ČESKÉ VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V PRAZE

FAKULTA BIOMEDICÍNSKÉHO INŽENÝRSTVÍ

DIPLOMOVÁ PRÁCE

2019

MICHAELA ONDRAČKOVÁ

ČESKÉ VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V PRAZE

Fakulta biomedicínského inženýrství

Katedra zdravotnických oborů a ochrany obyvatelstva

Analýza a zhodnocení obsahu ^{137}Cs v houbách na území okresů Kutná Hora a Benešov

The Analysis and Evaluation of ^{137}Cs Content in Mushrooms in the Territory of the Districts of Kutná Hora and Benešov

Diplomová práce

Studijní program: Ochrana obyvatelstva
Studijní obor: Civilní nouzové plánování

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

Michaela Ondračková

Kladno, květen 2019

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

I. OSOBNÍ A STUDIJNÍ ÚDAJE

Příjmení:	**Ondračková**	Jméno:	**Michaela**	Osobní číslo:	**474901**
Fakulta:	**Fakulta biomedicínského inženýrství**				
Garantující katedra:	**Katedra zdravotnických oborů a ochrany obyvatelstva**				
Studijní program:	**Ochrana obyvatelstva**				
Studijní obor:	**Civilní nouzové plánování**				

II. ÚDAJE K DIPLOMOVÉ PRÁCI

Název diplomové práce:

Analýza a zhodnocení obsahu Cs-137 v houbách na území okresů Kutná Hora a Benešov

Název diplomové práce anglicky:

The analysis and evaluation of Cs-137 content in mushrooms in the territory of the districts of Kutná Hora and Benešov

Pokyny pro vypracování:

Předmětem diplomové práce bude analýza a zhodnocení obsahu 137Cs v houbách v okresech Kutná Hora a Benešov. V teoretické části budou uvedeny základní informace o cesiu a jeho radionuklidu 137Cs, nejvýznamnějších zdrojích 137Cs (jaderné havárie, zkoušky jaderných zbraní) a kontaminaci životního prostředí se zaměřením na kontaminaci v České republice. V praktické části bude popsán sběr a příprava vzorků hub k měření. Obsah 137Cs v jednotlivých vzorcích hub bude stanoven pomocí spektrometrie gama. Bude provedena analýza a zhodnocení obsahu 137Cs v jednotlivých druzích hub a lokalitách. Bude provedeno porovnání obsahu 137Cs s obsahem přírodního radionuklidu 40K. Zjištěné výsledky budou porovnány s již publikovanými výsledky jiných autorů.

Seznam doporučené literatury:

[1] THE INTERNATIONAL NUCLEAR SAFETY ADVISORY GROUP, The Chernobyl accident: a report by the International Nuclear Safety Advisory Group, Updating. Vienna: International Atomic Energy Agency, 1992, ISBN 92-0-104692-8
[2] THE INTERNATIONAL NUCLEAR SAFETY ADVISORY GROUP, The Chernobyl accident: a report by the International Nuclear Safety Advisory Group, Updating. Vienna: International Atomic Energy Agency, 1992, ISBN 92-0-104692-8
[3] MIKA, O. J., ŘÍHA, M., Ochrana obyvatelstva před následky použití zbraní hromadného ničení: Pokusy s jadernými zbraněmi, Praha: Námořní akademie České republiky, 2011, ISBN 978-80-87103-31-9
[4] ŠKRKAL, J., RULÍK, P., FANTÍNOVÁ, K., BURIANOVÁ, J., HELEBRANT, J., Long-term ^{137}Cs activity monitoring of mushrooms in forest ecosystems of the Czech Republic, Radiat Environ Biophys, číslo 157(4), 2013, 579-84 s., ISSN 0144-8420

Jméno a příjmení vedoucí(ho) diplomové práce:

Mgr. Renata Havránková, Ph.D.

Jméno a příjmení konzultanta(ky) diplomové práce:

Datum zadání diplomové práce: **01.10.2018**
Platnost zadání diplomové práce: **18.09.2020**

prof. MUDr. Leoš Navrátil, CSc., MBA, dr.h.c.
podpis vedoucí(ho) katedry

prof. MUDr. Ivan Dylevský, DrSc.
podpis děkana(ky)

III. PŘEVZETÍ ZADÁNÍ

Student(ka) bere na vědomí, že je povinnen(a) vypracovat diplomovou práci samostatně, bez cizí pomoci, s výjimkou poskytnutých konzultací. Seznam použité literatury, jiných pramenů a jmen konzultantů je třeba uvést v diplomové práci.

2. 11. 2018
Datum převzetí zadání

Podpis studenta(ky)

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci s názvem Analýza a zhodnocení obsahu ^{137}Cs v houbách na území okresů Kutná Hora a Benešov vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů, které uvádím v seznamu bibliografických odkazů.

Nemám závažný důvod proti užití tohoto školního díla ve smyslu § 60 zákona č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů (autorský zákon).

V Kladně dne 16.05.2019

…….
podpis

Poděkování

Tímto bych ráda poděkovala především vedoucí diplomové práce, Mgr. Renatě Havránkové, Ph.D., za její odbornou pomoc, cenné rady, připomínky, ochotu a trpělivost. Dále bych ráda poděkovala Mgr. Jiřímu Havránkovi za jeho odbornou pomoc a za umožnění realizace praktické části. Zároveň bych ráda poděkovala pracovníkům České mykologické společnosti za pomoc při určování některých druhů hub.

Abstrakt

Území České republiky bylo kontaminováno radionuklidem ^{137}Cs ze dvou zdrojů, při zkouškách jaderných zbraní a po havárii jaderné elektrárny v Černobylu. Cesium ^{137}Cs, vzhledem ke svému dlouhému poločasu rozpadu, ve složkách životního prostředí stále přetrvává a jeho přítomnost je pravidelně monitorována.

Cílem diplomové práce bylo zhodnotit a porovnat hmotnostní aktivity ^{137}Cs u jednotlivých druhů hub nasbíraných v okresech Kutná Hora a Benešov, kde byla zaznamenána vyšší míra kontaminace tímto radionuklidem. Celkem bylo analyzováno 68 vzorků hub a půd ze 14 lokalit. Měření hmotnostní aktivity ^{137}Cs probíhalo na Regionálním centru Státního úřadu pro jadernou bezpečnost v Českých Budějovicích pomocí spektrometrie gama. Pro porovnání byl u vzorků hub zjišťován také obsah přírodního radionuklidu ^{40}K, který má obdobné vlastnosti jako cesium, a zároveň byl stanoven transferový faktor, který určuje míru schopnosti hub absorbovat cesium z půdy.

Zjištěné výsledky potvrdily ve většině případů nižší hmotnostní aktivitu ^{137}Cs oproti ^{40}K. Pouze u sedmi vzorků byl obsah cesia vyšší. Nejvyšší obsah draslíku byl naměřen u Holubinky azurové (6 440 Bq/kg), zatímco nejvyšší hmotnostní aktivita cesia byla stanovena u Hřibu hnědého (2 260 Bq/kg). Výsledky také jednoznačně potvrdily vyšší obsah cesia u hřibotvarých hub než u lupenatých, kde se hodnoty pohybovaly na minimální úrovni. Nejvyšší transferové faktory byly určeny opět u hřibotvarých hub a byly porovnány s transferovými faktory u ostatních hub z vybraných publikací.

Pro stanovení míry vnitřní kontaminace byl ze získaných výsledků vypočítán úvazek efektivní dávky. Zjištěná hodnota je však v porovnání s průměrnou roční

efektivní dávkou z přírodních zdrojů zanedbatelná a nepředstavuje tedy pro člověka žádné riziko.

Klíčová slova

^{137}Cs; Černobyl; spektrometrie gama; houby; hmotnostní aktivita.

Abstract

The Czech Republic has been contaminated with ^{137}Cs radionuclide from two sources: nuclear weapons tests and after a nuclear power plant accident in Chernobyl. Caesium ^{137}Cs, due to its long half-life, still persists in the environment and its presence is regularly monitored.

The aim of this thesis was to evaluate and compare ^{137}Cs activity concentration in individual species of mushrooms collected in the districts of Kutná Hora and Benešov, where higher levels of contamination with the radionuclide have been reported. A total of 68 fungal and soil samples from 14 sites were analyzed. Measurements of ^{137}Cs activity concentration using gamma spectrometry took place at the State Office for Nuclear Safety Regional Center in České Budějovice. For comparison, the content of natural radionuclide ^{40}K in the mushroom samples was also analysed, as it has similar properties to those of caesium. At the same time the transfer factor, which determines the ability of mushrooms to absorb caesium from soil, was established.

In most cases, the results confirmed lower activity of ^{137}Cs compared to ^{40}K. Only seven samples showed higher caesium content. The highest potassium content was measured in Russula azurea (6 440 Bq/kg), while the highest weight caesium activity was determined in Boletus badius (2 260 Bq/kg). The results also unequivocally confirmed higher contents of caesium in Boletales than in Agaricales where the values were minimal. The highest transfer factors were determined in Boletales and were compared to transfer factors of other mushrooms, as stated in further referenced publications.

To determine the degree of internal contamination, a committed effective dose was calculated from the obtained results. However, the observed value compared

to the average annual effective dose from natural resources is negligible and therefore does not pose any risk to humans.

Keywords

^{137}Cs; Chernobyl; Gamma spectrometry; Mushrooms; Mass activity.

Obsah

1 Úvod 12

2 Současný stav 13

2.1 Základní poznatky o ionizujícím záření 13

2.1.1 Druhy radioaktivních přeměn 13

2.1.2 Zdroje ionizujícího záření 15

2.1.3 Vybrané veličiny a jednotky v oblasti ionizujícího záření 17

2.1.4 Stochastické a deterministické účinky záření 18

2.2 Cesium 19

2.3 Draslík 20

2.4 Zkoušky jaderných zbraní 21

2.4.1 Vznik první jaderné zbraně 21

2.4.2 Útok na Hirošimu a Nagasaki 22

2.4.3 Vznik jaderných mocností 23

2.4.4 Následky jaderných zkoušek 25

2.5 Havárie jaderné elektrárny v Černobylu 26

2.5.1 Průběh havárie 27

2.5.2 Zdravotní důsledky havárie u obyvatelstva Ukrajiny, Běloruska a Ruské federace 30

2.5.3 Radionuklidy pocházející z havárie v Černobylu 32

2.6 Kontaminace ^{137}Cs na území ČSSR 33

2.6.1 Kontaminace potravin 36

2.6.2 Kontaminace půdy a lesního ekosystému 37

2.7 Houby 38

2.7.1 Základní složení hub 39

2.7.2 Dělení hub 39

3 Cíl práce a hypotézy 42

3.1 Cíl práce 42

3.2 Hypotézy 42

4 Metodika 43

4.1 Lokality sběru 43

4.2 Sběr a úpravy vzorků hub 45

4.3 Sběr a úpravy vzorků půd 48

4.4 Měření vzorků pomocí spektrometrie gama 49

5 Výsledky 52

5.1 Hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K u hub 56

5.2 Hmotnostní aktivity ^{137}Cs u hřibotvarých a lupenatých hub 59

5.3 Transferové faktory ^{137}Cs 62

6 Diskuze 65

6.1 Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K u hub 65

6.2 Hmotnostní aktivita ^{137}Cs u hřibotvarých a lupenatých hub 70

6.3 Transferové faktory ^{137}Cs 76

6.4 Výpočet úvazku efektivní dávky 80

7 Závěr 82

8 Seznam použitých zkratek 83

9 Seznam použité literatury 84

10 Seznam použitých obrázků 93

11 Seznamu použitých tabulek 95

1 ÚVOD

Ionizující záření je nedílnou součástí naší planety, a to už od pradávna. Stále ale patří k tématům, které vyvolávají emoce. Zdá se, že širokou veřejností není správně chápáno. Je to zřejmě i nedostatkem informací nebo jejich zkreslením. Přitom nám ionizující záření již několik let slouží ku prospěchu. Využíváme ho zejména v energetice, zdravotnictví, zemědělství, potravinářství, průmyslu, ale také v archeologii. Jako každá činnost má svá úskalí a rizika a těm je potřeba předcházet a se zdroji záření nakládat s respektem.

K přírodním zdrojům ionizujícího záření patří kosmické záření a záření ze zemské kůry. Ozáření z těchto zdrojů není možné ovlivnit, alespoň z větší části. Regulovat je možné jen koncentrace radonu v domech. Daleko větší pozornost je věnována umělým zdrojům ionizujícího záření, i když se na ozáření osob a prostředí podílejí v menší míře. K nejvýznamnějším zdrojům patřily v druhé polovině minulého století zkoušky jaderných zbraní. Uniklé radioaktivní látky zasáhly především severní polokouli. Druhým nejvýznamnějším zdrojem záření na území České republiky byla havárie jaderné elektrárny v Černobylu. Radioaktivní spad byl rozptýlen na území sousedních států a většiny států Evropy. Jedním z hlavních radionuklidů, který do prostředí unikl a stále v něm přetrvává, je radionuklid cesia ^{137}Cs. Tento umělý radionuklid je dodnes možné naměřit v povrchové vodě, ovzduší, půdě, ale především houbách, zvěřině, lesních plodech a ostatních potravinách.

Téma diplomové práce bylo zvoleno vzhledem k oblíbenosti houbaření a s ohledem na autorčino bydliště. V naší zemi je houbaření národním koníčkem, a tak by mohla konzumace hub přispět k vyšším úvazkům efektivních dávek tohoto radionuklidu v organismu člověka. Proto bude provedena analýza a zhodnocení obsahu ^{137}cesia v houbách ve vybraných lokalitách.

2 SOUČASNÝ STAV

Záření lze obecně považovat za specifickou formu energie, která se šíří od zdroje do prostoru ve formě vlnění nebo částic. Primárně se záření dělí na ionizující a neionizující (Kubinyi et al., 2018). Pro ionizující záření je charakteristické, že jeho částice mají dostatečnou energii k ionizaci atomů nebo molekul dané látky. Z elektricky neutrálních atomů a molekul tedy vznikají elektrony a kladné ionty (Navrátil, Rosina et al., 2019).

2.1 Základní poznatky o ionizujícím záření

S ionizujícím zářením je úzce spjato několik významných objevů. V roce 1895 objevil W. C. Röntgen při svých pokusech s katodovými paprsky záření X, které bylo později přejmenováno na Rentgenovo záření (Navrátil, Rosina et al., 2019). Další významný objev učinil francouzský fyzik H. Becquerel v roce 1896, když prováděl pokusy s luminiscencí uranových sloučenin a objevil přirozenou radioaktivitu. Radioaktivita je jev, při kterém dochází k samovolné přeměně atomových jader na jádra jiných, stabilnějších prvků. Jádra, která mají takovou schopnost, se nazývají radionuklidy. Při této přeměně, kterou nelze ovlivnit vnějšími podmínkami, jako je teplota, tlak nebo vlhkost, dochází ke změně energetického stavu jádra nebo jeho složení (Ullmann, 2009).

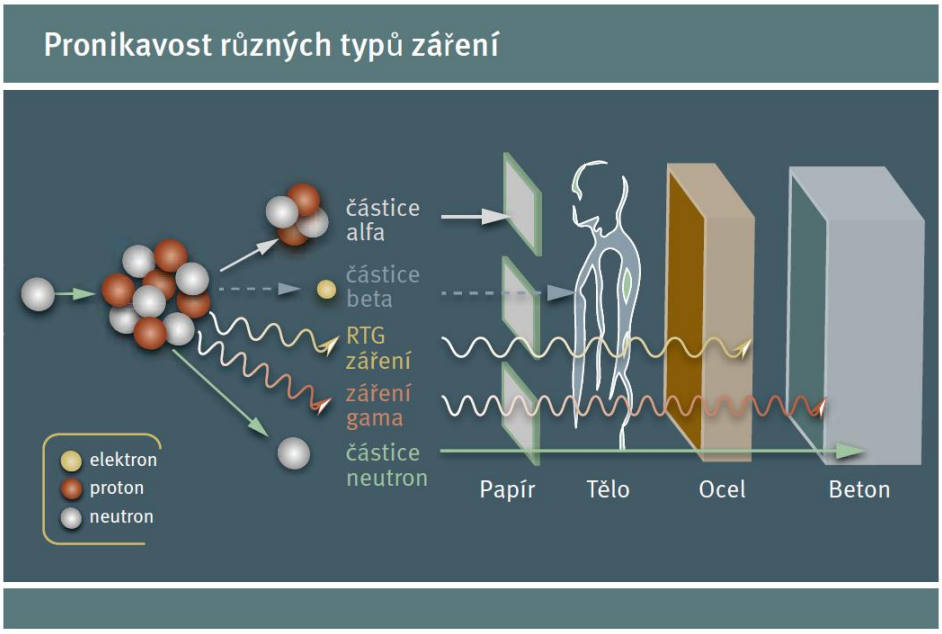
2.1.1 Druhy radioaktivních přeměn

Přeměna radioaktivních jader je provázena emisí částice (alfa, beta), kvanta elektromagnetického záření gama nebo zachycením elektronu z elektronového obalu. **Částice α** jsou tvořeny jádrem helia, tedy dvěma protony a dvěma neutrony. Vzhledem k tomu, že tyto čtyři nukleony mají velkou vazebnou energii, chová se jejich seskupení jako jedna částice. Po přeměně dochází ke vzniku dceřiného jádra, které se oproti původnímu, mateřskému jádru posouvá

v periodické soustavě prvků o dvě místa vlevo. K této přeměně dochází pouze u těžkých přirozených radionuklidů. Při **přeměně beta minus (β^-)** jádro mateřského radionuklidu emituje elektron. Ty ale v jádru nejsou obsaženy. Vznikají tam díky přeměně neutronu na proton, elektron a antineutrino. Po přeměně se nukleonové číslo prvku nemění, ale protonové číslo se o jednotku zvýší a tím se prvek v periodické soustavě posouvá o jedno místo doprava. **Při přeměně beta plus (β^+)** jádro emituje pozitron, k jehož vzniku dochází přeměnou protonu na neutron, pozitron a neutrino. Při této přeměně se jako u předchozí přeměny nukleonové číslo nemění, ale protonové číslo se naopak o jednotku zmenší a tím se prvek posouvá v periodické soustavě o jedno místo doleva. **Elektronový záchyt**, bývá často nazýván také jako K-záchyt, protože se nejčastěji jedná o záchyt elektronu z K sféry do jeho jádra. Jestliže je v jádru přebytek protonů a jádro tak není stabilní, dojde k záchytu a pohlcení elektronu z K orbitu. Proton se přemění na neutron. Na uvolněné místo v K orbitu po elektronu se umístí jiný elektron z vyššího orbitu. Zároveň dojde k uvolnění přebytečné energie ve formě fotonu. Při elektronovém záchytu se nukleonové číslo nemění, ale protonové číslo se, stejně jako u přeměny β^+, o jedno sníží. Prvek se tak v periodické soustavě posouvá o jedno místo doleva. Při **přeměně gama (γ)** se protonové ani nukleonové číslo prvku nemění. Jadernou reakcí zpravidla výsledné jádro ve svém základním energetickém stavu nevzniká, většinou zůstává ve stavu energeticky vzbuzeném (excitovaném). Nadbytečné energie se při návratu do základního stavu zbavuje, kromě emise částice, také emisí jednoho nebo několika fotonů záření γ. Doba existence excitovaného jádra je obecně velmi krátká a přímo neměřitelná, takže foton se vyzáří prakticky současně s emisí hmotné částice (Havránková et al., 2018).

Protože částice alfa rychle ztrácejí ionizací energii, je dolet alfa záření velmi malý. V plynech je to řádově několik centimetrů, v kapalinách a pevných látkách zlomky milimetrů. Při dopadu na kůži je záření α absorbováno v horních

vrstvách epidermis (dolet částic α je ve tkáni řádově v mikrometrech). Z tohoto důvodu není záření α při vnějším ozáření (snad s výjimkou oka) nebezpečné. Při vnitřní kontaminaci se však energie částic α absorbuje přímo v malém objemu tkáně a vzhledem k jejich vysoké biologické účinnosti působí negativně. V porovnání s částicemi α mají částice β menší hmotnost a menší lineární ionizaci. Pronikavost je vyšší než u částic alfa, mohou pronikat materiály s nízkou hustotou nebo malou tloušťkou. Vzhledem ke svému průniku do hloubky několika milimetrů jsou částice beta nebezpečné zejména z hlediska zevní kontaminace, a mohou proto způsobit závažnou radiační dermatitidu. Záření gama se naopak vyznačuje vysokou pronikavostí (Havránková et al., 2018). Pronikavost jednotlivých typů záření různými materiály je patrná z Obrázku 1.



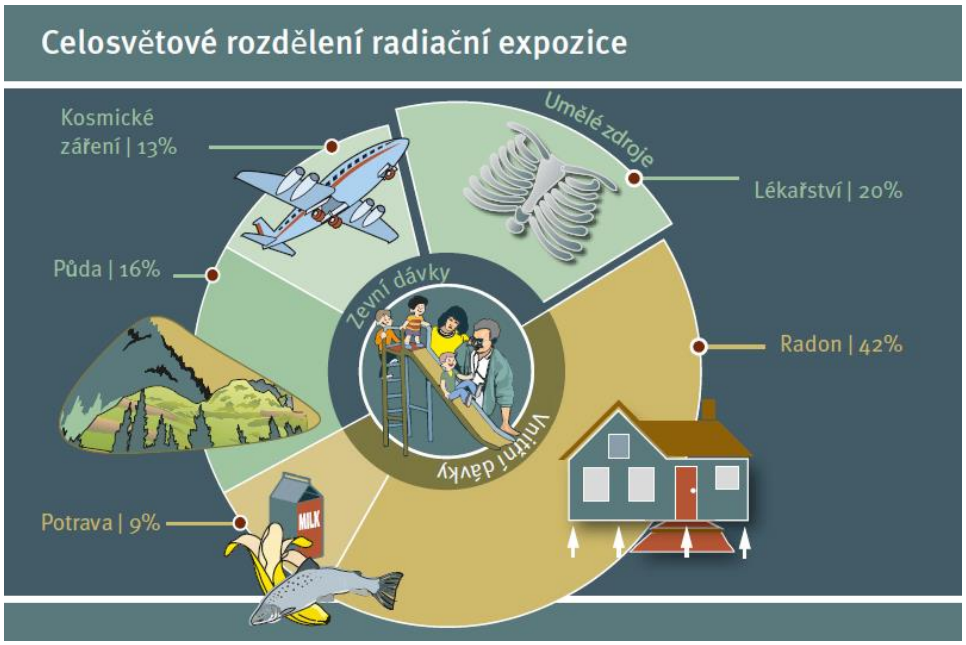
Obrázek 1 Pronikavost různých typů záření
(UNEP, 2016a)

2.1.2 Zdroje ionizujícího záření

Zdrojem ionizujícího záření je zdroj, který vyzařuje toto záření nebo obsahuje radioaktivní látku. Podle původu se zdroje dělí na přírodní a umělé. Za **přírodní**

zdroje je považováno kosmické záření a záření pocházející ze zemské kůry. Kosmické záření vyzařuje především Slunce a hvězdy, ale je tvořeno i z neznámých zdrojů na okraji vesmíru. Záření pocházející ze zemské kůry (terestriální záření), je tvořeno primárními a sekundárními radionuklidy. Ty primární vznikaly spolu s dalšími jádry ve vnitru hvězd, které vybuchly a staly se součástí Země již při formování Slunce a sluneční soustavy. Mezi nejrozšířenější primární radionuklidy patří ^{40}K, ^{235}U, ^{238}U a ^{232}Th. Sekundární radionuklidy vznikají při rozpadu těch primárních. Mezi nejvýznamnější patří radionuklidy ^{226}Ra a jeho produkt ^{222}Rn. K **umělým zdrojům** se řadí uměle připravené radionuklidy. Ty se už v přírodě nevyskytují vůbec nebo jen v omezené aktivitě. Umělými zdroji jsou také generátory záření, které produkují ionizující záření o energii větší než 5 keV. Jedná se např. o urychlovače nabitých částic nebo RTG přístroje (rentgenka). Dalšími zdroji záření jsou jaderné výbuchy a jaderné zkoušky (Navrátil, Rosina et al., 2019).

Jak uvádí Navrátil et al. (2014), je umělým zdrojům ionizujícího záření, především jaderným zařízením, věnována mnohem větší pozornost než těm přírodním. Přitom se umělé zdroje podílejí se na našem ozáření podstatně méně, jak je vidět na Obrázku 2. Průměrná roční efektivní dávka ozáření přírodními zdroji je v Evropské unii 2,2 mSv. V České republice je to díky podloží a přítomnosti radonu 3,4 mSv.



Obrázek 2 Celosvětové rozdělení radiační expozice (UNEP, 2016b)

2.1.3 Vybrané veličiny a jednotky v oblasti ionizujícího záření

Aby bylo možné zajistit principy radiační ochrany v souladu s bezpečnostními standardy, je nutné kvantifikovat ozáření prostřednictvím jednotek a veličin, na jejichž základě budou moci být nastavena příslušná ochranná opatření. Pro kvantifikaci stochastických a deterministických účinků záření se využívá několik veličin (Kubinyi et al., 2018). Jedná se zejména o veličinu **aktivita A**, která u radionuklidových zdrojů vyjadřuje množství radioaktivní dávky. Touto veličinou se rozumí počet samovolných radioaktivních přeměn v radioaktivní látce za jednotku času. Aktivita A radionuklidu klesá exponenciálně s časem. Jednotkou Aktivity je becquerel (Bq). Důležitou veličinou je také **absorbovaná dávka D**. Ta značí energii ionizujícího záření, jež bylo absorbováno v hmotnosti ozařované látky a v určitém místě. Absorbovaná dávka D je vyjádřena poměrem střední energie dε absorbované v látce o hmotnosti dm a hmotnosti látky. Její jednotkou je gray (Gy). Další veličinou je **ekvivalentní dávka H_T,** která zohledňuje skutečnost, že stejné dávky různých druhů ionizujícího záření mohou

způsobovat různé biologické účinky. Ekvivalentní dávka H_T je definována jako součin radiačního váhového faktoru w_R, jež zohledňuje různé biologické účinky ionizujícího záření, a střední absorbovanou dávkou $D_{T,R}$ ve tkáni T či orgánu, způsobenou zářením typu R. Její jednotkou je sievert (Sv). Z hlediska rozdílné radiosenzitivity tkání a orgánů a vzniku stochastických účinků se často využívá veličina **efektivní dávka E**. Tato dávka je součet ekvivalentních dávek v jednotlivých tkáních či orgánech vážených tkáňovým váhovým faktorem w_T. Jednotkou je opět Sv (Havránková et al., 2018; Kuna, Navrátil et al., 2005).

2.1.4 Stochastické a deterministické účinky záření

Posouzení rizik vyplývajících z ozáření, ať pro jednotlivce nebo pro skupinu, tvoří důležitou součást moderní radiační ochrany. Biologické účinky záření mohou být hodnoceny na molekulární úrovni nebo je možné hodnotit jejich následky, které mají vliv na celkový zdravotní stav organismu. Díky tomu, že jsou zavedeny přísné podmínky radiační ochrany osob, jsou za běžných okolností očekávány spíše stochastické biologické účinky než deterministické. **Stochastické účinky** se vyskytují s delším časovým odstupem od ozáření a pravděpodobnost jejich výskytu je ovlivněna především efektivní dávkou. Mohou a nemusí se projevit. Předpokládá se, že pro tyto účinky neexistuje prahová dávka, jako u deterministických účinků. Stochastické účinky způsobují ozáření deoxyribonukleové kyseliny a jeho vlivem může dojít k vyvolání nádorových onemocnění nebo genetických změn. K **deterministickým účinkům** dochází vždy, když je překročena určitá prahová dávka. Tyto účinky se objevují v krátké době po ozáření organismu a závažnost jejich důsledků roste s dávkou. K deterministickým účinkům může dojít při nežádoucím ozáření vyšší dávkou, např. při jaderné havárii (Kubinyi et al., 2018). K těmto účinkům řadíme akutní nemoc z ozáření, akutní lokální změny (akutní radiační dermatitidu, poškození plodnosti, radiační záněty), poškození plodu a pozdní nenádorová poškození (Havránková et al., 2018).

2.2 Cesium

Cesium patří do skupiny alkalických kovů, jedná se o nejměkčí kov, je lesklý, modrobílý a na vzduchu nestálý. Má silně elektropozitivní charakter a ze všech alkalických kovů je to nejreaktivnější prvek. Protonové číslo cesia je 55, teplota tání je 28,4 °C, teplota varu je 669,3 °C. Ve sloučeninách se objevuje jako bezbarvý kation Cs^+. S vodou reaguje velmi prudce, při reakci vzniká hydroxid cesný – nejsilnější žíravina z hydroxidů alkalických kovů. V současnosti se tento prvek využívá například ve formě sloučeniny KCsSb k výrobě fotoelektrických článků do zařízení pro noční vidění nebo ve formě chloridu cesného jako protijed při otravě arsenem (Cesium, 2017).

V přírodě se elementární cesium nevyskytuje, ale doprovází ostatní alkalické kovy, jako je lithium, sodík, draslík či rubidium ve formě sloučenin ve stopových množstvích. Přírodní cesium tvoří stabilní izotop ^{133}Cs, dále bylo uměle vytvořeno 67 nestabilních izotopů cesia s hmotnostním čísly v rozmezí 112–151. Radioaktivní izotop ^{137}Cs se využívá především při radiační sterilizaci a v medicíně (Cesium, 2017).

Radioaktivní formy cesia jsou uvolňovány během štěpení uranu. Tyto formy jsou nestabilní a radioaktivním rozpadem se mění v další, více stabilní prvky. Hlavními izotopy cesia jsou ^{134}Cs a ^{137}Cs. Izotopy se rozpadají a přeměňují na další izotopy, přičemž vyzařují radioaktivní záření beta a gama. Izotop ^{134}Cs se přeměňuje na ^{134}Xe a ^{134}Ba a jeho poločas rozpadu je 2 roky. Zatímco ^{137}Cs se přeměňuje na neradioaktivní ^{137}Ba, ale poločas jeho rozpadu je přibližně 30 let. Z hlediska dlouhodobé kontaminace prostředí se stává nejvýznamnějším izotopem cesia (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2004).

Radionuklid ^{137}Cs, podobně jako ostatní radionuklidy, může do našeho organismu vstoupit různými expozičními cestami – při kontaktu s poraněnou

pokožkou, inhalací nebo ingescí (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2004). Absorpce cesia v lidském těle probíhá především trávicím traktem. Cesium má také tendenci se koncentrovat ve svalech, protože jeho hmotnost je relativně velká. Cesium má podobné chemické vlastnosti jako draslík, oba to jsou alkalické kovy. Z těla se cesium, stejně jako draslík, vylučuje poměrně rychle. Deset procent se vylučuje s biologickým poločasem 2 dny a zbývajících 90 % opouští tělo s biologickým poločasem přibližně 110 dní (Ojovan a Lee, 2005).

2.3 Draslík

Draslík je lesklý, stříbřitě bílý, měkký kov a podobně jako cesium, patří do skupiny alkalických kovů. Patří mezi nejrozšířenější prvky zemské kůry a je to druhý nejlehčí kov (Draslík, 2017). Draslík se uchovává v ochranném prostředí, např. v petroleji, protože při kontaktu se vzduchem rychle oxiduje. Tento prvek má nižší hustotu než voda, což mu umožňuje plavat na vodě. Draslík je, podobně jako ostatní alkalické kovy, velmi reaktivní a vyskytuje se jen ve sloučeninách, které mají široké využití. Například uhličitan draselný se využívá k výrobě draselného skla nebo dusičnan draselný se používá jako průmyslové hnojivo (Straka, 2019).

V přírodě se draslík vyskytuje také pouze ve vázaných sloučeninách. Obsah draslíku v zemské kůře je přibližně 2,35 %. Jeho obsah byl detekován v 580 různých nerostech (zejména křemičitanech, slídách či v ložiscích chloridu draselného), z nichž nejvyšší obsah draslíku mají minerály karobit nebo sylvit (Draslík, 2017). Draslík se do půdy uvolňuje zvětráváním těchto nerostů. Na draslík jsou bohaté především jílovité půdy, které draslík zadržují (Jelínek, 2015).

Draslík se vyskytuje i v lidském těle, kde pomáhá regulovat krevní tlak, ovlivňuje činnost svalů, především srdce, a napomáhá správnému fungování

ledvin (Biologický význam draslíku, 2017). Na 70 kg hmotnosti připadá průměrně 0,14 kg draslíku, z čehož je 0,0166 g ^{40}K. Tento obsah znamená přibližnou aktivitu 4,4 Bq/kg (Navrátil, Rosina et al., 2019). Radioizotop draslíku (^{40}K) je nejrozšířenějším přírodním radionuklidem a jeho poločas přeměny $1{,}25 \cdot 10^9$ let (Draslík, 2017).

2.4 Zkoušky jaderných zbraní

Vývoj jaderných zbraní byl zahájen na přelomu 30. a 40. let minulého století na základě předchozích chemických a fyzikálních objevů, a především po objevu možnosti štěpení atomového jádra, který byl učiněn v roce 1939. Jaderný výzkum vedlo jako první Německo, které mělo vysoce rozvinutý chemický, hutnický i elektrotechnický průmysl a mělo přístup k hlavní surovině – k uranu z Jáchymova. Přední vědec W. Heisenberg navrhl konstrukci jaderného reaktoru s uranem a těžkou vodou jako moderátorem. Štěpná reakce se však nepodařila spustit a další výzkum už pokračoval jen v menší míře. Jaderný výzkum, i když ne na tak vysoké úrovni, probíhal také v dalších zemích, jako byla Francie, Velké Británie, Spojené státy americké (dále jen USA), Sovětský svaz socialistických republik (dále jen SSSR) nebo Japonsko (Matoušek et al., 2007).

2.4.1 Vznik první jaderné zbraně

Před 2. světovou válkou nebo během ní uprchlo před Hitlerem z Evropy mnoho jaderných fyziků a chemiků do USA. Zde se podíleli na vývoji jaderné zbraně. V roce 1941 podala Americká národní akademie věd žádost prezidentovi Rooseveltovi, aby byla urychleně sestrojena jaderná zbraň, jež by zajišťovala bezpečnost státu a svobodného světa. Prezident souhlasil a poskytl na tento vývoj značné finanční prostředky. V USA tehdy vyrostlo několik nových měst, kde probíhal přísně utajovaný vývoj jaderné zbraně. Bylo to Oak Ridge, kde se získával ^{235}U z uranové rudy; Hanford, kde se uran přeměňoval na ^{239}Pu a Los

Alamos, kde bylo vybudováno řídící centrum a nové laboratoře. Významný mezník pro výrobu jaderné zbraně nastal dne 2. prosince 1942, kdy se italskému fyzikovi Enricu Fermimu podařilo pod Chicagským stadionem vyvolat první řetězovou jadernou reakci. Za necelé tři roky byla vyrobena první jaderná zbraň – operace nesla krycí název: Manhattan. Dne 16. července 1945 došlo v oblasti Alamogordo v Novém Mexiku k odpálení první plutoniové zbraně o síle 20 kt TNT. Výbuch proběhl úspěšně a jaderný hřib vystoupal až do výšky 12 km. Za hlavní dva vůdce této operace byli považováni J. R. Oppenheinmer a L. Szilard (Mika a Říha, 2011).

2.4.2 Útok na Hirošimu a Nagasaki

Po japonském přepadení námořní základny Pearl Harbor dne 7. prosince 1941, vstoupily do války i USA a válka se tak stala světovou. Při dobývání japonského ostrova Okinawa utrpěla americká armáda velké ztráty, přibližně 12 000 mužů. Odhadovalo se, že při invazi do Japonska by USA ztratily až 1 milión mužů. Tehdejší americký prezident Harry S. Truman nabízel Japonsku kapitulaci, která však byla odmítnuta, a proto bylo rozhodnuto o svržení jaderných bomb na dvě japonská města (Mika a Říha, 2011).

První atomová bomba, která byla použita k vojenským účelům, byla svržena dne 4. srpna 1945 v 8:15 nad městem **Hirošima**. Ještě před svržením bomby bylo nad městem shozeno 720 000 letáků, které informovaly o tom, že město bude srovnáno se zemí. Tomu ale nikdo nepřikládal význam. Svržená bomba, přezdívaná „Chlapeček“, měla sílu 12,5 kt TNT. Teplota v centru výbuchu dosahovala 300 000 °C a tlak v epicentru až 6,7 tun/m^2. Odhaduje se, že mezi civilním obyvatelstvem bylo postiženo 136 000 osob, z čehož 64 000 zemřelo do dvou měsíců od výbuchu. Nejčastější příčinou úmrtí byly popáleniny, mechanická poškození způsobená tlakovou vlnou či akutní nemoc z ozáření (Dienstbier, 2010).

Dne 9. srpna 1945 brzy ráno vzlétl z americké základy letoun, který měl svrhnout bombu na město Kokura. Díky mrakům nad tímto městem nebylo možné bombu svrhnout, a proto byl určen nový cíl – město **Nagasaki**. V 11:02 místního času byla svržena nukleární bomba s přezdívkou „Tlouštík" a s ekvivalentem 22 kt TNT. Tlak v epicentru se pohyboval mezi 6-8 tun/m^2. Následky tohoto útoku bylo postiženo 64 000 lidí, z čehož 39 000 tisíc zemřelo do dvou měsíců. Příčiny úmrtí byly totožné jako v Hirošimě, kdy nejvíce obětí zemřelo na popáleniny, mechanická poškození způsobená tlakovou vlnou a akutní nemoc z ozáření (Dienstbier, 2010).

Celkový počet obětí Hirošimy a Nagasaki se dnes odhaduje asi na 249 000. Teprve po svržení bomb na tato dvě města souhlasili japonští představitelé s kapitulací, jež ukončila druhou světovou válku (Mika et al., 2009).

2.4.3 Vznik jaderných mocností

Zkoušky jaderných zbraní probíhaly hned od počátku jejich vývoje v roce 1945. Cílem pokusů bylo ověřit funkčnost a účinky jaderných zbraní, a především zbraně zdokonalovat (Mika a Říha, 2011). Nejprve probíhaly zkoušky jaderných zbraní, které byly založeny na principu neřízené štěpné jaderné reakce, tzv. A-bomby. Jako štěpný materiál byl použit ^{235}U nebo ^{239}Pu. Později vynalezená H-bomba, nebo také tzv. vodíková, byla založená na termonukleární reakci a byla mnohem ničivější než A-bomba. Fungovala na principu slučování jader lehkých prvků, kdy je uvolňováno velké množství energie (Dienstbier, 2010). Až do roku 1949 měly USA na jaderné zbraně monopol. Dne 29. srpna 1949 odpálil svou první jadernou zbraň i SSSR, k čemuž přispěla sovětská špionážní činnost v USA. Postupně se k jaderným mocnostem přidávaly i další země, jak je zobrazeno v Tabulce 1 (Mika a Říha, 2011).

Tabulka 1 Vznik jaderných mocností
(Mika a Říha, 2011)

Název země	Datum
Spojené státy americké	16.07.1945
Sovětský svaz	29.08.1949
Velká Británie	03.10.1952
Francie	13.02.1960
Čínská lidová republika	16.10.1964
Izrael	1969-1970
Indie	11.05.1998
Pákistán	28.05.1998
Severní Korea (KLDR)	09.10.2006

Zkoušky jaderných zbraní v atmosféře byly intenzivně prováděny především v letech 1954–1958 a 1961–1962. Testování bylo sice prováděno v odlehlých místech, ale stoupající protesty obyvatelstva a různých organizací přiměly zástupce jaderných mocností ke společným jednáním. Postupně docházelo k přijetí několika smluv, které omezovaly nebo zakazovaly provádění zkoušek jaderných zbraní (Mika a Říha, 2011). Tou první byla v roce 1963 Smlouva o částečném zákazu jaderných zkoušek, která zakazovala zkoušky ve vesmíru, atmosféře a pod vodou. Mezi další významné smlouvy patřila Smlouva o nešíření jaderných zbraní z roku 1968, která v platnost vstoupila v roce 1970. Svým dlouholetým utajovaným jaderným programem tuto smlouvu porušila Korejská lidově demokratická republika (dále jen KLDR), v roce 2003 vystoupila ze smlouvy a v roce 2006 provedla svůj první jaderný test. Po dlouholetých vyjednáváních se až v roce 1996, kdy se konala v Ženevě na Valném shromáždění Organizace spojených národů Konference o odzbrojení, podařilo přijmout Smlouvu o všeobecném zákazu jaderných zbraní (Tůma, 2009). K 13. únoru 2019 tuto smlouvu podepsalo 184 států, 168 ji ratifikovalo. Smlouva dosud nevstoupila v platnost, protože chybí podpisy 12 států a 28 států smlouvu ještě neratifikovalo. Mezi státy, které smlouvu doposud nepodepsaly, jsou i jaderné mocnosti – KLDR, Pákistán a Indie (CTBTO, 2019).

2.4.4 Následky jaderných zkoušek

Z jaderných zkoušek se do životního prostředí uvolnilo nejvíce radionuklidů z testů v ovzduší, provedených zejména v letech 1945–1980. Vzhledem k tomu, že více testů bylo provedeno na severní polokouli, byla oproti jižní polokouli více zasažena. Při výbuchu jaderných zbraní se uvolňují hlavně štěpné produkty jaderné reakce, radionuklidy vzniklé po aktivaci neutrony a zbytky nevybuchlé nálože. Mezi nejvýznamnější radionuklidy uniklé při zkouškách jaderných zbraní, vzhledem k jejich dlouhodobému poločasu rozpadu, patří ^{137}Cs, ^{90}Sr a ^{14}C. Během výbuchů jaderných zbraní bylo obyvatelstvo planety ozářeno dávkou 30 milionů manSv, z čehož 26 milionů manSv bylo přisuzováno ^{14}C. Souhrnné ozáření bylo způsobeno přibližně ze 75 % ingescí, z 20 % zevním ozářením a z 5 % inhalací (UNSCEAR, 2000).

Tabulka 2 Přehled radionuklidů uvolněných během zkoušek jaderných zbraní v atmosféře (upraveno dle UNSCEAR, 2000)

RADIONUKLID	POLOČAS PŘEMĚNY	MNOŽSTVÍ (PBq)
^{3}H	12,33 roku	186000
^{14}C	5730 let	213
^{54}Mn	312,3 dne	3980
^{55}Fe	2,73 roku	1530
^{89}Sr	50,53 dne	117000
^{90}Sr	28,78 roku	622
^{91}Y	58,51 dne	120000
^{95}Zr	64,02 dne	148000
^{103}Ru	39,26 dne	247000
^{106}Ru	373,6 dne	12200
^{125}Sb	2,76 roku	741
^{131}I	8,02 dne	675000
^{140}Ba	12,75 dne	759000
^{141}Ce	32,50 dne	263000
^{144}Ce	384,9 dne	30700
^{137}Cs	**30,07 roku**	**948**
^{239}Pu	24110 let	6,52
^{240}Pu	6563 let	4,35
^{241}Pu	14,35 roku	142

2.5 Havárie jaderné elektrárny v Černobylu

Objev jaderné energie byl významným mezníkem v dějinách lidstva. I když byla jaderná energie využívána nejprve k vojenským účelům, později se začala využívat i k mírovým účelům – tedy především k výrobě elektrické energie. První jadernou elektrárnou byla elektrárna postavená v roce 1954 v bývalém Sovětském svazu ve městě Obninsk. Elektrárna měla výkon 5 MW, jako moderátor byl použit grafit a chlazení probíhalo pomocí tlakové vody (Klobouček, 2010).

Postupně se stavěly další jaderné elektrárny a začátkem 80. let minulého století jich v bývalém Sovětském svazu stálo 19. Jedna z nich byla i ta v Černobylu. Byla postavena v roce 1977, kdy byly spuštěny první dva reaktory RBMK 1000. V roce 1978 byly spuštěny další dva reaktory, celkový elektrický výkon při plném provozu dosahoval 4 000 MW. Reaktory RBMK 1000 se používaly jen na území SSSR. Jednalo se o reaktory s grafitovým moderátorem chlazené lehkou vodou. Do budoucna se plánovalo vystavět ještě další dva reaktory, ale k tomu již nikdy nedošlo. 26. duben 1986 se totiž zapsal do dějin jako den, kdy došlo k nejhorší jaderné havárii (Štrait, 2016).

Jak uvádí Mezinárodní skupina pro jadernou bezpečnost (INSAG) ve své zprávě z roku 1992, došlo již v minulosti k haváriím na reaktorech typu RBMK. V roce 1975 došlo k nehodě v Leningradu a v roce 1982 v Černobylu. Obě nehody ukázaly na hlavní nedostatky při provozu reaktorů RBMK. Nehoda v Leningradu byla některými dokonce považována za předzvěst nehody v Černobylu v roce 1986. Bohužel nedošlo k seznámení zaměstnanců ostatních elektráren s příčinami této nehody, byly provedeny pouze drobné změny v konstrukci reaktorů a upraveny provozní směrnice. Kdyby o nastalé situaci byli pracovníci dostatečně poučeni, mohli v případě havárie v roce 1986 jednat jinak (INSAG, 1992).

2.5.1 Průběh havárie

Na pátek 25. dubna 1986 bylo v jaderné elektrárně naplánováno odstavení 4. reaktoru, aby mohla být provedena oprava. Při této příležitosti bylo rozhodnuto o provedení běžného experimentu. Ten měl vyzkoušet, zda bude turbogenerátor po rychlém uzavření přívodu páry do turbíny schopen, ještě cca 40 sekund pomocí své setrvačnosti, pohánět čerpadla havarijního chlazení v aktivní zóně (SÚJB a SÚRO, 1996).

Snižování výkonu reaktoru začalo v nočních hodinách. Postupně se snížil tepelný výkon z běžných 3 200 MW na 1 600 MW. Zároveň byl odpojen systém havarijního chlazení reaktoru, aby nedošlo k jeho aktivaci v průběhu testu. Na žádost energetických závodů musela být zkouška nečekaně odložena. Během této doby zůstal havarijní systém chlazení vypnutý, čímž byly porušeny bezpečnostní předpisy. Později došlo k nástupu nové směny, která na provedení experimentu nebyla proškolena (SÚJB a SÚRO, 1996).

Od 23:10 hod se výkon reaktoru začínal opět postupně snižovat. Chybou operátorů ale výkon klesl až na kritických 30 MW (SÚJB a SÚRO, 1996). Minimální limit pro bezpečný provoz reaktoru byl přitom 700 MW (INSAG, 1992). Následkem tak významného snížení výkonu nastala tzv. xenonová otrava reaktoru, kdy se zvýšila koncentrace ^{135}Xe, který absorboval neutrony, a došlo k zastavení štěpné reakce. Aby byla zajištěna možnost kdykoliv spustit reaktor po jeho odstavení, je důležité mít k dispozici velkou zásobu reaktivity, jinak reaktoru hrozí tzv. „pád do jodové jámy“. Reaktor by pak bylo možné spustit až po poklesu koncentrace ^{135}Xe. Při tomto nízkém výkonu mělo dojít k odstavení reaktoru, což by ale zastavilo očekávanou zkoušku. Místo toho obsluha vytahovala grafitové tyče, čímž docházelo ke snížení operativní zásoby reaktivity. Tepelný výkon se zvýšil na 200 MW. I přesto byl reaktor nestabilní – tlak i hladina vody v separátorech klesly pod běžnou úroveň. Za normálních

okolností by se spustila havarijní ochrana, tu ale obsluha vypnula, aby zabránila odstavení reaktoru (SÚJB a SÚRO, 1996).

V sobotu 26. dubna v 1:22 hod (před započetím zkoušky) byla provedena kontrola aktuálních hodnot na reaktoru. Výstupem bylo, že počet regulačních tyčí v aktivní zóně odpovídal přibližně polovině povolené hodnoty. I přesto obsluha pokračovala v přípravách na zkoušku. Kvůli dostatečnému chlazení reaktoru obsluha zapnula dvě záložní čerpadla, celkem tedy bylo v provozu osm čerpadel, která přiváděla chladící vodu do aktivní zóny. Zvýšený průtok chladící vody ale znamenal, že došlo ke snížení obsahu páry v chladivu v aktivní zóně. Tím došlo opět k poklesu reaktivity a vytažení dalších regulačních tyčí. Minutu před započetím zkoušky operátoři snížili průtok napájecí vody, to znamenalo zvýšení teploty vody na vstupu do reaktoru. Další chyby se operátoři dopustili v 1:23 hod, když zablokovali havarijní signál, který by po uzavření přívodu páry na turbínu zajistil odstavení reaktoru. Chtěli si totiž zajistit možnost zkoušku opakovat, kdyby se první nezdařila. Ve stejný čas započala zkouška. Tepelný výkon byl zatím stále na 200 MW. Snížení výkonu čtyř hlavních čerpadel vedlo k tomu, že se prudce snížil průtok chladící vody reaktorem, což znamenalo zvýšení teploty i tlaku vody. Následkem toho se zvýšilo množství páry a tím se zvýšila i reaktivita a výkon reaktoru dosahoval až 1 600 MW. Průtok chladiva stále klesal a množství páry stoupalo. To vyústilo v přehřátí paliva a destrukci pokrytí paliva (SÚJB a SÚRO, 1996).

V 1:23:40 operátoři aktivovali havarijní ochranu I. stupně pro havarijní odstavení reaktoru. Regulační tyče se začaly zasunovat do reaktoru. Byly však téměř všechny vytažené z aktivní zóny a jejich zasunování trvalo příliš dlouho. Zasunování tyčí také znemožnila deformace geometrie uprostřed aktivní zóny. V 1:24 došlo postupně ke dvěma výbuchům. První zapříčinilo přetlakování reaktoru, kdy pára zvedla víko reaktoru o váze 1 000 t. K druhému výbuchu

došlo o dvě až tři vteřiny později. Dodnes není jasné, zda příčinou tohoto výbuchu byla reakce vodíku vzniklého chemickými reakcemi mezi zirkoniem (je obsaženo v trubkách tlakových kanálů), unikající párou a vzduchem, nebo se jednalo o následek druhé výkonové exkurze. Obě dvě exploze způsobily rozmetání paliva a hořícího grafitu do okolí jaderné elektrárny, zapříčinily zničení budovy reaktoru a požáry na střeše turbínové haly a v prostoru reaktorové haly (SÚJB a SÚRO, 1996).

Přibližně v 5:00 byl požár na střeše turbínové haly a v prostoru reaktorové haly zlikvidován (SÚJB a SÚRO, 1996). Nadále ale hořely grafitové bloky. Hrozilo, že by prohořením paliva mohlo dojít ke kontaktu s vodou, která byla umístěna v zásobníku pod reaktorem. Proto byli povoláni příslušníci armády a šest dní odčerpávali veškerou vodu pod reaktorem. Podařilo se tak odvrátit termální explozi, která by měla nedozírné následky. Po odčerpání vody byly do země pod reaktorem vyvrtány díry, do nichž byl pumpován tekutý dusík, aby půdu zmrazil (Kostka, 2011).

Protože se požár reaktoru nedařilo uhasit vodou, havarijní komise rozhodla, že bude zasypán. Z vrtulníku bylo do reaktoru svrženo 1 800 t písku a jílu, jež zabraňoval přístupu vzduchu; 2 400 t olova pohlcujícího teplo a záření; 800 t dolomitu, ze kterého se uvolňoval oxid uhličitý a dusil plameny a karbid bóru, který pohlcoval neutrony a brzdil štěpnou reakci. Po několika dnech se požár podařilo zcela uhasit (Štrait, 2016).

Aby byl reaktor zajištěn proti úniku radioaktivity, bylo dva týdny po havárii rozhodnuto o stavbě tzv. sarkofágu (SÚJB a SÚRO, 1996). Ten byl dokončen v listopadu 1986. Do reaktoru bylo navezeno 340 000 m^3 betonu, 340 000 m^2 železobetonových desek a 3 000 t železných konstrukcí (Štrait, 2016). Postupem času se ale na sarkofágu začaly objevovat trhliny, a tak byl postaven nový a v roce

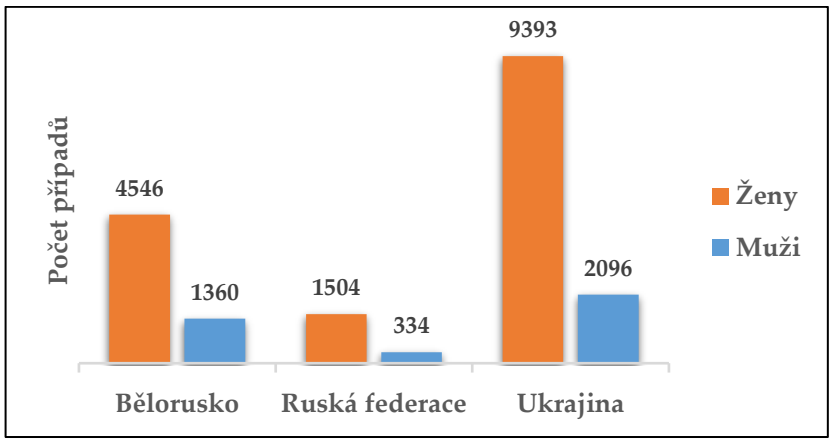
2016 umístěn na ten původní. Jednalo se o obrovskou ocelovou kopuli o váze 36 000 t, která izoluje radioaktivní prachové částice ze čtvrtého reaktoru před okolním prostředím. Jeho životnost je odhadována na 100 let. Celková investice této stavby byla vyčíslena na 2,15 miliard € (ChernobylZone, © 2012–2019).

2.5.2 Zdravotní důsledky havárie u obyvatelstva Ukrajiny, Běloruska a Ruské federace

Na likvidaci havárie se podílelo 600 000 pracovníků z řad hasičů, policie, armády, pracovníků elektrárny i dobrovolníků. Nejvyšší dávky záření obdrželo zhruba 1 000 lidí během prvního dne. Jednalo se hlavně o zaměstnance elektrárny, hasiče a vojáky, kteří zasahovali bezprostředně po výbuších v blízkosti reaktoru a snažili se uhasit požár. Obdrželi vysoké dávky gama záření v rozmezích od 2 do 20 Gy (The Chernobyl Forum, 2006). U 134 osob byla diagnostikována akutní nemoc z ozáření. V časném období jich 28 zemřelo na ANO. Dalších 19 pak zemřelo do roku 2004 z různých příčin, z čehož pouze u 5 osob se dala předpokládat přímá souvislost s předchozím ozářením. Ostatní osoby jsou stále pravidelně sledovány (Klener, Tomášek, nedatováno).

Hromadná evakuace obyvatel města Pripjať a okolních 36 obcí byla nařízena až 27. dubna od 14:00 hod. Minimálně tedy 115 000 lidí, kteří byli evakuováni, bylo několik hodin zbytečně vystaveno ozáření uniklými radionuklidy (Štrait, 2016). Velké obavy v prvních dnech po havárii vzbuzoval únik ^{131}I, který štítná žláza akumuluje z krevního řečiště. Z hlediska vzniku stochastických účinků patří štítná žláza k orgánům náchylným k vyvolání nádorového onemocnění. Proto únik tohoto radionuklidu vedl u mnoha lidí, především u dětí, k ozáření štítné žlázy při požívání kontaminovaných potravin, listové zeleniny, při pití mléka nebo při inhalaci (The Chernobyl Forum, 2006). UNSCEAR ve své zprávě z roku 2018 zveřejnil míru výskytu rakoviny štítné žlázy v letech 1991–2015 u osob ve třech nejpostiženějších zemí: Bělorusku, Ukrajině a Ruské federaci (oblasti

Bryansk, Kaluga, Orel a Tulau), kterým v době havárie bylo méně než 18 let. Jak ukazuje Obrázek 3, jedná se celkem o více než 19 000 případů a oproti výskytu tohoto onemocnění v letech 1991–2005 je to téměř trojnásobný počet. Navýšení případů výskytu rakoviny štítné žlázy má několik důvodů: samovolný nárůst případů onemocnění díky dosažení dospělosti, doba expozice záření a kvalitnější diagnostické metody.



Obrázek 3 Míra výskytu rakoviny štítné žlázy mezi lety 1991-2015 (upraveno dle UNSCEAR, 2018)

Dalším důsledkem vyššího ozáření obyvatel může být i zvýšený výskyt leukémie, popř. ostatních maligních onemocnění. Dle zjištěných poznatků dochází k nejvyššímu výskytu leukémie v období 5–15 let od expozice. U dospělých bylo do roku 1993 objeveno 48 případů leukémie, především u osob, které se podílely na likvidaci havárie a obdržely průměrnou dávku 0,17 Gy. S jistotou ale není možné potvrdit přímou souvislost tohoto onemocnění s ozářením osob. Z ostatních maligních onemocnění byl zjištěn zvýšený výskyt nádorů prsu u žen mladších 45 let na území Běloruska a Ukrajiny. Zde rovněž nebyla prokázána přímá souvislost s expozicí osob (Klener, Tomášek, nedatováno).

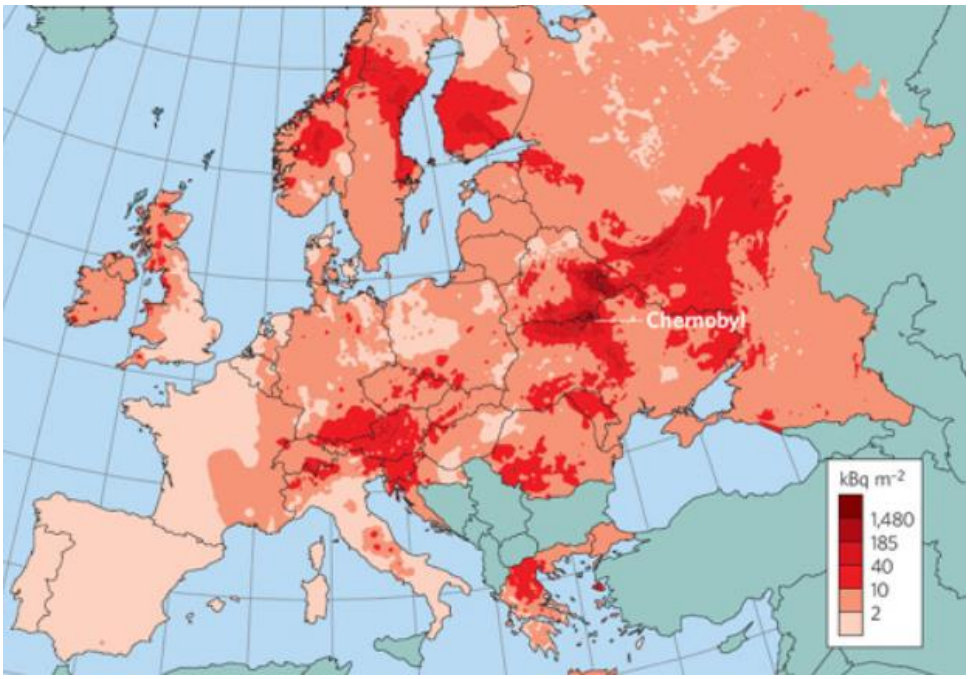
2.5.3 Radionuklidy pocházející z havárie v Černobylu

Během požáru, který trval deset dní, unikalo do životního prostředí značné množství radioaktivních látek, jejichž přehled je uveden v Tabulce 3. K nejvýznamnějším uniklým radionuklidům patřily zejména ^{137}Cs, ^{134}Cs a ^{131}I (UNSCEAR, 2011).

Tabulka 3 Nejdůležitější radionuklidy uniklé z Černobylu v roce 1986 (upraveno dle UNSCEAR, 2011)

RADIONUKLID	POLOČAS PŘEMĚNY	AKTIVITA (PBq)
^{85}Kr	10,72 let	33
^{133}Xe	5,25 dní	6 500
^{132}Te	3,26 dní	~1 150
^{131}I	8,04 dní	~1 760
^{133}I	20,8 hodin	910
^{103}Ru	39,3 dní	>168
^{106}Ru	368 dní	>73
^{134}Cs	2,06 let	~47
^{137}Cs	**30 let**	**~85**
^{89}Sr	50,5 dní	~115
^{90}Sr	29,12 let	~10
^{238}Pu	87,74 let	0,015
^{239}Pu	24,065 let	0,013
^{240}Pu	6 537 let	0,018
^{241}Pu	14,4 let	~2,6
^{144}Ce	284 dní	~50
^{242}Cm	18,1 let	~0,4

Výbuch reaktoru a následné požáry vynesly radioaktivní látky vysoko do ovzduší, přibližně do výšky 1 500 m. Radionuklidy byly nejprve unášeny větrem přes západní část SSSR na Finsko a Švédsko. Do střední Evropy, a tedy i na území bývalé Československé socialistické republiky (dále jen ČSSR), se radioaktivní spad dostal později z několika směrů. Kontaminaci Evropy po jaderné havárii zobrazuje Obrázek 4 (SÚJB a SÚRO, 1996).



Obrázek 4 Radioaktivní spad nad Evropou
(Zafer, 2011)

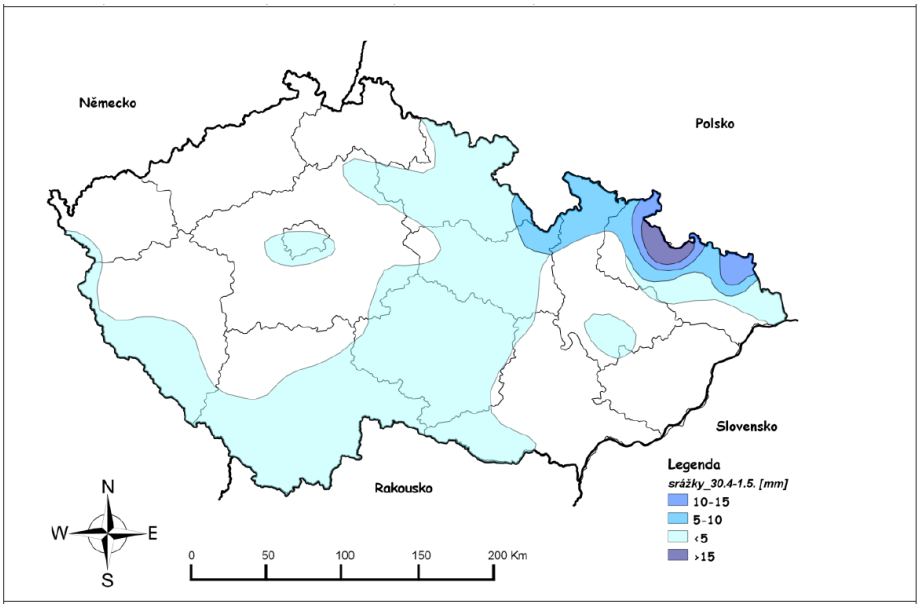
Kromě území třech nejvíce zasažených zemí (150 000 km^2) bylo v Evropě kontaminováno území o rozloze 45 000 km^2, a to především radionuklidem ^{137}Cs, v hodnotách 37–200 kBq/m^2 (UNSCEAR, 2011).

2.6 Kontaminace ^{137}Cs na území ČSSR

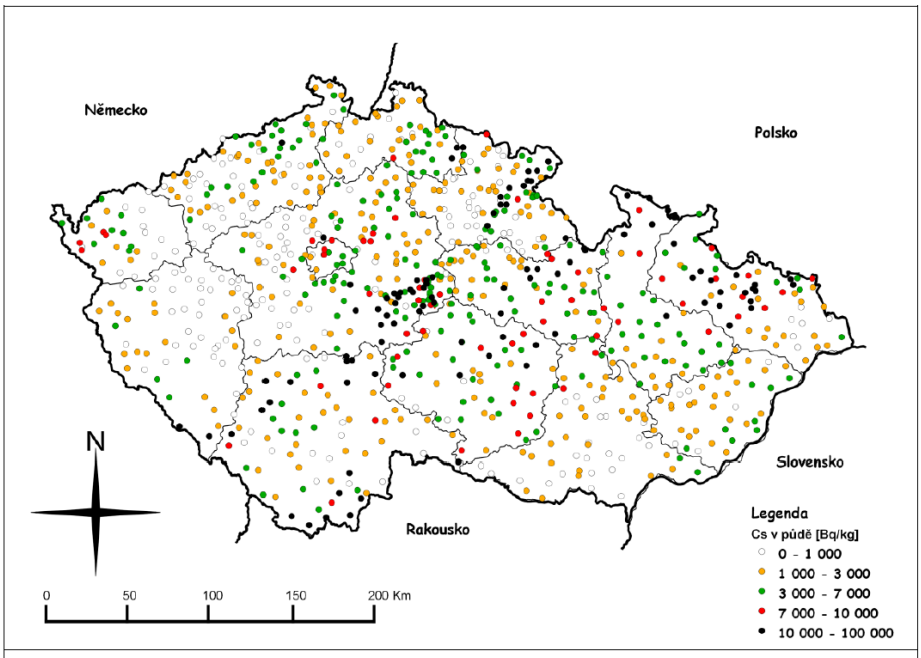
Jak již bylo uvedeno výše, byly i na území tehdejší ČSSR hlavními zdroji kontaminace životního prostředí ^{137}Cs zkoušky jaderných zbraní a černobylská havárie. Díky časovému odstupu těchto dvou událostí, může být v současné době považována havárie v Černobylu za hlavní zdroj kontaminace prostředí. I když příspěvky z obou událostí nejsou snadno rozlišitelné (Rulík a Helebrant, 2011).

Radioaktivní mrak pocházející z havárie jaderné elektrárny v Černobylu prošel přes území ČSSR třikrát. První průchod byl zaznamenán v noci z 29. na

30. dubna, druhý 3. a 4. května a třetí 7. května 1986. Ve vzdušných masách bylo obsaženo asi 20 druhů radionuklidů, především to byly ^{137}Cs, ^{131}I, ^{132}Te, ^{134}Cs a ^{103}Ru (Hůlka a Malátová, nedatováno). Těkavé prvky, jako je cesium a telur, byly vzduchem přenášeny ve formě aerosolů o velikosti 0,5–1 μm nebo spolu s částicemi z rozprášeného jaderného paliva (SÚJB a SÚRO, 1996). Radionuklidy obsažené v radioaktivním mraku se z atmosféry postupně uvolňovaly a kontaminovaly životní prostředí v závislosti na směru větru a dešťových srážkách. Díky nim se radionuklid cesia vymýval z atmosféry a kontaminoval půdu a vodu. Vzhledem k nerovnoměrným srážkám na území tehdejší ČSSR (zobrazeny na Obrázku 5 a 7) nebyly ani plošné kontaminace homogenní, pohybovaly se v rozmezí od 5 kBq/m^2 do 100 kBq/m^2 (Čadová et al., 2017). Jak je uvedeno na Obrázku 6 a 8, významné hodnoty ^{137}Cs byly v roce 1986 zaznamenány na území okresů Kutná Hora a Benešov (Rulík a Helebrant, 2011).

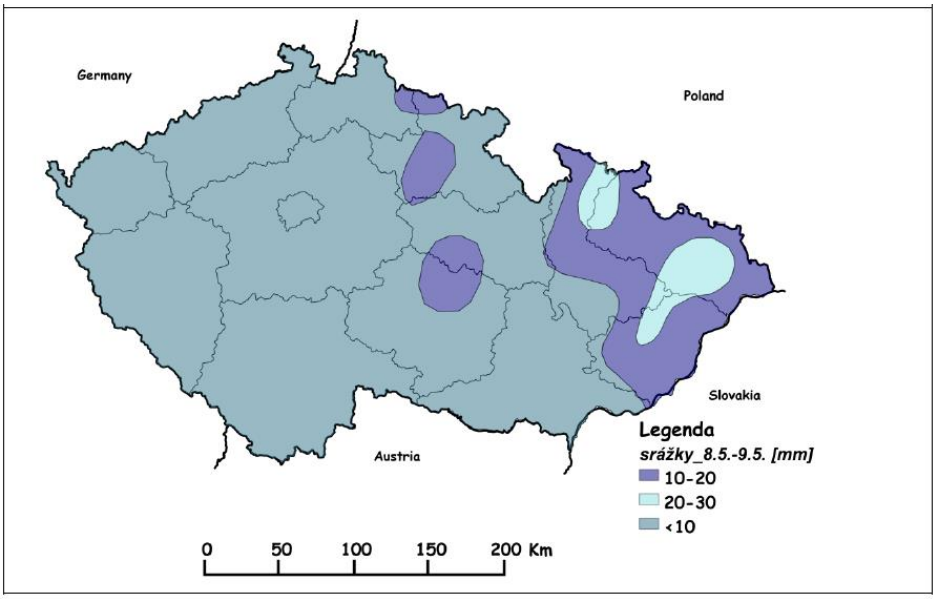


Obrázek 5 Velikost srážek na území ČR v době průchodů kontaminované vzdušiny po havárii JE Černobyl v období 30. 4. – 1. 5. 1986
(Rulík a Helebrant, 2011)

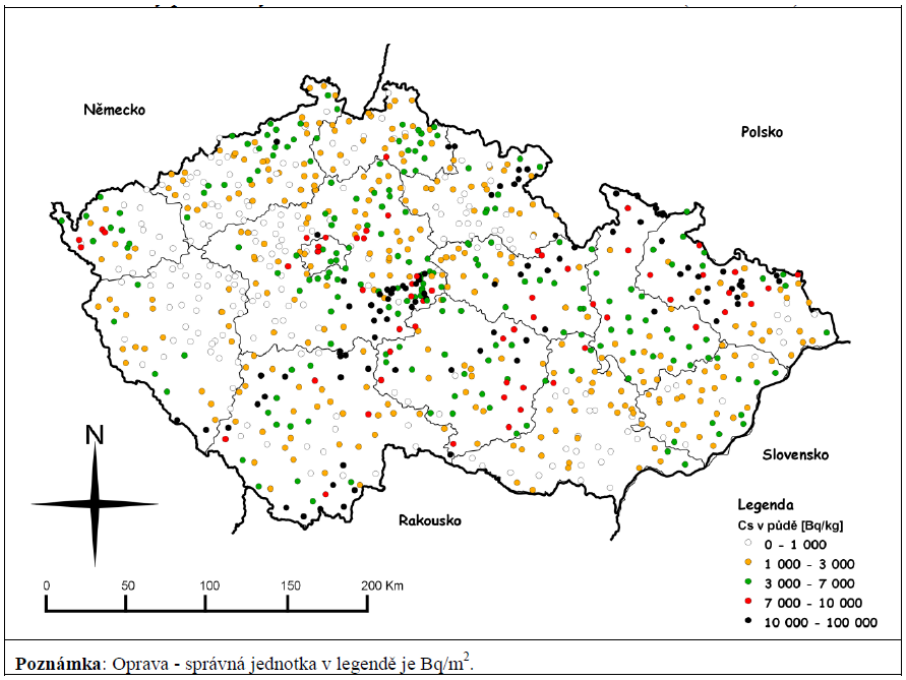


Poznámka: Oprava - správná jednotka v legendě je Bq/m^2.

Obrázek 6 Plošné kontaminace ČR ^{137}Cs v důsledku havárie JE Černobyl: Odběry provedeny v období od 1. 5. 1986, bodové zobrazení – 909 hodnot
(Rulík a Helebrant, 2011)



Obrázek 7 Velikost srážek na území ČR v době průchodů kontaminované vzdušiny po havárii JE Černobyl v období 8. 5. – 9. 5. 1986
(Rulík a Helebrant, 2011)



Obrázek 8 Plošné kontaminace ČR ^{137}Cs v důsledku havárie JE Černobyl: Odběry provedeny v období od 10.5.1986, bodové zobrazení - 846 hodnot
(Rulík a Helebrant, 2011)

Na základě ozáření při průchodu kontaminovaných vzdušných mas a ozáření ze spadu byla vypočtena efektivní dávka od zevního ozáření. V roce 1986 se na jednoho obyvatele pohybovala okolo 0,05 mSv, pro roky 1986–2056 byla odhadnuta na 0,28 mSv (Hůlka a Malátová, nedatováno).

2.6.1 Kontaminace potravin

Po černobylské havárii probíhal na území ČSSR celostátní průzkum kontaminace ovzduší, půdy a vybraných potravin. S ohledem na již dříve objevené speciální potravní řetězce (lišejník – sob – člověk), kdy se do lidského těla dostává významné množství radionuklidu ^{137}Cs, byla věnována zvýšená pozornost mléku, mléčným výrobkům a dětské mléčné výživě. Díky kontaminaci pastvin a trávy (hmotnostní aktivity radionuklidů u trávy se pohybovaly v rozmezí stovek až tisíců Bq/kg), které spásala hospodářská zvířata, byly tyto produkty významným zdrojem vnitřního ozáření. Dále byl zkoumán obsah ^{137}Cs

ve vodě, mase, obilninách, zelenině (především listové), ovoci, lesních plodech, houbách atd. Na základě naměřených hodnot kontaminace nebylo třeba provádět ochranná opatření, přesto bylo zavedeno několik opatření, které obyvatele nijak neomezovaly. Mezi ně patřilo nařízení krmit dojnice suchým krmením (pokud to bylo možné), zákaz konzumace mléka s vyšší aktivitou ^{131}I než 1 000 Bq/l, doporučení přednostně spotřebovat sušené a kondenzované mléko, přesunutí výroby dětské mléčné výživy z Opočna a Zábřehu do Nového Bydžova, přechodný zákaz výroby léků z čerstvých hovězích štítných žláz nebo vyšší frekvence kropení silnic ve městech. Sledování obsahu cesia trvá v omezené míře dodnes (Hůlka a Malátová, nedatováno).

Podobně jako efektivní dávky zevního ozáření byly stanoveny i úvazky efektivní dávky z vnitřního ozáření. Ty byly určeny na základě celotělového měření a zohledňovaly naměřené hodnoty aktivity v potravinách, krmivu a braly v úvahu i jejich časový vývoj. Nové studie uvádějí pro rok 1986 dávku 0,15 mSv, pro roky 1986–2056 dávku 0,26 mSv (Hůlka a Malátová, nedatováno).

2.6.2 Kontaminace půdy a lesního ekosystému

V jaké míře pronikly radionuklidy do složek životního prostředí, záviselo na fyzikálních a chemických vlastnostech radionuklidů, na druhu spadu (mokrý, suchý) a na vlastnostech okolního prostředí (UNSCEAR, 2011). Cesium se po vymytí ze vzdušných mas pozvolna vstřebávalo do půdy a jejích složek, zejména do jílovitých minerálů, ale i do živých organismů, bylin a dřevin. Dalo by se očekávat, že absorpce radioaktivních izotopů ^{134}Cs a ^{137}Cs a stabilního izotopu ^{133}Cs v půdě bude stejnorodá. Ukázalo se však například, že ^{137}Cs z černobylské havárie, které kontaminovalo zoranou půdu, bylo kořenovým systémem rostlin vstřebáváno více, než cesium pocházející ze zkoušek jaderných zbraní nebo stabilní izotop cesia. V průběhu let se rozdíl v absorpci snižoval. Tato skutečnost byla způsobena faktem, že cesium, které se vstřebalo do půdy dříve, bylo již

obsaženo v jeho jílovitých minerálech, kdežto absorpce „nového“ cesia trvala delší dobu. Po několika letech od havárie v Černobylu nebylo ^{137}Cs rostlinami již absorbováno a transferové faktory byly nízké, podobné těm pro stabilní cesium (Čadová et al., 2017).

Kontaminace ^{137}Cs je specifická především v lesních ekosystémech. Ty uchovávají ^{137}Cs vzhledem k neustále probíhajícím cyklickým výměnám mezi vrchní organickou vrstvou, bakteriemi, mikroflórou, mikrofaunou a vegetací dlouhou dobu (Čadová et al., 2017). Díky tomu se k hlavním zdrojům vnitřní kontaminace řadí právě lesní plody. Zatímco hmotnostní aktivita u produktů obsažených ve spotřebitelském koši se pohybuje v rozmezí desítek až stovek Bq/kg, tak u lesních produktů jsou tyto hodnoty až o 4 řády vyšší. Z lesních produktů patří k nejoblíbenějším komoditám především houby (Škrkal et al., 2013). Průměrná spotřeba hub byla za rok 2017 přibližně 3 kg na osobu a jejich spotřeba neustále roste (ČSÚ, 2019). Schopnost hub akumulovat ^{137}Cs je ovlivněna několika faktory. Především se jedná o závislost na druhu houby, druhu půdy, vlhkosti půdy, míře kontaminace, období od kontaminace půdy a s ní související vertikální distribuce (Škrkal et al., 2012). Vertikální distribuce ^{137}Cs je do značné míry určována tloušťkou organické vrstvy lesní půdy bohaté na mikroorganismy a rozsáhlými kořenovými systémy. Přenos ^{137}Cs do hlubších vrstev půdy je zpomalován přítomností minerálů slídy (Škrkal et al., 2013). Jak ^{137}Cs postupně migruje do hloubky, váže se na ostatní půdní součásti, zejména na jílové minerály. V půdě se ^{137}Cs dostává do kontaktu s myceliem (podhoubím) hub. To má schopnost radionuklid vstřebat, transportovat a akumulovat v plodnicích (Borovička et al., 2012).

2.7 Houby

Houby jsou heterotrofní organismy s buněčnou stěnou, které tvoří samostatnou říši Fungi. V současné době je známo přes 100 000 druhů hub,

z čehož většinu tvoří mikroskopické houby, tzv. mikromycety. V České republice se vyskytuje přibližně 30 000 druhů hub, z toho je asi 5 000 druhů tvořeno tzv. makromycety, tedy plodnicemi, které jsou vidět pouhým okem. Dalo by se říct, že houby jsou součástí téměř všech ekosystémů na Zemi a jejich funkce je nenahraditelná (ČMS, 2019b).

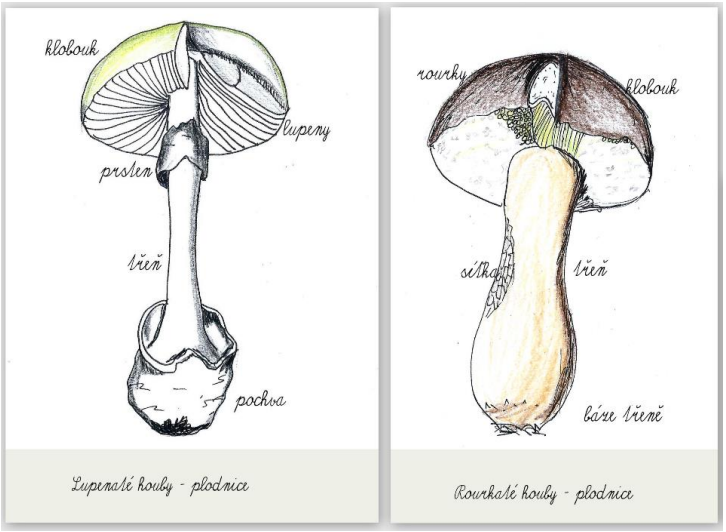
2.7.1 Základní složení hub

Houby jsou složeny převážně z vody a z živin, jako jsou bílkoviny (proteiny), lipidy (tuky a příbuzné látky) a sacharidy. V houbách jsou obsaženy i minerální látky a vitamíny důležité pro lidský organismus, ale v mnohem nižší míře než uvedené živiny. Obsah vody ve většině druhů hub se pohybuje mezi 86–94 %, zbytek tvoří tzv. sušina. Skutečný obsah sušiny není zpravidla znám, proto se běžně počítá s obsahem 10 % sušiny. Houby obsahují také velké množství chitinu. Je to stavební polysacharid, který je základní složkou buněčných stěn hub. Způsobuje jejich pevnost. Z hlediska výživy zřejmě snižuje využitelnost vitamínů a stopových prvků, ale na druhou stranu vytváří prospěšnou vlákninu. Chitin je pro lidské tělo nestravitelný a omezuje i stravitelnost některých dalších látek, jako jsou těžké kovy nebo radioaktivní prvky, což je příznivé z hlediska snížení rizika kontaminace organismu (Kalač, 2008).

2.7.2 Dělení hub

Houby lze dělit z několika hledisek. Jedním z nich je to, jakým způsobem houby získávají živiny. Z tohoto hlediska se houby dělí na tři základní ekologické skupiny – sapotrofní, symbiotické a parazitické druhy. **Sapotrofní** druhy hub se společně s bakteriemi podílejí na vytváření humusu rozkladem různých druhů substrátů (dřeva, opadu listí a jehličí, exkrementů). Tím tvoří důležitou součást koloběhu živin v přírodě. **Symbiotické** skupiny hub se dále dělí na mykorhizní druhy a lišejníky. Mykorhizní druhy hub vytváří symbiózu s dřevinami nebo

bylinami. Rostlina dodává houbě organické látky, houba rostlině zase anorganické živiny, jako je voda, fosfor, dusík a další. Tyto mykorhizní druhy hub se tak podílí na tvorbě půdy a na přenosu minerálů z geologického podloží. Například Klouzek sličný roste výhradně pod modříny, ty jsou tedy jeho mykorhizním partnerem, naopak Muchomůrka růžovka není tak vyhraněná a roste jak pod listnatými, tak jehličnatými stromy. Tyto druhy hub získávají živiny prostřednictvím mycelia, které u makromycetů tvoří vlastní tělo houby. Plodnice (Obrázek 9), která se sbírá, je ve skutečnosti pouze rozmnožovací orgán. Mycelium je tvořeno jemnou sítí mikroskopických vláken, které dosahují velkých rozměrů, i když nejsou pouhým okem viditelná. Druhou skupinu tvoří lišejníky, což je společenství houby se sinicí či řasami, které dohromady tvoří odolný organismus. Poslední skupinou jsou **parazitické** houby. Vyskytují se na hostitelích, kterým mohou způsobovat značné škody. Vzájemný vztah parazita a hostitele je ale přesto důležitý, vzhledem k zachování rovnováhy v lesních ekosystémech (ČMS, 2019b).



Obrázek 9 Plodnice u lupenaté a rourkaté houby
(Jiříková, 2014)

Dalším způsobem, jak je možné houby rozlišovat, je dle systematiky, tzn. určování jejich kmenu, třídy, řádu, čeledi a rodu. Například v České republice nejvíce oblíbený a hojně sbíraný, Hřib hnědý, spadá do kmene – stopkovýtrusných, třídy – rouškatých, řádu – hřibotvarých, čeledi – hřibovitých hub a do rodu – hřibů (ČMS, 2019a).

Pro účely práce budou houby (makromycety) děleny dle jejich výtrusného lůžka plodnice. Z tohoto lůžka vypadávají výtrusy, nediferencované jednobuněčné útvary, kterými se většina hub rozmnožuje (Antonín, 2003). Výtrusné lůžko může mít tvar rourek nebo lupenů. Rourky mají převážně houby hřibotvaré a lupeny houby lupenaté. Většina prací zabývající se touto problematikou rozděluje výsledky dle hub hřibovitých či lupenatých. Protože ale např. Klouzek sličný spadá do čeledi klouzkovitých, bude v práci použito dělení na houby hřibotvaré (do tohoto řádu spadají jak čeledi hřibovité, tak i klouzkovité) a na houby lupenaté. Lupenaté houby zahrnují řády hub pečárkotvarých a holubinkotvarých. Jakou druhy hřibotvaré, tak lupenaté, spadají do třídy rouškatých a do kmene stopkovýtrusných hub (ČMS, 2019; Škrkal et al., 2012).

3 CÍL PRÁCE A HYPOTÉZY

3.1 Cíl práce

Cílem diplomové práce je analýza a zhodnocení obsahu ^{137}Cs v jedlých houbách na území okresů Kutná Hora a Benešov. Obsah ^{137}Cs v jednotlivých vzorcích hub bude stanoven pomocí spektrometrie gama. Bude provedena analýza a zhodnocení obsahu ^{137}Cs v jednotlivých druzích hub a lokalitách. Dále bude provedeno i porovnání obsahu ^{137}Cs s obsahem přírodního radionuklidu ^{40}K. Zjištěné výsledky budou porovnány s již publikovanými výsledky jiných autorů.

3.2 Hypotézy

Hypotéza I: Hmotnostní aktivity přírodního radionuklidu ^{40}K v houbách budou dosahovat vyšších hodnot než hmotnostní aktivity ^{137}Cs.

Hypotéza II: Hmotnostní aktivity ^{137}Cs v hřibotvarých houbách budou dosahovat vyšších hodnot než hmotnostní aktivity ^{137}Cs v houbách lupenatých.

Hypotéza III: Hodnoty transferových faktorů u hřibotvarých hub budou dosahovat vyšších hodnot než hodnoty transferových faktorů u lupenatých hub.

4 METODIKA

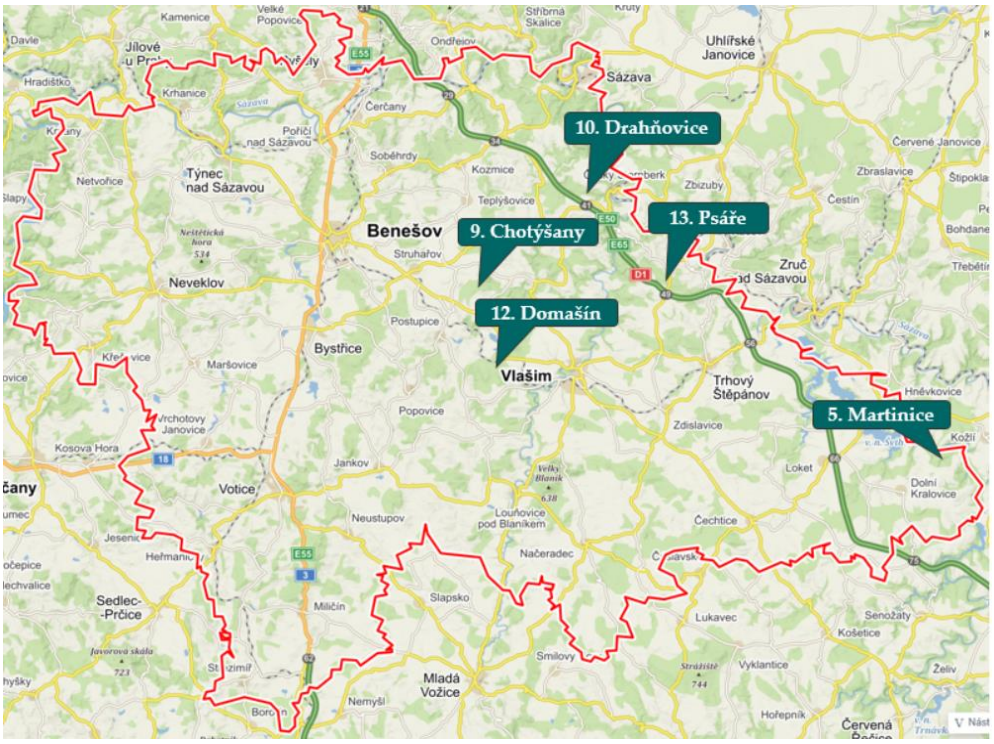
V této části práce je popsán postup při sběru jednotlivých druhů hub a půd, jsou uvedeny informace o lokalitách, ve kterých byly vzorky sbírány a datum odběru vzorku. Dále je uvedeno, jak byly vzorky připraveny k měření hodnot a jak probíhalo samotné měření.

4.1 Lokality sběru

Sběr vzorků hub a půd probíhal v okresech Kutná Hora a Benešov od září do listopadu 2018. Kvůli velkému suchu, které trvalo od května, bylo možné houby začít sbírat až koncem září, po prvních dešťových srážkách. Jako lokality sběru byla zvolena místa, ve kterých byla v roce 1986 zjištěna vyšší míra kontaminace (viz Obrázek 6). Sběr vzorků probíhal také na známých a houbaři často navštěvovaných místech. Naopak některá místa, jako lokality Svobodná Ves a Martinice, byla zvolena záměrně, protože se zde nepředpokládá významnější kontaminace území. Celkem bylo nasbíráno 68 vzorků jedlých hub ze 14 lokalit. Společně s houbami byly odebírány i vzorky půdy.

V okrese Kutná Hora proběhl sběr vzorků v devíti lokalitách, které jsou vyznačeny na Obrázku 10. V okrese Benešov proběhl sběr na pěti místech, které jsou vyznačeny na Obrázku 11.

Obrázek 10 Oblasti v okresu Kutná Hora, kde proběhl sběr hub a půdy (upraveno dle Seznam, 2018a)



Obrázek 11 Oblasti v okresu Benešov, kde proběhl sběr hub a půdy (upraveno dle Seznam, 2018b)

4.2 Sběr a úpravy vzorků hub

Vzorky hub byly sbírány ve vzrostlých smíšených lesích (smrky, borovice, jedle, břízy, duby). Jeden vzorek tvořil jeden kus nebo několik kusů jedlé houby stejného druhu, sesbíraného v okruhu do cca 100 m. Pro sběr byly použity i vzorky hub, které byly poškozeny slimákem nebo byly částečně červivé. Houby byly již při sběru tříděny v košíku dle druhů a lokality, jak ukazuje Obrázek 12. Určování vzorků probíhalo dle vlastních znalostí, na základě encyklopedie Houby od V. Antonína z roku 2003, prostřednictvím e-mailové komunikace (poradna@myko.cz) s pracovníky České mykologické společnosti (dále jen ČMS), na základě vyhledávání v Myko atlasu na internetových stránkách ČMS (www.myko.cz) a na základě osobní konzultace s pracovníky ČMS v Praze.

Obrázek 12 Oddělené sbírání vzorků hub

Nasbírané množství od každého druhu houby bylo spočítáno, označeno číslem vzorku a zdokumentováno (Obrázek 13).

Obrázek 13 Označení vzorku hub a jeho zdokumentování

Dále byly houby standardně očištěny – zbaveny zbytků jehličí, mechu a listí. Poté byly nakrájeny na plátky o tloušťce cca 5 mm, zváženy v nativním stavu (Obrázek 14) a usušeny. Sušení probíhalo v sušičce při teplotě přibližně 50 °C a trvalo 4–6 hodin (Obrázek 15 vlevo) nebo na síťkách při pokojové teplotě okolo 21 °C, kdy sušení trvalo několik dní (Obrázek 15 vpravo).

Obrázek 14 Vážení vzorku v nativním stavu

Obrázek 15 Sušení vzorků hub

Po usušení hub byly vzorky uloženy do označených vzorkovnic a zváženy (Obrázek 16).

Obrázek 16 Vážení vzorku houby v suchém stavu

4.3 Sběr a úpravy vzorků půd

Ke každého vzorku houby byl ve stejné lokalitě současně odebrán vzorek půdy. Vzorky byly ukládány zvlášť do označených igelitových tašek nebo plastových vzorkovnic (Obrázek 18). K odběru půdy byla použita ocelová lopatka o rozměrech 8x15 cm. Vzorky byly odebírány do hloubky 0–5 cm.

Obrázek 17 Odebírání vzorku půdy

Vzorky půdy byly poté přesáty přes jemné síto (velikost oka cca 1 mm) a zbaveny kamínků, listí, zbytků kořenů a větví (Obrázek 18 vlevo a vpravo).

Obrázek 18 Přesívání půdy

Poté byla půda zvážena v nativním stavu (Obrázek 19 vlevo) a sušena při pokojové teplotě, přibližně kolem 21 °C, několik dní až týdnů. Po usušení byl vzorek půdy opět zvážen (Obrázek 19 vpravo).

Obrázek 19 Vážení půdy v nativním a suchém stavu

4.4 Měření vzorků pomocí spektrometrie gama

Usušené vzorky hub a půdy byly odeslány ke změření do Regionálního centra Státního úřadu pro jadernou bezpečnost (dále jen SÚJB) v Českých Budějovicích. Vzorky byly v měřící laboratoři homogenizovány a poté byly umístěny (někdy pouze jejich část) do vhodné měřící nádoby pro měření hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K. Vzorky sušených hub byly vzhledem ke své nízké hmotnosti a malému objemu měřeny v Petriho misce (Obrázek 20), vzorky půd byly měřeny v Marinelliho nádobách o objemu 450 ml. Celková hmotnost vzorků a množství použité pro měření je uvedeno v souhrnných tabulkách. Měření vzorků probíhalo přibližně 12–24 hodin.

Obrázek 20 Vzorky hub v Petriho miskách

Ke změření hmotnostní aktivity u vzorků byla použita spektrometrie gama. Princip spektrometrie gama je založen na tom, že fotony záření gama, jež vycházejí z radionuklidového zdroje, pronikají do scintilačního krystalu. V něm se mění na fotony, které jsou viditelné v oblasti spektra – objevují se světelné záblesky v krystalu. Fotony dopadají na fotonásobič (jeho vstupní část) a mění se na elektrony. Původní množství elektronů je pomocí fotonásobiče mnohokrát znásobeno a po dopadu elektronů na fotonásobič (jeho výstupní část) vzniká elektrický impuls. Multikanálový analyzátor zpracuje elektrický signál do formy spektra. Spektrum představuje závislost množství impulzů na daném kanálu, cože je jeden z intervalů energie, na které je měřený energetický rozsah rozdělen. Výsledné spektrum je zpracováno a vyhodnoceno příslušným softwarem (Kroupa a Dvorský, 2008).

Pro samotné měření byl použit polovodičový detektor gama, tzv. HPGe detektor (High Purity), který se pro měření fotonů gama používá nejčastěji. Jedná se o detektor z velmi čistého germania, jehož struktura je podobná polovodičové diodě. Detektor, včetně nábojově citlivého předzesilovače, je vakuově zapouzdřen a chlazen tekutým dusíkem. To zabraňuje uvolnění elektronu, ke kterému by došlo důsledkem přijaté tepelné energie. Aby se eliminovaly chyby

v měření, je důležité stínění detektoru prostřednictvím železa nebo olova (Obrázek 21). Stínění snižuje odezvu detektoru na fotony gama, které se nacházejí v jeho okolí nebo pochází z přírodních radionuklidů (Matzner, 2004).

Obrázek 21 Detektory D3 a D4 ve stínění ve spektrometrické laboratoři na Regionálním centru SÚJB v Českých Budějovicích

Výsledné hodnoty byly vyhodnoceny prostřednictvím softwaru Gamwin. K jednotlivým píkům byly přiřazeny radionuklidy z knihovny, která standardně obsahuje 10 druhů radionuklidu. Konečnými výsledky byla stanovena hmotností aktivita pro radionuklidy ^{137}Cs a ^{40}K a chyba měření ve stanovené aktivitě (Matzner, 2004).

5 VÝSLEDKY

Veškeré výsledky a naměřené hodnoty jsou pro přehlednost uvedeny v následujících tabulkách a grafech. Vzhledem k velkému počtu dat jsou výsledky rozděleny dle okresů a dle stanovených hypotéz. Nejdříve jsou porovnány hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K, poté je zhodnocen obsah ^{137}Cs v hřibotvarých a lupenatých houbách, a nakonec jsou vyhodnoceny transferové faktory ^{137}Cs. Celkem bylo vyhodnoceno 68 vzorků hub a 68 vzorků půd. V okrese Kutná Hora proběhl sběr v devíti lokalitách, kde bylo nasbíráno 45 vzorků hub a půd. V okrese Benešov byly vzorky sbírány na pěti lokalitách a odebráno bylo 23 vzorků hub a půd.

V Tabulkách 4 a 5 jsou uvedeny kompletní přehledy nasbíraných vzorků hub a půd v okresech Kutná Hora a Benešov. V tabulkách je uveden název lokality, datum sběru, číslo vzorku (ČV), název houby a počet vzorků hub (PV) od každého druhu. Dále je uvedena celková hmotnost hub v nativním stavu (m1) a v sušině (m2). V tabulce je rovněž zobrazena naměřená hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v sušině, včetně chyby měření (σ). Hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K v nativním stavu byly stanoveny pomocí usychacího poměru. V další části je uvedena hmotnost půdy v nativním stavu (m3) a v sušině (m4) a opět je uvedena hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v sušině, včetně chyby měření (σ). Ve sloupci TF jsou uvedeny transferové faktory ^{137}Cs mezi půdou a houbou. Hodnoty byly vypočítány jako podíl hmotnostní aktivity ^{137}Cs v houbě k hmotnostní aktivitě ^{137}Cs v půdě. V případě vzorků, u kterých byla zjištěna hodnota menší než minimální významná aktivita (MVA), byl proveden konzervativní odhad a výsledný transferový faktor byl snížen na polovinu zjištěné hodnoty. Dále bude uváděna pouze hmotnostní aktivita naměřená v sušině vzorku, ne v nativním stavu. Pro větší přehlednost jsou v tabulkách bíle podbarveny údaje o houbách hřibotvarých, šedě jsou podbarveny údaje o houbách lupenatých.

Tabulka 4 Kompletní přehled nasbíraných vzorků v okrese Kutná Hora, včetně naměřených hodnot

Oblast a datum sběru		ČV	Název houby	PV	Houby						Půda				TF
							Sušina		Nativní stav				Sušina		
					m1 (g)	m2 (g)	^{137}Cs (Bq/kg) včetně σ	^{40}K (Bq/kg) včetně σ	^{137}Cs (Bq/kg)	^{40}K (Bq/kg)	m3 (g)	m4 (g)	^{137}Cs (Bq/kg) včetně σ	^{40}K (Bq/kg) včetně σ	
1	Bratčice 19.9.2018 20.9.2018	1.1	Hřib kovář	13	376	51	46,6±4,82	1630±97,4	6,3	221,1	154	141	169±6	369±30,5	0,24
		1.2	Hřib dubový	5	830	109	133±1,8	819±14	17,5	107,6	84	67	231±3,21	456±16,5	0,69
		1.3	Hřib smrkový	15	834	104	340±4	1026±15,21	42,4	127,9	195	169	356±3,88	587±24,6	1,76
		1.4	Suchohřib žlutomasý	27	353	44	56,9±5,24	2630±122	7,1	327,8	105	81	127±6,2	713±42	0,29
		1.5	Bedla vysoká	2	23	12	<5,35	837±49,3	<MVA	436,7	32	18	89±3,98	421±36,2	0,01
		1.6	Kozák březový	1	64	12	11±1,33	1380±46,8	2,1	258,8	39	28	135±6,1	432±41,4	0,06
		1.7	Muchomůrka růžovka	11	183	12	181±5,56	2060±75,9	11,9	135,1	118	95	248±6,89	499±22,3	0,94
2	Dobrovítov 23.9.2019	2.1	Hřib dubový	2	161	20	612±15	1340±81,1	76,0	166,5	16	13	364±10,98	727±49,97	1,80
		2.2	Hřib kovář	4	142	18	86,5±8,35	580±86,3	11,0	73,5	32	24	145±9,58	425±39,8	0,25
		2.3	Hřib hnědý	2	124	13	688±23,7	977±117	72,1	102,4	23	17	425±11,2	354±35,6	2,02
		2.4	Hřib smrkový	3	136	15	691±24,4	664±93,7	76,2	73,2	30	22	389±10,5	462±52,6	2,03
		2.5	Klouzek sličný	12	136	11	620±28,8	1150±159	50,1	93,0	44	28	378±10,25	706±69,53	1,82
3	Mitrov 25.9.2018	3.1	Hřib dubový	7	983	122	413±6,59	824±27,4	51,3	102,3	380	282	160±4,13	636±30	2,58
		3.2	Klouzek sličný	18	158	8	1560±33,4	1770±111	79,0	89,6	255	170	414±9,1	656±41,5	3,77
		3.4	Hřib hnědý	3	34	4	1040±38,2	2870±257	122,4	337,6	78	50	529±20,5	1481±128	1,97
		3.5	Kozák březový	2	38	2	433±24,1	2580±237	22,8	135,8	93	61	602,8±28,9	947,4±139,5	0,72
4	Krasoňovice 28.9.2018	4.1	Bedla červenající	6	61	25	9,86±1,66	1400±40	4,0	573,8	103	57	688±18,8	859±79,6	0,01
		4.2	Hřib smrkový	1	83	18	367±15,7	694±88	79,6	150,5	45	29	450±7,6	1157±40,2	0,82
		4.3	Hřib hnědý	7	118	20	212±9,51	2130±123	35,9	361,0	243	176	174±5,9	625±43,4	1,22
		4.4	Klouzek sličný	10	98	13	2060±67,3	1310±195	273,3	173,8	343	225	320±6,9	524±30,3	6,44
		4.6	Suchohřib žlutomasý	12	160	16	188±9,5	1940±124	18,8	194,0	297	207	264±10,2	526±54,8	0,71

Oblast a datum sběru		ČV	Název houby	PV	Houby						Půda				TF
							Sušina		Nativní stav				Sušina		
					m1 (g)	m2 (g)	^{137}Cs (Bq/kg) včetně σ	^{40}K (Bq/kg) včetně σ	^{137}Cs (Bq/kg)	^{40}K (Bq/kg)	m3 (g)	m4 (g)	^{137}Cs (Bq/kg) včetně σ	^{40}K (Bq/kg) včetně σ	
4	Krasoňovice 28.9.2018	4.8	Hřib hnědý	6	76	9	1780±49,1	1400±165	210,8	165,8	278	166	349±8,9	437±35,7	5,10
		4.10	Muchomůrka růžovka	14	512	38	1385±23,4	2070±85	102,8	153,6	468	357	346±6,76	807±35	4,00
6	Svobodná Ves 6.10.2018	6.1	Bedla vysoká	2	68	11	23,4±3	2320±78,3	3,8	375,3	520	493	37,2±1,71	310±19,1	0,63
		6.2	Klouzek sličný	4	87	5	1110±45,9	917±155	63,8	52,7	620	586	34,1±1,16	397±15	32,60
		6.3	Bedla vyniklá	9	170	36	<4,91	2130±72,5	<MVA	451,1	978	891	59±1,5	350±13,4	0,04
		6.4	Suchohřib žlutomasý	5	77	8	54,9±3	2580±75,9	5,7	268,1	513	460	68,2±2,48	271±19	0,80
7	Zbýšov 7.10.2018	7.1	Hřib strakoš	6	95	20	623±25	986±127	131,2	207,6	98	66	230,8±9,9	286,7±46,5	2,70
		7.2	Hřib hnědý	7	175	8	2260±47,3	954±101	103,3	43,6	119	59	422±13,2	531±55,5	5,36
		7.3	Klouzek sličný	8	62	8	880±32	838±119	113,5	108,1	82	70	180±8,3	638±62,2	4,89
		7.4	Hřib hnědý	3	128	18	1490±33,4	2470±151	209,5	347,3	116	66	397±12,6	464±51,8	3,75
		7.5	Suchohřib žlutomasý	14	189	30	202±10,7	1690±125	32,1	268,3	457	337	686±11,6	411±28	0,29
8	Opatovice 9.10.2018	8.1	Suchohřib žlutomasý	19	388	64	55,2±3,54	1000±54,9	9,1	164,9	496	402	387±7	515±26,7	0,14
		8.2	Hřib smrkový	1	105	21	123±8,2	1410±111	24,6	282,0	46	41	582±27	1376±163,5	0,21
		8.3	Klouzek sličný	9	168	22	703±28,3	933±135	92,1	122,2	202	154	295±11,2	482±54,7	2,38
		8.4	Hřib hnědý	3	34	3,8	341±8,3	1450±59,6	38,1	162,1	138	114	298±8,5	553±41,7	1,14
		8.5	Klouzek obecný	1	34	3,17	393±23,6	1110±152	36,6	103,5	68	56	443±19	657±104	0,89
		8.6	Bedla vysoká	1	37	6	<4,41	1090±39,3	<MVA	176,8	126	116	60,4±3,7	1021±55,7	0,04
11	Pančava 21.10.2018	11.1	Hřib hnědý	21	192	37	918±38,5	2230±250	176,9	429,7	505	301	320±7	553±32,1	2,87
		11.2	Suchohřib žlutomasý	10	82	14	312±18,4	2300±200	53,3	392,7	185	140	298±9,6	504±47	1,05
		11.3	Václavka smrková	8	22	3,86	182±13,9	2290±191	31,9	401,8	36	32	579,5±26,2	1822±184	0,31
		11.4	Slizák lepkavý	10	26	17	637±24,5	1710±162	416,5	1118,1	89	71	308,6±14	740±84,4	2,06
14	Paběnice 11.11.2018	14.1	Hřib hnědý	6	214	18	233±16,8	3260±156	19,6	274,2	188	132	200±7,86	559±49,8	1,17
		14.2	Holubinka révová	1	23	1	75,7±7,57	4920±175	3,3	213,9	84	67	213,6±10,4	1018±88,6	0,35
		14.3	Pýchavka obecná	4	36	4	<9,06	2330±108	<MVA	258,9	113	84	71,4±5,34	762±64,7	0,06

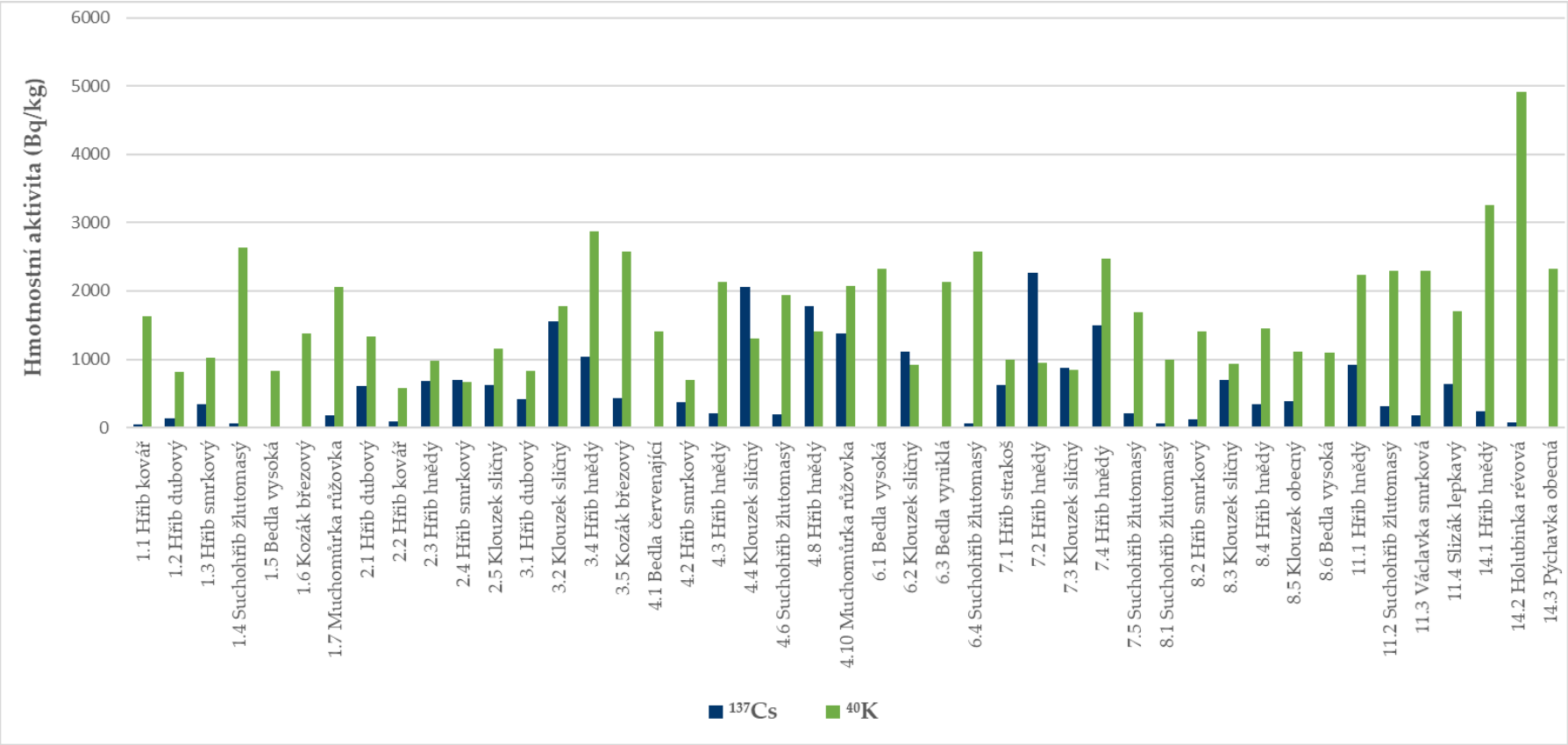
Tabulka 5 Kompletní přehled nasbíraných vzorků v okrese Benešov, včetně naměřených hodnot

Oblast a datum sběru		ČV	Název houby	PV	Houby						Půda				TF
							Sušina		Nativní stav				Sušina		
					m1 (g)	m2 (g)	^{137}Cs (Bq/kg) včetně σ	^{40}K (Bq/kg) včetně σ	^{137}Cs (Bq/kg)	^{40}K (Bq/kg)	m3 (g)	m4 (g)	^{137}Cs (Bq/kg) včetně σ	^{40}K (Bq/kg) včetně σ	
5	Martinice 29.9.2018	5.1	Muchomůrka růžovka	20	886	90	27,9±2,49	3010±83,3	2,8	305,8	473	338	252±5,8	531±30	0,11
		5.2	Hřib hnědý	45	597	77	101±7,26	1080±96	13,0	139,3	708	449	242±7,6	563,4±43,7	0,42
		5.3	Lištička pomerančová	119	151	39	15,6±2,28	2620±79,8	4,0	676,7	431	264	152±4,2	568±30,6	0,10
		5.4	Hřib smrkový	1	34	7	150±3,28	685±25,3	30,9	141,0	68	61	257,5±13,5	1226±112	0,58
		5.6	Suchohřib žlutomasý	67	471	68	30,1±0,819	1390±21,5	4,3	200,7	195	156	409±9,2	494±36,8	0,07
		5.8	Hřib dubový	3	154	21	47,7±4,86	656±67,4	6,5	89,5	710	552	259±5,6	527±27,8	0,18
9	Chotýšany 13.10.2018	9.1	Hřib smrkový	2	182	22	493±22,4	2540±206	59,6	307,0	151	127	350±11,9	798±67,8	1,41
		9.2	Suchohřib žlutomasý	8	130	19	97,4±8,72	1410±122	14,2	206,1	279	234	418±8,1	835±38	0,23
		9.3	Klouzek sličný	5	60	5	1540±43,9	1260±150	128,3	105,0	268	234	188±5,1	865±39,8	8,19
		9.4	Hřib smrkový	1	112	20	385±18,9	2200±189	68,8	392,9	111	91	264±10,3	1649±95	1,46
10	Drahňovice 13.10.2018	10.1	Suchohřib žlutomasý	2	16	2	216±7,55	2980±112	27,0	372,5	100	88	719,5±32,3	956±149	0,30
		10.2	Hřib hnědý	22	172	34	177±12,1	1960±163	35,0	387,4	541	480	178±4,3	688±31,1	0,99
		10.3	Muchomůrka růžovka	3	123	19	209±11,7	1320±117	32,3	203,9	119	100	439±11,8	712±55,1	0,48
		10.4	Suchohřib žlutomasý	2	48	9	705±25	1180±127	132,2	221,3	53	49	428±15,3	622±73,2	1,65
		10.5	Muchomůrka šedivka	2	36	4	58,7±5,44	3280±132	6,5	364,4	96	83	317±14	1290±108,5	0,19
12	Domašín 31.10.2018	12.1	Hřib hnědý	4	68	10	422±23,4	2870±260	62,1	422,1	207	130	222±7,5	436±39,5	1,90
		12.2	Holubinka azurová	2	13	1,72	73,4±8,24	6440±229	9,7	852,1	125	104	280±11	843±73	0,26
		12.3	Třepenitka maková	55	109	16	703±28,3	933±135	103,2	137,0	119	74	314,5±14,6	648±83	2,24
		12.4	Pýchavka obecná	1	25	3,46	10,1±2,52	1090±48,5	1,4	150,9	41	39	77,8±7,3	1874±123,5	0,13
		12.5	Strmělka mlženka	1	26	2,74	41,6±5,13	4300±141	4,4	453,2	68	50	698±19,2	1348±95,6	0,06
13	Psáře 31.10.2018	13.1	Hřib hnědý	10	193	28	1400±51,8	2790±290	203,1	404,8	224	120	362±11,4	366±45,2	3,87
		13.2	Václavka smrková	20	83	13	177±8,56	1500±98	27,7	234,9	62	25	380±6,9	1292±41,2	0,47
		13.3	Kozák březový	3	107	14	433±17,3	2020±153	56,7	264,3	46	28	974±14,1	1113±37,9	0,44

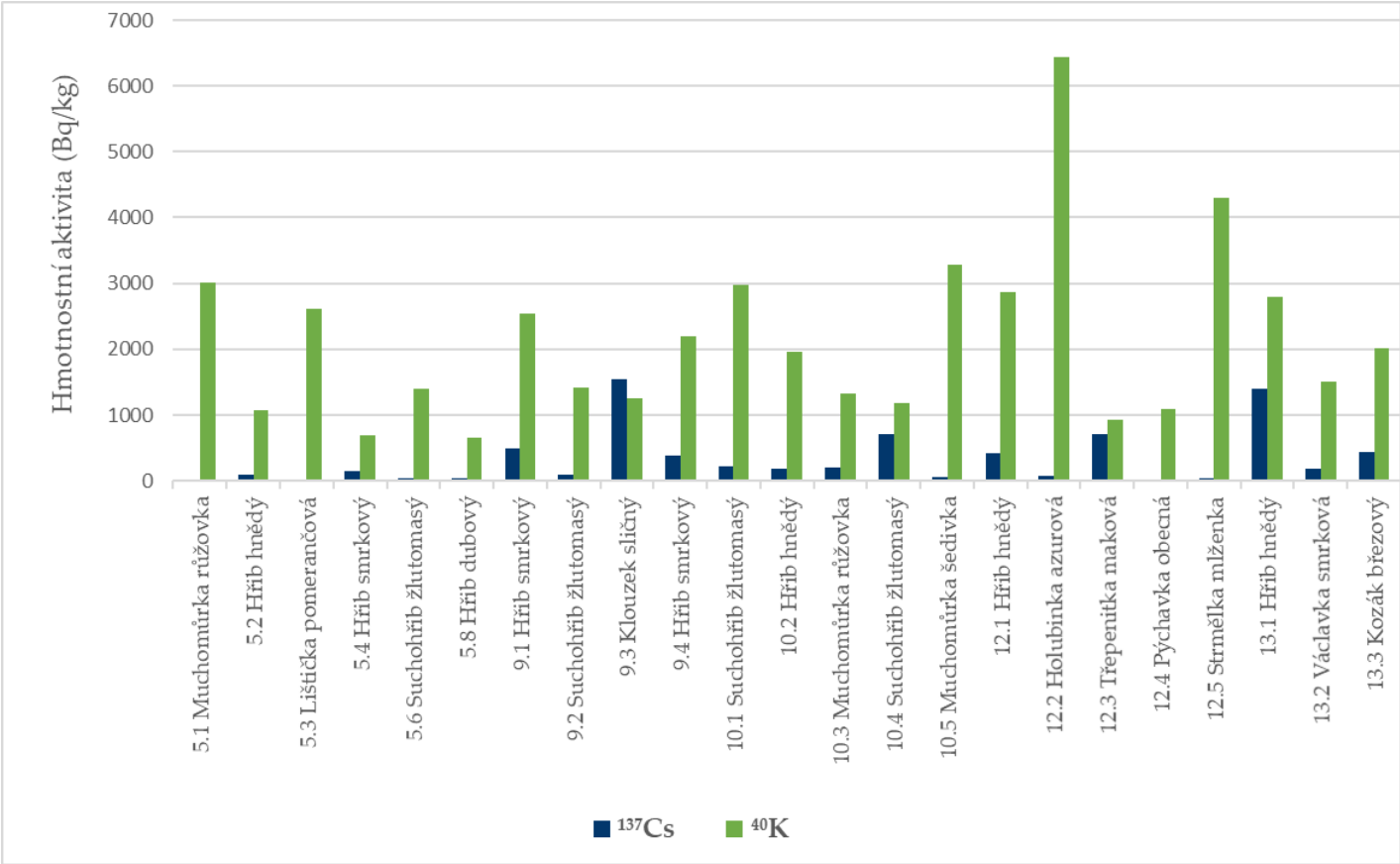
5.1 Hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K u hub

Na Obrázcích 22 a 23 jsou uvedeny naměřené hmotností aktivity ^{137}Cs a ^{40}K u všech vzorků hub z lokalit v okrese Kutná Hora a Benešov. Z výsledků vyplývá, že jsou ve většině případů hodnoty ^{137}Cs nižší než hodnoty přírodního ^{40}K. Pouze v několika málo případech jsou aktivity ^{137}Cs vyšší než aktivity ^{40}K. Jedná se např. o Klouzka sličného z lokality Krasoňovice, kdy aktivita ^{137}Cs (2 060 Bq/kg) převýšila aktivitu ^{40}K (1 310 Bq/kg), dále se zvýšená hodnota ^{137}Cs (1 780 Bq/kg) objevila ve stejné lokalitě u Hřibu hnědého, oproti obsahu draslíku, který se pohyboval okolo 1 400 Bq/kg. Zvýšené hodnoty hmotnostní aktivity byly naměřeny také u Klouzka sličného z oblasti Svobodná Ves, u ^{137}Cs byly stanoveny na 1 110 Bq/g, u ^{40}K na 917 Bq/kg. Největší rozdíl mezi naměřenými vzorky byl zjištěn u Hřibu hnědého (vzorek 7.2) z oblasti Zbýšov, kdy obsah ^{137}Cs (2 260 Bq/kg) přesáhl hodnotu ^{40}K o 1 306 Bq/kg. Dalším vzorkem, u kterého byla určena vyšší aktivita ^{137}Cs (1 540 Bq/kg), byl Klouzek sličný z lokality Chotýšany. Obsah ^{40}K byl stanoven na 1 260 Bq/kg.

Jak je dále z výsledků patrné, nejvyšší hmotnostní aktivita ^{137}Cs (2 260 Bq/kg) byla naměřena u Hřibu hnědého (vzorek 7.2) v oblasti Zbýšov. Naopak nejnižší hodnota byla zaznamenána u Bedly vysoké z oblasti Opatovice (<4,41 Bq/kg). Co se týče hmotnostní aktivity ^{40}K, byla nejvyšší hodnota (6 440 Bq/kg) naměřena v oblasti Domašín, u Holubinky azurové, která spadá do skupiny lupenatých hub. Nejnižší obsah draslíku byl zaznamenán u Hřibu kováře z oblasti Dobrovítov (580 Bq/kg).



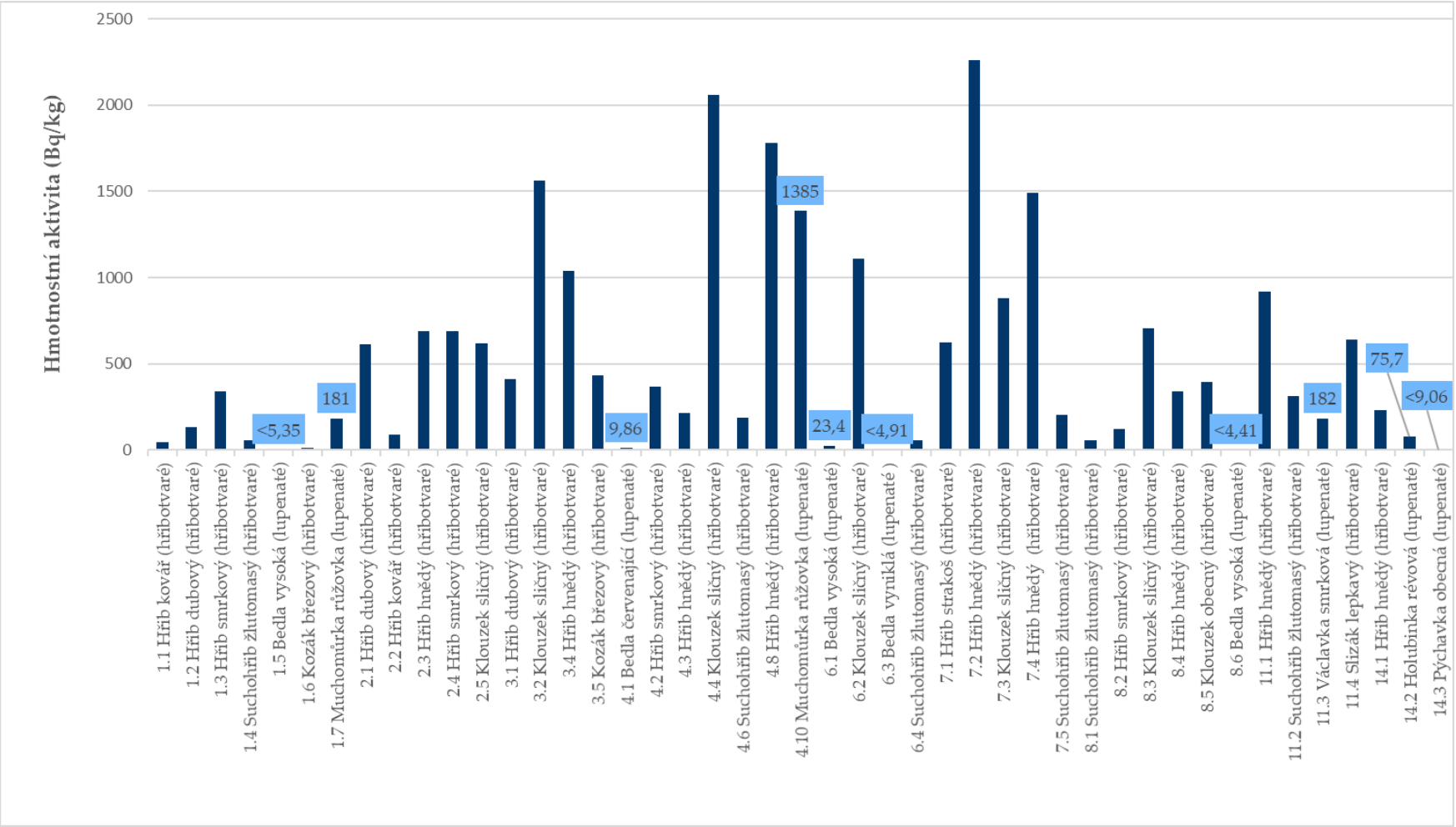
Obrázek 22 Hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K u hub v okrese Kutná Hora



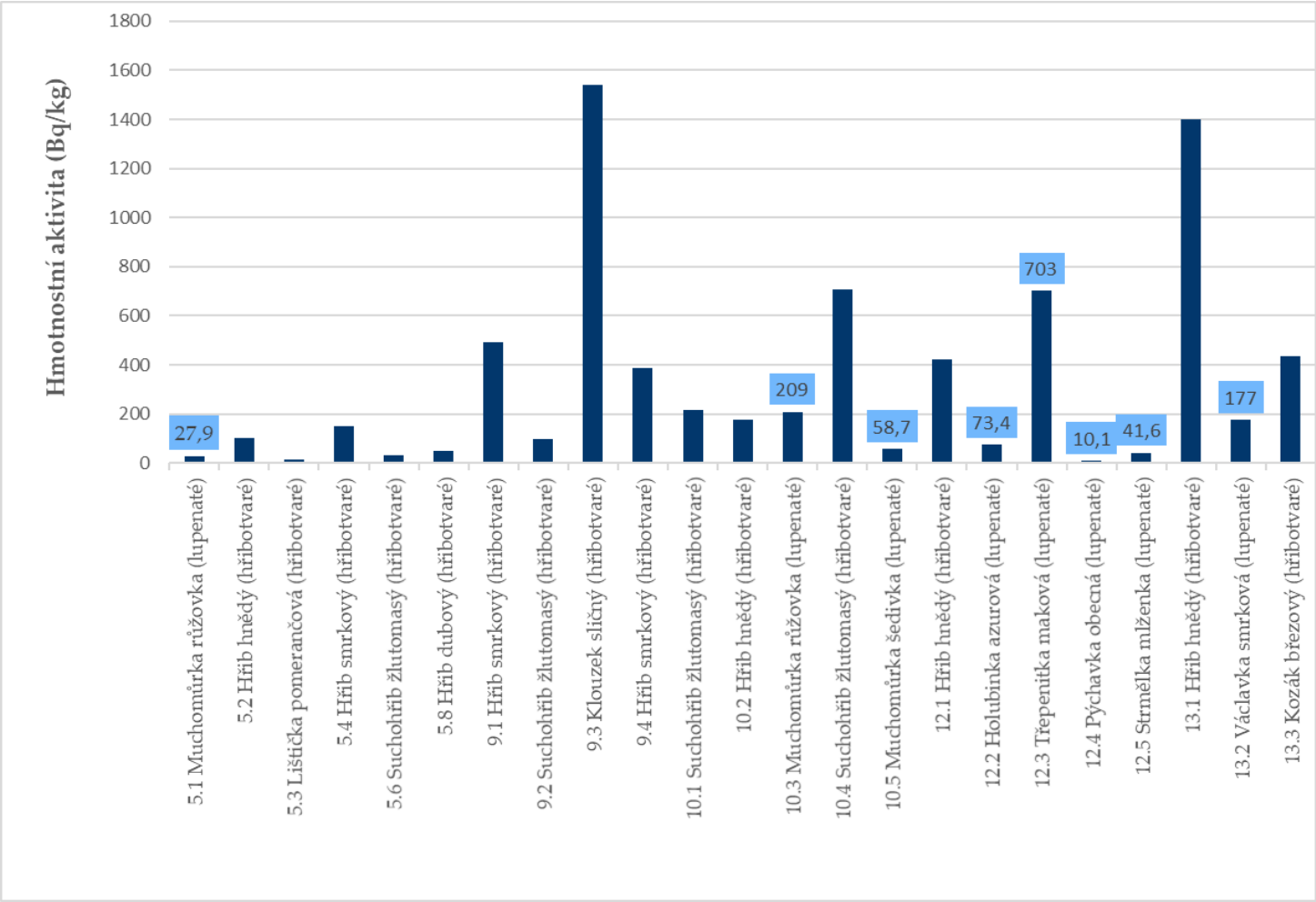
Obrázek 23 Hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K u hub v okrese Benešov

5.2 Hmotnostní aktivity ^{137}Cs u hřibotvarých a lupenatých hub

Hmotnostní aktivita ^{137}Cs u vzorků hub z okresů Kutná Hora a Benešov je zaznamenána na Obrázcích 24 a 25, s upřesněním, zda se jednalo o hřibotvarou či lupenatou houbu. Pro větší názornost a přehlednost, byla u vzorků lupenatých hub znázorněna hodnota hmotnostní aktivity ^{137}Cs. Lupenatých hub bylo, vzhledem k jejich menší oblíbenosti, nasbíráno méně (18 vzorků) než hub hřibotvarých (50 vzorků). Z výsledků je patrné, že hmotnostní aktivita ^{137}Cs u hřibotvarých hub je vyšší než u lupenatých. U hřibotvarých hub dosáhl nejvyššího obsahu ^{137}Cs (2 260 Bq/kg) již zmiňovaný Hřib hnědý (vzorek 7.2) z lokality Zbýšov. Významné hodnoty byl zjištěny i u Klouzka sličného (2 060 Bq/kg) z oblasti Krasoňovice. Z okresu Benešov byl nejvyšší obsah cesia stanoven rovněž u Klouzka sličného (1 540 Bq/kg), z oblasti Chotýšany. U lupenatých hub dosahovala hmotnostní aktivita zpravidla minimálních hodnot. Nejnižší hmotnostní aktivita ^{137}Cs byla určena u Bedly vysoké z oblasti Opatovice (<4,41 Bg/kg). Výjimky, kdy byl zjištěn vyšší obsah cesia, tvořily Muchomůrka růžovka z lokality Krasoňovice na Zbraslavicku (1 385 Bq/kg) a Třepenitka maková (703 Bq/kg) z lokality Domašín.



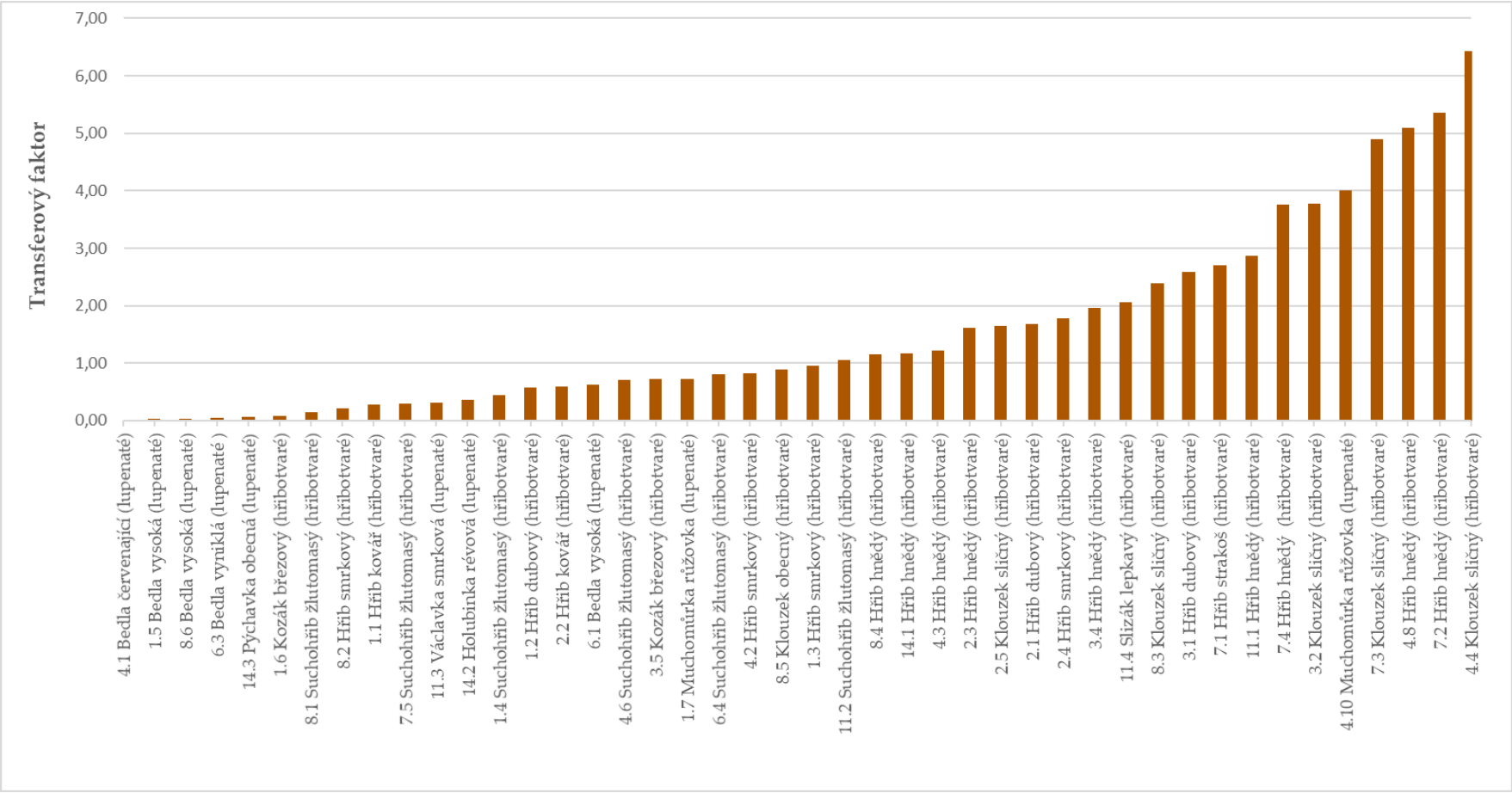
Obrázek 24 Hmotnostní aktivity ^{137}Cs u hřibotvarých a lupenatých hub v okrese Kutná Hora



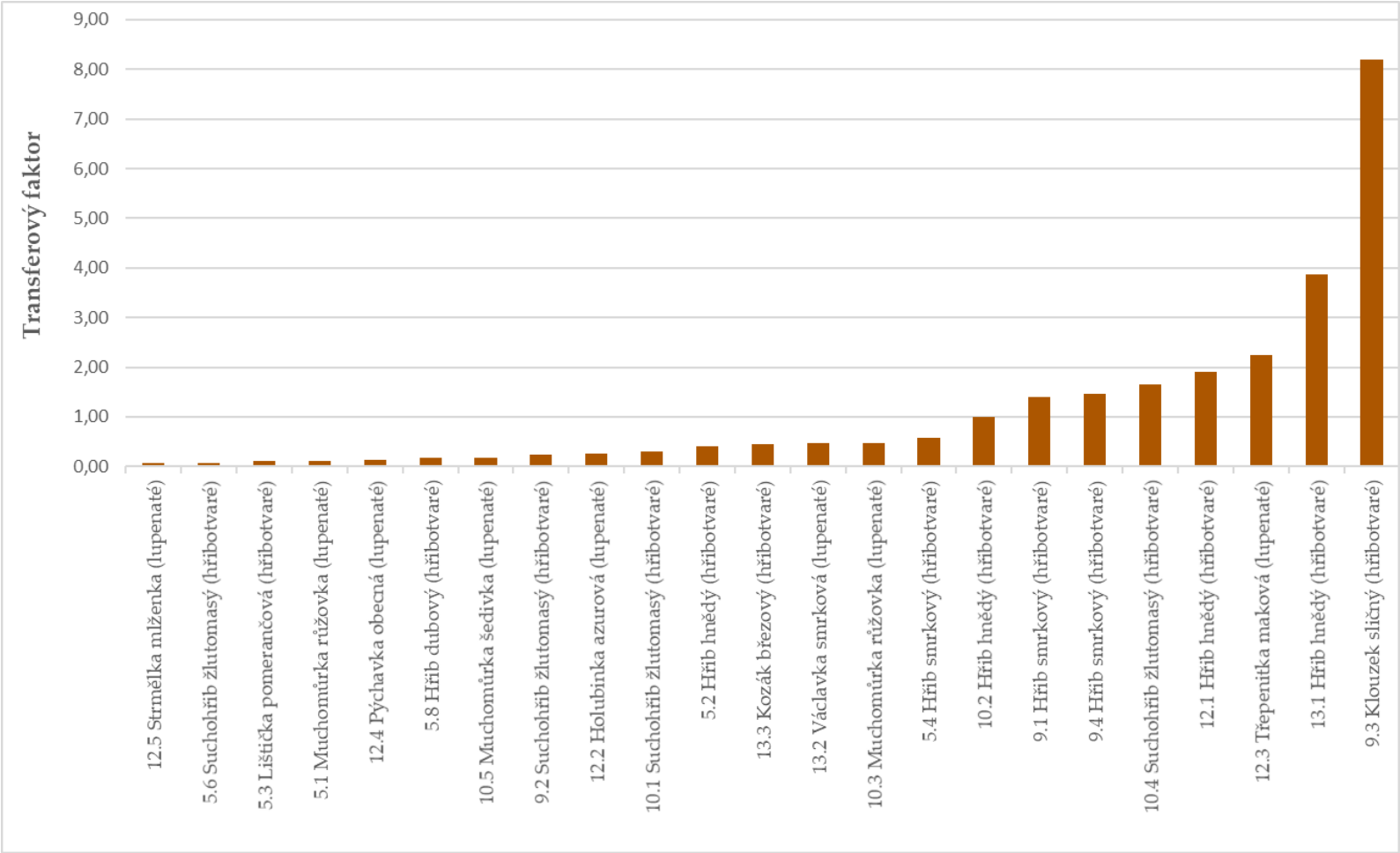
Obrázek 25 Hmotnostní aktivity ^{137}Cs u hřibotvarých a lupenatých hub v okrese Benešov

5.3 Transferové faktory ^{137}Cs

Stanovené transferové faktory ^{137}Cs mezi půdou a houbou jsou uvedeny na Obrázcích 26 a 27. Transferový faktor vyjadřuje míru schopnosti houby absorbovat cesium z půdy. Ze zjištěných údajů lze pozorovat, že u některých vzorků jsou transferové faktory na minimální úrovni. Nejnižší transferové faktory byly zjištěny u lupenatých hub. U Bedly červenající z lokality Krasoňovice (0,01), u Bedly vysoké z oblasti Bratčice (0,03), u Bedly vyniklé z oblasti Svobodná Ves (0,04) a u Bedly vysoké z oblasti Opatovice (0,04). Naproti tomu u hub hřibotvarých byly zjištěny vysoké hodnoty. Nejvyšší hodnota transferového faktoru (32,60) byla zjištěna u Klouzka sličného z oblasti Svobodná Ves. Protože se jednalo o vysoce odlehlou hodnotu, pro větší přehlednost porovnání zjištěných hodnot není v grafu uvedena. Další významné hodnoty byly určeny rovněž u Klouzka sličného (8,19) z oblasti Chotýšany, u Klouzka sličného (6,44) z oblasti Krasoňovice na Zbraslavicku nebo u Hřibu hnědého (5,36) z lokality Zbýšov (vzorek 7.2), u kterého byla naměřená i nejvyšší hmotnostní aktivita cesia. Z lupenatých hub byly nejvyšší hodnoty transferových faktorů zjištěny u Muchomůrky růžovky (4) z oblasti Krasoňovice a u Třepenitky makové (2,24) z oblasti Domašín.



Obrázek 26 Transferové faktory ^{137}Cs mezi půdou a houbou v okrese Kutná Hora



Obrázek 27 Transferové faktory ^{137}Cs mezi půdou a houbou v okrese Benešov

6 DISKUZE

V této části práce byly zhodnoceny dosažené výsledky a porovnány se studiemi a výzkumem jiných autorů. Byla porovnána hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v houbách, hmotnostní aktivita ^{137}Cs v hřibotvarých a lupenitých houbách a dále byla pomocí transferového faktoru provedena komparace schopnosti jednotlivých druhů hub akumulovat cesium.

6.1 Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K u hub

Jak je patrné ze získaných výsledků, byla ve většině případů naměřená hmotnostní aktivita ^{137}Cs nižší než hmotnostní aktivita ^{40}K. Pouze u 7 vzorků, z celkového počtu 68, byl obsah cesia vyšší. Hmotnostní aktivita cesia u hub dosahovala velkého rozpětí (<5,35–2 260 Bq/kg). Nejvyšší hodnota byla naměřena u Hřibu hnědého (7.2) z lokality Zbýšov (2 260 Bq/kg). U tohoto vzorku byl patrný i nejvyšší rozdíl (1 306 Bq/kg) mezi obsahem cesia a draslíku. Naopak podobné hodnoty hmotnostní aktivity cesia a draslíku byly zjištěny např. u Hřibu smrkového z oblasti Dobrovítov. Hmotnostní aktivita ^{137}Cs byla určena 691 Bq/kg, aktivita ^{40}K dosahovala 664 Bq/kg. U tohoto vzorku se jednalo o nejmenší rozdíl mezi aktivitami (27 Bq/kg). Hmotnostní aktivity draslíku vykazují značný rozptyl (580–6 640 Bq/kg), z čehož nejvyšší hodnota byla objevena u Holubinky azurové z oblasti Domašín.

Z výsledků je zřejmé, že cesium je v houbách stále obsaženo, i když v menší míře. Rozdíly mezi hmotnostními aktivitami ^{137}Cs v houbách mohlo způsobit několik faktorů. Jak uvádí Kalač (2008) ve své knize, má vliv na absorpci radioaktivních látek a těžkých kovů v první řádě druh houby a do jisté míry záleží i na rodu. To potvrzuje i Řanda et al. (1989) ve svém příspěvku v Mykologickém sborníku pod názvem Radioaktivita hub v ČSR v roce 1988. Dalším důležitým faktorem, který Kalač (2008) uvádí, je složení půdy, ze které

získává houba pomocí mycelia živiny. Jak popisuje Heinrich (1992), jedná se především o hodnotu pH v půdě, obsah iontů a humusu, sytost kationtů nebo o podíl jílovitých minerálů v půdě. Kalač (2008) dále uvádí, že mycelium je zpravidla rozšířeno v horní organické vrstvě půdy, která je tvořena opadávajícím jehličím a listím. Přímo do půdy proniká mycelium jen výjimečně. Dalšími vlivy na absorpci radionuklidů jsou stáří houby a velikost plodnice. Životnost plodnice se odhaduje pouze na 10–14 dní, z tohoto důvodu je hlavním zdrojem absorpce radionuklidů mycelium, ze samotného spadu z ovzduší je houba kontaminována zanedbatelně. Míru kontaminace hub mohou ovlivnit také stáří mycelia a období mezi fruktifikacemi. Mycelium se na stejném místě vyskytuje až desítky let, proto může houbu zásobovat radionuklidy poměrně dlouhou dobu (Kalač, 2008). O tom, že cesium v půdě v lesních ekosystémech přetrvává déle než v obdělávaných půdách, se zmiňuje i zpráva 10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu – důsledky a poučení (1996). Je to způsobeno jednak tím, že v lesních ekosystémech je zpravidla tenká vrstva půdy na skalním podloží, kde se cesium málo váže a nemůže difundovat do hloubky a také, jak uvádí Belli (2000), neustále probíhajícími cyklickými výměnami mezi svrchními vrstvami půdy a vegetací.

Korelace mezi hmotnostní aktivitou ^{137}Cs a ^{40}K nebyla v práci prokázána. Důvodem mohl být odlišný mechanismus absorpce cesia a draslíku (Yoshida a Muramatsu, 1998) nebo vyšší podíl jílovitých složek půdy či její vyšší vlhkost (Jelínek, 2015). Významný obsah draslíku mohl být v některých případech, kdy sběr vzorků probíhal na okraji lesa, způsoben také hnojením zemědělské půdy draselným ledkem (Straka, 2019).

Jak uvádí Falandysz et al. (2015), je radionuklid draslíku, ^{40}K, běžnou složkou celkového draslíku, který je důležitou živinou a také nejčastějším prvkem plodnice houby se symbiotickým nebo sapotrofním životním cyklem. Řanda

et al. (1988) ve své studii uvádí, že obsah draslíku v sušině hub se pohybuje v rozmezí 3–6 % a dle Kalače (2008) způsobuje, jak u hub rostoucích ve volné přírodě, tak u hub pěstovaných, aktivitu v rozmezí 800–1 500 Bq/kg sušiny. Houby obsahují i další přirozené izotopy, jako je radium, olovo, beryllium či polonium, které jsou však oproti draslíku méně významné.

Hmotnostní aktivitou ^{40}K se ve své práci zabývala i Čadová et al. (2017). Došla k podobným výsledkům, kdy, až na několik málo výjimek, hodnoty draslíku převyšovaly hodnoty cesia a pohybovaly se převážně v rozmezí 1 000–2 000 Bq/kg. Nejvyšší hodnota draslíku byla naměřena u Muchomůrky růžovky (4 300 Bq/kg), což bylo pravděpodobně způsobeno použitím hnojiva s obsahem draslíku. Radionuklid draslíku je rovnoměrně distribuován po celém těle, jeho míra je udržována neustálou homeostázou a pro lidské zdraví je tedy méně nebezpečný než ^{137}Cs. Hmotnostní aktivita ^{137}Cs se pohybovala v širokém rozpětí 70–4 300 Bq/kg. Zajímavá je nejnižší hodnota ^{137}Cs (70 Bq/kg), která byla naměřena u Suchohřibu žlutomasého. Ten patří k houbám, které značně kumulují radioaktivní cesium. Nižší obsah ^{137}Cs (30–705 Bq/kg) u Suchohřibu žlutomasého byl zaznamenám i v této práci. Dalo by se to vysvětlit tím, že v některých případech houba rostla na příkrém svahu s tenkou vrstvou půdy (2–4 cm) na skalnatém podloží a došlo již k vymytí ^{137}Cs z půdy.

Obsah cesia a draslíku v houbách v jižních Čechách, v lokalitě Újezd, zkoumali také Havránek a Havránková (2008). U odebraných vzorků se hodnoty ^{137}Cs velmi lišily (7–2 000 Bq/kg), přičemž nejvyšší aktivity byly určeny u hřibotvarých hub, Klouzka obecného a Klouzka modřínového. Hmotnostní aktivity draslíku dosahovaly také širokého rozpětí (560–3 000 Bq/kg). Nejvyšší hodnota byla stanovena u Hřibu dubového. Korelace obsahu cesia a draslíku nebyla potvrzena, což je v souladu s výsledky tohoto výzkumu. Různé hodnoty hmotnostní aktivity mohou být způsobeny stářím hub. Spolu s houbami byly

z lesa odebrány i vzorky půdy, mechu, dřeva, kůry a měřením byl potvrzený předpoklad, že nejvyšší obsah ^{137}Cs obsahují právě houby.

Také Falandysz a Borovička (2012) zkoumali obsah stopových prvků a radionuklidů v houbách. Ve své studii uvádějí data o vzorcích hub sebraných v Polsku v letech 1986–2006. U hřibotvarých hub je patrný vyšší obsah ^{137}Cs než ^{40}K, což je v rozporu s výsledky této práce. U Klouzka sličného byla hmotnostní aktivita ^{137}Cs stanovena na 12 000 Bq/kg, u ^{40}K na 2 200 Bq/kg (v této práci bylo naměřeno 2 060 Bq/kg u ^{137}Cs a 1 770 Bq/kg u ^{40}K). Nejvyšší obsah ^{137}Cs byl určen u Hřibu smrkového (5 000–13 000 Bq/kg), kde byl naměřen obsah ^{40}K v rozmezí 970–2 100 Bq/kg. Vysoké hodnoty cesia Hřibu smrkového opět nejsou v souladu s výsledky této práce (obsah ^{137}Cs dosahoval pouze 123–493 Bq/kg). Významný obsah ^{137}Cs v houbách mohl být zapříčiněn dlouhým obdobím, kdy sběr vzorků probíhal. Je totiž pravděpodobné, že vyšší hodnoty ^{137}Cs byly v houbách naměřeny několik let po černobylské havárii a postupem času se snižovaly, jak obsah ^{137}Cs v půdě klesal díky jeho vymývání, postupu do hlubších vrstev půd nebo díky jeho poločasu přeměny. Co se týče lupenatých hub, například Bedly vysoké, uvádí Falandysz a Borovička (2012) hmotnostní aktivitu ^{137}Cs ve výši 1 100 Bq/kg a aktivitu ^{40}K v hodnotě 1 500 Bq/kg. Obsah radioaktivního cesia je nižší než obsah ^{40}K, což potvrzuje i výsledky této práce. Aktivity ^{137}Cs u Bedly vysoké jsou však v této práci o několik řádů nižší (4–23 Bq/kg). Aktivity ^{40}K jsou na podobné úrovni.

Na základě výzkumů, které provedl Falandysz et al. (2015) v letech 1995–2010 v Polsku, Švédsku a Bělorusku a v letech 2011–2014 v provincii Yunnan v Číně, dospěl k závěrům, že hodnoty ^{40}K u různých druhů hřibů byly ve většině případů velmi podobné. Nižší hodnoty draslíku byly nalezeny pouze u vzorků z roku 2014 v provincii Yunnan. Zvlášť byl sbírán klobouk houby, kde bylo naměřeno <120 Bq/kg, a třeň, u které bylo naměřeno <140 Bq/kg. Nízké hodnoty draslíku by

mohly být známkou nedostatku této minerální živiny v půdě. Celkově se hodnoty draslíku pohybovaly na nižší úrovni, maximální naměřená hodnota byla okolo 1 300 Bq/kg u Hřibu hnědého z oblasti Bory Tucholskie, Polsko. Výsledky Falandysze et al. (2015) jsou v rozporu s touto studií, kdy nejvyšší hmotnostní aktivita ^{40}K u Hřibu hnědého byla určena v oblasti Paběnice (3 260 Bq/kg). Vyšší hodnota draslíku mohla být způsobena několika faktory, např. vyšší vlhkostí půdy. Podle Jelínka (2015) má vlhkost půdy vliv na vyšší dostupnost draslíku. Falandysz et al. (2015) svou studií také prokázal mírně vyšší hodnoty draslíku v klobouku houby oproti její třeni. Zkoumané vzorky hřibů prokázaly rovněž i vyšší hmotnostní aktivity ^{137}Cs v klobouku než ve třeni. Nejnižší hodnoty cesia byly opět zjištěny v Číně, a to u Hřibu smrkového (4,7–10 Bq/kg), a nejvyšší naopak v Bělorusku, v oblasti Chojniki. U Hřibu hnědého byl v klobouku určen obsah cesia v hodnotě přibližně 21 000 Bq/kg, v třeni 15 000 Bq/kg. Výsledky ukázaly, že v evropských zemích byla u hřibů prokazatelně naměřena vyšší hmotnostní aktivita cesia než v provincii Yunnan v Číně, což poukazuje na možnou souvislost s havárií jaderné elektrárny Černobyl.

Podobně jako Falandysz et al. (2015), i Aumann et al. (1989), se ve své práci zabýval tím, že jednotlivé části houby mohou obsahovat odlišné množství ^{137}Cs. Především u Hřibu hnědého potvrdil vyšší obsah ^{137}Cs v klobouku než v třeni. To je způsobeno hnědým barvivem jménem norbadion A, které klobouk hřibu obsahuje. Díky němu je tato část houby schopná více kumulovat těžké kovy, včetně cesia, oproti zbylým částem houby. Borovička et al. (2012) uvádí, že v plodnici jsou přítomny jak ionty ^{137}Cs, tak především ionty draslíku, rubidia a stabilního izotopu cesia. Na kilogram sušiny u Hřibu hnědého připadá asi 20 000 mg draslíku, 80 mg rubidia a pouze 5 mg cesia a pokožka klobouku přispívá k celkové hmotnostní aktivitě ^{137}Cs houby asi jen z 8 %. Vycházel z výsledků, kdy v roce 2012 v obci Krasoňovice na Kutnohorsku provedl sběr

deseti vzorků Hřibu hnědého a zvlášť měřil obsah ^{137}Cs v pokožce klobouku, jeho dužině, rourkách a ve třeni. Nejvyšších hodnot dosahovala dužnina (1 498 Bq/kg), menších hodnot pokožka klobouku a rourky (přibližně 1 000 Bq/kg) a nejméně ^{137}Cs obsahovala třeň (cca 800 Bq/kg).

Podobný názor má i Kalač (2008), který uvádí, že většina stopových prvků není v plodnici houby rovnoměrně rozložena. Nejvyšší obsah těchto prvků je obsažen ve výtrusorodé části houby, méně prvků je obsaženo v pokožce klobouku a nejméně ve třeni.

Z výše uvedeného tedy vyplývá, že Hypotéza I, která předpokládala, že hmotnostní aktivity přírodního radionuklidu ^{40}K budou v houbách dosahovat vyšších hodnot než hmotnostní aktivity ^{137}Cs, byla potvrzena.

6.2 Hmotnostní aktivita ^{137}Cs u hřibotvarých a lupenatých hub

Na základě zjištěných výsledků bylo prokázáno, že hřibotvaré houby kumulují, a tedy i obsahují, více cesia než houby lupenaté. Výsledky z obou okresů jsou podobné, ale mohou být ovlivněny tím, že od lupenatých hub bylo nasbíráno menší množství vzorků, vzhledem k jejich menší oblibě. Z celkového počtu 68 vzorků, bylo nasbíráno 18 vzorků hub lupenatých a 50 hub hřibotvarých. Nejvyšší hodnota ^{137}Cs byla určena u Hřibu hnědého z lokality Zbýšov (2 260 Bq/kg). Ve stejné lokalitě bylo i u dalšího vzorku Hřibu hnědého naměřeno 1 490 Bq/kg. Další významné hodnoty byly zjištěny rovněž u Hřibů hnědých z lokality Krasoňovice (1 780 Bq/kg) nebo z lokality Psáře (1 400 Bq/kg). Z ostatních druhů hub dosáhl nejvyšší aktivity Klouzek sličný, který spadá rovněž do řádu hub hřibotvarých, a to z oblasti Krasoňovice (2 060 Bq/kg), Mitrov (1 560 Bq/kg) nebo Chotýšany (1 540 Bq/kg). Co se týče lupenatých hub, byly vyšší hodnoty obsahu cesia zjištěny pouze u dvou vzorků. Jedná se

o Muchomůrku růžovou z oblasti Krasoňovice (1 385 Bq/kg) a Třepenitku makovou z oblasti Domašín (703 Bq/kg). U ostatních vzorků lupenatých hub byly zjištěny nízké hodnoty obsahu cesia.

Schopností hub akumulovat radioaktivní látky se zabýval také Kalač (2008). Ve své knize rozdělil houby dle míry akumulace cesia. Mezi běžné druhy jedlých hub, které mají tuto schopnost vysokou, patří především Hřib hnědý, Suchohřib žlutomasý, Klouzek strakoš, Lakovka ametystová či Holubinka namodralá. Naopak k houbám, které absorbují cesium nejméně, se řadí Hřib smrkový, Bedla vysoká, Václavka obecná, Muchomůrka růžovka či Pýchavka obecná. Co se týče Hřibu hnědého, je možné jeho tvrzení, na základě zjištěných výsledků, potvrdit. U Suchohřibu žlutomasého toto tvrzení nelze potvrdit, protože naměřené hmotnostní aktivity se pohybovaly v rozpětí od 30–705 Bq/kg. Vzhledem k významnému obsahu cesia, naměřeného u Hřibu hnědého v oblasti Zbýšov (2 260 Bq/kg), dala by se očekávat i vyšší hodnota cesia u Suchohřibu žlutomasého, nalezeného ve stejné oblasti. U vzorku 7.5 bylo ale stanoveno pouze 202 Bq/kg, což je mnohonásobně méně. Mohlo to být zapříčiněno složením substrátu, v případě spíše písčité půdy je totiž cesium více propouštěno do hlubších vrstev půdy, kam už mycelium zpravidla nedosahuje. U hub, které méně kumulují ^{137}Cs, jako je Bedla vysoká, je Kalačovo tvrzení možné potvrdit. U této houby byly ve všech třech oblastech naměřeny pouze minimální hodnoty obsahu cesia (<4,41–23,4 Bq/kg). S Kalačovým tvrzením se ztotožňují i výsledky získané u Václavky smrkové, obsah cesia se pohyboval v rozmezí 177–182 Bq/kg. U Muchomůrky růžovky se hmotnostní aktivita ^{137}Cs u většiny vzorků pohybovala také na nízké úrovni, jedinou výjimkou byl vzorek z oblasti Krasoňovice, kde bylo naměřeno 1 385 Bq/kg. Na základě výsledků této práce je také možné potvrdit, že Hřib Smrkový patří mezi nejnižší akumulátory radioaktivního cesia, což uvádí například i Kalač (2008) a Řanda et al. (1988). V této houbě byla naměřena aktivita ^{137}Cs v rozmezí 123–493 Bq/kg. S tímto

tvrzení se neztotožňuje Kostiainen (2007). Uvádí, že mycelium Hřibu smrkového se vyskytuje relativně v hlubších vrstvách půdy a tím, jak ^{137}Cs z černobylské havárie postupně difunduje do hloubky, bude i více dostupnější pro Hřib smrkový, jehož radioaktivita se bude zvyšovat.

Obsah ^{137}Cs v houbách byl předmětem zájmu již před jadernou havárii v Černobylu. Řanda et al. uvedl v roce 1988 v Mykologickém sborníku výsledky několika měření před rokem 1986 a v letech 1986–1987, které prokázaly přímou souvislost kontaminace hub a havárie v Černobylu. Hmotnostní aktivity ^{137}Cs před rokem 1986 dosahovaly nižších hodnot, např. u Muchomůrky růžovky z lokality Kutná Hora (12 Bq/kg), u Hřibu hnědého z lokality Uhlířské Janovice (součástí této obce je část Mitrov, kde proběhl sběr vzorků pro tento výzkum) z okresu Kutná Hora (725 Bq/kg), u Hřibu hnědého z lokality Zbraslavice (součástí katastrálního území této obce jsou Krasoňovice a Pančava, kde probíhalo měření pro tento výzkum) na Kutnohorsku (240 Bq/kg) nebo u Klouzka sličného z okresu Kutná Hora (200 Bq/kg). Obsah cesia naměřený v letech 1986–1987 dosahoval vyšších hodnot, zejména u hřibotvarých hub. U Hřibu hnědého z lokality Uhlířské Janovice byla zjištěna aktivita 5 600 Bq/kg, u stejného druhu v lokalitě Zbýšov 14 800 Bq/kg a v lokalitě Zbraslavice 18 780 Bq/kg, dále byl vysoký obsah cesia naměřen i u vzorků Suchohřibu žlutomasého v lokalitě Zbraslavice (20 960–27 300 Bq/kg). Pro porovnání naměřených aktivit cesia ve stejných lokalitách jsou některé výsledky uvedené v Tabulce 6. Z uvedených údajů je patrné, že obsah cesia v hřibech po černobylské havárii postupně klesal, na základě porovnání výsledků u ostatních druhů hub, bylo prokázáno totéž. Jak uvádí Řanda et al. (1988), je to pravděpodobně způsobené pronikáním cesia do hlubších vrstev půdy, která je pro mycelium méně přístupná, a také postupnou přeměnou radioaktivního cesia.

Tabulka 6 Obsah ^{137}Cs u hřibů sbíraných na stejných lokalitách (upraveno dle Řandy et al., 1988)

Obsah ^{137}Cs u hřibů sbíraných na stejných lokalitách			
	před r. 1986	**1986–1987**	**2018**
Hřib hnědý (Zbýšov)	X	14 800	2 260
Hřib hnědý (Zbraslavice)	240	18 780	918
Hřib hnědý (Uhlířské Janovice)	725	5 600	1 040
Suchohřib žlutomasý (Zbraslavice)	420	27 300	312

K podobným výsledkům, týkajících se vyššího obsahu ^{137}Cs v hřibotvarých houbách než v lupenatých houbách, dospěla i Čadová et al. (2017). V roce 2014 provedla sběr několika vzorků hub v oblasti Šumavy. Nejvyšší naměřené hmotnostní aktivity ^{137}Cs byly obsaženy v Hřibu smrkovém (4 300 Bq/kg) a v Hřibu kováři (4 200 Bq/kg). Vysoký obsah ^{137}Cs u Hřibu smrkového se neshoduje se studií Řandy et al. (1988), ve které uvádí, že tento druh houby patří mezi nejnižší akumulátory radioaktivního cesia. To naopak potvrzují výsledky této práce, kde hmotnostní aktivity u Hřibu smrkového dosáhly nízkých hodnot, v rozmezí od 123 do 691 Bq/kg.

Výsledky práce se shodují se studií Škrkala et al. (2012), který v letech 2004–2012 sbíral vzorky jedlých hub z celého území České republiky a dospěl rovněž k závěru, že hřibotvaré houby jsou schopné více kumulovat ^{137}Cs. Geometrický průměr hmotnostních aktivit ^{137}Cs u hřibotvarých hub se pohyboval okolo 44 Bq/kg, zatímco u lupenatých hub dosahoval o řád nižších hodnot (4 Bq/kg). Za pozornost stojí, že nejvyšší obsah ^{137}Cs byl zjištěn u Hřibu smrkového (1 180 Bq/kg), oproti tomu u Hřibu hnědého, kde se předpokládal ještě vyšší obsah cesia, bylo naměřeno 766 Bq/kg. Tyto hodnoty mohly být způsobeny širokým rozpětím lokalit sběru, kde pravděpodobně došlo k nerovnoměrným dešťovým srážkám po černobylské havárii. Nejvyšších hodnot ^{137}Cs u lupenatých hub dosáhly muchomůrkovité druhy, kde byl určen obsah cesia na 600 Bq/kg.

Dvořák et al. (2006) se v letech 2000–2004 zabýval rovněž sběrem jedlých hub na různých místech České republiky a Slovenska a dospěl k podobným výsledkům. Vyšší aktivity ^{137}Cs, v rozmezí 400–6 263 Bq/kg, byly stanoveny u hřibotvarých hub než u lupenatých. Nejvyšší hodnota (6 263 Bq/kg) byla naměřena v roce 2003 u Hřibu hnědého z oblasti Staré Ransko (okres Havlíčkův Brod). O rok později byl na stejné lokalitě a u stejného druhu houby změřen obsah cesia v hodnotě 4 380 Bq/kg. Pro porovnání aktivit bylo v roce 2001 sebráno i několik vzorků Hřibu hnědého z okolí Černobylu (z 30 km zakázané zóny), kde byla zjištěna aktivita ^{137}Cs ve výši 6 000 Bq/kg. Jednalo se tedy o podobnou hodnotu, která byla naměřena i ve Starém Ransku. Ze všech zkoumaných hub, byl u Hřibu hnědého, naměřen nejvyšší obsah draslíku, fosforu a zinku. Co se týče aktivity cesia u hub lupenatých, pohybovala se pozoruhodně nízko pod přípustnou hranicí kontaminace (3–61 Bq/kg). Například u Václavky obecné byla naměřena hodnota 34 Bq/kg v České republice a 11 Bq/kg na Slovensku. Tyto výsledky jsou shodné s tvrzením Kalače (2008), že Václavka obecná patří k houbám, které mají nízkou schopnost akumulace radioaktivního cesia. Spolu se vzorky hub rostoucích ve volné přírodě byly odebrány i vzorky Žampionu zahradního z obchodního centra v Brně. V čerstvých vzorcích nebyl zjištěn žádný obsah cesia, což potvrzuje předpoklad o houbách pěstovaných v halách.

Rozdílné Dvořákovy et al. (2006) výsledky, naměřené u Hřibu hnědého, sebraného na stejné lokalitě v období dvou po sobě následujících let, mohly být způsobeny poločasem přeměny cesia a jeho postupným ubýváním v půdě nebo jeho difundací do větší hloubky, kde už není pro mycelium houby dostupné. Řanda et al. (1988) ale vyslovil zajímavý názor. Uvádí, že mechanismus kumulování radioaktivního cesia je složitý proces, o kterém ještě nejsou známy všechny poznatky. Tvrdí, že intenzivním sběrem hub na jednom místě může dojít ke snížení aktivity v půdě nebo k její úplné deaktivaci. V oblasti Červené Janovice v okrese Kutná Hora byl na ploše 1,5x2 m proveden sběr Kozáka březového, kde

za období 1,5 měsíce bylo sebráno 45 ks. Z výsledků zveřejněných v Mykologickém sborníku v roce 1988 vyplývá, že hmotnostní aktivita ^{137}Cs u Kozáka březového dosahovala v roce 1986 hodnoty 33 300 Bq/kg a v roce 1987 to bylo pouze 3 500 Bq/kg. Dále popisuje i opačný jev, kdy může dojít k lokálnímu „nakoncentrování“ aktivity radioaktivního cesia a jeho přenosu z tlejících plodnic hub, které jsou významnými akumulátory cesia, do ostatních plodnic.

Kontaminaci hub na území České republiky sleduje i SÚJB, který zajišťuje monitorování radiační situace prostřednictvím Radiační monitorovací sítě. Vlastní monitoring hub provádí především ústavy Státní ústav radiační ochrany a Státní veterinární ústav, kteří výsledky pravidelně zpracovávají a ukládají do, veřejnosti dostupného, programu MonRaS. Kromě hub je sledována kontaminace
i v dalších potravinách, jako lesní ovoce, maso, zvěřina, brambory, mléko, obiloviny, ovoce, zelenina. Kontaminace je pravidelně zjišťována i v povrchové a pitné vodě nebo je monitorován případný radioaktivní spad či únik aerosolů. Data zde slouží k vyhodnocování radiační situace, pro posuzování případné míry ozáření a v případě, že by nastala radiační havárie, pro rozhodování o opatřeních. Výsledky uložené v programu MonRaS nejsou v některých případech rozděleny na houby hřibotvaré a lupenaté, proto nelze určit, u kterého druhu je obsah ^{137}Cs vyšší. V okrese Vimperk byla například v roce 2017 naměřena aktivita 2 113 Bq/kg, v roce 2018 byla ve stejné oblasti zjištěna aktivita 687 Bq/kg. V oblasti okolo jaderné elektrárny Temelín byly odebrány vzorky lupenatých i hřibotvarých hub. U vzorků sebraných v roce 2017 byla nejvyšší zjištěná aktivita u hřibotvarých hub 25,4 Bq/kg nativního stavu. Nejvyšší naměřená aktivita ^{137}Cs u lupenatých hub se v roce 2017 pohybovala okolo 5 Bq/kg nativní váhy. Další vzorky hřibotvarých a lupenatých hub byly nasbírány v roce 2018 také v lokalitě Libínské sedlo v jižních Čechách. Zde byla u hřibotvarých hub zjištěna

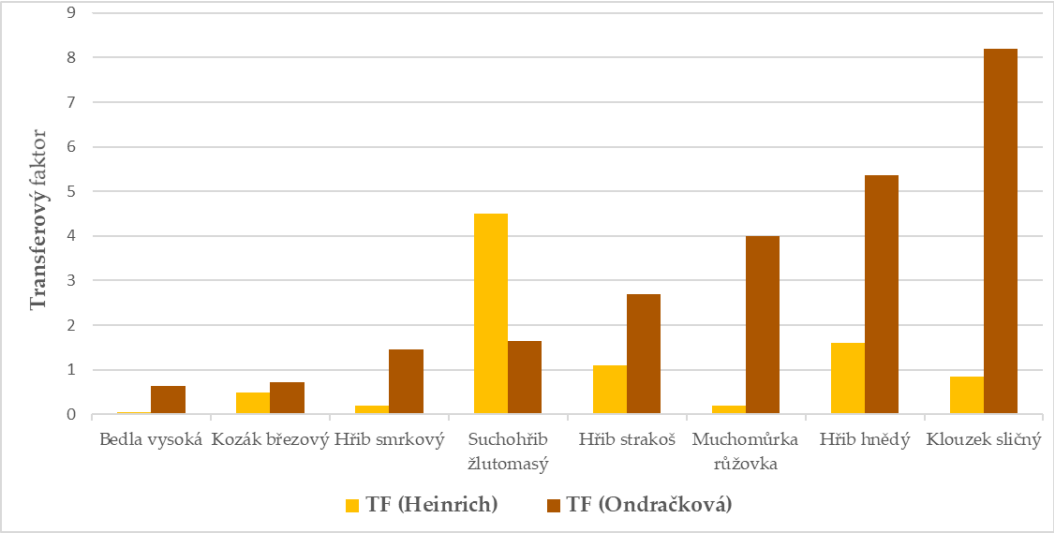
v nativním stavu hodnota ^{137}Cs v rozmezí 16–31 Bq/kg a u lupenatých hub, podobně jako u předchozí oblasti, okolo 5 Bq/kg v nativním stavu. Vyšší hodnoty u hřibotvarých hub potvrzují výsledky této studie, i když obsah ^{137}Cs byl o řád nebo dva vyšší, což mohlo být způsobeno druhovou závislostí hub na kumulaci radioaktivního cesia. Naměřená hmotnostní aktivita ^{137}Cs u hřibotvarých hub dosahovala v nativním stavu 417 Bq/kg u Slizáku lepkavého z oblasti Pančava, 273 Bq/kg u Klouzka sličného z oblasti Krasoňovice nebo 211 Bq/kg u Hřibu hnědého ze stejné oblasti. U lupenatých hub obsah ^{137}Cs v nativním stavu dosahoval rozdílných hodnot od 1 do 103 Bq/kg, kdy nejvyšší hodnota byla určena u Muchomůrky růžovky z oblasti Krasoňovice a Třepenitky makové z oblasti Domašín.

Z uvedených údajů tedy vyplývá, že Hypotéza II byla potvrzena. Hmotnostní aktivity ^{137}Cs v hřibotvarých houbách dosáhly vyšších hodnot než hmotnostní aktivity ^{137}Cs v houbách lupenatých.

6.3 Transferové faktory ^{137}Cs

Ze zjištěných výsledků je možné pozorovat, že nejvyšších transferových faktorů dosahují hřibotvaré houby. Nejvyšší hodnota byla určena u vzorku Klouzka sličného z lokality Svobodná Ves (32,60). Takto vysoce odlehlá hodnota byla pravděpodobně způsobena stářím houby, na první pohled bylo patrné, že plodnice je velmi stará. Dalším důvodem mohlo být i to, že Klouzek sličný patří dle Řandy et al. (1988) mezi nejsilnější akumulátory radioaktivního cesia, což lze potvrdit, protože další významné hodnoty transferových faktorů byly zjištěny právě u Klouzků sličných, a to z oblasti Chotýšany (8,19), Krasoňovice (6,44) a Zbýšov (4,89). Vyšší hodnoty byly také stanoveny u Hřibu hnědého z oblasti Zbýšov (5,36) a z oblasti Krasoňovice (5,10). Z lupenatých hub dosahovala nejvyšších transferových faktorů Muchomůrka růžovka z oblasti Krasoňovice (4).

Pro porovnání zjištěných transferových faktorů byla použita práce Heinricha (1992), který ve třech oblastech v Rakousku provedl sběr vzorků a měření transferových faktorů. Heinrich uvádí, že na kontaminaci hub má vliv i druh lesa. Tuto skutečnost objevil Gerzabek et al. (1988), který pozoroval, že nejvíce byly kontaminovány houby v jehličnatém lese, poté v listnatém lese a nejméně kontaminovány byly houby rostoucí na loukách. S tímto názorem se ztotožňuje i Heinrich (1992), který provedl výzkum ve dvou oblastech (v jehličnatém a smíšeném lese) v jihovýchodním Rakousku, kde nasbíral v letech 1984–1989 téměř 700 vzorků hub a půd a analyzoval složení půdy, obsah ^{137}Cs, ^{40}K a transferové faktory. Prokázal, že houby byly v jehličnatém lese více kontaminovány než v lese smíšeném. To mohlo být způsobeno i vyšší nadmořskou výškou lesa, který tak byl radioaktivním spadem více zasažen. V obou lesích byl určen podobný obsah jílovitých minerálů a procento obsahu amorfních frakcí, ale rozdílná kyselost půdy. V jehličnatém lese bylo naměřeno pH půdy o 1,2 kyselejší, což vedlo k vyššímu obsahu ^{137}Cs v půdě a k jeho vyšší dostupnosti pro houby. Rozpustnost a pohyblivost ^{137}Cs roste s klesající hodnotou pH půdy, protože ionty ^{137}Cs vázané jílovitými minerály mohou být nahrazeny vodíkovými ionty. V jehličnatém lese byla v opadu naměřena hmotnostní aktivita ^{137}Cs v hodnotě 2 542 Bq/kg, ve svrchní vrstvě (0–1 cm) to bylo 9 260 Bq/kg, v další vrstvě (1–2 cm) už obsah cesia postupně klesal (4 260 Bq/kg) a ve vrstvě půdy 3–4 cm dosahovalo cesium aktivity 836 Bq/kg. Ve smíšeném lese byly naměřeny nižší hodnoty ^{137}Cs, ve svrchní vrstvě (0–1 cm) bylo naměřeno 4 478 Bq/kg, v druhé vrstvě (1–2 cm) hodnota mírně stoupla na 4 714 Bq/kg a ve vrstvě 3–4 cm byla zaznamenána hodnota, podobně jako v jehličnatém lese, v hodnotě 1 022 Bq/kg. Je tedy patrné, že ve svrchní vrstvě půdy dosahují oba lesy velmi rozdílných hodnot hmotnostní aktivity ^{137}Cs a tyto rozdíly se postupně zmenšují s difundací ^{137}Cs do hloubky. Na základě stanovených hodnot obsahu ^{137}Cs v půdě a v houbách, určil Heinrich transferové faktory, které jsou uvedeny na Obrázku 28, kde jsou zároveň pro porovnání znázorněny i transferové faktory



Obrázek 28 Transferové faktory ^{137}Cs

u stejných druhů hub z této práce. Pro porovnání transferových faktorů byly vždy z každé práce použity nejvyšší získané hodnoty, od Heinricha tedy z obou typů lesů a z této práce hodnoty z obou okresů. Ze zobrazených údajů je patrné, že transferové faktory stanovené u vzorků z České republiky (okresy Kutná Hora a Benešov) ve většině případů převyšují transferové faktory zjištěné v Rakousku (spolková země Štýrsko). Jedinou výjimkou je hodnota u Suchohřibu žlutomasého, kdy Heinrich naměřil hodnotu 4,5, zatímco v této práci bylo naměřeno 1,65. Celkově se u všech devíti vzorků Suchohřibu žlutomasého z této práce dá konstatovat, že se z půdy do houby transportuje nízký obsah ^{137}Cs, průměrný transferový faktor dosahuje hodnoty pouze 0,58. Heinrich se ve své studii zmiňuje, že takto vysoký transferový faktor byl pravděpodobně způsoben vlastnostmi půdy, především její vyšší kyselostí, tedy nižším pH. Rozdílné údaje mezi transferovými faktory, zjištěnými v této práci a uváděnými Heinrichem, mohly být způsobeny i dalšími důvody. Například to mohlo být stářím houby, která absorbovala ^{137}Cs z půdy, hloubka a rozsah mycelia houby, ale také počet vzorků a období sběru. Heinrich sbíral vzorky před havárií jaderné elektrárny Černobyl a pouze tři roky poté, ^{137}Cs tedy během tohoto krátkého období

nemuselo difundovat dostatečně hluboko do půdy. Rozdíly v hodnotách transferových faktorů mohou být také ovlivněny tím, že různé druhy hub, které tvoří symbiózu se stejným stromem, mohou dosahovat rozdílných transferových faktorů. To může být částečně způsobeno tzv. deštníkovým efektem stromů, kdy vzorky půdy odebírané ve vzájemné blízkosti mohou být ^{137}Cs kontaminovány v odlišné míře. Pod hustými smrkovými stromy jsou místa, kam se dešťové kapky vůbec nedostanou nebo jen v malé míře, a to dokonce i během vytrvalých dešťových srážek. Taková místa jsou pak ^{137}Cs kontaminována v malé míře. Z Heinrichových výsledků je dále patrné, že hřibotvaré houby dosahují vyšších transferových faktorů než houby lupenaté. Transferové hodnoty u lupenatých hub, Muchomůrky růžovky a Bedly vysoké, jsou velmi nízké. V této práci ale Muchomůrka růžovka dosáhla poměrně vysoké hodnoty transferového faktoru (4), ostatní dva vzorky byly podstatně na nižší úrovni (0,11–0,48), průměrně by se tedy transferový faktor pohyboval okolo 1,53. I tak by byla tato hodnota vyšší, protože Heinrich uvádí 0,2.

Schopností hub absorbovat ^{137}Cs z půdy se ve své práci zabýval také Škrkal et al. (2013). V období let 2004–2011 byly u nasbíraných 651 vzorků hub a půd stanoveny hmotnostní aktivity ^{137}Cs a transferové faktory. U klouzkovitých hub byla vypočtena hodnota transferového faktoru 2,1, což je v porovnání s touto prací (0,89–8,19) poměrně nízká hodnota. Co se týče hřibotvarých hub, byl u Hřibu hnědého zjištěn transferový faktor 5,5, což se shoduje s maximální hodnotou v této práci (5,36). U Hřibu smrkového uvádí Škrkal et al. transferový faktor 3,6, v této studii byla jako nejvyšší hodnota určena 1,78, což nesouhlasí se Škrkalovými výsledky, ale je to v souladu s tvrzením Kalače (2008) a Řandy et al. (1988), kteří uvádějí Hřib smrkový jako nejnižší akumulátor ^{137}Cs. U Suchohřibu žlutomasého uvádí Škrkal et al. (2013) transferový faktor 4,8, v této práci byl stanoven transferový faktor v rozmezí 0,07–1,65. Škrkal uvádí u tohoto hřibu obsah ^{137}Cs ve výši 8 890 Bq/kg, obsah ^{137}Cs v půdě by byl tedy přibližně

1 850 Bq/kg. Takto vysoké aktivity potvrzují, že Suchohřib žlutomasý spadá do skupiny nejsilnějších akumulátorů ^{137}Cs, ale neshodují se s výsledky tohoto výzkumu. Značné rozdíly ve výsledcích obou prací mohly být způsobeny například rozdílnou nadmořskou výškou lokalit, kde sběr hub proběhl, odlišným podílem jílovitých minerálů v půdě nebo vyšším či nižším pH půdy. Je také možné, že některé houby, které rostly na nerovném povrchu (v údolí nebo dolině), mohly obsahovat více ^{137}Cs, protože to se postupem času vymývalo ze svahů a soustředilo se právě v údolí. Významných hodnot transferových faktorů dosahovaly překvapivě i lupenaté houby. U muchomůrkovitých hub uvádí Škrkal et al. (2013) hodnotu 6, zatímco v této práci se hodnoty u Muchomůrky šedivky a Muchomůrky růžovky pohybovaly od 0,11 do 4. Nejvyšší hodnoty transferového faktoru ze všech byly stanoveny u holubinek (10,6). V této práci se transferové faktory u holubinek pohybovaly o řád níže. U Holubinky azurové to bylo 0,26 a u Holubinky révové 0,35. Hmotnostní aktivity ^{137}Cs u tohoto druhu hub uvádí Škrkal 1 790 Bq/kg, v této studii byly změřeny aktivity pouze okolo 70 Bq/kg. Škrkal tedy dospěl k odlišným výsledkům, není možné konstatovat, že hodnoty transferových faktorů u hřibotvarých hub by byly vyšší než u lupenatých.

Stanovenou Hypotézu, že hodnoty transferových faktorů u hřibotvarých hub budou dosahovat vyšších hodnot než hodnoty transferových faktorů u lupenatých hub, je tedy na základě získaných výsledků možné potvrdit.

6.4 Výpočet úvazku efektivní dávky

Pro představu, jakou měrou nás může konzumace hub s obsahem ^{137}Cs vnitřně kontaminovat, byl vypočítán úvazek efektivní dávky. Pro výpočet byla použita nejvyšší naměřená hodnota hmotnostní aktivity ^{137}Cs, která byla zaznamenána u Hřibu hnědého z oblasti Zbýšov (2 260 Bq/kg). Dále bylo kalkulováno s průměrnou spotřebou hub v České republice na jednoho obyvatele, která za rok

2017 činila 3 kg (uvedeno v kapitole 2.5.2). Do výpočtu úvazku efektivní dávky bylo nutné zahrnout i konverzní faktor, který stanoví Vyhláška č. 422/2016 Sb. o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje. Tento faktor se používá právě pro přepočet objemové aktivity radionuklidu na příkon efektivní dávky pro dospělou osobu. V tomto případě byl zvolen konverzní faktor h_{ing} pro příjem požitím jednotlivcem z řad obyvatelstva. K výpočtu byl tedy použit součin hodnot:

- Hmotnostní aktivita – 2 260 Bq/kg
- Spotřeba hub pro jednoho obyvatele/rok – 3 kg
- Konverzní faktor – $h_{ing} = 1{,}3 * 10^{-8}$ (Sv/Bq)

- $E = 2\,260 * 3 * 1{,}3 * 10^{-8} = 0{,}088$ mSv

Výsledná hodnota značí dávku, kterou by dospělý člověk obdržel za rok, v případě, že by zkonzumoval 3 kg hub s výše uvedenou hmotnostní aktivitou. Někteří autoři, např. Kalač (2008), uvádí jako průměrnou spotřebu hub pro jednu osobu 10 kg za rok. V tomto případě by úvazek efektivní dávky dosahoval hodnoty 0,29 mSv. Nutno podotknout, že obě hodnoty jsou v porovnání s dávkou z přírodních zdrojů, která se pohybuje v naší zemi kolem 3,4 mSv (Navrátil et al., 2014), zanedbatelné a nepředstavují pro člověka žádné riziko. Navíc se před konzumací předpokládá tepelná úprava hub nebo jejich konzervování, které značně snižují obsah cesia v houbách. Jak uvádí Klán et al. (1988) ve své práci, dochází při vaření plátků Hřibu hnědého nebo Suchohřibu žlutomasého ve vodě po dobu 5–20 minut k úbytku až 80–90 % z obsahu cesia.

7 ZÁVĚR

Cílem diplomové práce bylo zhodnotit a porovnat hmotnostní aktivity ^{137}Cs u jednotlivých druhů hub nasbíraných v okresech Kutná Hora a Benešov, kde byla zaznamenána vyšší míra kontaminace tímto radionuklidem.

Na základě zjištěných výsledků lze potvrdit, že ^{137}Cs je, vzhledem ke svému dlouhému poločasu přeměny, stále přítomné v lesním ekosystému, a především v houbách. Celkem bylo pomocí spektrometrie gama vyhodnoceno 68 vzorků jedlých hub a 68 vzorků půd ze 14 lokalit. U hub byly určeny vyšší hmotnostní aktivity ^{40}K než ^{137}Cs. Dále bylo prokázáno, že hřibotvaré houby obsahují vyšší hmotnostní aktivity ^{137}Cs než houby lupenaté. Zároveň z dosažených výsledků vyplývá, že transferové faktory u hřibotvarých hub dosahovaly vyšších hodnot než u hub lupenatých. Cíl diplomové práce byl tímto splněn.

Pro stanovení míry vnitřní kontaminace byl ze získaných výsledků vypočítán úvazek efektivní dávky. Zjištěná hodnota byla však v porovnání s průměrnou roční efektivní dávkou z přírodních zdrojů zanedbatelná a nepředstavuje tedy pro člověka žádné riziko.

Jak uvedli někteří autoři, stále ještě nejsou o mechanismu absorpce ^{137}Cs houbami známy všechny informace, proto by bylo zajímavé a přínosné, v podobných výzkumech pokračovat a obsah ^{137}Cs v našem životním prostředí dále monitorovat.

8 SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

SSSR	Sovětský svaz socialistických republik
USA	Spojené státy americké
KLDR	Korejská lidově demokratická republika
INSAG	Mezinárodní skupina pro jadernou bezpečnost
UNSCEAR	Vědecká komise Spojených národů pro účinky atomového záření
UNEP	Program Organizace spojených národů pro ochranu životního prostředí
ČSSR	Československá socialistická republika
ANO	Akutní nemoc z ozáření
SÚJB	Státní úřad pro jadernou bezpečnost
SÚRO	Státní ústav radiační ochrany
ČSÚ	Český statistický úřad
ČMS	Česká mykologická společnost

9 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

ANTONÍN, Vladimír et al., 2003. *Houby: česká encyklopedie.* Praha: Reader's Digest Výběr. ISBN 80-86196-71-2.

AUMANN C. D., STEFFAN, B., CLOOTH, G., STEGLICH, W., 1989. Komplexierung von Caesium-137 durch die Hutfarbstoffe des Maronenröhrlings (Xerocomus badius). *Angewandte Chemie International Edition.* 101: 495–496. ISSN: 1521-3773.

BELLI, Maria, 2000. Long-Term Dynamics of Radionuclides in Semi-Natural Environments: Derivation of Parameters and Modelling. Final Report 1996–1999 [online]. *Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente.* Rome. [Cit. 12. 5. 2019]. ISBN 88-448-0286-4. Dostupné z: https://inis.iaea.org/-collection/NCLCollectionStore/_Public/32/007/32007842.pdf?r=1&r=1

BOROVIČKA, Jan, KUBROVÁ, Jaroslava, ŘANDA, Zdeněk, 2012. K radioaktivitě hřibu hnědého. *Česká mykologická společnost* [online]. [Cit. 1. 5. 2019]. Dostupné z: https://www.myko.cz/files/casopis/Sablona_clanku.doc

CTBTO [Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty Organization], 2019. Status of signature and ratification. *CTBTO* [online]. [Cit. 22. 4. 2019]. Dostupné z: https://www.ctbto.org/the-treaty/status-of-signature-and-ratification/

ČADOVÁ, Michaela, HAVRÁNKOVÁ, Renata, HAVRÁNEK, Jiří, ZÖLZER, Friedo, 2017. Radioactivity in Mushrooms from Selected Locations in the Bohemian Forest, Czech Republic. *Radiat Environ Biophys*. 56(2): 167-175. ISSN 0301–634X.

ČMS, 2019a. Myko atlas. *Česká mykologická společnost* [online]. [Cit. 10. 5. 2019]. Dostupné z: https://www.myko.cz/myko-atlas/

ČMS, 2019b. Ochrana hub. *Česká mykologická společnost* [online]. [Cit. 4 5. 2019]. Dostupné z: https://www.myko.cz/ochrana-hub/

ČESKO, 2016. Vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje. In: *Sbírka zákonů České republiky*, částka 172/2016, s. 6618-6903.

ČSÚ, 2019. Spotřeba potravin a nealkoholických nápojů (na obyvatele za rok): 2017. *Český statistický úřad* [online]. [Cit. 19. 4. 2019]. Dostupné z: https://www.czso.cz/documents/10180/61565936/-2701391801.pdf/e7d7123e-b288-4336-92b2-f8be22ebdae8?version=1.1

DIENSTBIER, Zdeněk, 2010. *Hirošima a zrod atomového věku: cesta od atomových zbraní k nukleární medicíně a jaderným elektrárnám.* Praha: Mladá fronta. ISBN 978-80-204-2224-8.

DVOŘÁK, P., KUNOVÁ V., BEŇOVÁ, K., OHERA, M., 2006. Radiocesium in Mushrooms from Selected Locations in the Czech Republic and Slovak Republic. *Radiat Environ Biophys.* 45:145–151. ISSN 1432-2099.

FALANDYSZ, J., BOROVIČKA, J., 2012. Macro and Trace Mineral Constituents and Radionuclides in Mushrooms: Health Benefits and Risks. *Applied Microbiology and Biotechnology.* 97:477–501. ISSN 1432-0614.

FALANDYSZ, J., ZALEWSKA, T., KRASIŃSKA, G., APANEL, A., WANG, Y., PANKAVEC, S., 2015. Evaluation of the Radioactive Contamination in Fungi Genus Boletus in the Region of Europe and Yunnan Province in China. *Applied Microbiology and Biotechnology.* 99:8217–8224. ISSN 1432-0614.

GERZABEK, M., HAUNOLD, E., HORAK, O., 1988. Radioaktivität in Pilzen. *Die Bodenkultur.* J. Wiss Forsch. 39:37–52. ISSN 0006-5471.

HAVRÁNEK, J., HAVRÁNKOVÁ, R., 2008. Obsah Cesia-137 v lesním ekosystému v lokalitě Újezd. *Kontakt.* České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích a SÚJB. 10: 247–482. ISSN 1212-4117.

HAVRÁNKOVÁ, Renata, SKALICKÁ FREITINGER, Zuzana, HAVRÁNEK, Jiří, ZÖLZER, Friedo, KUNA, Pavel, 2018. *Základy radiobiologie*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. ISBN 978-80-7394-696-8.

HEINRICH, G., 1992. Uptake and Transfer Factors of 137Cs by Mushrooms. *Radiation and Environmental Biophysics*. 31:39–49. ISSN 1432-2099.

HŮLKA, Jiří a Irena, MALÁTOVÁ, nedatováno. Radiační situace v České republice, přehled hlavních výsledků měření a opatření. *SÚRO* [online]. [Cit. 30. 4. 2019]. Dostupné z: https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/-radiacni_situace_v_cr_po_cernobylu.pdf

ChernobylZone, 2014. V Černobylu přesouvají nový sarkofág. *ChernobylZone* [online]. © 2012–2019 [Cit. 8. 4. 2019]. Dostupné z: https://chernobylzone.cz/-v-cernobylu-presouvaji-novy-sarkofag/

INSAG, 1992. *The Chernobyl accident: a report by the International Nuclear Safety Advisory Group. Updating.* Vienna: International Atomic Energy Agency. ISBN 92-0-104692-8.

JELÍNEK, Jiří, 2015. *Účinek hnojení na obsah vybraných forem draslíku v půdě.* Brno. Diplomová práce. Mendelova univerzita v Brně. Agronomická fakulta. Vedoucí práce Ing. Petr Škarpa, Ph.D.

JIŘÍKOVÁ, Eva, 2014. Hlavní znaky plodnic [obrázek]. Elektronická učebnice: Biologie. In: *Olomoucký kraj* [online]. [Cit. 7. 5. 2019]. Dostupné z: https://eluc.kr-olomoucky.cz/verejne/lekce/2640

KALAČ, Pavel, 2008. *HOUBY – víme, co jíme?* České Budějovice: DONA. ISBN 978-80-7322-112-6.

KLÁN, J., ŘANDA, Z., BENADA, J., HORYNA, J., 1988. Investigation of nonradioactive Rb, Cs, and radiocaesium in higher fungi. *Česká Mykologie.* 42: 158–169. ISSN 1805-1421.

KLENER, Vladislav, TOMÁŠEK, Ladislav, nedatováno. Zdravotní následky černobylské katastrofy. *SÚRO* [online]. [Cit. 6. 5. 2019]. Dostupné z: https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/zdravotni_nasledky_cernobylu.pdf/view?searchterm=zdravotn%C3%AD+n%C3%A1sledky

KLOBOUČEK, Jan, 2010. *Jaderná energetika*. Vydání druhé. Liberec: Technická univerzita v Liberci. ISBN 978-80-7372-686-7.

KOSTIAINEN, E., 2007. ^{137}Cs in Finnish wild berries, mushrooms and game meat in 2000–2005. *Boreal Environment Research.* 12:23–28. ISSN 1239-6095.

KOSTKA, Tomáš, 2011. Havárie v jaderné elektrárně ČERNOBYL [online]. *Cernobyl.euweb* [Cit. 7. 4. 2019]. Dostupné z: http://cernobyl.euweb.cz/

KROUPA, M., DVORSKÝ, B., 2008. Spektrometrie záření gama. *Týden vědy na Jaderce* [online]. © 1999–2019 [Cit. 7. 5. 2019]. Dostupné z: http://tydenvedy.fjfi.cvut.cz/2008/cd/prispevky/sbpdf/gamma.pdf

KUBINYI, Jozef, SABOL, Jozef, VONDRÁK, Andrej, 2018. *Principy radiační ochrany v nukleární medicíně a dalších oblastech práce s otevřenými radioaktivními látkami.* Praha: Grada Publishing. ISBN 978-80-271-0168-9.

KUNA, Pavel, NAVRÁTIL, Leoš a kolektiv, 2005. *Klinická radiobiologie*. Praha: MANUS. ISBN 80-86571-09-2.

LANDA, Jaroslav, ŠVECOVÁ, Anna, MALÍK, Jaromír, 2018. Interview se členy České mykologické společnosti, určování druhů hub. Praha 1. 10. 2018.

MATOUŠEK, Jiří, ÖSTERREICHER, Jan, LINHART, Petr, 2007. *CBRN: Jaderné zbraně a radiologické materiály*. Ostrava: Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství. ISBN 978-80-7385-029-6.

MATZNER, Jan, 2004. *Praktika z dozimetrie*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. ISBN 80-7040-707-7.

MIKA, Otakar, POLÍVKA, Lubomír, SABOL, Jozef, 2009. *Zbraně hromadného ničení a ochrana proti jejich účinkům.* Praha: Policejní akademie České republiky v Praze. ISBN 978-80-7251-302-4.

MIKA, Otakar J., ŘÍHA, Milan, 2011. *Ochrana obyvatelstva před následky použití zbraní hromadného ničení.* Praha: Námořní akademie České republiky s.r.o. ISBN 978-80-87103-31-9.

NAVRÁTIL, Leoš et al., 2014. Zdroje ionizujícího záření ve vztahu k ohrožení živého organismu – úvod. *Radiobiologie* [online]. [Cit. 3. 4. 2019]. Dostupné z: http://fbmi.sirdik.org/4-kapitola/41.html

NAVRÁTIL, Leoš, ROSINA, Josef a kolektiv, 2019. *Medicínská biofyzika.* 2., zcela přepracované a doplněné vydání. Praha: Grada Publishing. ISBN 978-80-271 0209-9.

OJOVAN, M.I. a W.E. LEE, 2005. Short-Lived Waste Radionuclides: Caesium 137. *An Introduction to Nuclear Waste Immobilisation* [online]. Elsevier, p. 105–114. [Cit. 1. 5. 2019]. ISBN 978-0-08-044462-8. DOI: https://doi.org/10.1016/B9780-08-044462-8.X5000-5. Dostupné z: https://www.sciencedirect.com/topics/-earth-and-planetary-sciences/caesium

Okres Kutná Hora, Středočeský kraj, 2019a. *Mapy.cz* [online]. Seznam.cz, a.s. © 1996-2019. [Cit. 23. 4. 2019]. Dostupné z: https://mapy.cz/-zakladni?x=15.2198692&y=49.8693908&z=10&source=dist&id=52

Okres Benešov, Středočeský kraj, 2019b. *Mapy.cz* [online]. Seznam.cz, a.s. © 1996–2019. [Cit. 23. 4. 2019]. Dostupné z: https://mapy.cz/-zakladni?x=14.8271066&y=49.7131398&z=10&source=dist&id=48

Periodická tabulka: Biologický význam draslíku. 2017. *Prvky.com* [online]. [Cit. 11. 5. 2019]. Dostupné z: http://www.prvky.com/55.html

Periodická tabulka: Cesium. 2017. *Prvky.com* [online]. [Cit. 2. 4. 2019]. Dostupné z: http://www.prvky.com/55.html

Periodická tabulka: Draslík. 2017. *Prvky.com* [online]. [Cit. 11. 5. 2019]. Dostupné z: http://www.prvky.com/19.html

Public Health Statement: Cesium, 2004. *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* [online]. [Cit. 16. 4. 2019]. Dostupné z: https://www.atsdr.cdc.gov/-ToxProfiles/tp157-c1-b.pdf

RULÍK, Petr a HELEBRANT, Jan, 2011. *Zpráva SÚRO č. 22/2011: Mapa kontaminace půdy České republiky ^{137}Cs po havárie JE Černobyl* [online]. Praha: 2011. [Cit. 28. 4. 2019]. Dostupné z: https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/plosna-aktivita-radionukliduzjistenavevzorcichodebranychpud/Zprava%202011%20%2022%20%20Kontaminace%20-pudy%20Ceske%20republiky%20137Cs%20%20Mapa.pdf

ŘANDA, Z., BENADA, J., SINGERT, J., HORYNA, J., 1988. Jsou houby radioaktivní? Mykologický Sborník. 65: 6-9, 36-40. ISSN 0374-9436

STRAKA, Jan, 2019. Draslík. *Tabulka.cz* [online]. [Cit. 11. 5. 2019]. Dostupné z: https://www.tabulka.cz/prvky/ukaz.asp?id=19

SÚJB, 2019. Monitorování radiační situace. *SÚJB* [online]. [Cit. 12. 5. 2019]. Dostupné z: https://www.sujb.cz/aplikace/monras/?lng=cs_CZ

SÚJB a SÚRO, 1996. *10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu – důsledky a poučení* [online]. Praha. [Cit. 29. 4. 2019]. Dostupné z: https://www.sujb.cz/-fileadmin/sujb/docs/dokumenty/10let_od_Cernobylu.pdf

ŠKRKAL, Jan, RULÍK, Petr, FANTÍNOVÁ, Karin, HELEBRANT, Jan, 2012. Zpráva SÚRO č. 24/2012: Mapa kontaminace hřibotvarých hub lesního ekosystému České republiky ^{137}Cs v letech 2004–2011 [online]. Praha. [Cit. 3. 5. 2019]. Dostupné z: https://www.suro.cz/cz/rms/monitorovani-slozek-zivotniho-prostredi/Mapa-kontaminace-hribotvarych-hub-CR-Zprava-SURO-2012-24.pdf

ŠKRKAL, Jan, RULÍK, Petr, FANTÍNOVÁ, Karin, BURIANOVÁ, Jelena, HELEBRANT, Jan, 2013. Long-term ^{137}Cs activity monitoring of mushrooms in forest ecosystems of the Czech Republic. *Radiation Protection Dosimetry*. 157(4): 579-84. ISSN 0144-8420.

ŠTRAIT, Jaroslav, 2016. *Černobyl +30: ve správný čas na špatném místě*. Modřišice: Presstar. ISBN 978-80-87141-40-3.

THE CHERNOBYL FORUM, 2006. *Dědictví Černobylu: Zdravotní, ekologické a sociálně-ekonomické dopady a Doporučení vládám Běloruska, Ruské federace a Ukrajiny.* Přeložila: V. Sinkulová. Praha: ČSVTS v koedici s Českou nukleární společností. ISBN 80-02-01806-0.

TŮMA, Miroslav, 2009. *Mírové využívání jaderné energie, nešíření jaderných zbraní a jaderné odzbrojení.* Praha: Ústav mezinárodních vztahů. ISBN 978-80-86506-77-7.

ULLMANN, Vojtěch, 2009. *Jaderná a radiační fyzika.* Ostrava: Ostravská univerzita v Ostravě. ISBN 978-80-7368-669-7.

UNEP, 2016a. Pronikavost různých typů záření [obrázek]. Ionizující záření: Účinky a zdroje. *In: SÚJB* [online]. [Cit. 1. 4. 2019]. ISBN 978-92-807-3600-7. Dostupné z: https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/radiacniochrana/-dokumenty/Radiation-InsidePart-Czech-Feb_2017-1.pdf

UNEP, 2016b. Celosvětové rozdělení radiační expozice [obrázek]. Ionizující záření: Účinky a zdroje. *In: SÚJB* [online]. [Cit. 1. 4. 2019]. ISBN 978-92-807-3600-7. Dostupné z: https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/radiacniochrana/-dokumenty/Radiation-InsidePart-Czech-Feb_2017-1.pdf

UNSCEAR, 2000. *Sources and effects of ionizing radiation.* Report to the general Assembly, with Scientific Annexes. Volume I: Sources. Annex C [online]. New York: United Nations [cit. 28. 4. 2019]. ISBN 92-1-142238-8. Dostupné z: https://www.unscear.org/docs/publications/2000/UNSCEAR_2000_Report_Vol.I.pdf

UNSCEAR, 2011. *Sources and effects of ionizing radiation.* Report to the general Assembly with Scientific Annexes. Volume II: Scientific Annexes C, D and E [online]. Vienna: United Nations [cit. 7. 4. 2019]. ISBN-13: 978-92-1-142280-1. Dostupné z: https://www.unscear.org/docs/publications/2008/-UNSCEAR_2008_Annex-D-CORR.pdf

UNSCEAR, 2018. *Evaluation of data on thyroid cancer in regions affected by the chernobyl accident.* A white paper to guide the Scientific Committee's future programme of work [online]. © 2018. New York: United Nations [cit. 6. 4. 2019]. Dostupné z: https://www.unscear.org/docs/publications/2017/-Chernobyl_WP_2017.pdf

YOSHIDA, S., MURAMATSU, M., 1998. Concentrations of Alkali and Alkaline Earth Elements in Mushrooms and Plants Collected in a Japanese Pine Forest, and their Relationship with Cs-137. *Journal of Environmental Radioactivity*. 41:183–205. ISSN 0265–931X.

ZAFER, Lukáš, 2011. Radioaktivní spad nad Evropou [obrázek]. Jaderná elektrárna – Černobyl. *Lukáš Zafer* [online]. © 2007-2099 [cit. 28. 4. 2019]. Dostupné z: https://clanky.lukaszafer.cz/upload/clanky/zaujalme-jaderna-elektrarna-cernobyl/1/20080425-cs137Evropa_red.jpg

10 SEZNAM POUŽITÝCH OBRÁZKŮ

Obrázek 1 Pronikavost různých typů záření 15
Obrázek 2 Celosvětové rozdělení radiační expozice 17
Obrázek 3 Míra výskytu rakoviny štítné žlázy mezi lety 1991-2015 31
Obrázek 4 Radioaktivní spad nad Evropou 33
Obrázek 5 Velikost srážek na území ČR v době průchodů kontaminované vzdušiny po havárii JE Černobyl v období 30. 4. – 1. 5. 1986 34
Obrázek 6 Plošné kontaminace ČR ^{137}Cs v důsledku havárie JE Černobyl: Odběry provedeny v období od 1. 5. 1986, bodové zobrazení – 909 hodnot 35
Obrázek 7 Velikost srážek na území ČR v době průchodů kontaminované vzdušiny po havárii JE Černobyl v období 8. 5. – 9. 5. 1986 35
Obrázek 8 Plošné kontaminace ČR ^{137}Cs v důsledku havárie JE Černobyl: Odběry provedeny v období od 10.5.1986, bodové zobrazení - 846 hodnot 36
Obrázek 9 Plodnice u lupenaté a rourkaté houby 40
Obrázek 10 Oblasti v okresu Kutná Hora, kde proběhl sběr hub a půdy 44
Obrázek 11 Oblasti v okresu Benešov, kde proběhl sběr hub a půdy 44
Obrázek 12 Oddělené sbírání vzorků hub 45
Obrázek 13 Označení vzorku hub a jeho zdokumentování 46
Obrázek 14 Vážení vzorku v nativním stavu 46
Obrázek 15 Sušení vzorků hub 47
Obrázek 16 Vážení vzorku houby v suchém stavu 47
Obrázek 17 Odebírání vzorku půdy 48
Obrázek 18 Přesívání půdy 48
Obrázek 19 Vážení půdy v nativním a suchém stavu 49
Obrázek 20 Vzorky hub v Petriho miskách 50
Obrázek 21 Detektory D3 a D4 ve stínění ve spektrometrické laboratoři na Regionálním centru SÚJB v Českých Budějovicích 51
Obrázek 22 Hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K u hub v okrese Kutná Hora 57

Obrázek 23 Hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K u hub v okrese Benešov 58
Obrázek 24 Hmotnostní aktivity ^{137}Cs u hřibotvarých a lupenatých hub v okrese Kutná Hora 60
Obrázek 25 Hmotnostní aktivity ^{137}Cs u hřibotvarých a lupenatých hub v okrese Benešov 61
Obrázek 26 Transferové faktory ^{137}Cs mezi půdou a houbou v okrese Kutná Hora 63
Obrázek 27 Transferové faktory ^{137}Cs mezi půdou a houbou v okrese Benešov 64
Obrázek 28 Transferové faktory ^{137}Cs 78

11 SEZNAMU POUŽITÝCH TABULEK

Tabulka 1 Vznik jaderných mocností 24

Tabulka 2 Přehled radionuklidů uvolněných během zkoušek jaderných zbraní v atmosféře 25

Tabulka 3 Nejdůležitější radionuklidy uniklé z Černobylu v roce 1986 32

Tabulka 4 Kompletní přehled nasbíraných vzorků v okrese Kutná Hora, včetně naměřených hodnot 53

Tabulka 5 Kompletní přehled nasbíraných vzorků v okrese Benešov, včetně naměřených hodnot 55

Tabulka 6 Obsah ^{137}Cs u hřibů sbíraných na stejných lokalitách 73