



ČESKÉ VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V PRAZE

FAKULTA BIOMEDICÍNSKÉHO INŽENÝRSTVÍ
Katedra zdravotnických oborů a ochrany obyvatelstva

**Dynamika kontaminace prasat divokých ^{137}Cs
ve vybraných lokalitách České republiky**

**Dynamics of Contamination of Wild Boar with
 ^{137}Cs in Selected Localities of the Czech
Republic**

Diplomová práce

Studijní program: Civilní nouzové plánování
Autor diplomové práce: Mgr. Jan Hřebeček, MBA
Vedoucí diplomové práce: Mgr. Jiří Havránek

Kladno 2023

I. OSOBNÍ A STUDIJNÍ ÚDAJE

Příjmení: **Hřebeček** Jméno: **Jan** Osobní číslo: **511083**
Fakulta: **Fakulta biomedicínského inženýrství**
Garantující katedra: **Katedra zdravotnických oborů a ochrany obyvatelstva**
Studijní program: **Civilní nouzové plánování**

II. ÚDAJE K DIPLOMOVÉ PRÁCI

Název diplomové práce:

Dynamika kontaminace prasat divokých ¹³⁷Cs ve vybraných lokalitách České republiky

Název diplomové práce anglicky:

Dynamics of Contamination of Wild Boar with ¹³⁷Cs in Selected Localities of the Czech Republic

Pokyny pro vypracování:

Předmětem diplomové práce bude analýza a zhodnocení obsahu ¹³⁷Cs v mase prasat divokých ve vybraných lokalitách České republiky. V teoretické části budou uvedeny základní informace o ionizujícím záření a radiační ochraně, zdrojích rozšíření radionuklidů v přírodě, monitorování radiační situace na území ČR, obsahu radionuklidu v různých složkách potravních řetězců a bioakumulaci ¹³⁷Cs. V praktické části budou zpracovány výsledky měření obsahu ¹³⁷Cs získané z databáze MonRaS provozované Státním úřadem pro jadernou bezpečnost za období 2006 - 2021 v Jihočeském a Moravskoslezském kraji a provedena analýza a zhodnocení radioaktivní zátěže u prasat divokých, identifikace případných sezónních trendů v naměřených hodnotách ¹³⁷Cs a možných rozdílů v lokalitách České republiky dle míry radioaktivní zátěže. Získané informace budou zhodnoceny pomocí metod deskriptivní a matematické statistiky. Dále bude provedeno srovnání obsahu ¹³⁷Cs s obsahem přírodního radionuklidu ⁴⁰K. Výstupem bude také odhad efektivní dávky pro obyvatelstvo způsobené konzumací kontaminovaného masa prasat divokých.

Seznam doporučené literatury:

- [1] ČUPROVÁ, Julia, MARTIN FALK, Iva FALKOVÁ, et al., HAVRÁNKOVÁ, Renata, Klinická radiobiologie, ed. 1, Praha: Grada Publishing, 2020, ISBN 978-80-247-4098-0
- [2] HAVRÁNKOVÁ, Renata a kol., Základy radiobiologie, České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 2018, ISBN 978-80-7394-696-8
- [3] KLENER, Vladislav a kol., Principy a praxe radiační ochrany, Praha: AZIN CZ, 2000, ISBN 80-238-3703-6

Jméno a příjmení vedoucí(ho) diplomové práce:

Mgr. Jiří Havránek

Jméno a příjmení konzultanta(ky) diplomové práce:

Datum zadání diplomové práce: **19.09.2022**

Platnost zadání diplomové práce: **20.09.2024**

doc. Mgr. Zdeněk Hon, Ph.D.
vedoucí katedry

prof. MUDr. Jozef Rosina, Ph.D., MBA
děkan

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci s názvem Dynamika kontaminace prasat divokých ¹³⁷Cs ve vybraných lokalitách České republiky vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů, které uvádím v seznamu bibliografických odkazů.

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

V Kladně dne 18.05.2023

.....
Mgr. Jan Hřebeček, MBA

PODĚKOVÁNÍ

Tato práce by jen těžko vznikala bez ochoty, cenných rad a poukazů na vynikající zdroje poskytnutých panem Mgr. Jiřím Havránkem. Tímto mu za jeho odborné vedení děkuji. Poděkování patří také rodině a přátelům, kteří mě po celou dobu studia podporovali.

ABSTRAKT

Problematika kontaminace potravního řetězce prasat divokých z důvodu Černobylské havárie patří mezi stále aktuální problémy lesních ekosystémů určitých lokalit v České republice. Tato diplomová práce je zaměřena na vyhodnocení výsledků hodnot hmotnostní aktivity ^{137}Cs v mase prasat divokých v Jihočeském a Moravskoslezském kraji v období od roku 2006 do roku 2021.

Cílem diplomové práce byla analýza a zhodnocení hmotnostní aktivity radiocesia (^{137}Cs) v mase prasat divokých ve vybraných lokalitách a prostřednictvím výsledků měření obsahu ^{137}Cs získané z databáze MonRaS, provozované Státním úřadem pro jadernou bezpečnost, posoudit hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs jako možného zdroje kontaminace potravního řetězce člověka. Dále bylo provedeno také porovnání obsahu ^{137}Cs s obsahem přírodního radionuklidu ^{40}K .

Ve sledovaném období bylo změřeno celkem 1 086 vzorků masa prasat divokých, z toho 809 (74 %) vzorků v Jihočeském kraji a 277 (26 %) v Moravskoslezském kraji. Hmotnostní aktivita ^{137}Cs se pohybovala v širokém rozpětí od 0,1 do 11 987,1 Bq/kg. Byly zjištěny statisticky významné rozdíly mezi obsahem ^{137}Cs a ^{40}K , a také mezi obsahem ^{137}Cs v Jihočeském a Moravskoslezském kraji. Obecně vyšší naměřené hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs vykazovaly vzorky z lokalit uzavřených lesních ekosystémů s minimálním, či žádným podílem zemědělsky obdělávané půdy a pastvin. Vypočtený úvazek efektivní dávky způsobený konzumací masa prasat divokých byl vyhodnocen jako zanedbatelný a tvořil necelé 1 % obecného limitu pro obyvatelstvo. I přes tyto výsledky je potřeba nadále pokračovat v zajištění bezpečnosti potravinového řetězce a podrobném monitoringu položek životního prostředí.

Klíčová slova

Radionuklid ^{137}Cs , hmotnostní aktivita, prase divoké, maso, zvěřina

ABSTRACT

The issue of contamination of the food chain of wild boars due to the Chernobyl accident is still one of the topical problems of forest ecosystems of certain localities in the Czech Republic. This thesis focuses on the evaluation of the results of mass activity values of radiocesium (^{137}Cs) in wild boar meat in the South Bohemia and Moravia-Silesia regions in the period from 2006 to 2021.

The aim of the thesis was to analyse and evaluate the mass activity of ^{137}Cs in the meat of wild boars in selected localities and to assess the mass activity values of ^{137}Cs as a possible source of contamination of the human food chain through the results of ^{137}Cs content measurements obtained from the MonRaS database operated by the State Office for Nuclear Safety. Furthermore, a comparison of ^{137}Cs content with that of the natural radionuclide ^{40}K was also performed.

A total of 1 086 samples of wild boar meat were measured during the period under review, of which 809 (74 %) were measured in the South Bohemia Region and 277 (26 %) in the Moravian-Silesian Region. The mass activity of ^{137}Cs ranged over a wide range from 0.1 to 11 987.1 Bq/kg. Statistically significant differences were found between ^{137}Cs and ^{40}K , and between ^{137}Cs contents in the South Bohemia and Moravia-Silesia regions. Generally higher measured values of ^{137}Cs mass activity were observed in samples from sites of closed forest ecosystems with minimal or no agricultural land and pastures. The calculated effective dose contribution from consumption of wild boar meat was assessed to be negligible and was less than 1% of the general population limit. Despite these results, there is a need to continue to ensure the safety of the food chain and to monitor environmental items in detail.

Keywords

Radionuclide ^{137}Cs , mass activity, wild boar, meat, venison

Obsah

1	Úvod.....	10
2	Cíle práce a hypotézy	11
2.1	Cíl práce	11
2.2	Hypotézy.....	11
3	Přehled současného stavu.....	12
3.1	Fyzikální základy radiační ochrany	12
3.1.1	Zdroje ionizujícího záření	12
3.1.2	Druhy radioaktivních přeměn.....	15
3.1.3	Veličiny a jednotky v radiační fyzice a ochraně.....	17
3.1.4	Zevní ozáření a ochrana před ním.....	19
3.1.5	Vnitřní ozáření a ochrana před ním	20
3.2	Biologické účinky ionizujícího záření.....	22
3.2.1	Účinky na subcelulární systémy a na buňku	22
3.2.2	Nepříznivé tkáňové reakce a stochastické účinky ionizujícího záření	24
3.3	Kritéria a principy radiační ochrany.....	25
3.3.1	Koncepce radiační ochrany.....	25
3.3.2	Základní principy radiační ochrany	26
3.4	Monitorování radiační situace na území ČR.....	29
3.5	Radionuklidy v potravním řetězci a složkách životního prostředí ...	32
3.5.1	Cesium ^{134}Cs , ^{137}Cs	35
3.5.2	Draslík ^{40}K	36
3.6	Problematika kontaminace prasete divokého	36

3.6.1	Biotop prasete divokého.....	37
3.6.2	Složení potravy prasete divokého	38
4	Metodika.....	42
4.1	Lokality odběru v Jihočeském kraji	43
4.2	Lokality sběru v Moravskoslezském kraji	44
4.3	Polovodičová gama spektrometrie – princip metody	45
4.4	Pracovní postup	46
4.4.1	Příprava vzorku.....	46
4.4.2	Stanovení metodou polovodičové gama spektrometrie.....	46
5	Výsledky.....	47
5.1	Monitorování hmotnostní aktivity ^{137}Cs v mase prasat divokých.....	47
5.1.1	Dvouvýběrový t-test pro hodnoty ^{137}Cs v Jihočeském kraji a Moravskoslezském kraji	51
5.2	Monitorování hmotnostní aktivity ^{40}K v mase prasat divokých	52
5.2.1	Dvouvýběrový t-test pro hodnoty ^{137}Cs a ^{40}K v Jihočeském kraji a Moravskoslezském kraji	57
5.3	Monitorování hmotnostní aktivity ^{137}Cs v mase prasat divokých na území Jihočeského kraje.....	58
5.4	Monitorování hmotnostní aktivity ^{137}Cs v mase prasat divokých na území Moravskoslezského kraje.....	61
5.5	Monitorování hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K v ostatních druzích zvěřiny v Jihočeském a Moravskoslezském kraji.....	64
6	Diskuze	66
6.1	Hmotností aktivita ^{137}Cs v mase prasat divokých v závislosti na jednotlivých letech	66

6.2	Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v mase prasat divokých v závislosti s porovnáním hmotnostní aktivity ^{40}K	67
6.3	Hmotností aktivita ^{137}Cs v mase prasat divokých v závislosti na zkoumané lokalitě.....	69
6.4	Výpočet úvazku efektivní dávky	71
7	Závěr	75
8	Seznam použitých zkratk.....	76
9	Seznam použité literatury	77
10	Seznam použitých obrázků	88
11	Seznam použitých tabulek.....	90

1 ÚVOD

Sledování stavu položek životního prostředí v souvislosti s nezávadností potravin je v současnosti věnována veliká pozornost. Již krátce po Černobylské havárii bylo možno na rozsáhlém území Evropy detekovat zvýšené hodnoty ^{137}Cs způsobené touto havárií. Radionuklidy jsou nerovnoměrně obsaženy v půdě, odkud se dostávají přes kořenový systém do rostlin a v rámci potravního řetězce také do organismu zvířat a člověka. Obecně vykazují vyšší obsah ^{137}Cs především produkty lesních ekosystémů, přičemž již v roce 1986 byly zaznamenány zvýšené hodnoty v mase lesní zvěře, zejména prasat divokých. U přírodních ekosystémů v České republice se jedná zejména o půdu s vysokým obsahem organických látek, v níž se ^{137}Cs udržuje v dostupné formě pro přestup do kořenových systémů vegetace. Některé rozsáhlejší ekosystémy byly zasaženy vyšším spadem z Černobylské havárie, jelikož byly v době přechodu kontaminovaných vzdušných mas přes dané území vydatné srážky.

I když je průměrná spotřeba těchto položek potravního řetězce u obyvatel České republiky malá, byly zmíněné komodity zařazeny do sledování jak Státním úřadem pro jadernou bezpečnost, tak i Státní veterinární správou, a to z důvodu zajištění bezpečnosti našeho potravinového řetězce.

2 CÍLE PRÁCE A HYPOTÉZY

2.1 Cíl práce

Cílem diplomové práce je analýza a zhodnocení hmotnostní aktivity ^{137}Cs v mase prasat divokých v monitorovaných lokalitách Jihočeského a Moravskoslezského kraje, a prostřednictvím výsledků měření obsahu ^{137}Cs získané z databáze MonRaS, provozované Státním úřadem pro jadernou bezpečnost, posoudit za období 2006 - 2021 hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs jako možného zdroje kontaminace potravního řetězce člověka. Dále bude provedeno také porovnání obsahu ^{137}Cs s obsahem přírodního radionuklidu ^{40}K .

Na základě získaných dat provést statistickou analýzu a posoudit současný stav kontaminace masa prasat divokých v Jihočeském a Moravskoslezském kraji, k již publikovaným výsledkům z okolních lokalit.

2.2 Hypotézy

1. H_0 = Hmotnostní aktivity přírodního radionuklidu ^{40}K v mase prasat divokých budou dosahovat vyšších hodnot než hmotnostní aktivity ^{137}Cs .
2. H_0 = Hmotnostní aktivity ^{137}Cs v mase prasat divokých v Jihočeském kraji budou dosahovat vyšších hodnot než hmotnostní aktivity ^{137}Cs v mase prasat divokých v Moravskoslezském kraji.
3. H_0 = Úvazek efektivní dávky způsobený konzumací masa prasat divokých obsahující radionuklid ^{137}Cs bude zanedbatelný.

3 PŘEHLED SOUČASNÉHO STAVU

3.1 Fyzikální základy radiační ochrany

Záření obecně představuje procesy, při nichž dochází k přenosu energie prostorem ve formě vln nebo částic. Ionizujícím zářením se nazývá takové záření, jehož kvanta mají natolik vysokou energii, že jsou schopna vyrážet elektrony z atomového obalu a tím látku ionizovat (Ullmann, 2009). S výzkumem ionizujícího záření je úzce spjat objev radioaktivity, kterou se rozumí jev, při kterém dochází k samovolné vnitřní přeměně energetického stavu či složení atomových jader, tj. radioaktivní přeměně. Jádra podléhající této přeměně se nazývají radionuklidy (UNEP, 2016).

3.1.1 Zdroje ionizujícího záření

Zdroje ionizujícího záření se dle původu dělí na přírodní zdroje, vyskytující se nezávisle na činnosti člověka, a umělé, vznikající v důsledku činnosti člověka. K přírodním zdrojům náleží kosmické záření a přírodní radionuklidy. Kosmické záření je jednou z významných složek přírodního radiačního pozadí, které má vliv na celou populaci, nicméně významně se podílí na ozáření osob v letadlech či kosmických lodích. Rozlišují se tři složky kosmického záření, a to: galaktické kosmické záření, sluneční kosmické záření a radiační (van Allenovy) pásy. Přírodní radionuklidy vznikly nebo vznikají výhradně činností přírody a dle mechanismu původu a vzniku se dělí na kosmogenní a terestrální radionuklidy. Kosmogenní radionuklidy vznikají interakcí kosmického záření se stabilními prvky ve vnějším obalu země, např. uhlík ^{14}C , sodík ^{22}Na , tritium ^3H a beryllium ^7Be . Terestrální radionuklidy se dále dělí na radionuklidy primordiální, které vznikly v raných stádiích vesmíru a vlivem dlouhého poločasu rozpadu (více než 10^8 let) se dosud vyskytují na Zemi ve významném množství (izotopy uranu ^{235}U , ^{238}U , draslík ^{40}K , thorium ^{232}Th

atd.), a sekundární radionuklidy, vznikající rozpadem z primordiálních radionuklidů a tvořícími rozpadové řady. Rozpadové řady existují čtyři, a to: uran-radiová (vycházející od uranu ^{238}U), thoriová (vycházející od thoria ^{232}Th), aktiniová (vycházející od uranu ^{235}U) a neptuniová (vycházející od plutonia ^{241}Pu). Poslední z nich se v přírodě nenachází a lze ji získat pouze uměle. Od přírodních radionuklidů obdrží člověk průměrnou roční dávku od 1 do 3 mSv v závislosti na místě, kde žije (Tabulka 1). V případě oblastí s extrémně vysokým přírodním pozadím se roční dávka může pohybovat kolem 20 mSv a více. Průměrná roční efektivní dávka z přírodního ozáření je celosvětově přibližně 2,4 mSv, v České republice (dále jen ČR) se v závislosti na charakteru podloží významně podílí příspěvek radonu a jeho dceřiných produktů, proto je průměrná efektivní dávka ozáření z přírodního poradí na úrovni 3,4 mSv za rok (Navrátil et al., 2014; UNEP, 2016; Havránková et al., 2018).

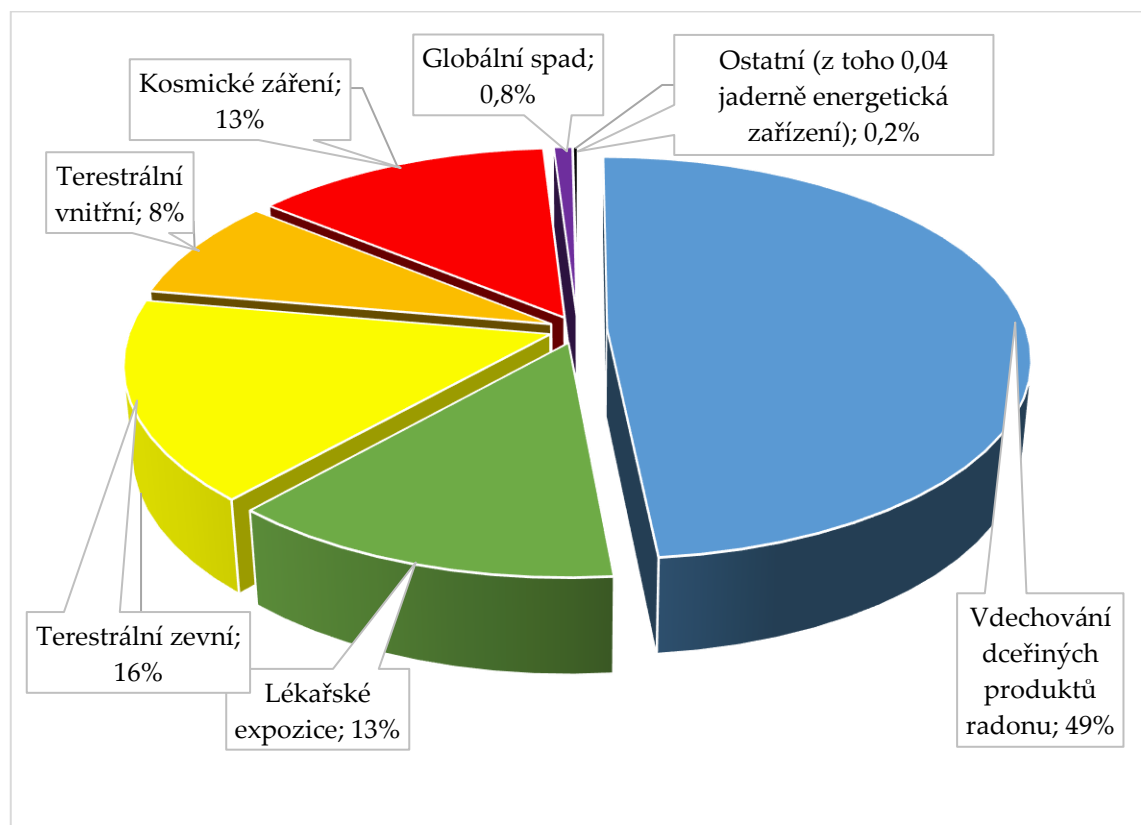
Tabulka 1 – Průměrná roční efektivní dávka (mSv) světové populace ze zevního a vnitřního ozáření od přírodních zdrojů (UNEP, 2016)

Složka ozáření		Roční efektivní dávka (mSv)	
Ozáření	Radionuklidy	Průměr	Extrémní hodnoty
Zevní	Kosmogenní	0,38	2,0
	Terestrální	0,46	4,3
Vnitřní	Kosmogenní	0,01	0,01
	Terestrální bez radonu	0,3	0,6
	Radon (inhalace)	1,2	>10,0
	Radon (ingesce)	0,005	0,1
Celkem		2,4	>17

Umělé zdroje se se zemi nevyskytovaly a jsou zde v důsledku cíleného přínosného využívání jejich radioaktivních vlastností (např. v jaderné energetice, v medicíně k léčení či diagnostice), ale také využití ve vojenském průmyslu

(testování zbraní hromadného ničení a jejich použití), roli zde hrají také havárie při těchto činnostech (Klener et al., 2000; Matoušek et al., 2007). V současnosti patří mezi největší zdroje znečištění životního prostředí umělými radionuklidy zkoušky jaderných zbraní v atmosféře, prováděné v 50. a 60. letech 20. století, a radiační havárie, především Černobylská havárie v roce 1986 (SÚJB, 2023).

I přesto, že jsou v současné době největší obavy soustředěny na umělé zdroje záření (především jaderná zařízení), je zdaleka největší ozáření obyvatelstva způsobeno přírodními zdroji (Obrázek 1) (Havránková et al., 2018).



Obrázek 1 – Rozložení dávek obyvatelstvu (upraveno dle SÚRO, 2023)

3.1.2 Druhy radioaktivních přeměn

Přeměny radioaktivních jader jsou provázeny emisí částice alfa (dále jen α), beta (dále jen β), kvanta elektromagnetického záření gama (dále jen γ) nebo zachyceným elektronu z elektronového obalu (Ullmann, 2009).

S radioaktivní přeměnou α se lze setkat v oblasti těžších jader od olova výše, několik α aktivních jader s nízkou energií částic α a velmi dlouhým poločasem přeměny existuje také v oblasti vzácných zemin. Při emisi částice α se jedná o jádro ${}^4\text{He}$, skládající se ze dvou protonů a dvou neutronů a nesoucí dva elementární kladné náboje. Dceřiné jádro se posune v periodickém systému prvků o dvě místa k nižším hodnotám. Přeměna α může být doprovázena také emisí záření γ . S radionuklidy emitujícími záření α se lze setkat jak v životním prostředí, tak i v souvislosti s jaderným palivovým cyklem. Nejčastěji se jedná o radionuklidy přírodních rozpadových řad. Obecně je z hlediska radiační ochrany nejzávažnějším z těchto nuklidů radon ${}^{222}\text{Rn}$, plynný člen uran-radiové rozpadové řady. Jeho emanace může významně přispívat k radiační zátěži populace žijící v oblastech s větší koncentrací uranu v horninách. Nejčastěji užívanými α aktivními radionuklidy jsou americium ${}^{241}\text{Am}$, plutonium ${}^{238}\text{Pu}$, plutonium ${}^{239}\text{Pu}$, polonium ${}^{210}\text{Po}$. Částice α při průchodu prostředím vytvářejí při srážkách s atomy kladné ionty tím, že vyrážejí elektrony z elektronového obalu atomů – dochází k ionizaci. Vzhledem k tomu, že částice α při ionizaci ztrácejí velmi rychle svou energii, je jejich dosah v prostředí velmi malý. Dosah částic α ve vzduchu je řádově jen několik centimetrů, v pevných látkách mikrometry až desítky mikrometrů. Při dopadu na kůži se záření α absorbuje v horních vrstvách pokožky, kde se nachází pouze mrtvé buňky. Při vnitřní kontaminaci je však energie částic α absorbována přímo v malém objemu tkáně a vzhledem k jejich vysoké biologické účinnosti působí negativně. Z hlediska radiační ochrany, neuvažuje-li se možnost vnitřní kontaminace, představuje problém

doprovodné záření γ , nikoli samotné záření α (Klener et al., 2000; Kloubouček, 2010; Havránková et al., 2020).

Energetické spektrum záření β vypadá zcela odlišně oproti záření α . Produkty přeměny β nejsou jen částice β , tj. elektron nebo pozitron a dceřiné jádro, ale také neutrino nebo antineutrino. Při přeměně β^- se v jádře mateřského radionuklidu přemění jeden neutron na proton a z jádra se emituje elektron a antineutrino. Dceřiné jádro má stejný počet nukleonů jako mateřském, ale v periodickém systému prvků je posunuto o jedno místo k vyšším hodnotám. Přeměna β^+ je obdobná, v jádře se přemění jeden proton na neutron a emituje se pozitron a neutrino, vede však od jádra mateřského radionuklidu na opačnou stranu, tj. dceřiné jádro je v periodickém systému prvků posunuto o jedno místo k nižším hodnotám. Třetím typem radioaktivní přeměny β je elektronový záchyt, který je jediným radioaktivním procesem, na kterém se podílí i elektronový obal atomu. Jádro při něm zachytne elektron z elektronového obalu a dojde při něm k přeměně protonu na neutron za současné emise neutrina. Absorpce elektronu je ekvivalentní emisi jeho antičástice – pozitronu a vznikne opět jako při přeměně β^+ dceřiné jádro, které je v periodickém systému prvků posunuto o jedno místo k nižším hodnotám. Uvolněné místo v elektronovém obalu je zaplněno některým z vnějších elektronů a dochází k emisi charakteristického rentgenového záření (Havránková et al., 2018). Typickým příkladem β^- přeměny je přeměna tritia ^3H . Dalšími často používanými β zářiči jsou kobalt ^{60}Co , cesium ^{137}Cs , jódu ^{131}I a iridium ^{192}Ir . Částice β ztrácejí svoji energii při průchodu prostředím v ionizacích atomů a také v důsledku brzděného záření. Elektrony jsou ve srovnání se zářením α relativně malé a lehké, jsou rozptylovány s malými ztrátami energie a jejich dráha může být značně klikatá. Dosah částic β je vyšší než u částic α , pronikají materiály s nízkou hustotou nebo malou tloušťkou. Vzhledem k průniku do hloubky několika milimetrů jsou částice β nebezpečné především při zevní

kontaminaci, a mohou způsobit radiační dermatitidu (Ullmann, 2009; Navrátil et al., 2019).

Jadernou reakcí zpravidla nevzniká výsledné jádro ve svém základním energetickém stavu. Jak přeměna α , tak i přeměny β mohou vést do energeticky vzbuzeného (excitovaného) stavu dceřiného jádra, pak jsou doprovázeny emisí fotonu záření γ , které vznikají při přechodu těchto jader do základního stavu. Po fyzikální stránce jsou zdroji záření γ většinou radionuklidy β , radionuklidy α méně často. Při přeměně γ se nemění pozice dceřiného jádra v periodickém systému prvků. Příkladem γ zářiče jsou kobalt ^{60}Co , cesium ^{137}Cs nebo technecium $^{99\text{m}}\text{Tc}$. Interakce záření γ s prostředím se výrazně odlišuje od interakcí elektricky nabitých částic. Při průchodu prostředím uvolňují fotony elektricky nabitě částice, které tímto procesem získají dostatečnou energii k tomu, aby byly schopné prostředí ionizovat a excitovat. Záření γ se vyznačuje vysokou pronikavostí (Klener et al., 2000; Tůma, 2009; Klobouček, 2010).

Mimo standartní druhy ionizujícího záření popsaných výše (α , β , γ) se vzácně vyskytují i méně obvyklé druhy. Lze zmínit samovolné (spontánní) štěpení, které vykazují (kromě aktivity α) těžká jádra v oblasti uranů a transuranů. Jedná se o procese, při kterém se jádro mateřského radionuklidu rozštěpí na dvě lehčí dceřiná jádra. Přitom se emituje několik neutronů (zpravidla 2-3) a uvolňuje se značná energie, kterou ve formě kinetické energie odnášejí výsledná jádra a neutrony (Matoušek et al., 2007; Havránková et al., 2018). Pro úplnost je nutno zmínit, že tento výčet procesů radioaktivních přeměn není zdaleka kompletní, nicméně dostačující pro účely této práce.

3.1.3 Veličiny a jednotky v radiační fyzice a ochraně

Jak bylo zmíněno v předchozí kapitole, ionizující záření může být produkováno různými zdroji – radionuklidy, jadernými reaktory, rentgeny,

může přicházet i z kosmu. Aby bylo možné zajistit principy radiační ochrany, které budou popsány v dalších kapitolách, je nutná kvantifikace ozáření prostřednictvím veličin a jednotek, na jejichž základě lze nastavit příslušná ochranná opatření. Mezi základní veličiny patří:

- aktivita definována jako počet radioaktivních přeměn, ke kterým dochází za jednotku času, jednotkou je becquerel (Bq);
- absorbovaná dávka definována jako podíl střední sdělené energie a hmotnosti objemového elementu v daném bodě, kterému byla energie předána, jednotkou je $\text{J} \cdot \text{kg}^{-1}$, nazvaný jako gray (Gy);
- dávkový příkon definovaný jako přírůstek dávky za čas, jednotkou je $\text{Gy} \cdot \text{s}^{-1}$;
- kerma definována jako v daném bodě určený podíl součtu počátečních kinetických energií všech nabitých částic uvolněných nenabitými ionizujícími částicemi v uvažovaném objemu látky o hmotnosti m , jednotkou je $\text{J} \cdot \text{kg}^{-1}$, nazvaný jako gray (Gy);
- kermový příkon definován jako přírůstek kermy za čas, jednotkou je $\text{Gy} \cdot \text{s}^{-1}$;
- ekvivalentní dávka definována jako součin radiačního váhového faktoru W_R , zohledňující rozdílnou biologickou účinnost záření a střední absorbované dávky v orgánu nebo tkáni pro ionizující záření nebo součet takových součinů, jestliže je pole ionizujícího záření složeno z více energií nebo druhů, jednotkou je $\text{J} \cdot \text{kg}^{-1}$, nazvaný jako sievert (Sv);
- efektivní dávka definována jako součet ekvivalentních dávek v jednotlivých tkáních či orgánech vážených tkáňovým váhovým faktorem W_T , vyjadřujícím míru závažnosti ozáření toho kterého orgánu v celotělovém ozáření, jednotkou je $\text{J} \cdot \text{kg}^{-1}$, nazvaný jako sievert (Sv);

- úvazek efektivní dávky definován jako časový integrál příkonu efektivní dávky po dobu τ od příjmu radionuklidu (Havránková et al., 2018).

Hodnoty tkáňových a radiačních váhových faktorů definuje příloha č. 2 k vyhlášce č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje.

3.1.4 Zevní ozáření a ochrana před ním

Zevní ozáření představuje důležitou expoziční cestu a je způsobeno zdroji ionizujícího záření nacházejícími se vně člověka. Na průměrné celkové efektivní dávce se podílí zhruba z jedné poloviny, přičemž je představováno především přírodním zářením a zdravotnickými expozicemi. Pouze malá část je výsledkem úniku umělých radionuklidů do životního prostředí (havárie, zkoušky jaderných zbraní) a jejich kontrolovaným uvolňováním (Navrátil et al., 2014). U pracovníků se zdroji ionizujícího záření je, v důsledku jejich pracovní činnosti, podíl zevního ozáření na kolektivní dávce ještě vyšší. Zevní ozáření představuje prakticky jedinou expoziční cestu na pracovištích s uzavřenými zdroji záření. Také na pracovištích s otevřenými zdroji záření je zevní ozáření dominující expoziční cestou. Pracovními postupy a technologickými opatřeními lze expoziční cestu vnitřní kontaminace obvykle podstatně eliminovat, a teprve jejich selhání ji učiní významnější. Pronikavé složky zevního ozáření však nelze vždy v praxi zcela eliminovat. Též v případě radiačních nehod je to především zevní ozáření, které vede k vážnějším zdravotním následkům. Proto je důležitým úkolem radiační ochrany monitorování zevního ozáření, interpretace měřených veličin a nakonec jejich hodnocení vzhledem k uplatňování opatření, která ozáření regulují, omezují či odstraňují (Klobouček, 2010).

Ochranná opatření redukující individuální zevní ozáření z daného zdroje vychází ze tří základních způsobů nazývaných ochrana časem, ochrana vzdáleností a ochrana stíněním a jejich vzájemné kombinace. Pro redukcí kolektivní dávky lze využít další prostředek – snížení počtu ozářených osob (Klener et al., 2000). Ochrana časem vyplývá z prostého faktu, kdy účinky ionizujícího záření jsou úměrné dávce, a radiační pole je charakterizováno příkonovými veličinami. Násobek redukce doby ozáření se proto bude rovnat násobku redukce dávky. Podobným způsobem lze ohodnotit i dokumentovat ochranu vzdáleností u bodových zdrojů ionizujícího záření, kdy snižování příkonových veličin je přímo úměrné čtverci vzdálenosti. K dostatečnému snížení příkonových veličin v prostorách je nutné využívání i třetího způsobu ochrany – ochrany stíněním. Pro jednotlivé druhy ionizujícího záření je vhodný jiný stínící materiál, jehož tloušťka závisí na materiálu stínění, energii a druhu ionizujícího záření a na požadovaném zeslabení (Kubinyi et al., 2018).

Plánování opatření ochrany obyvatelstva pro případ radiační havárie je zavedeno v tzv. zóně havarijního plánování (dále jen ZHP) v okolí jaderných elektráren Temelín a Dukovany na základě vypracovaných havarijních plánů. Součástí plánované ochrany před zevním ozářením je ukrytí v budovách, evakuace či dokonce přesídlení, pokud nelze zajistit nepřekročení stanovených referenčních hodnot ozáření po havárii (SÚJB, 2023).

3.1.5 Vnitřní ozáření a ochrana před ním

Vnitřním ozářením se rozumí situace, kde je živý organismus ozařován ionizujícím zářením, které vysílají radionuklidy přítomné v organismu (Falandysz a Borovička, 2015). Může se jednat o vnitřní kontaminaci, vzniklou po příjmu přírodních či umělých radionuklidů, o lékařské použití radionuklidů, nebo o přítomnost přírodních radionuklidů v organismu v přírodní izotopické

směsi prvku, který je normální součástí organismu (Hohmann et al., 2005). Radionuklidy se do organismu mohou dostat několika cestami:

- inhalací, tj. vdechnutím ve formě radioaktivních plynů a aerosolů se vzduchem;
- ingescí, tj. přechodem radioaktivního materiálu ústy do zažívacího traktu;
- přes kůži, tj. přestupem poraněním přes kůži, popř. některé látky jsou schopné difundovat a proniknout i přes kůži neporušenou (např. tritium);
- cílenou aplikací radiofarmaka (většinou intravenózní či perorální) (Havránková et al., 2020).

Jakmile je radionuklid přítomen v těle, jeho biokinetika je velmi složitá a jeho osud určují fyzikálně chemické a chemické vlastnosti. Některé radionuklidy, označující se jako biogenní, se zabudovávají v organismu namísto přirozených prvků. Příkladem je stroncium, nahrazující vápník v kostní tkáni, nebo cesium, nahrazující draslík ve svalech. Dalším biogenním radionuklidem je radioaktivní jód, který se kumuluje ve štítné žláze, čímž může způsobit poruchy její činnosti (Havránková et al., 2020).

Vnitřní kontaminace je nejnebezpečnější, jelikož je při ní organismus zářením zatěžován dlouhodobě a zevnitř (radionuklid se metabolizuje a dle své chemické povahy hromadí v cílových orgánech. Pro zabránění kontaminace je nutné dodržování obecných pravidel hygieny, při práci s radionuklidy nekonzumovat, používat ochranné rukavice, s těkavými látkami pracovat v digestoři atd. Ochrana před ingescí radionuklidů se provádí kontrolou obsahu radionuklidů v pitné vodě a potravinách, popř. vyloučením ze zásobování obyvatelstva vody

a potravin, které nesplňují příslušné požadavky na obsah radionuklidů (Klener et al., 2000; Havránková et al., 2018).

Pro případ radiační havárie se v ZHP plánuje a zajišťuje tzv. jódomá profylaxe (podání tablet jodidu draselného s neaktivním jódem na ochranu štítné žlázy). Další významnou ochranou před vnitřní kontaminací je také ukrytí a případná ochrana dýchacích cest před vnitřní kontaminací, např. respirátorem nebo dýchacím přístrojem s filtrem. V případě radiační havárie by byla zavedena také regulace spotřeby vody a potravin z místních zdrojů kontaminovaných radionuklidy (SÚJB, 2023).

3.2 Biologické účinky ionizujícího záření

V přechodí kapitole bylo popsáno, že primární působením ionizujícího záření na látku je interakce kvant tohoto záření s elektronovým obalem atomů, ojedinele také s atomovými jádry. Důsledkem těchto procesů je excitace a ionizace atomů vedoucí k fyzikálním změnám a chemickým reakcím, a v případě živého organismu pak také k biochemickým změnám. Úplné popsání efektu ionizujícího záření na živé organismy nebylo úkolem této práce. Zde jsou vybrány úseky, které mají největší význam z hlediska radiobiologie.

3.2.1 Účinky na subcelulární systémy a na buňku

Poškození na subcelulární úrovni může být způsobeno přímým radiačním zásahem cílových molekul (jejich excitací a ionizací) v závislosti na lineárním přenosu energie, který popisuje množství energie, kterou ionizující záření předá tkání na dráze jednoho mikrometru. Pravděpodobnost zásahu organické molekuly je totiž relativně malá oproti mechanismům spojených s tvorbou reaktivních metabolitů z vody. Biologické systémy obvykle obsahují vysoké procento vody a značná část energie se proto absorbuje právě ve vodě, kdy

výsledkem této radiolýzy vody vznikají vysoce reaktivní produkty jako je hydroxylový radikál OH^\bullet , vodíkový radikál H^\bullet , hydratovaný elektron e_{aq} a v přítomnosti kyslíku vzniká také značné množství peroxidu vodíku H_2O_2 . Všechny tyto produkty radiolýzy vody mohou vyvolávat sekundární reakce s biologickými molekulami, a jedná se tedy o nepřímý účinek záření – na rozdíl od přímého, kdy je energie záření přenesena bezprostředně na biologickou molekulu (Havránková et al., 2020). Reaktivní metabolity vzniklé radiolýzou vody modifikují aminokyselinové jednotky na proteinech, čímž se mění jejich konformace a tato změna má za následek omezení nebo ztrátu původní biologické funkce. Změněné funkční skupiny aminokyselin mohou vytvářet s jinými látkami, ale také mezi sebou navzájem, další vazby, čímž se zásadně mění podstata proteinu. Nahromaděné poškozené proteiny mohou samy působit peroxidačně a poškozovat další struktury, zejména jiných proteinů nebo deoxyribonukleové kyseliny (dále jen DNA) (Kuna et al., 2005; Havránková et al., 2018).

Postradiační změny na molekule DNA jsou závislé na struktuře, konformaci a velikosti molekuly. Ozáření vyvolává zlomy, které se mohou týkat obou řetězců dvoušroubovice DNA a vedou k fragmentaci molekuly na více úseků s menší molekulovou hmotností. Následně mohou vznikat nové vazby mezi dvěma molekulami DNA navzájem anebo uvnitř jedné molekuly DNA. Výsledným efektem, iniciovaným ionizujícím zářením na genomu, jsou bodové mutace jednotlivých nukleotidových párů (adice, konverze, delece) a chromozomální translokace (Klener et al., 2000; Havránková et al., 2020).

Co se týče citlivosti buněk k ionizujícímu záření, stále platí základní radiobiologický zákon z roku 1906 formulovaný francouzskými vědci Bergonié a Tribondeauovou, že radiosenzitivní tkáně jsou tkáně s velkým počtem rychle se dělících málo diferencovaných buněk. Oproti tomu radiorezistentní jsou tkáně

s málo se dělicími nebo nedělicími se diferencovanými buňkami. Zlomy DNA a následně chromozomální aberace bývají většinou neslučitelné s životními funkcemi buněk. Nejčastěji dochází k zániku buněk při pokusu o dělení, kdy neproběhne zdárně separace chromozomů do dceřiných buněk. Zůstane tedy buňka, která následně zahyne. Některé typy aberací zachovávají v buňce prakticky všechny geny, kromě místa zlomu, ve funkčním stavu. Takovéto buňky se mohou dále dělit, avšak jejich vlastnosti mohou být pozměněné. Buňky s pozměněnými vlastnostmi jsou nebezpečné pro organismus, jelikož mohou vést k nádorovému bujení (Klener et al., 2000; Havránková et al., 2020).

3.2.2 Nepříznivé tkáňové reakce a stochastické účinky ionizujícího záření

Ozáření člověka může vyvolat některé chorobné změny, které se projevují v průběhu dnů až týdnů, jiné v průběhu roků a desetiletí. Účinky ionizujícího záření lze z hlediska integrovaného savčího organismu dělit na nepříznivé tkáňové reakce, u kterých při dosažení určitých dávek efekt zákonitě nastává, a stochastické, kdy s rostoucí dávkou stoupá pravděpodobnost poškození (Dienstbier, 2010).

Nepříznivé tkáňové reakce jsou podmíněny buněčnými ztrátami v důležitých buněčných populacích a předpokládají existenci projevů zjiřitelných zevním (makroskopickým) pozorováním, které se u člověka kryjí s pojmem klinické příznaky (ICRP, 2007). Se stoupající dávkou záření dojde k vzestupu počtu inaktivovaných elementů buněčné populace relevantního pro daný deterministický efekt. Malé buněčné ztráty dokáže organismus „tolerovat“, tj. odpovídající funkce není porušena. Dosáhne-li buněčná ztráta určitého prahu vzhledem ke sledovanému efektu, zjišťuje se přítomnost nepříznivých tkáňových reakcí (Hrušovský a Beneš, 1985; Havránková et al., 2020). Z mechanismu těchto účinků zákonitě vyplývá, že se týkají pouze ozářených tkání a na rozdíl od

účinků stochastických mají charakteristický klinický obraz. Lze je tedy odlišit od obdobných syndromů neradiačního charakteru. Vzhledem k jejich povaze (poškození orgánů a tkání) mohou být nepříznivé tkáňové reakce pouze somatické a ani při zasažení pohlavních buněk se nepřenášejí do potomstva. Mezi nepříznivé tkáňové reakce patří např. radiační dermatitida nebo akutní nemoc z ozáření, která má se vzrůstající dávkou několik forem a to hematopoetickou, gastrointestinální a neurovaskulární (Kuna et al., 2005; Havránková et al., 2018).

O charakteru mutací buněk bylo pojednáno již v kapitole 2.2.1. Tyto subcelulární a buněčné mechanismy jsou patogenetickým podkladem pro dvě kategorie pozdních účinků, které jsou charakterizované některými společnými rysy. Patří sem dědičné poruchy vyvolané zářením, které mají vztah k mutacím gametickým (v buňkách zárodečných) a nádory, které mají vztah k mutacím somatickým (v buňkách tělesných tkání mimo gonády). Pro obě kategorie stochastických účinků je společné, že nádory a hereditární nepříznivé projevy se běžně vyskytují i v neozářené populaci. Je dostatek důkazů o tom, že působením ionizujícího záření se zvyšuje pravděpodobnost výskytu těchto projevů, nicméně jejich klinický obraz ani další charakteristiky nedovolují v individuálním případě rozlišit, zda se jedná o následek ozáření nebo poruchu v rámci spontánního výskytu (Klener et al., 2000; Kuna et al., 2005).

3.3 Kritéria a principy radiační ochrany

3.3.1 Koncepce radiační ochrany

V souladu s obecnými principy ochrany zdraví před působením faktorů životního prostředí a technického rozvoje je cílem radiační ochrany zabezpečit dostatečnou úroveň ochrany zdraví, a přitom umožnit přínos z využití jaderné energie a zdrojů ionizujícího záření. K ujasnění, co znamená dostatečná úroveň

ochrany zdraví, je třeba připomenout, jak již bylo zmíněno, že ozáření může vést k nepříznivým tkáňovým reakcím, které jsou spojeny se zánikem buněk a následnou ztrátou funkce tkání a orgánů. Tyto změny mají charakteristický klinický průběh a nastávají až po překročení určité dávky (prahu) v příslušných tkáních a orgánech. Z hlediska nepříznivých tkáňových reakcí tedy existují dávky s nulovou intenzitou hodnoceného účinku (podprahové) (Havránková et al., 2018; Navrátil et al., 2019). Ochrana proti nepříznivým tkáňovým reakcím, jejich úplné vyloučení, spočívá v zamezení dosažení prahových dávek pro jednotlivé tkáně a orgány. Dochází tedy ke stanovení závazných limitů pro tkáňové dávky (Kubinyi et al., 2019).

Druhým typem, také již zmíněných, významných biologických změn v důsledky ozáření jsou stochastické účinky, jež jsou důsledkem změn v buňkách přeživších ozáření. V jejich případě nejsou známy žádné dávky, pod nimiž by ke vzniku nádorů nemohlo dojít (Havránková et al., 2020). Nelze tedy vznik těchto poškození po ozáření zcela vyloučit, lze pouze omezit pravděpodobnost jejich vzniku na úroveň přijatelnou pro jednotlivce a společnost (Kubinyi et al., 2019).

3.3.2 Základní principy radiační ochrany

Z obecných úvah o motivech konání a rozhodování platí poznání, že lidé konají nějakou činností, pokud jim přináší větší výhody a přínos, než činí spojené nevýhody a náklady, tedy dostatečně čistý přínos. Bude tedy mít nároky na přiznání přijatelnosti jen takto zdůvodněná činnost, která povede k ozáření lidí (Klener, 2000). Tento princip radiační ochrany se nazývá zdůvodnění. Při posuzování, zda je navrhovaná činnost zdůvodněna, tj. přináší dostatečný čistý přínos, vstupují do analýzy veškeré přínosy i náklady a ztráty, nikoli pouze ty, které jsou poskytovány některým skupinám osob. Jedná se o přínosy a ztráty, z nichž některé lze vyčíslit, ale některé však jen těžko, pokud vůbec. Rozhodování o nových činnostech, např. využití nových zdrojů energie, je

zpravidla velmi komplexní a zahrnuje uvážení mnoha hledisek politických, národnostních, hospodářských, vojenských, ekologických atd. Z toho je patrné, že se jedná většinou o významná, a ne příliš častá rozhodnutí. Proces zdůvodňování se uplatňuje nejen při rozhodování o nových činnostech, ale také při sledování stávajících činností a jejich reziví na základě nových informací o jejich důsledcích nebo efektivitě (Ullmann, 2009; Kubinyi et al., 2019)

Jaké ozáření, ať již obyvatel nebo personálu, způsobí určitá činnost, je výsledkem volby technologických opatření a postupů při projekci a výstavbě, ale také důsledkem každodenní realizace činnosti v konkrétním uspořádání procesu užití zdrojů. Dalším principem radiační ochrany je optimalizace, jejímž cílem je dosažení a udržení takové úrovně radiační ochrany, aby ozáření fyzické osoby a životního prostředí bylo tak nízko, jak lze rozumně dosáhnout při uvážení hospodářských a společenských hledisek. Optimalizace je někdy nazývána jako princip ALARA – akronym „as low as reasonable achievable“) (Klener, 2000; Kubinyi et al., 2018).

Dalším principem radiační ochrany jsou dávkové limity. Limitem ozáření je kvantitativní ukazatel pro omezení celkového ozáření fyzických osob z činností v rámci plánovaných expozičních situací. Limitům ozáření nepodléhá lékařské ozáření. Limity se dělí na obecné limity pro obyvatele, dále na limity pro radiační pracovníky a limity pro žáky a studenty. Limitní hodnoty efektivních a ekvivalentních dávek pro jednotlivé limity ozáření jsou uvedeny v Tabulce 2. Jelikož jsou limity ozáření uváděné ve veličinách, které nejsou přímo měřitelné, jsou stanoveny tzv. odvozené limity. Jedná se o pomocné kvantitativní ukazatele vyjádřené v přímo měřitelných veličinách, sloužící ve vybraných případech k prokazování, že limity pro radiační pracovníky nebyly překročeny. Státní úřad pro jadernou bezpečnost (dále jen SÚJB) může v rámci udělování povolení k činnostem v souvislosti s expozičními situacemi stanovit tzv. autorizované

limity, které jsou závazné kvantitativní ukazatele stanovené zpravidla jako výsledek optimalizace radiační ochrany pro jednotlivý zdroj záření nebo jednotlivou radiační činnost (Havránková et al., 2018).

Tabulka 2 – Dávkové limity (upraveno dle Havránková et al., 2018)

	Součet efektivních dávek ze zevního ozáření a úvazků efektivních dávek z vnitřního ozáření	H _T pro oční čočku	Pro průměrnou H _T v 1 cm ² kůže	Pro H _T na ruce od prstů až po předloktí a na nohy od chodidel až po kotníky
Obecné limity pro obyvatele	1 mSv/rok	15 mSv/rok	50 mSv/rok	–
Limity pro radiační pracovníky	20 mSv/rok*	100 mSv/5 let a současně 50 mSv/rok	500 mSv/rok	500 mSv/rok
Limity pro žáky a studenty	6 mSv/rok	15 mSv/rok	150 mSv/rok	150 mSv/rok
* Pokud dojde při optimalizace radiační ochrany ke zjištění, že nelze pro určitou radiační činnost dodržet limit pro radiační pracovníky pro určité období, může SÚJB na základě posouzení úrovně radiační ochrany a rizik plynoucích z ozáření rozhodnutím schválit jiný způsob čerpání tohoto limitu v čase (dle vyhlášky č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje – nejvýše 100 mSv za 5 po sobě jdoucích kalendářních let a současně 50 mSv za jeden kalendářní rok).				

Posledním principem radiační ochrany je zajištění bezpečnosti zdrojů. Bezpečnost a ochrana zdrojů má být zajištěna řádným řízením, systémem zabezpečení jakosti, dobrou technikou, výcvikem, vzděláváním personálu a bezpečnostní kultura musí usměrňovat přístupy a chování při používání zdrojů. Jednotlivé typy zařízení a přístrojů podléhají typovému schválení dle právního prováděcího předpisu o typovém schvalování. Jsou povinné pravidelné kontroly zařízení v rozsahu stanoveném v programu zajištění jakosti

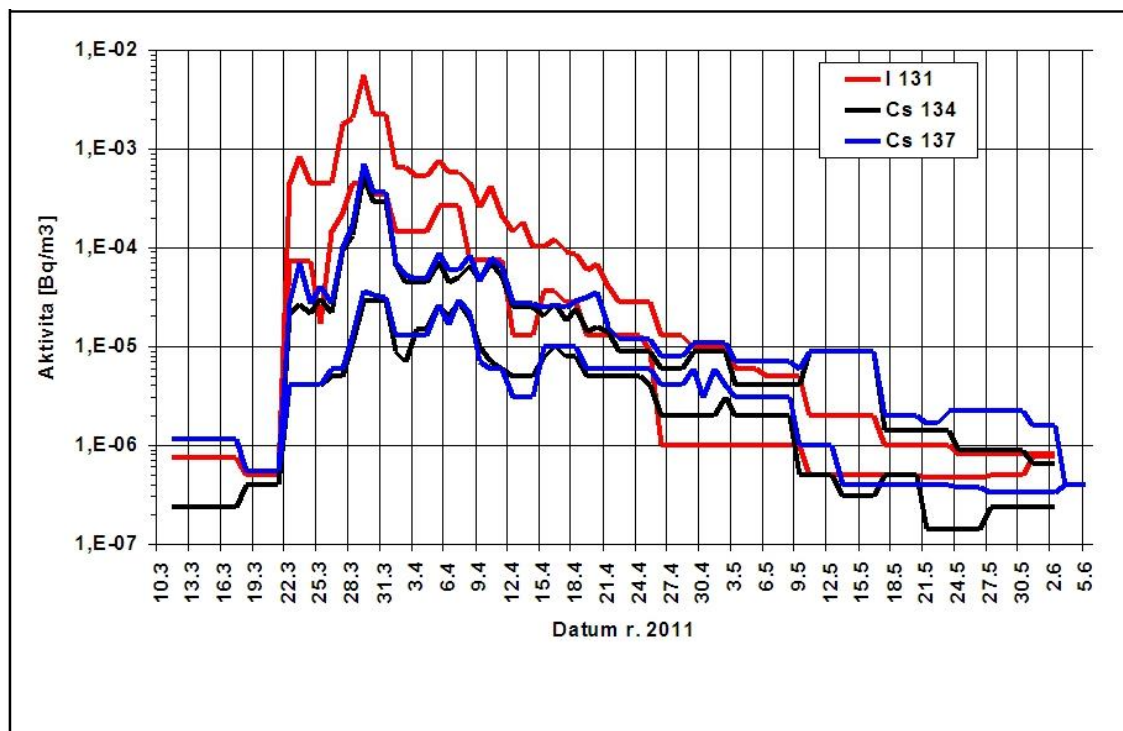
(zkoušky dlouhodobé stability a provozní stálosti), taktéž provedená analýza možných nestandardních situací a stavů, včetně fyzického poškození a zcizení zdroje záření, a ve vnitřním havarijním plánu mít stanovena opatření, která je řeší. Musí být znemožněno neautorizované proniknutí pro primárního svazku a jeho blízkosti (Tůma, 2009; Kubinyi et al., 2018).

3.4 Monitorování radiační situace na území ČR

Monitorování radiační situace na území ČR je zajišťováno prostřednictvím celostátní Radiační monitorovací sítě, jejíž činností je pověřen SÚJB. Na vlastním monitorování radiační situace se vedle SÚJB, Státního ústavu radiační ochrany a provozovatele jaderných elektráren podílejí také Ministerstvo vnitra, Ministerstvo obrany, Ministerstvo financí, Ministerstvo životního prostředí a Ministerstvo zemědělství. Data z monitorování radiační situace slouží ke sledování a posuzování stavu ozáření, hodnocení radiační situace a v případě radiační havárie, pro rozhodování o opatřeních vedoucích k odvrácení nebo snížení ozáření. Zpracování, ukládání a zveřejňování výsledků z monitorování radiační situace je realizováno programovým prostředkem MonRaS, ve kterém jsou zveřejňována data pro jednotlivé kraje ČR, včetně zón havarijního plánování (SÚJB, 2023).

Monitorování radiační situace na území ČR je věnována dlouhodobá pozornost. Za počátek systematického plošného monitorování je považován začátek dubna 1986, kdy byla usnesením vlády zřízena Celostátní radiační monitorovací síť, která se po havárii v jaderné elektrárně Černobyl začala velmi rychle rozvíjet do současné podoby (Kaňková, 2007; Škrkal et al., 2015). Její schopnost reagovat na aktuálně vzniklou situaci byla dále prověřena v reálných podmínkách v období březen – květen 2011, a to při monitorování dopadů havárie japonské jaderné elektrárny Fukušima na radiační situace na území ČR (Obrázek 2). Pro porovnání černobylské a fukušimské havárie – v době průchodu

vzdušiny kontaminované radionuklidy z havárie v Černobylu dosahovaly aktivity jódu ^{131}I a cesia ^{137}Cs desítky Bq/m^3 , tyto hodnoty byly více než 1000x vyšší než v případě havárie ve Fukušimě (Škrkal et al., 2013).



Obrázek 2 – Maxima a minima objemové aktivity uvedených radionuklidů v ovzduší ČR (SÚJB, 2019)

Monitorování radiační situace na území ČR upravuje zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon, vyhláška č. 360/2016 Sb., o monitorování radiační situace, a vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje. V návaznosti na výše uvedené právní předpisy byl v roce 2018 zpracován Národní program monitorování (dále jen NPM), jehož účelem je stanovení rozsahu zajištění monitorování radiační situace na území ČR a upřesnění požadavků na předávání dat do datového střediska SÚJB, včetně datových rozhraní a datových formátů. NPM je platný ode dne jeho vydání, tedy 1. ledna 2019 (SÚJB, 2023).

V současné době se ve složkách životního prostředí na území ČR nachází řada umělých radionuklidů. Jedná se zejména o cesium (^{137}Cs , dříve také ^{134}Cs), stroncium (^{90}Sr), tritium (^3H), uhlík (^{14}C), krypton (^{85}Kr), jód (^{131}I) a Plutonium (^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu) (Tabulka 2) (Beresford et al., 2016). Hlavním zdrojem kontaminace životního prostředí zmíněnými radionuklidy byly zkoušky jaderných zbraní prováděné v 50. a 60. letech 20. století, a havárie jaderných elektráren v Černobylu a Fukušimě (Garger et al., 2006; Matoušek et al., 2007).

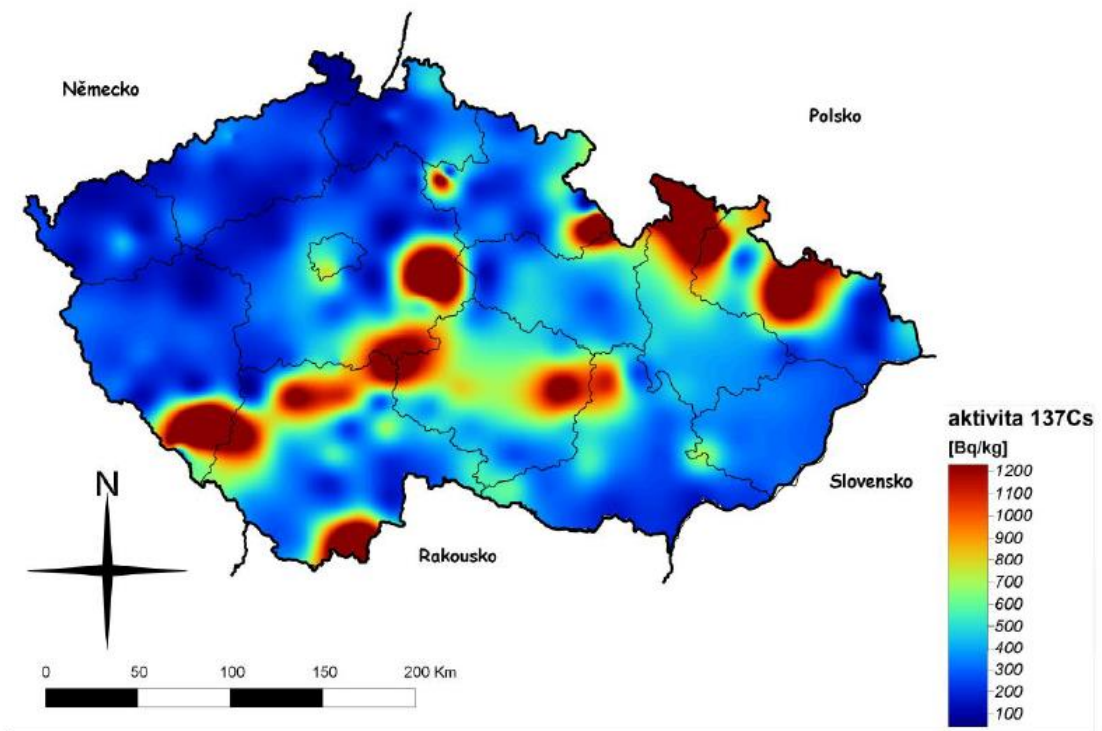
Tabulka 3 – Vybrané umělé radionuklidy (upraveno dle SÚJB, 2023)

Radionuklid	Poločas rozpadu	Emitované záření	Původ
Cesium (^{137}Cs)	30 let	β , γ	Zkoušky jaderných zbraní, havárie jaderných elektráren, výpusti jaderných zařízení
Cesium (^{134}Cs)	2 roky	β , γ	Havárie jaderných elektráren, výpusti jaderných zařízení
Stroncium (^{90}Sr)	27,7 let	β	Zkoušky jaderných zbraní, výpusti jaderných zařízení
Tritium (^3H)	12,26 let	β	Kosmického původu, zkoušky jaderných zbraní, výpusti jaderných zařízení
Uhlík (^{14}C)	5730 let	β	Kosmického původu, zkoušky jaderných zbraní, výpusti jaderných zařízení
Krypton (^{85}Kr)	10,7 let	β	Kosmického původu, zkoušky jaderných zbraní, výpusti jaderných zařízení
Jód (^{131}I)	8 dní	β , γ	Havárie jaderných elektráren, výpusti jaderných zařízení a pracovišť nukleární medicíny
Plutonium (^{238}Pu)	86,4 let	α	Zkoušky jaderných zbraní, výpusti jaderných zařízení
Plutonium (^{239}Pu , ^{240}Pu)	2,439. 10^4 let 6580 let	α	Zkoušky jaderných zbraní, výpusti jaderných zařízení

3.5 Radionuklidy v potravním řetězci a složkách životního prostředí

Obsah umělých radionuklidů v životním prostředí je sledován především ve vodách, ovzduší a půdě. Pravidelné monitorování ve zmíněných složkách životního prostředí se provádí i za obvyklé radiační situace a jeho cílem je především včasné zjištění odchylek aktivity vzorků od dlouhodobých průměrů. Zjišťovány jsou především tzv. klíčové radionuklidy, mezi které patří zejména cesium ^{137}Cs a stroncium ^{90}Sr (Čevinková, 2017). Pro kontrolu správného nastavení měřících přístrojů je sledován také přírodní radionuklid draslík ^{40}K . V rámci monitorování obsahu radionuklidů ve vodě se plošně monitorují umělé radionuklidu ve vodních tocích, rybnících, nádržích, pitné vodě, vodárenských kalech a říčních sedimentech. Odběrová místa jsou situována tak, aby došlo k pokrytí celého území ČR, zejména pak v okolí jaderných elektráren. Mimo tzv. terestální radionuklidy (např. radium ^{226}Ra a jeho dceřiné produkty nebo draslíku ^{40}K), se do vod dostávají radionuklidy také důsledkem lidských činností. V okolí jaderných elektráren se sledují aktivity radionuklidů v potravním řetězci a složkách životního prostředí (Dvořák, 2012). Obsah radionuklidů v ovzduší se v ČR zjišťuje měřením aktivity aerosolů a spadů. Odběry aerosolů jsou prováděny odběrovými zařízeními opatřenými vhodným filtrem, kterým je prosáván vzduch. Odběrová zařízení jsou umístěná ve vybraných místech reprezentujících celé území. Filtr s kontinuálně odebíraným aerosolem je obměňován v pravidelných intervalech a následně vyhodnocován pomocí polovodičové gama spektrometrie. Díky vysoké citlivosti měření lze monitorovat i malé, kvantitativní a kvalitativní změny obsahu umělých radionuklidů v atmosféře a sledovat časové průběhy, ze kterých lze odhadnout radiační zátěž obyvatelstva z inhalace. Spady se sbírají do sběrných nádob umístěných 1 až 2 m nad zemí, a to po dobu 1 měsíce. Poté se také provádí vyhodnocování vzorků pomocí polovodičové gama spektrometrie (Škrkal et al., 2013). Obsah

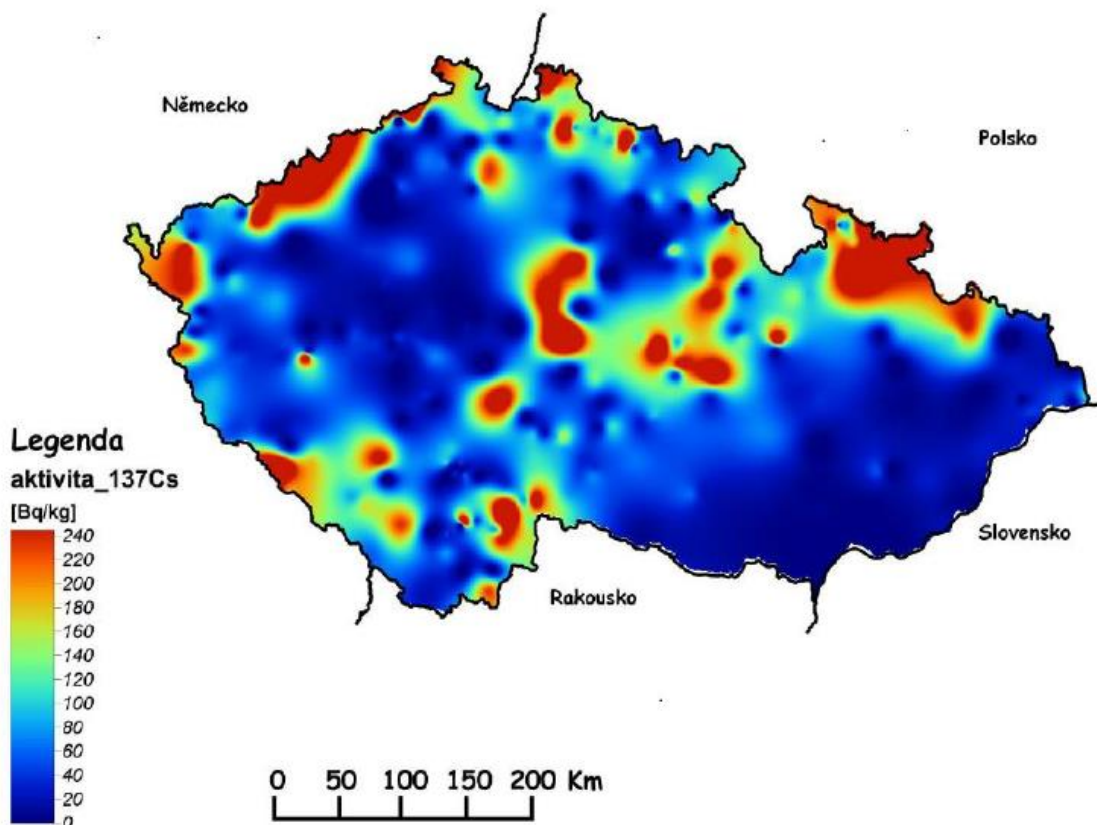
radionuklidů v půdě se stanovuje jejich obsahem na povrchu půdy v terénu (tzv. měření in-situ) nebo v odebraných vzorcích půdy. Místa provádění odběrů jsou volena dle potřeby. Obsah ^{137}Cs v půdách je značně variabilní a souvisí s množstvím počernobylských srážek (SÚJB, 2023). Největší kontaminace byla v pásu od severní Moravy přes Českomoravskou vrchovinu až do jižních Čech, kde při průchodu kontaminovaných vzdušných mas došlo k intenzivním srážkám (Obrázek 3) (Pilátová, 2011).



Obrázek 3 – Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v půdě odebrané na území ČR v roce 1995 (Pilátová, 2011)

Monitorování obsahu radionuklidů ve vybraných položkách potravního řetězce slouží k posouzení radiační zátěže obyvatelstva z ingesce. Výběr jednotlivých položek, četnost a určení míst odběrů vzorků z nich umožňuje stanovovat dlouhodobé průměry obsahu radionuklidů v těchto položkách a zároveň umožňuje včas zjistit případné zvýšení průměrných hodnot (Kovalčík, 2014). S ohledem na možnosti, jak se radionuklidy mohou do potravního řetězce

dostat (tj. zejména přenosem z vody a půdy) a stravovací zvyklosti obyvatel ČR, jsou sledovány obsahy radionuklidů zejména v těchto položkách: mléko (čerstvé a sušené), maso (drůbeží, vepřové, hovězí, divoké zvěře), ryby, lesní plody (borůvky), houby (jedlé, dle sezóny), brambory, případně i med. Vzorky jsou odebírány jak v přírodě či u producentů, tak i z obchodní sítě. Sledovanou veličinou je hmotnostní nebo objemová aktivita příslušného radionuklidu. V roce 2006 bylo zahájeno monitorování vzorků tzv. smíšené stravy, které je složena z potravin v množství a skladbě odpovídajícím potravnímu koši obyvatel ČR. Součástí monitorování složek potravního řetězce je také stanovování obsahu radionuklidů v krmivech (krmné směsi, siláž, seno). Vysoká variabilita obsahu cesia ^{137}Cs v potravním řetězci je opět dána nerovnoměrným spadem po černobylské havárii na území ČR (Obrázek 4) (SÚJB, 2023).



Obrázek 4 – Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v houbách na území ČR v letech 2004-2012 (Škrkal et al., 2012)

3.5.1 Cesium ^{134}Cs , ^{137}Cs

Radioaktivní formy cesia se uvolňují během štěpení uranu, jsou nestabilní a radioaktivním rozpadem se mění na další, více stabilní prvky (Klobouček, 2010). Hlavními izotopy cesia jsou ^{134}Cs a ^{137}Cs , které se rozpadají a přeměňují na další izotopy, přičemž dochází k vyzařování radioaktivního záření β a γ (Aaseth et al., 2019).

^{134}Cs se přeměňuje na baryum ^{134}Ba a xenon ^{134}Xe a jeho poločas rozpadu jsou 2 roky. Tento radionuklid je ve vzdušném aerosolu přítomen zejména v důsledku dřívějších zkoušek jaderných zbraní a v malém množství také ve výpustech jaderných elektráren (Greenwood a Earnshaw, 1993). V současnosti je jeho aktivita ve složkách životního prostředí a potravním řetězci, vzhledem k jeho poločasu přeměny, pod mezí detekce (Ojovan a Lee, 2019).

^{137}Cs se přeměňuje na neradioaktivní baryum ^{137}Ba a jeho poločas rozpadu je 30 let (Almgren et al., 2008). Vzhledem k jeho vysoké rozpustnosti a snadnému šíření v přírodě patří k nejvýznamnějším radionuklidům z hlediska dlouhodobé kontaminace životního prostředí (Jursík, 2002). Vstřebává se jak do živých organismů, tak do dřevin a rostlin. Především pak do hub a lesních plodů, které pak potravním řetězcem kontaminují maso zvěře, proto se jedná o prvek důležitý z hlediska možné vnitřní kontaminace (Krebs, 2006). Na území ČR byly doposud zaznamenány dva hlavní zdroje kontaminace – zkoušky jaderných zbraní v atmosféře a havárie jaderné elektrárny Černobyl. V důsledku zkoušek jaderných zbraní dosahovala plošná aktivita ^{137}Cs na povrchu půdy v polovině 60. let na území tehdejšího Československa až 4000 Bq/m^2 . Po částečném poklesu došlo k dalšímu zvýšení plošné aktivity, a to v důsledku havárie v Černobylu, kdy došlo ke kontaminaci rozsáhlého území Evropy (Bučina et al., 1988). Od té doby aktivita ^{137}Cs na území ČR postupně klesá a nyní se hodnoty plošné aktivity pohybují řádově ve stovkách Bq/m^2 (vyšší koncentrace jsou pozorovány pouze

v místech, kde došlo v důsledku srážek k vymytí většího množství ^{137}Cs z radioaktivního mraku po havárii v Černobylu (Škrkal et al., 2017).

3.5.2 Draslík ^{40}K

Draslík ^{40}K je všeobecně rozšířeným radioizotopem draslíku s velice dlouhým poločasem rozpadu $1,25 \cdot 10^9$ let. Přeměňuje se β^- radioaktivitou (89 %) na základní stav vápníku ^{40}Ca a elektronovým záchytem (11 %) na argon ^{40}Ar – k dalším rozpadům nedochází, jelikož oba tyto dceřiné izotopy jsou stabilní (Klobouček, 2010).

Přítomnost draslíku ^{40}K je dominantním zdrojem radioaktivity uvnitř organismu živočichů, včetně člověka. Radioizotop draslíku ^{40}K tvoří 0,0117 % přírodní směsi draslíku, 1 g draslíku má aktivitu asi 31 Bq. Lidské tělo obsahuje průměrně 140 g draslíku, což znamená, že průměrná aktivita ^{40}K v lidském těle je 4340 Bq. Množství draslíku v těle nezávisí na jeho příjmu, ale je řízeno homeostatickou rovnováhou (Straka, 2019).

3.6 Problematika kontaminace prasete divokého

Vyšší hodnoty kontaminace ^{137}Cs v mase prasat divokých byly zaznamenány v ČR již krátce po havárii v jaderné elektrárně Černobyl (Kliment a Bučina, 1988). Produkty z přírodních ekosystémů – zvěřina, houby, lesní plody – vykazují vyšší obsah ^{137}Cs po celou dobu od černobylské havárie do dnešních dnů. I přesto, že je jejich průměrná spotřeba u obyvatelstva v ČR malá, došlo k zařazení těchto produktů do sledování v rámci radiační monitorovací sítě (Škrkal et al., 2015).

Co se týče aplikace nejvyšší přípustné radioaktivity potravin za podmínek přetrvávajícího ozáření některých druhů divoké zvěře v určitých lokalitách ČR v důsledku havárie v Černobylu, ustanovení nejvyšších přípustných úrovní radioaktivní kontaminace ve vyhlášce SÚJB 307/2002 Sb., o radiační ochraně

(600 Bq/kg), platila pouze do vstupu ČR do Evropské unie (dále jen EU). Poté je nutno přímo aplikovat příslušná nařízení EU uvádějící nejvyšší hodnoty přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin při dovozu do EU ze třetích zemí. Tato nařízení nijak neregulují nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin v rámci EU za normální radiační situace. Státní veterinární správa se proto obrátila na SÚJB z důvodu odborného posouzení limitu 600 Bq/kg. Z důvodu zachování konzistentního přístupu k regulaci spotřeby kontaminovaných potravin a nepřítomnosti závazných hodnot nejvyšších přípustných úrovní radioaktivní kontaminace potravin, SÚJB považuje za rozumné uplatňovat pro regulaci výroby a uvádění masa prasat divokých na tuzemský trh jako nejvyšší přípustnou hodnotu hmotnostní aktivity ^{137}Cs 600 Bq/kg. Z hlediska regulace ozáření obyvatel nejsou žádné důvody k doporučení odlišných hodnot (SÚJB, 2012).

3.6.1 Biotop prasete divokého

Prasata divoká jsou velmi plastiční živočichové, dobře se přizpůsobující různým životním podmínkám, se širokou ekologickou valencí. Tuto skutečnost potvrzuje fakt, že prasata divoká se vyskytují od teplých středomořských oblastí až po krajiny severní Evropy, od nížin až po horské oblasti (Baubet et al., 2004; Irizar et al., 2004). Přírodním prostředím prasat divokých jsou listnaté lesy s vyvinutým keřovým a bylinným patrem, dostatkem vodních zdrojů a plodonosných stromů. Optimálním prostředím jsou pro ně listnaté lesy lužních oblastí, ale přizpůsobila se prakticky všem typům krajiny od nížin až po horské oblasti. Důležitým faktorem, který ovlivňuje život, populační hustotu a rozšíření prasat divokých je nadmořská výška (Massei a Genov, 2004; Hafeez et al., 2011). Co se týče ČR, zde jim bezesporu vyhovují nejvíce nejnižší polohy. Problémem je, že tato místa jsou dnes převážně přeměněna na zemědělskou půdu a odlesněna, takže sem prasata divoká přichází pouze ve vegetační době, kdy je dostatek potravy a krytu, anebo zde přežívá jen v malých lesních celcích, které

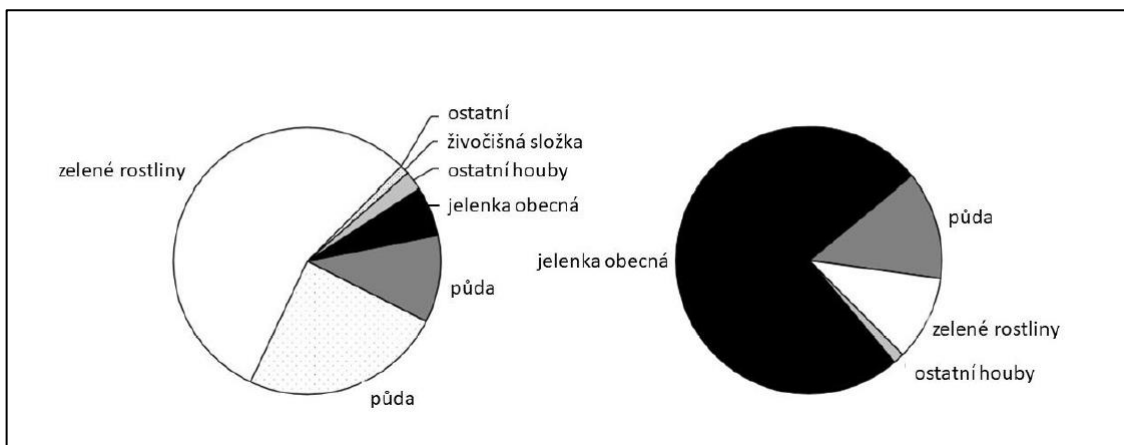
se v krajině ještě udržely. Prasata divoká jsou věrna místu, kde nejsou rušena a nachází potravu. V těchto případech se rodinné tlupy pohybují na plochách několik desítek hektarů. Dle Hanzala (2011) je nutné u prasat divokých vnímat pohyb v prostoru v souvislosti se všemi jejich činnostmi, komfortním chováním, odpočinkem, hledáním potravy atd.

3.6.2 Složení potravy prasete divokého

Prasata divoká patří mezi oportunní všežravce, kteří se živí všemi druhy organického materiálu, přičemž ojediněle mohou pozřít také materiál anorganický, jako např. bláto, plasty, kameny (Schley a Roper, 2003; Herrero et al., 2005). Složení jejich potravy, jakožto všežravce, se mění dle dostupnosti a množství jednotlivých složek a je velmi rozmanitá (tzn. že dochází k rozdílnosti nejen dle oblastí výskytu, ale také v závislosti na jednotlivých ročních obdobích). Prasata divoká preferují potravu bohatou na bílkoviny, tuky a nestrukturní sacharidy. Lze pozorovat 4 základní vzorce chování při přijímání potravy: predace (obratlovci), rytí (bezobratlí, kořeny, oddenky), hledání potravy na zemi (živočišná složka, houby, ovoce) a pastva (trávy, byliny, stonky, listy) (Wilcox a Van Vuren, 2009; Ballari a Barrios-Garcia, 2013). Nejvyhledávanější potravou jsou lesní plody, bukvice, žaludy, kaštiny, ořechy, dále hasivka orličí (zejména její rozvíjející se listy a oddenky), Bršlice kozí noha, Vrbka úzkolistá a kořeny a mladé listy jitrocelů. Vzhledem k nízkému podílu živočišné hmoty by však neměl být opomíjen její význam jako základní složky výživy. Prasata divoká obvykle konzumují živočišnou potravu v nízkém objemu, ale často, a proto by její význam neměl být podceňován především vzhledem k vysoké stravitelnosti. Živočišnou část potravy tvoří vše, co jsou prasata divoká schopna najít a zkonzumovat, zejména plazy, obojživelníky, dešťovky, hmyz, rejsky, mladé hlodavce, mláďata větších savců, ptáků, vejce a těla uhynulé zvěře (Giménez-Anaya et al., 2008; Kamler a Lišková, 2011). Howe et al., (1981) uvádějí výsledky studie, kdy byla živočišná složka nalezena v 94 % žaludků prasat divokých, ač

tato složka zřídka kdy překročí 2 % z celkového objemu. Z toho vyplývá, jak důležitou složkou potravy živočišná část je. Mezi faktory ovlivňující volbu potravy prasat divokých patří dostupnost potravy, geografická a sezónní variabilita a energetické požadavky.

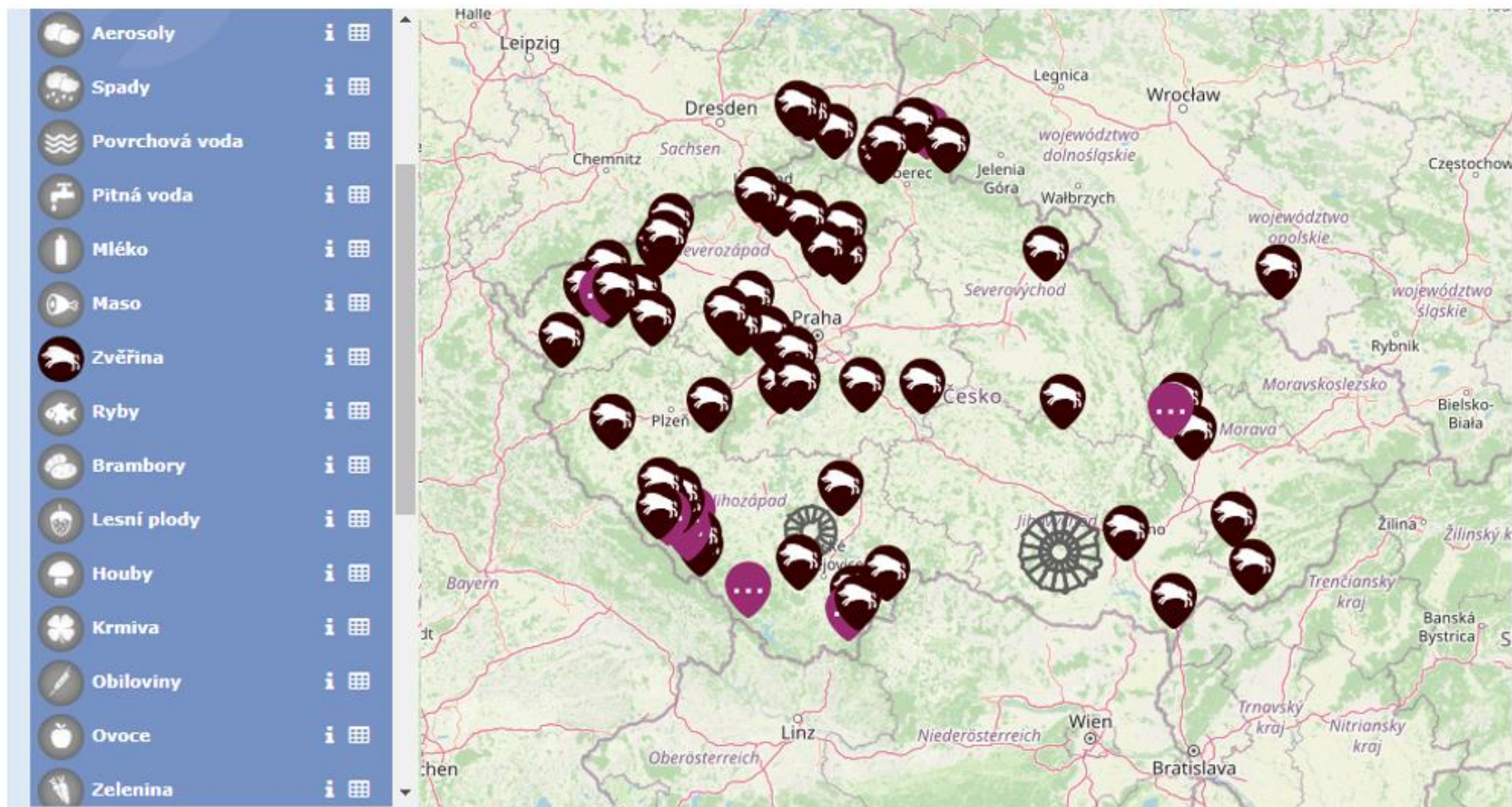
Prasata divoká při hledání potravy rozrývají lesní půdu a přijímají tak ^{137}Cs vázané v půdě a houbách (Obrázek 5) (Giménez-Anaya et al., 2008; Hafeez et al., 2011). Na obrázku je znázorněno zastoupení složek potravy v žaludku prasat divokých. Zde je důležité zmínit fakt, že ačkoliv obsah Jelenky obecné (podzemní vřeckovýtrusá houba se schopností akumulace ^{137}Cs ve velkém množství) odpovídá průměrně 6 % zastoupení v žaludku, její podíl na celkové radioaktivitě žaludku je však až ze tří čtvrtin. Džurný (2019) zjišťoval korelaci mezi množstvím ^{137}Cs v půdě a Jelence obecné a došel k výsledkům, že transferový faktor je u Jelenky obecné výrazně větší než u ostatních druhů porovnávaných hub. Vzhledem ke způsobům vyhledávání potravy prasaty divokými a výskytu Jelenky obecné v podzemí, je v jejich žaludku obsažena také poměrně značná část půdy (podíl půdy na celkové radioaktivitě žaludku se pohybuje přibližně na 11 %). Prasata divoká jsou schopna najít několik set gramů této houby za den (Hohmann a Huckschlag, 2005).



Obrázek 5 – Složení potravy prasat divokých v závislosti na celkové váze (vlevo) a hodnot ^{137}Cs (vlevo) (Steiner a Fielitz, 2009)

Zatímco se obsah ^{137}Cs v srnčím a jelením mase snížil, kontaminace prasat divokých zůstává nadále vysoká z důvodu jejich stravovacích návyků (zejména příjem mykorrhizních hub, kde dochází k hyperakumulaci ^{137}Cs , ale také vlastní ingesce půdy) a pomalé migraci radionuklidů v půdě (Fournier-Chambrillon et al., 1995; Baubet et al., 2004; Ballari et al., 2013).

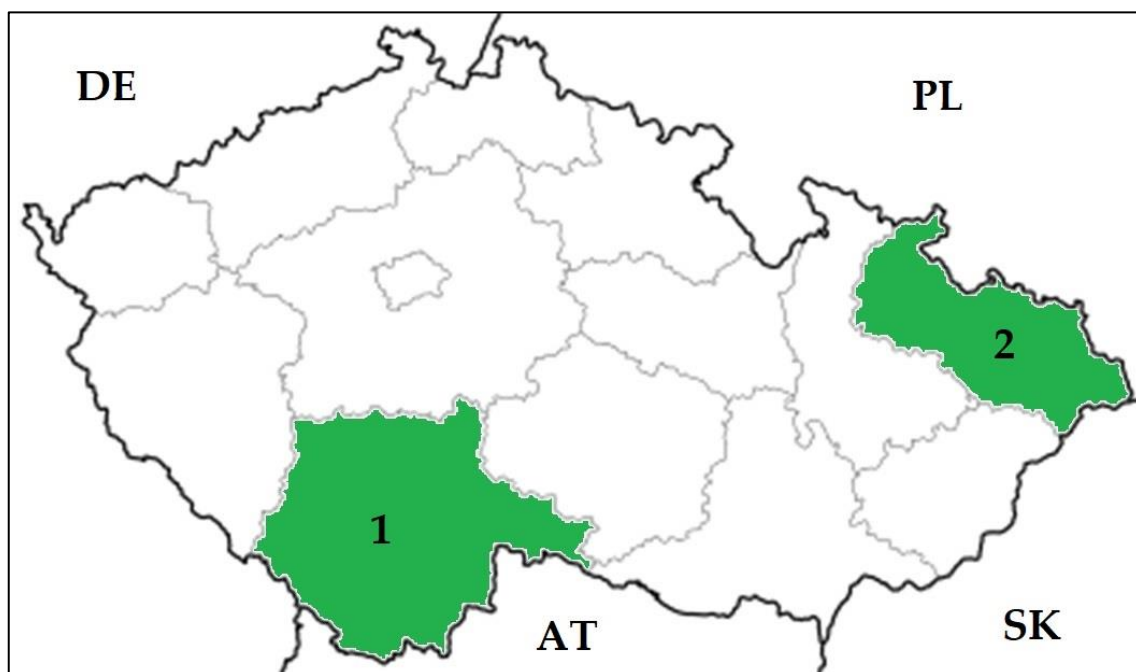
Dopad konzumace masa prasat divokých na dávkovou zátěž obyvatelstva i jednotlivců s vyšší konzumací tohoto druhu mase je podrobně studován, a to jak odhadem dávek, tak měřením ^{137}Cs in vivo a nepřímým měřením ^{137}Cs ve vyloučené moči vybraných jedinců (Obrázek 6) (Rulík, 2011).



Obrázek 6 – Přehled zveřejněných dat o měření zvěřiny v roce 2023 (upraveno dle SÚJB, 2023)

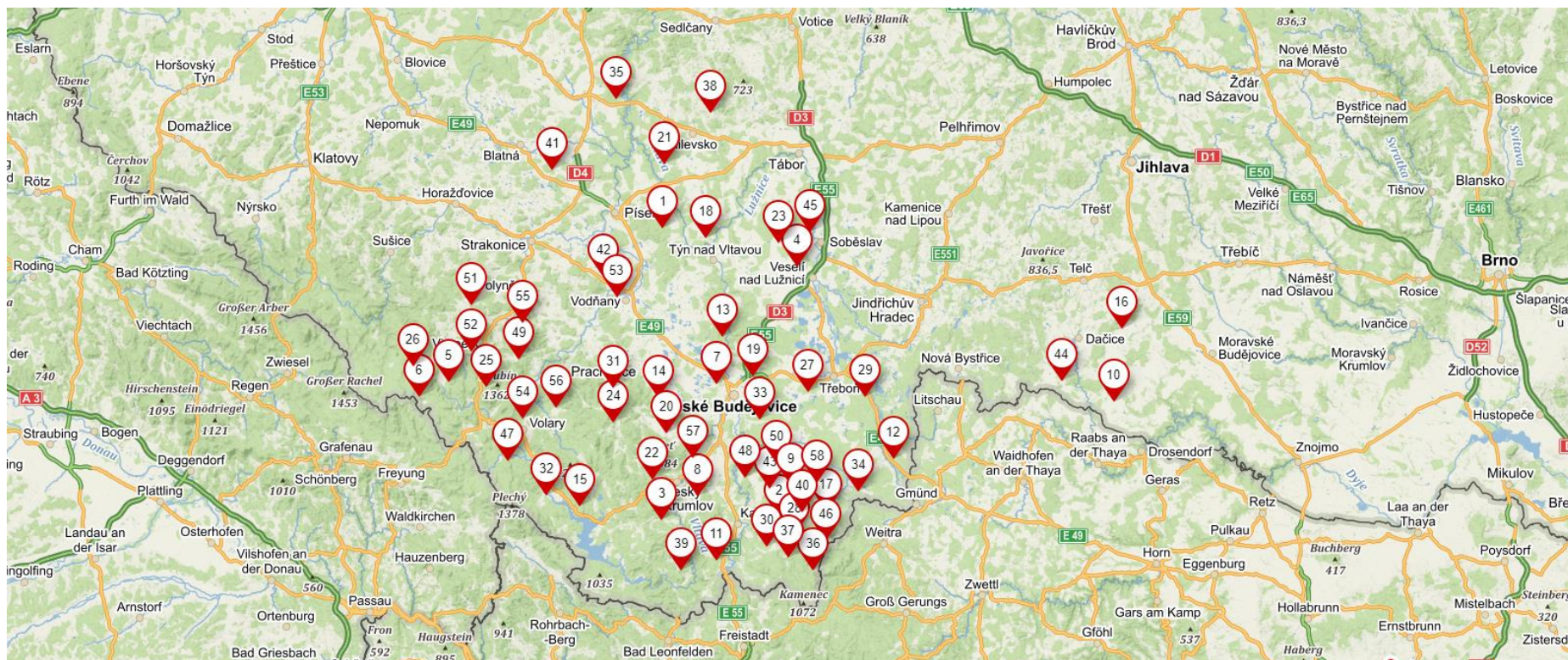
4 METODIKA

Zpracovaným materiálem byly vzorky masa prasat divokých získané z databáze MonRaS provozované Státním úřadem pro jadernou bezpečnost (dále jen SÚJB). Vzorky byly sbírány, v rámci plánu pravidelného sledování (monitorování) reziduí a látek kontaminujících v potravním řetězci, na území Jihočeského a Moravskoslezského kraje (Obrázek 7). Oblastmi zájmu byly především následující lokality: Předhoří Šumavy a Novohradských hor, Šumava, Novohradské hory a Jihočeské pánve, z důvodu vyšší pravděpodobnosti záchytu zvýšených hodnot radionuklidů ve zvěřině, i vzhledem k lokalitám s vyššími nadmořskými výškami přilehlými k Šumavskému masivu. Odběry byly prováděné pracovníky Státního veterinárního ústavu (dále jen SVÚ), SÚJB nebo Státního ústavu radiační ochrany (dále jen SÚRO) v letech 2006 – 2021.



Obrázek 7: Zkoumané lokality (1 – Jihočeský kraj, 2 – Moravskoslezský kraj)
(Upraveno dle statnisprava.cz, 2023)

4.1 Lokality odběru v Jihočeském kraji



Obrázek 8: Detailní mapa odběrových míst v Jihočeském kraji (1 – Albrechtice nad Vltavou, 2 – Benešov nad Černou, 3 – Bohdalovice, 4 – Borkovice, 5 – Borová Lada, 6 – Bučina u Kvildy, 7 – České Budějovice, 8 – Český Krumlov, 9 – Čížkrajce, 10 – Dešná, 11 – Dolní Dvořiště, 12 – Halámky, 13 – Hluboká nad Vltavou, 14 – Holašovice, 15 – Horní Planá, 16 – Horní Slatina, 17 – Horní Stropnice, 18 – Hosty, 19 – Hüry, 20 – Chlum u Křemže, 21 – Jetětice, 22 – Kájov, 23 – Komárov u Soběslavi, 24 – Ktiš, 25 – Kubova Huť, 26 – Kvilda, 27 – Libín, 28 – Lužnice u Pohorské Vsi, 29 – Majdalena, 30 – Malonty, 31 – Mičovice, 32 – Nová Pec, 33 – Nová Ves, 34 – Nové Hrady, 35 – Orlík nad Vltavou, 36 – Pivonice u Pohorské Vsi, 37 – Pohorská Ves, 38 – Přeštnice, 39 – Rožmberk nad Vltavou, 40 – Rychnov u Nových Hradů, 41 – Sedlice, 42 – Skočice, 43 – Slavče, 44 – Slavonice, 45 – Soběslav, 46 – Staré Hutě u Nové Stropnice, 47 – Stožec, 48 – Svatý Jan nad Malší, 49 – Šumavské Hoštice, 50 – Trhové Sviny, 51 – Vacov, 52 – Vimperk, 53 – Vodňany, 54 – Volary, 55 – Zálezly, 56 – Zbytiny, 57 – Zlatá Koruna, 58 – Žár) (Upraveno dle mapy.cz, 2023)

4.2 Lokality sběru v Moravskoslezském kraji



Obrázek 9: Detailní mapa odběrových míst v Moravskoslezském kraji (1 – Brantice, 2 – Bruntál, 3 – Budišov nad Budišovkou, 4 – Dolejší Kunčice, 5 – Fulnek, 6 – Horní Benešov, 7 – Hukvaldy, 8 – Jindřichov, 9 – Koběřice, 10 – Kravaře, 11 – Leskovec nad Moravicí, 12 – Melč, 13 – Ostrava, 14 – Radkov, 15 – Razová, 16 – Rybí, 17 – Stonava, 18 – Suchdol nad Odrou, 19 – Velká Polom, 20 – Ženklava, 21 – Žilina, 22 – Zátor (Upraveno dle mapy.cz, 2023)

4.3 Polovodičová gama spektrometrie – princip metody

Přítomnost sledovaných radioizotopů byla zjišťována v nativních vzorcích bez jejich úpravy měřením ve standardní geometrii s použitím koaxiálních detektorů, jejich základem je krystal germania o vysoké čistotě (HPGe = High Purity Germanium). Jedná se o zpracování informací o záření gama pomocí detektoru, příslušného elektronického zařízení a výpočetní techniky. Spektrometrie zahrnuje nejen měření počtu dopadajících fotonů, ale také jejich energie. Spektra gama zářičů lze znázorňovat např. grafy, kdy se na vodorovnou osu nanáší energie dopadajícího záření a na svislou osu četnost. Ve spektru jsou energetické píky, které jsou charakteristické pro každý radioaktivní prvek. Intenzitu naměřeného záření udává jejich plocha (integrál plochy pod křivkou píku) (Matzner, 2004; Kroupa a Dvorský, 2008).

HPGe detektory pracují na principu ionizace probíhající v krystalu detektoru, kdy zapojením krystalu jako diody konstrukce PIN (mezi materiálem s vodivostí P a N je minimálně dotovaný tzv. intrinziční polovodič) v závěrném směru jsou veškeré volně nosiče z jejich oblastí odčerpány, čímž vznikne ochuzená vrstva, kterou lze využít pro detekci dopadajících fotonů záření gama. Elektrony uvolněné při interakci záření gama v krystalu detektoru (Ge) jsou rychleny v elektrickém poli, které je zavedeno do polovodičového detektoru. Výsledkem je elektrický impuls zpracovaný v předzesilovači a následně zesilovači na lépe zpracovatelný signál. Tento signál poté prochází skrze převodník, ve kterém se převede z analogového signálu na číslicový kód, který lze následně zpracovat (Kroupa a Dvorský, 2008; Ullmann, 2009).

4.4 Pracovní postup

Následující pracovní postup popisuje činnost při monitorování radiační situace na území ČR prováděnou Státním veterinárním ústavem v Praze a Státním ústavem radiační ochrany, kteří se podílejí na monitorování potravního řetězce a zajišťují činnost měřící laboratoře.

4.4.1 Příprava vzorku

Homogenizovaný materiál byl převeden do Marinelliho nádob a zvážen. Následně byly nádoby přikryty víčkem, označeny číslem vzorku, uvedenou hmotností navážky a zaneseny do laboratorního programu. Pro vlastní měření byly Marinelliho nádoby umístěny do olověného krytu s detektorem.

4.4.2 Stanovení metodou polovodičové gama spektrometrie

Marinelliho nádoba s navážkou analyzovaného vzorku byla umístěna na tělo HPGe detektoru se stíněním. Doby měření jsou určeny v závislosti na požadované minimální detekované aktivitě, která je v podstatě jediný ovlivnitelný parametr pro dosažení dané citlivosti při standardní geometrii Marinelliho nádoby. Přímou měřenou veličinou byl počet impulsů v jednotlivých energetických kanálech, vyhodnocovanou veličinou byla hmotnostní aktivita ^{137}Cs , a pro kontrolu správnosti měření také ^{40}K . U jednotlivých radionuklidů dochází ke stanovení následujících parametrů:

- energie odpovídající píku (u ^{137}Cs se jedná o 661,70 keV);
- celková a čistá četnost píku (včetně odchylky);
- četnost pozadí;
- čistý čas měření.

5 VÝSLEDKY

Průměrná spotřeba zvěřiny v ČR se dle údajů Českého statistického úřadu (dále jen ČSÚ) v posledních deseti letech příliš nemění. Spotřeba zvěřiny kolísá okolo 1 kg na osobu a rok (ČSÚ, 2022). Tato spotřeba sice není příliš vysoká, avšak vzhledem k vyššímu obsahu radionuklidu ^{137}Cs v mase prasat divokých a jeho nerovnoměrnému rozšíření na území ČR, je nutné jeho obsah pravidelně monitorovat. Na základě informací o obsahu radionuklidu ^{137}Cs lze posoudit případná zdravotní rizika ze zvýšené konzumace masa prasat divokých obsahujících zmíněný radionuklid.

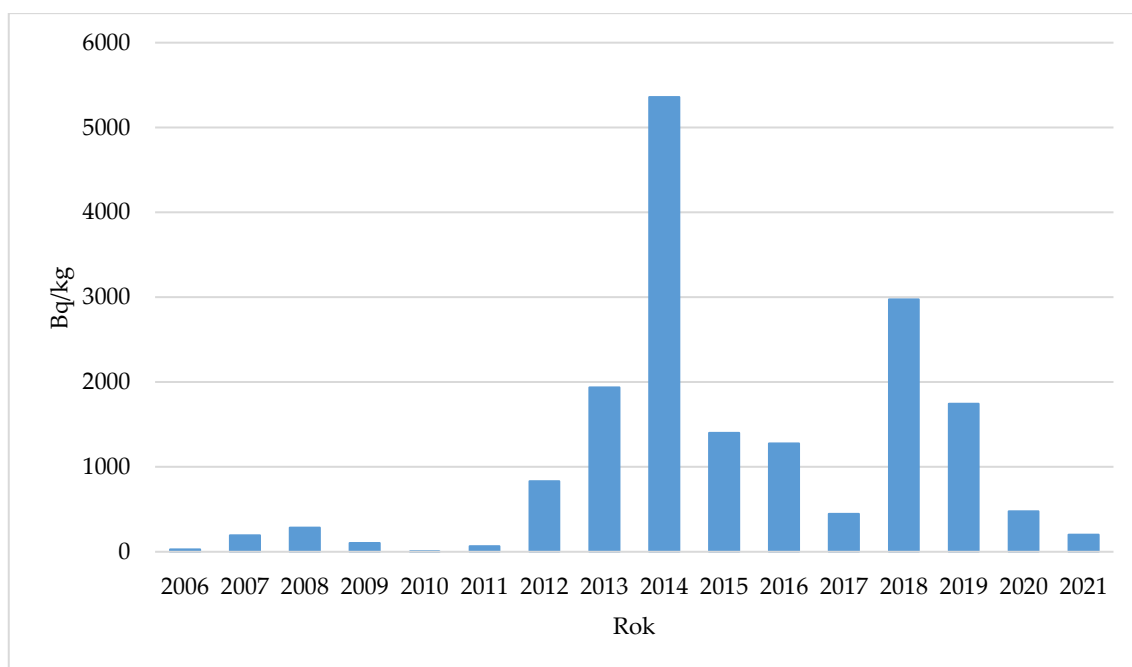
5.1 Monitorování hmotnostní aktivity ^{137}Cs v mase prasat divokých

V průběhu celého sledovaného období 2006 – 2021 byla změřena aktivita ^{137}Cs celkem u 1 086 vzorků masa prasat divokých, z toho 809 (74 %) vzorků v Jihočeském kraji a 277 (26 %) v Moravskoslezském kraji. Hodnota hmotnostní aktivity ^{137}Cs 600 Bq/kg, jejíž nepřekročení bylo SÚJB doporučeno jako podmínka pro uvádění na trh (SÚJB 2012), byla překročena u 293 z celkového počtu 1 086 odebraných vzorků, tj. u 26,7% vzorků.

Vyšších naměřených hodnot obecně vykazovaly vzorky z lokalit uzavřených lesních ekosystémů s minimálním, či žádným podílem zemědělsky obdělávané půdy a pastvin, např. ucelené lesní porosty Šumavy v Jihočeském kraji.

Tabulka 4: Popisné statistiky ¹³⁷Cs souhrnně (Jihočeský kraj, Moravskoslezský kraj) za jednotlivé roky období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)

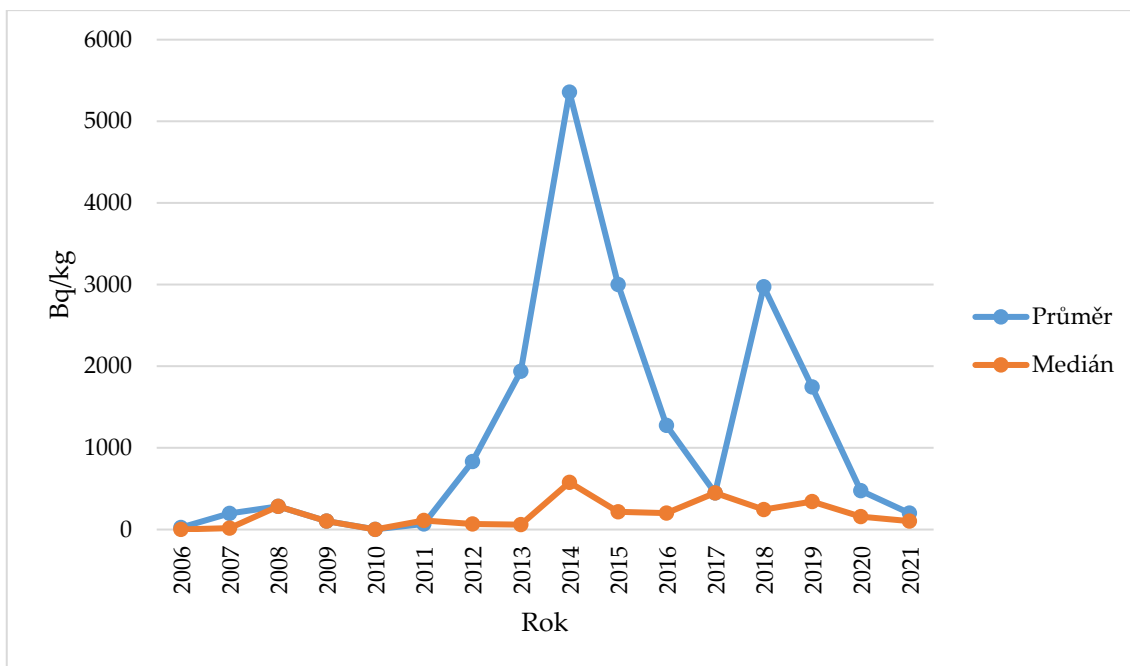
Rok	Počet vzorků	Medián (Bq/kg)	Průměr (Bq/kg)	Směrodatná odchylka (Bq/kg)
2006	16	2,2	26,5	45,5
2007	21	15,9	195,6	371,2
2008	26	283,2	283,2	698,8
2009	17	103,6	103,6	369,0
2010	15	1,5	3,0	294,0
2011	22	111,0	66,5	1 001,3
2012	35	69,8	831,8	1 780,9
2013	94	61,4	1938,8	776,3
2014	115	216,5	5 359,0	5 555,0
2015	122	578,3	1 400,1	11,1
2016	99	202,3	1 275,4	1 332,3
2017	171	448,6	446,8	149,3
2018	83	246,5	2 973,9	3 737,4
2019	147	342,8	1 746,1	1 888,9
2020	84	157,6	477,4	602,4
2021	19	104,4	202,5	383,0



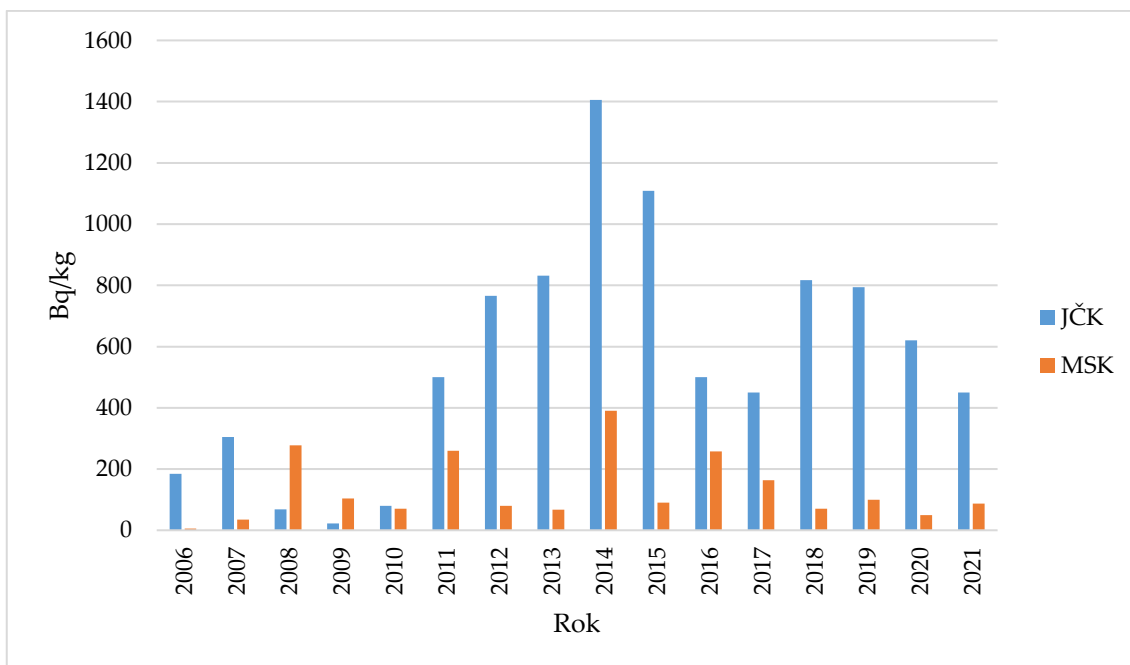
Obrázek 10: Grafické rozložení průměru naměřených hodnot aktivit ¹³⁷Cs souhrnně za jednotlivé roky za období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)

Tabulka 5: Naměřené hodnoty aktivit ¹³⁷Cs za období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)

Hodnoty (Bq/kg)	Jihočeský kraj	Moravskoslezský kraj	Celkem
Průměr	540,4	159,6	530,8
Medián	119,6	121,8	121,5
Maximum	11 987,1	1 659,7	11 987,1



Obrázek 11: Grafické znázornění průměru a mediánu všech hodnot (z obou sledovaných lokalit) aktivit ^{137}Cs za období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)



Obrázek 12: Grafické porovnání průměrů aktivit ^{137}Cs v Jihočeském kraji a Moravskoslezském kraji za období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)

5.1.1 Dvouvýběrový t-test pro hodnoty ^{137}Cs v Jihočeském kraji a Moravskoslezském kraji

Dvouvýběrový t-test se používá pro srovnání středních hodnot vybraných dvou populací. Otestování existence statisticky významného rozdílu hmotnostní aktivity ^{137}Cs v mase prasat divokých v Jihočeském kraji a hmotnostní aktivity ^{137}Cs v mase prasat divokých v Moravskoslezském kraji bylo vypočítáno pomocí softwaru Microsoft Excel:

1. Byl vypočítán rozdíl dvou průměrů (PRŮMĚR);
2. Byla vypočítána směrodatná chyba v rozdílech mezi průměry (SMODCH.VÝBĚR.S);
3. Byl vypočítán rozptyl dvou průměrů (VAR.S) k rozlišení vhodnosti daných variant testu (F-TEST shody rozptylů);
4. Byla vypočítána T-testovací statistika (T-TEST).
5. Byly použity tabulky pro t-rozdělení, aby došlo k porovnání hodnoty testovací statistiky s kvantilem studentova rozdělení. Na základě distribuční funkce studentova rozdělení byla získána p-hodnota pro dvouvýběrový t-test (Tabulka 6).

Tabulka 6: Dvouvýběrový t-test pro hodnoty ^{137}Cs v Jihočeském kraji a Moravskoslezském kraji za období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)

	Jihočeský kraj	Moravskoslezský kraj
Průměr	540,4	159,6
Směrodatná odchylka	387,7	198,2
Rozptyl	150 323,6	39 275,3
F test	0,014 Významnost $p < 0,05$ (různé rozptyly)	
T test	0,001 Významnost $p < 0,05$	

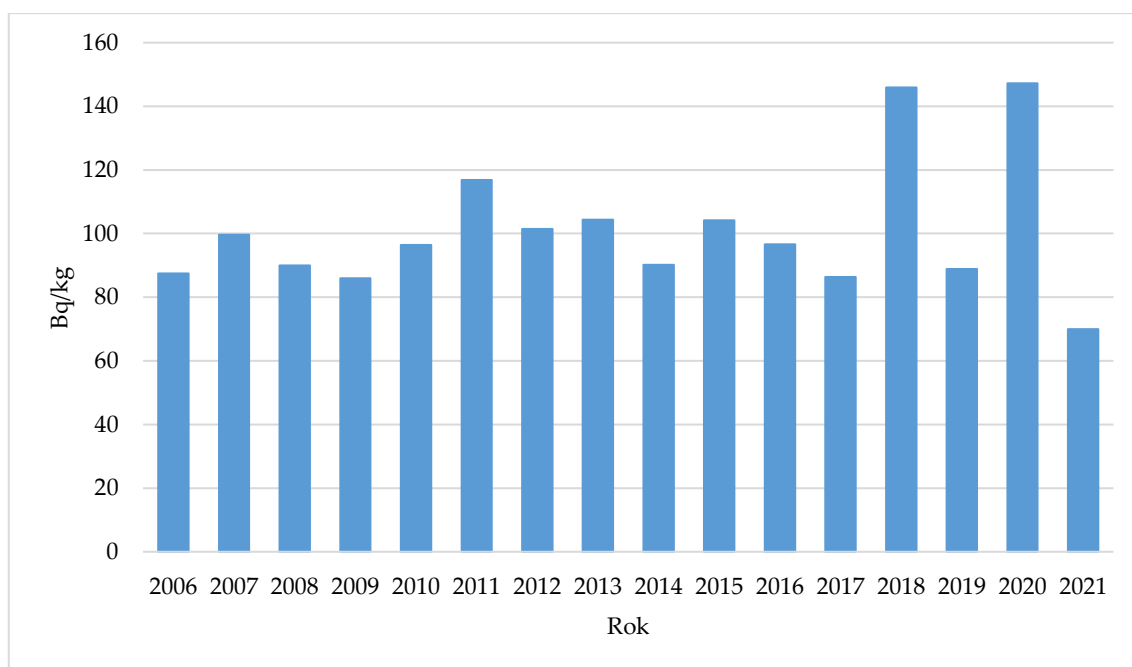
Významnost výsledků byla hodnocena dle získané tzv. p-hodnoty, se kterou byly porovnány. Hladina významnosti α byla v případě této diplomové práce stanovena na 0,05 tzn. že připouští 5% chybu testu. Výsledná hodnota $p = 0,001$ představuje, že mezi průměry souborů byl zjištěn statisticky významný rozdíl. Závěr: ve vzorcích masa prasat divokých v Jihočeském a Moravskoslezském kraji s obsahem ^{137}Cs byl zjištěn statisticky významný rozdíl v obsahu ^{137}Cs ($p < 0,05$).

5.2 Monitorování hmotnostní aktivity ^{40}K v mase prasat divokých

V průběhu celého sledovaného období 2006 – 2021 byla změřena aktivita ^{40}K celkem u 199 vzorků masa prasat divokých, z toho 153 (77 %) vzorků v Jihočeském kraji a 45 (23 %) v Moravskoslezském kraji.

Tabulka 7: Popisné statistiky ⁴⁰K souhrnně (Jihočeský kraj, Moravskoslezský kraj) za jednotlivé roky období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)

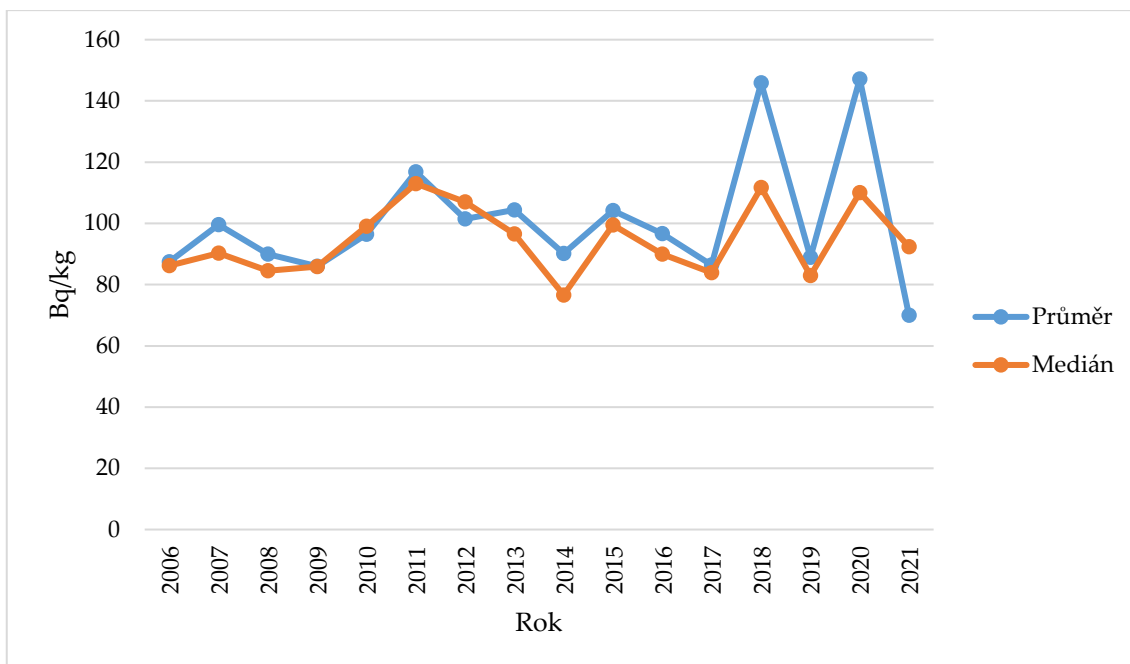
Rok	Počet vzorků	Medián (Bq/kg)	Průměr (Bq/kg)	Směrodatná odchylka (Bq/kg)
2006	5	86,2	87,5	149,9
2007	8	90,3	99,6	200,3
2008	7	84,5	90,0	260,8
2009	13	85,9	86,0	199,8
2010	10	99,1	96,4	257,7
2011	14	113,0	116,8	243,9
2012	15	107,0	101,5	260,5
2013	12	96,5	104,4	249,2
2014	13	76,6	90,2	299,8
2015	11	99,5	104,2	300,1
2016	13	90,0	96,6	149,8
2017	21	83,9	86,4	189,3
2018	14	111,7	145,9	260,7
2019	19	83,0	88,9	248,8
2020	13	110,0	147,2	263,2
2021	11	92,4	70,0	201,2



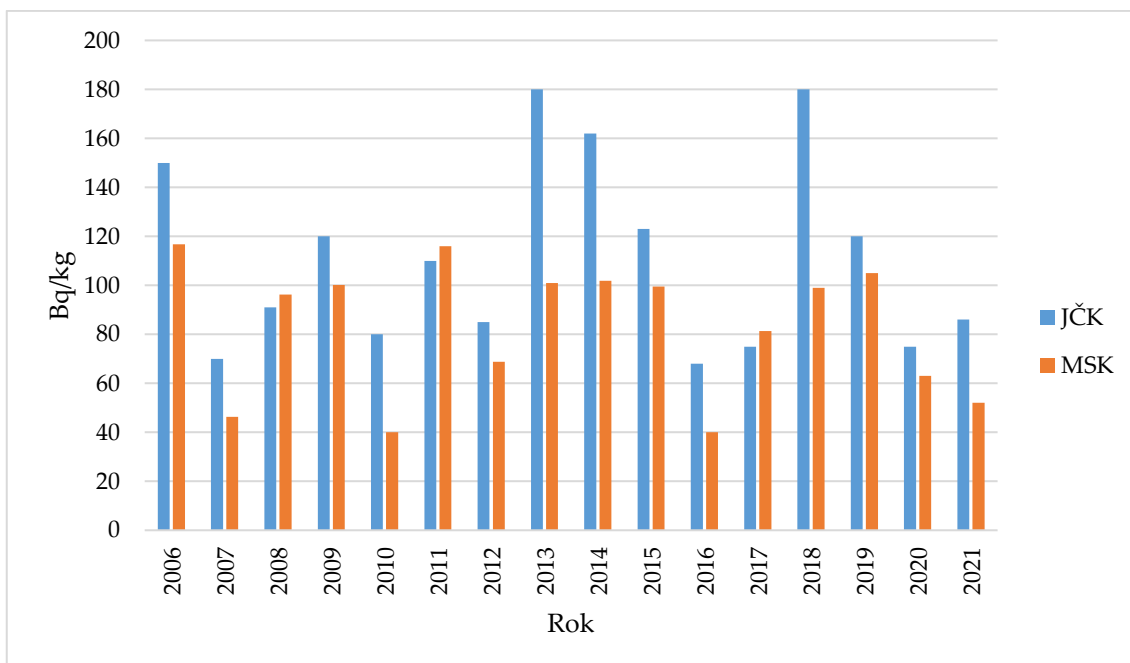
Obrázek 13: Grafické rozložení průměru naměřených hodnot aktivit ⁴⁰K souhrnně za jednotlivé roky za období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)

Tabulka 8: Naměřené hodnoty aktivit ⁴⁰K za období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)

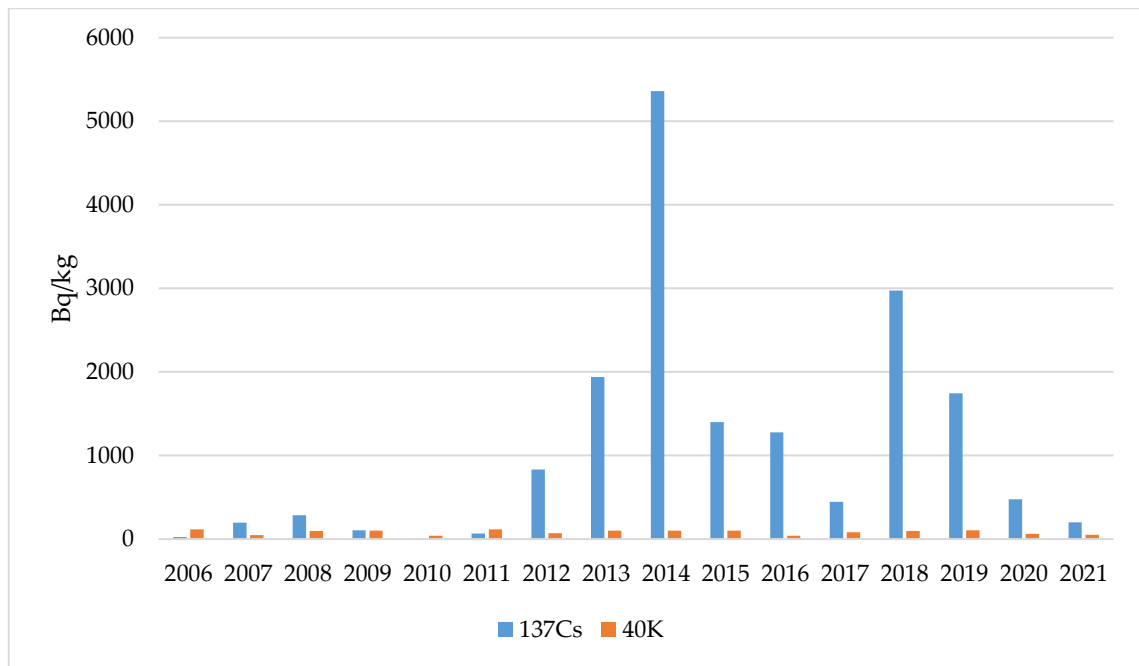
Hodnoty (Bq/kg)	Jihočeský kraj	Moravskoslezský kraj	Celkem
Průměr	102,45	100,6	100,7
Medián	90,87	87,0	91,4
Maximum	326,0	295,5	326,0



Obrázek 14: Grafické znázornění průměru a mediánu všech hodnot (z obou sledovaných lokalit) aktivit ^{40}K za období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)



Obrázek 15: Grafické porovnání průměrů aktivit ^{40}K v Jihočeském kraji a Moravskoslezském kraji za období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)



Obrázek 16: Grafické porovnání průměrů aktivit ^{137}Cs a ^{40}K souhrnně za jednotlivé roky za období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)

Z Obrázku 16 je patrné, že hmotnostní aktivity přírodního radionuklidu ^{40}K v mase prasat divokých dosahovaly menších hodnot než hmotnostní aktivity ^{137}Cs , tudíž H_0 předpokládající, že hmotnostní aktivity přírodního radionuklidu ^{40}K v mase prasat divokých budou dosahovat vyšších hodnot, než hmotnostní aktivity ^{137}Cs byla zamítnuta.

5.2.1 Dvouvýběrový t-test pro hodnoty ^{137}Cs a ^{40}K v Jihočeském kraji a Moravskoslezském kraji

Pro porovnání středních hodnot vybraných skupin byl opět následně proveden dvouvýběrový t-test. Otestování existence statisticky významného rozdílu hmotnostní aktivity ^{40}K v mase prasat divokých ve vybraných lokalitách a hmotnostní aktivity ^{137}Cs v mase prasat divokých ve vybraných lokalitách bylo vypočítáno pomocí softwaru Microsoft Excel:

1. Byl vypočítán rozdíl dvou průměrů (PRŮMĚR);
2. Byla vypočítána směrodatná chyba v rozdílech mezi průměry (SMODCH.VÝBĚR.S);
3. Byl vypočítán rozptyl dvou průměrů (VAR.S) k rozlišení vhodnosti daných variant testu (F-TEST shody rozptylů);
4. Byla vypočítána T-testovací statistika (T-TEST).
5. Byly použity tabulky pro t-rozdělení, aby došlo k porovnání hodnoty testovací statistiky s kvantilem studentova rozdělení. Na základě distribuční funkce studentova rozdělení byla získána p-hodnota pro dvouvýběrový t-test (Tabulka 9).

Tabulka 9: Dvouvýběrový t-test pro hodnoty ^{137}Cs a ^{40}K v Jihočeském kraji a Moravskoslezském kraji za období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)

	^{137}Cs	^{40}K
Průměr	530,8	100,7
Směrodatná odchylka	1425,5	27,1
Rozptyl	153 237,1	30 276,3
F test	0,01 Významnost $p < 0,05$ (rozdílné rozptyly)	
T test	0,013 Významnost $p < 0,05$	

Významnost výsledků byla hodnocena dle získané tzv. p-hodnoty, se kterou byly porovnány. Hladina významnosti α byla v případě této diplomové práce stanovena na 0,05 tzn. že připouští 5% chybu testu. Výsledná hodnota $p = 0,001$ představuje, že mezi průměry souborů byl zjištěn statisticky významný rozdíl. Závěr: ve vzorcích masa prasat divokých ve vybraných lokalitách byl zjištěn statisticky významný rozdíl v obsahu ^{40}K a ^{137}Cs ($p < 0,05$).

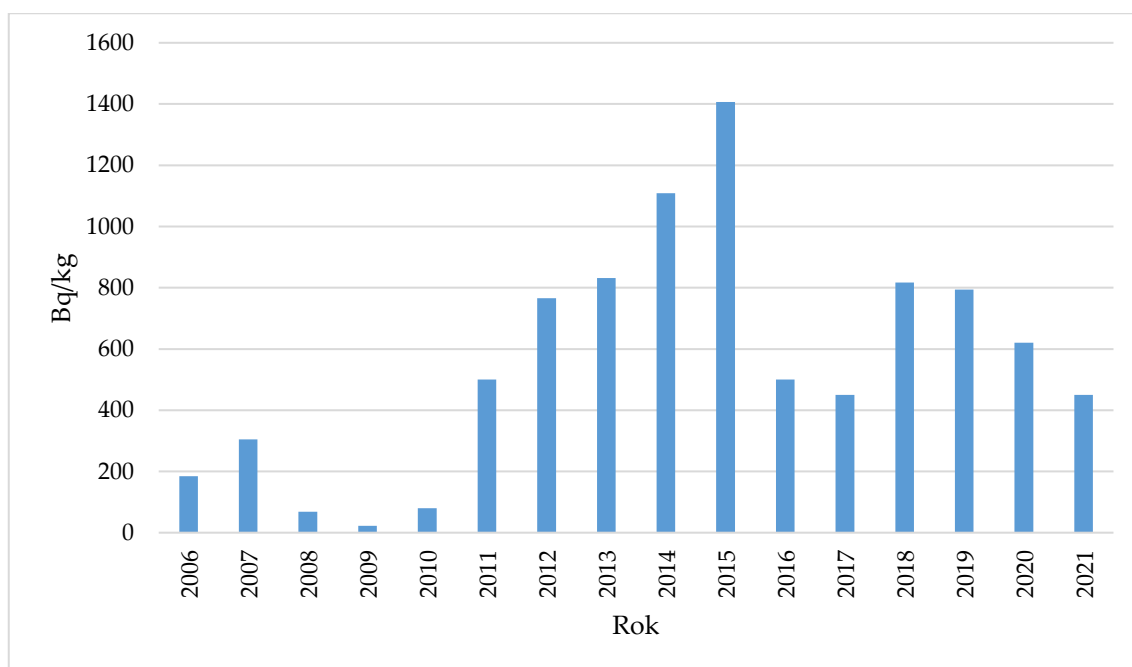
5.3 Monitorování hmotnostní aktivity ^{137}Cs v mase prasat divokých na území Jihočeského kraje

Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v mase prasat divokých se pohybovala v širokém rozpětí od 0,1 do 11 987,1 Bq/kg, s průměrem 540,4 Bq/kg (Tabulka 10). Nejnižší naměřená hodnota byla zjištěna v roce 2007, nejvyšší v roce 2018.

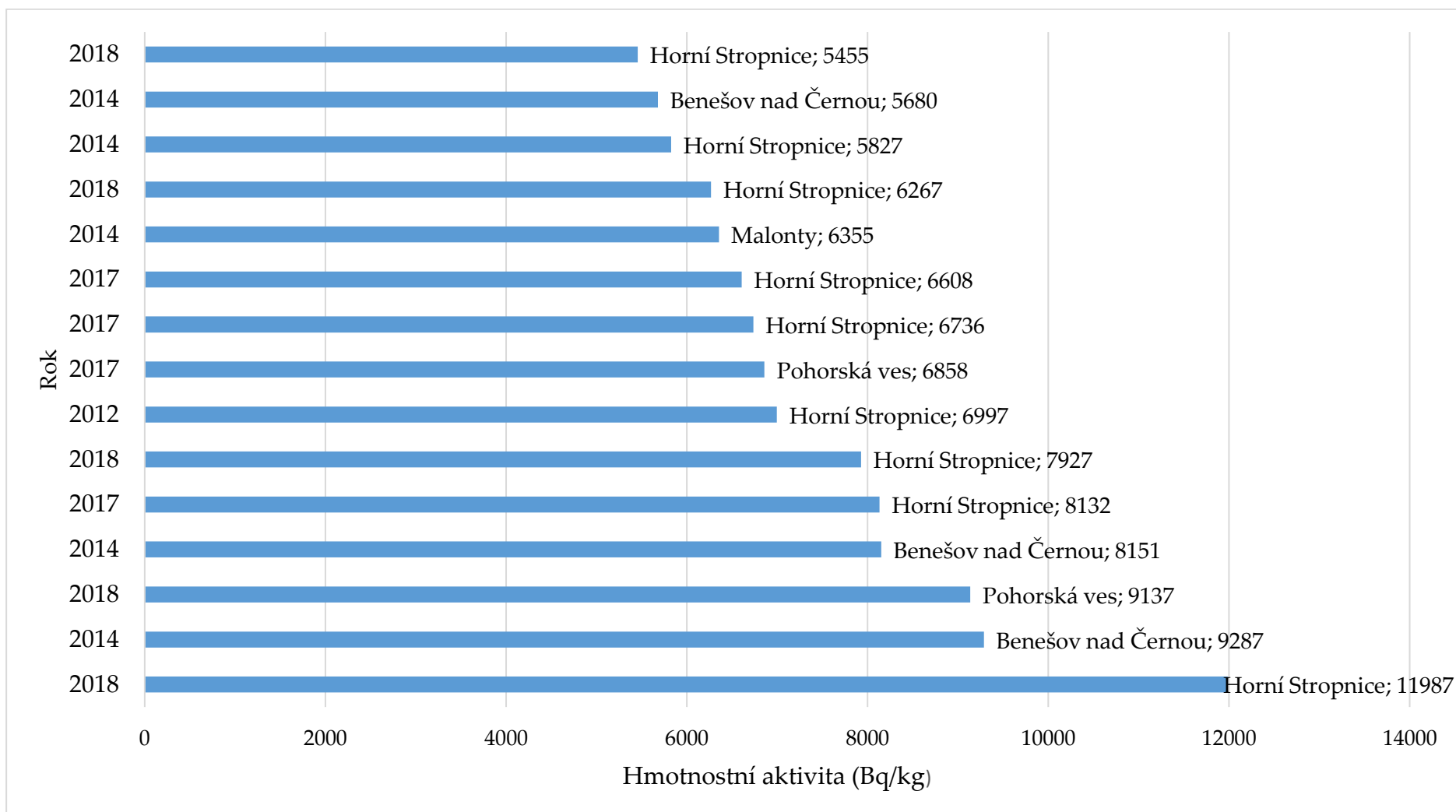
Tabulka 10: Hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs ve vzorcích masa prasat divokých v Jihočeském kraji v letech 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)

Počet vzorků	Hmotnostní aktivita (Bq/kg)		
	Průměr	Minimum	Maximum
809	540,4	0,1	11 987,1

Obsah ^{137}Cs neměl ve sledovaném období 2006 – 2021 klesající tendenci. Pokles průměrných ročních hodnot je průkazný až od roku 2018 (Obrázek 17).

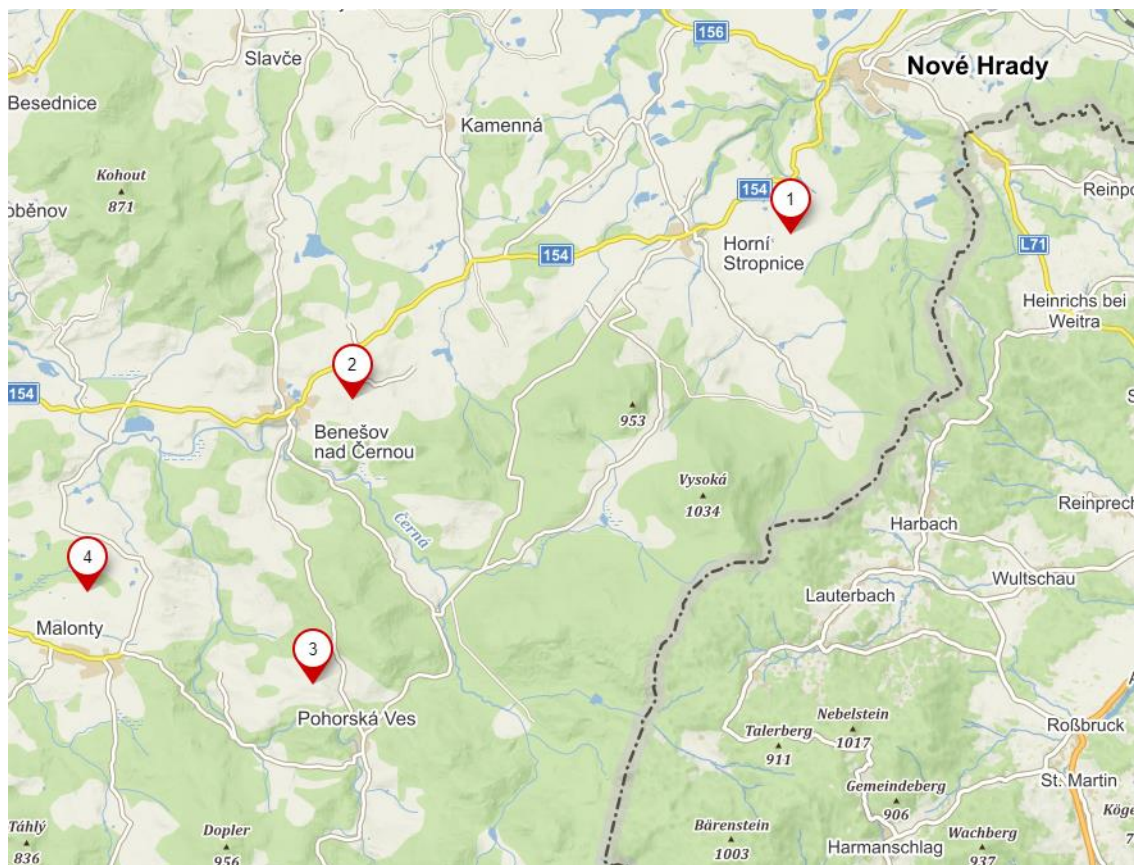


Obrázek 17: Grafické zobrazení průměrů aktivit ^{137}Cs v Jihočeském kraji za období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)



Obrázek 18: Nejvyšší naměřené hodnoty hmotnostní aktivity ¹³⁷Cs v Jihočeském kraji za zkoumané období (Vlastní výzkum)

Z Obrázku 18 je patrné, že všechny maximální hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs v Jihočeském kraji pocházely z Novohradských hor, místa odběru Horní stropnice, Benešov nad Černou, Pohorská ves a Malonty (Obrázek 19).



Obrázek 19: Mapa lokalit s maximálními hodnotami hmotnostní aktivity ^{137}Cs v Jihočeském kraji (1 – Horní Stropnice, 2 – Benešov nad Černou, 3 – Pohorská Ves, 4 – Malonty) (Upraveno dle mapy.cz, 2023)

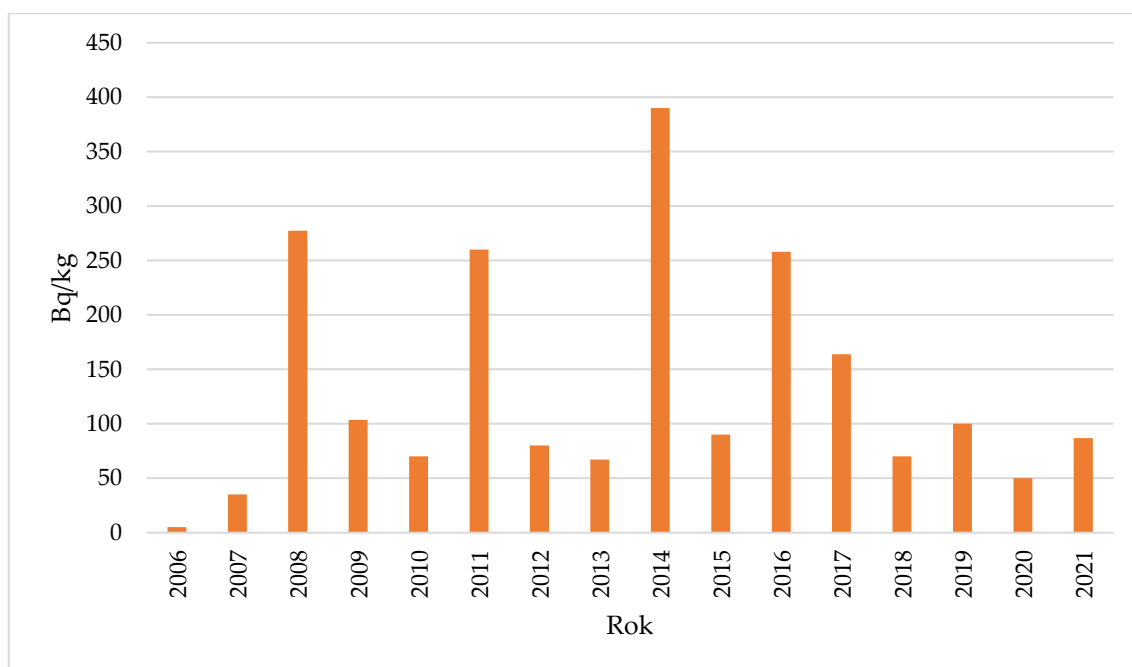
5.4 Monitorování hmotnostní aktivity ^{137}Cs v masě prasat divokých na území Moravskoslezského kraje

Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v masě prasat divokých se pohybovala v širokém rozpětí od 0,1 do 1 659,7 Bq/kg, s průměrem 178,3 Bq/kg (Tabulka 11). Nejnižší naměřená hodnota byla zjištěna v roce 2006, nejvyšší v roce 2014.

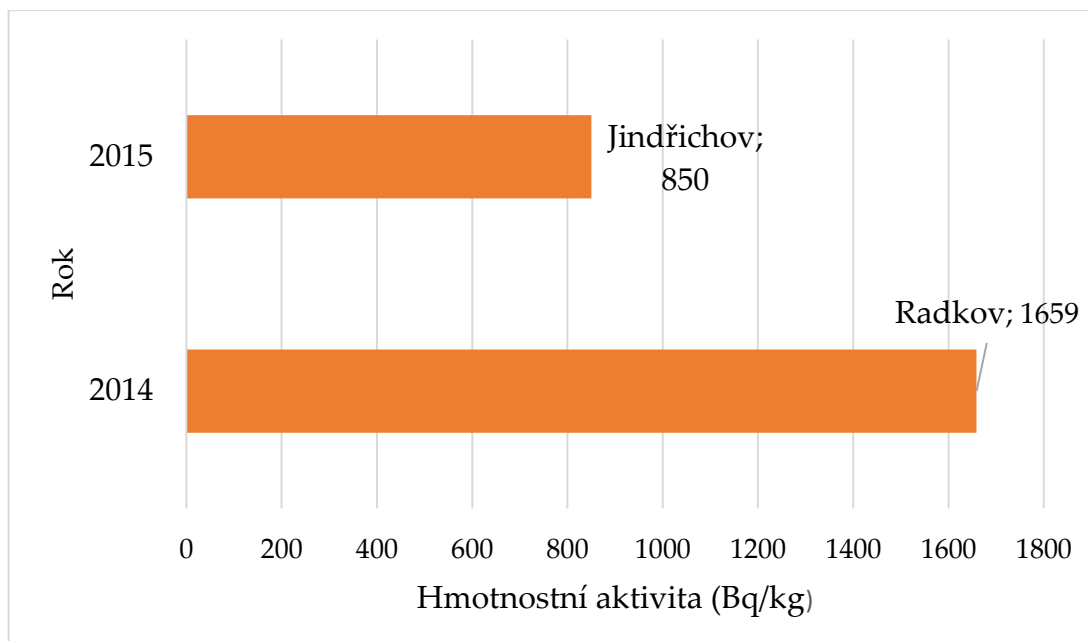
Tabulka 11: Hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs ve vzorcích masa prasat divokých v Moravskoslezském kraji v letech 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)

Počet vzorků	Hmotnostní aktivita (Bq/kg)		
	Průměr	Minimum	Maximum
277	159,6	0,1	1 659,7

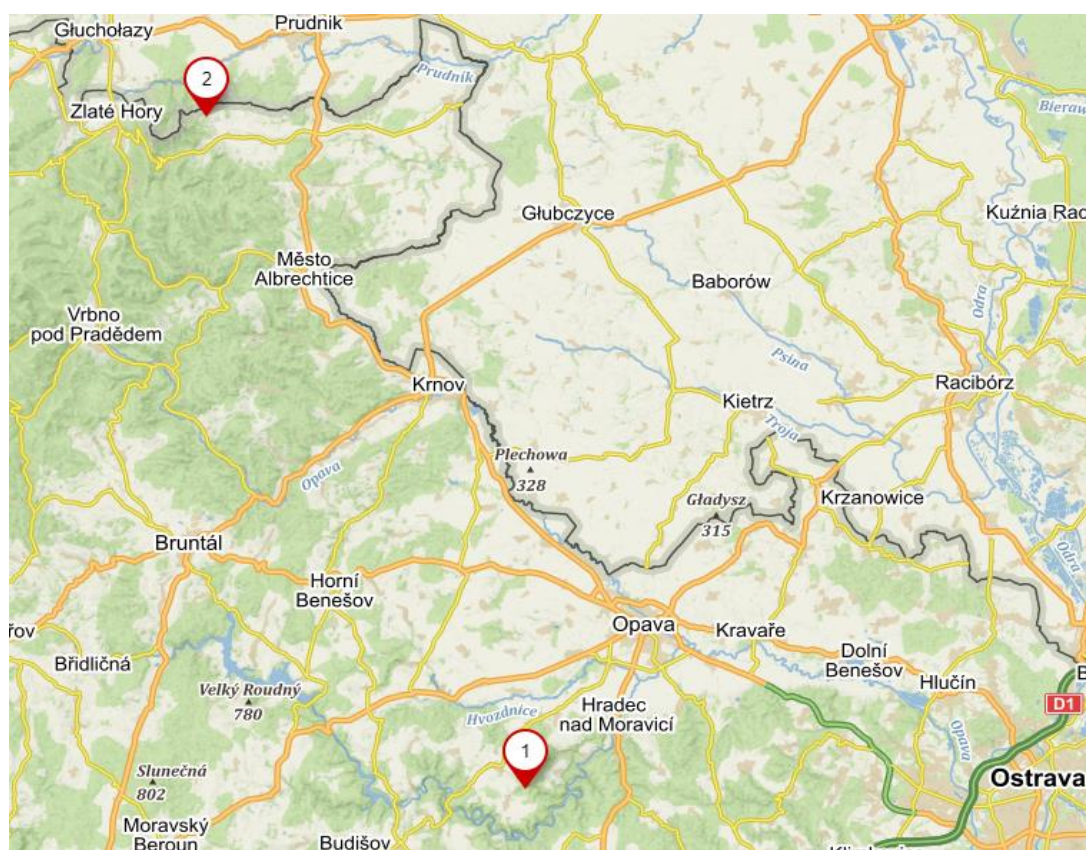
Obsah ^{137}Cs neměl ve sledovaném období 2006 – 2021 klesající tendenci. Určitý pokles průměrných ročních hodnot lze pozorovat od roku 2015 (Obrázek 20).



Obrázek 20: Grafické zobrazení průměrů aktivit ^{137}Cs v Moravskoslezském kraji za období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)



Obrázek 21: Nejvyšší naměřené hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs v Moravskoslezském kraji za zkoumané období (Vlastní výzkum)



Obrázek 22: Mapa lokalit s maximálními hodnotami hmotnostní aktivity ^{137}Cs v Moravskoslezském kraji (1 – Jindřichov, 2 – Radkov) (Upraveno dle mapy.cz, 2023)

5.5 Monitorování hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K v ostatních druzích zvěřiny v Jihočeském a Moravskoslezském kraji

Tabulka 12: Hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs ve vzorcích masa ostatních druhů zvěřiny v Jihočeském kraji v letech 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)

Druh	Počet vzorků	Hmotnostní aktivita (Bq/kg)		
		Průměr	Minimum	Maximum
Jelen	14	36,7	0,1	149,2
Srniec	20	117,6	0,2	1 064,0

Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v mase ostatních druhů zvěřiny v Jihočeském kraji se pohybovala v rozpětí od 0,1 do 149,2 Bq/kg, s průměrem 36,7 Bq/kg u jelenů a v rozpětí od 0,2 do 1 064,0 Bq/kg, s průměrem 117,6 Bq/kg u srnců (Tabulka 12). Nejnižší naměřená hodnota byla zjištěna v roce 2012, nejvyšší v roce 2007.

Tabulka 13: Hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs ve vzorcích masa ostatních druhů zvěřiny v Moravskoslezském kraji v letech 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)

Druh	Počet vzorků	Hmotnostní aktivita (Bq/kg)		
		Průměr	Minimum	Maximum
Jelen	7	13,7	0,1	68,6
Srniec	10	22,9	0,1	89,0

Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v mase ostatních druhů zvěřiny v Moravskoslezském kraji se pohybovala v rozpětí od 0,1 do 68,6 Bq/kg, s průměrem 13,7 Bq/kg u jelenů a v rozpětí od 0,1 do 89,0 Bq/kg, s průměrem 22,9 Bq/kg u srnců (Tabulka 13). Nejnižší naměřená hodnota byla zjištěna v roce 2009, nejvyšší v roce 2016.

Tabulka 14: Hodnoty hmotnostní aktivity ^{40}K ve vzorcích masa ostatních druhů zvěřiny v Jihočeském kraji v letech 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)

Druh	Počet vzorků	Hmotnostní aktivita (Bq/kg)		
		Průměr	Minimum	Maximum
Srnec	18	81,8	42,6	2 210,0

Hmotnostní aktivita ^{40}K v mase ostatních druhů zvěřiny v Jihočeském kraji se pohybovala v širokém rozpětí od 42,6 do 2 210,0 Bq/kg, s průměrem 81,8 Bq/kg u srnců (u jelenů nebyla pro Jihočeský kraj dostupná jediná hodnota hmotnostní aktivity ^{40}K) (Tabulka 14). Nejnižší i nejvyšší naměřená hodnota byla zjištěna v roce 2007.

Tabulka 15: Hodnoty hmotnostní aktivity ^{40}K ve vzorcích masa ostatních druhů zvěřiny v Moravskoslezském kraji v letech 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)

Druh	Počet vzorků	Hmotnostní aktivita (Bq/kg)		
		Průměr	Minimum	Maximum
Srnec	2	121,0	113,0	129,0

Hmotnostní aktivita ^{40}K v mase ostatních druhů zvěřiny v Moravskoslezském kraji se pohybovala v rozpětí od 113,0 do 129,0 Bq/kg, s průměrem 121,0 Bq/kg u srnců (u jelenů nebyla pro Moravskoslezský kraj dostupná jediná hodnota hmotnostní aktivity ^{40}K) (Tabulka 15). Nejnižší i nejvyšší naměřená hodnota byla zjištěna v roce 2006.

6 DISKUZE

V této části práce došlo ke zhodnocení dosažených výsledků a porovnání s výzkumem a studii jiných autorů.

6.1 Hmotností aktivita ^{137}Cs v mase prasad divokých v závislosti na jednotlivých letech

Ze získaných výsledků je patrné, že hmotnostní aktivita ^{137}Cs v mase prasad divokých je velmi variabilní (pohybovala se v širokém rozpětí od 0,1 do 11 987,1 Bq/kg). Kalač (2012) uvádí, že vysoká variabilita v procesech redistribuce a přenosu radionuklidů je v kontaminovaných lesích zjišťována běžně. Tato variabilita je způsobena odlišností lesní půdy od zemědělsky obdělávané, jelikož v půdách s vysokým obsahem organických látek je absorpce ^{137}Cs kořenovým systémem rostlin vyšší než u půd s vyšším obsahem jílovitých materiálů (Hála, 2013). Pro přírodní ekosystémy je rychlost ubývání cesia z prostředí delší, a to z důvodu výskytu tenké vrstvy chudých půd na skalním podloží, ve kterých cesium nemůže vázat a difundovat do hloubky (Hůlka a Malátová, 2006). Strebl a Tataruch (2007) dodávají, že ve zmíněných lesních ekosystémech se vyskytují vyšší měrné aktivity hub, lesních plodů, rostlinné vegetace a samozřejmě i masa lesní zvěře, pasoucí se v těchto místech. Na základě výzkumu Dvořáka et al., (2010) lze stanovit faktory mající největší podíl na bioakumulaci ^{137}Cs v lesních ekosystémech. Mezi tyto faktory patří nerovnoměrné rozšíření radioaktivních částic, vlhkost půdy a aktivita na jejím povrchu, stáří a sezónní změny fyziologie rostlinné vegetace a vlastnosti jejich tkání a orgánových soustav. Zde je však nutné zmínit fakt, že lze nalézt rozdíly mezi jednotlivými druhy rostlinné vegetace v identických místech ČR. K tomuto zjištění došla Čadová (2017), přičemž tento výsledek je zapříčiněn hloubkami mycelií hub a různými charakteristikami půdy. Některé části půd tedy představují rezervoár výskytu

radionuklidů a může docházet k dlouhodobé kontaminaci potravních řetězců (Kalač, 2012).

6.2 Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v mase prasat divokých v závislosti s porovnáním hmotnostní aktivity ^{40}K

Na základě zjištěných výsledků lze konstatovat, že hmotnostní aktivita ^{137}Cs byla (s výjimkou roků 2006 a 2011) vyšší než hmotnostní aktivita ^{40}K (mezi obsahem ^{137}Cs a ^{40}K byl zjištěn statisticky významný rozdíl). Velké množství studií potvrzuje, že hodnoty ^{137}Cs jsou výrazně vyšší v mase lesní zvěře než v mase domácích zvířat (např. Hecht, 2001; Vilic et al., 2005; Kienzle et al., 2013). Prasata divoká při hledání potravy rozrývají lesní půdy a přijímají tak ^{137}Cs vázané v této půdě a houbách. Kienzle et al., (2013) uvádí, že zatímco kontaminace masa prasat divokých ^{137}Cs zůstává vysoká z důvodu pomalé migrace radionuklidů v půdě a jejich stravovacím návykům (často přijímací mykorrhizní houby, u kterých dochází k hyperbioakumulaci ^{137}Cs), kontaminace v srncím a jelením mase se snížila. Dvořák et al., (2010) zmiňují, že důvodem vysoké kontaminace masa prasat divokých je konzumace potravy s vysokým obsahem ^{137}Cs jako jsou plodnice Jelenky obecné (4 800 až 29 000 Bq/kg), kořínky (250 Bq/kg) a žízaly (20 Bq/kg). Podobným výzkumem se zabýval také Rachubik (2018) v Polsku. V deseti regionech Polska byly odebrány vzorky druhů volně žijící zvěře (jelen, srnec a prase divoké). Nejvyšší hodnoty byly zjištěny u prasat divokých. Důvodem byla opět skladba zvířecí diety, která závisí na dostupnosti místních surovin. Jídelníček srnců a jelenů závisí na sezónní dostupnosti vegetace, jelikož konzumují téměř výhradně přízemní vegetaci. Tyto faktory vedou ke značným výkyvům v obsahu ^{137}Cs v jejich mase. Oproti tomu u prasat divokých nelze jednoznačně stanovit korelaci mezi kontaminací a sezónní potravou, jelikož jídelníček prasat divokých je mnohem více komplikovaný a určován mnoha faktory. Zmíněné však neovlivňuje dlouhodobý trend vysokých úrovní aktivity ^{137}Cs u prasat divokých. Drábová (2018) vykazovala ve

výstupech monitorování radiační situace také nadlimitní hodnoty ^{137}Cs v mase prasat divokých, kdy u 22 % vzorků byla naměřena aktivita ^{137}Cs vyšší než 1 150 Bq/kg.

Pro srovnání byla provedena analýza obsahu hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K také u ostatních druhů zvěřiny (konkrétně jelenů a srnců). Hmotnostní aktivity ^{137}Cs se velmi lišily mezi jednotlivými druhy volně žijící zvěře v pořadí prasata divoká, srnci a jeleni. Podobný výzkum prováděl i Rachubik (2008), který zjišťoval hladiny ^{137}Cs ve svalovině ulovené volně žijící zvěře. Výsledky jeho výzkumu ukazují také odlišnosti mezi jednotlivými druhy volně žijící zvěře v pořadí prasata divoká, jeleni a srnci. Zmíněné nižší aktivity ^{137}Cs u jelení a srncí zvěře odůvodňuje odlišnou skladbou zvěřecí dieta, která závisí na dostupnosti místních surovin. U jelenů a srnců převažují v potravě hlavně cévnaté rostliny, přičemž kromě toho existují také sezónní variace. U rostlin jako je např. kapradí byl potvrzen vyšší transferový faktor pro ^{137}Cs , který může ovlivnit příjem ^{137}Cs pro volně žijící zvěř. Hmotnostní aktivity ^{137}Cs v cévnatých rostlinách jsou však značně menší než v houbách, které jsou považovány jako hlavní zdroj kontaminace u prasat divokých. Tuto teorii potvrzují i výzkum Viliče et al. (2005), kteří přisuzují zvýšenou koncentraci ^{137}Cs v mase prasat divokých právě zvýšenému výskytu hub ve zkoumané lokalitě. Fielitz et al. (2009) také zkoumali hmotnostní aktivity ^{137}Cs v mase volně žijící zvěře, konkrétně prasat divokých, jelenů evropských a srnců obecných z Bavorského lesa. Právě v mase prasat divokých měl obsah ^{137}Cs po dobu výzkumu (1987 – 2003) stoupající tendenci.

Co se týče obsahu ^{40}K , oproti výsledkům analýzy masa prasat divokých byla u ostatních druhů zvěřiny výrazně vyšší hmotnostní aktivita ^{40}K .

Z výše uvedeného vyplývá, že H_0 předpokládající, že hmotnostní aktivity přírodního radionuklidu ^{40}K v mase prasat divokých budou dosahovat vyšších hodnot než hmotnostní aktivity ^{137}Cs , byla zamítnuta.

6.3 Hmotností aktivity ^{137}Cs v mase prasat divokých v závislosti na zkoumané lokalitě

Ze získaných výsledků práce je patrné, že téměř ve všech případech (s výjimkou roků 2008 a 2009) byla hmotnostní aktivity ^{137}Cs vyšší v Jihočeském kraji než v Moravskoslezském kraji (mezi obsahem ^{137}Cs v obou krajích byl zjištěn statisticky významný rozdíl). Tento fakt potvrzuje několik výzkumů. Hůlka a Malátová (2006) uvádějí, že v ČR se lesnaté přírodní ekosystémy se zvýšeným obsahem radionuklidů vyskytují zejména na Šumavě a v Jeseníkách. Také Kouba et al., (2015) evidují zvýšenou aktivitu ^{137}Cs ve mase prasat divokých v Národním parku Šumava a v její jižní části Šumavském masivu Novohradských hor. V jejich sledovaném období 2012 – 2014 bylo zkoumáno 357 vzorků masa prasat divokých v oblasti Národního parku Šumava s maximální hodnotou aktivity ^{137}Cs 21 305 Bq/kg, mediánem 852,55 Bq/kg a průměrnou hodnotou 2 196 Bq/kg. Dále zkoumali také oblast Novohradských hor s maximální hodnotou aktivity ^{137}Cs 14 252 Bq/kg, mediánem 319,46 Bq/kg a průměrnou hodnotou 246,45 Bq/kg. Autoři dodávají, že se jedná o ekosystémy ve vyšších nadmořských výškách s převahou lesních porostů. V přilehlých oblastech s vyšším podílem zemědělsky obdělávané půdy, nižší nadmořskou výškou a menším podílem lesních porostů dochází k nadlimitním hodnotám ^{137}Cs v mase prasat divokých jen ojediněle. Malena (2014) zmiňuje vyšetřování radionuklidů Státní veterinární správou, kdy došlo ke zjištění zvýšených hodnot aktivity ^{137}Cs v lokalitách Chráněné krajinné oblasti a Národního parku Šumava a Plzeňského kraje. Ke zjištění vysokých hodnot aktivity ^{137}Cs u masa prasat divokých došlo také při výzkumu, který dělal Latini (2011). Jednalo se o prasata divokých z lokalit Národního parku Šumava, Srní a Prášíly. Kouba et al., (2013) prováděli letech 2012 a 2013 šetření na území

Národního parku Šumava a Novohradských horách s průkaznými hodnotami zvýšené aktivity ^{137}Cs . Průměrné aktivity se dle zkoumaných lokalit pohybovaly od 2 776,23 Bq/kg do 6 935,26 Bq/kg.

Aktivita ^{137}Cs v Národním parku Šumava koresponduje s výzkumy ve spolkových zemích Německa, převážně Bavorska, jelikož Bavorský les vytváří s Národním parkem Šumava jednotný celek. Kienzle et al., (2015) popisuje ve svém výzkumu slabě stoupající tendenci ^{137}Cs v Bavorském lese. Na základě těchto výsledků spolu s výsledky Fielitze et al., (2009) lze konstatovat korelaci Bavorského lesa se situací v Národním parku Šumava.

Mezi důvody výše uvedených zjištění lze zařadit práci Vodňanského (2011), který zmiňuje objevování zvěře v doposud neidentifikovaných lokalitách, přičemž problémy nastávají i v horských oblastech. Na tato zjištění navazuje Forejtek et al., (2013) se zjištěními ohledně vzrůstu početnosti populace prasat divokých v šumavském podhůří. Rozdílnost mezi zkoumanými lokalitami lze přisoudit také menší možnosti využívání potravního řetězce na obdělávaných zemědělských půdách, rozdílu rozlohy ucelených lesních ekosystémů (Kouba, 2021), rychlosti pohybu a směru radioaktivních mraků po Černobylské havárii (Kalač, 2012).

Na základě uvedených poznatků vyplývá, že H_0 předpokládající, že hmotnostní aktivity ^{137}Cs v mase prasat divokých v Jihočeském kraji budou dosahovat vyšších hodnot než hmotnostní aktivity ^{137}Cs v mase prasat divokých v Moravskoslezském kraji, byla přijata.

6.4 Výpočet úvazku efektivní dávky

Pro hodnocení vnitřní ozáření (vnitřní kontaminace) byl stanoven úvazek efektivní dávky. Úvazek efektivní dávky způsobený konzumací potravin obsahující radionuklid ^{137}Cs se stanoví dle vzorce:

$$E_{\text{ing}} = a * m * h_{\text{ing}} [\text{Sv/rok}]$$

Pro výpočet byla použita průměrná hodnota hmotnostní aktivity a (Bq/kg) ^{137}Cs (530,8 Bq/kg) a limitní hodnota pro trh (600 Bq/kg). Pro srovnání byl výpočet doplněn nejvyšší naměřenou hodnotou hmotnostní aktivity ^{137}Cs , která byla zaznamenána u prasete divokého z lokality Horní Stropnice (11 987,1 Bq/kg).

Roční spotřeba m (kg/rok) kolísá dle ČSÚ okolo 1 kg za rok (viz. kapitola 5). Strebl a Tataruch (2007) k tomuto však dodávají, že tyto lesní produkt můžou tvořit významnou složku výživy rodin lovců a pro tyto skupiny konkrétní údaje nejsou známy. Pro konzervativní odhad úvazku efektivní dávky byla do výpočtu kromě roční spotřeby zvěřiny přidána také výsledná hodnota výzkumu Haldimanna et al., (2002), kteří uvádí, že jídla připravená ze zvěřiny u lovců odpovídala dennímu příjmu 50 g (18,25 kg za rok), jelikož u extrémů tvoří zvěřina prakticky veškerou část spotřeby masa.

Konverzní faktor h_{ing} pro přepočet příjmu ^{137}Cs požitím na efektivní dávku je roven pro dospělou osobu $1,3 * 10^{-8} \text{ Sv/Bq}$ (Vyhláška č. 422/2016).

K výpočtu úvazku efektivní dávky byly tedy použity následující součiny hodnot (Tabulka 16):

Tabulka 16: Hodnoty použité pro výpočet úvazku efektivní dávky (Vlastní výzkum)

	Období	Použitá hodnota hmotnostní aktivity a (Bq/kg)	Hmotnostní aktivita a (Bq/kg)	Roční spotřeba m (kg/rok)	Konverzní faktor h_{ing} (Sv/Bq)	Úvazek efektivní dávky E (mSv)
a)	2006 – 2021	Průměr	530,8	1	$1,3 \times 10^{-8}$	0,007
b)	2006 – 2021	Limit pro trh	600,0	1	$1,3 \times 10^{-8}$	0,008
c)	2006 – 2021	Maximum	11 987,1	1	$1,3 \times 10^{-8}$	0,156
d)	2006 – 2021	Průměr	530,8	18,25	$1,3 \times 10^{-8}$	0,126
e)	2006 – 2021	Limit pro trh	600,0	18,25	$1,3 \times 10^{-8}$	0,142
f)	2006 – 2021	Maximum	11 987,1	18,25	$1,3 \times 10^{-8}$	2,844

a) $E = 530,8 * 1 * 1,3 * 10^{-8} = 0,007 \text{ mSv}$

b) $E = 600,0 * 1 * 1,3 * 10^{-8} = 0,008 \text{ mSv}$

c) $E = 11\,987,1 * 1 * 1,3 * 10^{-8} = 0,156 \text{ mSv}$

Výsledné hodnoty značí dávku, kterou by dospělý člověk obdržel za rok, v případě, že by zkonzumoval 1 kg masa prasat divokých s výše uvedenými hmotnostními aktivitami ^{137}Cs . Problematika roční spotřeby masa prasat divokých u rodin lovců je zmíněna výše.

V součtu úvazek efektivní dávky z průměrných hodnot (0,007 mSv) nedosahuje ani 1 % z obecného limitu 1 mSv za rok pro ozáření obyvatelstva (vyhláška č. 422/2016). Na základě výše uvedeného výpočtu lze říci, že konzumace masa prasat divokých ve vybraných lokalitách nepředstavuje zdravotní rizika.

Při hodnocení radiačního rizika pro efektivní dávky lze využít výrazy, které používá Žáčková (2009), kdy efektivní dávky nižší než 0,1 mSv (10 % limitu) označuje jako „zanedbatelné“ a efektivní dávky od 0,1 do 1 mSv označuje jako „minimální“ riziko. Úvazek efektivní dávky vypočtený s průměrnými a limitními hodnotami ^{137}Cs lze tedy označit jako zanedbatelný. Výjimkou je hodnota vypočtená pro maximální hodnotu 11 987,1 (0,156 mSv). Toto riziko by bylo označeno jako minimální. Zde je však nutné podotknout, že uvedený výpočet úvazku efektivní dávky byl proveden konzervativně za předpokladu konzumace celého 1 kg masa prasat divokých s takto vysokou hodnotou hmotnostní aktivity ^{137}Cs .

Pokud budeme brát v úvahu efektivní dávku, kterou by dospělý člověk obdržel za rok, v případě, že by zkonzumoval 1 kg masa prasat divokých (roční spotřeba dle ČSÚ) s průměrnou hmotnostními aktivitami ^{137}Cs , lze přijmout hypotézu H_0 = Úvazek efektivní dávky způsobený konzumací masa prasat divokých obsahující radionuklid ^{137}Cs bude zanedbatelný.

Radiačně ochranná otázka vyvstává u masa prasat divokých jako významné složky výživy rodin lovců:

d) $E = 530,8 * 18,25 * 1,3 * 10^{-8} = 0,126 \text{ mSv}$

e) $E = 600,0 * 18,25 * 1,3 * 10^{-8} = 0,142 \text{ mSv}$

f) $E = 11\,987,1 * 18,25 * 1,3 * 10^{-8} = 2,844 \text{ mSv}$

Limity pro obsah ^{137}Cs v mase prasat divokých musí sledovat regulaci ozáření celé společnosti a nemohou postihnout ochranu extremít. Výše zmíněná spotřeba zvěřiny (1 kg/rok) odpovídá průměrné spotřebě v potravním koši ČR. Jak však dodává Matzner (2012), u extremít může spotřeba činit desítky až stovky kg/rok na jednotlivce.

Výsledné hodnoty značí úvazek efektivní dávky, kterou by dospělý člověk obdržel za rok, v případě, že by zkonzumoval 18,25 kg masa prasat divokých (výsledky švýcarského výzkumu Haldimanna et al., (2002), který uvádí, že jídla připravená ze zvěřiny u lovců odpovídala dennímu příjmu 50 g) s výše uvedenými hmotnostními aktivitami ^{137}Cs . Úvazek efektivní dávky vypočtený s průměrnými a limitními hodnotami ^{137}Cs lze tedy označit opět jako minimální riziko. V extrémním případě (roční spotřeba masa na obyvatele dle výzkumů lovců a maximální hodnota ^{137}Cs) by efektivní dávka téměř 3x převyšovala limit roční efektivní dávky pro obyvatelstvo. Nakonec lze zmínit fakt uvedený Matznerem (2012) ohledně statistiky lovecké sezóny 2010 – 2011, kdy z celkového počtu 146 427 kusů ulovených prasat divokých bylo pouze 17 120 kusů uvedeno na trh. Ostatní byly určeny pro domácí spotřebu lovců, z čehož vyplývá, že konzumace zvěřiny opravdu tvoří významnou složku výživy lovců a jejich rodin.

7 ZÁVĚR

Cílem diplomové práce byla analýza a zhodnocení hmotnostní aktivity ^{137}Cs v mase prasat divokých v monitorovaných lokalitách Jihočeského a Moravskoslezského kraje, a prostřednictvím výsledků měření obsahu ^{137}Cs získané z databáze MonRaS, provozované Státním úřadem pro jadernou bezpečnost, posoudit za období 2006 - 2021 hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs jako možného zdroje kontaminace potravního řetězce člověka. Tento cíl byl splněn.

Bylo zjištěno:

- Hmotnostní aktivita ^{137}Cs se pohybovala v širokém rozpětí od 0,1 do 11 987,1 Bq/kg, obecně vyšší naměřené hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs vykazovaly vzorky z lokalit uzavřených lesních ekosystémů s minimálním, či žádným podílem zemědělsky obdělávané půdy a pastvin;
- Hmotnostní aktivity ^{137}Cs dosahovaly v mase prasat divokých vyšších hodnot než hmotnostní aktivity přírodního radionuklidu ^{40}K , důvodem je především skladba diety prasat divokých;
- Hmotnostní aktivity ^{137}Cs v mase prasat divokých v Jihočeském kraji dosahovaly vyšších hodnot než hmotnostní aktivity ^{137}Cs v mase prasat divokých v Moravskoslezském kraji, rozdílnost mezi zkoumanými lokalitami lze přisoudit menším možnostem využívání potravního řetězce na obdělávaných zemědělských půdách, rozdílnou rozlohou ucelených lesních ekosystémů, rychlosti pohybu a směru radioaktivních mraků po Černobylské havárii;
- Úvazek efektivní dávky způsobené konzumací masa prasat divokých obsahující průměrnou hmotnostní aktivitu ^{137}Cs byl hodnocen jako zanedbatelný, celkově dosahoval méně než 1 % limitu pro obyvatelstvo.

8 SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

ČR	Česká republika
ČSÚ	Český statistický úřad
DNA	Deoxyribonukleová kyselina
EU	Evropská unie
MonRaS	Monitorování radiační situace
NPM	Národní program monitorování
SÚJB	Státní úřad pro jadernou bezpečnost
SÚRO	Státní ústav radiační ochrany
SVS	Státní veterinární správa
UNEP	Program Organizace spojených národů pro životní prostředí
ZHP	Zóna havarijního plánování

9 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

AASETH, J., NURCHI, V. M., ANDERSEN O. *Medical Therapy of Patients Contaminated with Radioactive Cesium or Iodine*. *Biomolecules*, 2019. 9(12): 856.

ALMGREN, S., BARREGÅRD, L., ISAKSSON, M. *Measurements and comparisons of gamma radiation doses in a high and a low (¹³⁷Cs) deposition area in Sweden*. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2008. 99(11):1750-1755.

BALLARI, S. A., BARRIOS-GARCIA, M. N. *A review of wild boar *Sus scrofa* diet and factors affecting food selection in native and introduced ranges*. *Mammal Review*, 2013. 44(2): 124-134.

BAUBET, E., BONENFANT, C., BRANDT, S. *Diet of the wild boar in the French Alps*. *Galemys*, 2004. 16: 99–111.

BERESFORD, N. A., FESENKO, S., KONOPLEV, A., SKUTERUD, L., SMITH, J. T., VOIGT, G. *Thirty years after the Chernobyl accident: What lessons have we learnt?* *Journal of Environmental Radioactivity*, 2016. 157: 77-89.

BUČINA, I. *Radionuklidy z černobylské havárie v půdě na území ČSSR: jejich původ, depozice a distribuce*. In: *Některé výsledky monitorování následků černobylské havárie v ČSSR*. Československá komise pro atomovou energii – Ústřední informační středisko pro jaderný program. Praha, 1988, s. 5-23

ČADOVÁ, M., HAVRÁNKOVÁ, R., HAVRÁNEK, J., ZÖLZER, F. *Radioactivity in Mushrooms from Selected Locations in the Bohemian Forest, Czech Republic*. *Radiat Environ Biophys*, 2017. 56(2): 167-175. ISSN 0301–634X. 85

ČERVINKOVÁ, A. *Radiocaesium transfer from forest soil to wild edible fruits and radiation dose assessment through their ingestions in Czech Republic*. Journal of Forest Research, 2017. 22 (2), 91-96.

ČSÚ: Český statistický úřad. *Spotřeba potravin a nealkoholických nápojů (na obyvatele za rok): 2021*. Český statistický úřad, 2022 [online]. [Cit. 19. 10. 2022]. Dostupné z: <https://www.czso.cz/documents/10180/61565936/-2701391801.pdf/e7d7123e-b288-4336-92b2-f8be22ebdae8?version=1.1>

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

DRÁBOVÁ, D. *Národní program monitorování: Monitorování radiální situace na území České republiky* [online]. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, 2018, 28 s. [cit. 2019-07-28]. Č.j.:23533/2018. Dostupné z: https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/dokumenty/NPM/010119/NPM_text.pdf

DVOŘÁK P. *Legislativní problematika ionizujícího záření v hygieně potravin a veterinární praxi*. Veterinářství, 2012. 62: 622-624.

DVOŘÁK, P., SNÁŠEL, P., BEŇOVÁ, K. *Transfer of Radiocaesium into Wild Boar Meat*. Acta Veterinaria Brno, 2010. 79(9): 85-91.

DŽURNÝ, V. *Korelace obsahu Cs-137 mezi půdou a houbou Jelenkou obecnou*. Bakalářská práce. České Budějovice: Jihočeská Univerzita, Zdravotně sociální fakulta, 2019.

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

FIELITZ, U., KLEMT, E., STREBL, F., TATARUCH, F., ZIBOLD, G. *Seasonality of ¹³⁷Cs in roe deer from Austria and Germany*. Journal of Environmental Radioactivity, 2009. 100(3): 241-249.

FOREJTEK, P., ČERVENÝ, J., VODŇANSKÝ, M. *Problematika tetřevovitých v česko-bavorském příhraničí*. Brno: Institut ekologie zvěře Veterinární a farmaceutické univerzity v Brně, 2013. s. 88.

FOURNIER-CHAMBRILLON, C., MAILLARD, D., FOURNIER, P. *Diet of wild boar (*Sus scrofa* L.) inhabiting the Montpellier garrigue*. Journal of Mountain Ecology, 1995. 3: 174–179.

GIMÉNEZ-ANAYA, A., HERRERO, J., ROSELL, C., COUTO, S., GARCÍA-SERRANO, A. *Food habits of wild boars (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal wetland*. Wetlands, 2008. 28(1): 197–203.

GREENWOOD, N. N., EARNSHAW, A. *Chemie prvků*. Praha: Informatorium, 1993. s. 793. ISBN 8085427389.

HAFEEZ, S., ABBAS, M., KHAN, Z. H., REHMAN, E. *Preliminary analysis of the diet of wild boar (*Sus scrofa* L., 1758) in Islamabad, Pakistan*. Turkish Journal of Zoology, 2011. 35(1): 115–118.

HÁLA, J. *Radioaktivní izotopy*. 1. Tišnov: Sursum, 2013. s. 374. ISBN 978-80-7323-248-1.

HALDIMANN, M., BAUMGARTNER, A., ZIMMERLI, B. *Intake of lead from game meat - A risk to consumers' health?* European Food Research and Technology, 2002. 215(5):375-379.

HANZAL, V. *Situace výskytu černé zvěře v Jihočeském příhraničí, zpracováno v rámci projektu: M00165 – Biodiverzita a myslivost – síť pro ochranu a trvale udržitelné využívání druhů a biotopů. České Budějovice: Jihočeská společnost pro ochranu přírody a myslivosti o.p.s., 2011. s. 74.*

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

HAVRÁNKOVÁ, R. (ed.). *Klinická radiobiologie. Praha: Grada, 2020. 184 s. ISBN 978-80-247-4098-0*

HAVRÁNKOVÁ, R., SKALICKÁ FREITINGER, Z., HAVRÁNEK, J., ZÖLZER, F., KUNA, P. *Základy radiobiologie. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 2018. ISBN 978-80-7394-696-8.*

HECHT, H. *Der lange Schatten von Tschernobyl. Forschungsreport. 2001, 1: 19–23.*

HERRERO, J., IRIZAR, I., LASKURAIN, N. A., GARCÍA-SERRANO, A., GARCÍA-GONZÁLEZ, R. *Fruits and roots: wild boar foods during the cold season in the southwestern Pyrenees. Italian Journal of Zoology. 2005, 72(1): 49–52.*

HOHMANN, U., HUCKSCHLAG, D. *Investigation on the radiocesium contamination of wild boar (*Sus scrofa*) meat in Rhineland-Palatinate: a stomach content analysis. European Journal of Wildlife Research, 2005. 51(4): 263-270.*

HOWE, T., SINGERAND, F. J., ACKERMAN, B. B. *Forage relationships of European wildboar invading northern hardwood forest*. Journal of Wildlife Management. 1981, 45(4): 748-754.

HRUŠOVSKÝ, J., BENEŠ, J. *Radiologie ve veterinárním lékařství*. Praha: Naše vojsko, 1985. s. 248. 53

HŮLKA J., MALÁTOVÁ, I. *Radiační situace v České republice, přehled hlavních výsledků měření a opatření*. Praha: Státní ústav radiační ochrany, 2006. s. 14.

ICRP: International Commission on Radiological Protection. *Publication 103 The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*, 2007. Ann. ICRP 37 (2-4)

IRIZAR, I., LASKURAIN, N. A., HERRERO, J. *Wild boar frugivory in the Atlantic Basque Country*. Galemys. 2004, 16: 125–133.

Jihočeský kraj, 2023. [online] Mapy.cz [cit. 2023-01-03] Dostupné z: <https://mapy.cz/zakladni?dim=63e8a5d17c3d4adef5964dd1&x=14.5700866&y=49.1296136&z=8>

JURSÍK, F. *Anorganická chemie kovů*. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická, 2002. s. 152. ISBN 80-7080-504-8.

KALÁČ, P. *Radioactivity of European Wild Growing Edible Mushrooms*. Nova Science, 2012. s. 215- 230. ISBN 1614701105.

KAMLER, J., LIŠKOVÁ, M. *Význam a rizika příkrmování a vnaďení pro výživu prasete divokého*. In: Černá zvěř-stále aktuální problém. Brno: Středoevropský institut ekologie zvěře, 2011, s. 154-158. ISBN 987-80-7305-595-0.

KAŇKOVÁ J. *Cesium 137 v lesním ekosystému*. Diplomová práce. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Zdravotně sociální fakulta, 2007.

KIENZLE, E., REDDEMANN, J., SWART, D., SWART, A., DRAXLER B., MORFELD, P. *Effect of ammoniumiron-hexa-cyanoferrate and of the covariates age, gender, weight, season and calendar time on radiocaesium contamination of wild boars living in the wild in Bavaria*. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition*, 2013. 97(3): 495-501.

KLENER, V. (ed). *Principy a praxe radiační ochrany*. 1. vydání, AZIN CZ Praha, 2000. 619 s., ISBN 80-238-3703-6.

KLIMENT, V., BUČINA, I. *Kontaminace potravin radioizotopy cesia v ČSSR po černobylské havárii*. In: *Některé výsledky monitorování následků černobylské havárie v ČSSR, Československá komise pro atomovou energii – Ústřední informační středisko pro jaderný program*, Praha, 1988. s. 34-45.

KLOBOUČEK, J. *Jaderná energetika*. 2. vydání. Liberec: Technická univerzita v Liberci, 2010. ISBN 978-80-7372-686-7.

KOUBA, F. *Přenos radioaktivní zátěže prostředí na populaci prasete divokého (*Sus scrofa*) ve vybraných lokalitách jihozápadní části České republiky*. Disertační práce. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta, 2021.

KOUBA, F., BÍLÝ, R., MALENA, M., DRÁPAL, J., HANZAL, V., VERNEROVÁ, K. *Sledování aktivity radiocesia Cs137 ve zvěřině divočáků v jihozápadní části České republiky*. In: *Hygiena 54 alimentorum XXXVI, Medzinárodná vedecká konferencia: Bezpečné a kvalitné produkty hydiny, rýb, voľne žijúcej a farmovej zveri*. 1. Bratislava: Štátna veterinárna a potravinová správa Slovenskej republiky, 2015. s. 57-59. ISBN 978-80-8077-458-5.

KOUBA, F., CIPÍNOVÁ, E., DRÁPAL, J., HANZAL, V., MALENA M., VERNEROVÁ, K. *The radioactivity monitoring of wild boars in the South Bohemian Region*. Maso International, 2013. 2: 151- 154.

KOVALČÍK, M. *Value of forest berries and mushrooms picking in Slovakia's forests*. Beskydy, 2014. 7 (1): 39–46.

Kraje, okresy, obce [online]. Statnisprava.cz. [cit. 2023-01-01]. Dostupné z: https://www.statnisprava.cz/rstsp/redakce.nsf/i/kraje_okresy_obce

KREBS, R. E. *The History and Use of Our Earth's Chemical Elements*. 2. Santa Barbara: Greenwood, 2006, 422 s. ISBN 0313334382.

KROUPA, M., DVORSKÝ, B. *Spektrometrie záření gama*. Týden vědy na Jaderce [online]. © 1999–2019 [Cit. 2022-03-25]. Dostupné z: <http://tydenvedy.fjfi.cvut.cz/2008/cd/prispevky/sbpdf/gamma.pdf> 88

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

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

LATINI, T. *Výskyt radioaktivity u divokých prasat*. Maso. 2011, 5: 24-26.

MALENA, M. *Úvodní slovo k problematice černé zvěře na Šumavě: Mezinárodní seminář na téma „černá zvěř“*. Lovecký zámek Ohrada u Hluboké nad Vltavou, 27. června 2014.

MASSEI, G., GENOV, P. *The environmental impact of wild boar*. Galemys. 2004, 16: 135–145.

MASSEI, G., GENOV, P. *The environmental impact of wild boar*. Galemys. 2004, 16: 135–145.

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

MATZNER, J. *Cesium v mase divočáků (a otázky související)*. Dny radiální ochrany, Třeboň, listopad 2012

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

MELIS, C. SZAFRAŇSKA, P. A., JĘDRZEJEWSKA, B., BARTOŇ, K. *Biogeographical variation in the population density of wild boar (Sus scrofa) in western Eurasia*. Journal of Biogeography, 2006. 33(5): 803–811. 55

Moravskoslezský kraj, 2023. [online] Mapy.cz [cit. 2023-01-03] Dostupné z: <https://mapy.cz/zakladni?source=regi&id=12&ds=1&x=18.0028863&y=49.9027577&z=8>

NAVRÁTIL, L. et al. *Zdroje ionizujícího záření ve vztahu k ohrožení živého organismu – úvod*, 2014. Radiobiologie [online]. [Cit. 2022-12-28]. Dostupné z: <http://fbmi.sirdik.org/4-kapitola/41.html> 89

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

OJOVAN, M.I., W.E. LEE. *Short-Lived Waste Radionuclides: Caesium 137. An Introduction to Nuclear Waste Immobilisation* [online]. Elsevier, 2005. p. 105–114. [Cit. 2023-01-01]. ISBN 978-0-08-044462-8.

PILÁTOVÁ, H. *Mapy obsahu ¹³⁷Cs v humusu lesního ekosystému České republiky v roce 2005*. Zpráva SÚRO č. 26/2011. Praha: Státní ústav radiační ochrany, 2011. 8 s.

RACHUBIK, J. *Radiocaesium in Polish game meat*. Bulletin of the Veterinary Institute in Pulawy, 2008. 52(3): 399-403.

RULÍK, P. *Mapa kontaminace půdy České republiky ¹³⁷Cs po havárii JE Černobyl*. Zpráva SÚRO č. 22/2011. Praha: Státní ústav radiační ochrany, 2011. 16 s.

RULÍK, P. *Monitoring radionuclides in the atmosphere over the Czech Republic after the Fukushima nuclear power plant accident*. Radiation Protection Dosimetry, 2014. 163 (2): 226–232.

SCHLEY, L., ROPER, T. J. *Diet of wild boar, *Sus scrofa*, in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops*. Mammal Review. 2003, 33(1): 43–56.

STEINER, M., FIELITZ, U. *Deer truffles – the dominant source of radiocaesium contamination of wild boar*. Radioprotection. 2009, 44(5): 585–588.

STRAKA, J. *Draslík*. Tabulka.cz [online]. [Cit. 2022-11-21]. Dostupné z: <https://www.tabulka.cz/prvky/ukaz.asp?id=19>

STREBL, F., TATARUCH, F. *Time trends (1986-2003) of radiocaesium transfer to roe deer and wild boar in two Austrian forest regions*. Journal of Environmental Radioactivity. 2007, 98(1-2): 137-152.

SÚJB: Státní úřad pro jadernou bezpečnost. *Dopis čj. SÚJB/RO/21759/2012 mezi SÚJB a Ústřední veterinární správou SVS o stanovisku SÚJB k aplikaci nejvyšší přípustné radioaktivity potravin*, 2012. [cit. 2023-05-14].

SÚJB: Státní úřad pro jadernou bezpečnost. *Monitorování radiační situace* [online]. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, 2023. [cit. 2023-01-02] Dostupné z: <https://www.sujb.cz/monitorovani-radiacni-situace>

SÚRO: Státní ústav radiační ochrany. *Přírodní radioaktivita a problematika radonu* [online]. Praha: Státní ústav radiační ochrany, 2023. [cit. 2023-01-02] Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/prirodnioz>

ŠKRKAL, J. *Ingestion intakes of ^{137}Cs by the Czech population: Comparison of different approaches*. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2017. 171: 110-116.

ŠKRKAL, J. *Long-term ^{137}Cs activity monitoring of mushrooms in forest ecosystems of the Czech Republic*. *Radiation Protection Dosimetry*, 2013. 157 (4): 579-584.

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

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

UNEP: United Nations Environment Programme. *Radiation: effects and sources*, 2016. ISBN: 978-92-807-3600-7, Překlad: Ionizující záření: účinky a zdroje. Program OSN pro ochranu životního prostředí, 2016, 64 s.

VODŇANSKÝ, M. *Vývoj populace černé zvěře v České republice a dalších zemích Evropy*. In: Černá zvěř-stále aktuální problém. Brno: Středoevropský institut ekologie zvěře, 2011. s. 11- 24. ISBN 987-80-7305-595-0.

Vyhláška č. 360/2016 Sb., o monitorování radiační situace. Sbírka zákonů č. 143/2016, s. 5642

Vyhláška č. 422/2016 Sb. Vyhláška o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje. In. 2002 Sbírka zákona, číslo 422.

WILCOX, J. T., VAN VUREN, D. H. *Wild pigs as predators in oak woodlands of California*. Journal of Mammalogy. 2009, 90(1): 114–118.

Zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon. Sbírka zákonů č. 102/2016, s. 3938

ŽÁČKOVÁ, H. *Ionizující záření a míra rizika*. Rentgen Bulletin, SÚRO, Praha, 2009. s. 4-5.

10 SEZNAM POUŽITÝCH OBRÁZKŮ

Obrázek 1 – Rozložení dávek obyvatelstvu	14
Obrázek 2 – Maxima a minima objemové aktivity uvedených radionuklidů v ovzduší ČR.....	30
Obrázek 3 – Hmotnostní aktivita ¹³⁷ Cs v půdě odebrané na území ČR v roce 1995	33
Obrázek 4 – Hmotnostní aktivita ¹³⁷ Cs v houbách na území ČR v letech 2004-2012	34
Obrázek 5 – Složení potravy prasat divokých v závislosti na celkové váze (vlevo) a hodnot ¹³⁷ Cs (vlevo)	39
Obrázek 6 – Přehled zveřejněných dat o měření zvěřiny v roce 2022.....	41
Obrázek 7: Zkoumané lokality (1 – Jihočeský kraj, 2 – Moravskoslezský kraj ...	42
Obrázek 8: Detailní mapa odběrových míst v Jihočeském kraji	43
Obrázek 9: Detailní mapa odběrových míst v Moravskoslezském kraji	44
Obrázek 10: Grafické rozložení průměru naměřených hodnot aktivit ¹³⁷ Cs souhrnně za jednotlivé roky za období 2006 – 2021	49
Obrázek 11: Grafické znázornění průměru a mediánu všech hodnot (z obou sledovaných lokalit) aktivit ¹³⁷ Cs za období 2006 – 2021	50
Obrázek 12: Grafické porovnání průměrů aktivit ¹³⁷ Cs v Jihočeském kraji a Moravskoslezském kraji za období 2006 – 2021	50
Obrázek 13: Grafické rozložení průměru naměřených hodnot aktivit ⁴⁰ K souhrnně za jednotlivé roky za období 2006 – 2021	54
Obrázek 14: Grafické znázornění průměru a mediánu všech hodnot (z obou sledovaných lokalit) aktivit ⁴⁰ K za období 2006 – 2021.....	55
Obrázek 15: Grafické porovnání průměrů aktivit ⁴⁰ K v Jihočeském kraji a Moravskoslezském kraji za období 2006 – 2021	55
Obrázek 16: Grafické porovnání průměrů aktivit ¹³⁷ Cs a ⁴⁰ K souhrnně za jednotlivé roky za období 2006 – 2021	56

Obrázek 17: Grafické zobrazení průměrů aktivit ^{137}Cs v Jihočeském kraji za období 2006 – 2021	59
Obrázek 18: Nejvyšší naměřené hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs v Jihočeském kraji za zkoumané období.....	60
Obrázek 19: Mapa lokalit s maximálními hodnotami hmotnostní aktivity ^{137}Cs v Jihočeském kraji	61
Obrázek 20: Grafické zobrazení průměrů aktivit ^{137}Cs v Moravskoslezském kraji za období 2006 – 2021	62
Obrázek 21: Nejvyšší naměřené hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs v Moravskoslezském kraji za zkoumané období	63
Obrázek 22: Mapa lokalit s maximálními hodnotami hmotnostní aktivity ^{137}Cs v Moravskoslezském kraji (1 – Jindřichov, 2 – Radkov)	63

11 SEZNAM POUŽITÝCH TABULEK

Tabulka 1 – Průměrná roční efektivní dávka (mSv) světové populace ze zevního a vnitřního ozáření od přírodních zdrojů (UNEP, 2016).....	13
Tabulka 2 – Dávkové limity (upraveno dle Havránková et al., 2018)	28
Tabulka 3 – Vybrané umělé radionuklidy (upraveno dle SÚJB, 2023).....	31
Tabulka 4: Popisné statistiky ¹³⁷ Cs souhrnně (Jihočeský kraj, Moravskoslezský kraj) za jednotlivé roky období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum).....	48
Tabulka 5: Naměřené hodnoty aktivit ¹³⁷ Cs za období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)	49
Tabulka 6: Dvouvýběrový t-test pro hodnoty ¹³⁷ Cs v Jihočeském kraji a Moravskoslezském kraji za období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)	52
Tabulka 7: Popisné statistiky ⁴⁰ K souhrnně (Jihočeský kraj, Moravskoslezský kraj) za jednotlivé roky období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum).....	53
Tabulka 8: Naměřené hodnoty aktivit ⁴⁰ K za období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)	54
Tabulka 9: Dvouvýběrový t-test pro hodnoty ¹³⁷ Cs a ⁴⁰ K v Jihočeském kraji a Moravskoslezském kraji za období 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)	58
Tabulka 10: Hodnoty hmotnostní aktivity ¹³⁷ Cs ve vzorcích masa prasat divokých v Jihočeském kraji v letech 2006 – 2021 (Vlastní výzkum).....	59
Tabulka 11: Hodnoty hmotnostní aktivity ¹³⁷ Cs ve vzorcích masa prasat divokých v Moravskoslezském kraji v letech 2006 – 2021 (Vlastní výzkum).....	62
Tabulka 12: Hodnoty hmotnostní aktivity ¹³⁷ Cs ve vzorcích masa ostatních druhů zvěřiny v Jihočeském kraji v letech 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)	64
Tabulka 13: Hodnoty hmotnostní aktivity ¹³⁷ Cs ve vzorcích masa ostatních druhů zvěřiny v Moravskoslezském kraji v letech 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)	64
Tabulka 14: Hodnoty hmotnostní aktivity ⁴⁰ K ve vzorcích masa ostatních druhů zvěřiny v Jihočeském kraji v letech 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)	65

Tabulka 15: Hodnoty hmotnostní aktivity ^{40}K ve vzorcích masa ostatních druhů zvěřiny v Moravskoslezském kraji v letech 2006 – 2021 (Vlastní výzkum)	65
Tabulka 16: Hodnoty použité pro výpočet úvazku efektivní dávky (Vlastní výzkum)	72