



Zdravotně  
sociální fakulta  
Faculty of Health  
and Social Sciences

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

**Cesium-137 v lesních plodech**

# **BAKALÁŘSKÁ PRÁCE**

Studijní program: **OCHRANA OBYVATELSTVA**

**Autor:** Anežka Vrbová

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

České Budějovice 2017

### **Prohlášení**

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci s názvem „*Cesium-137 v lesních plodech*“ jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské 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

.....

Anežka Vrbová

### **Poděkování**

Tímto bych ráda poděkovala vedoucí své bakalářské práce Mgr. Renatě Havránkové, Ph.D. za vstřícnost, trpělivost, odborné vedení, hodnotné rady a poskytnuté informace, které mi v průběhu zpracování bakalářské práce velmi pomohly. Také bych ráda poděkovala Mgr. Jiřímu Havránkovi, který mi poskytl podklady ke zpracování bakalářské práce.

## Cesium-137 v lesních plodech

### Abstrakt

K významným umělým radionuklidům patří Cs-137, které se vyskytuje v životním prostředí, pocházející z testů jaderných zbraní, které se prováděly v atmosféře v 50. a 60. letech minulého století a z havárií jaderných elektráren, jako byla například havárie 4. bloku v Černobylu a nehoda na Fukušimě. Bakalářská práce porovnává množství Cs-137 a K-40 v různých druzích lesních plodů jako jsou např. plody brusnice borůvky, ostružníku maliníku a ostružníku křovitého. K jejich sběru byly vybrány lokality na Šumavě, kde došlo k významnému radioaktivnímu spadu po havárii jaderné elektrárny Černobyl v roce 1986. Polovodičovou spektrometrií gama byla měřena hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40. Měření vzorků probíhalo v suchém stavu (sušině) a hodnoty Cs-137, které byly naměřeny se pohybovaly od  $1,143 \text{ Bq.kg}^{-1}$  až k  $500 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Při měření K-40 se hodnoty pohybovaly od  $166 \text{ Bq.kg}^{-1}$  do  $1\,280 \text{ Bq.kg}^{-1}$ .

Rozdílné hodnoty v jednotlivých lokalitách jsou způsobené nerovnoměrnými dešťovými srážkami na našem území při průchodu radioaktivního mraku po havárii Černobylu. Jsou však patrné i rozdíly mezi druhy lesních plodů, které vykazují rozdílnou schopnost akumulace, která je zapříčiněna různými hloubkami kořenového systému a vlastnostmi půdy, ve které se rostliny naházejí. Hodnoty, které byly naměřeny, se porovnávaly se stanovenými limity a se zdroji záření, které nacházíme v našem prostředí. Naměřené hodnoty nejsou vysoké a vůči jiným zdrojům záření jde o zanedbatelný vliv, který nemá na naše zdraví velký dopad.

### Klíčová slova

Cs-137, lesní plody, kontaminace, Černobyl, polovodičová spektrometrie gama, testování jaderných zbraní

## **Caesium-137 in forest fruits**

### **Abstract**

Significant artificial radionuclides occurring in the environment include Cs-137 from nuclear weapons tests that took place in the atmosphere during the 1950s and 1960s, and nuclear power plant accidents, such as at Chernobyl block 4 and crash at Fukushima. This bachelor thesis compares the amounts of Cs-137 and K-40 in different types of forest fruits, such as blueberries, raspberries and blackberries. Certain sites in Šumava were selected for their collection, where there was significant radioactive fallout after the Chernobyl nuclear power plant accident in 1986. Using semiconductor gamma-ray spectrometers, the specific activity of Cs-137 and K-40 was measured. All samples were measured in the dry state (dry matter). Cs-137 measurement values ranged from 1,143 Bq.kg<sup>-1</sup> to 500 Bq.kg<sup>-1</sup>. For K-40 measurements, the values ranged from 166 Bq.kg<sup>-1</sup> to 1280 Bq.kg<sup>-1</sup>.

Differing values in individual localities are the result of uneven rainfall when the radioactive cloud passed over our territory after the Chernobyl disaster. However, there are also differences between species of forest fruits, which exhibit different accumulation properties due to different root system depths and their surrounding soil properties. The measured values were compared to the established limits and radiation sources found in our environment. The values measured are not high and compared to other sources of radiation are negligible, which has little impact on our health.

### **Key words**

Cs-137, forest fruit, contamination, Chernobyl, gamma semiconductor spectrometry, testing of nuclear weapons

## Obsah

ÚVOD.....	7
1 SOUČASNÝ STAV .....	9
1.1 Ionizující záření.....	9
1.1.1 Radioaktivní přeměna .....	11
1.1.2 Účinky ionizujícího záření na organismus.....	11
1.2 Vybrané veličiny a jednotky v oblasti ionizujícího záření.....	12
1.3 Cesium a draslík.....	13
1.4 Zdroje Cs-137 .....	15
1.4.1 Havárie jaderné elektrárny Černobyl.....	16
1.4.2 Havárie JE Fukušima .....	20
1.4.3 Testování jaderných zbraní.....	21
1.5 Kontaminace lesních plodů.....	24
1.6 Gama spektrometrická analýza .....	25
1.6.1 Polovodičová spektrometrie gama.....	26
2 CÍLE PRÁCE A VÝZKUMNÁ OTÁZKA.....	28
2.1 Cíle práce .....	28
2.2 Výzkumná otázka.....	28
3 METODIKA.....	29
3.1 Sběr a úprava vzorků.....	29
3.2 Stanovení hmotnostní aktivity .....	31
4 VÝSLEDKY.....	33
5 DISKUZE.....	38
5.1 Zhodnocení vzorků lesních plodů a porovnání výsledků s uvedenými studiemi	38
5.2 Vyhodnocení efektivní dávky .....	40
5.3 Vyhodnocení výzkumné otázky.....	41
6 ZÁVĚR.....	43
7 SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ.....	44
8 SEZNAM OBRÁZKŮ .....	50
9 SEZNAM TABULEK.....	51
10 SEZNAM GRAFŮ .....	52
11 SEZNAM ZKRATEK .....	53

## ÚVOD

Lesní ekosystémy jsou místa, kde se ukládá nejvíce umělého radioaktivního izotopu Cesia-137 (dále jen „Cs-137“). Radioaktivní cesium má poločas rozpadu asi 30 let, pochází z atmosférických testů jaderných zbraní, které se prováděly v 50. a 60. letech 20. století a z havárie 4. bloku jaderné elektrárny (dále jen „JE“) Černobyl. V důsledku této havárie došlo k rozsáhlé kontaminaci životního prostředí ve většině zemích Evropy, včetně tehdejší Československé socialistické republiky. Kontaminace Cs-137 z havárie JE Černobyl závisela především na dešťových srážkách během průchodu kontaminovaných vzdušných mas přes naše území. Díky srážkám byl spad značně nehomogenní a v průměru činil  $5 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ . Výsledkem je, že existují místa v životním prostředí s mnohonásobně vyšším obsahem Cs-137, než jaký nalezneme na jiných lokalitách.

Radioaktivní cesium postupně migruje půdou do hloubky a váže se na půdní součásti, především na jílové minerály. V půdě se však dostává do kontaktu i s kořenovým systémem lesních rostlin, které jej následně vstřebávají a transportují do různých částí rostlin, kde jsou akumulovány, a při vytváření plodů dochází k přesunu látek spolu s Cs-137 do plodů. Sběrem a konzumací přírodních produktů jako jsou ryby, lesní zvěř, houby a již zmíněné lesní plody se Cs-137 stává součástí potravního řetězce, tím se dostává i do lidského organismu. Radioaktivní cesium se po vstřebání do organismu chová podobně jako draslík-40 (dále jen „K-40“), a díky tomu dochází k jeho rovnoměrné distribuci po celém těle. Draslík je chemicky podobný cesiu, a patří k nejběžnějším přírodním radionuklidům s dlouhým poločasem rozpadu 1,248 miliardy let. Je součástí životního prostředí a živých organismů.

Sběr lesních plodů patří k zvláště oblíbeným volnočasovým aktivitám dnešní doby v mnoha zemích po celém světě a obyvatelé České republiky se řadí k nejvášnivějším sběratelům lesních plodů v Evropě, v naší zemi se nasbírání asi 40 tisíc tun plodů za rok. V mnoha případech se jedná o konzumaci i 10-15 kg za rok.

Obsahem bakalářské práce je stanovení a porovnání obsahu Cs-137 a K-40 v různých druzích lesních plodů, které byly nasbírány ve vybraných lokalitách Šumavy, kde došlo k významné kontaminaci radioaktivním spadem po havárii JE Černobyl.

Šumava patří k oblíbeným oblastem, která je navštěvována nejen za účelem rekreace, ale i sběru lesních plodů. Výsledky měření byly porovnány s lokalitami, kde nedošlo k významnějšímu radioaktivnímu spadu.



# 1 SOUČASNÝ STAV

Česká republika (dále jen „ČR“) má dva hlavní zdroje, které zapříčiňují kontaminaci cesiem-137. Jedním zdrojem je havárie JE Černobyl na Ukrajině a druhým zdrojem jsou zkoušky jaderných zbraní, prováděné v 50. a 60. letech minulého století. Od havárie JE v Černobyli, roku 1986, se provádí pravidelné měření lesních plodin a přidružených složek lesního ekosystému sledováním v rámci radiační monitorovací sítě. V ČR patří sběr lesních plodů k oblíbeným volnočasovým aktivitám a zejména k finančnímu přivýdělku, což přispívá k dalšímu významnému zdroji vnitřní kontaminace (Hölgge a Malátová, 2011).

## 1.1 Ionizující záření

Ionizující záření je proud hmotných částic nebo fotonů elektromagnetického záření, jenž má schopnost ionizovat atomy v prostředí nebo emitovat jejich jádra. Může vznikat uměle jako průvodní jev při jaderných reakcích, v urychlovačích částic, v rentgenkách a jedná se tedy o umělý zdroj. Běžně v přírodě se vyskytují také přírodní zdroje ionizujícího záření, jedná se především o složky kosmického záření a radionuklidů, vyskytujících se v horninách, ovzduší, vodě a v organismech (Hušák et al., 2000).

Dále rozlišujeme ionizující záření dle charakteru, a to na záření přímo ionizující a záření nepřímo ionizující. Přímě ionizující záření tvoří nabitě částice (protony, elektrony, pozitrony a částice  $\alpha$ ,  $\beta$ ), které mají dostatečnou kinetickou energii k vyvolání ionizace. Oproti tomu nepřímo ionizující záření je tvořeno nenabitými částicemi, které samy nedokážou ionizovat prostředí. Ovšem při interakci uvolňují sekundární, přímo ionizující částice, které následně ionizují prostředí (Navrátil et al., 2011).

Korpuskulární (částicové) ionizující záření je charakterizováno elektrickým nábojem, klidovou hmotností a kinetickou energií. Dle hmotnosti částice dělíme na těžké (protony, neutrony, částice  $\alpha$ ), středně těžké (mezony) a lehké (positrony, elektrony). Fotonové ionizující záření má vlastnosti nejen elektromagnetického vlnění, ale i částic s nulovou hmotností. Fotonové záření rozlišujeme na  $\gamma$  záření a rentgenové záření, které jsou z fyzikálního hlediska podobné, ovšem liší se svou vlnovou délkou

a místem, kde vznikají. Záření  $\gamma$  vzniká v atomovém jádře a interakcí elektronu z obalu s těžkými atomy v materiálu anody vzniká rentgenové záření (Navrátil et al., 2011).

Alfa záření je složeno ze dvou protonů a dvou neutronů, a tím se vytváří heliové jádro. Vzhledem k tomu, že tyto čtyři nukleony mají velkou vazebnou energii, chová se jejich seskupení jako jedna částice. Částice alfa mají velkou hmotnost a poměrně velký elektrický náboj, čímž dochází k velkým ztrátám energie při průchodu absorbujícím prostředím. Alfa částice mají vysokou specifickou lineární ionizaci. Protože ionizační ztráty jsou velké, dolet částic alfa je velmi malý. Přibližně polovina energetických ztrát ionizujících alfa částic připadá na ionizaci samotnou a polovina na excitaci atomů do prostředí. Při dopadu na kůži se alfa záření absorbuje již v horních vrstvách epidermis a není tedy při vnějším ozáření příliš nebezpečné. Ovšem při vnitřní kontaminaci se energie částic alfa absorbuje v malém objemu do tkáně, a proto působí biologicky negativně (Navrátil et al. 2011).

Beta záření vzniká při štěpení atomových jader a jeho částice jsou stejné jako orbitální elektrony, které mají záporný náboj. Alfa i beta částice mohou svou energii předávat elektronům v orbitalech. Beta záření má však i druhý způsob, kterým interaguje s hmotou, a to brzdným zářením. Brzdné záření je elektromagnetické vlnění vznikající při zabrzdění pohybujícího se elektronu v elektrostatickém poli atomového jádra následkem coulombovské interakce. Při zabrzdění elektronu je uvolněno elektromagnetické vlnění v původním směru jeho pohybu a jeho intenzita je přímo úměrná protonovému číslu absorbujícího materiálu a energii elektronů. Beta částice jsou relativně velmi malé a lehké, proto jsou při průchodu hmotným prostředím velmi často rozptylovány pouze s malými ztrátami energie a jejich dráha tak může být značně klikatá (Österreicher a Vávrová, 2003).

Neutrony jsou elektricky neutrální částice, které se nacházejí v jádrech atomu spolu s protony. Neutron má několik možných způsobů interakce např. záchytem neutronu, odrazem od jádra a střetem s jádrem, při kterém se jádro rozštěpí. U záchytu neutronu dochází ke vzniku nestability v jádře, což způsobuje další radioaktivní rozpad. Tento mechanismus se uplatňuje v epicentru jaderného výbuchu. Při střetu neutronu s jádrem se neutron odrazí a dojde k uvolnění nadbytečné energie fotonů, formou gama záření

(Österreicher a Vávrová, 2003).

### ***1.1.1 Radioaktivní přeměna***

Atom je základem každé hmoty a je tvořen obalem a jádrem, které jsou tvořeny protony, neutrony a elektrony, přičemž elektrony se pohybují kolem jádra ve vymezených drahách v obalu. Jádro je tvořeno protony a neutrony, jinak nazývané také nukleony. Stabilitu chemických prvků určuje složení atomového jádra (Pejchal et al., 2013).

Nuklidem označujeme atom se stejným počtem protonů i neutronů. Nuklidy se rozdělují do dvou skupin, a to na stabilní a nestabilní. U stabilních nuklidů je nekonečná doba života a u nestabilních nuklidů dochází k tzv. radioaktivní přeměně a tyto nuklidy jsou nazývány radionuklidy (Musílek, 2000).

Hmotnostní (nukleonové,  $A$ ) a protonové (atomové,  $Z$ ) číslo, které nám následně udá počet elektronů v atomovém obalu, závisí na počtu protonů a neutronů v jádře. Odečtením protonového čísla od hmotnostního získáme počet neutronů v jádře atomu a pokud je počet nuklidů shodný s počtem protonů nazýváme tyto nuklidy jako izotopy (Navrátil et al. 2011).

### ***1.1.2 Účinky ionizujícího záření na organismus***

Účinky ionizujícího záření na organismus se liší podle dávky záření, kterému byl organismus vystaven a podle zdravotního stavu. Tyto účinky se rozdělují na ty, které mají charakter terapeutický a toxický. Projev toxických účinků trvá i několik let (Bhattacharya a Asaithamby, 2016).

U organismu, který byl vystaven dávce toxického ionizujícího záření se předpokládá projev deterministických nebo stochastických účinků. U stochastických účinků roste míra s dávkou, ale nezáleží na velikosti této dávky, protože jakékoli ozáření má pravděpodobnost vzniku „pozdějších“ účinků. Stochastické účinky se projevují genetickými změnami i v pozdějších generacích a nádorovým onemocněním indukované ozářením (Kuna a Navrátil, 2005).

Deterministický účinek a jeho projev roste s nárůstem získané dávky a tyto účinky

můžeme vyloučit, pokud nedošlo k překročení určité prahové dávky. Mezi deterministické účinky řadíme akutní nemoc z ozáření, akutní radiační poškození kůže, negativní účinky na plod a pokles fertility (Kuna a Navrátil, 2005).

## 1.2 Vybrané veličiny a jednotky v oblasti ionizujícího záření

**Aktivitou (A)** charakterizujeme množství radioaktivní látky u radioaktivních zdrojů, tedy touto veličinou určujeme počet radioaktivních přeměn (dN) za určitý časový interval (dt) v dané látce.

$$A = dN/dt$$

Jednotkou aktivity je becquerel (Bq), pokud se jedná o jednotku hmotnosti zářiče, tedy o měrnou aktivitu, jednotkou bude  $Bq.kg^{-1}$ . U zdrojů lineárních bude jednotka  $Bq.m^{-1}$ , u plošných zdrojů to bude  $Bq.m^{-2}$  a u zdrojů objemových  $Bq.m^{-3}$  (Hušák et al., 2000).

**Absorbovaná dávka (D)** se užívá při vyhodnocení účinku ionizujícího záření na látku. Její jednotkou je gray (Gy). 1 Gy absorbované dávky odpovídá energii (dε) 1 Joulu, absorbovanou 1 kilogramem látky (dm).  $1Gy = 1 J.kg^{-1}$  (Pejchal et al., 2013).

$$D = dε/dm$$

**Ekvivalentní dávka (HT)** nám poskytuje informace o absorbované dávce, kdy se jedná o součin radiačního váhového faktoru ( $W_r$ ) a absorbované dávky (D) a zároveň nám zohledňuje typy záření (R) a jeho biologickou účinnost ve tkáních a orgánech (T). Jednotkou je sievert (Sv), kdy jednotka D odpovídá energii 1 J absorbovaného 1 kg látky.  $1 Sv = 1 J.kg^{-1}$  (Pejchal et al. 2013).

$$H_T = W_r * D_{T,R}$$

**Radiační váhový faktor ( $W_R$ )** udává, kolikrát je daný druh záření biologicky účinnější než záření fotonové – X nebo gama. Používá se pro účely radiační ochrany a radiobiologie pro každý druh záření, jelikož každé záření má rozdílnou biologickou účinnost. Vyjadřuje, bez ohledu na to, o kterou tkáň jde, míru účinku. Hodnota  $W_R$  roste při zvýšené hodnotě lineárního přenosu energie (Pejchal et al., 2013).

**Efektivní dávka (E)** se rovná součtu všech ekvivalentních dávek a v orgánech

a tkáních. Jednotkou je 1 sievert (Hušák, 2005). **Tkáňový váhový faktor ( $W_T$ )** se užívá pro vyhodnocení rizik stochastických účinků. Hodnoty  $W_T$  byly stanoveny experimentálně pro tkáň nebo orgán a vyjadřují nám míru rizika vzniku stochastických účinků (Pejchal et al., 2013)

$$E = \sum_T w_T H_T$$

**Relativní biologická účinnost (RBU)** je veličina, která nám usnadňuje interpretaci, při účincích jednotlivých druhů záření na tkáň, účinek však závisí nejen na absorbované dávce, ale i na druhu záření (Pejchal et al., 2013).

### 1.3 Cesium a draslík

**Cesium-133**, který se nachází v přírodě je měkký, stříbřitě šedý kov, jehož přírodním zdrojem je především vzácný nerost polucit. Rudy polucitu můžeme nalézt v severní Americe, poblíž Maine a Jižní Dakoty, které obsahují asi 13 % oxidu cesného. I přesto, že cesium je kov, taví se už při teplotě 28 °C a při mírných teplotách se jedná o kapalný kov. Cesium stejně jako většina alkalických kovů reaguje třeskavě po kontaktu se studenou vodou (ANL, 2001).

Cesium má jedenáct hlavních radioaktivních izotopů, ovšem jen tři jsou s dlouhým poločasem rozpadu. Jedná se o Cs-134, Cs-135 a pro nás nejvýznamnější Cs-137. Jeho poločas rozpadu je asi 30 let a výsledným produktem se baryum-137 (dále jen „Ba-137“), které je metastabilní, a k jeho stabilizaci dochází emitováním gama záření. Poločas rozpadu Ba-137 je 2,6 minut a vzniká zde nebezpečí zevního ozáření (ANL, 2001).

Cs-137 patří k nejběžnějším produktům štěpení u thoria, uranu a plutonia, z nichž je výtěžek cesia-137 asi 6 %. Díky tomu je ve vyhořelém palivu vysoké procento Cs-137 a další velké množství můžeme nalézt na místech, kde došlo ke kontaminaci po jaderných haváriích. Z toho důvodu jsou zamořené regiony na více, jak jednu celou generaci neobyvatelné, a zůstávají lidem nebezpečné (Wessells, 2012).

Díky svému dlouhému poločasu rozpadu v kombinaci s vysokou radioaktivitou řadíme Cs-137 k nebezpečným produktům štěpení, které je více chemicky reaktivní nežli většina přechodných kovů, které pocházejí ze štěpných reakcí. Jako alkalický kov

je elementární cesium elektropozitivní a je snadno oxidováno vodou. Z toho plyne velké nebezpečí při jaderných nehodách, protože po úniku elementárního cesia může dojít ke kontaminaci vodních zdrojů a všeobecně ke kontaminaci vodních toků (Wessells, 2012).

Radioaktivní cesium se v přírodním ekosystému pohybuje jinak v suchozemském a ve vodním prostředí. Tento rozdíl se poté projevuje jeho rozptylem v živých organismech. Obě tato prostředí byla již v minulosti zasažena kontaminací Cs-137, avšak vodní ekosystém je silně ovlivňován suchozemským, odkud dochází k přenosu většího množství, při oplachování zemského povrchu a transportu do podzemních vod. Odtud se dostává do kořenového systému rostlin, stromů a mycelií hub, kterými se živí drobná i vysoká zvěř a samozřejmě lidé. Tím dochází k jeho vstupu do lidského organismu, kde může působit na naše zdraví (Masarukey et al., 2016).

Cs-137 nemůžeme nalézt v přírodě jako radioaktivní izotop, ale patří k významnému antropogennímu radionuklidu, tedy uměle vytvářenému při jaderných reakcích v jaderných elektrárnách, s příliš „krátkým“ poločasem rozpadu (Daraoui et al., 2016).

Cs-137 významně přispívá k ozáření v důsledku jaderných havárií a testování jaderných zbraní v atmosféře. Jeho výzkumem můžeme zmírnit působení Cs-137 při dalších jaderných haváriích (Wessells, 2012).

**Draslík** je chemický prvek, měkký, stříbrně bílý kov, který se nachází v rostlinných a živočišných formách, kdy v organismu zajišťuje řadu funkcí. Přírodní draslík má tři izotopy a to K-39, K-40 a K-41, kdy K-40 je jediným radioaktivním ze všech tří izotopů s poločasem rozpadu 1,248 miliardy let. Při přeměně vysílá draslík elektronové beta záření s maximální energií 0,560 MeV nebo gama záření o síle 1,461 MeV (Palmer a Clegg, 2016).

K-40 je sedmým nejrozšířenějším prvkem v zemské kůře a je to také šestý nejpočetnější prvek v oceánu. Je přítomný v minerálních i slaných vodách, najdeme jej také v nerostech jako je živec, karnalit, ledek sylvinit a glaukonitický pískovec. Patří k důležitým složkám úrodných půd. Pro rostliny je to jedna ze základních živin (Peterson, 2007).

Jak bylo řečeno, je to velmi měkký kov a to natolik, že jej můžeme krájet nožem. Draslík patří k nejvíce reaktivním kovům v přírodě a vytváří mnoho sloučenin, se kterými se můžeme běžně setkat (Peterson, 2007).

Draslík se do těla dostává v pitné vodě, konzumací potravin a dýchacími cestami. Je také důležitý pro udržování biologických procesů v těle, koncentrace draslíku u člověka vážícího 70 kg je 3 500 mEq (miliiekvivalent K-40 v těle). Draslík se po požití rychle dostává z trávicího traktu do krevního řečiště a odtud se rychle distribuuje do orgánů a tkání. Z těla se vyloučí za 30 dní. Hlavními odpovědnými orgány za homeostázu draslíku v těle jsou ledviny, přičemž přibližně 90 % draslíku se vyloučí močí a jen 10 % gastrointestinální cestou (Palmer a Clegg, 2016).

Vzhledem k tomu, že je K-40 všudypřítomný, má svůj podíl na dávce ozáření, které lidský organismus přijímá. Koncentrace K-40 se snižuje s postupem věku, obecně je nižší u žen než u mužů a může klesat s indexem tělesné hmotnosti. Pro muže je průměrná roční efektivní dávka 0,149 mSv a pro ženy 0,123 mSv. V průměru u obou pohlaví je roční efektivní dávka 0,136 mSv (CNS, 2010).

Draslík a cesium jsou si z chemického hlediska podobné. Po vstupu do těla se cesium chová podobně jako draslík a dochází k jeho distribuci v organismu. Pro porovnávání výsledků se při měření cesia měří i draslík (Čadová et al., 2017).

#### **1.4 Zdroje Cs-137**

Jak už bylo v předešlých podkapitolách zmíněno, člověk se neustále dostává do kontaktu s radioaktivními zdroji záření, které jsou důvodem expozice obyvatelstva. K velmi diskutovaným tématům patří především zdroje umělé, tedy vytvořené člověkem. Umělé zdroje záření využíváme především za lékařským účelem, k získávání tepla a energie. Využívají se však i jako zbraně, které mají ohromnou ničivou sílu. Zdroje umělého záření vznikají v JE, v rentgenkách, a v urychlovačích částic (Hůlka, 2000).

Přírodní zdroje nás obklopují na každém kroku, setkáváme se s nimi v našich domovech ve formě radonu, venku při slunečném dni, nebo při posezení v parku, kde nás obklopují radionuklidy v zemi. Přírodní zdroje rozdělujeme na kosmické záření,

sluneční záření a přirozené radionuklidy (Pejchal et al., 2013).

Zdroje ionizujícího záření se dnes využívají v mnoha odvětvích lidské činnosti, a to ve zdravotnickém, energetickém a zbrojním průmyslu. I přesto, že JE dnes již představují nezastupitelnou úlohu v energetickém průmyslu, představují také riziko vzniku radiačních havárií (Pejchal et al., 2013). Jako příklad z minulosti můžeme uvést havárii 4. bloku JE Černobyl v roce 1986, nebo havárii JE Fukušima Daiichi v roce 2011. Tyto nehody se staly zdroji rozsáhlé kontaminace životního prostředí Cs-137 i jiných radionuklidů. K dalším zdrojům ionizujícího záření patří testy jaderných zbraní prováděné v 50. a 60. letech 20. století. (Thomas et al., 2003).

#### ***1.4.1 Havárie jaderné elektrárny Černobyl***

Dne 26. dubna 1986 v brzkých ranních hodinách došlo k výbuchu 4. bloku Černobylské jaderné elektrárny a tato havárie se následně zapsala do historie jako jedna z největších havárií jaderných zařízení. Po explozi reaktoru a při následném požáru, který trval od 26. dubna až do 10. května 1986, uniklo velké množství radionuklidů do životního prostředí a téměř na celé severní polokouli se naměřila jejich stopová množství. Zatajování informací ze strany sovětských orgánů způsobilo v mnoha zemích značné obavy a někde až paniku, která přetrvává dodnes (IAEA, 2006).

Jaderná elektrárna Černobyl leží na řece Pripjat' a 2 km od města Pripjat'. 20 km jižně se nachází hranice Běloruska a 130 km severně leží hlavní město Ukrajiny Kyjev. S výstavbou 1. bloku jaderné elektrárny se započalo roku 1970, přičemž poslední 4. blok byl dokončen roku 1979. Všechny reaktory užívané v Černobyli byly typu RBMK s výkonem 1000 MW (Lallanilla, 2013).

Dne 25. dubna 1986 bylo zahájeno odstavení 4. bloku z provozního výkonu s ohledem na plánovanou opravu. Před odstavením měl být proveden test reaktoru, který měl za cíl otestovat funkci nového regulátoru magnetického pole rotoru a ověřit, zda bude turbogenerátor po rychlém uzavření přívodu páry do turbín schopen při svém setrvačném doběhu ještě 40 vteřin napájet proudem čerpadla havarijního chlazení. Tento test prováděli elektrotechnici i přesto, že jej měli provádět specialisté na provozní režimy a jadernou bezpečnost (Drábová et al., 2001).



Experiment začal podle plánu 25. dubna v 1 hodinu odpoledne snižováním výkonu reaktoru na polovinu, kdy následně došlo k odstavení prvního turbogenerátoru a jeho odpojení od systému havarijního chlazení. K pokračování experimentu nedošlo kvůli žádosti energetického dispečinku a test byl pozastaven na 9 hodin. Systém havarijního chlazení však zůstal odpojen a došlo tak k porušení podmínek provozu. Po 9 hodinách došlo ke změně směny, která nebyla plně připravená, k provedení experimentu. Nová směna od 23:10 pokračovala ve snižování výkonu a chybou jednoho z operátorů došlo k prudkému snížení výkonu reaktoru, a to až na 30 MWt. Při takovém provozu dochází k velkému nárůstu koncentrace Xe-133 (xenonová otrava). Ve chvíli takto prudkého poklesu výkonu měl být experiment okamžitě ukončen a reaktor odstaven, ale bylo rozhodnuto o jeho pokračování (Lallanilla, 2013).

Systém regulace reaktoru se bránil otravě vytahováním regulačních tyčí z aktivní zóny, a to způsobilo nárůst výkonu na 200 MWt. Tím se reaktor stabilizoval, současně se však snížila i reaktivita. Při snížení vývinu páry v reaktoru nastal pokles tlaku a hladiny vody v separátorech. V reakci na to operátor zablokoval antihavarijní ochranu chlazení aktivní zóny ve snaze dokončení experimentu, ale tím se dopustil osudové chyby (Drábová et al., 2001).

26. dubna v 1:22 operátoři nechali vypsát počítačové vyhodnocení stavu reaktoru, a tak zjistili, že v aktivní zóně počet regulačních tyčí neodpovídá povoleným hodnotám. Po tomto zjištění měli okamžitě reaktor odstavit. I přes předchozí hrubé chyby se dalo havárii předejít, ale bylo rozhodnuto o pokračování experimentu. K šesti pracujícím cirkulačním čerpadlům se přidali i další dvě záložní, přestože pro chlazení aktivní zóny i za běžného provozu stačilo šest čerpadel. Připojením záložních cirkulačních čerpadel se operátor pokoušel zajistit dostatečné chlazení aktivní zóny i po experimentu, kde měly čtyři hlavní cirkulační čerpadla sloužit jako elektrická zátěž dobíhajícího turbogenerátoru (Drábová et al., 2001).

Při zvýšení průtoku chladiva aktivní zónou však došlo ke snížení obsahu páry v chladivu a tím nastal další pokles reaktivity. Na tento pokles reagoval systém regulace výkonu dalším vytažením regulačních tyčí a v reaktoru místo 30 tyčí zůstalo 6 až 8 tyčí, což bylo v naprostém rozporu s předpisy. Reaktor se stal velmi nestabilním, i velmi

malá změna teploty nebo tlaku chladiva vyvolaná v takovém stavu, mohla způsobit velké změny v obsahu páry a tím i velké změny výkonu (Drábová et al., 2001).

1:23 udělali operátoři poslední chybu, zablokovali havarijní signál, který by po uzavření přívodu páry na turbínu automaticky odstavil reaktor. Chtěli si pojistit možnost zopakování testu, kdyby se neprokázalo prodloužení doby dodávky energie od turbogenerátoru. Nutno dodat, že stále byl vypnutý systém havarijního chlazení aktivní zóny, aby se tak vyhnulo jeho zásahu v průběhu experimentu (Drábová et al., 2001).

Experiment začal uzavřením rychlouzavíracího ventilu turbogenerátoru a reaktor pracoval dál na výkonu 200 MWt. Při snížení výkonu čtyř hlavních cirkulačních čerpadel od dobíhajícího turbogenerátoru vedlo k podstatnému snížení průtoku chladící vody reaktorem, a tak začala růst její teplota i tlak. Reaktor, který byl už silně nestabilní, se stal ještě nestabilnějším a do katastrofy zbývalo několik málo vteřin. Minutu po zahájení experimentu, tedy ve 1:24, otrásly 4. blokem postupně dva výbuchy, kdy při prvním výbuchu pára z reaktoru zvedla a odsunula horní betonovou desku reaktoru o váze 1 000 t. Druhá exploze následovala o dvě až tři sekundy později. (Drábová et al., 2001)

O necelou hodinu později byl lokalizován požár na 4. bloku a o další tři hodiny později byl uhašen, čímž se zabránilo rozšíření požáru na další bloky. Během výbuchu zahynuli dva pracovníci, dalšími oběťmi byli hasiči, kteří hasili vzniklý požár, zemřeli později na nemoc z ozáření (Drábová et al., 2001).

Výbuch a požár měly za následek únik více než  $10^{19}$  Bq radioizotopů včetně jodu-131 (I-131), jodu-132 (I-132), jodu-133 (I-133) a telluru-132 (Te-132). Jednalo se o největší únik jodu do životního prostředí, přičemž šlo o odlišnou radiační expozici obyvatelstva, než které byli vystaveni obyvatelé Japonska po výbuchu atomové bomby (Thomas et al., 2003).

Únik radioaktivních látek probíhal postupně. První den uniklo asi 25 % z celkového množství a zbytek unikal přes 9 dní. Složení radionuklidů a jejich fyzikální a chemická forma se lišily s ohledem na fáze havárie. Jako první se do ovzduší dostalo během výbuchu palivo, poté při požáru reaktoru a jeho vysokých teplotách unikaly těkavé radionuklidy. Tento požár byl hašen zasypáváním borem, olovem a dolomitem, které

měly vliv na složení uniklých radionuklidů (Lallanila, 2013).

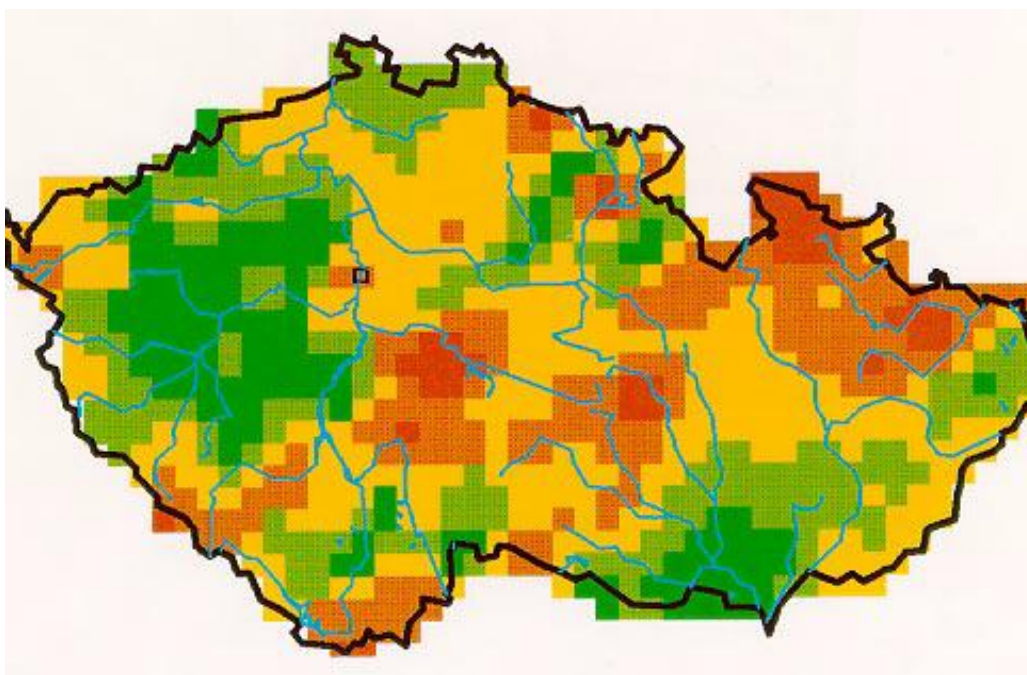
Radioaktivní látky se díky výbuchu dostaly až do výšky 1 500 metrů, kde je následné poryvy větru začaly rozšiřovat. Nejprve do západní části SSSR směrem na Finsko a Švédsko, poté se však vítr obrátil a radioaktivní mrak se dostal nad střední Evropu, tedy i nad tehdejší Československo. K velikosti depozice přispívaly i dešťové srážky v době přechodu radioaktivního mraku nad územím (Drábová et al., 2001).

Po havárii na místech radioaktivního spadu docházelo ke kontaminaci organismu především inhalací (vdechnutím) a ingescí (požitím) radionuklidů jodu. Jod se v lidském těle soustřeďuje především ve štítné žláze, kde se také soustřeďuje požitý nebo inhalovaný radioaktivní jod, který následně způsobuje vnitřní kontaminaci a stochastické účinky (Thomas et al., 2003).

Radioaktivní spad po havárii Černobylské jaderné elektrárny kontaminoval plochu o rozloze 200 000 km<sup>2</sup>. Následující roky bylo měřením na území ČR prokázáno zvýšené množství radioaktivního Cs-137 a stroncia-90 (dále jen „Sr-90“) v houbách a v lesních plodech, které kontaminoval především atmosférický spad a mokrá depozice. V ČR byla průměrná hodnota naměřeného atmosférického spadu 5,7 kBq.m<sup>-2</sup> (Kubějová, 2012).

Po havárii černobylského reaktoru přijala ČSSR několik opatření, která měla zamezit depozici radionuklidů uniklých z poškozeného reaktoru. K těmto opatřením například patřila omezení ve zpracování mléka, zkrápění ulic, regulace potravin s vyšším obsahem radionuklidů a byla také dočasně zastavena výroba léčiv z hovězích štítných žláz. Podle postupného měření bylo odhadem zjištěno, že obdržená efektivní dávka obyvatelstvem činila 0,6 mSv pro rok 1986, ovšem současné odhady hovoří o 0,26 mSv. Opatření přijatá v roce 1986 lze brát jako adekvátní, zvolená opatření nijak nezasahovala do běžného života občana (Malátová, 1996).

Následky po havárii 4. bloku JE Černobyl jsou v životním prostředí patrné dodnes, avšak nejen v životním prostředí, ale i na současné populaci. Tato havárie nám ukázala riziko, jaké jaderné elektrárny mohou mít a vytvořila strach ze síly, kterou nemůžeme zcela ovládat.



Obrázek 1: Depozice Cs-137 na území ČR

Zdroj: Drábová et al., 2001

#### ***1.4.2 Havárie JE Fukušima***

11. března 2011 v odpoledních hodinách došlo k velmi silnému zemětřesení o síle 9 stupňů a k následné tsunami, které zasáhly pobřeží prefektury Miyagy v Japonsku. Zemětřesení a tsunami zasáhly čtrnáct reaktorů ve čtyřech JE umístěných podél Tichého oceánu na severovýchodě Japonska. Jednalo se o JE Onagawa (3 reaktory), Tokai Daini (1 reaktor), Fukušima Daini (4 reaktory) a Fukušima Daiichi (6 reaktorů).

V době zemětřesení byly reaktory 4-6 ve Fukušimě Daiichi mimo provoz, zbylé reaktory se během zemětřesení automaticky zastavily a došlo k ochlazování reaktorů z náhradních zdrojů elektrické energie. Po vyřazení veškerých náhradních zdrojů elektrické energie se reaktor začal zahřívat a odpařující se voda, která měla sloužit k chlazení reaktoru, zvýšila tlak. To vedlo k pozdější explozi vodíku, který se dostal do kontaktu s kyslíkem. Následně došlo ke kontaminaci životního prostředí uniklými radionuklidy. Jednalo se o druhou největší havárii JE v historii (Baba, 2013).

### ***1.4.3 Testování jaderných zbraní***

Jaderné zbraně jsou druhým zdrojem Cs-137 na našem území. Od roku 1945 proběhlo více než 2 000 testů jaderných zbraní, kvůli poznatkům o jejich síle a účinnosti. Testy se prováděly především pro výzkumné účely, které měly za cíl otestovat je v nejrůznějších prostředích, podmínkách a časech. Data získaná z těchto testů přispěla ke zdokonalení jaderných zbraní, ale také svým působením zvýšila expozici obyvatelstva a přírody (Bergvist a Ferm, 2000).

Vše začalo projektem nazvaným Manhattan přijatým roku 1942 armádou Spojených států amerických, který měl za cíl vývoj a využití jaderných zbraní. Během tří let se podařilo vědcům podílejícím se na tomto projektu vynalézt a sestrojít tři bomby, jednu testovací a dvě, které zasáhly japonská města Hirošimu a Nagasaki (Reed, 2014).

Při pozdějším pátrání po projektu Manhattan se zjistilo, že do projektu bylo investováno přes 1,9 miliard dolarů a zapojeno víc jak 500 000 tisíc dělníků, laborantů, vědců, kteří většinou ani netušili, na jakém projektu se ve skutečnosti podíleli. Projekt Manhattan patřil k jednomu z neutajovanějších projektů, který neměl obdoby, a díky kterému vyvstaly nové otázky ohledně bezpečnosti států a jejich obyvatel (Reed, 2014).

Všeobecně patří jaderné zbraně ke zbraním hromadného ničení a fungují na principu nekontrolované řetězové reakce jader uranu-235 a plutonia-239. Do jaderných zbraní řadíme i vodíkové neboli termonukleární zbraně, které svou energii získávají sloučením lehkých jader (Murray, 2001).

Jak bylo již dříve řečeno, jaderné testy se rozlišovaly podle velikosti nálože a podle místa konání testu. Testování podle velikostí náloží se řídila podle mohutnosti výbuchu, který se zpětně převáděl do několika kategorií. Mohutnost se určovala v kilotunách (zkr. kt) nebo v megatunách (zkr. Mt), kdy pro ekvivalent výbuchu byla nálož TNT (trinitrotoluenu). Testy podle místa konání můžeme rozdělit do dvou hlavních kategorií, a to atmosférické a podzemní testy, které se prováděly nejčastěji. K dalším místům testování patřily i testy na vodní hladině, pod hladinou, ve vysoké atmosféře a pozemní testy (Bergvist a Ferm, 2000).

**Atmosférické testy** se odehrávají na povrchu, na mořské hladině, ve vzduchu, nebo

ve vysokých atmosférických vrstvách. Při konání atmosférického testu se jaderná nálož umísťuje na zemi, věži, svrhává se z letadla nebo balónu. Při těchto testech se vytváří možnost modelového válečného konfliktu, při kterém by se přistoupilo k využití jaderných zbraní. Atmosférické testy prováděli především USA, Sovětský svaz a Velká Británie, a to až do roku 1963, kdy přišla smlouva o zákazu provádění těchto testů (Bergvist a Ferm, 2000).

**Podzemní testy** jaderných zbraní se provádějí v podzemí v tunelech nebo hlubokých šachtách v rozdílných hloubkách. Podle síly nálože, bylo zařízení umístěno do určité hloubky a následně zasypáno, aby se tak předešlo úniku radioaktivního spadu. Po smlouvě zakazující jaderné zkoušky z roku 1963, které probíhaly v atmosféře, ve vesmíru a pod mořskou hladinou, se jedná o jediné testy, které jsou do dnes povoleny provádět. Vzhledem k nízkému riziku kontaminace vzdálených lokalit radioaktivním spadem, se toto riziko soustřeďuje čistě kolem místa testu. Ovšem u těchto testů plynou i nebezpečí, a to např. ze seizmické aktivity, která po odpalu nastane, nebo z úniku radioaktivního materiálu a k následné kontaminace povrchu a uvolnění do atmosféry (Bergvist a Ferm, 2000).

Testy **provádějící se na vodní hladině**, se podobají pozemnímu testu. Při těchto testech nevznikají větší kvanta radioaktivního spadu, ale obrovské množství páry. Navíc při odpalu dochází k silné a rychlé rázové vlně, která se podobá vlně tsunami (Murray, 2001).

Testy jaderných zbraní prováděné **pod mořskou hladinou**, tedy podmořské testy, se využívaly ke zjištění účinků po nárazu do námořních plavidel a do ponorek. Při těchto testech se zjistilo, že během výbuchu jaderné nálože vytváří obrovské kvantum radioaktivních par, které mohou následně kontaminovat okolí a uvolňovat se do atmosféry, z čehož plynulo největší nebezpečí (Fener a Gosling, 2006).

Testování zbraní **ve vysoké atmosféře** se provádělo ve více než 50 kilometrech nad zemským povrchem, u kterého docházelo k vytvoření elektromagnetického pulzu, tak silného, že došlo k narušování magnetosféry, což způsobovalo kolaps telekomunikačních sítí a rozsáhlé poruchy na elektronických zařízeních (Murray, 2001).

**Pozemní testování** jaderných zbraní probíhalo odpálením jaderné nálože na zemi,

kde během odpalu docházelo k nasávání radioaktivního materiálu, jenž se díky typickému „atomovému hříbu“ a síle výbuchu mohl rozptýlit do velké vzdálenosti od místa odpalu a ovlivňovat tím vzdálené okolí, tím se stal tento typ testů nevhodným pro podobné zkoušky jaderných zbraní (Bergvist a Ferm, 2000).

K prvnímu testu jaderné zbraně došlo 16. července roku 1945 na poušti v Novém Mexiku. Jednalo se o první pozemní test, kdy byla odpálena jaderná nálož o síle 21 kt. Test probíhal před rozbřeskem a svědci, kteří se testu zúčastnili, jej popisovali jako východ slunce, kterým byli pozorovatelé oslepeni až na 10 kilometrů. Tento východ slunce byl také doprovázený ohromným sloupcem kouře, který se vytvaroval do tvaru hříbu a dosáhl výšky skoro 8 kilometrů (Fehner a Gosling, 2006).

Kráter, který se vytvořil následně po výbuchu byl hluboký 10 metrů a v průměru měl 400 metrů. V tomto kráteru bylo také naměřeno velké množství radioaktivity. Atomový hřib, jak se začalo sloupci kouře přezývat, nesoucí radioaktivní spad se začal až po hodině postupně rozptylovat na sever a severovýchod do vzdálenosti až 90 kilometrů. Během toho bylo zasaženo několik rančů, přestože jejich obyvatelé obdrželi vyšší dávky, objevila se pouze malá povrchová zranění. Naopak tomu u zasažených hospodářských zvířat se objevily těžké povrchové popáleniny, krvácení a výpadky srsti. Po tomto testu vydal zdravotnický důstojník Groves, že pro nebezpečnost pozemního testování jaderných zbraní, bude místo pro podobný test vybráno příště minimálně na 250 kilometrů od nejbližší obytné zóny (Fehner a Gosling, 2006).

Tři týdny po provedení těchto testů došlo 6. srpna 1945 ke svržení první atomové bomby ve válečném konfliktu, a to na japonské město Hirošima Spojenými státy, bomba byla pojmenována Little Boy (Chlapík) a jednalo se o uranovou nálož. Další atomová bomba byla shozena o tři dny později, 9. srpna na japonské město Nagasaki. Byla to plutoniová bomba, která nesla jméno Fat Man (Tlouštík). 6 dní po svržení těchto dvou bomb Japonsko kapitulovalo (Fehner a Gosling, 2006).

Během studené války se jaderné zbraně staly stavebním kamenem strategie, o které se toho vědělo příliš málo, proto mnoho zemí přistoupilo k testování jaderných zbraní za účelem poznání jejich účinků. Země jako Spojené státy americké, Sovětský svaz,

Velká Británie, Francie, Čína, Indie, Pákistán a Severní Korea. I přesto, že během studené války mezi sebou soupeřili především Spojené státy a Sovětský svaz, ostatní země testovaly své jaderné zbraně bez ohledu na vítěze (Fehner a Gosling, 2006).

V období testování byly naměřeny nejvyšší hodnoty atmosférického spadu, který se tvořil uvolněnými radionuklidy během výbuchu i po něm. Tyto radionuklidy měly za následek kontaminaci přírodního ekosystému a lidské populace. K hlavním radionuklidům, které byly uvolňovány při výbuchu byly dva produkty uranového štěpení a to Cs-137 a Sr-90, které se dostávaly do životního prostředí (Kubějová, 2012).

Smlouva o kompletním zákazu testování jaderných zbraní byla podepsána v roce 1996 avšak ještě dlouho poté nedošlo k její ratifikaci (Bergvist a Ferm, 2000).

### **1.5 Kontaminace lesních plodů**

Kontaminaci lesních plodů můžeme rozdělit na přímou a nepřímou. K přímé kontaminaci dochází při zachycení radionuklidů na povrchu plodů a při následné absorpci a jejich zadržení v pletivu plodů. Při přímé kontaminaci plodů závisí na anatomii rostlinného druhu, vývojového stádia rostliny i vlastností plodů a času, který uběhl od kontaminace. K záchytu radionuklidů na plodech dochází formou suchého spadu z atmosféry či mokrou depozicí, kdy jsou radionuklidy součástí vodního roztoku nebo aerosolu (Carini a Bengtsson, 2001).

Plod je rostlinným orgánem u krytosemenných rostlin, který obsahuje semena. K jeho funkcím patří výživa a ochrana semen a také jejich rozšiřování. Po určitou dobu jsou rostlinné plody součástí rostliny a po dozrání se oddělují. Do krytosemenných rostlin řadíme např. jahodník obecný, ostružiník maliník (dále jen „maliny“), ostružiník křovitý (dále jen „ostružiny“), růže šípková, trnka obecná, brusnice brusinka a brusnice borůvka (dále jen „borůvky“), (Jelínek a Ticháček, 2006). Při procesu, kdy jsou již plody vytvořeny, mohou skrze svou pokožku být vystaveny kontaminaci přímým atmosférickým spadem nebo nepřímo, a to předtím, než se plody vytvoří přes nadzemní nebo podzemní kontaminaci rostliny. Když začne kontaminovaná rostlina vytvářet plody, mohou se některé radionuklidy přenést spolu s ostatními látkami rostliny do tvořícího se plodu. Plody se následně liší svou morfologií, fyziologií, tvarem a také



velikostí (Falkon, 2009).

Při přenosu radionuklidů do plodů rostliny záleží na vlastnostech radionuklidů, rostlinném druhu, sezóně a na vývojovém stadiu rostliny samotné. Pokud chceme vyjádřit kontaminaci plodů, vyjadřujeme ji podílem listové plochy k odpovídající biomase tvořící plod. Čím je vyšší hodnota, tím je vyšší hmotnostní koncentrace radionuklidu (Kubějová, 2012).

Protože plody mají vejčitý tvar a bývají u báze rostlin, pro záchyt radionuklidů je menší plocha, než je plocha listová. Z povrchu plodů jsou radionuklidy vstřebávány skrze epidermis, a to jen částečně, kde záleží na smáčivosti a drsnosti povrchu (Carini a Bengtsson, 2001). Například u borůvek je aktivita povrchu plodů zachyceného cesia při mokré depozici 0,70 % (Falkon, 2009).

U nepřímé kontaminace plodů lesních rostlin dochází přemístěním radionuklidů z dřívě kontaminované rostliny do jejích plodů. Ke kontaminaci rostliny dochází po absorpci radionuklidů, které jsou následně rozmístěny v různých částech rostliny, a na jaře v novém roce jsou spolu s ostatními látkami z rostliny remobilizovány do listového kořenového systému (Kubějová, 2012).

Během sezóny se koncentrace radionuklidů v plodech může měnit v závislosti na klimatu, stáří plodů, ztrátě vody a na přesunování radioaktivních prvků z půdy nebo listu do plodu. K ovlivnění koncentrace může dojít při ukládání radionuklidů v rostlině a jejich následné remobilizaci do aktivních orgánů rostliny. Růstem plodů se kontaminace radionuklidy snižuje kvůli nárůstu organického materiálu a obsahu vody. Koncentraci radionuklidů v plodech ovlivňuje i přímá depozice, ztráta rostlinného povrchu a čas jejich sběru (Kubějová, 2012).

## **1.6 Gama spektrometrická analýza**

Radioaktivita a její obsah jednotlivých radioaktivních prvků ve vzorcích, se stanovuje pomocí gama spektrometrické analýzy. Jedná se o metodu, která na základě měření vzorku, který je emitován zářením gama za pomoci polovodičového detektoru s vysokým energetickým rozlišením spojeným s mnohokanálkovým amplitudovým analyzátozem, stanovuje radionuklidy ve vzorku (Khander, 2011). Gama

spektrometrická analýza (dále jen „GSA“) se užívá ke kvalitativnímu a kvantitativnímu stanovení radionuklidů emitujících záření gama, a to přírodních i umělých. Pro většinu radionuklidů platí, že mají alespoň jednu stanovitelnou čaru gama záření, a to v energetickém rozsahu od 50 do 3 000 keV (Debertin a Helmer, 1988).

Celá měřicí trasa se skládá z několika částí, první z nich je vlastní polovodičový detektor a předzesilovač, který je umístěn ve vhodném stínění a chlazen tekutým dusíkem. Dalším článkem jsou zesilovač, analogově digitální převodník a multikanálový analyzátor (Khandaker, 2011).

K výhodám GSA patří skutečnost, že zde není nutné provádět náročné chemické nebo jiné zpracování vzorků a všechna manipulace se vzorkem se omezuje na jeho zpracování, které zahrnuje umístění do měřicí nádoby a určení jeho objemu a váhy (Khandaker, 2011).

### ***1.6.1 Polovodičová spektrometrie gama***

K nejběžnějším používaným typům detektorům pro spektrometrii gama patří scintilační detektory a polovodičové detektory. Základem scintilačních detektorů je krystal z NaI (Tl) a polovodičových zase z germania či křemíku. Scintilační detektor má vysokou citlivost, ale polovodičový detektor vysokou rozlišovací schopnost (Ullmann, 2014).

V dnešní době se využívají polovodičové detektory, jejichž základem je krystal z velmi čistého germania a to tzv. HPGe detektory. Tyto detektory mají na rozdíl od ostatních detektorů se základem krystalu z NaI, znatelně větší rozlišovací schopnosti. Díky krystalům z germania s vysokou čistotou se také zabraňuje rušivým vlivům, které by následně zanesly příměsi do naměřených hodnot (Ullmann, 2014).

Polovodičový detektor tvoří dioda, která je zapojená do elektrického obvodu v závěrném směru s napětím cca 2 000 V, s velkým ohmickým odporem. Ten způsobuje, že do obvodu neprotéká elektrický proud. Když dojde k proniknutí určitého množství ionizujícího záření do aktivní vrstvy detektoru, ionizační energie způsobí přeskok v polovodiči a ekvivalentní množství elektronů se dostane do vodivého pásma a následně vznikne elektron-děrový pár. Následuje tok elektronů k anodě a děr ke

katodě (Ullmann, 2014).

Vznikem proudového impulsu v elektrickém obvodu dojde k napět'ovému úbytku na pracovním odporu. Poté se skrze kondenzátor vede elektrický impuls a k jeho zesílení dochází v předzesilovači a zesilovači. Konečná odchylka impulsu je přímo úměrná celkovému sebranému náboji, a tedy i přímo úměrné energii detekovaného záření (Ohera, 2000).

Hlavní úlohou gama spektrometrie je stanovit energii a intenzitu jednotlivých skupin fotonů gama záření emitované radionuklidy během analýzy. Specifickou energii skupin fotonů gama můžeme vidět ve spektru jako konkrétní fotopíky, energie následně určuje umístění konkrétního fotopíku na vodorovné spektrální ose. Jeho umístění závisí na samotné kalibraci detektoru (Ohera, 2000).

## **2 CÍLE PRÁCE A VÝZKUMNÁ OTÁZKA**

### **2.1 Cíle práce**

Zjistit a porovnat obsah Cs-137 v jednotlivých lesních plodech (borůvky, maliny, ostružiny, houby).

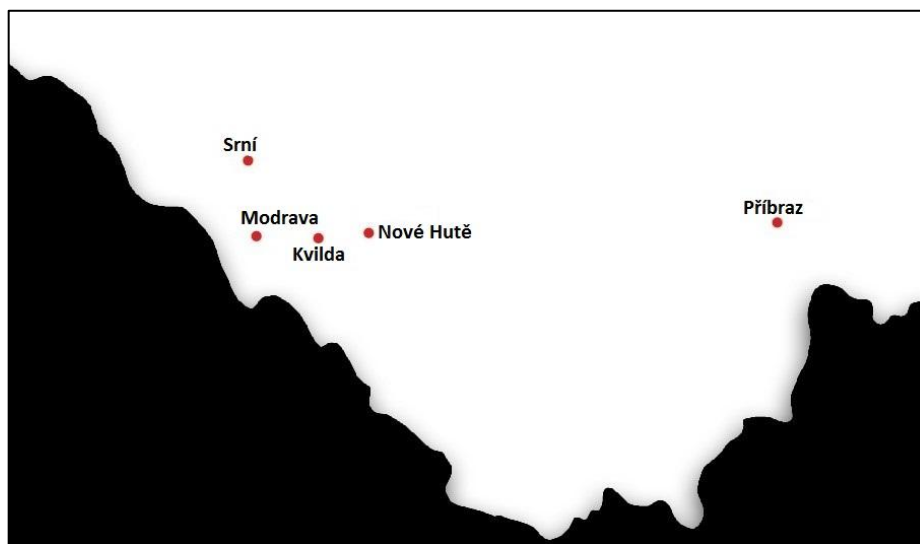
### **2.2 Výzkumná otázka**

Liší se obsah Cs-137 v jednotlivých lesních plodech?

### 3 METODIKA

Pro zpracování bylo potřeba nejprve provést analýzu literatury a internetových zdrojů, které souvisí se zkoumanou problematikou.

Lokality sběru byly vybrány na základě konzultace na Státním úřadě pro jadernou bezpečnost (dále jen „SÚJB“). Nejvíce zasaženou oblastí byla Šumava, z důvodu značného uvolnění dešťových srážek v době průchodu radioaktivního mraku přes naše území. K vytipovaným oblastem patřily Kvilda, Nové Hutě, Modrava a Srní (Obrázek 1). Lokality pro porovnání naměřených vzorků byla vybrána obec Příbraz, kde nedošlo k významnému spadu při průchodu radioaktivního mraku. Zpracováno bylo celkem 10 vzorků brusnice borůvkové, 3 vzorky ostružiníku maliníku a 1 vzorek ostružiníku křovitého.



Obrázek 2: Lokality sběru vzorků lesních plodů

Zdroj: Autor

#### 3.1 Sběr a úprava vzorků

Vzorky byly odebírány od července do září roku 2016. Sběry probíhaly v jednotlivých lokalitách, kde byly vzorky odebírány z perimetru 5x5 m. Ke sběru byl použit standardní ruční sběr bez použití hřebenu. Nejprve bylo nutné zbavit vzorky nečistot slabým proudem vody, následně byly ponechány v pokojové teplotě na savém

materiálu pro uschnutí (Obrázek 3). Po očištění a uschnutí přebytečné vody byly ještě v nativním stavu vzorky zváženy na běžné kuchyňské váze a poté opět byly vráceny do pokojové teploty na savý materiál, aby došlo k co nejlepšímu usušení. Sušení probíhalo v rámci dvou až tří týdnů (Obrázek 4).



Obrázek 3: Sušení vzorků borůvek

Zdroj: Autor



Obrázek 4: Vážení vzorků borůvek

Zdroj: Autor

Poté byly vzorky zváženy v usušeném stavu, pro určení usychacího poměru. Jednotlivé vzorky byly rozřazeny do měřících nádob a následně probíhalo byly odděleně měřeny (Obrázek 5).



Obrázek 5: Vzorky připravené k měření v měřících nádobách

Zdroj: Autor

### 3.2 Stanovení hmotnostní aktivity

Měření usušených vzorků probíhalo na Regionálním centru SÚJB v Českých Budějovicích. Pro změření hmotnostní aktivity Cs-137 byla použita polovodičová spektrometrie gama. Vzorky byly umístěny do vhodných měřících nádob (Obrázek 6). Vyhodnocení výsledků proběhlo za pomoci počítačového softwaru GAMAT.



Obrázek 6: Vzorčky lesních plodů v měřících nádobách

Zdroj: Autor



## 4 VÝSLEDKY

Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 odebraných vzorků v suchém i nativním stavu v jednotlivých lokalitách jsou uvedeny v tabulce 1. K výsledkům jsou také připojeny chyby měření.

**Tabulka 1: Naměřené hodnoty hmotnostní aktivity u jednotlivých vzorků lesních plodů v Bq.kg<sup>-1</sup>**

Lokalita	Vzorek	Hmotnostní aktivity			
		Cs-137 (Bq.kg <sup>-1</sup> ) sušina	K-40 (Bq.kg <sup>-1</sup> ) sušina	Cs-137 (Bq.kg <sup>-1</sup> ) nativní stav	K-40 (Bq.kg <sup>-1</sup> ) nativní stav
<b>Nové Hutě</b>	Brusnice borůvka	167 ± 8,66	377 ± 21,4	35,0 ± 1,8	78,9 ± 4,5
<b>Nové Hutě</b>	Brusnice borůvka	107 ± 5,59	209 ± 11,7	13,6 ± 0,7	26,5 ± 1,5
<b>Kvilda</b>	Brusnice borůvka	248 ± 12,7	756 ± 41,8	38,4 ± 2,0	117,1 ± 6,5
<b>Kvilda</b>	Brusnice borůvka	407 ± 20,9	166 ± 8,93	38,8 ± 2,0	15,8 ± 0,9
<b>Kvilda</b>	Brusnice borůvka	233 ± 12,2	203 ± 11,3	21,2 ± 1,1	18,5 ± 1,0
<b>Kvilda</b>	Brusnice borůvka	368 ± 18,8	292 ± 21,9	23,2 ± 1,2	18,4 ± 1,4
<b>Kvilda</b>	Ostružiník maliník	20,2 ± 1,36	394 ± 2,31	1,8 ± 0,12	35,0 ± 0,2
<b>Kvilda</b>	Ostružiník křovitý	102 ± 5,33	528 ± 31,9	14,3 ± 0,7	81,6 ± 4,5
<b>Modrava</b>	Brusnice borůvka	172 ± 9,15	195 ± 12,1	16,4 ± 0,9	18,6 ± 1,2
<b>Modrava</b>	Brusnice borůvka	108 ± 5,97	569 ± 35,3	16,3 ± 0,9	85,9 ± 5,3
<b>Srní</b>	Brusnice borůvka	171 ± 8,85	247 ± 14,5	18,1 ± 0,9	26,2 ± 1,5

<b>Srní</b>	Brusnice borůvka	500 ± 25,6	260 ± 15,9	44,6 ± 2,3	23,2 ± 1,4
<b>Srní</b>	Ostružiník maliník	11,3 ± 1,22	1 060 ± 58,6	1 ± 0,1	93,8 ± 5,2
<b>Příbraz</b>	Ostružiník maliník	1,143 ± 0,0571	1 280 ± 68,1	0,0948 ± 0,0047	106,1 ± 5,6

Zdroj: Vlastní výzkum

Dle měření se hmotnostní aktivita Cs-137 u borůvek (v sušině) pohybuje od 107 Bq.kg<sup>-1</sup> až do 500 Bq.kg<sup>-1</sup>. U malin je to od 1,143 Bq.kg<sup>-1</sup> do 20,2 Bq.kg<sup>-1</sup> a u ostružin 102 Bq.kg<sup>-1</sup>. Cs-137 bylo nejvíce obsaženo u vzorku borůvek z oblasti Srní a obsahovalo 500 Bq.kg<sup>-1</sup> tohoto radionuklidu.

Následně došlo k porovnávání obsahu Cs-137 a K-40 a jednotlivých druhů, které je vidět v grafu 1. Vybrané lokality sběrů byly porovnávány, pro rozdílné množství srážek, pocházející z radiální havárie Černobylu, po které je koncentrace Cs-137 v životním prostředí značně nehomogenní. Lokace těchto míst jsou uvedeny v tabulce 2.

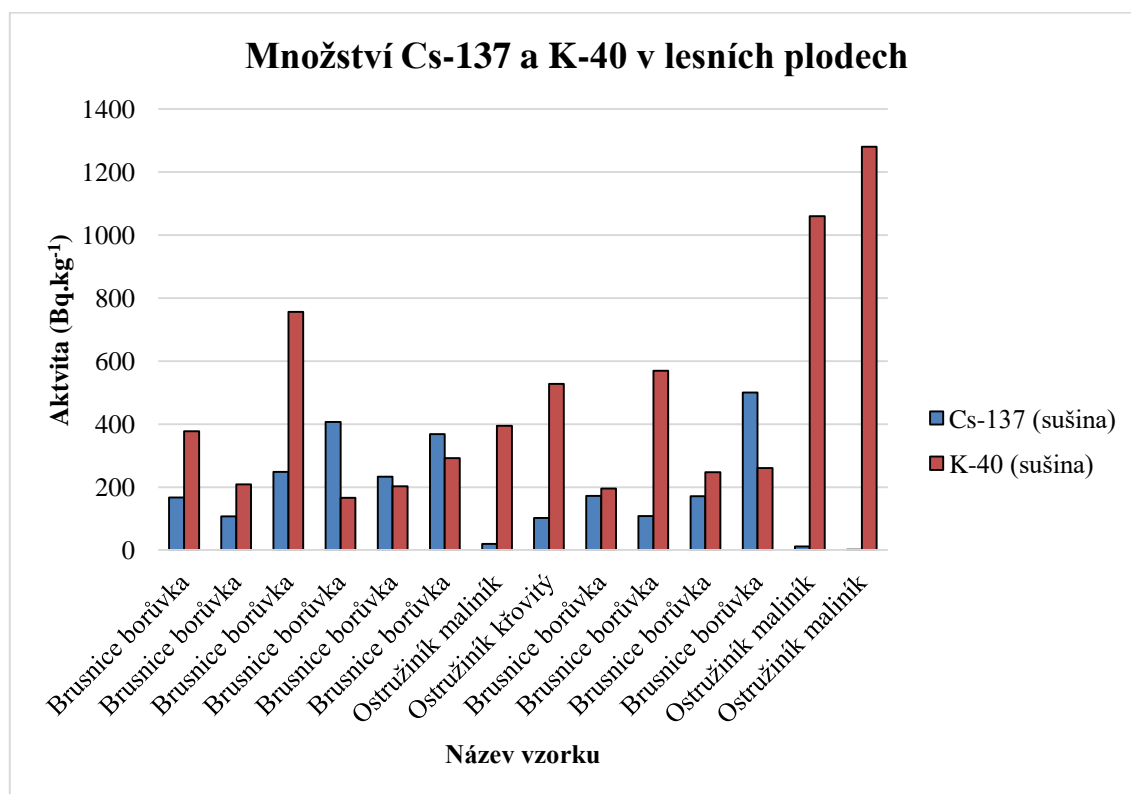
**Tabulka 2: GPS lokace vzorků lesních plodů**

<b>Lokalita</b>	<b>GPS</b>	<b>Vzorek</b>
<b>Nové Hutě</b>	N 49°02.4309', E 13°65.0188'	Brusnice borůvka
<b>Nové Hutě</b>	N 49°01.2072', E 13°62.9237'	Brusnice borůvka
<b>Kvilda</b>	N 49°02.7606', E 13°59.3222'	Brusnice borůvka
<b>Kvilda</b>	N 48°99.7806', E 13°59.1503'	Brusnice borůvka
<b>Kvilda</b>	N 48°99.9521', E 13°55.2349'	Brusnice borůvka
<b>Kvilda</b>	N 48°97.8788', E 13°51.8932'	Brusnice borůvka
<b>Kvilda</b>	N 49°03.2712', E 13°59.9606'	Ostružiník maliník
<b>Kvilda</b>	N 49°03.1895', E 13°59.8478'	Ostružiník křovitý
<b>Modrava</b>	N 49°03.0645', E 13°51.0650'	Brusnice borůvka

<b>Modrava</b>	N 49°00.4320', E 13°50.8875'	Brusnice borůvka
<b>Srní</b>	N 49°07. 7229', E 13°46.6417'	Brusnice borůvka
<b>Srní</b>	N 49°09.4916', E 13°46.5492'	Brusnice borůvka
<b>Srní</b>	N 49°07.9677', E 13°40.9399'	Ostružiník maliník
<b>Příbraz</b>	N 49°05.3436', E 14°93.2912'	Ostružiník maliník

Zdroj: Vlastní výzkum

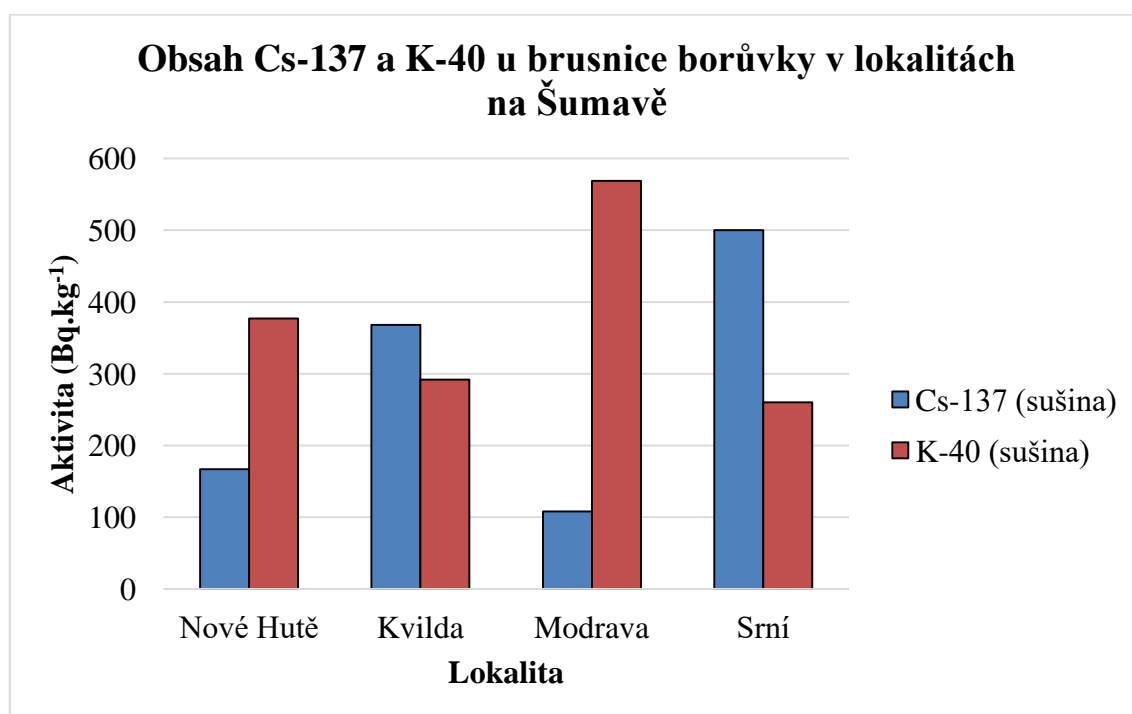
Na grafu 1 je patrné vysoké množství Cs-137 v borůvkách z oblasti Šumavy Srní (500 Bq.kg<sup>-1</sup>) a dále ve vzorku borůvek z oblasti Kvilda (407 Bq.kg<sup>-1</sup>). Nejvyšší obsah K-40 byl zaznamenán u malin z oblasti Příbraz (1 280 Bq.kg<sup>-1</sup>). K dalším zaznamenaným vysokým hodnotám K-40 došlo u vzorku malin z oblasti Šumavy ze Srní (1 060 Bq.kg<sup>-1</sup>) a u vzorku borůvek z Kvildy (756 Bq.kg<sup>-1</sup>).



Graf 1: Množství Cs-137 a K-40 v lesních plodech (sušina)

Zdroj: Vlastní výzkum

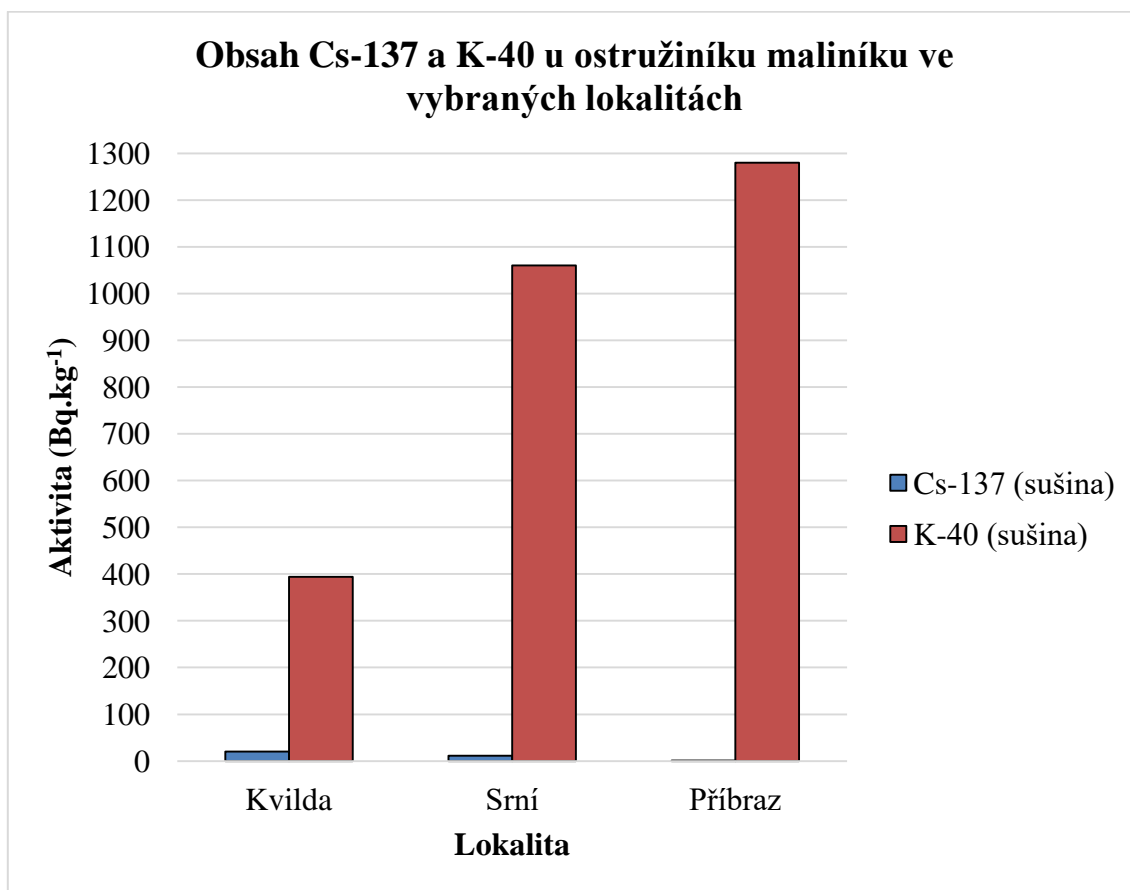
Z grafu 2 je patrná rozdílnost obsahu Cs-137 ve vzorcích borůvek z různých lokalit. V oblasti Srní byla naměřena nejvyšší hmotnostní aktivita ( $500 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ). Další oblastí s vysokou hmotnostní aktivitou Cs-137 je Kvilda ( $407 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ). Modrava patřila naopak k oblastem s nejmenší hmotnostní aktivitou Cs-137 z měřených lokalit ( $108 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ). Nejvyšší hmotnostní aktivita K-40 byla zaznamenána v oblasti Modrava ( $569 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ) a nejnižší koncentrace v oblasti Srní ( $247 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ).



Graf 2: Obsah Cs-137 a K-40 u borůvek v lokalitách na Šumavě

Zdroj: Vlastní výzkum

Graf 3 zobrazuje obsah nejvyšší hmotnostní aktivity Cs-137 ve vzorcích malin z oblasti Kvilda ( $20,2 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ). Nejnižší koncentrace Cs-137 byla naměřena v oblasti Příbraz ( $1,143 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ), kde byla naměřena naopak nevyšší hmotnostní aktivita K-40 ( $1\,280 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ). Nejmenší hmotnostní aktivita K-40 byla naměřena v oblasti Kvilda ( $394 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ).



Graf 3: Obsah Cs-137 a K-40 u malin ve vybraných lokalitách

Zdroj: Vlastní výzkum

## 5 DISKUZE

Výzkum zaměřený na měření obsahu radionuklidu Cs-137 (s poločasem rozpadu 30 let) a K-40 potvrdil, že radioaktivní cesium je stále přítomné v lesním ekosystému. Radiocesium bylo naměřeno ve významnějším množství v šumavských lokalitách, kde se sběr uskutečnil, kvůli vysokému množství srážek při průchodu radioaktivního mraku pocházejícího z havárie JE Černobyl přes naše území. K vybraným lokalitám patří Nové Hutě, Kvilda, Modrava, Srní a pro srovnání i oblast, která nebyla příliš zasažena radioaktivním spadem z havárie, Příbraz.

Výsledky naměřené hmotnostní aktivity odpovídají i předchozím výzkumům. U jednotlivých druhů lesních plodů jsou patrné rozdíly v naměřených hodnotách, kdy největší obsah byl zaznamenán u borůvek. Následné srovnání bude přiblíženo dále.

### 5.1 Zhodnocení vzorků lesních plodů a porovnání výsledků s uvedenými studiemi

Z naměřených hodnot hmotnostní aktivity Cs-137 uvedených v tabulce 1, jsou patrné rozdíly hodnot (od 1,143 Bq.kg<sup>-1</sup> do 500 Bq.kg<sup>-1</sup>). Příčin nerovnoměrného obsahu Cs-137 je hned několik. K hlavním patří rozdílný podíl radionuklidu v půdním ekosystému dané lokality, rozdílná hloubka kořenového systému jednotlivých druhů lesních plodů a jejich schopnost akumulace Cs-137 z přímé a nepřímé kontaminace z atmosférického spadu (Čadová et al., 2017).

Pro srovnání byla měřena i hmotnostní aktivita K-40, kde došlo k výraznějším odchylkám v oblasti Šumavy Srní (1 060 Bq.kg<sup>-1</sup>), Modrava (569 Bq.kg<sup>-1</sup>) a Příbraz (1 280 Bq.kg<sup>-1</sup>). V oblasti Příbraz je vysoký obsah K-40 způsoben pravděpodobně působením hnojiv a pesticidů užívaných v blízkosti místa sběru.

Z výsledků je patrný rozdíl ve hmotnostní aktivitě Cs-137 mezi borůvkami a malinami. U borůvek byl obsah Cs-137 řádově 10krát vyšší než u malin, kde se pohyboval obsah Cs-137 nejvíce kolem 20 Bq.kg<sup>-1</sup>. Tento rozdíl je patrný na grafu 1. Důvodem takových rozdílů jsou různě hluboké kořenové systémy rostlin, schopnost akumulace. Dalšími faktory může být i typ půdy a její vlhkosti, ve které rostlina plodí své plody, také na typu lesa, míře kontaminace a s tím související době, která uplynula od kontaminace půdy a půdní distribuci. Rozdílem jsou hodnoty vzorků nasbíraných

v lokalitách Šumavy, kde byl obsah Cs-137 vyšší než v oblasti Příbraz, což je způsobeno nehomogenními dešťovými srážkami na našem území a místními podmínkami, které ovlivňují rozdílný obsah Cs-137 v půdách.

Výsledky zjištěné při měření, byly porovnány s dalšími provedenými studiemi, které vykazují rozdíly mezi naměřenými hodnotami u jednotlivých druhů lesních plodů, přičemž vyšší hmotnostní aktivita Cs-137 byla naměřena u borůvek, což dokazuje větší schopnost akumulace. Při výzkumu prováděném na území ČR v oblasti Jeseníků (Červinková a Pöschl, 2014) byly zpracovány vzorky borůvek. Tyto vzorky byly odebrány na čtyřech předem vytyčených parcelách (100 m<sup>2</sup>) v různých nadmořských výškách. Odtud byly sbírány vzorky plodů borůvek, rostlin brusnice borůvky a půdy, ve které rostly. Nejvyšší hmotnostní aktivita Cs-137 byla naměřena u vzorků borůvek pocházející z Točnicku (84,58 Bq.kg<sup>-1</sup>). V ostatních lokalitách se naměřené hodnoty pohybovaly v rozmezí 26 Bq.kg<sup>-1</sup> až k 84 Bq.kg<sup>-1</sup>. Nejnižší hmotnostní aktivita Cs-137 byla zaznamenána u vzorků borůvek pocházejících z Videlského Kříže (26,82 Bq.kg<sup>-1</sup>).

V Polsku byla v letech 1986 až 1999 provedena studie (Grabowski et al., 2000), kde byla měřena hmotnostní aktivita Cs-137 v rámci monitorovací radiační sítě. Výzkum byl zaměřen na zjišťování obsahu Cs-137 v potravinách (mléko, maso, zelenina, ovoce, obiloviny a lesní produkty – lesní plody, houby). Jednalo se o měření v osmi kontrolních oblastech po celém Polsku. Podle provedených měření byl obsah Cs-137 v lesních produktech jako jsou lesní plody zvýšený. U malin nasbíraných v roce 1986 to bylo 79 Bq.kg<sup>-1</sup>, přičemž docházelo k postupnému snižování jeho koncentrace. U borůvek bylo pozorováno větší množství kontaminace než u ostatní druhů lesních plodů, která je spojována s chováním Cs-137 v lesním ekosystému. Nejvyšší hmotnostní aktivita Cs-137 v borůvkách z roku 1996 se pohybovala v koncentraci přesahující 100 Bq.kg<sup>-1</sup>.

Měřením hmotnostní aktivity Cs-137 se zabývali v roce 1986 také Schelezen a Abdel-Rassoul (1986) v Rakousku. Zde došlo k měření koncentrace Cs-137 ve vzduchu, půdě, trávě a lesních plodech v horním a dolním Rakousku a v okolí Vídně. Koncentrace radioaktivního cesia se pohybovala u borůvek od 220 Bq.kg<sup>-1</sup> do 330 Bq.kg<sup>-1</sup>, u malin se obsah Cs-137 pohyboval okolo 540 Bq.kg<sup>-1</sup>. V Rakousku byla

maximální přípustná koncentrace radiocesia  $111 \text{ Bq.kg}^{-1}$  a tedy více jak 80 % měřených vzorků překročil stanovený limit.

V rámci koordinovaného výzkumného programu ECP-5 (Lux et al., 1995) bylo v roce 1995 provedeno měření hmotnostní aktivity Cs-137 na Ukrajině ve 30 km zóně od JE Černobyl, tedy 9 let od havárie 4. bloku elektrárny. Měřila se koncentrace radioaktivního Cs-137 v půdě, rostlinách a rostlinných produktech. K měřeným vzorkům patřily borůvky, maliny a houby. Měření probíhalo za suchého stavu metodou gama spektrometrie. V roce 1992 bylo v plodech borůvky bylo naměřeno  $7\,635 \text{ Bq.kg}^{-1}$  a v roce 1993 to bylo  $16\,229 \text{ Bq.kg}^{-1}$ .

V roce 2012 probíhalo v rámci studie o obsahu Cs-137, Pu-239,240 a Am-241 v lesní půdě, houbách a lesních plodech měření kontaminace ve Finsku, které prováděl Jukka Lehto et al., (2013). Byly odebrány tři druhy lesních plodů (borůvky, brusinky a šicha černá) na dvou místech v Inari a Parkano. Jejich měření probíhalo v suchém stavu gama spektrometrickou metodou na určení hmotnostní aktivity Cs-137. Měřením byl zjištěn vyšší obsah Cs-137 u borůvek pocházejících z jižního Finska, než bylo naměřeno v severním Finsku. V borůvkách z jižního Finsa v Inari bylo naměřeno  $980 \text{ Bq.kg}^{-1}$ , což je 8krát více než v Parkano v severní části země, kde bylo naměřeno  $122 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Na tomto měření je vidět patrný rozdíl v průchodu a množství srážek z radioaktivního mraku pocházejícího z havárie JE Černobyl.

Společnost Ecomonitoring Center pravidelně monitoruje okolí JE Černobyl po havárii 4. bloku v roce 1986 v rámci monitorovací radiační sítě. V roce 2013 zpracovala studii, na které se podíleli Wätjen et al. (2014). Tato studie měřila hmotnostní aktivitu Cs-137, K-40 a Sr-90 u lesních plodů v usušeném stavu. V sušině borůvek byla zjištěna koncentrace Cs-137  $779 \text{ Bq.kg}^{-1}$  a  $253 \text{ Bq.kg}^{-1}$  K-40.

## 5.2 Vyhodnocení efektivní dávky

Pro naměřené hodnoty byl vypočítán úvazek efektivní dávky pro 1 člověka, který zkonzumuje 10 kg lesních plodů během 1 roku. Množství 10 kg bylo vybráno v souladu s ostatními pracemi, kde se toto množství uvádí nejčastěji. Pro výpočet úvazku efektivní dávky byl vybrán vzorek borůvek z oblasti Smí, který vykazoval nejvyšší obsah



hmotnostní aktivity Cs-137 v nativním stavu (44,6 Bq.kg<sup>-1</sup>).

K výpočtu byly použity tyto údaje:

- *Konverzní faktor pro přepočet příjmu radionuklidů (Cs-137) požitím na úvazek efektivní dávky pro dospělé = 1,3 \* 10<sup>-8</sup> Sv/Bq*
- *Předpokládaná průměrná roční spotřeba lesních plodů na 1 obyvatele = 10 kg / 1 rok*
- *Nejvyšší naměřená hmotnostní aktivita Cs-137 v lesních plodech (lokalita Srní – Brusnice borůvka) = 44,6 Bq/kg (v nativním stavu)*

$$E = 1,3 * 10^{-8} \text{ Sv/Bq} * 10 \text{ kg} * 44,6 \text{ Bq.kg}^{-1} = 5,798 * 10^{-6} \text{ Sv} = 5,798 \text{ } \mu\text{Sv} = 5,8 \text{ } \mu\text{Sv}$$

Dávka radioaktivního záření, kterou by člověk obdržel po konzumaci daného množství borůvek během 1 roku, je 5,8  $\mu\text{Sv}$ . Pokud bychom výsledkem konzumace daného množství borůvek porovnávali s ostatními zdroji záření, např. s rentgenovým vyšetřením hrudníku, jde o 4krát nižší dávku, než jakou člověk obdrží při vyšetření. Při porovnání s dávkami z přírodního ozáření se jedná řádově až o 550krát nižší hodnoty a jedná se tedy o zanedbatelné dávky, které nemají velký vliv na zdraví populace.

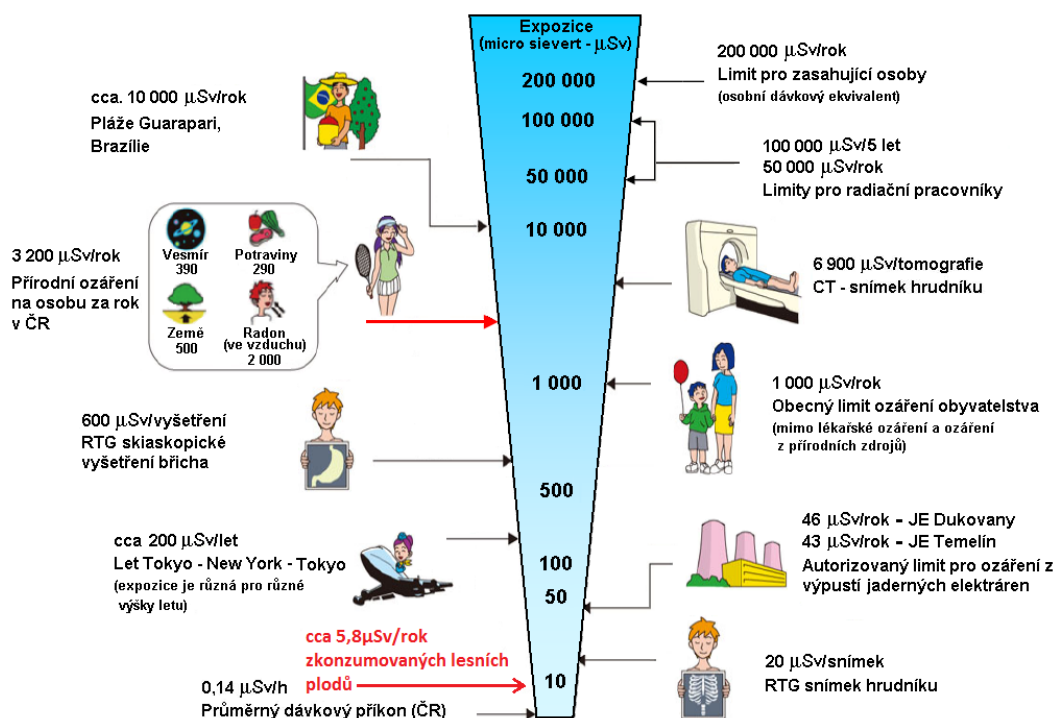
Na obrázku 7 jsou vyobrazeny hodnoty některých expozičních limit, kterým může být člověk vystaven během svého života. Mezi těmito hodnotami je zaznamenána také vypočtená hodnota úvazku efektivní dávky z provedeného výzkumu.

### 5.3 Vyhodnocení výzkumné otázky

Měřením bylo prokázáno, že kontaminace Cs-137 se liší v jednotlivých druzích lesních plodů. Vyšší obsah Cs-137 byl naměřen ve vzorcích borůvek, což potvrzuje předchozí studie. Nejvyšší naměřená hodnota byla u vzorku borůvek z oblastí Srní na Šumavě (500 Bq.kg<sup>-1</sup>). Nejnižší hodnota byla změřena u malin z lokality Příbraz (1,143 Bq.kg<sup>-1</sup>).

Příklady některých expozičních ionizujícího záření včetně limitů platných v ČR

Jednotky:  $\mu\text{Sv}$



Obrázek 7: Příklady některých expozičních ionizujícího záření včetně limitů platných v ČR

Zdroj: Příklady některých expozičních ionizujícího záření včetně limitů platných v ČR.

In: Státní úřad pro jadernou bezpečnost [online]. [cit. 2017-04-27]. Dostupné z:

[https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/imgs/aktualne/Davky\\_a\\_limity\\_CR.png](https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/imgs/aktualne/Davky_a_limity_CR.png)

## 6 ZÁVĚR

Cílem této práce bylo zjistit, zda se liší obsah Cs-137 v druzích lesních plodů ve vybraných lokalitách. Hmotnostní aktivita Cs-137 se stanovovala pomocí gama spektrometrie v laboratoři na Regionálním centru SÚJB v Českých Budějovicích. Zjištěné výsledky prokázaly rozdílné hodnoty v různých druzích lesních plodů, které jsou oproti ostatním zdrojům radioaktivního záření zanedbatelné. Hodnoty Cs-137 naměřené v lesních plodech se pohybovaly v řádu jednotek až stovek  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  v sušině, a tedy nepředstavují tedy riziko pro náš organizmus. Pro srovnání byla měřena i hmotnostní aktivita K-40, kdy se tento radionuklid objevoval v relativně nízkých koncentracích.

K nejvyšším naměřeným hodnotám Cs-137 patřil vzorek borůvek z lokality Šumavy z oblasti Srní ( $500 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). Tato výzkumná studie dokazuje rozdíly v akumulaci radionuklidu Cs-137 u různých druhů lesních plodů a také vysokou schopnost akumulace některých druhů, kterou potvrdily zmíněné studie. Tím byl splněn cíl bakalářské práce.

Ke kontaminaci lesních plodů, která přispívá k ozařování obyvatel, byl pro představu vypočítán úvazek efektivní dávky absorbované za jeden rok. Výsledek absorbované dávky byl  $5,8 \mu\text{Sv}$  za rok. Jedná se o dávku 4krát nižší, než jakou člověk obdrží při rentgenovém vyšetření hrudníku a více jak 500krát nižší než dávka, kterou člověk obdrží z přírodního ozáření.

Výsledky lze použít jako studijní materiály pro výuku a také k dalšímu zpracování této problematiky. Jedná se o téma velmi obsáhlé, vhodné i pro další zpracování a výzkum, zejména v rámci monitorovacího měření poklesu Cs-137 v životním prostředí.

## 7 SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

BABA, M. Fukushima accident: What happened? *Radiation Measurements* [online]. 2013, 55, 17-21 [cit. 2017-04-28]. DOI: 10.1016/j.radmeas.2013.01.013. ISSN 13504487. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1350448713000267>

BERGKVIST NO., FERM R. Nuclear Explosions 1945-1998. *Defence Research Establishment, Division of Systems and Underwater*. Stockholm, 2000, 45. ISSN 1104-9154.

BHATTACHARYA S., ASAITHAMBY A. Ionizing radiation and heart risks. *Seminars in Cell & Developmental Biology* [online]. 2016, 58, 14-25 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1016/j.semcdb.2016.01.045. ISSN 10849521. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1084952116300428>

CARINI F., BENGTSSON G. Post-deposition transport of radionuclides in fruit. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2001, 52(2-3), 215-236. ISSN 0265-931X.

Cesium. *ANL: Human Health Fact Sheet* [online]. 2001, 2 [cit. 2017-02-09]. Dostupné z: <http://hpschapters.org/northcarolina/NSDS/cesium.pdf>

*Chernobyl's Legacy: Health, Environmental and Socio-economic Impacts and Recommendations to the Governments of Belarus, the Russian Federation and Ukraine* [online]. Austr: IAEA, 2006, 2003-2005(2.) [cit. 2017-04-14]. Dostupné z: <https://www.iaea.org/technicalcooperation/documents/chernobyl.pdf>

ČERVINKOVÁ A., PÖSCHL M. *Radiocaesium in forest blueberries in selected location of Jeseníky protected landscape area*. Brno: Mendel University, 2014. ISBN 9788075091741.

DARAOUI, A., TOSCH L., GORNY M., et al. Iodine-129, Iodine-127 and Cesium-137 in seawater from the North Sea and the Baltic Sea. *Journal of Environmental Radioactivity* [online]. 2016, 162-163, 289-299 [cit. 2017-04-28]. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2016.06.006. ISSN 0265931x. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0265931X16302053>

DEBERTIN K., HELMER R.G. *Gamma- and x-ray spectrometry with semiconductor detectors*. North-Holland: Elsevier science publishers B.V., 1988, 399 s. ISBN 0444-871071.

DRÁBOVÁ D., et al. *Patnáct let od havárie Černobylu – důsledky a poučení*. 1. vyd. Praha: SÚJB, 2001.

FALKON P., FESENKO S., ORLOV O., THIRY Y., RANTAVAARA A., ZIBOLD G. Radionuclide transfer in forest ecosystems. s. 330-380. In *Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments*. International Atomic Energy, 2009, 612s.

FEHNER TR., GOSLING FG. *Atmospheric Nuclear Weapons Testing, 1951-1963: Battlefield of the Cold War: The Nevada Test Site, Volume I (pdf)*. Washington, D.C.: Department of Energy, 2006. ISBN 1463739044. DOE/MA - 0003. Dostupné také z: <https://energy.gov/sites/prod/files/DOENTSAtmospheric.pdf>

GRABOWSKI D., RUBEL B., MUSZYNSKI W., KUROWSKI W., SWIETOCHOWSKA J., SMAGALA G. Concentration of Caesium Isotopes in Foodstuffs in Poland. *IRPA-10 Proceedings of the 10th international congress of the International Radiation Protection Association on harmonization of radiation, human life and the ecosystem* [online]. Japan: Japan Health Physics Society., 2000, , 7 [cit. 2017-04-24]. Dostupné z: [https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig\\_q=RN:32049957](https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:32049957)

HÖLGYE Z., MALÁTOVÁ I. Estimation of Intakes of  $^{131}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{134}\text{Cs}$  after The Chernobyl Accident. *Radiation Protection Dosimetry*. 2012, 2011(150), 4. DOI: 10.1093/rpd/ncr424. ISSN 0144-8420.

HUŠÁK V. et al. *Principy a praxe radiační ochrany: Veličiny a jednotky v oblasti ionizujícího zářen*. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, 2000. ISBN 80-238-3703-6.

JELÍNEK J. TICHÁČEK V. *Biologie pro gymnázia. 2*. Olomouc: Olomouc, 2006. ISBN 80-7182-217-5.

KHANDAKER MU. High purity germanium detector in gamma-ray spectrometry. *International Journal of Fundamental Physical Sciences*. 2011, 2(1), 5. DOI: 10.14331. ISSN 2231-8186.

KLENER V., TOMÁŠEK L. *Zdravotní následky černobylské katastrofy* [online]. 2006, 11 [cit. 2017-04-11]. Dostupné z: [file:///C:/Users/Anysek/Downloads/zdravotni\\_nasledky\\_cernobylu.pdf](file:///C:/Users/Anysek/Downloads/zdravotni_nasledky_cernobylu.pdf)

KUBĚJOVÁ, Michaela. *Radionuklidy v plodech lesních rostlin*. Brno, 2012. Bakalářská práce. Mendelova univerzita v Brně, Agronomická fakulta. Vedoucí práce Prof. RNDr. Michael Pöschl, CSc.

LALLANILLA M. Chernobyl: Facts About the Nuclear Disaster. *Live science* [online]. 2013, 1 [cit. 2017-04-12]. Dostupné z: <http://www.livescience.com/39961-chernobyl.html>

LEHTO J., VAARAMAA K., LESKINEN A.  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$  and  $^{241}\text{Am}$  in boreal forest soil and their transfer into wild mushrooms and berries. *Journal of Environmental Radioactivity* [online]. 2013, 116, 124-132 [cit. 2017-04-24]. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2012.08.012. ISSN 0265931x. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0265931X12002196>

LUX D., KAMMERER L., RÜHM W., WIRTH E. Cycling of Pu, Sr, Cs, and other longliving radionuclides in forest ecosystems of the 30-km zone around Chernobyl. *Science of The Total Environment* [online]. 1995, 173-174, 375-384 [cit. 2017-04-24]. DOI: 10.1016/0048-9697(95)04741-7. ISSN 00489697. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0048969795047417>

MALÁTOVÁ I. *Situace po černobylské havárii v České republice*. [online]. 1996, 4 [cit. 2017-04-11]. Dostupné z: [http://www.suro.cz/cz/publikace/chernobyl/situace\\_po\\_chernobylske\\_havarii\\_v\\_ceske\\_republice.pdf](http://www.suro.cz/cz/publikace/chernobyl/situace_po_chernobylske_havarii_v_ceske_republice.pdf)

MURRAY RL. Nuclear explosions. *Nuclear Energy* [online]. Elsevier, 2001, s. 419 [cit. 2017-04-30]. DOI: 10.1016/B978-075067136-1.50034-2. ISBN 9780750671361. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780750671361500342>

MUSÍLEK L. et al. *Principy a praxe radiační ochrany: Fyzikální základy radiační ochrany*. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, 2000. ISBN 80-238-3703-6.

NAVRÁTIL L. et al. *Klinická radiobiologie: Zdroje, interakce a detekce ionizujícího záření*. Praha: MANUS, 2005. ISBN 80-86571-09

NAVRÁTIL, L. et al. In: *Radiobiologie: Charakteristika ionizujícího záření* [online]. 2011 [cit. 2017-02-09]. Dostupné z: <http://fbmi.sirdik.org/1-kapitola/13/131.html>.

ÖSTERREICHER J., VÁVROVÁ J. *Přednášky z radiobiologie*. Hradec Králové, 2003. Skripta. Vojenská lékařská akademie J. E. Purkyně v Hradci Králové.

OHERA, M. *Úvod do polovodičové gamaspektrometrie*. Brno: EnviMO, 2000.

PALMER BF., CLEGG DJ. Physiology and pathophysiology of potassium homeostasis. *Advances in Physiology Education* [online]. 2016, 40(4), 480-490 [cit. 2017-04-22]. DOI: 10.1152/advan.00121.2016. ISSN 10434046. Dostupné z: <http://ajpadvan.physiology.org/lookup/doi/10.1152/advan.00121.2016>

PEJCHAL J., ŠINKOROVÁ Z., TICHÝ A., VÁVROVÁ J., ZÁRYBNICKÁ L. *Biofyzika pro záchranáře, 2 díl*. Hradec Králové: Univerzita obrany, 2013. ISBN 978-80-7231-354-9.

PETERSON J. et al. Potassium-40. *Argonne National Laboratory: Human Health Fact Sheet* [online]. 2007, 2 [cit. 2017-02-09]. Dostupné z: <http://people.stfx.ca/tsmithpa/chem361/Labs/radiochem/potassium.pdf>

*Potassium-40* [online]. 2010 [cit. 2017-02-11]. Dostupné z: [https://cns-snc.ca/media/uploads/teachers/K40\\_4pg\\_10\\_06.pdf](https://cns-snc.ca/media/uploads/teachers/K40_4pg_10_06.pdf)

Příklady některých expozičních limitů ionizujícího záření včetně platných limitů v ČR. In: *Státní úřad pro jadernou bezpečnost* [online]. [cit. 2017-04-27]. Dostupné z: [https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/imgs/aktualne/Davky\\_a\\_limity\\_CR.png](https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/imgs/aktualne/Davky_a_limity_CR.png)

REED C. The Manhattan Projekt. *Physica Scripta* [online]. 2014, 2014(10), 27 [cit. 2017-03-14]. DOI: 10.1088/0031-8949/89/10/108003. Dostupné z: <http://iopscience.iop.org/article/10.1088/0031-8949/89/10/108003?fromSearchPage=true>

SAKAI M., GOMI T., NEGISHI JN., IWAMOTO A., OKADA K. Different cesium-137 transfers to forest and stream ecosystems. *Environmental Pollution* [online]. 2016, 209, 46-52 [cit. 2017-04-28]. DOI: 10.1016/j.envpol.2015.11.025. ISSN 02697491. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749115301858>



SCHELENZ R., ABDEL-RASSOUL A. REPORT FROM SEIBERSDORF: POST-ACCIDENT RADIOLOGICAL MEASUREMENTS. 1986, 4. *IAEA BULLETIN*.

Dostupné z: <https://www.iaea.org/sites/default/files/28306082326.pdf>

THOMAS AG. et al. *Radiation and Humankind: The Chernobyl Tissue Bank – integrating international research on thyroid cancer*. Nagasaki, Japonsko: Elsevier B.V., 2003. ISBN 0-444-5144-30.

ULLMANN V. AstroNuklFyzika, Spektrometrie [online] 2014 [cit 2017-03-26].

Dostupný z WWW: <http://astronuklfyzika.cz/DetekceSpektrometrie.htm#5>

WÄTJEN U., SPASOVA Y., VASILE M., SZÁNTÓ Z., EMTEBORG H., VOITSEKHOVYCH O. Certification of the reference material IRMM-426 for radionuclides in dried bilberries. *Applied Radiation and Isotopes* [online]. 2014, 87, 475-479 [cit. 2017-04-24]. DOI: 10.1016/j.apradiso.2013.11.139. ISSN 09698043.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0969804313005897>

WESSELLS C. Cesium-137: A Deadly Hazard. In: *Introduction to Nuclear Energy* [online]. Stanford University, 2012, s. 1 [cit. 2017-02-09]. Dostupné z:

<http://large.stanford.edu/courses/2012/ph241/wessells1/>

## 8 SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1: Depozice Cs-137 na území ČR .....	20
Obrázek 2: Lokality sběru vzorků lesních plodů .....	29
Obrázek 3: Sušení vzorků borůvek .....	30
Obrázek 4: Vážení vzorků borůvek .....	30
Obrázek 5: Vzorky připravené k měření v měřicích nádobách .....	31
Obrázek 6: Vzorky lesních plodů v měřicích nádobách .....	32
Obrázek 7: Příklady některých expozičních limitů platných v ČR .....	42

## 9 SEZNAM TABULEK

Tabulka 1: Naměřené hodnoty hmotnostní aktivity u jednotlivých vzorků lesních plodů v Bq.kg <sup>-1</sup> .....	33
Tabulka 2: GPS lokace vzorků lesních plodů .....	34

## **10 SEZNAM GRAFŮ**

Graf 1: Množství Cs-137 a K-40 v lesních plodech (sušina).....	35
Graf 2: Obsah Cs-137 a K-40 u borůvek v lokalitách na Šumavě.....	36
Graf 3: Obsah Cs-137 a K-40 u malin ve vybraných lokalitách.....	37

## 11 SEZNAM ZKRATEK

Ba	Baryum
Cs	Cesium
ČR	Česká republika
GSA	Gama spektrometrická analýza
HPGe	High Purity Germanium
I	Jód
JE	Jaderná elektrárna
K	Draslík
Sr	Stroncium
SÚJB	Státní úřad pro jadernou bezpečnost
SÚRO	Státní úřad radiační ochrany