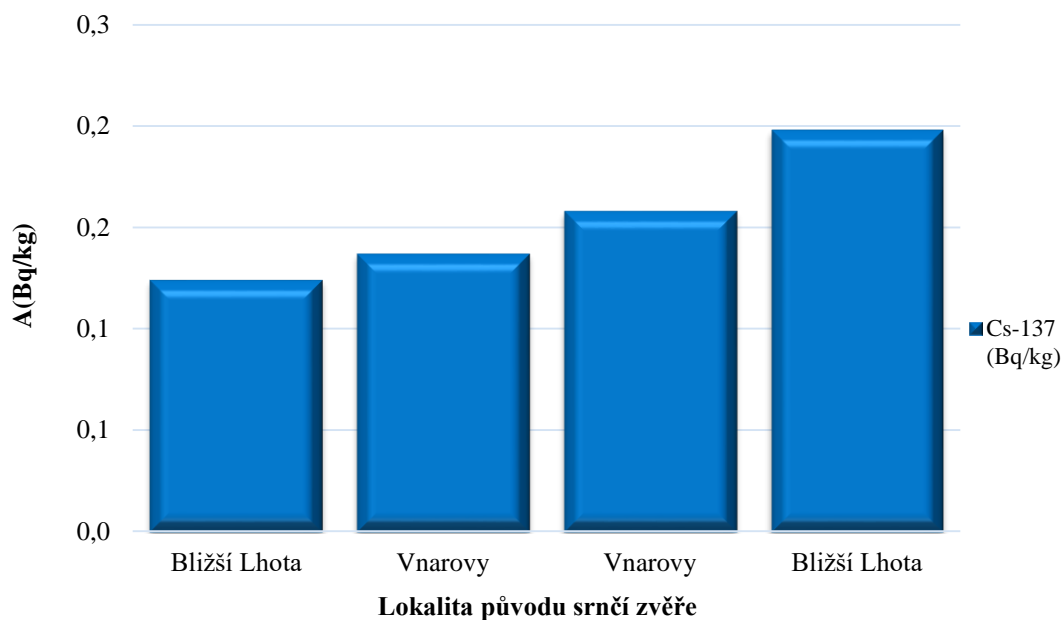
Zdroj: Vlastní výzkum

Z grafu 2 tedy plyne, že největší množství radionuklidu ^{137}Cs se vyskytovalo u vzorků, které pocházely z lokality Lipka (Vimperk). Naopak u izotopu ^{40}K se nejvyšší hodnoty vyskytovaly u vzorků pocházejících z lokalit v Horní Plané.

4.1.2 Výsledky hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K u zvěře srnčí

Jak se lze přesvědčit z grafu 3, naměřené hodnoty hmotnostní aktivity u ^{137}Cs jsou velmi nízké. Hodnoty se pohybují od 0,12 Bq/kg do 0,20 Bq/kg ve vzorcích pocházejících z obou lokalit.

U přírodního radionuklidu ^{40}K byla naměřena nejnižší hodnota 86,80 Bq/kg u srny obecné z lokality Vnarovy (Vimperk) a nejvyšší hodnota 127 Bq/kg u srnce obecného z lokality Bližší Lhota (Horní Planá), jak je zřejmé z grafu 1.



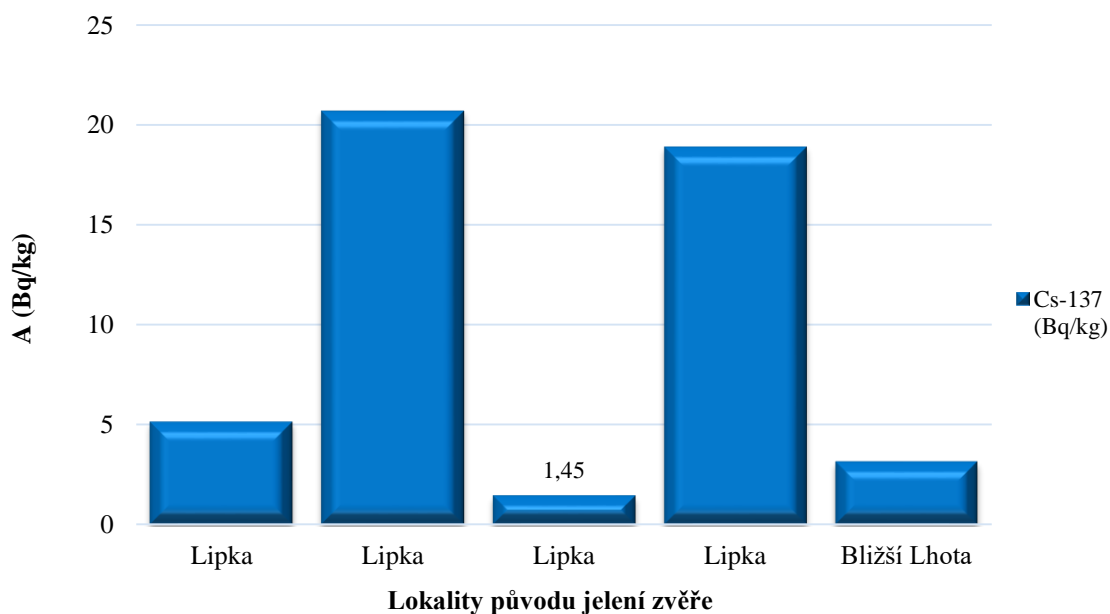
Graf 3: Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K u zvěře srnčí

Zdroj: Vlastní výzkum

4.1.3 Výsledky hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K u zvěře jelení

Z naměřených hodnot, které jsou uvedeny v grafu 4, je patrné, že nejnižší naměřená hmotnostní aktivita 1,45 Bq/kg byla u jelena lesního z lokality Lipka (Vimperk) a nejvyšší naměřená hodnota byla též u jelena lesního ze stejné lokality a to 20,70 Bq/kg.

Hmotnostní aktivita ^{40}K se u vzorků jelení zvěře pohybovala v rozmezí od 97,80 Bq/kg do 111 Bq/kg (graf 1). Nejvyšší hodnota ^{40}K byla naměřena u vzorku jelena lesního z lokality Lipka (Vimperk).



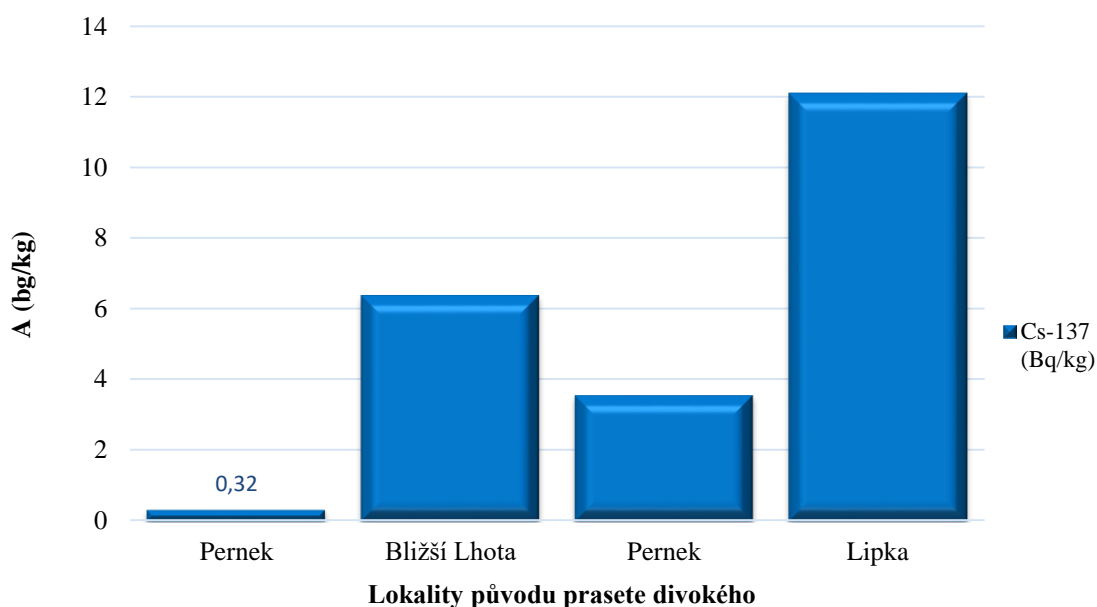
Graf 4: Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K u zvěře jelení

Zdroj: Vlastní výzkum

4.1.4 Výsledky hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K u prasete divokého

Ve vzorcích prasete divokého byla stanovena hmotnostní aktivita radionuklid ^{137}Cs v rozmezí 0,32 – 12,10 Bq/kg s tím, že nejvyšší hodnota byla naměřena u vzorku, který pocházel z lokality Lipka (Vimperk), jak udává graf 5.

U přírodního radionuklidu ^{40}K pak byla stanovena nejnižší hodnota 85,50 Bq/kg u vzorku pocházejícího z lokality Pernek (Horní Planá) a nejvyšší naměřená hodnota byla 127 Bq/kg též u vzorku pocházejícího z lokality Pernek (graf 1).

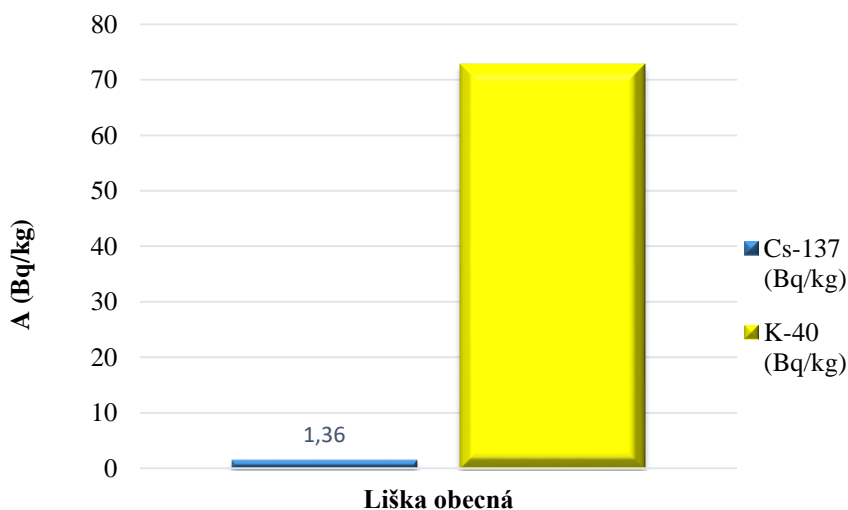


Graf 5: Porovnání hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K ve vzorcích prasete divokého

Zdroj: Vlastní výzkum

4.1.5 Výsledek hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K u vzorku lišky obecné

Jeden jediný vzorek pocházel z lišky obecné, která byla ulovena v lokalitě Bližší Lhota (Horní Planá). Hmotnostní aktivita ^{137}Cs představovala u tohoto vzorku hodnotu 1,36 Bq/kg. Graf 6 také uvádí, že v mase lišky obecné byla naměřena nejnižší hodnota hmotnostní aktivity přírodního radionuklidu ^{40}K ze všech měřených vzorků a to 72,70 Bq/kg.



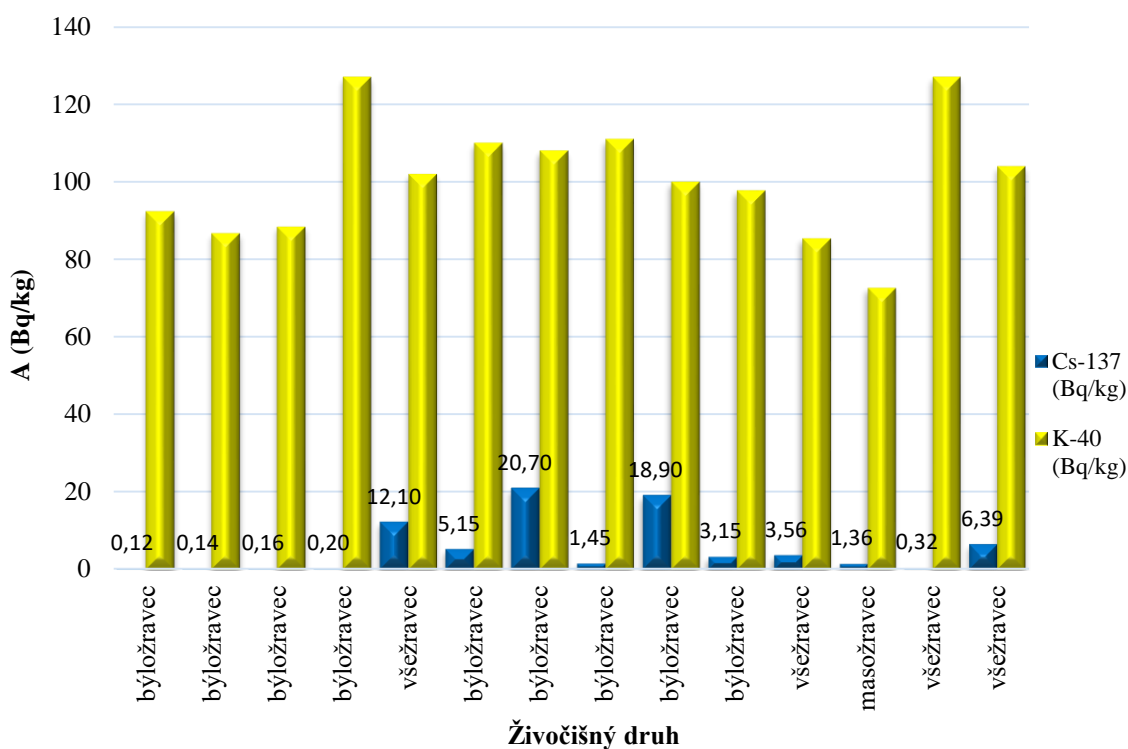
Graf 6: Porovnání hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K u lišky obecné

Zdroj: Vlastní výzkum

4.1.6 Porovnání hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K u podle živočišného druhu

Podle druhu potravy byla ulovená zvěř rozdělena na jednotlivé živočišné druhy. Největší zastoupení měli býložravci, následně všežravci a jeden vzorek masa pocházel z masožravce. Podle grafu č. 7 byla nejvyšší (20,70 Bq/kg) i nejnižší (0,12 Bq/kg) hodnota ^{137}Cs naměřena u býložravce.

Nejvyšší uvedená hodnota (127 Bq/kg) přírodního radionuklidu ^{40}K pak byla naměřena jak u býložravce, tak u všežravce. Nejnižší hodnota (72,70 Bq/kg) ^{40}K pak byla stanovena ve vzorku masožravce.



Graf 7: Hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K podle živočišného druhu

Zdroj: Vlastní výzkum

Z grafu č. 7 také vyplývá, že hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K dosahuje nejvyšších hodnot u skupiny býložravců.

5 Diskuse

Ačkoli získané hodnoty z provedeného výzkumu nejsou nikterak vysoké, bylo potvrzeno, že i po 31 letech od největší jaderné havárie v Černobylu, ale také ze spadu zkoušek jaderných zbraní v atmosféře, je maso lesní zvěře stále kontaminováno radioaktivním izotopem ^{137}Cs . Je to dáno tím, že poločas rozpadu radionuklidu ^{137}Cs je přes 30 let, a proto se stále vyskytuje v našem prostředí.

Ke kontaminaci lesní zvěře ^{137}Cs dochází skrze potravní řetězec, kdy zvěř konzumuje kontaminované komodity, jako jsou houby, lesní plody, okusují kůru a pijí vodu, která také může obsahovat tento radioaktivní izotop. Následnou konzumací takto kontaminovaného masa může dojít k vnitřnímu ozáření jeho spotřebitelů, tedy nás lidí. Tímto vnitřním ozářením je ohrožena především skupina obyvatel, v jejímž jídelníčku je maso zvěře značně zastoupeno. Jedná se především o myslivce a lesníky.

Jak je tedy zřejmé, pravděpodobnost výskytu kontaminovaného masa lesní zvěře je tedy na územích, které bylo kontaminované radioaktivním zamořením. Existují, ale také případy, kdy na čistém území jsou loveny kusy, které vykazují přítomnost radionuklidu ^{137}Cs .

5.1 Zhodnocení hmotnostní aktivity ve vzorcích masa lesní zvěře

Všechny naměřené hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs jsou uvedeny v tabulce 5. Z tabulky je patrné, že naměřené hodnoty, které jsou v rozmezí 0,12 – 20,70 Bq/kg nevykazují značný rozdíl mezi jednotlivými druhy vzorků. Nejvyšší naměřené hodnoty ^{137}Cs se projevily ve vzorcích z jelení zvěře, i když by se tento jev spíše očekával u prasete divokého, jelikož se problematika kontaminace radionuklidem ^{137}Cs řeší spíše u tohoto druhu zvěře.

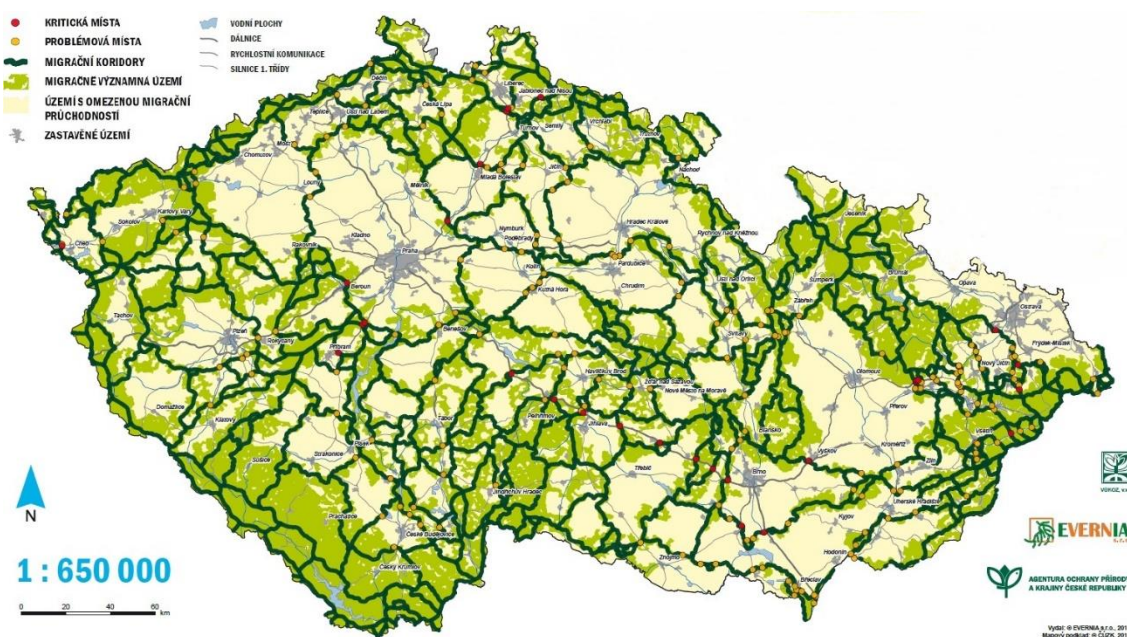
Hodnoty přírodního radionuklidu ^{40}K se také výrazně neodlišují. Nejvyšší přítomnost tohoto izotopu byla naměřena jak u jelena lesního, tak u prasete divokého. Nejnižší hodnotu pak vykazoval vzorek masa pocházející z lišky obecné. Vyšší hodnoty ^{40}K jsou u zvěře způsobovány především vlivem používání různých druhů hnojiv.

Jak je také možné vidět z grafu 2, největší přítomnost izotopu ^{137}Cs byla naměřena u kusů, které pocházely z území Vimperk. Z obrázku 6 je zřejmé, že také v této oblasti došlo k depozici ^{137}Cs . Svůj vliv na tento výsledek může mít i fakt, že v okolních oblastech

(Zadov, Churáňov, Kvilda), které jsou vzdálené od lokality Lipka asi 10 – 15 km vzdušnou čarou, byla naměřena nejvyšší míra kontaminace ^{137}Cs po černobylské havárii.

Důležitou roli v obsahu ^{137}Cs v mase lesní zvěře má i její migrace. Území Šumavy je podle Anděla a Minárikové (2010) jedním z nejvýznamnějších migračních území v České republice pro velké savce, jak je možné vidět na obrázku 11. Jeleni jsou schopni v době říje urazit i 20 kilometrů. Srnčí zvěř se zdržuje spíše ve svých okrscích a divoká prasata jsou schopna za jedinou noc urazit i 40 kilometrů, avšak spíše se zdržují v místech, kde mají dostatek potravy a hlavně u krmelišť, kde je přikrmují myslivci (Červený, 2004).

Z tohoto lze usoudit, že kontaminované zvíře lze ulovit i na tzv. čistém území, které nebylo radioaktivním spadem zasažené a zároveň na území kontaminovaném lze ulovit zvíře s nízkou, popřípadě s téměř žádnou radioaktivitou.



Obrázek 11: Migrační koridory v České republice

Zdroj: Anděl, Mináriková, 2010

5.2 Zhodnocení hmotnostní aktivity u zvěře jelení

Nálezy vyššího obsahu ^{137}Cs v mase jelení zvěře byly objeveny již v letech 1994 až 1996. Vzorky tohoto masa pocházely z území Šumavy převážně z Klatovska (Problematika kontaminace prasete divokého v ČR, 2012).

Výsledné hodnoty v rozmezí 1,45 - 20,70 Bq/kg (viz graf 3) jsou v souladu s výsledky monitorování radiační situace v České republice, kdy za rok 2015 byly naměřeny hodnoty

v rozmezí 0,10 – 27,77 Bq/kg v různých lokalitách na území ČR. Nejbližší lokalitou, kde proběhlo vzorkování jelení zvěře, byly Hvozdřany (Domažlice). Tento vzorek vykazoval hmotnostní aktivitu 1,36 Bq/kg. Za rok 2016 byly zveřejněny v programovém prostředí Monras (2008) výsledky z měření jelení zvěře na území ČR, jejichž hmotnostní aktivita byla v rozmezí 0,25 – 0,41 Bq/kg. Vzorek v nejbližší lokalitě Útvina (Karlovy Vary) vykázal hodnotu 1,05 Bq/kg.

Jeleni a laně se radionuklidem ^{137}Cs kontaminují hlavně spásáním trav, lesních plodů (borůvek) a mechů. Například podle výzkumu slečny Čadové (2015) z minulého roku vykazovaly právě mechy hmotnostní aktivitu v rozmezí 47,70 – 252,4 Bq/kg (sušiny), kdy nejvyšší naměřená hmotnostní aktivita byla ve vzorku pocházejícím z Kvildy, což je přibližně 10 - 15 km od místa lovu jelení zvěře pro tento výzkum.

5.3 Zhodnocení výsledků prasete divokého

Divoká prasata představují skupinu lesní zvěře, u které nejvíce se provádí měření hmotnostní aktivity ^{137}Cs , protože vykazují největší kontaminaci tímto radionuklidem.

U vzorků z masa divokých prasat by se mohl očekávat obsah ^{137}Cs vyšší, ale jak je zřejmé z grafu 4, naměřené hodnoty hmotnostní aktivity u všech vzorků jsou nízké. Hodnoty se pohybují v rozmezí od 0,32 do 12,10 Bq/kg. Nejvyšší hodnota byla naměřena u nejstaršího kusu a zbylé hodnoty u kusů mladých do jednoho roku stáří. Podle studie vědců z Veterinární a farmaceutické univerzity v Brně (2011) (dále jen VFU Brno) výskyt radioaktivity v mase divočáků na území Šumavy značně kolísá. To je zřejmé i z výsledků měření radiační situace v ČR (MonRas, 2008), kdy se výsledky za roky 2015 a 2016 pohybují od téměř nulových hodnot až po hodnoty, které až desetinásobně překračují povolené limity.

Jako příklad lze uvést nejvyšší naměřenou hodnotu této práce (12,10 Bq/kg) a hodnotu hmotnostní aktivity 4118,14 Bq/kg, která byla naměřena u vzorku divokého prasete v roce 2015 začátkem března (MonRas, 2008). Tento vzorek pocházel z prasete, které bylo ulovené též v lokalitě Vimperk a jeho hodnota je přibližně 343krát větší.

Stejný rozptyl hodnot hmotnostní aktivity ve vzorcích prasete divokého je uveden i v práci slečny Hákové (2016), kdy vzorky měly hodnoty od 1,9 až po 191 Bq/kg. Tyto vzorky jsou z let 2014, 2015 a 2016. Nejnižší hodnotu měl vzorek z lokality Střížovice a nejvyšší hodnotu vykazoval vzorek z Dolní Radouň.

Ojedinele se ale také vyskytují kusy, jejichž radioaktivita je opravdu nadlimitní. V roce 2015 byla zjištěna hmotnostní aktivita 19844,70 Bq/kg v masě prasete uloveného v Čachrově a v loňském roce byla dokonce naměřena ve vzorku prasete uloveného v Prášilech hmotnostní aktivita 22538,84 Bq/kg, jak uvádí monitorování radiační situace v ČR (MonRas 2008).

Odchytky v radioaktivitě masa divočáků jsou způsobené několika faktory. Jedná se o místo, kde se prasata pohybují a jak migrují, a o potravu, kterou se živí. Svou roli zřejmě má i doba lovu a jedním z faktorů může být i stáří zvířat, i když na tento ukazatel nebyl při získávání vzorků brán zřetel. Avšak 3 nejnižší hodnoty podle grafu 4 byly naměřeny u selat a nejvyšší hodnota u prasete staršího, jak je již výše zmíněno.

Kontaminace masa divokých prasat potravou je dána tím, že prasata ryjí v zemi hlavně v zimních měsících a požírají tak různé druhy hub. Z výzkumu slečny Čadové (2015), která se zabývala také kontaminací hub, je zřejmé, že absorpce ^{137}Cs je u jednotlivých druhů hub rozdílná a největší schopnost akumulace tohoto radionuklidu vykazují houby hřibovité. Proto také byla nejvyšší naměřená hmotnostní aktivita u hříbu smrkového a to 4265 Bq/kg z lokality Churáňov, což je přibližně 20 km od lokality, z níž pocházejí téměř všechny měřené vzorky této práce. Podle profesora Petra Dvořáka a jeho týmu z VFU Brno (2011) může za kontaminaci divočáků hlavně podzemní houba jelenka obecná. Tato houba má totiž vysokou schopnost koncentrovat v sobě radioaktivní cesium.

Konzumací takto kontaminovaného prasete může dojít i ke kontaminaci člověka, jak tomu bylo téměř před rokem a půl, kdy kontrolní radiační rámy jaderné elektrárny v Temelíně zachytily u pracovníka jedné z dodavatelských firem hodnoty kontaminace na úrovni detekovatelnosti. V rámci šetření bylo později zjištěno, že za příčinou kontaminace bylo maso divokého prasete, které bylo právě z území Šumavy, a které měl pracovník den před vstupem do elektrárny k obědu. (Chmelová, 2017).

5.4 Zhodnocení výsledků z hlediska živočišného druhu

Získané hodnoty se také porovnávaly z hlediska druhu potravy, kterou lesní zvěř konzumuje. Jak je zřejmé z grafu 5, z výsledků této práce byly nejvyšší hodnoty ^{137}Cs i ^{40}K naměřeny u býložravců, u kterých hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs kolísaly v rozmezí 0,12 – 20,70 Bq/kg. U všežravců byly výsledky v rozsahu od 0,32 do 12,10 Bq/kg. Dále následoval jediný vzorek z masožravce s hodnotou hmotností aktivity

^{137}Cs 1,36 Bq/kg. Nejvyšší hmotnostní aktivita ^{40}K byla pak naměřena u býložravce i všežravce a nejnižší hodnota u masožravce.

Ale jak plyne z předchozích hodnocení a z výsledků monitorování radiační situace ČR (MonRas 2008) za rok 2015 a 2016 jsou vysoké hmotnostní aktivity ^{137}Cs měřeny právě v mase divokých prasat, tedy všežravců. Je to dáno tedy jejich potravou a také tím, v jakém ročním období jsou prasata lovena. Kusy lovené na podzim a v zimě vykazují vyšší hodnoty kontaminace ^{137}Cs , jelikož si prasata opatřují potravu rytím v zemi a vyhledávají různé houby. A jak je již výše zmíněno, podle profesora Petra Dvořáka z VFU Brno (2011) za radioaktivní maso divokých prasat může hlavně podzemní houba jelenka obecná, která v sobě kumuluje radioaktivní cesium a kterou divoká prasata také konzumují. Také záleží na území, kde se zdržují. Zda pochází z území kontaminovaného či čistého a důležitá je i jejich migrace. Na území, které nebylo radioaktivním spadem nikterak ovlivněno, může být tedy uloven kus, který bude radioaktivní, protože divoká prasata a i další lesní zvěř jsou schopny za jeden den urazit i několik desítek kilometrů.

5.5 Výpočet úvazku efektivní dávky

Maso lesní zvěře se u obyvatel stává stále oblíbenějším a jeho spotřeba rok od roku stoupá. To vyplývá i ze statistických údajů uvedených v tabulce 6, která udává průměrnou spotřebu masa lesní zvěře na jednoho obyvatele za rok a to v letech od roku 2007 do roku 2015. Ale jak je známo, představuje zvěřina u určitých skupin osob, v jejím jídelníčku dominantní potravinu, což pocítujeme i v naší rodině. Reprezentativní osoba pak uvedla, že v průměru za rok zkonzumuje 10 – 15 kg zvěřiny. Prý je rozhodující, jak je úspěšná lovecká sezóna.

Tabulka 6: Spotřeba zvěřiny (na obyvatele za rok)

	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Kg/osobu	0,8	1,1	0,9	0,9	0,7	0,9	0,9	0,9	1,0

Zdroj: ČSÚ, 2015

A protože existuje možnost, že by z kontaminovaného masa mohlo dojít k vnitřnímu ozáření osob, je dále provedeno několik výpočtů úvazku efektivní dávky právě k posouzení míry možné kontaminace.

Pro výpočet byla z tabulky 6 vybrána průměrná hodnota spotřeby zvěřiny 1 kg na osobu za rok a pro porovnání byla vybrána další hodnota podle uvážení reprezentativní osoby 12,5 kg spotřeby zvěřiny za rok, tedy průměrná hodnota jeho odhadu. Výpočet bude proveden s nejvyšší naměřenou hmotnostní aktivitou ^{137}Cs u jelena lesního, tedy 20,70 Bq/kg.

Dále bude pro zajímavost vypočítán úvazek efektivní dávky u vzorku divokého prasete s nejvyšším výsledkem hmotnostní aktivity ^{137}Cs získaným z programového prostředku MonRas (2008) za rok 2016 a to 22538,84 Bq/kg. K výpočtu je zapotřebí také konverzní faktor h_{ing} , který je důležitý pro přepočet příjmu radionuklidu ^{137}Cs a vyjadřuje příjem radionuklidů požitím. Jeho hodnotu lze nalézt ve vyhlášce č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje.

a) Výpočet úvazku efektivní dávky pro spotřebu 1 kg zvěřiny na obyvatele za rok:

- Potřebné údaje:

Spotřeba zvěřiny - 1 kg/rok

Hmotnostní aktivita ^{137}Cs - 20,70 Bq/kg, 22538,84 Bq/kg

Konverzní faktor h_{ing} - $1,3 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq

- $E = 1,3 \cdot 10^{-8} \text{ Sv/Bq} \cdot 1 \text{ kg} \cdot 20,70 \text{ Bq/kg} = 2,691 \cdot 10^{-7} \text{ Sv} = 0,00027 \text{ mSv}$
- $E = 1,3 \cdot 10^{-8} \text{ Sv/Bq} \cdot 1 \text{ kg} \cdot 22538,84 \text{ Bq/kg} = 2,930 \cdot 10^{-4} \text{ Sv} = 0,29 \text{ mSv}$

b) Výpočet úvazku efektivní dávky pro spotřebu myslivce 12,5 kg zvěřiny za rok

- Potřebné údaje:

Spotřeba zvěřiny – 12,5 kg/rok

Hmotnostní aktivita ^{137}Cs - 20,70 Bq/kg, 22538,84 Bq/kg

Konverzní faktor h_{ing} - $1,3 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq

- $E = 1,3 \cdot 10^{-8} \text{ Sv/Bq} \cdot 12,5 \cdot 20,70 \text{ Bq/kg} = 3,364 \cdot 10^{-6} \text{ Sv} = 0,0034 \text{ mSv}$
- $E = 1,3 \cdot 10^{-8} \text{ Sv/Bq} \cdot 12,5 \cdot 22538,84 \text{ Bq/kg} = 3,663 \cdot 10^{-3} \text{ Sv} = 3,66 \text{ mSv}$

U výsledků výpočtů, konkrétně tedy 0,00027 mSv, 0,29 mSv a 0,0034 mSv lze konstatovat, že jde o zanedbatelné dávky. Pro ČR platí dávka z přírodního ozáření 3,4 mSv za rok, tudíž tyto dávky nepředstavují pro organismus žádné nebezpečí. V porovnání s obecným limitem pro součet efektivních dávek ze zevního a úvazku efektivních dávek z vnitřního ozáření, pro nějž vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační

ochraně a zabezpečení radionuklidové zdroje stanoví 1mSv, nedosahuje případná absorbovaná dávka ani této hodnoty. Riziko je tedy podle tabulky 8 zanedbatelné.

Poslední výsledek úvazku efektivní dávky 3,66 mSv však převyšuje jak dávku z přírodního pozadí, tak i stanovený obecný limit pro součet efektivních dávek ze zevního a úvazku z vnitřního ozáření. Ale jak lze vidět v tabulce 7, u některých rentgenových a CT vyšetřeních, může člověk při lékařském vyšetření obdržet i zdaleka vyšší dávku, jako například u CT hrudníku, břicha nebo pánve. Riziko podle tabulky 8 je pro velikost úvazku efektivní dávky 3,66 velmi nízké.

Pan profesor Petr Dvořák z VFU Brno (2011) také uvádí, že by člověk musel ročně zkonzumovat 40 kg kontaminovaného masa, aby tato radioaktivita představovala rizikový faktor vedoucí k výskytu nádoru.

Důležitý je také fakt, že při kuchyňské úpravě masa dochází k částečné ztrátě cesia. Při vaření masa v tlakovém hrnci se radioaktivita může snížit až na polovinu a při opakovaném lákovaní dokonce až o 70%. Z toho plyne, že výsledná obdržená dávka by byla ještě nižší, jak také uvádí pan profesor Dvořák z VFU Brno (2011).

Tabulka 7: Typické hodnoty efektivních dávek pro vybraná konvenční rentgenová a CT vyšetření

Diagnostický výkon		Typické Efektivní dávky (mSv)	Přibližná doba pro stejné ozáření z přírodních zdrojů
Konvenční rentgenová vyšetření	Končetiny a klouby	< 0,001	< 1,5 dne
	Plíce (jeden PA snímek)	0,02	3 dny
	Lebka	0,07	11 dní
	Mamografie (skreening)	0,1	15 dnů
	Kyčle	0,3	7 týdnů
	Pánev, hrudní páteř	0,7	4 měsíce
	Břicho	1,0	6 měsíců
	Bederní páteř	1,3	7 měsíců
	Polykací akt	1,5	8 měsíců
	IVU	2,5	14 měsíců
	Vyšetření žaludku, střevní pasáž	3	16 měsíců
	Irigoskopie	7	3,2 roku
CT vyšetření	CT hlavy	2,3	1 rok
	CT hrudníku	8	3,6 roku
	CT břicha nebo pánve	10	4,5 roku

Zdroj: Žáčková, 2009

Tabulka 8: Přístup radiační ochrany k označení rizika při ozáření malými dávkami

Velikost efektivní dávky	Riziko
Nižší než 0,1 mSv	Zanedbatelné
0,1 mSv – 1 mSv	Minimální
1 mSv – 10 mSv	Velmi nízké
10 mSv – 100 mSv	Nízké

Zdroj: Žáčková, 2009

Úvazek efektivní dávky pro hmotnostní aktivitu ^{137}Cs 22538,84 Bq/kg, která představuje nejvyšší naměřenou hodnotu za rok 2016, byl vypočten čistě ze zajímavosti. A hlavně z důvodu toho, aby si čtenář dokázal vytvořit představu o tom, jakou dávku obdrží organismus při konzumaci nejvíce kontaminovaného masa a jaké riziko to pro něj představuje.

5.6 Zhodnocení výzkumné otázky

Podle vlastního výzkumu lze říci, že se kontaminace častěji vyskytovala u býložravců. Avšak dle provedeného zhodnocení s ostatními dostupnými měřeními lze konstatovat, že z hlediska možné vnitřní kontaminace představují velké riziko právě všežravci, kteří vykazují i nadlimitní hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs .

6 Závěr

Cílem bakalářské práce bylo porovnat obsah ^{137}Cs v jednotlivých živočišných druzích lesní zvěře, kdy byla také pro porovnání stanovena hmotnostní aktivita přírodního radionuklidu ^{40}K . ^{137}Cs se do těl lesní zvěře dostává skrze potravní řetězec a jeho distribucí v jejich organismech pak do svalů. A protože lidé z ulovené zvěře konzumují především svalovinu, může dojít k vnitřnímu ozáření jeho spotřebitelů.

Stanovení hmotnostní aktivity těchto dvou radionuklidů bylo provedeno pomocí polovodičové spektrometrie gama a z výsledků lze říci, že naměřené hodnoty byly poměrně nízké. Porovnáme-li hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs s ^{40}K , dojdeme k závěru, že hmotnostní aktivita ^{137}Cs je oproti hmotnostní aktivitě ^{40}K velmi nízká. O naměřených koncentracích ^{137}Cs můžeme tedy říci, že nepředstavují riziko pro naši populaci a vliv ^{137}Cs je pro zdraví obyvatelstva zanedbatelný.

U vzorků byly naměřeny hodnoty ^{137}Cs v rozmezí od 0,12 – 20,70 Bq/kg, kdy nejvyšší hodnota byla stanovena u jelena lesního. Hmotnostní aktivita ^{40}K byla v rozmezí od 72,70 do 127 Bq/kg a nejvyšší koncentrace vyšla ve vzorcích srce obecného a prasete divokého. Žádný cíl práce byl tedy splněn.

S cílem práce byla zodpovězena i výzkumná otázka, zda se liší obsah ^{137}Cs v mase lesní zvěře na území Šumavy, kdy odpovědí bylo, že se obsah v lesní zvěři na území Šumavy opravdu liší.

Z cíle této práce lze také vyvodit, že obsah ^{137}Cs v mase lesní zvěře nepředstavuje takové riziko pro obyvatele, jako další zdroje ionizujícího záření (lékařství), jak lze odvodit z výpočtů úvazků efektivních dávek, které byly provedeny. Výpočet úvazku efektivní dávky byl proveden pro spotřebu masa 1 kg na obyvatele za rok a pro nejvyšší naměřenou hodnotu 20,70 Bq/kg. Dále byl proveden také výpočet úvazku efektivní dávky pro nejvyšší naměřenou hodnotu za rok 2016 získanou z výsledku monitorování radiační situace ČR pro danou spotřebu masa. Se stejnými hodnotami hmotnostní aktivity byl vypočítán úvazek efektivní dávky pro spotřebu reprezentativní osoby, a to 12,5 kilogramu za rok. Z uvedených výsledků je zřejmé, že lidé za rok obdrží větší dávku z přírodního pozadí nebo z lékařských vyšetření, než ze spotřeby masa lesní zvěře a tedy ^{137}Cs konzumací kontaminovaného masa nezpůsobuje významné vnitřní ozáření jeho spotřebitelů.

Bakalářskou práci a její výsledky je možné využít pro další výzkumy, které by se zabývaly touto problematikou a také by mohla být použita jako studijní materiál k výuce.

7 Seznam použitých zdrojů

- 1) ANDĚL, Petr a Tereza MINÁRIKOVÁ, 2010. *Migrační koridory pro velké savce v České republice*. Liberec: Evernia s.r.o. ISBN 978-80-903787-6-6. Dostupné z: http://www.evernia.cz/publikace/Migracni_koridory_pro_velke_savce.pdf
- 2) Anon., 2005. Radiální ochrana: Zabezpečení monitorování při činnostech vedoucích k ozáření. In: *Státní úřad pro jadernou bezpečnost* [online]. Červenec [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/dokumenty/publikace/Zabezpeceni_os_monit_pri_ozareni.pdf
- 3) Anon., 2009. Přírodní radioaktivní látky. In: *Fakulta biomedicínského inženýrství ČVUT v Praze* [online]. 24. září [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: <http://www.fbmi.cvut.cz/e/02-prirodni-radioaktivni-latky/1935.pdf>
- 4) Anon., 2009. Sequence of Events: Chernobyl Accident Appendix 1. In: *World Nuclear Association* [online]. November [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: <http://www.world-nuclear.org/information-library/safety-and-security/safety-of-plants/appendices/chernobyl-accident-appendix-1-sequence-of-events.aspx>
- 5) Anon., © 2010 Havárie elektrárny Černobylu: Příčiny havárie jaderné elektrárny v Černobylu. In: *Černobyl - 1986* [online]. [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: <http://www.cernobyl-1986.eu/>
- 6) Anon., 2011. Vědci z Veterinární a farmaceutické univerzity Brno odhalili příčinu opakovaného výskytu radioaktivity u divokých prasat. In: *Veterinární a farmaceutická univerzita BRNO* [online]. Brno, 21. prosinec [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: <http://www.vfu.cz/media-verejnost/informace-pro-media/tz/2011-12-21-radioaktivita-u-divokych-prasat.html>
- 7) Anon., 2012. Periodická tabulka: Cesium. In: *Periodická tabulka* [online]. [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: <http://www.prvky.com/55.html>
- 8) Anon., 2012. Periodická tabulka: Draslík. In: *Periodická tabulka* [online]. [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: <http://www.prvky.com/19.html>
- 9) Anon., 2012. Problematika kontaminace prasete divokého v ČR. In: *Státní ústav radiální ochrany, v. v. i.* [online]. [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/publikace/aktuality/problematika-kontaminace-prasete-divokeho-v-cr-1>
- 10) Anon., 2012. The Chernobyl Accident: UNSCEAR's Assessments of the Radiation Effects. In: *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic*

- Radiation* [online]. 16 July [cit. 2017- 04- 22]. Dostupné z: <http://www.unscear.org/unscear/en/chernobyl.html>
- 11) Anon., © 2017. Cesium Element Facts. In: *Chemicool: Cooler than Absolute Zero!* [online]. [cit. 2017 - 04- 22]. Dostupné z: <http://www.chemicool.com/elements/cesium.html>
 - 12) Anon., © 2017. Ekosystém les. In: *ZŠ a MŠ Blatnice pod Svatým Antonínkem - web pro podporu výuky* [online]. [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: http://vyukaskolablatnice.websnadno.cz/prirodopis/ekosystem_les.pdf
 - 13) Anon., © 2017. O radiačním monitorování: Co dýcháme a pijeme. In: *Státní úřad pro jadernou bezpečnost: MonRas* [online]. [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: https://www.sujb.cz/aplikace/monras/?lng=cs_CZ
 - 14) Anon., © 2017. Stručný přehled biologických účinků záření. In: *Státní úřad pro jadernou bezpečnost* [online]. [cit. 2017- 04- 22]. Dostupné z: <https://www.sujb.cz/radiacni-ochrana/oznameni-a-informace/strucny-prehled-biologickych-ucinku-zareni/>
 - 15) ČADOVÁ, Michaela. *Obsah Cs-137 v houbách*. České Budějovice, 2015. Bakalářská práce. Jihočeská univerzita, ZSF.
 - 16) ČERVENÝ, Jaroslav, 2004. *Encyklopedie myslivosti*. 1. Vyd. Praha: Ottovo nakladatelství v divizi Cesty. ISBN 80-7181-901-8.
 - 17) ČESKO. Vyhláška č. 245/2002 Sb., o době lovu jednotlivých druhů zvěře, 2002. In: *Sbírka zákonů České republiky*, částka 52, s. 5216-5217, ve znění vyhlášky č. 343/2015 Sb., 2015. In: *Sbírka zákonů České republiky*, částka 145, s. 4546.
 - 18) ČESKO. Vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidové zdroje. In: *Sbírka zákonů České republiky*, částka 172, s. 6618-6903.
 - 19) ČSÚ [Český statistický úřad], 2015. Spotřeba potravin, nápojů a cigaret na 1 obyvatele v ČR v letech 2007 - 2015: Tab. 1 Spotřeba potravin a nealkoholických nápojů (na obyvatele za rok). In: *Český statistický úřad* [online]. 8. prosinec [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: <https://www.czso.cz/documents/10180/32782524/2701391601.pdf/ceb2a48c-c8b3-4383-b684-f12ff8bcd1fe?version=1.0>
 - 20) EBERTIN, Klaus a Richard G. HELMER. *Gamma-and X-ray Spectrometry with Semiconductor Detectors*. New York, NY, USA: Sole distributors for the USA and Canada, Elsevier Science Pub. Co., c1988. ISBN 0444-871071.

- 21) HAVRÁNEK, Jiří a HAVRÁNKOVÁ Renata, 2005. Kinetika cesia-137 v lesním ekosystému. *Kontakt*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, ZSF. ISSN 1212-4117.
- 22) HAVRÁNEK, Jiří a Renata HAVRÁNKOVÁ, 2008. Obsah cesia-137 v lesním ekosystému v lokalitě Újezd. *Kontakt*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, ZSF. ISSN 1212-4117.
- 23) HÁKOVÁ, Veronika. *Obsah Cs-137 v lesní zvěři*. České Budějovice, 2016. Bakalářská práce. Jihočeská univerzita, ZSF.
- 24) HELEBRANT, Jan a Petr RULÍK, 2011. *Mapa kontaminace půdy České republiky ¹³⁷Cs po havárii JE Černobyl* [online]. In: Praha: Státní úřad radiální ochrany, 1 - 16 s, [cit. 2017- 04- 22]. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/plosna-aktivita-radionuklidu-zjistena-ve-vzorcich-odebranych-pud/Zprava%202011%20-%202022%20-%20Kontaminace%20pudy%20Ceske%20republiky%20137Cs%20-%20Mapa.pdf>
- 25) HŮLKA, Jiří a Irena MALÁTOVÁ, © 2017. *Radiační situace v České republice, přehled hlavních výsledků měření a opatření* [online]. In: Praha: Státní úřad radiální ochrany, 1 – 14 s, [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/radiacni_situace_v_cr_po_cernobylu.pdf
- 26) CHMELOVÁ, Yvetta, 2017. Dal si oběd a rozhoukal rámy v Temelíně. Mohl za to radioaktivní divočák ze Šumavy. In: *Budějcká drbna* [online]. 13. března [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: <http://www.budejckadrzna.cz/zpravy/spolecnost/14585-dal-si-obed-a-rozhoukal-ramy-v-temeline-mohl-za-to-radioaktivni-divocak-ze-sumavy.html>
- 27) ICRP [The International Commission on Radiological Protection]. Doporučení Mezinárodní komise radiologické ochrany 2007. In: *Státní úřad pro jadernou bezpečnost* [online]. Praha, 2009 [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/radiacni-ochrana/ICRP103_dokument.pdf
- 28) KLENER, Vladislav, ed., 2000. *Principy a praxe radiální ochrany*. 1. Vyd. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost. ISBN 80-238-3703-6.
- 29) KUNA, Pavel a Leoš NAVRÁTIL, 2005. *Klinická radiobiologie*. 1. Vyd. Praha: Manus. ISBN 80-86571-09-2.
- 30) LALLANILLA, Marc a Writer STAFF, 2014. Hiroshima, Nagasaki & the First Atomic Bombs. In: *Live Science* [online]. 9. května [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: <http://www.livescience.com/45509-hiroshima-nagasaki-atomic-bomb.html>

- 31) LINHART, Petr, Jan MATOUŠEK a Jan ÖSTERREICHER, 2007. *CBRNE, jaderné zbraně a radiologické materiály*. Vyd. 1. Vyd. Ostrava: Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství: Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství. ISBN 978-80-7385-029-6.
- 32) MALÁTOVÁ, Irena, © 2017. Situace po černobylské havárii České republice. In: *Státní úřad radiální ochrany v. v. i.* [online]. [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/situace_po_cernobylske_havarii_v_ceske_republice.pdf
- 33) MATZNER, Jan, 2004. *Praktika z dozimetrie*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Zdravotně sociální fakulta. ISBN 80-7040-707-7.
- 34) MONRAS, 2008. Monitorování radiální situace: Zvěřina. In: *Státní úřad pro jadernou bezpečnost* [online]. [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: https://www.sujb.cz/aplikace/monras/?lng=cs_CZ
- 35) NAVRÁTIL, Leoš et al., 2014. Radionuklidy pocházející ze spadu po jaderné havárii v Černobylu a zkouškách jaderných zbraní. In: *Radiobiologie* [online]. [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: <http://fbmi.sirdik.org/uvod.html>
- 36) PEJCHAL, Jaroslav, 2013. *Biofyzika pro záchranáře*. Hradec Králové: Univerzita obrany. ISBN 978-80-7231-352-5.
- 37) SEZNAM a.s., Horní Planá. In: *Mapy.cz* [online]. [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: <https://mapy.cz/zakladni?x=14.0094949&y=48.7462015&z=11&source=muni&id=650>
- 38) SEZNAM a.s., Vimperk. In: *Mapy.cz* [online]. © 1996–2017 [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: <https://mapy.cz/zakladni?x=13.7321860&y=49.0428270&z=11&source=muni&id=957>
- 39) SINKULOVÁ, Vladimíra, 2006. *Dědictví Černobylu: zdravotní, ekologické a sociálně ekonomické dopady a doporučení vládám Běloruska, Ruské federace a Ukrajiny* [online]. Praha: ČSVTS [cit. 2017-04-22]. ISBN 80-02-01806-0. Dostupné z: <http://www.csvts.cz/cns/news06/cernob06.pdf>
- 40) SUCHOMEL, Josef et al., © 2003 - 2014. *Ekologie lesních ekosystémů*. In: Mendelova univerzita, Lesnická a dřevařská fakulta, Brno [online]. [cit. 2017-04-19]. Dostupné z: https://akela.mendelu.cz/~xcepl/inobio/skripta/Skripta_Ekologie_lesnich_ekosystemu.pdf

- 41) ULLMANN, Vojtěch, 2010. Jaderná fyzika a fyzika ionizujícího záření: Jaderná a radiační fyzika. In: *AstroNuklFyzika* [online]. [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: <http://astronuklfyzika.cz/strana2.htm>
- 42) UNEP [United Nations Environment Programme], 2016. *Ionizující záření: účinky a zdroje* [online]. Přeložil Státní úřad pro jadernou bezpečnost. In: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, [cit. 2017-04-22]. ISBN 978-92-807-3600-7. Dostupné z: https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/radiacni-ochrana/dokumenty/Radiation-InsidePart-Czech-Feb_2017-1.pdf
- 43) UNSCEAR [Sources and Effects of Ionizing Radiation], 2010. *UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes: Sources and Effects of Ionizing Radiation* [online]. In: New York: United Nations, [cit. 2017-04-22]. ISBN 978-92-1942274-0. Dostupné z: http://www.unscear.org/docs/publications/2008/UNSCEAR_2008_Annex-B-CORR.pdf
- 44) ŽÁČKOVÁ, Helena, 2009. Ionizující záření a míra rizika. *Rentgen Bulletin* [online]. Praha: Státní úřad radiační ochrany, 4 – 5 s., [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: https://www.suro.cz/cz/publikace/lekarske-ozareni/rtg_bulletin_2009.pdf

8 Seznam obrázků a tabulek

8.1 Přehled obrázků

Obrázek 1: Předpokládané trasy kontaminovaných vzdušných mas

Obrázek 2: Velikost srážek na území ČR 30. 4. – 1. 5. 1989

Obrázek 3: Velikost srážek na území ČR 4. – 5. 5. 1989

Obrázek 4: Velikost srážek na území ČR 7. – 8. 5. 1989

Obrázek 5: Velikost srážek na území ČR 8. – 9. 5. 1989

Obrázek 6: Depozice ^{137}Cs na území České republiky

Obrázek 7: : Správní obvod města Vimperk

Obrázek 8: Správní obvod města Horní Planá

Obrázek 9: Marinelliho nádoby – měřicí nádoby

Obrázek 10: Vzorky připravené ke zmražení

Obrázek 11: Migrační koridory v České republice

8.2 Přehled grafů

Graf 1: Hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K ve vzorcích masa lesní zvěře v Bq/kg

Graf 2: Porovnání hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K dle místa lovu

Graf 3: Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K u zvěře srnčí

Graf 4: Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K u zvěře jelení

Graf 5: Porovnání hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K ve vzorcích prasete divokého

Graf 6: Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K podle živočišného druhu

Graf 7: Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K podle živočišného druhu

8.3 Přehled tabulek

Tabulka 1: Radionuklidy uvolněné a globálně rozptýlené z atmosférických nukleárních pokusů

Tabulka 2: Nejdůležitější radionuklidy uniklé z Černobyli v roce 1986

Tabulka 3: Srovnání původních a nových odhadů dávek obyvatelstvu ČR z černobylské havárie.

Tabulka 4: Přehled všech odebraných a měřených vzorků

Tabulka 5: Přehled naměřených hodnot hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K

Tabulka 6: Spotřeba zvěřiny (na obyvatele za rok)

Tabulka 7: Typické hodnoty efektivních dávek pro vybraná konvenční rentgenová a CT vyšetření

Tabulka 8: Přístup radiační ochrany k označení rizika při ozáření malými dávkami

9 Seznam zkratek

^{137}Cs	Cesium-137
^{40}K	Draslík-40
ČR	Česká republika
ČSSR	Československá socialistická republika
DNA	Deoxyribonukleová kyselina
FWHM	Full Width at Half Maximum
HPGe	Hight Purity Germanium
MVA	Minimální významná aktivita
SÚJB	Státní úřad pro jadernou Bezpečnost