



Zdravotně
sociální fakulta
Faculty of Health
and Social Sciences

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

Obsah cesia-137 v houbách ve vybraných lokalitách Novohradských hor

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Studijní program:

OCHRANA OBYVATELSTVA

Autor: Bc. Kateřina Schneiderová, MBA

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

České Budějovice 2021

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci s názvem *Obsah cesia-137 v houbách ve vybraných lokalitách Novohradských hor*, jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů uvedených v seznamu citované literatury.

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

V Českých Budějovicích dne

.....

Bc. Kateřina Schneiderová, MBA

Poděkování

Tímto děkuji vedoucí mé diplomové práce Mgr. Renatě Havránkové, Ph.D. za pomoc a odborné vedení a Mgr. Jiřímu Havránkovi za odbornou realizaci praktické části práce.

Obsah cesia-137 v houbách ve vybraných lokalitách Novohradských hor

Abstrakt

Novohradské hory byly ve zvýšené míře kontaminovány cesiem-137 v místech, kde došlo v důsledku srážek k vymytí většího množství radiocesie z radioaktivního mraku, který vznikl po havárii černobylské jaderné elektrárny z 26. dubna 1986. Dalším zdrojem cesia-137 byly zkoušky jaderných zbraní, které v 50. a 60. letech 20. století prováděly v atmosféře jaderné velmoci. Z kontaminované půdy se cesium-137 dostává do potravního řetězce a tím způsobuje vnitřní kontaminaci obyvatel. Z tohoto důvodu je pravidelně stanovována aktivita cesia-137 v potravě (zejména v jedlých houbách).

Cílem této práce bylo porovnání hmotnostních aktivit cesia-137 ve vzorcích jedlých hub nasbíraných ve vybraných lokalitách Novohradských hor. Byly stanoveny a porovnány transferové faktory v jednotlivých druzích hub. Práce se zaměřila také na porovnání hmotnostní aktivity cesia-137 v klobouku a hmotnostní aktivity cesia-137 v třeni houby. Vzorky byly měřeny pomocí spektrometrie gama.

Hodnoty hmotnostní aktivity cesia-137 v jedlých houbách se lišily podle jejich zařazení do systematické skupiny. Vyšší hodnoty hmotnostních aktivit byly naměřeny u hřibovitých hub oproti nižším hodnotám zaznamenaným u lupenatých hub. Zejména u suchohříbu hnědého (*Xerocomus badius*) byly opakovaně zjištěny vysoké hodnoty hmotnostních aktivit cesia-137. U zástupce lupenatých hub bedly vysoké (*Macrolepiota procera*) byla změřena nejnižší hodnota hmotnostní aktivity cesia-137. Transferový faktor jako poměr mezi aktivitou cesia-137 v houbě a aktivitou cesia-137 v půdě je důležitý parametr pro odhad dávky vnitřního ozáření radionuklidu, které člověk přijme v kontaminovaných potravinách. Nejvyšší stanovené transferové faktory byly vypočteny u suchohříbu hnědého (*Xerocomus badius*), muchomůrky růžovky (*Amanita rubescens*) a lišky obecné (*Cantharellus cibarius*). Z celkem 58 vzorků byly u 78 % vzorků hodnoty hmotnostní aktivity cesia-137 v klobouku vyšší než hodnoty hmotnostní aktivity v třeni a u 22 % vzorků byly hmotnostní aktivity v klobouku houby nižší než v její třeni. Stanovený poměr klobouk/třeň potvrdil, že tři čtvrtiny zkoumaných jedlých hub kumulovaly přednostně cesium-137 v klobouku a jedna čtvrtina hub více kumulovala cesium-137 ve své třeni.

Klíčová slova: Cesium-137; Černobyl; houby; Novohradské hory; vnitřní kontaminace

Content of cesium-137 in mushrooms in selected localities of the Novohradské Mountains

Abstract

The Novohradské Mountains were increasingly contaminated with cesium-137 in places where large amounts of radiocesium were washed out of the radioactive cloud caused by the accident of the Chernobyl nuclear power plant on April 26, 1986. Another source of cesium-137 was the testing of nuclear weapons, which was in the 50s and 60s of the 20th century carried out in the atmosphere of nuclear powers. From contaminated soil, cesium-137 enters the food chain and thus causes internal contamination of the population. For this reason, the activity concentration of cesium-137 in food (especially in edible mushrooms) is regularly determined.

The aim of this thesis was to compare the activity concentrations of cesium-137 in samples of edible fungi collected in selected localities of the Novohradské Mountains. Transfer factors in individual fungal species were determined and compared. The thesis also focused on the comparison of the activity concentration of cesium-137 in the cap and in the stem of the mushroom. The samples were measured by gamma spectrometry.

The values of activity concentration of cesium-137 in edible mushrooms differed according to their classification into the systematic group. Higher values of activity concentrations were measured in basidiomycete fungi compared to lower values recorded in gill fungi. High values of activity concentrations of cesium-137 have been repeatedly found, especially in the imleria badia (*Xerocomus badius*). The lowest value of the activity concentration of cesium-137 was measured in the representative of the parasol mushroom (*Macrolepiota procera*). The transfer factor as a ratio between the activity concentration of cesium-137 in the mushroom and the activity of cesium-137 in the soil is an important parameter for estimating the dose of internal exposure to radionuclides that a person receives in contaminated foods. The highest determined transfer factors were calculated for imleria badia (*Xerocomus badius*), the blusher (*Amanita rubescens*) and golden chanterelle mushroom (*Cantharellus cibarius*). Out of a total of 58 samples, in 78 % of the samples the values of the activity concentration of cesium-137 in the cap were higher than the values of the activity concentration in the stem and in 22 % of the samples the activity concentrations in the cap were lower than in its stem. The determined cap/stem ratio confirmed that three quarters of the edible mushrooms examined

preferentially accumulated cesium-137 in the cap and one quarter of the mushrooms more accumulated cesium-137 more in their stem.

Keywords: Cesium-137; Chernobyl; mushrooms; Novohradské mountains; internal contamination

Obsah

ÚVOD.....	9
1 Teoretická část.....	10
1.1 Radioaktivita.....	10
1.1.1 Přirozené a umělé radionuklidy.....	12
1.1.2 Radioaktivní procesy.....	13
1.2 Ionizující záření.....	16
1.2.1 Druhy ionizujícího záření a jeho interakce s hmotou.....	16
1.2.2 Základní veličiny a jednotky v oblasti radioaktivity a ionizujícího záření.....	19
1.3 Biologické účinky ionizujícího záření.....	20
1.4 Zdroje ionizujícího záření.....	23
1.4.1 Testy jaderných zbraní.....	24
1.4.2 Havárie jaderné elektrárny v Černobylu.....	26
1.5 Kontaminace životního prostředí cesiem-137.....	30
1.6 Houby.....	34
1.6.1 Morfologie hub a jejich systematické členění.....	35
2 Cíle práce a výzkumné otázky.....	38
2.1 Cíle práce.....	38
2.2 Výzkumné otázky.....	38
3 Metodika výzkumu.....	39
3.1 Preanalytická fáze.....	40
3.1.1 Sběr a úprava vzorků hub.....	41
3.1.2 Sběr a úprava vzorků půd.....	43
3.2 Analytická fáze.....	44
3.2.1 Spektrometrie gama.....	44
3.3 Postanalytická fáze.....	45

4	Výsledky.....	46
4.1	Hmotnostní aktivita cesia-137 ve vzorcích hub a půd	54
4.2	Transferové faktory cesia-137 v houbách	60
4.3	Výpočet úvazku efektivní dávky.....	66
5	Diskuze	67
5.1	Hmotnostní aktivita cesia-137 v různých druzích hub.....	67
5.2	Transferové faktory cesia-137 v houbách	72
5.3	Hmotnostní aktivita cesia-137 v klobouku a v třeni hub	75
5.4	Úvazek efektivní dávky.....	78
6	Závěr.....	80
7	Seznam použité literatury	82
8	Seznam obrázků	
9	Seznam tabulek	
10	Seznam zkratk	

ÚVOD

Hlavním zdrojem kontaminace životního prostředí radionuklidem cesia-137 byly zkoušky jaderných zbraní, které v 50. a 60. letech 20. století prováděly v atmosféře jaderné velmoci a zejména havárie jaderné elektrárny v Černobylu (Ukrajina) 26. dubna 1986. Od té doby aktivita cesia-137 ve složkách životního prostředí na území České republiky postupně klesá. Vyšší koncentrace cesia-137 lze pozorovat pouze v místech, na kterých došlo v důsledku srážek k vymytí většího množství cesia z radioaktivního mraku, který vznikl po havárii černobylské jaderné elektrárny. Mezi takto zasažené lokality patří i Novohradské hory. Z kontaminované půdy se radionuklid cesia-137 dostává do potravního řetězce a tím způsobuje vnitřní kontaminaci obyvatel. Z tohoto důvodu je stanovována aktivita cesia-137 v potravě (zejména v jedlých houbách).

Cílem diplomové práce bude porovnání hmotnostní aktivity cesia-137 ve vzorcích hub nasbíraných ve vybraných lokalitách Novohradských hor. Poté bude následovat stanovení a porovnání transferových faktorů v jednotlivých druzích takto získaných hub. Práce se zaměří také na porovnání hmotnostní aktivity cesia-137 v klobouku a hmotnostní aktivity cesia-137 v třeni houby. V teoretické části práce bude provedena analýza odborné literatury týkající se problematiky radionuklidu cesia-137, jeho zdrojů a způsobů kontaminace životního prostředí a nebezpečí, které z toho plyne pro člověka. Výzkumná část práce se bude zabývat stanovením hmotnostní aktivity cesia-137 polovodičovou spektrometrií gama ve vhodně upravených (usušených) vzorcích hub a půdy. Na základě výsledků budou vypočítány transferové faktory. Výsledky práce budou porovnány s výsledky publikovanými dalšími autory.

Závěrem diplomové práce budou zodpovězeny stanovené výzkumné otázky a to, zda se liší obsah cesia-137 v různých druzích hub pocházejících z vybraných lokalit Novohradských hor a které druhy hub nasbíraných v těchto lokalitách mají nejvyšší hodnoty transferových faktorů a také, zda je hmotnostní aktivita cesia-137 v klobouku houby vyšší než hmotnostní aktivita cesia-137 v třeni.

1 Teoretická část

Radioaktivita a ionizující záření v lidech vyvolávají strach. Nejsou totiž lidskými smysly zjištělné. Objevy mnoha fyziků oceněných Nobelovou cenou (např. W. C. Röntgen, A. H. Becquerel, P. a M. Curie, N. Bohr, A. H. Compton, Sir J. Chadwick, Sir J. D. Cockcroft) vedly k objasnění těchto jevů i k identifikaci jejich zdroje, k atomu, resp. atomovému jádru.

1.1 Radioaktivita

Planetární model atomu byl poprvé popsán E. Rutherfordem, podle kterého se atom skládá z malého kladně nabitého centrálního jádra, kolem něhož se pohybují záporně nabitě elektrony v definovaných orbitalech (dle kvantového modelu se elektrony nepohybují, ale vyskytují se pouze v sousedství jádra jako pravděpodobnostní mrak) (Záškodný, 2003). **Atomové jádro** je tvořeno protony a neutrony, které patří mezi baryony ze skupiny hadronů. Počet protonů v jádře udává protonové číslo (symbol Z) a počet neutronů neutronové číslo (symbol N). Součet obou čísel vyjadřuje celkový počet nukleonů v jádře a nazývá se nukleonové nebo také hmotnostní číslo (symbol A). Podle počtu protonů a neutronů v jádře jsou definovány následující pojmy. Nuklid představuje skupinu stejných atomů, jejichž jádra mají stejné složení. Jaderné složení nuklidu se označuje značkou daného chemického prvku, k němuž jsou čísla A , Z připsána jako indexy. Jako **izotopy** se označují nuklidy téhož chemického prvku, které mají stejné protonové, ale různé neutronové (tedy i nukleonové) číslo. Izobary značí nuklidy, které nesou stejné nukleonové a různé protonové číslo, jsou to různé chemické prvky (Hála, 1998). Izotony jsou atomy, jejichž jádra obsahují stejný počet neutronů, tj. mají stejné neutronové číslo. Izomery se nazývají atomy, v jejichž jádrech je stejný počet nukleonů, ale liší se svým energetickým stavem a radioaktivními vlastnostmi (Navrátil a Rosina, 2000).

Protony nesou co do velikosti stejný elektrický náboj jako elektrony, ale kladný. Neutrony nejsou elektricky nabitě. Proton a neutron se vzájemně ovlivňují elektromagneticky a to proto, že proton je nabitý a má svůj magnetický moment a neutron má také vlastní magnetický moment. Mezi protony a neutrony existuje silné elektrostatické odpuzování. Aby bylo možné vytvořit jádro z kladně nabitých protonů a elektricky neutrálních

neutronů, musí mezi nimi působit přitažlivé síly, které se nazývají **jadernými silami** (Úlehla et al., 1990). Podstatou jaderných sil je silná interakce, která je založena na velkém počtu neustále probíhajících směn virtuálních částic. Vysvětlení se zakládá na výměně gluonů mezi dvěma kvarky sousedících nukleonů. Působnost jaderných sil je omezena na oblast jádra s krátkým dosahem, řádově 10^{-15} m. Dosah jaderných sil definuje poloměr jádra, který závisí na počtu nukleonů (Hála, 1998).

Vazebná energie jádra charakterizuje jeho stabilitu. Lze ji určit z celkového úbytku hmotnosti jádra (tzv. hmotnostního defektu), což je rozdíl mezi skutečnou hmotností jádra a součtem hmotností daného počtu izolovaných protonů a neutronů. Existence hmotnostního defektu znamená, že část klidové energie nukleonů znázorněné jejich klidovou hmotností se přemění na vazebnou energii, která drží nukleony pohromadě. Tím pádem platí, že čím je hmotnostní defekt nebo vazebná energie větší, tím je jádro stabilnější. Měrná vazebná energie závisí na hmotnostním čísle prvku. U lehkých a těžkých jader činí měrná vazebná energie 7–7,5 MeV, zatímco středně těžká jádra dosahují hodnot kolem 8,5 MeV. To značí, že jádra prvků ležících ve střední části periodického systému prvků jsou nejstabilnější. Proto je také přeměna lehkých a těžkých jader na středně těžká jádra energeticky výhodný proces, při kterém je uvolněna značná energie (Beneš et al., 2015a).

Jádra s nejvyšší vazebnou energií se obvykle nerozpadají nebo nesdružují s jinými jádry. Naopak jádra s nízkou vazebnou energií mohou po vhodné iniciaci (nebo i samovolně) podléhat buď syntetickým nebo štěpným procesům a přecházet tak na jádra s vyšší vazebnou energií. Tyto atomy mají sníženou nukleární stabilitu. Prvky s protonovými čísly v rozmezí od 14 (křemík) do 50 (cín) jsou velmi stabilní. Prvky s nízkými atomovými čísly a nízkou vazebnou energií (např. vodík a lithium) jsou méně stabilní a mají tendenci zejména k **termonukleární syntéze** (např. procesy probíhající na Slunci nebo při explozi vodíkové pumy). Při syntéze se uvolňuje veliké množství energie dané rozdílem vazebné energie zanikajících lehkých a vznikajících těžších jader (Konečný, 2006). Termojaderné syntetické reakce ve velkém měřítku probíhají a samy se udržují v tzv. cyklech termojaderných reakcí. Tyto cykly umožňují Slunci a hvězdám ustáleně zářit až desítky miliard let. Nejdůležitější roli hraje uhlíko-dusíkový cyklus a proton-protonový cyklus. V obou cyklech se v prostředí o vysoké teplotě $1 \cdot 10^7$ K až $2 \cdot 10^7$ K (proto název termojaderné reakce) vytvářejí z protonů při působení silné, elektromagnetické a slabé interakce jádra helia (částice alfa) (Úlehla et al., 1990).

Na druhém konci periodické řady nuklidů se vyskytují prvky s těžšími jádry a nižší vazebnou energií, než která je u stabilních prvků. Jádra těchto prvků podléhají **štěpným procesům**, které se uplatňují v jaderných reaktorech a při atomových explozích. Při reakci se uvolňuje masivní množství energie a vznikají stabilní jádra ze střední oblasti nuklidů (Konečný, 2006). Štěpná reakce je reakce, kdy se atomové jádro rozštěpí na dvě (mnohem pravděpodobnější možnost) nebo více jader. Obecně lze konstatovat, že čím má jádro vyšší hmotnostní číslo, tím je možnost štěpné reakce větší (Úlehla et al., 1990). Dalším faktorem podmiňujícím stabilitu jádra je poměr protonového a neutronového čísla nebo sudost a lichost těchto čísel (nejstabilnější jsou jádra se sudými čísly). Nuklidy s hodnotou protonového čísla vyšší než 83 jsou nestálé při jakémkoliv zastoupení počtu protonů a neutronů v jádře. Jejich nestabilita se projeví radioaktivitou (Konečný, 2006).

1.1.1 Přirozené a umělé radionuklidy

Existuje přes 2 000 nuklidů, z nichž jen 266 patří mezi stálé. Ostatní nuklidy (nacházející se v přírodě nebo vzniklé jadernými reakcemi) se různou rychlostí samovolně přeměňují, tj. jsou **radioaktivní** (Hála, 1998). **Radionuklidy** jsou tedy nuklidy, jejichž jádra mají větší množství energie než jádra stabilních prvků. **Přirozené radionuklidy** se nacházejí v přírodě. Dělí se na radionuklidy s vysokým protonovým číslem tvořící rozpadové radioaktivní řady (urano-radiovou, aktiniovou a thoriovou), přirozené radionuklidy s nižším protonovým číslem (vyznačují se radioaktivní přeměnou převážně typu beta minus, čímž vznikají stabilní jádra) a lehké přirozené radionuklidy (zejména tritium a uhlík-14) (Navrátil a Rosina, 2000). Tyto lehké izotopy tvoří rozpadové řady, tzn. že jejich transmutací vznikají již stabilní jádra (Beneš et al., 2015a). Přírodní radionuklidy lze definovat i podle jejich poločasu přeměny na nuklidy s poločasem přeměny větším než 10^8 roků vytvořené při syntéze prvků ve vesmíru (např. draslík-40, thorium-232, uran-235 a uran-238) a nuklidy s kratším poločasem přeměny, které vznikají jednak jako produkty přeměny mateřských nuklidů radioaktivních řad, anebo jadernými reakcemi v zemské atmosféře působením kosmického záření (např. tritium, uhlík-14, beryllium-10) (Hála, 1998). Existuje ještě jedna rozpadová řada, neptuniová, která však byla vytvořena uměle (Beneš et al., 2015a).

Radioaktivní jádra vyrobená uměle, tedy pomocí jaderné reakce v urychlovačích částic nebo v jaderných reaktorech, jsou obsažena v **umělých radionuklidech**. K úspěšnému

průběhu jaderné reakce je nutné dopravit částice, které mají s jádrem reagovat, do takové blízkosti jádra, aby na ně mohla působit vazebná síla jádra. Při reakcích vznikají nové radioaktivní prvky, které se v přírodě nevyskytují a výsledkem jejich přeměny je většinou stabilní dceřiný nuklid. V současné době se prvky transmutují libovolnými částicemi nebo fotony, a to nejlépe částicemi urychlenými. Ve výrobě umělých radionuklidů se používají postupy jako je ostřelování prvků protony, deuterony, urychlenými částicemi alfa, urychlenými elektrony nebo ionty. Velmi účinné je použití neutronů, které jsou někdy terčovým jádrem pohlceny bez uvolnění částice a dají vznik izotopu ostřelovaného prvku, který je obvykle radioaktivní (Navrátil a Rosina, 2000).

1.1.2 Radioaktivní procesy

Radioaktivita (radioaktivní rozpad) znamená samovolnou přeměnu jader některých prvků na jádra jiná a je doprovázena ionizujícím zářením tvořeným tokem hmotných částic nebo fotonů elektromagnetického záření. Toto záření má následně schopnost ionizovat atomy v okolním prostředí či excitovat jejich jádra. Radioaktivní přeměna prvku je ukončena dosažením stabilního stavu (Beneš et al., 2015a). Produkty vzniklé při radioaktivní přeměně nesou určitou kinetickou energii, což svědčí o tom, že se při tomto procesu uvolňuje energie. To je možné pouze tehdy, pokud má původní jádro větší klidovou energii (hmotnost) než je součet klidových energií (hmotností) produktů přeměny. Tato nerovnost značí základní (hmotnostní) podmínku radioaktivity. Energie rovnocenná tomuto rozdílu hmotností se nazývá energie radioaktivní přeměny (přeměnová energie) a je uváděna v MeV (Hála, 1998). Rozpad radioaktivního jádra, který je doprovázen emisí částice a popřípadě ještě emisí elektromagnetického vlnění, probíhá různým způsobem dle energetických podmínek v jádře a dle počtu protonů a neutronů. Při radioaktivní přeměně jádra jsou ale vždy zachovány tyto fyzikální veličiny: elektrický náboj, hybnost a energie (Beneš et al., 2015a). **Radioaktivní přeměny** se dělí do následujících skupin (Hála, 1998; Konečný, 2006):

1. Přeměny, při nichž se mění protonové číslo, ale nukleonové číslo je konstantní (přeměny beta minus a pozitronová, elektronový záchyt), což má za následek vznik jiného prvku.
2. Přeměny, při nichž se mění protonové i nukleonové číslo (přeměna alfa, emise nukleonů, samovolné štěpení a emise těžších jader), opět se vznikem jiného prvku.

3. Přeměny způsobené deexcitací jádra, mění se pouze energetický obsah jádra (okamžitá a zpožděná emise záření gama, vnitřní konverze).

Přeměna beta minus patří mezi velmi častý typ radioaktivní přeměny. Lze se s ní setkat jak u radionuklidů nacházejících se v přírodě, tak i u radionuklidů připravených jadernými reakcemi. Nastává u jader s nadbytkem neutronů oproti optimálnímu poměru neutronového a protonového čísla. V radioaktivním jádře se v tomto případě nadbytečný neutron přemění na proton a z jádra je emitována beta minus částice (elektron) a elektronové antineutrino. Emise antineutrina je vyžadována zákony zachování energie, hybnosti a leptonového čísla. Tím pádem se v jádře současně sníží počet neutronů a zvýší počet protonů, což vede ke zmenšení poměru neutronového a protonového čísla k hodnotě nutné pro existenci stabilního jádra. Pokud je takto vzniklé jádro stále radioaktivní, je potřeba dvou nebo více následných přeměn beta minus vedoucích ke vzniku stabilního jádra (Hála, 1998). **Pozitronová přeměna** (také označována jako přeměna beta plus) se vyskytuje u radionuklidů připravených jadernými reakcemi, jejichž jádra obsahují nadbytek protonů. Tato přeměna je poměrně vzácná. Jeden z protonů se přemění na neutron a z jádra je emitován pozitron (antičástice elektronu neboli částice beta plus) a elektronové neutrino. Přeměna nastává z důvodu změny kvarkového složení protonu. Většina jader s přebytkem protonů souběžně podléhá i elektronovému záchytu. **Elektronový záchyt** je typ beta přeměny, kdy se nadbytečný proton mění na neutron zachycením orbitálního elektronu ze slupky K nebo L (tzv. záchyt K nebo L) a z jádra je emitováno pouze neutrino. Tento typ přeměny je častý jak u přírodních, tak i umělých radionuklidů (Konečný, 2006). Elektronová neutrina jsou velmi malé částice a patří mezi leptony. Neutrino spolu s fotony jsou ve vesmíru nejčastěji se vyskytující částice. Působí na ně pouze slabá jaderná interakce. U všech tří druhů rozpadu beta vzniká většinou dceřiné jádro v excitovaném stavu a prakticky okamžitě je jádrem emitováno kvantum elektromagnetického záření gama. Smíšené zářiče beta a gama jsou v praxi častější než čistý zářič beta (Beneš et al., 2015a).

Přeměna alfa je nejznámější a nejčastější případ spontánní emise těžké částice z jádra. Touto přeměnou se rozpadají pouze těžké přirozené radionuklidy, lze ji vysvětlit vzájemným odpuzováním jaderných protonů, tedy účinkem sil, které rostou se stoupajícím protonovým číslem (Navrátil a Rosina, 2000). Částice alfa se skládá ze dvou protonů a dvou neutronů (jedná se o částici, která má prostorovou konfiguraci a vlastnosti jako jádro helia) s velkou vazebnou energií, ale malou kinetickou energií. Dceřiné jádro

je i po emisi částice stále excitované, tím pádem prakticky okamžitě přechází do základního energetického stavu emisí jednoho nebo více kvant elektromagnetického záření gama (Beneš et al., 2015a). Pokud to dovoluje hmotnostní podmínka, může více nukleonů vytvořit zárodek těžšího jádra s následným průnikem potenciálovou bariérou a emitací. Tato **emise těžších jader** není četná, ve většině případů spíše nastává přeměna alfa. U mnoha nuklidů s vysokým počtem protonů a elipsoidním tvarem jádra existuje jako možnost snížení protonového čísla rozštěpení na dvě menší jádra s uvolněním dvou nebo tří neutronů (**samovolné štěpení**). Častější je však **emise nukleonů** z vysoce excitovaných jader s nadbytkem protonů nebo neutronů jako následek přeměn beta. Emise nukleonů je proces řízený silnou interakcí a je proto rychlejší než předcházející přeměna beta, která je řízena interakcí slabou (tzv. zpožděná emise nukleonů). Zpožděné neutrony se například využívají pro řízení jaderného reaktoru (Hála, 1998).

Vyzařování kvant **záření gama** nevede na rozdíl od předchozích rozpadů ani ke změně počtu neutronů či protonů, tím pádem ani ke změně prvku a ani ke změně izotopického stavu (Úlehla et al., 1990). Při deexcitaci jádra se nadbytečná energie vyzáří nejčastěji emisí jednoho nebo více fotonů elektromagnetického záření gama, které jsou obvykle emitovány současně s předcházející přeměnou alfa nebo beta (tzv. **okamžitá emise gama záření**). Emitované fotony vždy mají určitou energii. **Vnitřní konverze** je další možný způsob deexcitace jádra. Je to přímý a nezářivý přenos excitační energie jádra na orbitální elektron, který je uvolněn z atomu jako tzv. konvertovaný elektron. Poté následují stejné děje jako u elektronového záchytu (Konečný, 2006).

Radioaktivní přeměnu charakterizují následující pojmy. **Fyzikální poločas přeměny** (T_f) je doba, ze kterou se přemění polovina všech přítomných jader radioizotopu. Rozměrem je čas, který je udáván ve vhodných časových jednotkách (sekundy, minuty, hodiny, dny, roky), protože poločasy přeměny se pro jednotlivé radionuklidy velmi odlišují. **Biologický poločas** (T_b) udává čas, za který se z organismu vyloučí polovina množství přijatého radionuklidu. **Efektivní poločas** (T_{ef}) je čas, kdy dojde k poklesu celkové aktivity radionuklidu dodaného do organismu v důsledku radioaktivní přeměny a biologického vylučování na polovinu. Tento poločas je důležitý pro výpočet dávky záření, kterou organismus obdržel (Navrátil a Rosina, 2000).

1.2 Ionizující záření

Ionizující záření představuje tok hmotných částic nebo fotonů elektromagnetického záření, jejichž schopností je ionizace atomů prostředí nebo excitace jejich jader. Vzniká jako průvodní jev jaderných procesů, u rentgenového záření procesů, které se odehrávají v elektronovém obalu atomů. Jádro nebo obal se tím pádem dostává do excitovaného stavu a je energeticky nestabilní. Stabilitu získá vyzářením energie ve formě částic nebo fotonů elektromagnetického záření. Ionizující záření dle druhu ionizačního procesu se dělí na **přímo ionizující záření**, které je tvořeno nabitými částicemi s dostatečnou kinetickou energií schopnou ionizace (elektrony, protony, pozitrony, částice alfa a beta) a **nepřímo ionizující záření** zahrnující nenabitě částice (fotony a neutrony), které samy o sobě prostředí neionizují, ale při interakci s ním uvolňují sekundární částice. Tyto částice poté mají schopnost ionizovat prostředí (Havránková et al., 2018). Ionizující záření lze klasifikovat také jako (Navrátil a Rosina, 2000):

1. **Korpuskulární ionizující záření** mající elektrický náboj, hmotnost a pohyb (kinetickou energii), podle hmotnosti se částice dělí na těžké (záření alfa, protony, neutrony), středně těžké (mezony) a lehké (pozitrony, elektrony).
2. **Fotonové ionizující záření** s duálním charakterem (má vlastnosti jak elektromagnetického vlnění, tak i vlastnosti částic o nulové hmotnosti) a to záření gama a rentgenové záření. Z fyzikálního hlediska jde o stejný typ záření, rozdíl je pouze ve vlnové délce a místem vzniku záření. Záření gama vzniká v jádře atomu (přirozená a umělá radioaktivita), zatímco rentgenové záření má původ vzniku v elektronovém obalu (rentgenové přístroje, betatron, lineární urychlovač).

1.2.1 Druhy ionizujícího záření a jeho interakce s hmotou

Interakci je možno charakterizovat jako pravděpodobnost vzniku jakékoliv reakce částice s hmotou. Efekt interakce ionizujícího záření s hmotou je tím větší, čím větší je hustota částic záření nebo hustota částic hmoty nebo obojí (Singer, 2005). Výsledek interakce se projeví v podobě fyzikálních, chemických či biologických účinků. U ionizujícího záření probíhají interakční procesy ve valné většině s elektronovým obalem atomů (výjimkou jsou neutrony, u kterých je interakce s jádry atomů). Nabité částice reagují s prostředím podél celé své dráhy a jejich dosah závisí na energii a vlastnostech částic a také na složení

absorbující látky. Ionizační schopnost záření lze posuzovat podle hustoty ionizace neboli počtu vytvořených iontových párů na jednotku jejich dráhy (Kubinyi et al., 2018). Dráha, na které ionizující záření ztratí všechnu svou energii, je označována jako dolet (Havránková et al., 2018).

Záření alfa, které je složeno z těžkých nabitých částic (jader helia), proniká látkou obtížně. Toto záření má krátký dosah, protože částice rychle ztrácejí ionizační energii (ve vzduchu několik centimetrů, v kapalinách a pevných látkách desítky mikrometrů). Těžké částice mají charakteristické rozložení vytvořených iontů podél dráhy částice, tvoří tzv. lineární ionizaci (Hála, 1998). Těžké nabitě částice přicházejí o energii zejména srážkami s obalovými elektrony atomů látky, a to následkem řady excitačních a ionizačních procesů (Konečný, 2006). Excitace je děj, kdy se atom absorbující látky dostává ze základního stavu do excitovaného stavu v důsledku absorpce energie procházejícího ionizujícího záření, v němž setrvá krátkou dobu. Při návratu do základního stavu (deexcitaci) je rozdíl daných energetických hladin uvolněn ve formě kvanta elektromagnetického záření. Ionizace znamená vyrazení elektronu z obalu absorbujícího atomu, čímž z původně elektroneutrálního atomu vznikne kladně nabitý iont. Dráha ionizující částice ve hmotě nemusí být lineární, může se různě zakřivovat (tzv. rozptyl částic). Při vnějším ozáření (kromě oka) není záření alfa nebezpečné, protože při dopadu na kůži se absorbuje již v horních vrstvách epidermis. Při vnitřní kontaminaci (inhalace, ingesce) se ale energie absorbuje v malém objemu tkáně a z důvodu vysoké biologické účinnosti má toto záření negativní účinky pro organismus (Navrátil a Rosina, 2000).

Záření beta obsahuje rychlé elektrony a pozitrony s velkým rozsahem energií a má spojité energetické spektrum. Beta částice jsou oproti částicím alfa malé a lehké, proto jsou při průchodu prostředím rozptylovány s malými ztrátami energie a jejich dolet je větší. Částice pronikají materiály s malou tloušťkou, ve vzduchu mají dolet několik metrů, ve vodě centimetr, ve tkáni milimetry. Z tohoto důvodu jsou nebezpečné při zevní kontaminaci, způsobují závažnou radiační dermatitidu (Havránková et al., 2018). Elektrony při průchodu prostředím ztrácí energii ionizací nebo excitací atomů a také důsledkem brzdného záření (Konečný, 2006). Brzdné záření je elektromagnetické vlnění, které vzniká při zabrzdění pohybujícího se elektronu v elektrostatickém poli atomového jádra z důvodu coulombovské interakce (Navrátil a Rosina, 2000). U pozitronů nastává produkce fotonového záření při anihilaci párů elektron-pozitron. Při průchodu látkou

vyvolávají elektrony také efekt nazývaný Čerenkovovo záření (Konečný, 2006). Při interakci beta částic s atomy může nastat i tzv. pružný rozptyl, kdy dochází ke změně směru pohybu nabitě částice, ale její kinetická energie se nemění v jiný druh energie (Havránková et al., 2018).

Záření gama je elektromagnetické záření s velmi krátkou vlnovou délkou (10^{-11} až 10^{-13} m), které vzniká při jaderných reakcích nebo radioaktivní přeměně při přechodu jádra z vyššího do nižšího energetického stavu. Gama záření je velice pronikavé, ale méně ionizující (Havránková et al., 2018). Jeho energetické spektrum je čárové, protože kvanta odnášejí z jádra přesně stanovenou energii, která odpovídá přechodům mezi energetickými stavy jádra. Fotony jsou bez náboje, a proto na ně nepůsobí elektromagnetická síla (Beneš et al., 2015b). Při průchodu prostředím jsou fotony uvolňovány elektricky nabitě částice (elektrony) s energií dostatečnou k ionizaci a excitaci prostředí. Proto je záření gama nepřímo ionizující záření, které interaguje s prostředím pomocí Comptonova rozptylu, fotoefektu a tvorbou párů elektron-pozitron. Při Comptonově jevu jde o interakci fotonů se slabě vázanými elektrony, které se nacházejí na vnějších slupkách atomů. Foton předá část své energie elektronu a uvede jej do pohybu. Rozptýlený foton s nižší energií poté pokračuje v pohybu v jiném směru. Takto odražené elektrony vyvolávají v látkách pozorovatelné účinky (Konečný, 2006). Fotoefekt (neboli fotoelektrický jev) je proces, kdy atom zcela pohltí energii dopadajícího fotonu, který zanikne. Absorbovaná energie slouží k uvolnění orbitálního elektronu v atomu, který ionizuje své okolí. Při tvorbě párů dochází v elektrickém poli jádra k tvorbě dvojice nabitých částic elektron-pozitron. Při tomto procesu foton zanikne a jeho energie je použita k vytvoření páru a kinetické energii těchto částic. Po snížení energie pozitronu (v důsledku ionizace a excitace) dochází k jeho anihilaci s volným elektronem. Výsledkem je zánik obou částic a emise dvou anihilačních fotonů, které jsou vyzářeny v opačných směrech (Kubinyi et al., 2018).

Rentgenové záření je také elektromagnetické záření o velmi krátkých vlnových délkách (10^{-9} až 10^{-13} m) a velké energii. Je to záření nejaderné, vzniká v důsledku dopadu katodového záření na těžké kovy. Rentgenky produkují dva typy záření. Brzdné záření vzniká při zabrzdění elektronů na úkor jejich kinetické energie a jeho vznik nezávisí na materiálu anody, ale na napětí mezi katodou a anodou. Vyznačuje se spojitým energetickým spektrem. Oproti tomu charakteristické záření vzniká při dopadu rychlého elektronu na anodu, který vyrazí elektron z vnitřního orbitalu. Prázdné místo zaplní

elektron z vyšší energetické hladiny a přebytečná energie se vyzáří tzv. charakteristickým rentgenovým zářením. Zde tedy záleží na druhu materiálu anody a energetické spektrum záření je čárové. Rentgenové záření interaguje s prostředím stejnými procesy jako záření gama (Havránková et al., 2018).

Neutrony jsou neutrální částice bez náboje a tím pádem jejich ionizační a excitační účinky jsou nepřímé a jsou způsobeny částicemi vzniklými jadernou reakcí při zachytu zpomalených neutronů (zejména v prostředí, které obsahuje lehké prvky, především vodík). Pružnými srážkami se jádra vodíku uvádějí do pohybu, při kterém ionizují atomy prostředí. Tento nepřímý ionizační účinek se uplatňuje i v biologických tkáních a tekutinách (Navrátil a Rosina, 2000). Neutrony interagují s jádrem pomocí pružného rozptylu, nepružného rozptylu, radiačního zachytu a štěpení jader. Cílem těchto procesů je přechod složeného jádra ve vzbuzeném stavu do stavu s nižší energií (Beneš et al., 2015a).

1.2.2 Základní veličiny a jednotky v oblasti radioaktivity a ionizujícího záření

Veličina, která charakterizuje množství radionuklidu podle četnosti radioaktivních přeměn v něm nastávajících, se nazývá **aktivita** (A). Aktivitou se rozumí počet radioaktivních jader, které se přemění za jednu sekundu. Aktivita klesá exponenciálně s časem a jednotkou je s^{-1} , becquerel (Bq). V některých případech lze jednotku aktivity vztáhnout na jednotku hmotnosti (hmotnostní aktivita), objemu (objemová aktivita) a plošného obsahu (plošná aktivita) (Navrátil a Rosina, 2000). **Absorbovaná dávka** (D) je poměr střední energie absorbované v objemovém elementu látky a hmotnosti látky v tomto elementu. Jednotka je $J \cdot kg^{-1}$, gray (Gy). **Dávkový příkon** je poměr přírůstku dávky za jednotku času ($Gy \cdot s^{-1}$) (Havránková et al., 2018). **Kerma** (K) udává celkovou počáteční kinetickou energii nabitých částic, kterou tyto částice obdržely od nepřímo ionizujícího záření, na jednotku hmotnosti látky. Jednotkou je $J \cdot kg^{-1}$, gray (Gy). Analogicky jako dávkový příkon je charakterizován i kermový příkon ($J \cdot kg^{-1} \cdot s^{-1}$) (Filipová et al., 2016). **Ekvivalentní dávka** (H_T) je součin radiačního váhového faktoru (w_R) a střední absorbované dávky ($D_{T,R}$) v orgánu nebo tkáni (T) pro ionizující záření typu R. Jednotkou je $J \cdot kg^{-1}$, sievert (Sv). **Efektivní dávka** (E) je součet ekvivalentních dávek v jednotlivých tkáních nebo orgánech vážených tkáňovým váhovým faktorem (w_T), který udává rozdílnou radiosenzitivitu orgánů a tkání z hlediska vzniku

stochastických účinků. Jednotkou je opět $J \cdot kg^{-1}$, sievert (Sv) (Havránková et al., 2018). **Expozice** (X) je vyjádřena jako velikost celkového náboje iontů vzniklých ve vzduchu důsledkem průchodu fotonového záření (jednotka $C \cdot kg^{-1}$). Expoziční příkon lze definovat jako přírůstek expozice s časem ($C \cdot kg^{-1} \cdot s^{-1}$) (Filipová et al., 2016).

1.3 Biologické účinky ionizujícího záření

Při průchodu ionizujícího záření živou hmotou dochází k absorpci záření podobně jako tomu je při průchodu neživým prostředím, a to zejména mechanismem ionizace a excitace molekul prostředí (Rosina et al., 2013). Účinky ionizujícího záření závisí na druhu záření a jeho dávce, na způsobu ozáření i na metabolickém stavu organismu v době ozáření (Beneš et al., 2015b). Dávka ionizujícího záření absorbovaná v biologickém prostředí způsobuje tyto po sobě jdoucí procesy (Navrátil a Rosina, 2000):

1. **Fyzikální procesy**, kdy je přenášena energie od ionizující částice na atomy prostředí a molekuly s dobou trvání 10^{-13} s.
2. **Fyzikálně-chemické procesy** jako jsou přenosy energie uvnitř molekul, excitace a ionizace atomů, délka trvání je 10^{-10} s.
3. **Chemické procesy**, při kterých nastává primární poškození biologických struktur, délka trvání asi 10^{-6} s.
4. **Biologické procesy**, kdy se mohou poškozené struktury reparovat nebo dochází k ději ukončeném smrtí buňky nebo jsou vyvolány adaptační a ochranné mechanismy. Tento proces může trvat sekundy až roky a vede ke konečnému radiobiologickému účinku.

Účinek ionizujícího záření v živých organismech se rozděluje na přímý (v 20–30 % případů) a nepřímý (v 70–80 % případů). **Přímý účinek** záření znamená absorpci záření v živých strukturách organismu (např. bílkovinách a enzymech) a převažuje v buňkách s nízkým obsahem vody. Dochází zde k porušení chemických vazeb, což následně vede k chemickým změnám, inaktivaci a rozpadu molekul. **Nepřímý účinek** nastává pomocí produktů vzniklých při ionizaci molekul vody. Primárními produkty ionizace jsou volné radikály a další reaktanty vznikající radiolýzou vody, které blokují různé oxidoredukční systémy (Rosina et al., 2013). Je to vodíkový radikál, hydroxylový radikál, vodíkový kationt, oxoniový kationt, hydroxylový aniont, peroxid vodíku a hydratovaný elektron

(Havránková et al., 2020). Účinky záření vedou ke změně aktivity enzymů, k narušení syntézy nukleových kyselin a tím pádem i specifických bílkovin apod. Na buněčné úrovni se změny projeví v poruše proliferace buněk, narušení funkce životně důležitých orgánů (např. krevtovorné tkáně, zárodečné tkáně) a na úrovni organismu se účinky záření mohou projevit například nemocí z ozáření (Rosina et al., 2013).

Na úrovni molekul je zásadní **poškození DNA**. Záření může zasáhnout molekulu DNA přímo a tím narušit molekulární struktury, což může vést k poškození buněk nebo dokonce k buněčné smrti. Tento proces je obvyklý u záření alfa, neutronů a vysokých dávek záření. V nepřímém působení reaguje záření s molekulami vody, které jsou hlavní složkou buňky. Vytvoří se volné radikály s charakteristickým nepárovým elektronem ve struktuře, který reaguje s molekulami DNA, a to může být příčinou jejich následného strukturálního poškození. Výsledkem je opět zhoršení funkce buňky nebo její smrt (Desouky et al., 2015). Ionizující záření ve vysoké míře působí v DNA kromě zlomů jednoduchých a dvojitých také poškození basí, cross-linky, lokální denaturaci DNA apod. (Klener, 2000). Eukaryotické buňky následně odpovídají na poškození své DNA touto strategií ve třech následujících etapách: poznání DNA poškození, odhad velikosti poškození a adekvátní odpověď (reparace poškození nebo indukce buněčné smrti) (Österreicher a Vávrová, 2003).

Na subcelulární úrovni může vzniknout **poškození chromozomů**, buněčných membrán a organel. Ionizující záření způsobuje chromozomální aberace nezávisle na replikaci DNA a vyvolává jak poruchy struktury chromozomů (strukturní aberace), tak změny jejich počtu (numerické aberace). Strukturní aberace mohou postihnout jeden chromozom (intrachromozomální aberace) nebo dva a více chromozomů (interchromozomální aberace). Numerické aberace se týkají jednotlivých chromozomů (aneuploidie) nebo celých chromozomálních sad (polyploidie) (Havránková et al., 2020). Chromozomové aberace jsou považovány za hlavní příčinu letálního účinku záření a frekvence jejich vzniku závisí nelineárně na dávce (Klener, 2000).

Na **buněčné úrovni** se uvedená poškození projeví okamžitou, mitotickou nebo jinou smrtí, přechodem buňky do senescence (buňky se nedělí a zastavují svůj buněčný cyklus) nebo změnou v buňku nádorovou (Havránková et al., 2020). U vyšších dávek záření nejčastěji vzniká **nekróza**, jejíž důsledkem je zvětšení buněčných organel, dezorganizace buňky a porušení buněčné membrány s následným únikem buněčného obsahu

(Österreicher a Vávrová, 2003). S nižšími dávkami záření je spojena apoptóza. **Apoptóza** neboli programovaná buněčná smrt znamená umírání buňky vlivem působení složité kaskády proteolytických enzymů (kaspáz) bez poškození okolních buněk. Je to aktivně řízený vícestupňový proces se spotřebou ATP. V ozářených buňkách je iniciována hlavně přítomností neopravených nebo neopravitelných lézí DNA (Havránková et al., 2020). „Bystander effect“ je mechanismus, který se projevuje na **mezibuněčné úrovni**. Buňky zasažené zářením vytváří difuzibilní faktory, které ovlivňují sousední buňky. Tyto buňky posléze vykazují účinky záření až na úrovni své DNA, i když zářením nebyly přímo zasaženy (Havránková et al., 2018).

Radiosenzitivita buňky není během buněčného cyklu stejná. Nejvyšší citlivost buněk k ionizujícímu záření je v pozdní fázi G1 (buňka je ve stavu po rozdělení) a na konci fáze G2 (nastává po skončení replikace DNA). Pokud je tedy buňka vystavena účinkům ionizujícího záření v době vstupu do kontrolních bodů cyklu (checkpointy G1, S, G2, M), je pravděpodobné, že poškození DNA bude vyhodnoceno jako neopravitelné a buňka zahyne apoptickou smrtí. Naopak, tytéž účinky záření mimo kontrolní body nebudou buňkou správně vyhodnoceny a buňka má větší možnost přežít radiační poškození. Živé organismy disponují vrozenými fyziologickými mechanismy reakce na poškození, která byla způsobena ionizujícím zářením. Jedná se o reparaci (proces na úrovni buňky), regeneraci, redistribuci a reoxygenaci (procesy na tkáňové úrovni) (Feltl a Cvek, 2008). Tkáně a orgány mají různý stupeň radiosenzitivity. Nejvíce radiosenzitivní je lymfatická tkáň, kostní dřeň, pohlavní žlázy a střevo, poté kůže, epitel a oční čočka, dále močový měchýř, kosti a chrupavka, dýchací orgány a nejnižší radiosenzitivitu má nervová a svalová tkáň (Rosina et al., 2013).

Nepříznivé účinky ionizujícího záření jsou z hlediska dávky a účinku rozděleny do dvou kategorií, a to na deterministické účinky a stochastické účinky. **Deterministické účinky** jsou založeny na smrti ozářených buněk a jsou charakteristické svou prahovou dávkou. Pod prahovou dávkou se neprojeví žádný klinický účinek. Při expozicích nad prahovou dávkou se závažnost účinku zvyšuje s rostoucí dávkou (Desouky et al., 2015). Jedná se o tkáňovou reakci na ozáření. Do deterministických účinků se řadí akutní nemoc z ozáření (vzniká v důsledku jednorázového ozáření vysokými dávkami) a chronická nemoc z ozáření (následek opakovaného ozařování malými dávkami nebo při překonání akutní formy onemocnění) (Beneš et al., 2015b). Dále do této kategorie patří akutní radiační dermatitida (lokální ozáření kůže jednorázovou dávkou 3 Gy a vyšší), poškození vývoje

plodu *in utero* a pozdní nenádorová poškození (chronická radiační dermatitida a radiační zákal oční čočky) (Havránková et al., 2018).

Stochastické účinky se projeví později po ozáření a pravděpodobnost jejich výskytu je závislá na dávce, je zde známa lineární bezprahová účinnost. Tyto účinky lze vysvětlit působením záření na buněčnou DNA. Poškození DNA může být formou delece (ztráta části DNA), substituce (nahrazení části DNA jinou částí) nebo inverze (otočení části řetězce DNA). Většina těchto poruch je rozpoznána a reparována bez závažnějších následků pro organismus (Kubinyi et al., 2018). Tyto patologické změny však mohou vést ke vzniku nádorů (účinky somatické) nebo se mohou projevit až u potomků ozářeného jedince (účinky dědičné) (Navrátil a Rosina, 2000).

Organismus může být kontaminován radionuklidy zevně (přítomnost radionuklidů na povrchu) nebo vnitřně. Při **zevní kontaminaci** je postižena kůže či sliznice radionuklidy z různých zdrojů: přírodní radionuklidy, radionuklidy kontaminující životní prostředí, které pocházejí z mimořádných událostí jako jsou havárie jaderných reaktorů nebo zkoušky jaderných zbraní. Nejčastějšími zevními kontaminanty jsou zářiče beta, kdy záření proniká do hloubky několika milimetrů a způsobuje poškození kůže, očních spojivek a sliznice úst a nosu. K **vnitřní kontaminaci** radionuklidy dochází při jejich ingestii kontaminovanou potravou či vodou, inhalací kontaminovaného vzduchu anebo vstřebáním z poraněné kůže či sliznic, kdy se radionuklidy krevní cestou dostávají do cílových míst v organismu. Více radiotoxické jsou radionuklidy pomalu vylučované z organismu nebo radionuklidy s delším poločasem přeměny než radionuklidy rychle vylučované či s krátkým poločasem přeměny (Havránková et al., 2020).

1.4 Zdroje ionizujícího záření

Zdroje ionizujícího záření se rozdělují na přírodní a umělé. K **přírodním zdrojům** patří kosmické záření dopadající na Zemi z vesmíru a přírodní radionuklidy (Klener, 2000). Mezi **umělé zdroje** ionizujícího záření se řadí zejména lékařské aplikace, průmyslové zdroje včetně jaderné energetiky. Používání ionizujícího záření a radioaktivních látek v lékařství pro diagnostiku a léčbu má největší podíl na ozáření člověka z umělých zdrojů (až 85 %). Spadá sem zejména rentgenové záření pro diagnostické účely a léčebné a diagnostické metody nukleární medicíny (využití radionuklidů). Podíl jaderné

energetiky na ozáření obyvatel je velmi malý ve srovnání s ostatními zdroji ionizujícího záření. Za normálního provozu jaderné elektrárny je úroveň záření v životním prostředí nepatrně zvyšována vypouštěním určitého množství radionuklidů v odpadních plynech a odpadní vodě (převážně chladicí voda s obsahem štěpných a korozních produktů, např. tritium, cesium-137, kobalt-60, chrom-51) (Hála, 1998). K vnějšímu a vnitřnímu ozáření člověka také přispívají umělé radionuklidy uvolněné z radioaktivního mraku, který vznikl při zkouškách jaderných zbraní a nehodách či haváriích jaderných zařízení.

1.4.1 Testy jaderných zbraní

Jaderné zbraně fungují na principu uvolnění energie z atomových jader. Pro získání jaderné energie jsou významné pouze izotopy některých těžkých prvků, zejména dva izotopy uranu, a to uran-235 a uran-233, a izotop plutonia-239. Tyto radionuklidy jsou základním materiálem pro jadernou výbušninu, v níž probíhá štěpná reakce (tzv. štěpná zbraň) nebo je štěpná reakce iniciátorem jaderné syntézy s daleko větším množstvím uvolněné energie (tzv. termojaderná zbraň). Principem **štěpné zbraně** je štěpná (řetězová) reakce, kdy je jádro uranu-235 ostřelováno primárním neutronem, který vnikne do jádra. Nestabilní jádro se rozpadne na dvě, přičemž se z něj uvolní jeden až tři sekundární neutrony, které pak vyvolají štěpení dalších jader za uvolnění dalších neutronů ve zvyšujícím se množství. Toto štěpení doprovází uvolnění velkého množství energie a na jeho průběh má vliv celkové množství materiálu a jeho tvar (Matoušek et al., 2007). U **termojaderné bomby** se využívají běžné atomové bomby ke spuštění termojaderné fúze lehkých prvků (izotopy vodíku – deuterium a tritium, případně deuterit lithia). Při dosažení velmi vysokých teplot a tlaků řetězovou reakcí uranu nebo plutonia dojde k rozpadu lithia na deuterium a jejich slučování (syntéze, termonukleární fúzi). Jedná se o silně exotermickou reakci s uvolněnou energií podobnou u štěpení jader, ale na jednotku hmotnosti je tato energie mnohem vyšší. Variantou těchto bomb jsou **neutronové bomby**, které využívají neutrony vzniklé při fúzi, často podpořené obsahem izotopů uranu. Kromě tlakové a tepelné vlny je u těchto bomb ničivější smrtelné působení ionizujícího záření neutronů s vysokou energií (Mika et al., 2009).

K ničivým účinkům jaderných výbuchů patří vzdušná tlaková vlna, seizmické účinky, ionizující záření v okamžiku výbuchu, světelné (resp. tepelné záření) v okamžiku výbuchu, elektromagnetický impuls a radioaktivní kontaminace. Jednotlivé účinky se liší

především podle typu jaderného výbuchu. Podle místa ve vztahu k zemskému povrchu se rozlišují výbuchy na vysoký nebo nízký vzdušný, pozemní, hladinový, podzemní a pod hladinový (Matoušek et al., 2007). Při jaderném výbuchu vzniká kvantum radioaktivních částic, jejichž množství a distribuce podle jejich velikosti se liší typem a mohutností výbuchu. **Radioaktivní spad** se dělí na lokální a globální. Lokální spad obsahuje částice o velikosti 20–40 μm , které sedimentují v závislosti na své velikosti. V globálním spadu jsou zahrnuty částice menší než 20 μm , které rychle stoupají do stratosféry a jsou unášeny větrnými proudy do velkých vzdáleností. Po několika dnech, týdnech a měsících pak mohou spadnout kdekoliv na Zemi. Radionuklidy vypadávající z radioaktivního mraku vytváří na terénu radioaktivní stopu (Österreicher a Vávrová, 2003). Směs radionuklidů se ve spadovém mraku může po výbuchu časem měnit (následkem jiných faktorů než radioaktivní přeměny) v důsledku jevu nazývaného frakcionace. Tento jev je založen na rozdílné závislosti žáravzdorných a těkavých radionuklidů vzhledem k velikosti částic. Velké částice obohacené o žáravzdorné nuklidy rychleji klesají k zemi, zatímco těkavé nuklidy (např. izotopy jódu a cesia) mají tendenci zůstat déle plynné, jsou navázány na menších částicích a tím pádem setrvávají déle ve vzduchu (Beck et al., 2010). Riziko radioaktivní kontaminace představují produkty štěpných reakcí a nezreagovaný štěpný materiál. Většina štěpných fragmentů je radioaktivní a podléhá radioaktivní přeměně až do vzniku stabilního nuklidu. Tímto způsobem může vzniknout na 80 různých nuklidů s poločasem přeměny od zlomků sekundy do milionů let (např. stroncium-90, jód-129, jód-131, cesium-134, cesium-137, baryum-140) (Matoušek et al., 2007).

První jaderná bomba byla vyvinuta ve Spojených státech amerických (USA), kde byl proveden i první úspěšný jaderný test dne 16. července 1945. Následně Američané svrhli 6. srpna 1945 uranovou bombu na Hirošimu a o pár dní později 9. srpna 1945 plutoniovou bombu na Nagasaki. Účelem tohoto útoku zejména na civilní obyvatelstvo bylo donutit Japonsko ke kapitulaci a ukončit tak 2. světovou válku (Dienstbier, 2010). Od roku 1945 do roku 1980 bylo v atmosféře na řadě míst po celém světě provedeno více než 500 testů jaderných zbraní (Beck a Bennett, 2002). Přibližně 90 % všech jaderných zkoušek proběhlo na severní polokouli, hlavně v USA, Sovětském svazu (SSSR) a Číně a pouze 10 % na jižní polokouli (a to zeměmi jako jsou Francie a Spojené království). Severní polokoule je proto kontaminována více než jižní kvůli přítomnosti velkého množství radioaktivních izotopů (zejména uhlík-14, cesium-137 a stroncium-90)

vypuštěných do atmosféry během zkoušek jaderných zbraní (Práválie, 2014). Spojené státy americké prováděly testy jaderných zbraní na testovací základně v Nevadě, na tichomořských ostrovech (Eniwetok, Amchitka, atol Bikiny a Johnsonův atol) nebo přímo v Tichém oceánu. Sovětský svaz měl testovací základnu v kazašském Semipalatinsku, větší testy se prováděly na Sibiři a na ostrovech v Severním ledovém oceánu. První úspěšný sovětský jaderný test proběhl v roce 1949. Velká Británie získala jaderné zbraně v roce 1952 a Francie v roce 1960. Nejvíce pokusných testovacích jaderných výbuchů proběhlo v roce 1962. Poté se počty testů snižovaly až do poloviny 80. let minulého století. V 60. letech testovaly jaderné zbraně více Spojené státy americké, v polovině 70. let až do nástupu Michaila Gorbačova měl v testování zbraní převahu Sovětský svaz. Od 70. let významně testovala jaderné zbraně i Francie. Od konce 80. let s blížícím se ukončením studené války počty pokusných testů výrazně klesaly (Bříza, 2010).

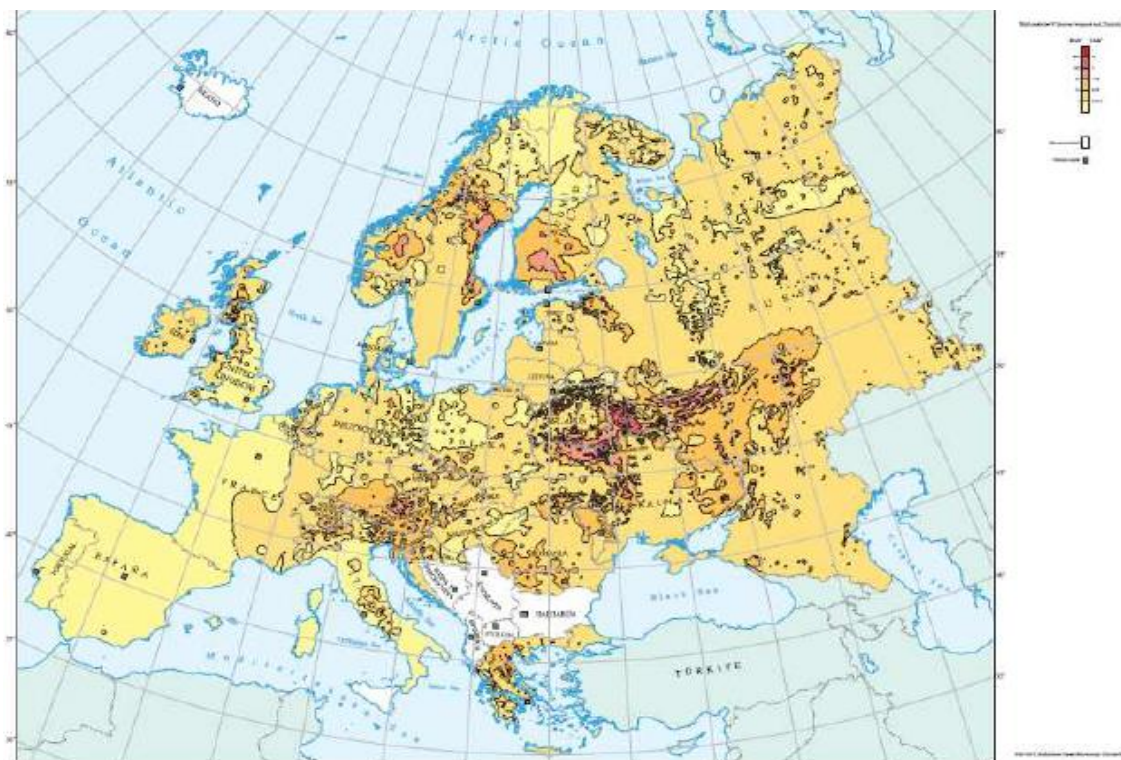
1.4.2 Havárie jaderné elektrárny v Černobylu

Nehody a havárie jaderných zařízení jsou situací, kdy může dojít k nadměrnému ozáření osob a mohou se u nich projevit deterministické účinky takového ozáření. Podle Mezinárodní stupnice hodnocení závažnosti jaderných událostí (INES) je klasifikováno 8 stupňů závažnosti (0 až 7) pro posuzování poruch a havárií jaderných zařízení. K nejzávažnějším jaderným haváriím se stupněm 7 (INES 7) patří havárie v jaderné elektrárně Černobyl (SSSR) z 26. dubna 1986 a havárie v japonské jaderné elektrárně Fukušima z 11. března 2011 (Havránková et al., 2020). Zde byla příčinou přírodní katastrofa vyvolaná silným zemětřesením, po kterém se vytvořily silné a vysoké vlny tsunami. Vlny zničily záložní diesellové generátory, které napájely zařízení pro chlazení jaderných reaktorů. Přehřátí jaderných reaktorů vedlo k jejich částečnému poškození a nastalo uvolnění značného množství radioaktivních látek do okolí (Šín et al., 2017). Z hlediska kontaminace území České republiky je důležitá pouze havárie jaderné elektrárny v Černobylu. Havárie jaderné elektrárny ve Fukušimě měla na kontaminaci půdy a zvýšený obsah cesia-137 v houbách zanedbatelný vliv.

Jaderná elektrárna Černobyl se nachází na Ukrajině asi 130 km severně od hlavního města Kyjeva a asi 10 km jižně od hranice s Běloruskem (Hatch et al., 2005). Elektrárna byla vybavena vodou chlazenými reaktory typu RBMK. Podstatným rysem reaktoru RBMK-1000 je kladný dutinový (parní) teplotní koeficient reaktivity. To znamená, že

s rostoucím množstvím páry se zvyšuje množství neutronů v aktivní zóně a tím i počet štěpení jader atomů uranu, následkem čehož roste výkon a opět se tak zvyšuje teplota i množství páry. Regulačními tyčemi (mají schopnost ve zvýšené míře absorbovat vznikající neutrony) se celý proces řídí tak, aby bylo dosaženo rovnováhy mezi vznikem neutronů a jejich spotřebou (Drábová et al., 2001). Jadernou havárii zapříčinilo selhání lidského faktoru, jehož důsledkem bylo porušení základních zásad při provozu jaderného zařízení, které se tak dostalo do neovladatelného režimu (Šín et al., 2017). Vinou nezodpovědnosti obsluhy se nekontrolovatelně rozběhla štěpná reakce v jaderném palivu a došlo tak ke dvěma mohutným výbuchům, které zničily aktivní zónu jaderného reaktoru v jednom ze čtyř bloků jaderné elektrárny. Exploze s následným požárem byla příčinou úniku radioaktivních materiálů do atmosféry (Dienstbier, 2010).

Z hlediska chemicko-fyzikální formy **uniklých radionuklidů** se jednalo o radioaktivní vzácné plyny, zejména izotopy xenonu a kryptonu, kterých uniklo z havarovaného reaktoru skoro 100 %. Dále to byly radioizotopy jódu v plynné fázi, organické formě a aerosoly (únik asi 50–60 % jódu). Další těkavé prvky a sloučeniny jako je cesium a telur byly vzduchem transportovány ve formě aerosolů nebo společně s částicemi rozprášeného paliva (odhadovaný únik 20–60 %). V menším zastoupení se dostaly do ovzduší s rozprášeným jaderným palivem málo těkavé prvky jako je cer, zirkonium, baryum a stroncium. Radionuklidové složení úniků se lišilo také v závislosti na fázích havárie. Nejdříve došlo k výbuchu (rozprášené palivo), poté hořel reaktor (těkavé radionuklidy) a při hašení byl reaktor zasypáván borem, olovem a dolomitem, což se mohlo také projevit na složení úniků (Drábová et al., 2001). Mezi nejvýznamnější radionuklidy patřily zejména jód-131 a cesium-137 (obrázek 1). Nejvíce kontaminované oblasti se nacházely v Bělorusku (16 600 km²), Rusku (8 100 km²) a na Ukrajině (5 700 km²) s přibližně 5 miliony obyvatel (Hatch et al., 2005).



Obrázek 1 – Mapa kontaminace cesiem-137 po černobylské havárii (Hůlka a Malátová, 1996)

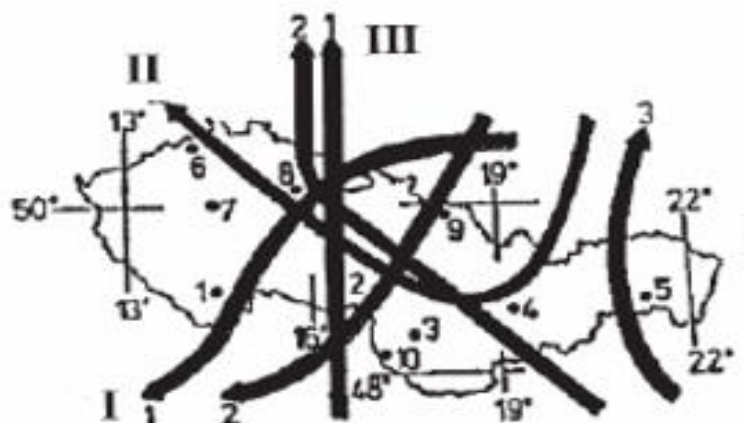
Následky jaderné havárie v Černobylu se projeví na zdraví mnoha lidí. U pracovníků elektrárny a řady záchranářů, kteří se podíleli na likvidaci požáru a řešení následků havárie, se během několika hodin po nehodě rozvinula nemoc z ozáření (**deterministická poškození**). Likvidátoři, kteří byli v následujících letech vysíláni do černobylské elektrárny ke zmírnění následků nehody, byli ozáření vnějším gama zářením z přítomných radionuklidů (**stochastické následky**). Také obyvatelé kontaminovaných oblastí byli vystaveni vnější expozici radionuklidů spadlých na zem a vnitřní expozici z požití mléka a jiných potravin kontaminovaných jódem-131, cesiem-134 a cesiem-137 (Štětina et al., 2014).

Zejména spad radioaktivního jódu způsobil významnou vnitřní expozici u dětí, které konzumovaly kontaminované mléko a potraviny, což mělo za následek značný počet případů **rakoviny štítné žlázy v dětství** (hlavně u dětí ve věku od 0 do 4 let, u dospělých nebylo takové zvýšení pozorováno). Lze to vysvětlit tak, že nedostatek jódu je kritickým faktorem ovlivňujícím výskyt dětského karcinomu štítné žlázy, protože podporuje příjem radioaktivního jódu a zvyšuje následky vnitřní expozice záření. I když dalším typem dětské rakoviny, která souvisí s ozářením, je leukémie, nedošlo k žádnému významnému nárůstu případů po černobylské havárii. To naznačuje, že na rozdíl od vnitřního vystavení

radioaktivnímu jódu měla u dětí vnější radiační expozice zanedbatelné účinky, pokud jde o indukci rakoviny (Suzuki et al., 2015).

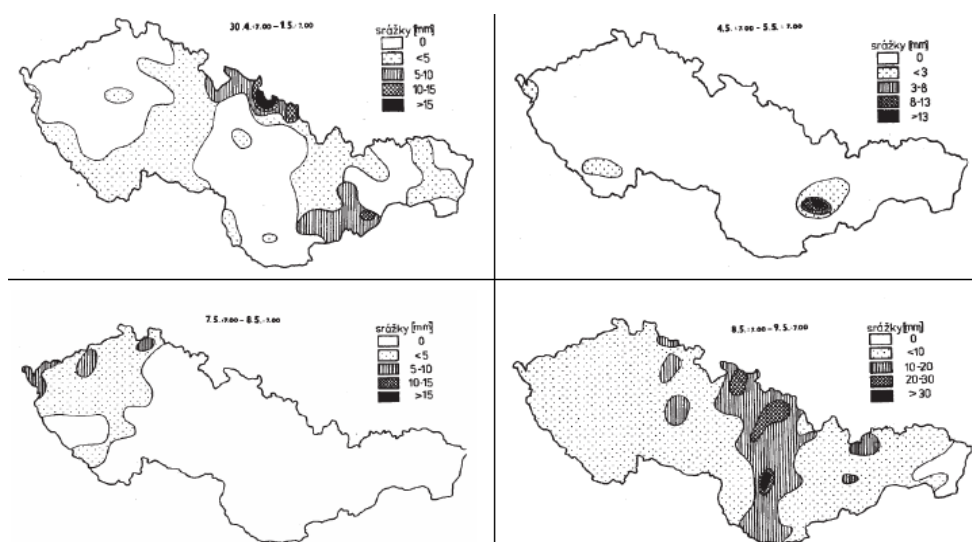
Mezi černobylskými likvidátory se prokázalo zvýšení rizika vzniku **leukémie** a dalších hematologických malignit, **šedého zákalu** a **kardiovaskulárních onemocnění**. V nejvíce kontaminovaných oblastech Běloruska a Ukrajiny bylo v období 1997–2001 zaznamenán nárůst výskytu **rakoviny prsu**, a to zejména u žen, které byly v době havárie malé děti, což naznačuje možné riziko vyvolané zářením (Cardis a Hatch, 2011). Následky havárie se dlouhodobě projevují na zdraví obyvatel nejen na Ukrajině a v Bělorusku, ale i v dalších státech postižených radioaktivním spadem. Děti ze silně kontaminovaných oblastí jsou častěji a vážněji nemocné. Chronické vychytávání cesia-137 orgány vede také k dysfunkci kardiovaskulárního systému (vysoký krevní tlak, změny na elektrokardiogramu, srdeční šelesty, metabolické změny) (Riond, 2004).

Emise radionuklidů z černobylského reaktoru zasáhla i rozsáhlé oblasti mimo území Sovětského svazu (Hála, 1998). Vlivem měnících se meteorologických podmínek se tak do dalších zemí dostávaly **kontaminované vzdušné masy** vzniklé v různých fázích havárie, a tedy s různým složením (Drábová et al., 2001). Radioaktivní mrak mířil nejprve ke Skandinávii, po změně povětrnostních podmínek byly další emise unášeny na západ (Hála, 1998). Dne 30. dubna 1986 se změnil směr větru a vzduch začal proudit ze severovýchodu. Do střední Evropy (i na území tehdejšího Československa) se dostaly kontaminované vzdušné masy z více směrů. Severní stopa nad Skandinávií se obrátila a se zpožděním se dostala i na naše území (obrázek 2) (Drábová et al., 2001).



Obrázek 2 – Předpokládané trasy kontaminovaných vzdušných mas po černobylské havárii (Hůlka a Malátová, 1996)

Zamoření terénu a následné ozáření obyvatel se lišilo podle reliéfu krajiny a momentálních povětrnostních podmínek a bylo větší tam, kde při průchodu radioaktivního mraku přišlo, protože z něj srážková voda vymývala radioaktivitu (Hála, 1998). Nehomogenita v kontaminaci území Československa radionuklidy byla důsledkem zejména nerovnoměrných srážek při přechodu jednotlivých vzdušných mas (obrázek 3) (Hůlka a Malátová, 1996).



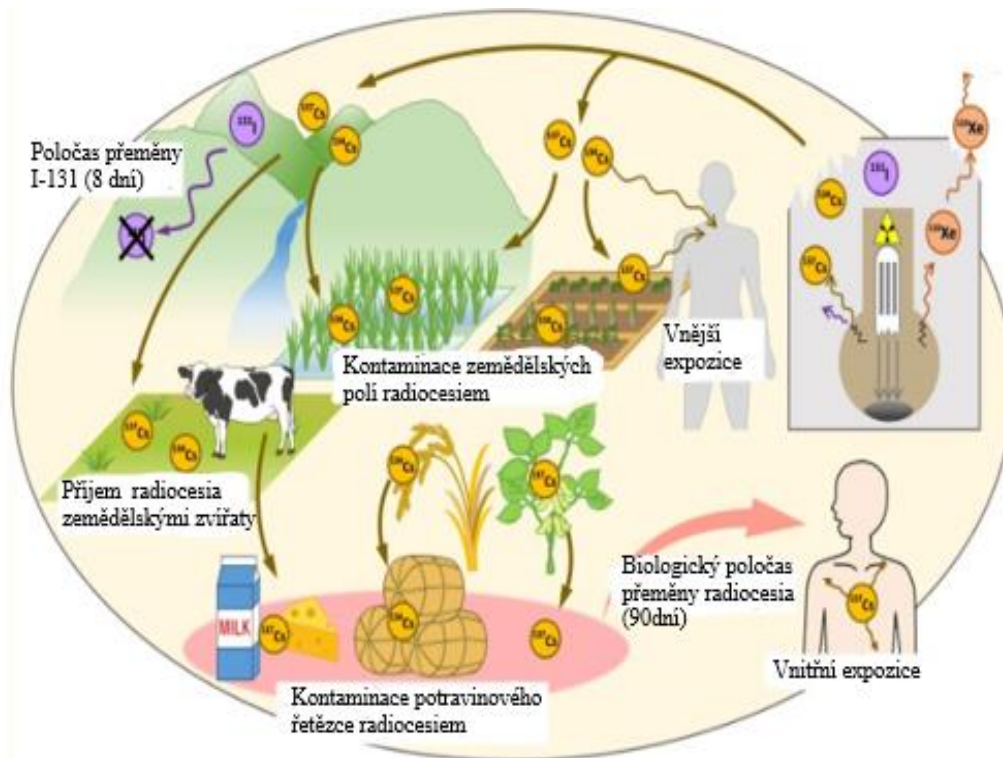
Obrázek 3 – Srážky na území Československa v období přechodu kontaminovaných mas po černobylské havárii (Hůlka a Malátová, 1996)

1.5 Kontaminace životního prostředí cesiem-137

Jak již bylo zmíněno, jedním z nejdůležitějších kontaminantů životního prostředí z dlouhodobého hlediska je cesium. **Cesium (Cs)** je chemický prvek z řady alkalických kovů. Kationt cesia sdílí podobné chemické vlastnosti jako draslík (K) a rubidium (Rb). Draslík patří z výživového hlediska člověka mezi důležité nitrobuněčné kationty. Cesium soutěží s draslíkem o vazebná místa v proteinech nebo inhibuje aktivitu mnoha draslíkem aktivovaných enzymů (Hampton et al., 2004). Z hlediska možné vnitřní kontaminace a zevního ozáření člověka jsou významné dva radioizotopy cesia, a to cesium-134 a cesium-137. Cesium-134 má poločas přeměny 2 roky a je beta a gama zářič (Matoušek et al., 2007).

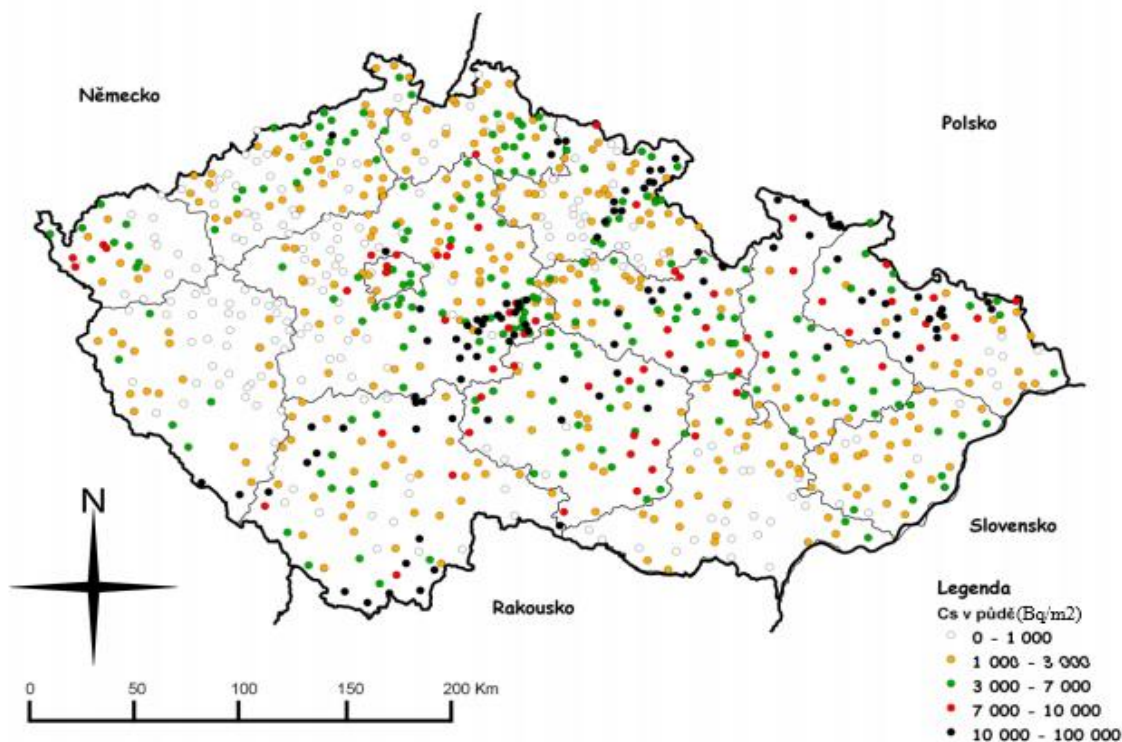
Cesium-137 je nažloutlý měkký kov, jedná se též o smíšený beta a gama zářič a je produktem jaderného štěpení v reaktorech a jaderných zbraních (Havránková et al., 2020). Cesium-137 má radioaktivní poločas přeměny 30,17 let a rozpadá se přeměnou beta minus buď na stabilní baryum-137 nebo na metastabilní formu barya (baryum-137m). Metastabilní izotop baryum-137m se rychle přemění na stabilní baryum-137 (poločas přeměny asi 2 minuty). Tato přeměna je doprovázena emisí gama záření, jehož energie je 662 keV (PubChem, 2004). Cesium-137 patří mezi dlouhodobý **kontaminant životního prostředí**, snadno se vstřebává do živých organismů, včetně rostlin a dřevin. Vstupuje tak do **potravního řetězce** a stává se **původcem vnitřní kontaminace člověka**. Radiocesium tvoří ve vodě snadno rozpustné sloučeniny, a proto se po požití (ingesci) kontaminované potravy člověkem téměř úplně resorbuje z gastrointestinálního traktu (zejména v tenkém střevě) a krví je roznášen po celém organismu (Havránková et al., 2020). Cesium se neukládá v konkrétním orgánu, ale spíše jako draslík je rovnoměrně distribuován do všech tkání a vylučuje se z 80 % močí a z 20 % stolicí (Filipová et al., 2016). Množství cesia v buňkách závisí na míře prokrvení tkáně. Kvůli možnému volnému pohybu v buňce může svou radiací výrazně poškozovat buněčné struktury (Havránková et al., 2020). Biologický poločas přeměny cesia-137 je asi 3 až 4 měsíce u dospělých, ale u malých dětí je to méně než jeden měsíc (Oolbekkink a Kuyper, 1989).

Šíření radioizotopů cesia v důsledku havárie jaderné elektrárny a následnou kontaminaci půdy a potravin přehledně dokumentuje obrázek 4. Spad radiocesia způsobil vnější kontaminaci obyvatel emitovaným gama zářením. Vnitřní expozice lidí nastala požitím kontaminovaných potravin. Absorpce cesia-134 a cesia-137 rostlinami (zemědělskými plodinami) umožnila jejich vstup do potravinového řetězce, což vedlo ke kontaminaci obilí, zeleniny, mléčných výrobků a mnoha dalších zdrojů potravy (Rai a Kawabata, 2020).



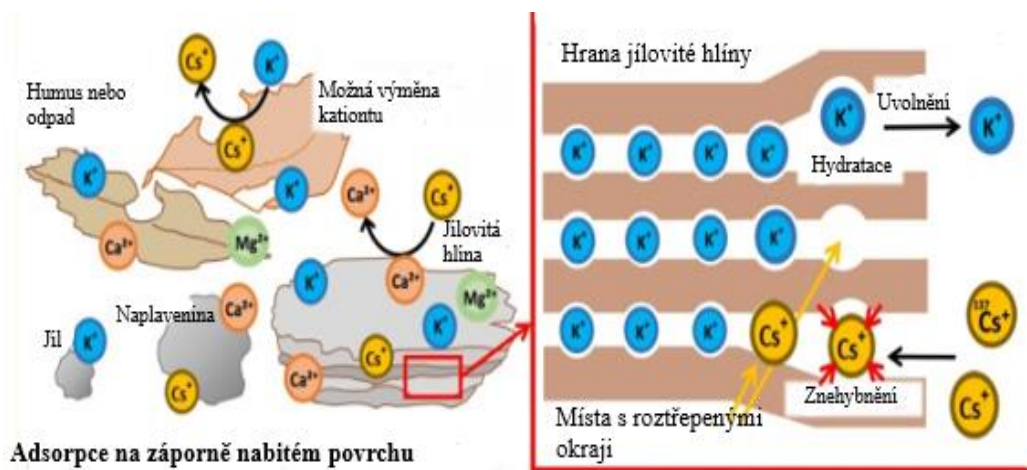
Obrázek 4 – Šíření radiocesia a kontaminace půdy a potravin v důsledku havárie jaderné elektrárny (Rai a Kawabata, 2020)

K **depozici cesia-137 v půdě** přispěly různé faktory, které měly vliv na spad z radioaktivního mraku po černobylské havárii. Mezi důležité faktory patří uvolňování radioaktivních materiálů v rádech dnů, výškový rozptyl radionuklidů uvnitř oblaku v závislosti na jejich formě a hmotnosti, větry vanoucí různými směry v různých dnech a expozice radioaktivního mraku dešti během jeho průchodu přes každé území. Kombinace těchto faktorů vytvořila podmínky náhodného ukládání radioaktivního spadu na území Evropy (Marino a Nunziata, 2018). Obrázek 5 znázorňuje mapu kontaminace svrchní půdy cesiem-137 na území České republiky krátce po havárii jaderné elektrárny v Černobylu (odběry byly provedeny v období od 16. do 18. června 1986). Je nutné ale počítat i s příspěvkem kontaminace půdy cesiem-137 z testů jaderných zbraní (Rulík a Helebrant, 2011).



Obrázek 5 – Plošná kontaminace půdy ČR cesiem-137 v důsledku havárie jaderné elektrárny Černobyl (Rulík a Helebrant, 2011)

Od doby havárie sice aktivita cesia-137 klesá, ale v půdě je jeho pokles pomalejší, protože cesium je v půdě silně zadržováno a jeho uvolňování do jiných složek životního prostředí je pozvolnější (Hála, 1998). Důvodem hromadění radiocesie v horní vrstvě půdy je jeho vertikální znehybnění, protože je vázáno zápornými náboji organických látek podobně jako kationty draslíku a vápníku (viz obrázek 6) (Rai a Kawabata, 2020).



Obrázek 6 – Pohyb radiocesie v půdě a kvantitativní vztah mezi draslíkem a cesiem (Rai a Kawabata, 2020)

Dostupnost radiocesia půdě závisí hlavně na **půdním typu** (Beresford et al., 2016). Cesium se selektivně a nevratně fixuje na jílovité minerály a tím pádem může být dlouhodobě deponováno ve vrstvách jílu (Park et al., 2019). Částice jílovitých minerálů (jako produktů zvětrávání a přeměn křemičitanů) s velikostí menší než 2 μm jsou tvořeny jemnějšími vrstevnatými strukturami a mají významné vlastnosti pro chování škodlivin v půdě z důvodu jejich velkého specifického povrchu, elektrického náboje, schopnosti kationtové výměny a bobtnavosti. Dochází tak k zadržování polutantů v půdě, což zpomaluje jejich vymývání z půdy (Šimek, 2004). Důležitým faktorem, který ovlivňuje mobilitu cesia v různých typech půdy, je **granulometrické složení** (zrnitost) **půdy**. Izotop cesia vykazuje silnou tendenci ke stabilní vazbě s anorganickými zložky půdy, a proto je silně fixován frakcemi koloidního jílu. Půdy, které obsahují více písku, jsou charakteristické zvýšenou dostupností radiocesia. Dalším faktorem ovlivňujícím fixaci cesia v půdě je **pH půdy**. Rozpustnost a mobilita cesia se významně zvyšuje s poklesem hodnot pH (Królak a Karwowska, 2010). V půdě je radioaktivní cesium koncentrováno zejména v horních 10 centimetrech půdy a díky obratu organického materiálu je zajištěna jeho následná distribuce do podrostových rostlin. V hloubce 16 centimetrů je již nízká koncentrace cesia, která byla zapříčiněna infiltrací dešťové vody kontaminované radiocesiem během spadu (Teramage et al., 2014).

Příjem radiocesia rostlinou (a jeho následný obsah v potravinách) je závislý na složení půdního roztoku a na výši koncentrace izotopu v něm (Królak a Karwowska, 2010; Beresford et al., 2016). Kořeny rostlin odebírají cesium z půdního roztoku jako monovalentní kationt, který je transportován do xylému (tj. druh pletiva cévnatých rostlin, které přivádí a rozvádí minerální živiny z kořenové soustavy rostliny směrem nahoru do jejich nadzemních částí), kde je přívod cesia do kořenových buněk řízen převážně prostřednictvím napěťově necitlivých kationtových kanálů (Hampton, 2004).

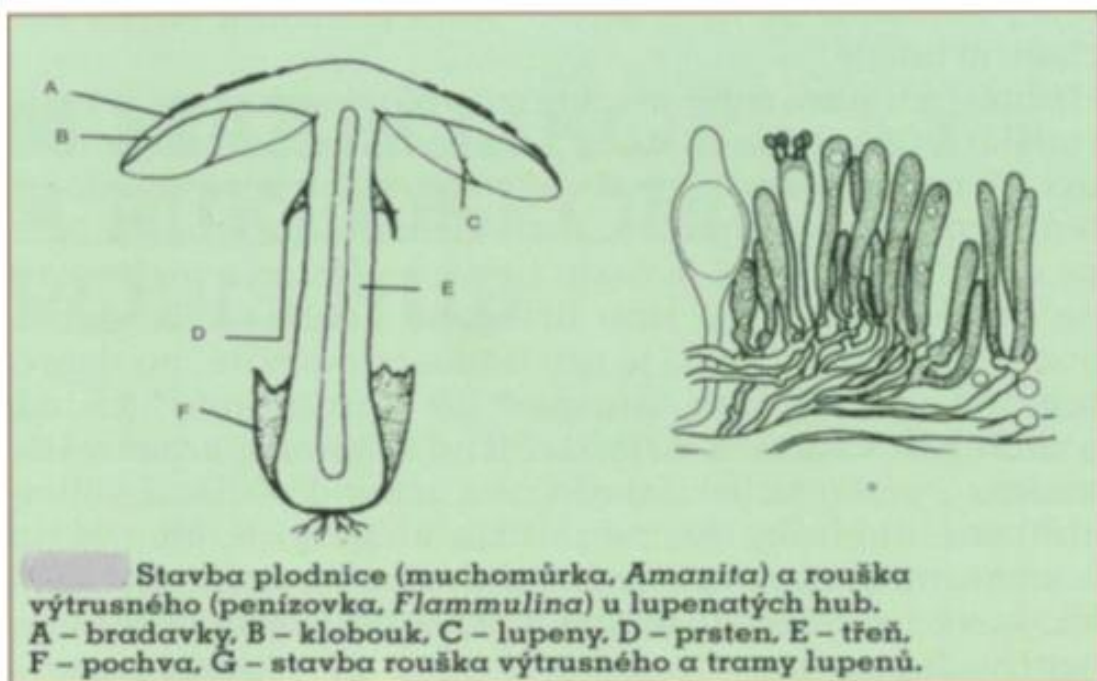
1.6 Houby

Houby (*Mycota*) představují velmi početnou a různorodou skupinu eukaryotických organismů (jednobuněčných, častěji však mnohobuněčných). Tvoří samostatnou říši, dosud bylo popsáno asi 120 000 druhů. Houby spojují některé znaky rostlin (nepohyblivost, tvorba vitamínů) a živočichů (heterotrofní způsob výživy, obsah stavebního polysacharidu chitinu i zásobní látky glykogenu) (Kincl et al., 2008). Houby

jsou ceněny díky své vůni a chuti, obsahují bílkoviny, vitamíny, minerály (draslík, fosfor, hořčík, vápník, sodík, měď aj.) a mají nízký obsah tuku. Kromě obsahu látek důležitých v lidské výživě se v houbách vyskytují také nežádoucí potenciálně toxické prvky (Falandysz a Borovička, 2013).

1.6.1 Morfologie hub a jejich systematické členění

Většina hub tvoří rozvětvená vlákna (velikosti 2–6 μm), která se nazývají hyfy. **Hyfy** se rozdělují na část vegetativní (podhoubí – mycelium) a na morfologicky odlišnou část, která nese rozmnožovací orgány (konidiofory, sporangiofory) nebo plodnice. **Podhoubí** jsou bílá pavučinovitá vlákna, která zajišťují výměnu látek a energie mezi houbou a prostředím. Hyfy mycelia se nejen větví, ale také se postranními výběžky spojují. Spojky (anastomózy) umožňují lepší zásobování celého mycelia vodou a živinami. Rozmnožovací částice (výtrusy – spory) jsou jednobuněčné nebo vícebuněčné útvary, které vznikly pohlavní či nepohlavní cestou. **Plodnice** jsou morfologicky diferencované části houbové stélky u většiny vřekovýtrusných a stopkovýtrusných, které jsou určeny převážně k tvorbě výtrusů, tedy k rozmnožování. Dužnaté plodnice hřibovitých a lupenatých hub (obrázek 7) jsou tvořeny kloboukem (*pileus*) a třeněm (*stipes*) (Klán, 1989).



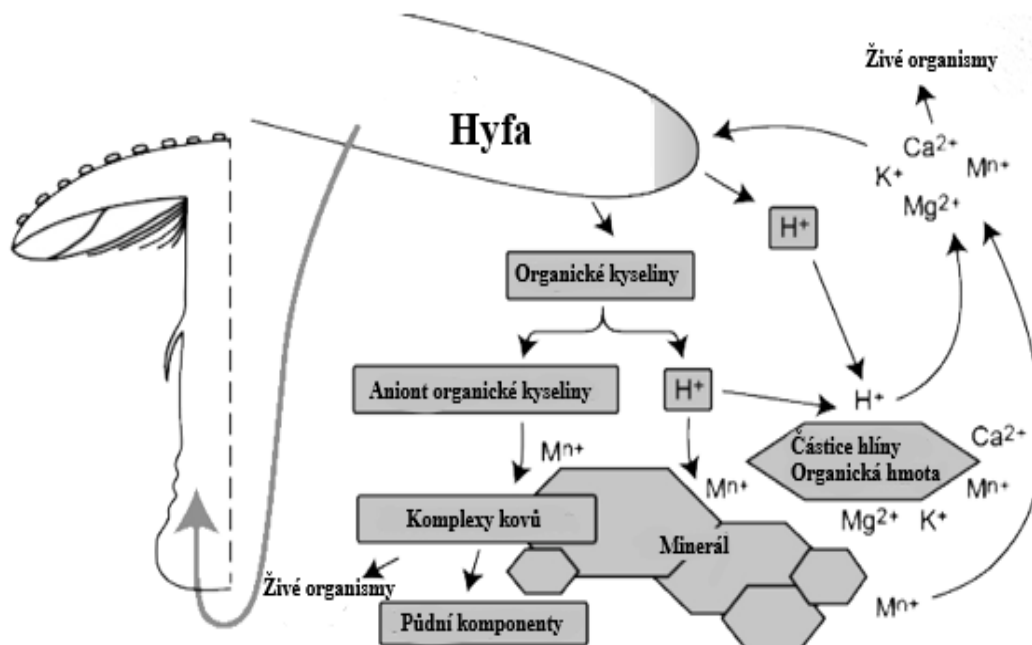
Obrázek 7 – Stavba plodnice u lupenatých hub (Hagara et al., 2006)

Houby lze dělit do skupin podle různých kritérií, nejnověji bylo klasifikováno 6 základních systematických skupin (Hagara et al., 2006):

1. houby vřeckovýtrusné (*Ascomycota*)
2. houby stopkovýtrusné (*Basidiomycota*)
 - rosolovkoidní houby (*Tremellomycetidae*)
 - agarikoidní houby (*Agaricomycetidae*)
3. houby nelupenaté (*Aphyllophorales*)
4. houby lupenaté (*Agaricales*)
5. houby hřibovité (*Boletales*)
6. houby břichatkovité (*Gasterales*).

Na základě způsobu získávání živin se houby jako heterotrofní organismy rozlišují na saprotrofy a symbionty. **Saprotrofové** (mikrokonzumenti) získávají živiny enzymatickým rozkladem odumřelých částí rostlin nebo živočichů. **Symbionti** zase získávají živiny od partnera, se kterým společně žijí. Existuje mezi nimi vztah mutualistický (oboustranně prospěšný) nebo parazitický (všechny potřebné živiny pochází od hostitele, na němž nebo v němž houby žijí; vztah je prospěšný pouze pro houbu). Zvláštní symbiotickou skupinou jsou houby predátoři (dravé mikroskopické houby) (Klán, 1989).

Houby disponují schopností přijímat z půdy a kumulovat ve svých plodnicích vysoké koncentrace stopových prvků, i když rostou na půdách s nízkým obsahem těchto prvků (např. kovové prvky, metaloidy a halogeny). Podstata tohoto jevu je popsána na obrázku 8. Poměr prvku v houbě vzhledem k jeho koncentraci v půdě (konkrétněji k jeho pohyblivosti v půdě) se nazývá bioakumulační faktor (BAF), který popisuje schopnost houby akumulovat určitý prvek. Cesium-137 je možné nalézt v každé volně rostoucí houbě v důsledku jeho ukládání z globálního radioaktivního spadu, který znečišťuje povrch Země po testování jaderných zbraní a z havárií jaderných elektráren. Houby se tak stávají účinnými bioindikátory z hlediska šíření radionuklidů v životním prostředí (Falandysz a Borovička, 2013). Od roku 1988 konzumace hub významně přispívá k vnitřnímu ozáření obyvatel kvůli zvýšené koncentraci cesia-137, které bylo uvolněno při nehodě jaderné elektrárny v Černobyli (Horyna, 1991; Orita et al., 2018).



Obrázek 8 – Rozpouštění kovů a minerálů v půdě a jejich přenos do houby zprostředkovaný protony a organickými kyselinami (Falandysz a Borovička, 2013)

2 Cíle práce a výzkumné otázky

2.1 Cíle práce

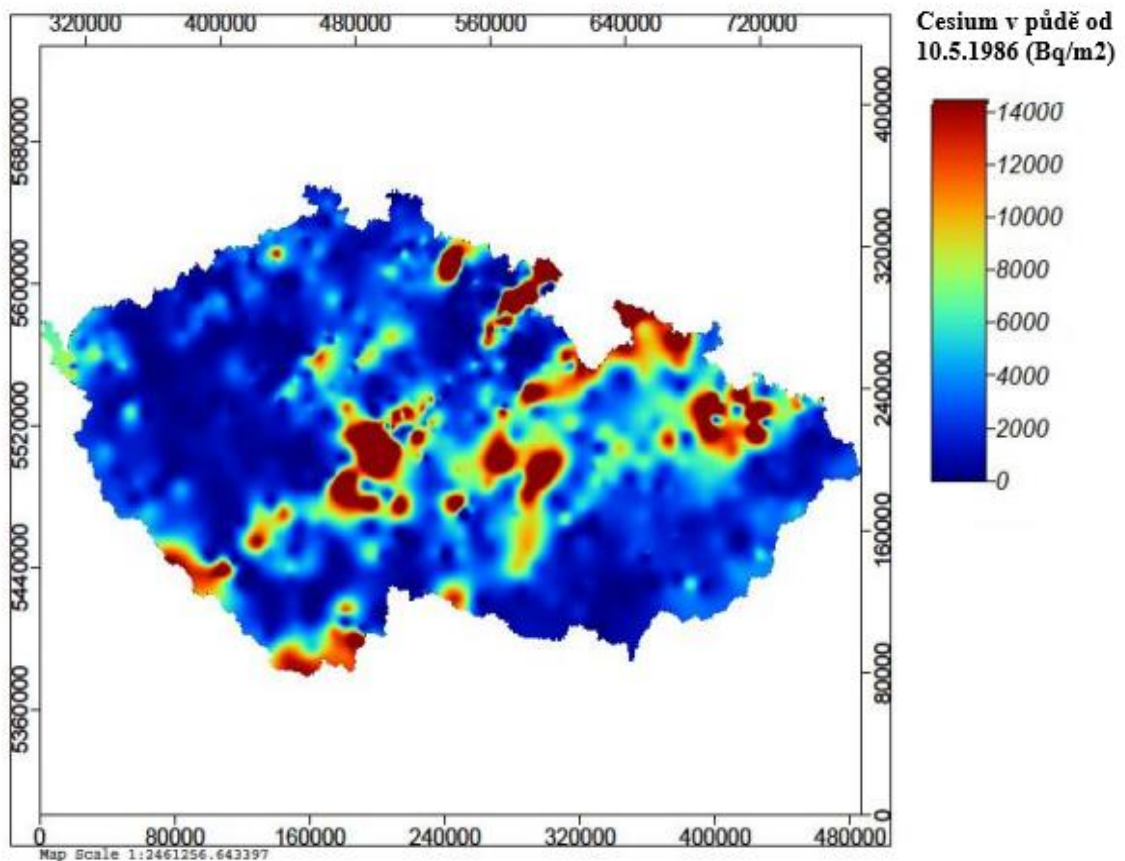
1. Porovnání hmotnostní aktivity cesia-137 ve vzorcích hub nasbíraných ve vybraných lokalitách Novohradských hor.
2. Stanovení a porovnání transferových faktorů v jednotlivých druzích hub nasbíraných ve vybraných lokalitách Novohradských hor.
3. Porovnání hmotnostní aktivity cesia-137 v klobouku a hmotnostní aktivity cesia-137 v třeni houby.

2.2 Výzkumné otázky

1. Liší se obsah cesia-137 v různých druzích hub nasbíraných ve vybraných lokalitách Novohradských hor?
2. Které druhy hub nasbíraných ve vybraných lokalitách Novohradských hor mají nejvyšší hodnoty transferových faktorů?
3. Je hmotnostní aktivita cesia-137 v klobouku houby vyšší než hmotnostní aktivita cesia-137 v třeni?

3 Metodika výzkumu

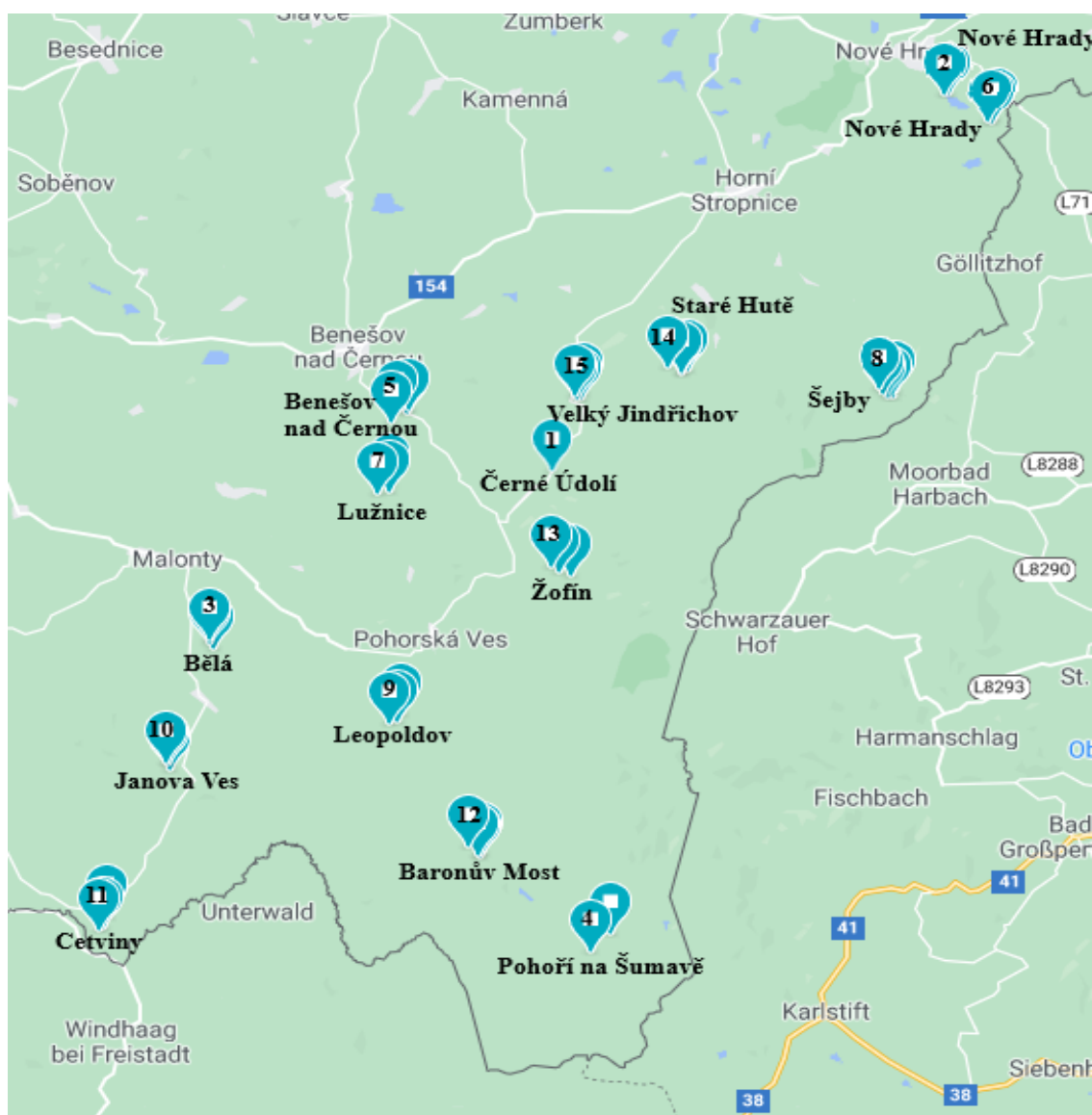
Výzkum byl zaměřen na zjištění obsahu cesia-137 v jedlých houbách a v půdě odebrané v místě jejich růstu ve vybraných lokalitách Novohradských hor a Novohradského podhůří. Novohradské hory byly vybrány z důvodu zvýšené kontaminace půdy cesiem-137, které pochází z radioaktivního spadu z havárie jaderné elektrárny v Černobylu (viz obrázek 9). Novohradské hory se rozprostírají v jižních Čechách u státní hranice s Rakouskem, do kterého dále pokračují. Na české straně je lze vymezit linií vedoucí od Cetvin k Bělé a Malontům, dále přes Benešov nad Černou, Konratice a Dlouhou Stropnici až k Novým Hradům. Novohradské podhůří bylo zvoleno jako kontrolní oblast, protože je zde předpoklad nízké kontaminace půdy cesiem-137. Je to rozsáhlé území vedoucí od Novohradských hor směrem na sever do vnitrozemí, jehož pomyslné hranice tvoří spojnice mezi Dolním Dvořištěm, Horním Dvořištěm, Českým Krumlovem, Českými Budějovicemi, Trhovými Sviny a Novými Hrady.



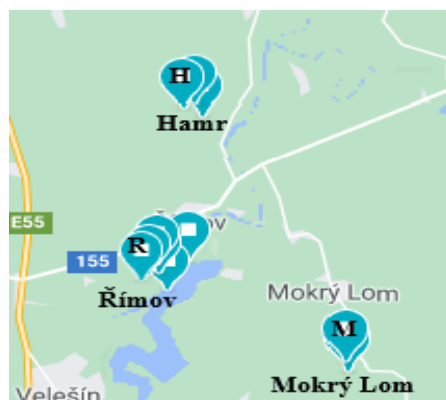
Obrázek 9 – Plošná kontaminace půdy České republiky cesiem-137 v důsledku havárie jaderné elektrárny Černobyl (Rulík a Helebrant, 2011)

3.1 Preanalytická fáze

Sběr vzorků jedlých hub a půdy probíhal v období od 12. června 2020 do 1. října 2020 v oblasti Novohradských hor a Novohradského podhůří. V Novohradských horách se jednalo o 15 lokalit nalézajících se v blízkosti Černého Údolí, Nových Hradů, Bělé, Pohoří na Šumavě, Benešova nad Černou, Lužnice, Šejb, Leopoldova, Janovy Vsi, Cetvin, Baronova Mostu, Žofína, Starých Hutí a Velkého Jindřichova (obrázek 10). V Novohradském podhůří byly provedeny 3 sběry v okolí Říмова, Hamru a Mokrého Lomu (obrázek 11). Celkem bylo sesbíráno 70 vzorků jedlých hub a 70 vzorků půd odebraných v místě jejich růstu.



Obrázek 10 – Lokality sběru vzorků hub a půd v Novohradských horách (upraveno podle Mapy Google, 2021a)



Obrázek 11 – Lokality sběru vzorků hub a pūd v Novohradském podhůří (upraveno podle Mapy Google, 2021b)

3.1.1 Sběr a úprava vzorků hub

V uvedených lokalitách sběru vzorků se vyskytovaly jehličnaté, listnaté a smíšené lesy v různých fázích vzrůstu a stáří. V jehličnatých lesích v převažující většině rostl smrk ztepilý (*Picea abies*) a borovice lesní (*Pinus sylvestris*), v listnatém lese se objevoval nejvíce dub letní (*Quercus robur*), buk lesní (*Fagus sylvatica*) a bříza bělokorá (*Betula pendula*). Každý konkrétní vzorek hub obsahoval plodnice, které rostly v okruhu asi 100 metrů. Sbírány byly všechny plodnice hub bez ohledu na stáří, poškození od slimáků či míry červivosti. Plodnice zasažené plísní nebyly do sběru zahrnuty. Ve sběrném košíku bylo každému vzorku přiděleno identifikační číslo a místo jeho nálezu včetně identifikátoru bylo zaneseno do mapy v mobilním telefonu. Tím pádem má každý sebraný vzorek své GPS (tzn. globální polohový systém) souřadnice. K identifikaci hub byl použit Velký atlas hub od Hagary et al. (2006), podle kterého byl houbám přiřazen český a latinský název a náležitá systematická skupina. Každý vzorek byl důkladně očištěn, spočítán a označen (obrázek 12). Poté byly plodnice rozděleny zvlášť na klobouk a zvlášť na třeh z důvodu požadovaného měření a tyto oddělené vzorky byly zváženy na digitální kuchyňské váze. Následně byl vzorek nakrájen na plátky o šířce 0,5 až 1 centimetr (obrázek 13) a na označeném sušicím platě sušen v sušičce potravin při 50 °C asi 10 hodin (délka sušení závisela na množství vody v houbě). Po usušení byl vzorek opět zvážen, umístěn do označené Petriho misky a připraven k převozu do laboratoře (obrázek 14). Než došlo k transportu vzorků do laboratoře, byly skladovány v suchu a v chladu v temné místnosti.



Obrázek 12 – Úprava a označení vzorku hub (zdroj: vlastní výzkum)



Obrázek 13 – Příprava vzorku hub k sušení v sušičce potravin (zdroj: vlastní výzkum)



Obrázek 14 – Vzorok usušených hub připravené k transportu do laboratoře (zdroj: vlastní výzkum)

3.1.2 Sběr a úprava vzorků půd

Vzorek půdy byl odebrán pod každou plodnicí konkrétního druhu houby do hloubky 5 centimetrů pomocí zahradnické lopatky. Takto získaná půda byla umístěna do označeného igelitového pytlíku. Při následné úpravě byl vzorek půdy zbaven kamínků, listů, jehličí a zbytků kořenů pomocí jemného kovového síta s průměrnou velikostí ok 2 milimetry (obrázek 15) a zvážen na kuchyňské váze (obrázek 16). Půda byla sušena při pokojové teplotě několik dní. Délka sušení závisela na složení půdy a množství obsažené vody v půdě. Po usušení byl vzorek půdy opět zvážen, přesypán do označených plastových nádob a připraven k převozu do laboratoře (obrázek 17). Než došlo k transportu vzorků do laboratoře, byly skladovány v suchu a v chladu v temné místnosti.



Obrázek 15 – Úprava a označení vzorku půdy (zdroj: vlastní výzkum)



Obrázek 16 – Vážení vzorku půdy na kuchyňské váze (zdroj: vlastní výzkum)



Obrázek 17 – Vzorky usušené půdy připravené k transportu do laboratoře (zdroj: vlastní výzkum)

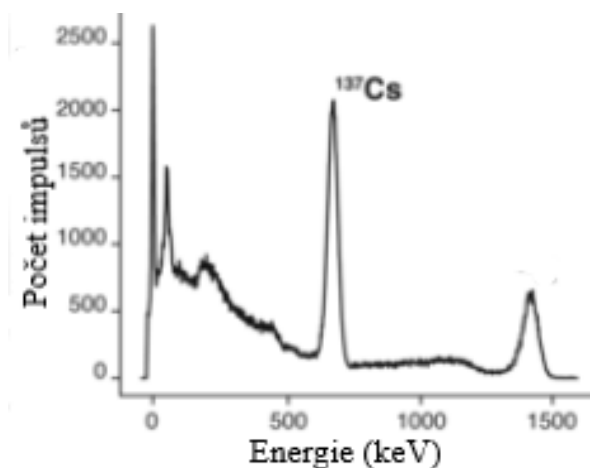
3.2 Analytická fáze

Laboratorní část výzkumu se uskutečnila v Regionálním centru Státního úřadu pro jadernou bezpečnost (SÚJB) v Českých Budějovicích, kde byly usušené vzorky jedlých hub a půd změřeny pomocí polovodičové spektrometrie gama. Před samotným měřením byl daný vzorek homogenizován a odebraná část vzorku byla zvážena a umístěna do vhodné nádoby k měření. Samotné měření vzorku pomocí gama spektrometru probíhalo 12 až 24 hodin. Výsledkem měření bylo stanovení hmotnostní aktivity radionuklidu cesia-137 v sušině vzorku uvedené v jednotkách Bq/kg včetně chyby měření. Hodnoty zjištěných hmotnostních aktivit byly posléze zapsány do tabulky.

3.2.1 Spektrometrie gama

V laboratoři Regionálního centra SÚJB byl použit pro měření fotonů gama záření polovodičový detektor gama (z velmi čistého germania) nazývaný HPGe detektor (High Purity), jehož struktura je podobná polovodičové diodě a umožňuje detekci fotonů o energii od 50 keV do 10 MeV. Celý detektor je vakuově uzavřen a chlazen tekutým dusíkem proto, aby se zamezilo uvolnění elektronu v důsledku přijaté tepelné energie z okolí detektoru. V laboratorních podmínkách musí být detektor ještě navíc vybaven stíněním (ze železa nebo olova), které snižuje odezvu detektoru na fotony gama záření nacházející se v jeho okolí nebo pocházející z přeměny přírodních radionuklidů (Matzner, 2004).

Polovodičový detektor je dioda zapojená v nepropustném směru. Při dopadu gama záření na detektor vznikají v ochuzené vrstvě páry elektron-díra, které se pohybují k příslušným elektrodám a vyvolávají proudový impuls, který je na odporu převeden na paměťový impuls. Paměťový impuls poté prochází předzesilovačem a zesilovačem, kde je zpracován mnohokanálovým analyzátozem, který zaznamená výsledky měření a graficky je zpracuje (obrázek 18) (Matoušek et al., 2008). Principem spektrometrie gama je v podstatě to, že amplituda detekovaných impulsů je přímo úměrná energii fotonů a četnost impulsů je přímo úměrná počtu fotonů emitovaných zdrojem (tj. aktivitě zdroje) (Matzner, 2004). Změřené spektrum bylo porovnáno s interní knihovnou obsahující spektra známých radionuklidů, protože konkrétní radionuklid má charakteristickou energii gama záření a intenzita záření vypovídá o koncentraci radionuklidu (Matoušek et al., 2008).



Obrázek 18 – Spektrum cesia-137 (Topping et al., 2019)

3.3 Postanalytická fáze

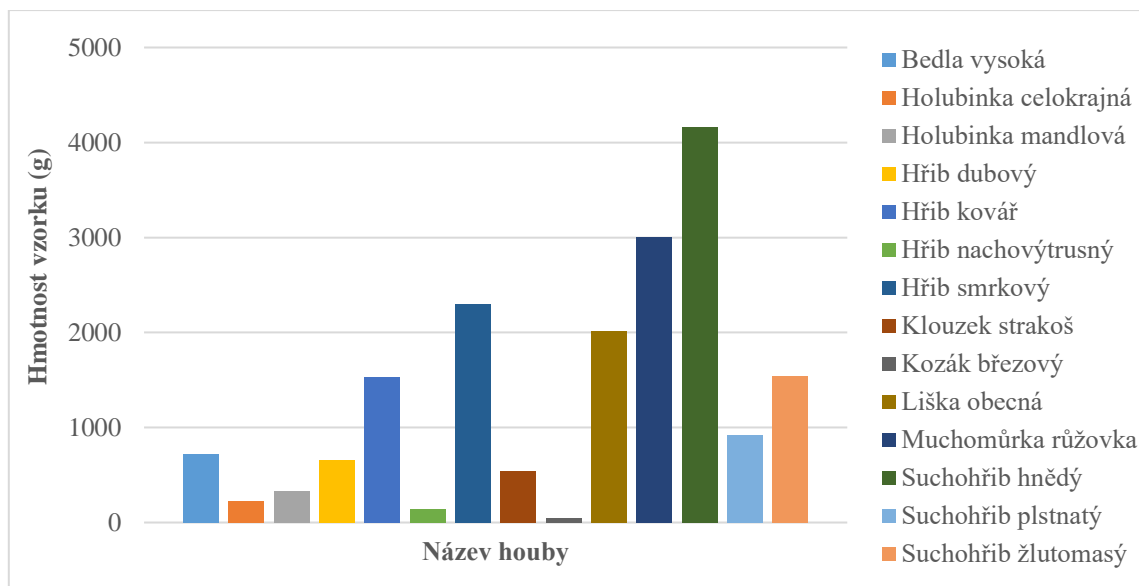
V postanalytické fázi byla získaná data z každého sběru vzorků jedlých hub a půdy, který probíhal v období od 12. června 2020 do 1. října 2020 v oblasti Novohradských hor a Novohradského podhůří, včetně výsledků následného měření v laboratoři zpracována ve formě tabulek a grafů v programu Microsoft Excel 365.

4 Výsledky

Pro přehlednost budou výsledky z důvodu velkého množství dat prezentovány podle oblastí stanovených výzkumnými otázkami. V první fázi budou představeny výsledky naměřených hmotnostních aktivit cesia-137 u vzorků jedlých hub (v klobouku a v třeni) a půd, na kterých tyto houby rostly. V druhé fázi budou stanoveny a vzájemně porovnány transferové faktory v jednotlivých druzích nasbíraných hub (poměr klobouk/půda, poměr třen/půda a poměr klobouk/třen). Nakonec bude vypočten úvazek efektivní dávky. Tabulky a grafy budou rozděleny také podle oblastí sběru. Samostatně bude uvedena oblast Novohradských hor (15 lokalit) a oblast Novohradského podhůří (3 lokality). Dohromady se jedná o 70 vzorků jedlých hub a 70 vzorků půd (58 vzorků z Novohradských hor a 12 vzorků z Novohradského podhůří).

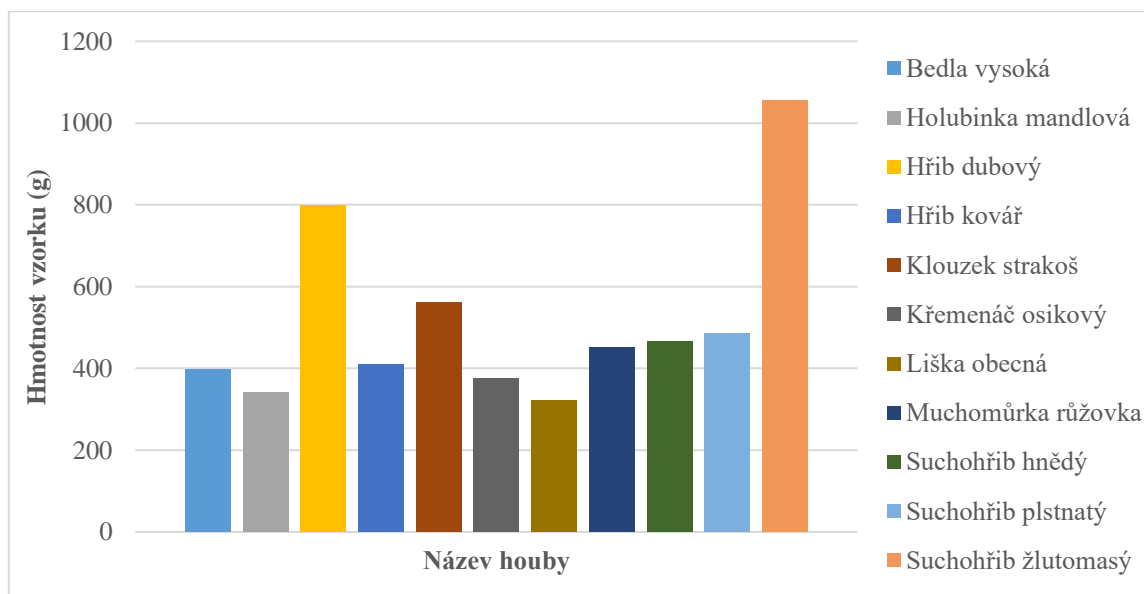
Celkem bylo sesbíráno 23,2 kg jedlých hub a 21,6 kg půdy. Z Novohradských hor pocházelo 18,2 kg hub a 17,8 kg půdy, z Novohradského podhůří 5,7 kg hub a 3,8 kg půdy. Podle systematických skupin bylo ve sběru zastoupeno 67 % vzorků hříbovitých hub, 23 % lupenatých hub a 10 % hub nelupenatých. V systematické skupině hub hříbovitých (*Boletales*) byly nalezeny tyto jedlé houby: hřib dubový (*Boletus reticulatus*), hřib kovář (*Boletus luridiformis*), hřib nachovýtrusný (*Porphyrellus porphyrosporus*), hřib smrkový (*Boletus edulis*), klouzek strakoš (*Suillus variegatus*), kozák březový (*Leccinum scabrum*), křemenáč osikový (*Leccinum aurantiacum*), suchohřib hnědý (*Xerocomus badius*), suchohřib plstnatý (*Xerocomus subtomentosus*) a suchohřib žlutomasý (*Xerocomus chrysenteron*). V systematické skupině hub lupenatých (*Agaricales*) byly sbírány tyto houby: bedla vysoká (*Macrolepiota procera*), holubinka celokrajná (*Russula integra*), holubinka mandlová (*Russula vesca*) a muchomůrka růžovka (*Amanita rubescens*). Jediným zástupcem systematické skupiny hub nelupenatých (*Aphyllophorales*) byla liška obecná (*Cantharellus cibarius*).

Obrázek 19 graficky znázorňuje **zastoupení jedlých hub** podle jejich sebraného množství v lokalitách **Novohradských hor**. Převažující podíl měl suchohřib hnědý (23 %) a muchomůrka růžovka (17 %), nejméně byl zastoupen hřib nachovýtrusný (1 %) a kozák březový (méně než 1 %). Podle systematických skupin bylo ve sběru zastoupeno 64 % hříbovitých hub, 24 % lupenatých hub a 12 % hub nelupenatých.



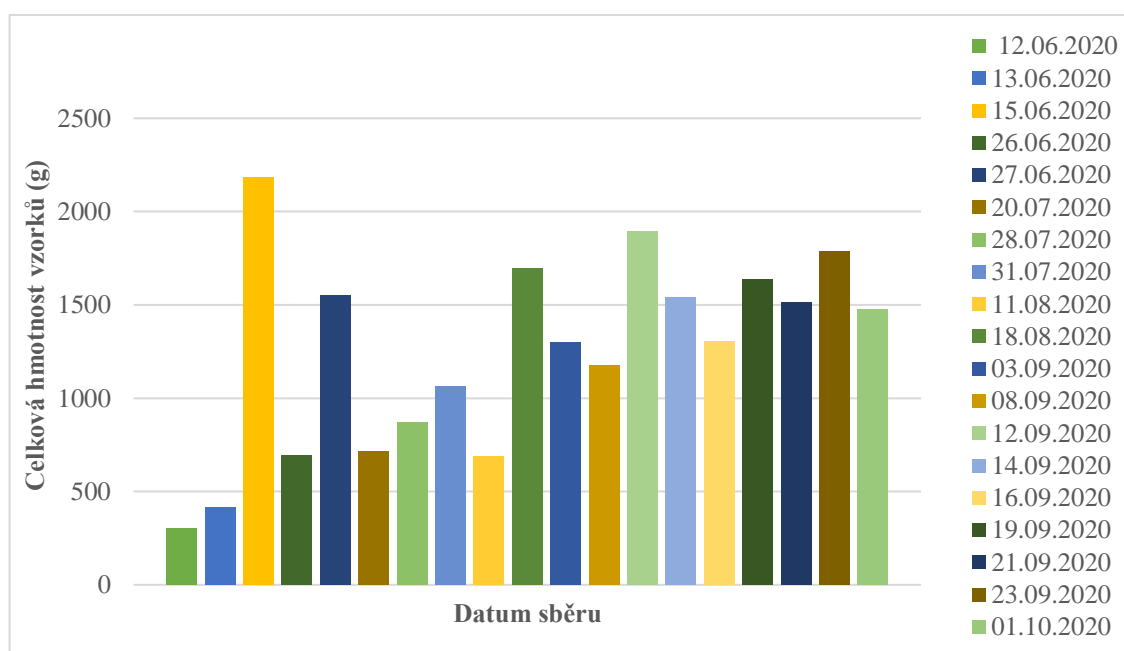
Obrázek 19 – Zastoupení hub podle množství ve vzorcích sesbíraných v Novohradských horách (zdroj: vlastní výzkum)

V **Novohradském podhůří** byla skladba zajištěných vzorků zcela odlišná (obrázek 20). Největší množství bylo suchohřibu žltomasého (19 %) a hřibu dubového (14 %), minimální podíl v sebraných vzorcích měla holubinka mandlová (6 %) a liška obecná (6 %). Podle rozdělení hub do systematických skupin bylo zastoupení podobné jako ve sběru v Novohradských horách, tj. 73 % hřibovitých hub, 21 % lupenatých hub a 6 % hub nelupenatých.



Obrázek 20 – Zastoupení hub podle množství ve vzorcích sesbíraných v Novohradském podhůří (zdroj: vlastní výzkum)

Celkové množství sesbíraných hub v Novohradských horách a Novohradském podhůří v jednom sběru roztríděných podle data sběru je graficky znázorněno na obrázku 21. Největší množství hub dle váhy bylo sebráno dne 15. června 2020 v oblasti Římov (Novohradské podhůří), nejméně dne 12. června 2020 v lokalitě Černého Údolí (Novohradské hory). Převážná část sběrů (37 % z celkového počtu sběrů) probíhala v měsíci září ve vybraných lokalitách Novohradských hor. Co se týče počtu druhů jedlých hub sesbíraných na jedné lokalitě v jednom dni, tak nejvíce (tj. 6) jich pocházelo z lokality Cetviny ze dne 14. září 2020 a nejméně (tj. 1 druh) z oblasti Černého Údolí ze dne 12. června 2020, obojí v Novohradských horách. Tento nepoměr lze přisuzovat průběhu houbařské sezóny, která je obvykle na vrcholu během měsíce září. Průměrně tak bylo v jednom dni v určité lokalitě zajištěno 3,7 druhů jedlých hub s celkovou hmotností 1,3 kg. Průměrná hmotnost jednoho vzorku hub dosahovala 0,3 kg.



Obrázek 21 – Celková hmotnost hub ve sběru v Novohradských horách a Novohradském podhůří podle data sběru (zdroj: vlastní výzkum)

Následující tabulka 1 (oblast Novohradských hor) a tabulka 2 (oblast Novohradského podhůří) zobrazuje celkový přehled výsledků naměřených **hmotnostních aktivit cesia-137** u vzorků jedlých hub a půd a vypočítaných **transferových faktorů** v jednotlivých druzích nasbíraných hub.

V tabulkách je uveden datum a lokalita sběru, pořadové číslo vzorku (ČV), český název houby, počet plodnic ve vzorku (PV), u klobouku houby nativní hmotnost vzorku (m1) (g), váha vzorku po usušení (m2) (g), změřená hmotnostní aktivita cesia-137 v nativním stavu vzorku a v sušině (Bq/kg) včetně chyby měření (σ), u třeně houby nativní hmotnost vzorku (m3) (g), váha vzorku po usušení (m4) (g), změřená hmotnostní aktivita cesia-137 v nativním stavu vzorku a v sušině (Bq/kg) včetně chyby měření (σ), u vzorku půdy nativní hmotnost vzorku (m5) (g), váha vzorku po usušení (m6) (g), změřená hmotnostní aktivita cesia-137 v sušině (Bq/kg) včetně chyby měření (σ) a transferové faktory. Transferový faktor (koncentrační poměr) byl vypočítán jako poměr hmotnostní aktivity cesia-137 (Bq/kg) v usušeném vzorku klobouku houby a hmotnostní aktivity cesia-137 (Bq/kg) v usušeném vzorku půdy (K/P), poměr hmotnostní aktivity cesia-137 (Bq/kg) v usušeném vzorku třeně houby a hmotnostní aktivity cesia-137 (Bq/kg) v usušeném vzorku půdy (T/P) a poměr hmotnostní aktivity cesia-137 (Bq/kg) v usušeném vzorku klobouku houby a hmotnostní aktivity cesia-137 (Bq/kg) v usušeném vzorku třeně houby (K/T).

Usychací poměr houby závisel na obsahu vody v nativním stavu vzorku a byl použit k přepočtu změřené hmotnostní aktivity cesia-137 v sušině klobouku nebo v sušině třeně houby na hodnotu hmotnostní aktivity cesia-137 v klobouku nebo v třeni houby v nativním stavu. Celkový průměrný usychací poměr byl u vzorků klobouků hub 10:1 a u vzorků třenů hub 10:1. Nejvyšší usychací poměr byl v klobouku suchohříbu žlutomasého (24:1) a v třeni suchohříbu hnědého (22:1), nejnižší usychací poměr byl v klobouku hříbu smrkového (5:1) a v třeni hříbu kováře (5:1). U hřibovitých hub byl průměrný usychací poměr 9:1 v klobouku a 10:1 v třeni, u lupenatých hub 10:1 v klobouku a 11:1 v třeni a u nelupenatých hub 11:1 v klobouku a 10:1 v třeni.

Tabulka 1 – Přehled výsledků měření vzorků hub a půd z lokalit v Novohradských horách

Datum	Lokalita sběru	ČV	Název houby	PV	Houby								Půda			Transfery faktor		
					Klobouk				Třeň				m5	m6	Sušina Cs-137 včetně σ	K/P	T/P	K/T
					m1 (g)	m2 (g)	Nativ	Sušina	m3 (g)	m4 (g)	Nativ	Sušina						
							Cs-137 (Bq/kg) včetně σ	Cs-137 (Bq/kg) včetně σ			Cs-137 (Bq/kg) včetně σ	Cs-137 (Bq/kg) včetně σ						
12.06.2020	Černé Údolí	1A	Hřib kovář	4	157	16	38,5 ± 1,9	465 ± 23	145	12	14,9 ± 0,7	180 ± 8,9	258	142	509 ± 11,4	0,9	0,4	2,6
13.06.2020	Nové Hrady	2A	Hřib dubový	11	188	14	0,6 ± 0,1	7,2 ± 0,9	178	16	0,9 ± 0,1	9,59 ± 1,34	247	197	33 ± 1,6	0,2	0,3	0,8
		2B	Kozák březový	4	18	2	2,3 ± 0,4	22,8 ± 4,15	30	3	1,5 ± 0,3	15,2 ± 3,17	434	154	34 ± 1,9	0,7	0,4	1,5
27.06.2020	Bělá	3A	Suchohřib žlutomasý	59	205	32	105,3 ± 5,2	750 ± 37,2	57	8	77,5 ± 3,8	552 ± 27,3	336	204	545 ± 11,5	1,4	1	1,4
		3B	Hřib smrkový	4	247	23	147,2 ± 3,8	1 940 ± 50,4	224	17	87,3 ± 3,3	1 150 ± 43,9	333	261	1 000 ± 22,3	1,9	1,2	1,7
		3C	Hřib kovář	4	101	6	41,1 ± 2,1	467 ± 23,8	91	8	12,8 ± 0,7	146 ± 7,85	307	224	609 ± 12,6	0,8	0,2	3,2
		3D	Muchomůrka růžovka	10	223	18	24,1 ± 0,5	318 ± 6,29	132	10	13,2 ± 0,7	174 ± 8,9	315	213	438 ± 11,7	0,7	0,4	1,8
		3E	Suchohřib hnědý	12	195	30	493,8 ± 9,0	4 280 ± 78,3	78	9	421,2 ± 11,4	3 650 ± 99,1	292	157	1 170 ± 29,0	3,7	3,1	1,2
20.07.2020	Pohoří na Šumavě	4A	Liška obecná	119	141	15	244,9 ± 7,5	2 970 ± 90,8	97	8	151,8 ± 4,8	1 840 ± 58,4	294	120	324 ± 11,3	9,2	5,7	1,6
		4B	Muchomůrka růžovka	5	278	16	114,2 ± 4,6	1 990 ± 80,6	122	7	33,5 ± 1,7	584 ± 29,7	253	185	281 ± 8,1	7,1	2,1	3,4
		4C	Suchohřib hnědý	1	69	5	870 ± 17,3	8 700 ± 173	10	1	677 ± 10,9	6 770 ± 109	297	126	257 ± 4,0	33,9	26,3	1,3
28.07.2020	Benešov nad Černou	5A	Suchohřib žlutomasý	7	36	5	243,3 ± 9,2	1 460 ± 55,2	6	1	148,7 ± 5,0	892 ± 29,7	345	205	416 ± 11,8	3,5	2,1	1,6
		5B	Liška obecná	141	220	28	68,1 ± 3,4	545 ± 27,2	120	15	76,1 ± 3,1	609 ± 24,6	308	216	188 ± 6,4	2,9	3,2	0,9
		5C	Hřib smrkový	7	212	33	106,2 ± 4,2	800 ± 31,6	113	15	51 ± 3,2	384 ± 23,8	359	267	82 ± 3,6	9,8	4,7	2,1
		5D	Suchohřib hnědý	8	125	16	267,4 ± 10,0	2 540 ± 95,3	38	4	335,8 ± 13,1	3 190 ± 124	319	211	122 ± 5,4	20,8	26,1	0,8
31.07.2020	Nové Hrady	6A	Hřib kovář	7	210	33	20,6 ± 0,6	146 ± 4,1	85	12	8,6 ± 0,8	61,1 ± 5,39	309	261	145 ± 6,0	1	0,4	2,4
		6B	Suchohřib žlutomasý	58	302	47	63,4 ± 3,2	460 ± 22,9	87	12	29,2 ± 1,8	212 ± 12,9	324	274	214 ± 6,5	2,1	1	2,2
		6C	Bedla vysoká	8	201	38	0,8 ± 0,3	4,71 ± 1,63	181	32	0,9 ± 0,2	4,99 ± 1,25	317	260	135 ± 5,4	0,03	0,04	0,9
11.08.2020	Lužnice	7A	Muchomůrka růžovka	9	102	8	81,4 ± 4,1	1 140 ± 57	70	5	50,3 ± 2,5	704 ± 34,6	317	201	737 ± 13,7	1,5	1	1,6
		7B	Liška obecná	110	198	32	258,6 ± 6,4	1 890 ± 46,9	95	13	180,6 ± 5,5	1 320 ± 40,2	404	334	210 ± 6,5	9	6,3	1,4
		7C	Holubinka celokrajná	11	164	27	126,2 ± 4,9	770 ± 29,6	61	10	53,4 ± 2,4	326 ± 14,8	327	207	878 ± 18,2	0,9	0,4	2,4

(zdroj: vlastní výzkum)

Tabulka 1 – Přehled výsledků měření vzorků hub a půd z lokalit v Novohradských horách (pokračování)

Datum	Lokalita sběru	ČV	Název houby	PV	Houby								Půda			Transferový faktor		
					Klobouk				Třeň				m5	m6	Sušina Cs-137 včetně σ	K/P	T/P	K/T
					m1 (g)	m2 (g)	Nativ	Sušina	m3 (g)	m4 (g)	Nativ	Sušina						
							Cs-137 (Bq/kg) včetně σ	Cs-137 (Bq/kg) včetně σ			Cs-137 (Bq/kg) včetně σ	Cs-137 (Bq/kg) včetně σ						
18.08.2020	Šejby	8A	Hřib smrkový	4	155	32	181,6 ± 7,4	1 380 ± 56	68	9	189,5 ± 9,1	1 440 ± 69	282	141	371 ± 15,9	3,7	3,9	0,9
		8B	Liška obecná	46	164	12	79,7 ± 5,3	685 ± 45,7	60	7	69,4 ± 3,5	597 ± 29,8	369	198	158 ± 7,9	4,3	3,8	1,1
		8C	Suchohřib hnědý	33	415	71	397,3 ± 14,9	2 980 ± 112	166	22	456 ± 17,9	3 420 ± 134	379	300	298 ± 12,4	10	11,5	0,9
		8D	Muchomůrka růžovka	20	217	23	81,5 ± 2,2	888 ± 24,2	142	13	40,7 ± 2,0	444 ± 21,3	325	213	583 ± 13,6	1,5	0,8	2
		8E	Hřib kovář	7	234	48	95 ± 4,7	494 ± 24,3	73	14	54,2 ± 3,3	282 ± 17,3	275	189	847 ± 17,6	0,6	0,3	1,8
08.09.2020	Leopoldov	9A	Suchohřib hnědý	21	482	33	931 ± 23,4	10 800 ± 271	163	14	609,5 ± 17,8	7 070 ± 206	288	107	618 ± 26,4	17,5	11,4	1,5
		9B	Muchomůrka růžovka	14	291	19	169,6 ± 7,5	2 730 ± 120	242	15	50,8 ± 2,4	818 ± 38,4	304	131	817 ± 32,4	3,3	1,0	3,3
		9C	Liška obecná	93	209	19	69,9 ± 3,4	633 ± 31,1	82	9	94,4 ± 3,9	859 ± 35,6	346	151	684 ± 20,8	0,9	1,3	0,7
12.09.2020	Janova Ves	10A	Suchohřib hnědý	18	374	38	340 ± 12,1	4 080 ± 145	144	12	286,7 ± 8,8	3 440 ± 106	308	177	787 ± 31,4	5,2	4,4	1,2
		10B	Suchohřib plstnatý	17	261	27	48,7 ± 2,3	404 ± 19,2	91	11	21,6 ± 0,6	179 ± 5,02	322	227	648 ± 18,9	0,6	0,3	2,3
		10C	Bedla vysoká	10	125	14	4,2 ± 0,5	35,5 ± 3,87	67	8	3 ± 0,3	25,4 ± 2,26	313	166	525 ± 24,2	0,07	0,05	1,4
		10D	Klouzek strakoš	15	384	32	222,9 ± 9,2	2 340 ± 96,8	157	15	62,8 ± 2,9	659 ± 30,3	328	249	536 ± 18,3	4,4	1,2	3,6
		10E	Hřib smrkový	5	179	19	310,3 ± 12,4	3 010 ± 120	136	14	158,8 ± 7,5	1 540 ± 72,8	306	224	1 560 ± 42,1	1,9	1,0	1,9
14.09.2020	Cetviny	11A	Suchohřib žltomasý	16	213	22	34,7 ± 1,7	250 ± 11,9	36	5	21,5 ± 0,9	155 ± 6,81	301	215	590 ± 19,1	0,4	0,3	1,6
		11B	Bedla vysoká	6	105	17	0,9 ± 0,2	6,18 ± 1,26	42	6	1 ± 0,2	6,9 ± 1,13	318	270	493 ± 14	0,013	0,014	0,9
		11C	Suchohřib hnědý	21	270	34	284 ± 12,4	2 840 ± 124	120	12	227 ± 9,6	2 270 ± 96,3	302	225	881 ± 24,4	3,2	2,6	1,3
		11D	Hřib nachovýtrusný	3	106	15	8,8 ± 0,5	57 ± 3,15	39	6	6,7 ± 1,5	43,6 ± 9,69	319	234	497 ± 18,4	0,1	0,1	1,3
		11E	Hřib dubový	7	190	26	102,5 ± 3,7	830 ± 30,3	105	13	61,9 ± 3	501 ± 24,3	306	238	351 ± 11,6	2,4	1,4	1,7
		11F	Liška obecná	59	284	25	65,5 ± 3,2	701 ± 34	107	10	51,6 ± 2,8	552 ± 29,5	318	237	532 ± 19,3	1,3	1,0	1,3
16.09.2020	Baronův Most	12A	Suchohřib hnědý	16	253	27	607,3 ± 24,3	6 680 ± 267	99	9	539,1 ± 18,1	5 930 ± 199	197	150	394 ± 19,6	17,0	15,1	1,1
		12B	Liška obecná	18	209	21	152,2 ± 6,8	1 370 ± 60,8	27	3	203,3 ± 10,1	1 830 ± 91	284	194	722 ± 19	1,9	2,5	0,7
		12C	Muchomůrka růžovka	8	211	16	186,6 ± 5,7	2 370 ± 72	114	9	96,1 ± 4,1	1 220 ± 52,3	288	214	261 ± 13	9,1	4,7	1,9
		12D	Hřib kovář	3	378	39	265,6 ± 12,3	1 700 ± 79	64	10	120,5 ± 6,6	771 ± 42,3	280	219	466 ± 17,7	3,6	1,7	2,2

(zdroj: vlastní výzkum)

Tabulka 1 – Přehled výsledků měření vzorků hub a půd z lokalit v Novohradských horách (pokračování)

Datum	Lokalita sběru	ČV	Název houby	PV	Houby								Půda			Transferový faktor		
					Klobouk				Třeň				m5	m6	Sušina Cs-137 včetně σ	K/P	T/P	K/T
					m1	m2	Nativ	Sušina	m3	m4	Nativ	Sušina						
					(g)	(g)	Cs-137 (Bq/kg) včetně σ	Cs-137 (Bq/kg) včetně σ	(g)	(g)	Cs-137 (Bq/kg) včetně σ	Cs-137 (Bq/kg) včetně σ	(g)	(g)	Cs-137 (Bq/kg) včetně σ			
19.09.2020	Žofín	13A	Suchohřib hnědý	14	288	48	238,2 ± 9	5 240 ± 197	220	10	266,4 ± 7,2	5 860 ± 158	248	123	324 ± 18,2	16,2	18,1	0,9
		13B	Muchomůrka růžovka	10	147	14	181,7 ± 7	2 380 ± 91,8	118	9	72,2 ± 3,5	946 ± 45,9	319	175	1 020 ± 27,8	2,3	0,9	2,5
		13C	Hřib smrkový	4	318	46	309,1 ± 11,7	2 040 ± 77	105	16	160,6 ± 7,4	1 060 ± 48,9	276	222	523 ± 22	3,9	2,0	1,9
		13D	Suchohřib žlutomasý	17	208	35	516,7 ± 17,6	3 410 ± 116	33	5	345,5 ± 11,5	2 280 ± 75,7	305	216	406 ± 13,4	8,4	5,6	1,5
21.09.2020	Staré Hutě	14A	Suchohřib hnědý	11	249	48	722,1 ± 23,8	4 910 ± 162	68	10	870,6 ± 25	5 920 ± 170	303	243	251 ± 11,9	19,6	23,6	0,8
		14B	Hřib smrkový	2	216	24	109,7 ± 4,3	1 360 ± 53,6	87	7	54,9 ± 2,2	681 ± 27	307	250	250 ± 12,2	5,4	2,7	2
		14C	Muchomůrka růžovka	11	159	17	73 ± 1,5	818 ± 16,3	123	11	19,6 ± 1,1	219 ± 11,8	303	268	177 ± 8,8	4,6	1,2	3,7
		14D	Suchohřib plstnatý	8	325	57	18,5 ± 1	135 ± 7,65	44	6	10 ± 1	73,2 ± 7,07	308	249	233 ± 8	0,6	0,3	1,8
		14E	Suchohřib žlutomasý	9	327	56	51,3 ± 1,3	323 ± 8,4	38	6	43,3 ± 2,2	273 ± 13,7	301	277	299 ± 9,5	1,1	0,9	1,2
23.09.2020	Velký Jindřichov	15A	Suchohřib plstnatý	3	181	24	7,1 ± 0,4	121 ± 6,31	17	1	7,5 ± 0,5	128 ± 9,2	303	267	138 ± 6,7	0,88	0,93	0,9
		15B	Holubinka mandlová	14	254	35	201,5 ± 6,7	1 350 ± 44,9	74	11	67,6 ± 2,4	453 ± 15,8	272	211	215 ± 10,5	6,3	2,1	3
		15C	Muchomůrka růžovka	11	205	21	60,1 ± 2	679 ± 22,7	113	10	48,7 ± 2,5	550 ± 28,1	280	202	351 ± 14,1	1,9	1,6	1,2
		15D	Suchohřib hnědý	19	260	37	507,4 ± 22,2	3 450 ± 151	75	11	641,2 ± 18,7	4 360 ± 127	298	215	248 ± 11,4	13,9	17,6	0,8
		15E	Hřib smrkový	5	160	17	87 ± 4,2	792 ± 38,2	82	9	57 ± 2,7	519 ± 24,6	263	240	266 ± 9,9	3,0	2,0	1,5

(zdroj: vlastní výzkum)

Tabulka 2 – Přehled výsledků měření vzorků hub a půd z lokalit v Novohradském podhůří

Datum	Lokalita sběru	ČV	Název houby	PV	Houby								Půda			Transferový faktor		
					Klobouk				Třeň						Sušina	K/P	T/P	K/T
					m1	m2	Nativ	Sušina	m3	m4	Nativ	Sušina	m5	m6	Sušina			
					(g)	(g)	Cs-137 (Bq/kg) včetně σ	Cs-137 (Bq/kg) včetně σ	(g)	(g)	Cs-137 (Bq/kg) včetně σ	Cs-137 (Bq/kg) včetně σ	(g)	(g)	Cs-137 (Bq/kg) včetně σ			
15.06.2020	Římov	R1	Suchohřib žlutomasý	30	452	19	1,7 ± 0,2	36,3 ± 4,4	129	6	1,9 ± 0,3	39,9 ± 5,46	302	239	97 ± 4,2	0,37	0,41	0,9
R2		Bedla vysoká	6	279	54	0,6 ± 0,3	3,92 ± 1,78	117	17	0,5 ± 0,1	3,23 ± 0,65	262	189	126 ± 5,5	0,03	0,03	1,2	
R3		Hřib kovář	6	254	21	2,7 ± 0,4	35,1 ± 4,72	155	12	1,5 ± 0,2	19,1 ± 2,15	290	227	90 ± 3,4	0,4	0,2	1,8	
R4		Hřib dubový	12	377	32	9,9 ± 0,7	119 ± 7,97	421	35	3,7 ± 0,6	44,1 ± 6,83	405	365	60 ± 2,6	2,0	0,7	2,7	
26.06.2020	Římov	R5	Křemenáč osikový	2	249	16	8,6 ± 0,6	90,5 ± 6,49	126	12	3,5 ± 0,4	36,3 ± 4,09	238	95	117 ± 2,8	0,8	0,3	2,5
R6		Liška obecná	29	228	13	2,3 ± 0,1	34,9 ± 2,16	93	6	2,7 ± 0,2	42,2 ± 2,78	407	295	77 ± 3,4	0,45	0,55	0,8	
03.09.2020	Hamr	H1	Suchohřib žlutomasý	27	412	35	1,6 ± 0,2	14,6 ± 1,93	62	7	1,6 ± 0,3	14,3 ± 2,97	333	255	64 ± 4	0,2	0,2	1
H2		Suchohřib plstnatý	16	407	48	0,7 ± 0,2	4,08 ± 1,16	78	13	0,5 ± 0,1	2,74 ± 0,55	337	282	61 ± 3	0,07	0,04	1,5	
H3		Holubinka mandlová	13	203	28	2,6 ± 0,2	24 ± 1,97	138	15	1,5 ± 0,2	13,8 ± 1,45	339	276	345 ± 2,4	0,07	0,04	1,7	
01.10.2020	Mokrý Lom	M1	Suchohřib hnědý	18	396	35	138,6 ± 6,8	1 220 ± 60	70	8	108,4 ± 4,7	954 ± 41,4	313	210	118 ± 4,4	10,3	8,1	1,3
M2		Muchomůrka růžovka	12	269	17	11,7 ± 0,3	193 ± 4,3	182	11	6,6 ± 0,3	109 ± 5,09	329	194	84 ± 4,2	2,3	1,3	1,8	
M3		Klouzek strakoš	12	508	35	45,2 ± 1	398 ± 9,1	53	6	18,8 ± 0,6	165 ± 5,14	203	123	93 ± 2,2	4,3	1,8	2,4	

(zdroj: vlastní výzkum)

4.1 Hmotnostní aktivita cesia-137 ve vzorcích hub a půd

Výsledky měření hmotnostní aktivity cesia-137 ve vzorcích jedlých hub (klobouk a tření houby) a půd jsou graficky zobrazeny na obrázku 22 (lokality Novohradských hor) a na obrázku 23 (lokality Novohradského podhůří). Výsledky jsou uváděny v sušině hub v jednotkách Bq/kg bez chyby měření. U názvu houby je pořadové číslo, podle kterého lze konkrétní houbu přiřadit ke konkrétní lokalitě nálezů (tabulka 1 a 2).

Porovnáním **hmotnostních aktivit cesia-137 v klobouku a v tření** jedlých hub pocházejících z vybraných lokalit v **Novohradských horách** (obrázek 22) je možné zjistit, že **nejvyšších** hodnot dosahovaly hřibovité houby: suchohřib hnědý s naměřenou hmotnostní aktivitou v klobouku 10 800 Bq/kg a v tření 7 070 Bq/kg z lokality Leopoldov (smíšený les), suchohřib hnědý 8 700 Bq/kg v klobouku a 6 770 Bq/kg v tření z oblasti Pohoří na Šumavě (jehličnatý les) a suchohřib hnědý 6 680 Bq/kg v klobouku a 5 930 Bq/kg v tření z okolí Baronova Mostu (jehličnatý les). **Nejnižší** hodnoty hmotnostní aktivity cesia-137 byly naměřeny u zástupce lupenatých hub, a to u bedly vysoké s hodnotou 5 Bq/kg v klobouku a 5 Bq/kg v tření z oblasti Nových Hradů (jehličnatý les) a bedly vysoké 6 Bq/kg v klobouku a 7 Bq/kg v tření z lokality Cetviny (smíšený les).

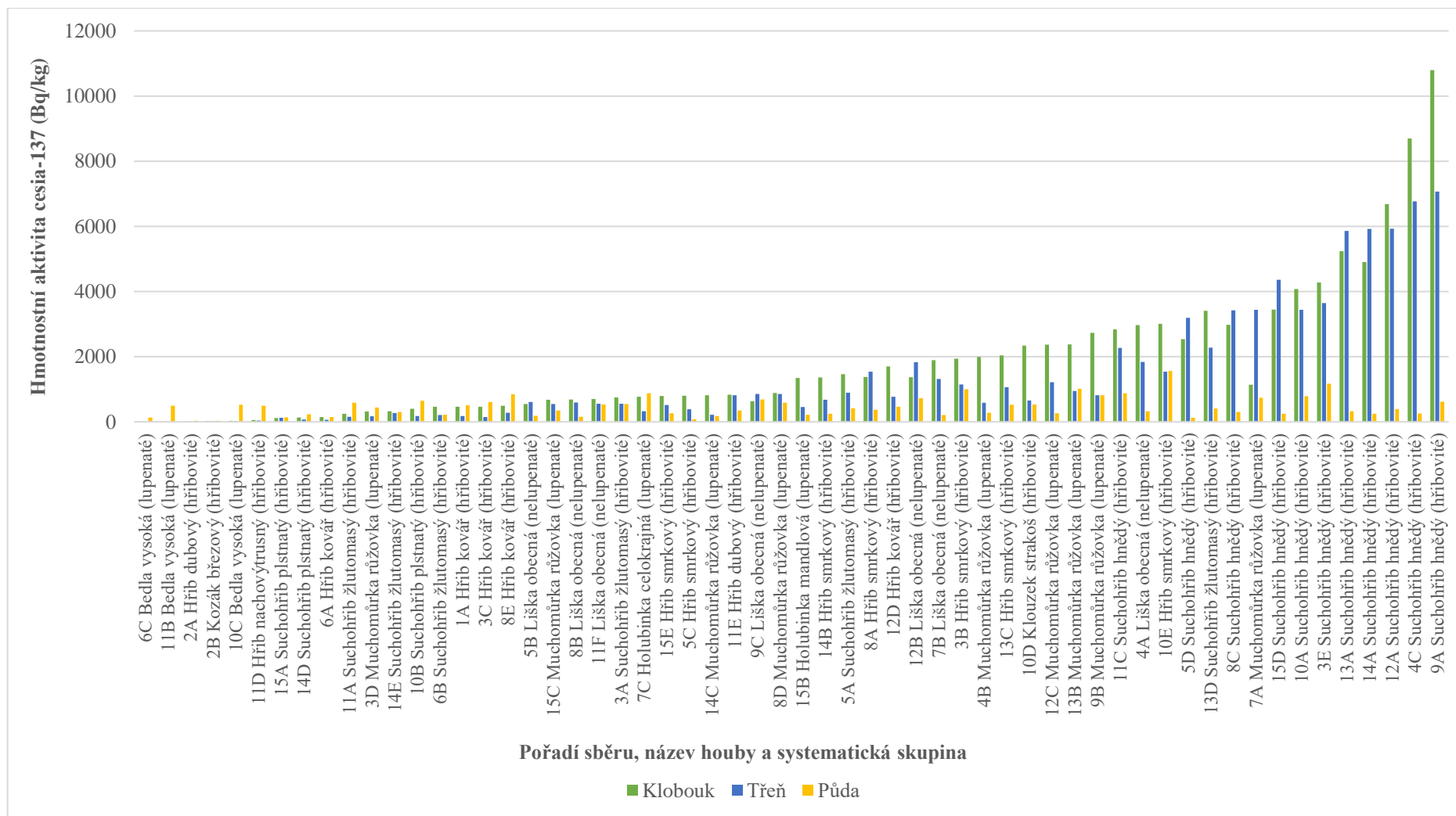
U zástupců **hřibovitých hub** se zjištěné **průměrné** hmotnostní aktivity cesia-137 pohybovaly takto: hřib dubový 419 Bq/kg v klobouku a 414 Bq/kg v tření (2 vzorky), hřib kovář 654 Bq/kg v klobouku a 288 Bq/kg v tření (5 vzorků), hřib nachovýtrusný 57 Bq/kg v klobouku a 44 Bq/kg v tření (1 vzorek), hřib smrkový 1 617 Bq/kg v klobouku a 982 Bq/kg v tření (7 vzorků), klouzek strakoš 2 340 Bq/kg v klobouku a 659 Bq/kg v tření (1 vzorek), kozák březový 23 Bq/kg v klobouku a 15 Bq/kg v tření (1 vzorek), suchohřib hnědý 5 136 Bq/kg v klobouku a 4 716 Bq/kg v tření (11 vzorků), suchohřib plstnatý 220 Bq/kg v klobouku a 127 Bq/kg v tření (3 vzorky) a suchohřib žlutomasý 1 109 Bq/kg v klobouku a 727 Bq/kg v tření (6 vzorků).

U zástupců **lupenatých hub** se zjištěné **průměrné** hmotnostní aktivity pohybovaly takto: bedla vysoká 16 Bq/kg v klobouku a 12 Bq/kg v tření (3 vzorky), holubinka celokrajná 770 Bq/kg v klobouku a 326 Bq/kg v tření (1 vzorek), holubinka mandlová 1 350 Bq/kg v klobouku a 453 Bq/kg v tření (1 vzorek) a muchomůrka růžovka 1 479 Bq/kg v klobouku a 979 Bq/kg v tření (9 vzorků). U zástupce **nelupenatých hub** lišky obecné **průměrné** hmotnostní aktivity dosahovaly hodnot 1 256 Bq/kg v klobouku a 1 087 Bq/kg

v třeni (7 vzorků). **Nejvyšší** průměrné hmotnostní aktivity cesia-137 byly s ohledem na větší počet vzorků změřeny u suchohříbu hnědého, hříbu smrkového a suchohříbu žlutomasého (hřibovité houby), u muchomůrky růžovky (lupenaté houby) a lišky obecné (nelupenaté houby). **Nejnižší** průměrné hmotnostní aktivity cesia-137 byly s ohledem na větší počet vzorků změřeny u suchohříbu plstnatého (hřibovité houby) a u bedly vysoké (lupenaté houby).

Z celkem 58 vzorků byly hodnoty hmotnostní aktivity cesia-137 v klobouku vyšší než hmotnostní aktivity v třeni houby ve 45 případech (u 78 % vzorků), ve 13 vzorcích (tj. 22 %) byly hmotnostní aktivity v klobouku houby nižší než v její třeni.

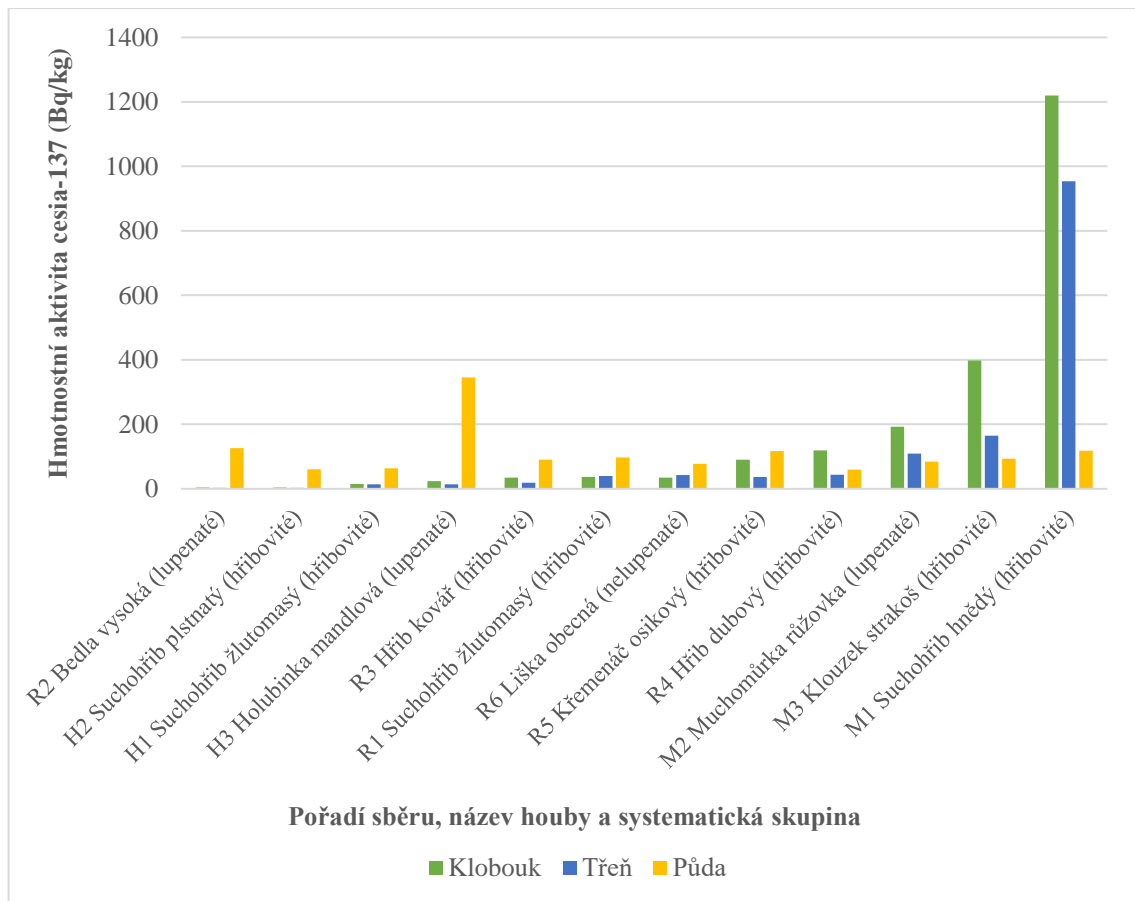
Výsledky měření **hmotnostní aktivity cesia-137** ve vzorcích **půdy** v **Novohradských horách** (obrázek 22): **nejvyšší** hodnoty byly naměřeny v okolí Janovy Vsi (1 560 Bq/kg), Bělé (1 170 Bq/kg a 1 000 Bq/kg) a Žofína (1 020 Bq/kg). Tyto oblasti jsou situovány v západní části Novohradských hor (Janova Ves a Bělá) a v jejich centrální části (Žofín). Rostl zde jak smíšený, tak i jehličnatý les. Naopak **nejnižší** hodnoty byly zaznamenány v oblasti Nových Hradů u státní hranice s Rakouskem (východní výběžek Novohradských hor). Hodnoty hmotnostní aktivity cesia-137 zde dosahovaly 33 Bq/kg a 34 Bq/kg, les zde rostl listnatý. V lokalitě Benešov nad Černou, která se nachází v severním okraji Novohradských hor a je porostlá jehličnatými lesy, byly ve vzorcích půdy zjištěny hodnoty ve výši 82 Bq/kg a 122 Bq/kg. Nadmořská výška těchto lokalit, ať již s vysokými hodnotami hmotnostní aktivity cesia-137 v půdě či nízkými, byla podobná a pohybovala se v rozmezí 730 až 800 metrů nad mořem. **Průměrná** hmotnostní aktivita cesia-137 v půdě byla 460 Bq/kg.



Obrázek 22 – Hmotnostní aktivita cesia-137 v klobouku a v třeni jedlých hub a v půdě z lokalit v Novohradských horách (zdroj: vlastní výzkum)

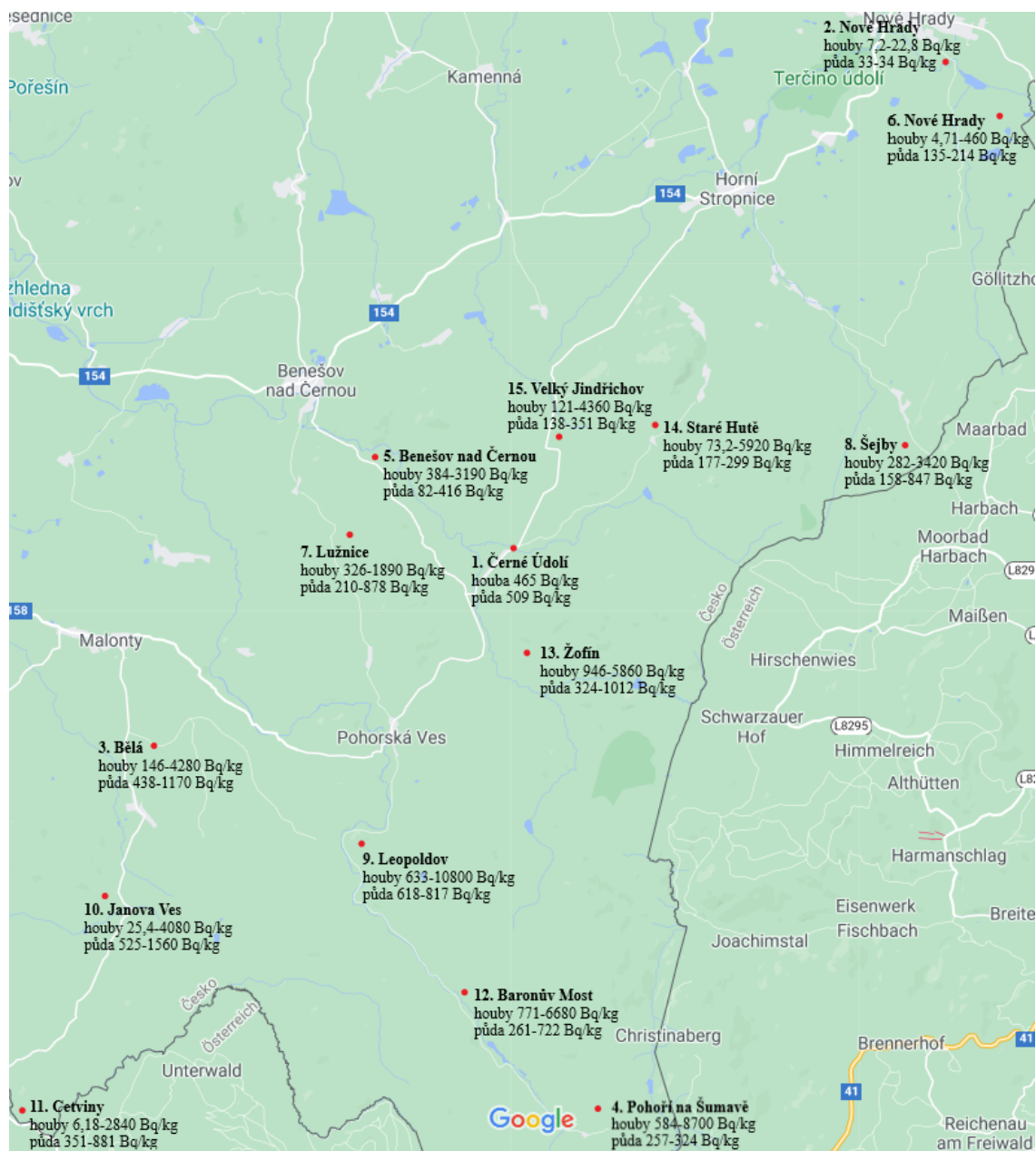
V **Novohradském podhůří** (obrázek 23) **nejvyšších** hodnot hmotnostní aktivity cesia-137 dosahovaly opět zástupci hub hřibovitých, a to suchohřib hnědý s naměřenou hmotnostní aktivitou 1 220 Bq/kg v klobouku a 954 Bq/kg v třeni (jehličnatý les) a klouzek strakoš 398 Bq/kg v klobouku a 165 Bq/kg v třeni houby (jehličnatý les), obojí z lokality Mokry Lom. **Nejnižší** hodnoty hmotnostní aktivity cesia-137 byly zjištěny u lupenaté houby bedly vysoké s hodnotami 4 Bq/kg v klobouku houby a 3 Bq/kg v její třeni z oblasti Římov (smíšený les) a u hřibovité houby suchohřibu plstnatého 4 Bq/kg v klobouku a 3 Bq/kg v třeni houby z lokality Hamr (smíšený les). U zástupců systematických skupin byly změřené **průměrné** hmotnostní aktivity cesia-137 tyto: u **hřibovitých hub** 240 Bq/kg v klobouku a 159 Bq/kg v třeni (8 vzorků), u **lupenatých hub** 74 Bq/kg v klobouku a 42 Bq/kg v třeni hub (3 vzorky) a u **nelupenatých hub** 35 Bq/kg v klobouku a 42 Bq/kg v třeni hub (1 vzorek). Celkově **nejvyšší** průměrné hmotnostní aktivity cesia-137 byly s ohledem na větší počet vzorků změřeny u systematické skupiny hřibovitých hub, **nejnižší** průměrné hmotnostní aktivity cesia-137 opět u lupenatých hub. Z celkových 12 vzorků byly hodnoty hmotnostní aktivity v klobouku houby vyšší než hmotnostní aktivity v její třeni v 10 případech (u 83 % vzorků), ve 2 vzorcích (tj. 17 %) byly hmotnostní aktivity v klobouku nižší než v třeni houby.

Výsledky měření **hmotnostní aktivity cesia-137** ve vzorcích **půdy** v **Novohradském podhůří** (obrázek 23): **nejvyšší** hodnoty byly naměřeny v lokalitě Hamr (345 Bq/kg) a v blízkosti vodní nádrže Římov (126 Bq/kg). V obou případech zde rostly smíšené lesy. **Nejnižší** hodnoty hmotnostní aktivity byly opět naměřeny na stejných lokalitách. V okolí Říмова to bylo 60 Bq/kg (listnatý les) a v Hamru 61 Bq/kg a 64 Bq/kg (smíšený les). Nadmořská výška těchto míst nálezů byla podobná a pohybovala se v rozmezí 450 až 500 metrů nad mořem. **Průměrná** hmotnostní aktivita cesia-137 v půdě byla 111 Bq/kg.



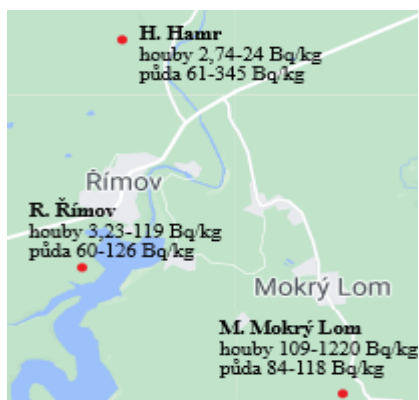
Obrázek 23 – Hmotnostní aktivita cesia-137 v klobouku a v třeni jedlých hub a v půdě z lokalit v Novohradském podhůří (zdroj: vlastní výzkum)

Do mapy (viz obrázek 24 a 25) byly pro přehled zaneseny **minimální a maximální hodnoty hmotnostních aktivit cesia-137**, které byly v každé lokalitě změřeny u vzorků jedlých hub a půd. V **Novohradských horách** (obrázek 24) je možné pozorovat vysokou kontaminaci půdy cesiem-137 (maximální hodnota až 1 560 Bq/kg). V severní části je tato kontaminovaná oblast ohraničená lokalitami Šejby, Lužnice, Bělá, Janova Ves, Cetviny, Baronův most, Žofín a směrem do jižní části je zhruba vymezená státní hranicí. Nejvyšší naměřená hmotnostní aktivita cesia-137 se zde u jedlých hub pohybovala v rozmezí od 1 890 Bq/kg do 10 800 Bq/kg. Mimo tuto oblast byla sice zjištěná kontaminace půdy nižší (maximální hodnota až 416 Bq/kg), ale změřené nejvyšší hmotnostní aktivity cesia-137 u hub dosahovaly také vysokých hodnot (až 5 920 Bq/kg).



Obrázek 24 – Minimální a maximální hodnoty hmotnostních aktivit cesia-137 v houbách a v půdě v lokalitách Novohradských hor (upraveno podle Mapy Google, 2021a)

V **Novohradském podhůří** (obrázek 25) byly hodnoty hmotnostní aktivity cesia-137 v houbách a v půdě nižší než v Novohradských horách. Maximální hodnota hmotnostní aktivity změřená v půdě byla 345 Bq/kg. Hmotnostní aktivita cesia-137 ve vzorcích hub se držela také na nižší úrovni, nejvyšší hodnota dosahovala 1 220 Bq/kg.



Obrázek 25 – Minimální a maximální hodnoty hmotnostních aktivit cesia-137 v houbách a v půdě v lokalitách Novohradského podhůří (upraveno podle Mapy Google, 2021b)

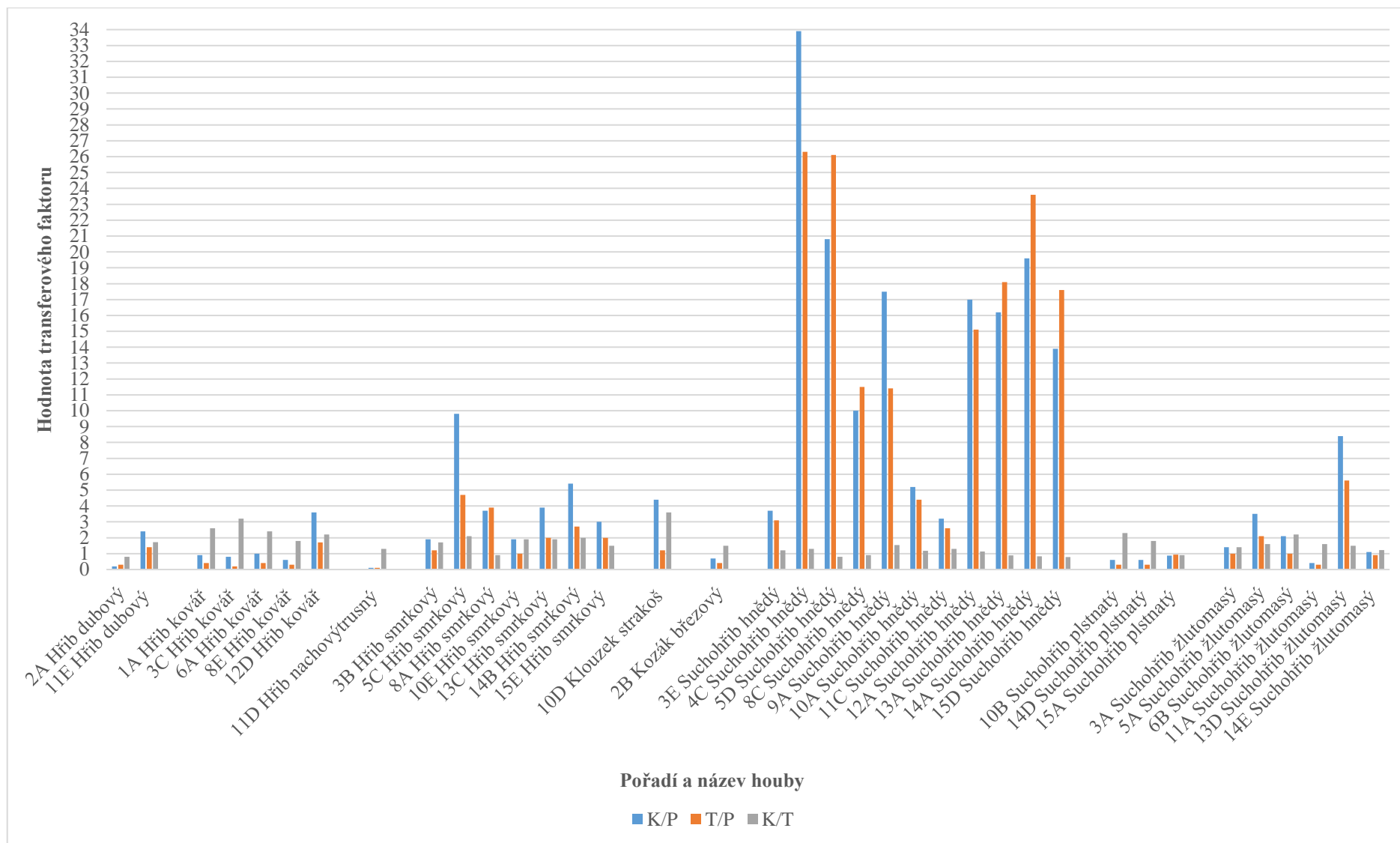
4.2 Transferové faktory cesia-137 v houbách

Vypočítané **transferové faktory** jsou graficky zobrazeny na obrázku 26 (hřibovité houby), obrázku 27 (lupenaté houby) a obrázku 28 (nelupenaté houby) pro houby sesbírané v lokalitách Novohradských hor. Na obrázku 29 je grafické znázornění stanovených transferových faktorů u hub z lokalit Novohradského podhůří. Houby jsou řazeny do skupin podle svého názvu kvůli přehlednosti. Transferový faktor udává míru schopnosti houby absorbovat v různých částech plodnice (v klobouku a v třeni) cesium-137 z půdy. V této práci byly stanoveny tři druhy transferových faktorů, které byly vypočteny z naměřených hmotnostních aktivit cesia-137 v klobouku, v třeni a v půdě. Transferové faktory jsou stanoveny v tabulkách 1 a 2 jako poměr **klobouk/půda** (K/P), poměr **třeň/půda** (T/P) a poměr **klobouk/třeň** (K/T). Čím větší je číselná hodnota transferového faktoru K/P nebo transferového faktoru T/P, tím více absorbuje daná houba cesium-137 ve svém klobouku nebo v třeni oproti dostupnému množství cesia-137 v půdě. Vzájemný poměr klobouk/třeň (K/T) vyjadřuje, zda houba akumuluje radiocesium přednostně v klobouku nebo v třeni nebo je akumulace cesia v plodnici houby rovnoměrně rozložená mezi klobouk a třeň. Hodnota menší než 1 značí, že daná houba kumuluje cesium-137 více v třeni. Hodnota větší než 1 znamená, že houba více kumuluje cesium ve svém klobouku. Hodnota rovnající se 1 udává skutečnost, že míra schopnosti akumulovat cesium-137 v plodnici je v stejné jak v klobouku, tak i v třeni houby.

Na obrázku 26 je zobrazena schopnost a míra kumulace cesia-137 v klobouku a v třeni **hřibovitých hub** z lokalit **Novohradských hor**. **Nejvyšší** transferové faktory byly zjištěny ve vzorcích suchohříbu hnědého, a to u poměru klobouk/půda v rozmezí od 3,2 do 33,9 a u poměru třen/půda 2,6 až 26,3. To znamená, že suchohřib hnědý má schopnost kumulovat cesium-137 ve svém klobouku až 33,9krát více a v třeni až 26,3krát více než je dostupné množství cesia v půdě (tento vzorek pocházel z lokality Pohoří na Šumavě). Co se týká vypočteného poměru klobouk/třen, tak z 11 vzorků suchohříbu hnědého byl tento poměr u 6 vzorků (tj. 55 %) větší než 1 (vyšší kumulace cesia v klobouku než v třeni). U 5 vzorků (45 %) byl poměr klobouk/třen menší než 1, houba tedy přednostně kumulovala více cesia-137 v třeni než v klobouku. **Nejnižší** transferové faktory byly vypočítány u hříbu nachovýtrusného z lokality Cetviny (poměr klobouk/půda 0,1 a poměr třen/půda 0,1). To značí minimální schopnost této houby absorbovat cesium-137 z půdy. Nízké faktory vykazoval i hřib dubový z oblasti Nové Hradky (poměr klobouk/půda 0,2 a poměr třen/půda 0,3), takže kumuloval cesium méně v klobouku než v třeni, to dokazuje také i vypočtený poměr klobouk/třen ve výši 0,8.

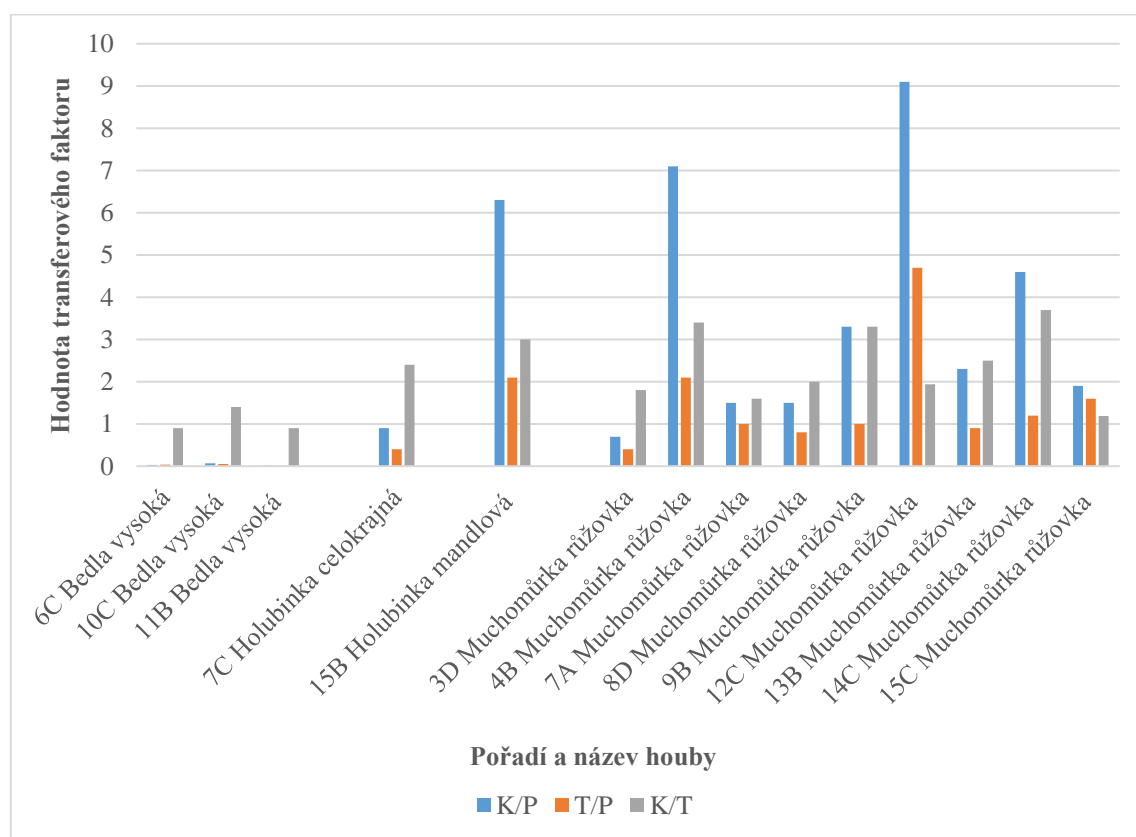
Průměrné hodnoty transferových faktorů u poměru klobouk/půda a třen/půda byly: hřib dubový 1,3 a 0,9 (2 vzorky), hřib kovář 1,4 a 0,6 (5 vzorků), hřib nachovýtrusný 0,1 a 0,1 (1 vzorek), hřib smrkový 4,2 a 2,5 (7 vzorků), klouzek strakoš 4,4 a 1,2 (1 vzorek), kozák březový 0,7 a 0,4 (1 vzorek), suchohřib hnědý 14,6 a 14,5 (11 vzorků), suchohřib plstnatý 0,7 a 0,5 (3 vzorky) a suchohřib žlutomasý 2,8 a 1,8 (6 vzorků).

U hřibovitých hub byl poměr kumulace cesia-137 klobouk/třen takový, že z celkového počtu 37 vzorků 78 % vzorků kumulovalo více v klobouku, 22 % více v třeni.



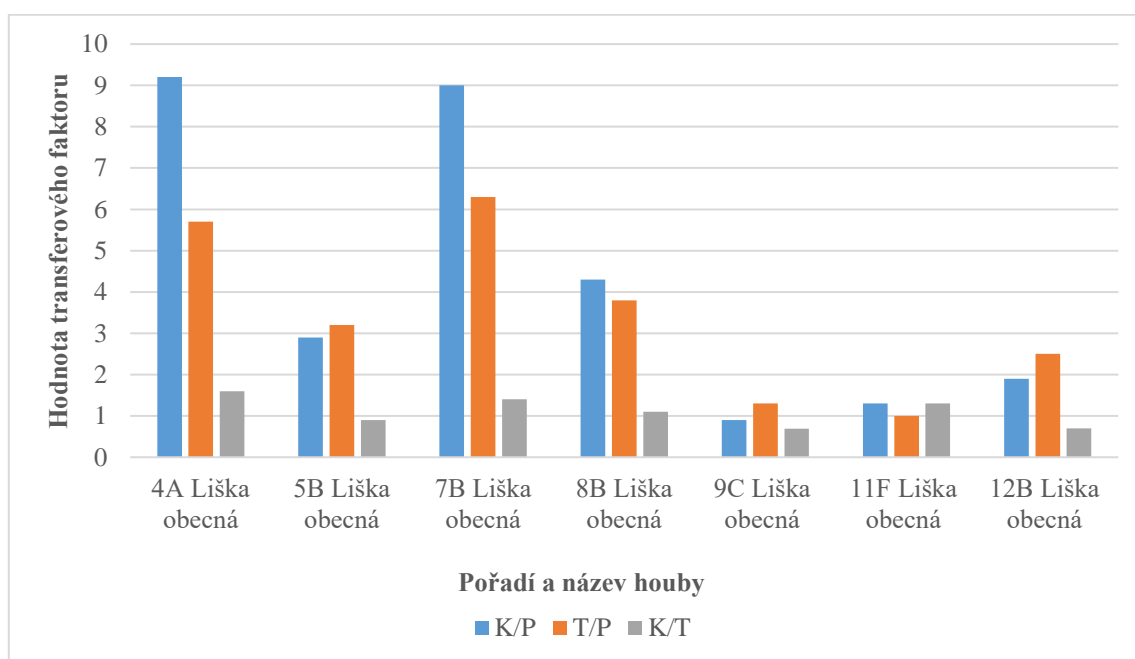
Obrázek 26 – Transferové faktory u hřibovitých hub z lokalit Novohradských hor (zdroj: vlastní výzkum)

Grafické znázornění hodnot transferových faktorů u **lupenatých hub** pocházejících z lokalit **Novohradských hor** je na obrázku 27. **Vysoká** absorpční schopnost byla zjištěna u vzorků muchomůrky růžovky. Transferové faktory byly stanoveny v rozmezí hodnot u poměru klobouk/půda mezi 0,7 a 9,1 a u poměru třěň/půda mezi 0,4 a 4,7. To znamená, že tato houba kumulovala v klobouku až 9,1krát více a v třeni až 4,7krát více cesia-137 než bylo naměřeno množství cesia v půdě (tento vzorek pocházel z oblasti Baronova Mostu). U všech vzorků byl poměr klobouk/půda nad hodnotu 1, takže muchomůrky růžovky přednostně absorbovaly více cesia-137 v klobouku než v třeni (ve 100 % vzorků). Vzorky bedly vysoké disponovaly **nejnižšími** transferovými faktory (poměr klobouk/půda 0,01 až 0,07 a poměr třěň/půda 0,01 až 0,05) v této systematické skupině, tzn. že jejich schopnost kumulace cesia-137 ve svých plodnicích byla minimální. U zástupců lupenatých hub se zjištěné **průměrné** hodnoty transferových faktorů u poměru klobouk/půda a poměru třěň/půda pohybovaly takto: bedla vysoká 0,03 a 0,03 (3 vzorky), holubinka celokrajná 0,9 a 0,4 (1 vzorek), holubinka mandlová 6,3 a 2,1 (1 vzorek) a muchomůrka růžovka 3,6 a 1,5 (9 vzorků). Podle poměru klobouk/třěň tyto houby kumulovaly v 86 % vzorků přednostně v klobouku a v 14 % více v třeni.



Obrázek 27 – Transferové faktory u lupenatých hub z lokalit Novohradských hor (zdroj: vlastní výzkum)

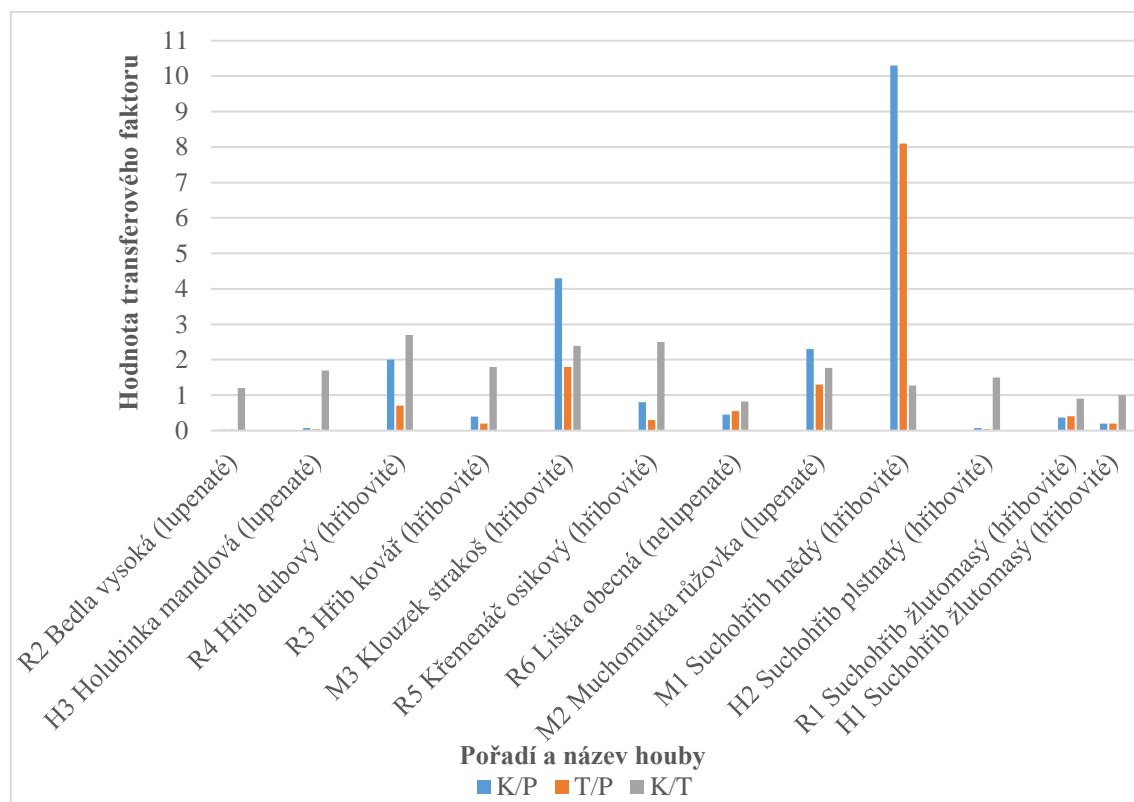
Na obrázku 28 jsou graficky znázorněny stanovené transferové faktory u **nelupenatých hub** z lokalit **Novohradských hor**. Jediným zástupcem této systematické skupiny byla liška obecná. Transferové faktory se pohybovaly u poměru klobouk/půda od 0,9 do 9,2 a u poměru tření/půda od 1 do 6,3. Vzorek houby s maximální absorpční schopností v klobouku (obsahoval 9,2krát více cesia-137 v klobouku, než bylo množství cesia v půdě) byl nalezen v oblasti Pohoří na Šumavě, vzorek houby s maximální absorpční schopností v třeni (6,3krát více cesia v třeni než v půdě) pocházel z lokality Lužnice. U lišky obecné byly stanovené **průměrné** hodnoty transferových faktorů u poměru klobouk/půda 4,2 a poměru tření/půda 3,4 (7 vzorků). Podle zjištěných hodnot poměru klobouk/tření z celkem 7 vzorků 57 % vzorků akumulovalo více cesia-137 v klobouku než v třeni a 43 % vzorků akumulovalo více v třeni než v klobouku.



Obrázek 28 – Transferové faktory u nelupenatých hub z lokalit Novohradských hor (zdroj: vlastní výzkum)

Grafické znázornění hodnot transferových faktorů u zástupců **hřibovitých, lupenatých a nelupenatých hub** pocházejících z lokalit **Novohradského podhůří** je na obrázku 28. **Nejvyšší** transferové faktory byly zjištěny ve vzorcích suchohříbu hnědého ze skupiny hřibovitých hub (poměr klobouk/půda 10,3 a poměr tření/půda 8,1) a klouzku strakoše (poměr klobouk/půda 4,3 a poměr tření/půda 1,8).

Nejnižšími transferovými faktory disponovala bedla vysoká (poměr klobouk/půda 0,03 a poměr třen/půda 0,03) a holubinka mandlová (poměr klobouk/půda 0,07 a poměr třen/půda 0,04), které jsou řazeny do systematické skupiny lupenatých hub. Co se týká zjištěných hodnot poměru klobouk/třen, tak z celkem 12 vzorků hub 83 % vzorků akumulovalo přednostně více cesia-137 v klobouku než v třeni a 17 % vzorků akumulovalo více v třeni než v klobouku.



Obrázek 29 – Transferové faktory u hub z lokalit Novohradského podhůří (zdroj: vlastní výzkum)

Z celkového množství 70 vzorků z lokalit Novohradských hor a Novohradského podhůří 77 % hub absorbovalo cesium-137 více v klobouku než v třeni. Podle rozdělení hub do systematických skupin tomu bylo u 35 vzorků hřibovitých hub, u 15 vzorků lupenatých hub a u 4 vzorků nelupenatých hub. Ze všech 70 vzorků pouze 1 houba (tj. 1 %) kumulovala cesium-137 rovnoměrně v klobouku a třeni (suchohřib žlutomasý ze skupiny hřibovitých hub z lokality Hamr v Novohradském podhůří). 22 % hub z celkového množství 70 vzorků akumulovalo cesium-137 více v třeni než v klobouku. Tato schopnost byla výrazná zejména u suchohřibu hnědého.

4.3 Výpočet úvazku efektivní dávky

Možné riziko pro lidské zdraví plynoucí z vnitřní kontaminace radionuklidy je možné vyjádřit vypočítaným **úvazkem efektivní dávky (E)**, nejčastěji daným v milisievertch (mSv) za rok. Příspěvek k roční efektivní dávce pro dospělého ze spotřeby hub byl vypočítán následovně podle vzorce:

$$E = Y \cdot Z \cdot h_{ing},$$

kde Y znamená roční příjem hub (v kilogramech čerstvých hub na osobu), Z je hodnota hmotnostní aktivity cesia-137 (v Bq/kg v čerstvých houbách), h_{ing} označuje konverzní faktor (pro přepočet příjmu radionuklidu ingescí na efektivní dávku, v Sv/Bq). Hodnota h_{ing} je určena pro dospělého ve výši $1,3 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq. Konverzní faktory jsou stanoveny v příloze č. 3 vyhlášky č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje.

Pro výpočet úvazku efektivní dávky byla použita nejvyšší změřená hmotnostní aktivita cesia-137 v sušině u nalezeného vzorku suchohříbu hnědého v hodnotě 10 800 Bq/kg (v klobouku) z lokality Leopoldov v Novohradských horách a roční spotřeba 10 kg hub, která byla použita na základě údajů Kalače (2001), což odpovídá zhruba 1 kg sušených hub. Pomocí usychacího poměru, který byl u této houby v klobouku 14,6:1, byla hmotnostní aktivita stanovena na hodnotu 739,7 Bq/kg v nativním stavu houby.

$$E = 10 \cdot 739,7 \cdot 1,3 \cdot 10^{-8} = 9,6 \cdot 10^{-5} \text{ Sv} = 0,096 \text{ mSv} \doteq \mathbf{0,1 \text{ mSv}}$$

5 Diskuze

V potravním řetězci člověka se stále nalézají potraviny, které jsou kontaminovány cesiem-137 pocházejícím z radioaktivního spadu vzniklého následkem havárie v Černobyli. Jednou z položek jsou i houby, které podle vyjádření Státního úřadu pro jadernou bezpečnost (2019) vykazovaly v minulých letech zvýšené hodnoty radioaktivní kontaminace, zejména díky poločas přeměny cesia-137 (tj. 30 let). Z dlouhodobého hlediska má aktivita cesia-137 v houbách klesající tendenci. Z tohoto důvodu probíhá na území České republiky činnost s názvem Monitorování radiační situace (MonRaS), jejíž výsledky slouží ke stanovení velikosti zevního a vnitřního ozáření obyvatelstva. Monitorovanými položkami, ve kterých se sleduje obsah radionuklidů a které mohou při požití nebo vdechnutí způsobit vnitřní ozáření člověka, jsou ovzduší a voda (monitorování životního prostředí) a položky reprezentující potravní řetězec (např. mléko, maso, lesní plody a v neposlední řadě houby).

Tato část diplomové práce bude zaměřena na komparaci získaných výsledků s výsledky publikovanými dalšími autory. Nejprve budou porovnány naměřené hmotnostní aktivity cesia-137 v různých druzích jedlých hub a stanovené transferové faktory, poté bude následovat porovnání zjištěných hmotnostních aktivit cesia-137 v klobouku a v třeni hub. Co se týká vypočteného úvazku efektivní dávky, bude zhodnocena jeho závažnost ohledně vnitřní kontaminace radiocesiem u konzumenta hub. Naměřené hmotnostní aktivity cesia-137 budou z důvodu přehlednosti udávány v **sušině** hub v jednotkách Bq/kg (bez chyby měření) a výsledky se budou týkat hodnot zjištěných u jedlých hub pocházejících z **lokalit Novohradských hor**.

5.1 Hmotnostní aktivita cesia-137 v různých druzích hub

Porovnáním námi naměřených hmotnostních aktivit cesia-137 u vzorků jedlých hub byly zjištěny vysoké hodnoty hmotnostních aktivit u zástupců hřibovitých hub oproti nízkým hodnotám zaznamenaným u zástupců lupenatých hub. Zejména u suchohříbu hnědého z hřibovitých hub byly opakovaně změřeny vysoké hodnoty hmotnostních aktivit cesia-137. U zástupce lupenatých hub byly vysoké byly zjištěny nejnižší hodnoty hmotnostní aktivity z této skupiny.

Výsledky výzkumu jsou v souladu s tvrzením Hály (1998), který uvádí, že vyšší obsah cesia-137 je možné dlouhodobě pozorovat u hřibovitých hub, zejména u hříbu hnědého (*Boletus badius*). V Čechách je hřib hnědý označován též jako suchohřib hnědý (*Xerocomus badius*) (Hagara et al., 2006). Poustková (2017) v publikaci pro Ministerstvo zemědělství ČR píše, že zjištěné hmotnostní aktivity cesia-137 v houbách (v dále nspecifikovaných druzích) v roce 2016 byly nejvyšší ve vzorcích pocházejících právě z Novohradských hor (konkrétně z lokality Pohoří na Šumavě) a dosahovaly maxima 16 690 Bq/kg. Tyto závěry odpovídají výsledkům zjištěným tímto výzkumem. Změřené **hodnoty hmotnostních aktivit cesia-137** v sušině jedlých hub ukazují, že **nejvyšších** hodnot dosahoval zástupce ze systematické skupiny hřibovitých hub, a to **suchohřib hnědý** s naměřenými hmotnostními aktivitami 10 800 Bq/kg (Leopoldov), 8 700 Bq/kg (Pohoří na Šumavě) a 6 680 Bq/kg (Baronův Most), což jsou hodnoty jen o něco málo menší.

Pro porovnání výsledků diplomové práce byly použity hodnoty hmotnostních aktivit cesia-137, které byly naměřeny u suchohřibů hnědých v různých evropských lokalitách. Hodnoty podobné hodnotám v naší práci stanovili Falandysz et al. (2015) ve výši 5 105 Bq/kg v oblasti Bory Tucholskie (Polsko). Mietelski et al. (2010) udává hodnotu 6 100 Bq/kg v lokalitě Lambinowice (Polsko) a Malinowska et al. (2006) hodnotu 4 290 Bq/kg v lokalitě Borowikovo (Polsko). V Rakousku Kocadag et al. (2017) uvádí hmotnostní aktivitu cesia-137 u suchohříbu hnědého 8 390 Bq/kg (oblast Weinsberger Wald). Naměřené hodnoty hmotnostní aktivity cesia-137 u suchohříbu hnědého z Novohradských hor jsou podobné jako naměřené hodnoty hmotnostní aktivity u suchohříbu hnědého z oblasti Weinsberger Wald (Rakousko). To je možné vysvětlit tím, že tyto dvě lokality jsou od sebe vzdáleny jen asi 30 kilometrů vzdušnou čarou.

Nižší hodnoty hmotnostních aktivit cesia-137 oproti hodnotám zjištěným v diplomové práci naměřili u suchohříbu hnědého Borovička et al. (2012) ve výši 1 089 Bq/kg v oblasti Krasoňovice (okres Kutná Hora) a Dvořák et al. (2006) 2 263 Bq/kg v lokalitě Staré Ransko (Českomoravská vrchovina). Kirchner a Daillant (1998) uvádí u suchohříbu hnědého z lokality Haut Beaujolais (Francie) hodnotu 1 142 Bq/kg. Naopak vyšších hodnot dosahoval podle Borovičky et al. (2012) suchohřib hnědý z oblasti Zbraslavice (Kutná Hora) se změřenou hmotnostní aktivitou ve výši 38 100 Bq/kg a Falandysz et al. (2015) zjistil hodnotu ve výši 20 758 Bq/kg v oblasti Chojniki (Bělorusko).

Kalač (2001) ve své studii upřesňuje, že mezi druhy jedlých hřibovitých hub, které silně hromadí cesium-137 ve svých plodnicích, patří kromě suchohříbu hnědého také klouzek strakoš (*Suillus variegatus*) a suchohřib žlutomasý (*Xerocomus chrysenteron*). Výsledky naměřených hodnot hmotnostní aktivity cesia-137 u vzorků **klouzku strakoše** v této práci korespondují se zmíněnou prací Kalače (2001), například u klouzku strakoše z lokality Janova Ves byla naměřená hodnota hmotnostní aktivity 2 340 Bq/kg. Co se týče naměřených hodnot hmotnostních aktivit cesia-137 u **suchohříbu žlutomasého**, tak nejvyšších hodnot dosahovaly vzorky této houby z oblasti Žofín, a to 3 410 Bq/kg a 1 460 Bq/kg z lokality Benešova nad Černou. To potvrzuje zjištění Kalače (2001) o vysoké schopnosti suchohříbu žlutomasého kumulovat cesium-137 ve svých plodnicích.

Nižší hodnoty hmotnostní aktivity uvádí Kirchner a Daillant (1998), kteří ve své práci zjistili u suchohříbu žlutomasého hodnotu ve výši 168 Bq/kg z místa Haut Beaujolais (Francie). Čipáková (2004) naměřila nejvyšší hodnotu hmotnostní aktivity cesia-137 u suchohříbu žlutomasého ve výši 323 Bq/kg z lokality Humenné na Slovensku a Mietelski et al. (2010) hodnotu 1 180 Bq/kg z oblasti Lambinowice (Polsko).

Čipáková (2004) dále zjistila vysokou akumulární schopnost také u suchohříbu plstnatého (*Xerocomus subtomentosus*). Toto tvrzení je v rozporu se závěry diplomové práce, v které byla naměřena nejvyšší hodnota u **suchohříbu plstnatého** ve výši 404 Bq/kg (Janova Ves).

Z důvodu vyšší schopnosti koncentrovat cesium-137 ve svých plodnicích je v popředí zájmu také hřib smrkový (*Boletus edulis*). V námi sledovaných lokalitách byly u **hříbu smrkového** zjištěny maximální hodnoty hmotnostní aktivity 3 010 Bq/kg (Janova Ves) a 2 040 Bq/kg (Žofín). Publikované hodnoty hmotnostních aktivit cesia-137 u vzorků této houby nalezené v různých evropských lokalitách také potvrzují tuto vysokou akumulární schopnost hříbu smrkového. Kalač (2001) uvádí ve své práci hodnotu 1 150 Bq/kg u hříbu smrkového (Česká republika). Na území Polska Falandysz et al. (2015) změřil hmotnostní aktivitu cesia-137 u hříbu smrkového z lokality Kladno Dale ve výši 5 722 Bq/kg, Mietelski et al. (2010) hodnotu 5 100 Bq/kg z oblasti Lambinowice. Ve Švédsku byla podle Falandysze et al. (2015) naměřena hodnota u hříbu smrkového ve výši 1 102 Bq/kg (Umeå) a podle Vinichuka et al. (2010) hodnota 4 863 Bq/kg.

Naopak nižší naměřenou hodnotu hmotnostní aktivity cesia-137 u hříbu smrkového uvádí Malinowska et al. (2006), a to ve výši 296 Bq/kg v lokalitě Runoland (Polsko). Tucaković et al. (2018) publikoval hodnotu 705 Bq/kg u hříbu smrkového z oblasti na Istrii (Chorvatsko), Kirchner a Daillant (1998) hodnotu 678 Bq/kg (Haut Beaujolais, Francie) a Direkov et al. (2015) hodnotu hmotnostní aktivity 593 Bq/kg u této houby z lokality Eleshnitsa (Bulharsko).

Falandysz et al. (2017) přisuzuje i některým zástupcům ze systematické skupiny lupenatých a nelupenatých hub velkou akumulaci schopnost cesia-137 v plodnicích, zejména muchomůrce růžovce (*Amanita rubescens*) a lišky obecné (*Cantharellus cibarius*). Oproti tomu Kalač (2001) tyto dva druhy hub řadí do skupiny hub s nízkou schopností akumulace cesia-137.

U lupenatých hub byly nejvyšší hodnoty hmotnostní aktivity cesia-137 naměřeny u **muchomůrky růžovky**, a to ve výši 2 730 Bq/kg (Leopoldov), 2 380 Bq/kg (Žofín) a 2 370 Bq/kg (Baronův Most). Tyto výsledky souhlasí se závěry Falandysze et al. (2017) ohledně zvýšené akumulaci schopnosti této houby.

Naměřené hodnoty je možné porovnat s hodnotami Čipákové (2004), která u muchomůrky růžovky zjistila hmotnostní aktivitu 73 Bq/kg z oblasti Stará Ľubovňa a 10 Bq/kg z lokality Dargov (Slovensko). V Rakousku Kocadag et al. (2017) naměřil u muchomůrky růžovky hodnotu 1 470 Bq/kg (Weinsberger Wald) a ve Francii Kirchner a Daillant (1998) hodnotu 31 Bq/kg (oblast Charolais). Tyto hodnoty byly nižší než hodnoty změřené v této práci.

U **lišky obecné** (nelupenaté houby) byla zjištěna maximální hmotnostní aktivita ve výši 2 970 Bq/kg (Pohoří na Šumavě), což je v souladu se závěry Falandysze et al. (2017) o vyšší kumulační schopnosti této houby. Pro porovnání hodnot ve Francii Kirchner a Daillant (1998) zjistili hmotnostní aktivitu u vzorku lišky obecné ve výši 79 Bq/kg (Charolais) a v Rakousku Kocadag et al. (2017) hodnotu 2 080 Bq/kg (Weinsberger Wald). Naměřené hodnoty hmotnostní aktivity cesia-137 u lišky obecné z Novohradských hor jsou podobné jako naměřené hodnoty hmotnostní aktivity u lišky obecné z oblasti Weinsberger Wald (Rakousko). To je možné vysvětlit opět blízkou polohou těchto dvou lokalit, které jsou od sebe vzdáleny jen asi 30 kilometrů vzdušnou čarou.

Nízkou schopnost akumulovat radiocesium ve svých plodnicích mají podle Borovičky et al. (2012) a Kalače (2001) saprotrofní houby jako jsou bedly. Tyto závěry korespondují s výsledky výzkumu v diplomové práci. **Nejnižší hodnoty hmotnostní aktivity cesia-137** byly opakovaně naměřeny u zástupce lupenatých hub, a to u **bedly vysoké** (*Macrolepiota procera*) s hodnotou 5 Bq/kg (Nové Hrady) a 6 Bq/kg (Cetviny). Pro porovnání výsledků lze uvést zjištěné hodnoty Čipákové (2004), která naměřila na Slovensku u bedly vysoké hodnotu hmotnostní aktivity cesia-137 méně než 1 Bq/kg (Plešivec). Tato hodnota byla nižší než zjištěná hodnota v této práci. Naopak další naměřené hodnoty dosahovaly vyšších hodnot, než byly naměřené hodnoty v diplomové práci. Čipáková (2004) udává hodnoty ve výši 10 Bq/kg (Humenné) a 49 Bq/kg z oblasti Trebišov (Slovensko), v Chorvatsku Tucaković et al. (2018) naměřil u bedly vysoké hodnoty 12 Bq/kg a 31 Bq/kg (Istria) a ve Francii Kirchner a Daillant (1998) hodnotu ve výši 53 Bq/kg (Charolais).

Falandysz et al. (2017) ve své práci objasňuje, proč má každý druh houby ve své plodnici jinou akumulační kapacitu cesia-137. Je to dáno hlavně druhově specifickým stavem stabilního cesia-133 v houbě na jedné straně a stupněm znečištění životního prostředí cesiem-137 na straně druhé. Schopností hub koncentrovat ve svých plodnicích cesium-137 se zabývali Oolbekkink a Kuypers (1989). Houby všeobecně obsahují hodně draslíku, a tím pádem mohou přijímat větší množství radiocesia, protože cesium dokáže nahradit na určitou úroveň draslík kvůli podobným chemickým vlastnostem. Výše koncentrace radioaktivního cesia v houbě je určena specifickými faktory jako je množství radioaktivních srážek během prvních týdnů po jaderné havárii, koncentrace stabilního (neradioaktivního) cesia v půdě, taxonomické zařazení houby a vlastnosti půdy. Chemické a fyzikální vlastnosti půdy totiž mohou ovlivnit dostupnost izotopů cesia, které se účinně váží na humusovou vrstvu. Z tohoto důvodu je aktivita houbových mycelií v případě příjmu radiocesia nejvyšší v humusové vrstvě, protože cesium vázané na jílovité minerály není pro houby dostupné.

Kozhevnikova et al. (1994) potvrzuje závislost akumulace cesia-137 houbami na množství lesní podestýlky. Čím je totiž lesní podestýlka větší, tím je koncentrace cesia-137 v ní vyšší. Heinrich (1992) dodává, že vyšší obsah humusu znamená nižší hodnotu pH půdy a nižší množství esenciálních kationtů (zejména draslíku) a tím pádem má rostlina k dispozici více cesia-137. Podle Oolbekkinka a Kuypers (1989) má na dostupnost cesia v půdě vliv i pH půdy, protože cesium je více rozpuštěno v kyselé půdě,

a naopak více vázáno v půdě zásadité. Tyto všechny faktory mohou být důvodem, proč houby rostoucí na kyselých půdách obecně obsahují více radiocesia než houby z alkalických půd.

Koncentrace radiocesia v houbách se podle Falandysze a Borovičky (2013) liší také v časovém měřítku. Radionuklid postupem času velmi pomalu difunduje z povrchu do hlubších půdních vrstev a houby jej mohou přijímat nejen z povrchu půdy, ale i z hlubších vrstev, což souvisí s umístěním mycelia hub a hloubkou a strukturou půdních vrstev. Houby se tímto způsobem podílejí na biorecyklaci cesia-137 z hlubších půdních vrstev zpět na povrch lesního podrostu. Autoři dále ve své práci upřesňují, že sklon k nadměrné akumulaci (tzv. hyperakumulaci) daného prvku je charakteristickým rysem specifického houbového druhu a může mít několik funkcí, včetně obrany houby proti přirozeným nepřátelům.

Z výše uvedených výsledků lze odpovědět na první výzkumnou otázku, a to, zda se liší obsah cesia-137 v různých druzích hub nasbíraných ve vybraných lokalitách Novohradských hor. Porovnáním výsledků v diplomové práci je možné potvrdit, že obsah cesia-137 v jedlých houbách se liší nejen podle jejich zařazení do systematické skupiny, ale i podle druhu. Vyšší hodnoty hmotnostních aktivit cesia-137 byly naměřeny u zástupců systematické skupiny hřibovitých hub (zejména u suchohříbu hnědého) oproti nižším hodnotám zaznamenaným u zástupců lupenatých hub (minimální hodnoty byly u bedly vysoké). Co se týká rozdílů hodnot hmotnostních aktivit cesia-137 mezi různými druhy hub, tak z hřibovitých hub byly opakovaně zjištěny nízké hodnoty cesia-137 u suchohříbu plstnatého, naopak vysoké hodnoty cesia byly opakovaně změřeny u zástupce lupenatých hub muchomůrky růžovky a lišky obecné (nelupenaté houby).

5.2 Transferové faktory cesia-137 v houbách

Transferový faktor je důležitý parametr pro odhad dávky vnitřního ozáření radionuklidu, které člověk přijme v kontaminovaných potravinách. Je definován jako poměr mezi aktivitou cesia-137 v houbě a aktivitou cesia-137 v půdě. Podle Alharbiho a El-Tahera (2013) příjem radionuklidů rostlinami (houbami) z kontaminované půdy představuje zásadní krok vstupu radionuklidů do lidského potravinového řetězce, což posléze vede k vnitřní kontaminaci člověka. Z tohoto důvodu je nutné určit aktivitu různých

radionuklidů přítomných v půdě a jejich přenosový faktor u různých druhů rostlin za účelem vyhodnocení těchto dávek záření.

Nejvyšší transferové faktory byly vypočteny u zástupce hřibovitých hub suchohříbu hnědého, který akumuloval ve svých plodnicích až 33,9krát více cesia-137 než bylo přítomno v půdě. Z lupenatých hub měla ve většině vzorků vysokou akumulaci schopnost muchomůrka růžovka (až 9,1krát vyšší) a z hub nelupenatých liška obecná (až 9,2krát vyšší). Oproti tomu nízké transferové faktory byly zaznamenány u bedly vysoké z lupenatých hub, z hřibovitých hub u hříbu dubového (*Boletus reticulatus*) a kozáku březového (*Leccinum scabrum*).

Heinrich (1992) tvrdí, že na výši transferového faktoru má vliv koncentrace radiocesie dostupná v půdě, hodnota pH půdy a složení půdy, jako je obsah humusu, jílu, bahna, písku, vyměnitelných kationtů a složení jílových minerálů. Aktivita cesia-137 se může značně lišit také na území jednoho lesa kvůli dešťníkovému efektu stromů. Avšak důležitější než vlastnosti půdy a podmínky prostředí má na výši transferového faktoru vliv zařazení houby do systematické skupiny. To znamená, že různé druhy hub vykazují různé stupně kontaminace radiocesiem (to platí také v rámci jedné systematické skupiny). Linkov et al. (2000) dodává, že transferové faktory se týkají koncentrace radionuklidů v daném půdním horizontu, kde se nachází mycelium hub. Podle Rionda (2004) totiž houby na rozdíl od jiných lesních rostlin přijímají své živiny z horních vrstev půdy, kde se nachází větší množství radiocesie.

Duff a Ramsey (2008) se domnívají, že transferové faktory u hub pocházejících z jehličnatých lesů jsou vyšší než transferové faktory u hub z listnatých lesů. S tímto závěrem korespondují výsledky této výzkumné práce. Nejvyšších transferových faktorů opakovaně dosahoval suchohřib hnědý, a to poměr klobouk/půda 33,9 a poměr třěň/půda 26,3 z lokality Pohoří na Šumavě (jehličnatý les), poměr klobouk/půda 20,8 a poměr třěň/půda 26,1 z lokality Benešov nad Černou (jehličnatý les), poměr klobouk/půda 19,6 a poměr třěň/půda 23,6 z lokality Staré Hutě (jehličnatý les) a poměr klobouk/půda 17 a poměr třěň/půda 15,1 z lokality Baronův Most (jehličnatý les). Nejnižší transferové faktory byly stanoveny u bedly vysoké (poměr klobouk/půda 0,01 a poměr třěň/půda 0,01 z lokality Cetviny/smíšený les), u hříbu nachovýtrusného (poměr klobouk/půda 0,1 a poměr třěň/půda 0,1 z lokality Cetviny/smíšený les) a u hříbu dubového (poměr klobouk/půda 0,2 a poměr třěň/půda 0,3 z lokality Nové Hrady/listnatý les).

Teramage et al. (2014) ve své práci uvádí, že vysokými transferovými faktory přenosu cesia-137 do svých plodnic disponuje zejména hřib hnědý. To potvrzuje výsledky stanovených transferových faktorů v diplomové práci. **Transferové faktory** byly **nejvyšší** u vzorků **suchohříbu hnědého**, poměr klobouk/půda se pohyboval v rozmezí 3,2 až 33,9 (průměr 14,6) a poměr třěň/půda v rozmezí 2,6 až 26,3 (průměr 14,5).

Pro porovnání výsledků lze použít hodnoty transferových faktorů, které publikoval například Heinrich (1992). Ten ve své práci stanovil u suchohříbu hnědého z lokality Koralpenblick (Rakousko) transferový faktor ve výši 1,6. Duff a Ramsey (2008) uvádí transferový faktor 5 u suchohříbu hnědého z oblasti jižního Bavorska (Německo). Tyto hodnoty transferových faktorů byly nižší než hodnoty transferových faktorů u suchohříbu hnědého zjištěné v této práci.

Ve zmíněných studiích řadí Heinrich (1992) mezi houby s vysokým transferovým faktorem také klouzka strakoše a Duff a Ramsey (2008) hřib smrkový. S těmito závěry korelují i výsledky této práce, kdy byly u **klouzku strakoše** vypočteny transferové faktory u poměru klobouk/půda 4,4 a u poměru třěň/půda 1,2. Například Heinrich (1992) stanovil u klouzku strakoše z lokality Rosenberg (Rakousko) transferový faktor ve výši 1,1. U **hříbu smrkového** byly v diplomové práci transferové faktory u poměru klobouk/půda v rozmezí 1,9 až 9,8 (průměr 4,2) a u poměru třěň/půda v rozmezí 1 až 4,7 (průměr 2,5). Duff a Ramsey (2008) uvádí u hříbu smrkového z Velké Británie transferový faktor ve výši 4,3.

Z lupenatých hub měla v této práci stanovené vysoké transferové faktory **muchomůrka růžovka**. Hodnoty transferových faktorů se pohybovaly v rozmezí u poměru klobouk/půda 0,7 až 9,1 (průměr 3,6) a u poměru třěň/půda v rozmezí 0,4 až 4,7 (průměr 1,5). To je v rozporu s publikovanými údaji, kdy Duff a Ramsey (2008) uvádí u muchomůrky růžovky z oblasti Graz (Rakousko) transferový faktor ve výši 0,3 a Heinrich (1992) transferový faktor 0,2 u muchomůrky růžovky z lokality Koralpenblick (Rakousko). Tyto rozdíly ve zjištěných hodnotách transferových faktorů u jednoho druhu houby vysvětlují druhovou odlišností stromů v lese (Heinrich, 1992; Duff a Ramsey, 2008). Zmínění autoři dodávají, že houby sbírané v jehličnatém lese vykazují vysoké hodnoty kontaminace cesiem-137, nízké hodnoty jsou naopak u hub rostoucích v listnatém lese.

Z nelupenatých hub měla vysoké transferové faktory také **liška obecná**. Hodnoty se pohybovaly v rozmezí u poměru klobouk/půda 0,9 až 9,2 (průměr 4,2) a u poměru tření/půda 1 až 6,3 (průměr 3,4). Tyto výsledky odpovídají údajům publikovanými Duffem a Ramseyem (2008), kteří stanovili u lišky obecné z oblasti Zhitomir (Ukrajina) transferový faktor ve výši 5. Naopak Heinrich (1992) uvádí u lišky obecné z lokality Koralpenblick (Rakousko) nižší transferový faktor 0,7.

Nejnižší transferové faktory byly v této práci stanoveny u **bedly vysoké** a pohybovaly se v rozmezí u poměru klobouk/půda 0,01 až 0,07 (průměr 0,03) a u poměru tření/půda v rozmezí 0,01 až 0,05 (průměr 0,03). To je v souladu s publikovanými údaji, kdy Heinrich (1992) udává u bedly vysoké z oblasti Rosenberg (Rakousko) transferový faktor ve výši 0,05.

Z uvedených údajů vyplývá odpověď na druhou výzkumnou otázku, a to, které druhy hub nasbírané ve vybraných lokalitách Novohradských hor mají nejvyšší hodnoty transferových faktorů. Nejvyšší stanovené transferové faktory byly stanoveny u zástupce hřibovitých hub suchohříbu hnědého, zástupce lupenatých hub muchomůrky růžovky a u lišky obecné (nelupenaté houby).

5.3 Hmotnostní aktivita cesia-137 v klobouku a v třeni hub

Porovnáním naměřených hmotnostních aktivit cesia-137 lze dojít k závěru, že z celkového množství 58 vzorků zkoumaných v této výzkumné práci 78 % hub absorbovalo cesium-137 více v klobouku než v třeni. S ohledem na systematickou skupinu hub tomu bylo u 29 vzorků hřibovitých hub, u 12 vzorků lupenatých hub a u 4 vzorků nelupenatých hub. 22 % hub z celkového množství 58 vzorků akumulovalo cesium-137 více v třeni než v klobouku. Tato schopnost byla výrazná zejména u suchohříbu hnědého.

Podle Falandysze et al. (2015) je právě suchohřib hnědý významným zástupcem hřibovitých hub, který je velmi často kontaminován radiocesiumem ve zvýšeném množství a disponuje přednostní akumulací cesia-137 ve svém klobouku v porovnání s třením. Tento jev lze vysvětlit tak, že povrchová část hnědého klobouku obsahuje neobvyklá barviva nazývaná jako Badion A a Norabadion A, která chybí v podobně hnědých hříbcích.

Aumann et al. (1989) toto potvrzuje a říká, že tato klobouková barviva jsou v houbě přítomna jako komplexy draslíku se schopností vázat cesium. Oolbekink a Kuyper (1989) dodávají, že u hub různé tkáně obsahují různé množství cesia-137.

Výsledky naměřených hodnot hmotnostních aktivit cesia-137 v klobouku a třeni vzorků jedlých hub v této práci se shodují také se závěrem Falandysze et al. (2015), který tvrdí, že suchohřib hnědý je kontaminován cesiem-137 ve zvýšeném množství. Nejvyšší zjištěné hmotnostní aktivity byly u zástupce systematické skupiny hřibovitých hub **suchohřibu hnědého**, a to v klobouku 10 800 Bq/kg a v třeni 7 070 Bq/kg z lokality Leopoldov, 8 700 Bq/kg v klobouku a 6 770 Bq/kg v třeni z oblasti Pohoří na Šumavě a 6 680 Bq/kg v klobouku a 5 930 Bq/kg v třeni z okolí Baronova Mostu. Průměrné hodnoty hmotnostních aktivit cesia-137 byly u suchohřibu hnědého 5 136 Bq/kg v klobouku a 4 716 Bq/kg v třeni, z kterých by mohl být odvozen předpoklad, že tato houba více kumuluje cesium-137 ve svém klobouku než v třeni. Ale poměr změřené hmotnostní aktivity cesia-137 v klobouku a v třeni (poměr klobouk/třeň) se pohyboval v diplomové práci v rozmezí 0,8 až 1,6. To poukazuje na skutečnost, že suchohřib hnědý neakumuluje cesium přednostně pouze v klobouku. Z 11 vzorků suchohřibu hnědého byl tento poměr u 6 vzorků (tj. 55 %) větší než 1 (vyšší kumulace cesia v klobouku než v třeni). U 5 vzorků (45 %) byl poměr klobouk/třeň menší než 1, houba tedy přednostně kumulovala více cesia-137 v třeni než v klobouku. Tyto závěry jsou v rozporu s tvrzením Oolbekinka a Kuypera (1989) a Falandysze et al. (2015) o přednostní kumulaci cesia-137 v klobouku houby než v její třeni. Falandysz et al. (2015) ve své práci uvádí naměřené hmotnostní aktivity cesia-137 u suchohřibu hnědého z oblasti Bory Tucholskie (Polsko) ve výši 5 105 Bq/kg v klobouku a 4 611 Bq/kg v třeni a 20 758 Bq/kg v klobouku a 14 799 Bq/kg v třeni houby z lokality Chojniki (Bělorusko).

Falandysz et al. (2015) také předpokládá u hřibu smrkového schopnost kumulovat více cesia-137 v klobouku houby než v její třeni. U této houby naměřil hodnoty 1 102 Bq/kg v klobouku a 904 Bq/kg v třeni (Umeå, Švédsko). V případě hřibu smrkového z Polska naměřil hmotnostní aktivity cesia-137 ve výši 497 Bq/kg v klobouku a 265 Bq/kg v třeni (Pomerania) a 5 722 Bq/kg v klobouku a 3 485 Bq/kg v třeni (Klodzka Dale). S těmito údaji souhlasí i stanovené hodnoty u **hřibu smrkového** v diplomové práci. Z celkem 7 vzorků byl poměr klobouk/třeň u 6 vzorků větší než 1 (vyšší kumulace cesia v klobouku než v třeni) a u 1 vzorku byl poměr klobouk/třeň menší než 1, houba tedy přednostně kumulovala více cesia-137 v třeni než v klobouku.

Odlišné hodnoty lze najít i v práci Čipákové (2004), která uvádí hmotnostní aktivity cesia-137 u muchomůrky růžovky ve výši 1 Bq/kg v klobouku a 4 Bq/kg v třeni (lokality Dreveník) a 3 Bq/kg v klobouku a 5 Bq/kg v třeni z oblasti Jasov, obojí na území Slovenska. Tyto údaje potvrzují domněnku, že muchomůrka růžovka přednostně kumuluje cesium-137 ve své třeni než v klobouku. Výsledky naměřené v diplomové práci ale tuto skutečnost nepodporují. U **muchomůrky růžovky** měl poměr klobouk/třeň u všech vzorků hodnotu v rozmezí 1,2 až 3,7, což značí, že tato houba kumulovala cesium-137 ve 100 % případech více v klobouku než v třeni.

Jedlé houby z lokalit Novohradských hor lze rozdělit podle míry akumulace cesia-137 na dvě skupiny. První skupina hub dokázala ve svém klobouku a v třeni nahromadit **méně radiocesia** než kolik ho bylo přítomno v půdě, na které rostly. Nezáleželo přitom na výši naměřené hmotnostní aktivity cesia-137 v konkrétní půdě. Zastoupena byla půda z lokalit s nízkou hmotnostní aktivitou cesia-137 (Nové Hrady) i půda z oblastí s vysokou hmotnostní aktivitou (Cetviny, Janova Ves). Ze systematické skupiny lupenatých hub to byla bedla vysoká (Nové Hrady, Cetviny, Janova Ves), z hřibovitých hub hřib dubový a kozák březový (Nové Hrady), hřib nachovýtrusný (Cetviny) a suchohřib plstnatý (Velký Jindřichov a Staré Hutě).

Druhá skupina hub akumulovala v klobouku a třeni **více cesia-137**, než kolik ho bylo změřeno v půdě, kde rostly. Opět nezáleželo na výši hmotnostní aktivity v dané půdě. Půdy s nízkou hmotnostní aktivitou cesia-137 pocházely z oblastí Pohoří na Šumavě, Staré Hutě, Velký Jindřichov, půdy s vysokou hmotnostní aktivitou z lokalit Lužnice, Janova Ves, Bělá a Leopoldov. Nejvyšší akumulací schopnost cesia-137 měl suchohřib hnědý z lokalit Leopoldov, Pohoří na Šumavě, Baronův Most, Staré Hutě, suchohřib žlutomasý (Žofín) a hřib smrkový (Janova Ves), z lupenatých hub muchomůrka růžovka (Lužnice) a nelupenatých hub liška obecná z oblasti Pohoří na Šumavě.

V Novohradských horách byly změřeny minimální a maximální hodnoty hmotnostních aktivit cesia-137 u totožných druhů hub, minimální hodnoty patřily vzorkům bedly vysoké a maximální hodnoty vzorkům suchohřibu hnědého. Z těchto důvodů je možné předpokládat, že primárně nezáleží na výši kontaminace půdy cesiem-137, ale na druhu houby, která na ní roste a na schopnosti dané houby akumulovat ve své plodnici cesium-137.

Pomocí výsledků naměřených v diplomové práci lze odpovědět i na poslední výzkumnou otázku, a to, zda je hmotnostní aktivita cesia-137 v klobouku houby vyšší než hmotnostní aktivita cesia-137 v tření. Z celkem 58 vzorků hub pocházejících z lokalit Novohradských hor byly hodnoty hmotnostní aktivity v klobouku vyšší než hmotnostní aktivity v tření houby ve 45 případech (78 %), ve 13 vzorcích (22 %) byly hmotnostní aktivity v klobouku houby nižší než v její tření. Lze proto tvrdit, že tři čtvrtiny zkoumaných jedlých hub kumulovaly přednostně cesium-137 v klobouku a jedna čtvrtina hub více kumulovala cesium-137 ve své tření.

5.4 Úvazek efektivní dávky

Vypočtený úvazek efektivní dávky ve výši 0,1 mSv lze pro představu porovnat s hodnotou efektivní dávky obdrženou při mamografii v rámci screeningovém vyšetření, která je podle Státního úřadu pro jadernou bezpečnost (2001) 0,1 mSv. Vypočtený úvazek nedosahuje ani hodnoty efektivní dávky obdržené například při rentgenologickém vyšetření hrudní páteře (0,7 mSv) nebo při výpočetní tomografii (CT) hlavy (2,3 mSv) a ani nepřekračuje stanovenou hodnotu 3,5 mSv průměrného ročního ozáření z přírodních zdrojů. Vypočtený úvazek efektivní dávky také nepřekračuje obecný limit pro obyvatele ve výši 1 mSv za rok, který udává vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje.

Změřené hodnoty hmotnostních aktivit cesia-137 v houbách je také možné porovnat s evropským předpisem stanovujícím nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin, kterým je Nařízení Rady (Euratom) 2016/52 ze dne 15. ledna 2016, kterým se stanoví nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin a krmiv po jaderné havárii nebo jiném případě radiační mimořádné situace. Zde je pro obsah cesia-137 v potravinách určena hodnota pro nejvyšší přípustnou kontaminaci 1 250 Bq/kg (u hub v nativním stavu). Mezinárodní agentura pro atomovou energii (IAEA) doporučila ve své publikaci z roku 2016 podobný limit, a to 1 000 Bq/kg u čerstvé hmotnosti jedlých hub. Tyto přípustné úrovně kontaminace potravin cesiem-137 nebyly překročeny u hodnot zjištěných hmotnostních aktivit u zkoumaných hub z lokalit Novohradských hor.

Je třeba také vzít v úvahu, že houby se ve většině případů nejedí syrové, ale prochází tepelnou úpravou. Caridi a Belmusto (2017) zjistili, že některé postupy vaření mohou významně snížit obsah radiocesia v houbě. Například nakrájení hub na tenké plátky a jejich vaření sníží obsah cesia v houbách o 40 % až 87 % a smažení asi o 70 %. Falandysz et al. (2015) to vysvětluje tak, že tepelná úprava hub vede k vyluhování vody z plodnic a tím pádem i ve vodě rozpustných složek (včetně cesia-137). Čipáková (2004) doporučuje také namáčení a následné propírání hub ve slané vodě ke snížení jejich radioaktivity. Pomocí vody a roztoku kuchyňské soli je tedy možné snížit množství radiocesia v houbě o 33 % až 88 %.

6 Závěr

Cílem diplomové práce bylo změřit hodnoty hmotnostní aktivity cesia-137 pomocí polovodičové spektrometrie gama ve vzorcích jedlých hub a půd nasbíraných ve vybraných lokalitách Novohradských hor a při následném porovnání zjistit odlišnosti ve změřených hodnotách hmotnostních aktivit nejen v rámci stejného druhu houby, ale i mezi systematickými skupinami hub. Ze získaných výsledků hmotnostních aktivit cesia-137 v kloboucích a v třeních hub byly také stanoveny jednotlivé transferové faktory, které poskytovaly informaci o schopnosti dané houby akumulovat ve své plodnici radiocesium. Všechny stanovené cíle byly splněny.

Celkem bylo v Novohradských horách sesbíráno 58 vzorků jedlých hub. Podle systematických skupin bylo ve sběru zastoupeno 64 % hřibovitých hub, 24 % lupenatých hub a 12 % hub nelupenatých. Porovnáním hmotnostních aktivit cesia-137 u jedlých hub bylo zjištěno, že vysoké hodnoty byly naměřeny u hřibovitých hub oproti nízkým hodnotám u lupenatých hub. Zejména u suchohříbu hnědého (*Xerocomus badius*) byly vysoké hodnoty hmotnostních aktivit změřeny opakovaně. U zástupce lupenatých hub bedly vysoké (*Macrolepiota procera*) byly zaznamenány nejnižší hodnoty hmotnostní aktivity v této skupině.

Vysokou schopnost akumulovat v klobouku a v třeni cesium-137 měl z hřibovitých hub suchohřib hnědý (*Xerocomus badius*), který akumuloval ve svých plodnicích až 33,9krát více cesia-137 než bylo přítomno v půdě. Z lupenatých hub měla ve většině vzorků vysokou akumulární schopnost muchomůrka růžovka (*Amanita rubescens*) (až 9,1krát vyšší) a z hub nelupenatých liška obecná (*Cantharellus cibarius*) (až 9,2krát vyšší). Oproti tomu nízká akumulární schopnost byla zaznamenána u bedly vysoké (*Macrolepiota procera*) z lupenatých hub. Je tedy možné předpokládat, že primárně nezáleží na výši kontaminace půdy cesiem-137, ale na druhu houby, která na ní roste a na schopnosti dané houby akumulovat ve své plodnici cesium-137.

Stanovená hodnota poměru klobouk/třeň informovala o tom, zda houba přednostně akumulovala cesium-137 ve svém klobouku nebo v třeni. Suchohřib hnědý (*Xerocomus badius*) v 55 % kumuloval cesium-137 více v klobouku a v 45 % více v třeni. Muchomůrka růžovka (*Amanita rubescens*) kumulovala cesium-137 ve 100 % případů více v klobouku než v třeni. Bedla vysoká (*Macrolepiota procera*) kumulovala přednostně cesium-137 v 33 % více v klobouku a v 67 % více v třeni.

Podobné poměry jako u suchohříbu hnědého byly stanoveny také u lišky obecné (*Cantharellus cibarius*), která v 57 % více akumulovala v klobouku a v 43 % více v třeni. Z celkem 58 vzorků byly v 78 % vzorků hodnoty hmotnostní aktivity cesia-137 v klobouku vyšší než v třeni houby a v 22 % vzorků byly hmotnostní aktivity v klobouku houby nižší než v třeni.

Vzájemným porovnáním změřených hmotnostních aktivit cesia-137 u jedlých hub z lokalit Novohradských hor a Novohradského podhůří je možné zjistit podobné výsledky. U vzorků z Novohradského podhůří byly nejvyšší hmotnostní aktivity naměřeny u hřibovitých hub, zejména u suchohříbu hnědého (*Xerocomus badius*), nejnižší hmotnostní aktivity cesia-137 opět u zástupce lupenatých hub bedly vysoké (*Macrolepiota procera*). Nejvyšší transferové faktory byly stanoveny ve vzorcích suchohříbu hnědého (*Xerocomus badius*) a nejnižší u bedly vysoké (*Macrolepiota procera*). Co se týká zjištěných hodnot poměru klobouk/třeň, tak 83 % vzorků hub akumulovalo přednostně více cesia-137 v klobouku a 17 % vzorků více v třeni. Tyto výše uvedené výsledky se shodují s výsledky zjištěnými u vzorků hub pocházejících z Novohradských hor. Jediný výrazný rozdíl mezi lokalitami v Novohradských horách a v Novohradském podhůří byl ve výši kontaminace půdy cesiem-137. Průměrná hmotnostní aktivita cesia-137 ve vzorcích půd z Novohradských hor byla 4krát vyšší než vypočítaná průměrná hmotnostní aktivita ve vzorcích půd z Novohradského podhůří.

Maximální naměřená hodnota hmotnostní aktivity cesia-137 byla zaznamenána u suchohříbu hnědého (*Xerocomus badius*) ve výši 10 800 Bq/kg (v sušině) z lokality Leopoldov v Novohradských horách. Hodnota vypočítaného úvazku efektivní dávky byla stanovena ve výši 0,1 mSv. Vypočtený úvazek je možno srovnat s obecným limitem pro obyvatele 1 mSv za rok, který je udán vyhláškou č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje.

7 Seznam použité literatury

ALHARBI, A., EL-TAHER, A., 2013. A Study on Transfer Factors of Radionuclides from Soil to plant. *Life Science Journal*. 10(2), 532-539. ISSN 1097-8135.

AUMANN, D. C. et al., 1989. Komplexierung von Caesium-137 durch die Hutfarbstoffe des Maronenröhrlings (*Xerocomus badius*). *Angewandte Chemie*. 101 (4), 495-496. ISSN 1521-3757.

BECK, H. L., BENNETT, B. G., 2002. Historical Overview of Atmospheric Nuclear Weapons Testing and Estimates of Fallout in the Continental United States. *Health Physics*. 82(5), 591-608. ISSN 1538-5159.

BECK, H. L. et al., 2010. Fallout Deposition in the Marshall Islands from Bikini and Enewetak Nuclear Weapons Tests. *Health Physics*. 99(2), 124-142. ISSN 1538-5159.

BENEŠ, J., JIRÁK, D., VÍTEK, F., 2015a. *Základy lékařské fyziky*. 4. vydání. Praha: Karolinum. 322 s. ISBN 978-80-246-2645-1.

BENEŠ, J., KYMPLOVÁ, J., VÍTEK, F., 2015b. *Základy fyziky pro lékařské a zdravotnické obory pro studium a praxi*. Praha: Grada. 228 s. ISBN 978-80-247-4712-5.

BERESFORD, N. A. et al., 2016. Thirty years after the Chernobyl accident: What lessons have we learnt? *J Environ Radioact*. 157, 77-89. ISSN 0265-931X.

BOROVÍČKA, J., KUBROVÁ, J., ŘANDA, Z., 2012. K radioaktivitě hříbu hnědého. *Mykologický sborník*. 89(4), 92-97. ISSN 0374-9436.

BŘÍZA, V., 2010. *Kontrola, regulace a úprava jaderného zbrojení*. Praha: Karolinum. 333 s. ISBN 978-80-246-2394-8.

CARDIS, E., HATCH, M., 2011. The Chernobyl accident — an epidemiological perspective. *Clin Oncol (R Coll Radiol)*. 23(4), 251-260. ISSN 0936-6555.

CARIDI, F., BELMUSTO, G., 2017. Radioactivity in wild-growing mushrooms of the Calabria region, south of Italy. *Cogent Physics*. 4, 1-9. ISSN 2331-1940.

Cesium-137, 2004. [online]. PubChem. [cit. 2021-01-31]. Dostupné z: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Cesium-137>

ČIPÁKOVÁ, A., 2004. ^{137}Cs content in mushrooms from localities in eastern Slovakia. *Nukleonika*. 49(1), 25-29. ISSN 0029-5922.

DESOUKY, O., DING, N., ZHOU, G., 2015. Targeted and non-targeted effects of ionizing radiation. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*. 8(2), 247-254. ISSN 1687-8507.

DIENSTBIER, Z., 2010. *Hirošima a zrod atomového věku, cesta od atomových zbraní k nukleární medicíně a jaderným elektrárnám*. Praha: Mladá fronta. 308 s. ISBN 978-80-204-2224-8.

DIREKOV, L., GABEROV, V., VAKOVA, V., 2015. *Study of Boletus Edulis Mushrooms in South-Western Bulgaria for the Presence of Natural and Technogenic Radioactive Substances*. [online]. IAEA. [cit. 2021-02-15]. Dostupné z: https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/46/116/46116394.pdf

DRÁBOVÁ, D. et al., 2001. *Patnáct let od havárie Černobyli – důsledky a poučení*. [online]. SÚJB. [cit. 2020-11-12]. Dostupné z: https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/dokumenty/15let_od_havarie_Cernobyli.pdf

DUFF, M. C., RAMSEY, M. L., 2008. Accumulation of radiocesium by mushrooms in the environment: a literature review. *Journal of Environmental Radioactivity*. 99, 912-932. ISSN 0265-931X.

DVOŘÁK, P. et al., 2006. Radiocesium in mushrooms from selected locations in the Czech Republic and the Slovak Republic. *Radiation and Environmental Biophysics*. 45, 145-151. ISSN 0301-634X.

FALANDYSZ, J., BOROVIČKA, J., 2013. Macro and trace mineral constituents and radionuclides in mushrooms: health benefits and risks. *Appl Microbiol Biotechnol*. 97(2), 477-501. ISSN 0175-7598.

FALANDYSZ, J. et al., 2015. Evaluation of the radioactive contamination in fungi genus *Boletus* in the region of Europe and Yunnan Province in China. *Appl Microbiol Biotechnol*. 99(19), 8217-8224. ISSN 0175-7598.

FALANDYSZ, J., ZHANG, J., ZALEWSKA, T., 2017. Radioactive artificial ^{137}Cs and natural ^{40}K activity in 21 edible mushrooms of the genus *Boletus* species from SW China. *Environ Sci Pollut Int*. 24(9), 8189-8199. ISSN 0944-1344.

- FELTL, D., CVEK, J., 2008. *Klinická radiobiologie*. Havlíčkův Brod: Tobiáš. 105 s. ISBN 978-80-7311-103-8.
- FILIPOVÁ, A. et al., 2016. *Radiační ochrana při radiační mimořádné události*. Hradec Králové: Univerzita obrany. 90 s. ISBN 978-80-7231-366-2.
- HAGARA, L., ANTONÍN, V., BAIER, J., 2006. *Velký atlas hub*. Praha: Ottovo nakladatelství. 432 s. ISBN 80-7360-334-9.
- HÁLA, J., 1998. *Radioaktivita, ionizující záření, jaderná energie*. Brno: Konvoj. 310 s. ISBN 80-85615-56-8.
- HAMPTON, C. R. et al., 2004. Cesium Toxicity in Arabidopsis. *Plant Physiology*. 136, 3824-383. ISSN 0032-0889.
- HATCH, M. et al., 2005. The Chernobyl Disaster: Cancer following the Accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant. *Epidemiologic Reviews*. 27(1), 56-66. ISSN 0193-936X.
- HAVRÁNKOVÁ, R. et al., 2018. *Základy radiobiologie*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Zdravotně sociální fakulta. 78 s. ISBN 978-80-7394-696-8.
- HAVRÁNKOVÁ, R. et al., 2020. *Klinická radiobiologie*. Praha: Grada Publishing. 184 s. ISBN 978-80-271-1350-7.
- HEINRICH, G., 1992. Uptake and transfer factors of ¹³⁷Cs by mushrooms. *Radiation and Environmental Biophysics*. 31, 39-49. ISSN 0301-634X.
- HORYNA, J., 1991. Wild Mushrooms – the Most Significant Source of Internal Contamination. *Isotopenpraxis*. 27 (1), 23-24. ISSN 0021-1915.
- HŮLKA, J., MALÁTOVÁ I., 1996. *Radiační situace v České republice, přehled hlavních výsledků měření a opatření*. [online]. SÚRO. [cit. 2020-11-12]. Dostupné z: https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/radiacni_situace_v_cr_po_cernobylu.pdf/view
- IAEA, 2016. *Criteria for Radionuclide Activity Concentrations for Food and Drinking Water*. Vienna: IAEA. 49 s. ISBN 978-92-0-103816-6.
- KALÁČ, P., 2001. A review of edible mushroom radioactivity. *Food Chemistry*. 75, 29-35. ISSN 0308-8146.
- KINCL, L., KINCL, M., JAKRLOVÁ, J., 2008. *Biologie rostlin*. Praha: Fortuna. 304 s. ISBN 80-7168-947-5.

KIRCHNER, G., DAILLANT, O., 1998. Accumulation of ^{210}Pb , ^{226}Ra and radioactive cesium by fungi. *The Science of the Total Environment*. 222, 63-70. ISSN 0048-9697.

KLÁN, J., 1989. *Co víme o houbách*. Praha: Státní pedagogické nakladatelství. 310 s. ISBN 80-04-21143-7.

KLENER, V., 2000. *Principy a praxe radiační ochrany*. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost. 619 s. ISBN 80-238-3703-6.

KOCADAG, M. et al., 2017. Environmental radioactivity study of Austrian and Bavarian forest ecosystems: Long-term behaviour of contamination of soil, vegetation and wild boar and its radioecological coherences. *Applied Radiation and Isotopes*. 126, 106-111. ISSN 0969-8043.

KONEČNÝ, J., 2006. *Radiační fyzika*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Zdravotně sociální fakulta. 109 s. ISBN 80-7040-843-X.

KOZHEVNIKOVA, T. L. et al., 1994. Accumulation of ^{90}Sr and ^{137}Cs by fruit bodies of mushrooms. *Russian Journal of Ecology*. 24 (6), 391-394. ISSN 1067-4136.

KRÓLAK, E., KARWOWSKA, J., 2010. Potassium-40 and Cesium-137 in the Surface Layers of Arable Soils and Food Supplies. *Pol. J. Environ. Stud.* 19(3), 599-604. ISSN 1230-1485.

KUBINYI, J., SABOL, J., VONDRÁK, A., 2018. *Principy radiační ochrany v nukleární medicíně a dalších oblastech práce s otevřenými radioaktivními látkami*. Praha: Grada Publishing. 308 s. ISBN 978-80-271-0168-9.

Lékařské ozáření - základy, 2001. [online]. SÚJB. [cit. 2021-03-05]. Dostupné z: <https://www.sujb.cz/radiacni-ochrana/oznameni-a-informace/pouzivani-rentgenu-lekarske-ozareni>

LINKOV, I. et al, 2000. *Fungi Contaminated by Radionuclides: Critical Review of Approaches to Modeling*. [online]. IRPA. [cit. 2021-02-19]. Dostupné z: <https://www.irpa.net/irpa10/cdrom/00967.pdf>

MALINOWSKA, E., SZEFER, P., BOJANOWSKI, R., 2006. Radionuclides content in *Xerocomus badius* and other commercial mushrooms from several regions of Poland. *Food Chemistry*. 97, 19-24. ISSN 0308-8146.

MARINO, F., NUNZIATA, L., 2018. Long-Term Consequences of the Chernobyl Radioactive Fallout: An Exploration of the Aggregate Data. *Milbank Q.* 96(4), 814-857. ISSN 1468-0009.

MATOUŠEK, J., ÖSTERREICHER, J., LINHART, P., 2007. *CBRN jaderné zbraně a radiologické materiály*. Ostrava: Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství. 216 s. ISBN 978-80-7385-029-6.

MATOUŠEK, J., URBAN, I., LINHART, P., 2008. *CBRN detekce a monitorování, fyzická ochrana, dekontaminace*. Ostrava: Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství. 102 s. ISBN 978-80-7385-048-7.

MATZNER, J., 2004. *Praktika z dozimetrie*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Zdravotně sociální fakulta. 79 s. ISBN 80-7040-707-7.

MIETELSKI, J. W. et al., 2010. ^{137}Cs and ^{40}K in fruiting bodies of different fungal species collected in a single forest in southern Poland. *Journal of Environmental Radioactivity*. 101, 706-711. ISSN 0265-931X.

MIKA, O. J., POLÍVKA, L., SABOL, J., 2009. *Zbraně hromadného ničení a ochrana proti jejich účinkům*. Praha: Policejní akademie ČR. 50 s. ISBN 978-80-7251-302-4.

Monitorování potravin v roce 2018, 2019. [online]. SÚJB. [cit. 2021-02-21]. Dostupné z: <https://www.sujb.cz/monitorovani-radiacni-situace#c1641>

Nařízení Rady (Euratom) 2016/52, kterým se stanoví nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin a krmiv po jaderné havárii nebo jiném případě radiační mimořádné situace a zrušují nařízení (Euratom) č. 3954/87 a nařízení Komise (Euratom) č. 944/89 a (Euratom) č. 770/90, 2016. In: *Úřední věstník Evropské unie*, L 13(59), 2-11. ISSN 1977-0626.

NAVRÁTIL, L., ROSINA, J., 2000. *Lékařská biofyzika*. Praha: Manus. 357 s. ISBN 80-902318-5-3.

Novohradské hory, ©2021a. [online]. Mapy Google. [cit. 2021-01-30]. Dostupné z: <https://www.google.cz/maps/@48.7531497,14.78537,10.87z>

OOLBEKKINK, G. T., KUYPER, T. W., 1989. Radioactive caesium from Chernobyl in fungi. *Mycologist*. 3(1), 3-6. ISSN 0269-915X.

ORITA, M. et al., 2018. Activities concentration of radiocesium in wild mushroom collected in Ukraine 30 years after the Chernobyl power plant accident. *PeerJ*. 6. ISSN 2167-8359.

ÖSTERREICHER, J., VÁVROVÁ, J., 2003. *Přednášky z radiobiologie*. Praha: Manus. 112 s. ISBN 80-86571-01-7.

PARK, S., ALESSI, D. S., BAEK, K., 2019. Selective adsorption and irreversible fixation behavior of cesium onto 2:1 layered clay mineral: A mini review. *Journal of Hazardous Materials*. 369, 569-576. ISSN 0304-3894.

POUSTKOVÁ, I., 2017. *Zpráva o výsledcích sledování a vyhodnocování cizorodých látek v potravních řetězcích v resortu zemědělství v roce 2016*. Praha: Ministerstvo zemědělství. 40 s. ISBN 978-80-7434-376-6.

PRÁVĚLIE, R., 2014. Nuclear Weapons Tests and Environmental Consequences: A Global Perspective. *Ambio*. 43(6), 729-744. ISSN 0044-7447.

RAI, H., KAWABATA, M., 2020. The Dynamics of Radio-Cesium in Soils and Mechanism of Cesium Uptake Into Higher Plants: Newly Elucidated Mechanism of Cesium Uptake Into Rice Plants. *Front Plant Sci*. 11. ISSN 1664-462X.

RIOND, J. L., 2004. Contamination of the food chain with caesium-137 and strontium-90 in Switzerland. *Schweiz Arch Tierheilkd*. 146(12), 547-554. ISSN 0036-7281.

ROSINA, J. et al., 2013. *Biofyzika*. Praha: Grada. 224 s. ISBN 978-80-247-4237-3.

RULÍK, P., HELEBRANT, J., 2011. *Mapa kontaminace půdy České republiky ¹³⁷Cs po havárii JE Černobyl*. [online]. SÚRO. [cit. 2020-11-16]. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/plosna-aktivita-radionuklidu-zjistena-ve-vzorcich-odebranych-pud/Zprava%202011%20-%202022%20-%20Kontaminace%20pudy%20Ceske%20republiky%20137Cs%20-%20Mapa.pdf/view>
Římov, ©2021b. [online]. Mapy Google. [cit. 2021-01-30]. Dostupné z: <https://www.google.cz/maps/@48.7531497,14.78537,10.87z>

SINGER, J., 2005. *Dozimetrie ionizujícího záření*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Zdravotně sociální fakulta. 67 s. ISBN 80-7040-752-2.

- SUZUKI, K. et al., 2015. Radiation signatures in childhood thyroid cancers after the Chernobyl accident: Possible roles of radiation in carcinogenesis. *Cancer Sci.* 106(2), 127-133. ISSN 1349-7006.
- ŠIMEK, M., 2004. *Základy nauky o půdě – 4. Degradace půdy*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Biologická fakulta. 225 s. ISBN 80-7040-667-4.
- ŠÍN, R. et al., 2017. *Medicína katastrof*. Praha: Galén. 351 s. ISBN 978-80-7492-343-2.
- ŠTĚTINA, J. et al., 2014. *Zdravotnictví a integrovaný záchranný systém při hromadných neštěstích a katastrofách*. Praha: Grada Publishing. 2536 s. ISBN 978-80-247-9154-8.
- TERAMAGE, M. T. et al., 2014. Vertical distribution of radiocesium in coniferous forest soil after the Fukushima nuclear power plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 137, 37-45. ISSN 0265-931X.
- TOPPING, C. E. W. et al., 2019. In situ measurement of cesium-137 contamination in fruits from the northern Marshall Islands. *PNAS*. 116(31), 15414-15419. ISSN 1091-6490.
- TUCAKOVIĆ, I. et al., 2018. ^{137}Cs in mushrooms from Croatia sampled 15-30 years after Chernobyl. *J Environ Radioact*. 181, 147-151. ISSN 0265-931X.
- ÚLEHLA, I., SUK, M., TRKA, Z., 1990. *Atomy, jádra, částice*. Praha: Academia. 496 s. ISBN 80-200-0135-2.
- VINICHUK, M. et al., 2010. Accumulation of potassium, rubidium and caesium (^{133}Cs and ^{137}Cs) in various fractions of soil and fungi in a Swedish forest. *Science of the Total Environment*. 408, 2543-2548. ISSN 0048-9697.
- Vyhláška č 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje, 2016. In: *Sbírka zákonů České republiky*, částka 172, s. 6618-6903. ISSN 1211-1244.
- ZÁŠKODNÝ, P., 2003. Physics for radiological workers. *Journal of Applied Biomedicine*. 1, 41-48. ISSN 1214-021X

8 Seznam obrázků

Obrázek 1 – Mapa kontaminace cesiem-137 po černobylské havárii

Obrázek 2 – Předpokládané trasy kontaminovaných vzdušných mas po černobylské havárii

Obrázek 3 – Srážky na území Československa v období přechodu kontaminovaných mas po černobylské havárii

Obrázek 4 – Šíření radiocesia a kontaminace půdy a potravin v důsledku havárie jaderné elektrárny

Obrázek 5 – Plošná kontaminace půdy ČR cesiem-137 v důsledku havárie jaderné elektrárny Černobyl

Obrázek 6 – Pohyb radiocesia v půdě a kvantitativní vztah mezi draslíkem a cesiem

Obrázek 7 – Stavba plodnice u lupenatých hub

Obrázek 8 – Rozpouštění kovů a minerálů v půdě a jejich přenos do houby zprostředkovaný protony a organickými kyselinami

Obrázek 9 – Plošná kontaminace půdy České republiky cesiem-137 v důsledku havárie jaderné elektrárny Černobyl

Obrázek 10 – Lokality sběru vzorků hub a půd v Novohradských horách

Obrázek 11 – Lokality sběru vzorků hub a půd v Novohradském podhůří

Obrázek 12 – Úprava a označení vzorku hub

Obrázek 13 – Příprava vzorku hub k sušení v sušičce potravin

Obrázek 14 – Vzorky usušených hub připravené k transportu do laboratoře

Obrázek 15 – Úprava a označení vzorku půdy

Obrázek 16 – Vážení vzorku půdy na kuchyňské váze

Obrázek 17 – Vzorky usušené půdy připravené k transportu do laboratoře

Obrázek 18 – Spektrum cesia-137

Obrázek 19 – Zastoupení hub podle množství ve vzorcích sesbíraných v Novohradských horách

Obrázek 20 – Zastoupení hub podle množství ve vzorcích sesbíraných v Novohradském podhůří

Obrázek 21 – Celková hmotnost hub ve sběru v Novohradských horách a Novohradském podhůří podle data sběru

- Obrázek 22 – Hmotnostní aktivita cesia-137 v klobouku a v třeni jedlých hub a v půdě z lokalit v Novohradských horách
- Obrázek 23 – Hmotnostní aktivita cesia-137 v klobouku a v třeni jedlých hub a v půdě z lokalit v Novohradském podhůří
- Obrázek 24 – Minimální a maximální hodnoty hmotnostních aktivit cesia-137 v houbách a v půdě v lokalitách Novohradských hor
- Obrázek 25 – Minimální a maximální hodnoty hmotnostních aktivit cesia-137 v houbách a v půdě v lokalitách Novohradského podhůří
- Obrázek 26 – Transferové faktory u hřibovitých hub z lokalit Novohradských hor
- Obrázek 27 – Transferové faktory u lupenatých hub z lokalit Novohradských hor
- Obrázek 28 – Transferové faktory u nelupenatých hub z lokalit Novohradských hor
- Obrázek 29 – Transferové faktory u hub z lokalit Novohradského podhůří

9 Seznam tabulek

Tabulka 1 – Přehled výsledků měření vzorků hub a půd z lokalit v Novohradských horách

Tabulka 2 – Přehled výsledků měření vzorků hub a půd z lokalit v Novohradském podhůří

10 Seznam zkratek

Bq/kg	Becquerel/kilogram, hmotnostní aktivita
DNA	deoxyribonukleová kyselina
GPS	globální polohový systém
IAEA	Mezinárodní agentura pro atomovou energii
INES	Mezinárodní stupnice jaderných událostí
K	kelvin, jednotka termodynamické teploty
keV	kilo elektronvolt, jednotka práce a energie
MeV	mega elektronvolt, jednotka práce a energie
MonRaS	Monitorování radiační situace
mSv	milisievert, jednotka dávkového ekvivalentu ionizujícího záření
SSSR	Svaz sovětských socialistických republik
SÚJB	Státní úřad pro jadernou bezpečnost
USA	Spojené státy americké
μm	mikrometr, jednotka délky
σ	chyba měření