Ucelená část diplomové práce

F4

Fakulta jaderná a fyzikálně inženýrská
Katedra dozimetrie a aplikace ionizujícího záření

Studie zaměřená na oblast sedimentů kontaminovaných radionuklidy v důsledku vypouštění důlních vod z vodní jámy Žofie

Ing. Lucie Vítková

Školitel: RNDr. Lenka Thinová, Ph.D.
Konzultant: Dr. Ing. Petr Jelínek, o. z. ODRA DIAMO s. p.
Obor: Dozimetrie a aplikace ionizujícího záření
Září 2020

Obsah

Zkratky v

Symboly vii

Úvod 1

1 Kontaminace životního prostředí radionuklidy 3

1.1 Kontaminace ŽP radionuklidy . . . 3

1.1.1 Těžba černého uhlí 4

1.2 Pracoviště NORM 5

1.3 Hodnocení kontaminace z hlediska ozáření ŽP a reprezentativní osoby . 5

1.3.1 Kategorizace kontaminovaných míst 5

1.3.2 Rozbor kontaminantů 6

1.3.3 Klasifikace kontaminace 8

2 Popis zkoumané lokality 9

2.1 Popis lokality 9

2.1.1 Vodní jáma Žofie 9

2.1.2 Stružka 9

2.2 Monitoring VJŽ, VJJ a povrchových toků 12

2.2.1 Monitorovací úrovně 12

2.2.2 Fyzikálně-chemické parametry VJŽ a VJJ 13

2.2.3 Fyzikálně-chemické parametry povrchových toků 14

3 Metodika 17

3.1 Měření in-situ 17

3.1.1 Metodika in-situ měření 17

3.1.2 Používané detektory a detekční systémy 18

3.2 Laboratorní měření 20

3.2.1 Metodika odběru vzorků v terénu a jejich zpracování 20

3.2.2 Používané detektory a detekční systémy 21

3.3 Simulace Monte Carlo 22

3.4 Odhad efektivní dávky 23

4 Výsledky a diskuse 25

4.1 Výsledky in-situ měření 25

4.1.1 Monte Carlo výpočet 29

4.2 Výsledky laboratorního měření . 31

4.2.1 Vzorky půd a dnových sedimentů 31

4.2.2 Vzorky travin a plodin 32

4.2.3 Vzorky vod 33

4.3 Měřicí místa Lidická a U ČOV . 34

4.3.1 Měřicí místo Lidická 34

4.3.2 Měřicí místo U ČOV 36

4.4 Studie zaměřená na měřicí místa Lidická a U ČOV 38

4.5 Shrnutí praktických poznatků a doporučení 39

Závěr 41

Použité zdroje 43

Zkratky

Zkratka	Popis
AZ	Atomový zákon
FJFI	Fakulta jaderná a fyzikálně inženýrská
HPGe	Polovodičový detektor z čistého germania (z anglického High Purity Germanium detector)
KDAIZ	Katedra dozimetrie a aplikace ionizujícího záření
NORM	Naturally Occuring Radiactive Material
Safecast	Safecast bGeige Nano
SÚJB	Státní úřad pro jadernou bezpečnost
SÚRO, v.v.i.	Státní ústav radiační ochrany, v.v.i.
VJJ	Vodní jáma Jeremenko
VJŽ	Vodní jáma Žofie
Vyhláška	Vyhláška č. 422/2016 Sb.
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČOV	Čistička odpadních vod
ČR	Česká republika
ČVUT	České vysoké učení technické v Praze
ŽP	Životní prostředí

Symboly

Symbol	Jednotka	Název
F_B	$\mathrm{l{\cdot}kg^{-1}}$	bioakumulační faktor pro sladkovodní ryby
M	$\mathrm{kg{\cdot}den^{-1}}$, $\mathrm{l{\cdot}den^{-1}}$	denní příjem
t_{exp}	s	doba expozice
FWHM	eV	energetická rozlišovací schopnost
B	-	faktor pro přepočet příkonu prostorového ekvivalentu na efektivní dávku v případě přírodního ozáření
F	$\mathrm{den{\cdot}kg^{-1}}$, $\mathrm{den{\cdot}l^{-1}}$	faktor přestupu
h_p	m	hloubka, ze které byl odebrán vzorek půdy
a_m	$\mathrm{Bq \cdot kg^{-1}}$	hmotnostní aktivita
c_m	ppm	hmotnostní koncentrace
μ_m	$\mathrm{m^2{\cdot}kg^{-1}}$	hmotnostní součinitel zeslabení pro danou energii
ρ	$\mathrm{kg{\cdot}m^{-3}}$	hustota
J	$\mathrm{m^{-2}{\cdot}s^{-1}}$	hustota proudu částic pro zeslabený svazek
RL-105 °C	$\mathrm{mg \cdot l^{-1}}$	koncentrace látek rozpuštěných při 105 °C
$h_{ing,r}$	$\mathrm{Sv{\cdot}Bq^{-1}}$	konverzní faktor pro přepočet příjmu radionuklidu r ingescí na efektivní dávku
a_V	$\mathrm{Bq \cdot m^{-3}}$	objemová aktivita
$c_{V,U}$	$\mathrm{mg \cdot l^{-1}}$	objemová koncentrace uranu ve vodě
Eh	mV	oxidačně-redukční potenciál
R	-	podíl fluence pro jednotlivé části koryta či sedimentu na celkové fluenci v místě detektoru
p	-	podíl příjmu potraviny z lokálního zdroje na ročním příjmu
P	-	podíl roku na pastvě venku

Symbol	Jednotka	Název
$T_{1/2}$	s	poločas přeměny
PPDE	$\mathrm{Sv} \cdot \mathrm{h}^{-1}$	příkon prostorového dávkového ekvivalentu záření gama
S	-	stínící faktor
pH	-	vodíkový exponent
B_J	-	vzrůstový faktor
h	m	výška hladiny vody
E_{ext}	Sv	úvazek efektivní dávky od zevního ozáření gama
E_{ing}	Sv	úvazek efektivní dávky z ingesce

Úvod

Ke kontaminaci životního prostředí (ŽP) může dojít následkem lidských činností, a to jak umělými, tak přírodními radionuklidy. Mezi nejčastější příčiny druhé jmenované možnosti na území České republiky (ČR) patří těžba radioaktivních nerostů anebo práce s materiály se zvýšeným obsahem přírodních radionuklidů (např. vypouštění důlních vod, které mají zvýšený obsah radia způsobený změnou oxidačně-redukčního prostředí v dole, k němuž dochází po rozfárání ložiska). Základem hodnocení vlivu kontaminace je výpočet přídavné efektivní dávky, která je obdržena reprezentativní osobou a způsobena přítomností kontaminantu. Tato dávka se následně porovnává se s dávkovou optimalizační mezí.

Právě hornická činnost má podíl na kontaminaci ŽP radionuklidy v ČR. Jednou z důležitých staveb pro hornickou činnost je vodní jáma sloužící k udržení hladiny důlní vody, aby nedošlo k zaplavení dolů, pokud v některé části stále probíhá těžba, případně k regulovanému vypouštění důlních vod po jejím ukončení. Vysoce mineralizované důlní vody jsou vypouštěny do povrchových vod. Ačkoliv se dbá na dodržování uvolňovacích úrovní pro vypouštěné vody, dané povolením odpovídajících úřadů, jejich smícháním s povrchovými vodami různých chemických parametrů může docházet mj. k uvolňování radia z roztoku a jeho sorpci v sedimentech.

Tato práce se zabývá především dopadem vypouštění důlních vod z Vodní jámy Žofie (VJŽ), která se nachází v Ostravsko-karvinské uhelné pánvi, do řeky Stružky, která protéká územními celky měst Orlová, Rychvald a Ostrava. Na základě pravidelného monitoringu povrchových toků bylo zjištěno, že od roku 2011 je každoročně překročena hodnota vyšetřovací úrovně hmotnostní aktivity ^{226}Ra v říčních sedimentech 300 Bq·kg^{-1} [1].

Popis kontaminace ŽP radionuklidy se zaměřením na těžbu černého uhlí se nachází v první kapitole společně s metodikami odhadu efektivní dávky vlivem hornické činnosti na základě doporučení Státního úřadu pro jadernou bezpečnost (SÚJB) a kategorizací kontaminovaných míst dle metodického pokynu Ministerstva životního prostředí. Detailní popis lokalit spojených s kontaminací dnových sedimentů ve Stružce, společně se shrnutím výsledků získaných z dosavadních studií zabývajících se touto problematikou, se nachází v druhé kapitole.

Měření provedená jako součást této práce s cílem celkového zhodnocení

kontaminace a vytipování nejvíce kontaminovaných míst, na kterých byla provedena studie, jsou rozdělena do dvou skupin: in-situ a laboratorní měření. Pro účely základního posouzení rozsahu kontaminace vodního toku a jeho přilehlých oblastí, byl změřen příkon prostorového dávkového ekvivalentu záření gama (PPDE) podél řeky Stružka a jejich přítoků a na vybraných lokalitách byla změřena hmotnostní koncentrace radionuklidů v půdě c_m pomocí přenosného spektrometrického přístroje. Na základě výsledků in-situ měření byly na místech s vyšší hodnotou PPDE odebrány vzorky půd, dnových sedimentů, trav a plodin. Pro úplnost byly odebrány vzorky vod. Přehled použitých zařízení a metodika měření, odběru vzorků a analýzy jsou popsány ve třetí kapitole.

Poslední kapitola obsahuje souhrn a diskusi k výsledkům všech měření, jejichž podstatnou součástí je kritické zhodnocení vlivů působících na naměřené hodnoty při in-situ měření. Jedním z významných parametrů ovlivňujících výsledky naměřeného PPDE byla výše hladiny vody, proto byla vypracována zjednodušená simulace na základě metody Monte Carlo, díky které byl kvantifikován vliv tvaru koryta a výšky hladiny vody v toku na naměřené hodnoty PPDE. V závěru této kapitoly se nachází studie vlivu hornické činnosti na ozáření reprezentativní osoby.

Kapitola 1

Kontaminace životního prostředí radionuklidy

Tato kapitola obsahuje přehled nejvýznamnějších zdrojů kontaminace ŽP radionuklidy a metody jejího hodnocení.

1.1 Kontaminace ŽP radionuklidy

Ke kontaminaci ŽP může docházet antropogenními i přírodními radionuklidy. Antropogenní radionuklidy se dostávají do ŽP zejména při nehodách a haváriích jaderných zařízení a v minulosti také při testech jaderných zbraní, které jsou v současnosti zakázané.[1] Přírodní radionuklidy bývají uvolňovány do ŽP například při těžbě a zpracování radioaktivních nerostů nebo nakládání s tzv. NORM (Naturally Occuring Radiactive Materials).[2] Tyto materiály mohou ovlivnit kvalitu ŽP a to i v případě, kdy nejsou překročeny uvolňovací úrovně a_V nebo a_m radionuklidů dané právními předpisy. Mezi pracoviště, které nakládají s materiálem se zvýšeným obsahem přírodních radionuklidů (pracoviště NORM), patří např. těžba uhlí a rud, získávání a využívání draselných a fosforečných hnojiv či zpracování materiálů na bázi minerálů zirkonia. V následující sekci 1.1.1, je popsán způsob kontaminace ŽP v souvislosti s těžbou uhlí, protože se jedná o jeden z nejčastějších zdrojů dlouhodobé kontaminace povrchových toků radionuklidy. Z hlediska obecného zatěžování okolní přírody z důvodu těžby energetických surovin (nejen kontaminace radionuklidy) má dle [3] nejhorší dopad velkoplošná těžba hnědého uhlí lomovým způsobem, následuje hlubinná těžba černého uhlí a až poté těžba uranové rudy.

[1] V roce 1996 byla přijata Smlouva o všeobecném zákazu jaderných zbraní (anglicky *Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty (CTBT)*), nicméně dosud nevstoupila v platnost, protože nebyla ratifikována 8 z 44 států, jejichž ratifikace je vyžadována pro vstoupení smlouvy v platnost.

[2] NORM je definováno následovně: „přirozeně se vyskytující radioaktivní materiály nebo materiály, v nichž díky lidské činnosti došlo ke zvýšení koncentrace přírodních radionuklidů“ [2].

1.1.1 Těžba černého uhlí

Černé uhlí se na našem území těží od 18. století, nejvíce ložisek se nachází v Moravskoslezském kraji. Likvidační a sanační práce v ostravsko-karvinském regionu má v dnešní době na starosti DIAMO, s.p.

Hornina a důlní vody jsou přirozeně vůči sobě v nasyceném stavu a mineralizace vod je nízká. Porušením horniny při jejím rozfárání dojde k okysličení dříve neokysličeného prostoru, které urychlí zvětrávání hornin, dojde k uvolnění kovů a zvýšení obsahu rozpuštěných látek v pórových vodách (např. Fe^{2+}, Zn^{2+} či SO_4^{2-}). Tyto vysoce mineralizované vody jsou ředěny tzv. oplachovými vodami, které sestupují po deštích díky poruchám v horninách, a jsou čerpány na povrch, kde jsou v případě potřeby upravovány a vypouštěny do povrchových vod. Ovšem po ukončení provozu se nechá důl řízeně zaplavit a voda se dostane do okysličených míst, což způsobí rozpouštění a uvolňování kovů (např. železo, mangan, zinek a uran). Tyto vysoce mineralizované důlní vody jsou čerpány a vypouštěny do povrchových vod, aby nedošlo k zaplavení důlního systému a mohla probíhat těžba na jiných, dosud neuzavřených dolech. Množství rozpuštěných látek ve vodě (tzv. „salinita“) koreluje s množstvím radia ve vodě a roste se zvyšující se hloubkou [11, 12, 13].

Problematika kontaminace sedimentů přírodními radionuklidy v důsledku těžby černého uhlí v ČR není ojedinělá. S obdobným problémem se potýká již několik let sousedící Polsko, které se dlouhodobě zabývá studiem kontaminace sedimentů.[3] Díky těmto polským výzkumům bylo zavedeno rozdělení důlních vod na vody typu A a B [15]. Vody typu A mají vysokou koncentraci baryových iontů (Ba^{2+}) přesahující 1 000 $mg \cdot l^{-1}$ a radia, naopak koncentrace síranů je velmi nízká až absenční. Naopak vody typu B mají velmi nízký obsah barya, ale vysoký obsah síranů [16].

Rozdělení důlních vod na vody typu A a B pomáhá také rozdělit jejich vliv na povrchové vody. Když se důlní vody typu A (obsahující baryum) smíchají s povrchovými vodami obsahující sírany, dojde k vysrážení a vznikne $Ba\,(SO_4)$. Do mřížky této nerozpustné sloučeniny se může inkorporovat radium namísto barya, vzniká tuhý roztok $Ba[Ra]\,(SO_4)$ – radiobaryt [11, 15, 16]. Tato sraženina se usazuje v sedimentech, ve kterých, zejména v blízkosti výpusti, dochází k akumulaci radia. U vod typu B (neobsahující baryum) dochází ředěním důlních vod povrchovými vodami ke snížení koncentrace radia, které je adsorbováno v sedimentech až do vzdálenosti v řádu kilometrů podél toku [16]. Kontaminace sedimentů při vypouštění důlních vod typu A je intenzivnější, ale lokálnější než u typu B [15]. Nicméně postupem času se vlivem srážek kontaminace ^{226}Ra může rozvolňovat ve směru toku.

[3] V Polsku se zkoumá radioaktivita související s těžbou uhlí už od 70. let minulého století, kdy byl započat monitoring záření gama v dolech [14]. Následně se zaměřili i na problematiku radioaktivity sedimentů z důvodu vypouštění důlních vod.

1.2 Pracoviště NORM

NORM pracoviště v ČR jsou definovány v ustanoveních §93 a §94 zákona 263/2016 Sb., AZ a podmínky uvolňování radioaktivní látky z těchto pracovišť jsou dány v §95 téhož zákona. Výčet těchto pracovišť je dán v §87 vyhlášky č. 422/2016 Sb. (Vyhláška) pod názvem Pracoviště s materiálem se zvýšeným obsahem přírodního radionuklidu. Pod písmenem q) je zmíněna také hornická činnost, kam spadá vypouštění důlních vod.

V rámci zajištění radiační ochrany je provozovatel pracoviště NORM povinen monitorovat aktivitu vody, která se vypouští do povrchových vod. Pro tento účel se zavádí tzv. uvolňovací úroveň – hodnota vztažená k aktivitě, pro kterou platí, že pokud není překročena, muže být materiál vypouštěn do ŽP bez vědomí SÚJB. Podmínky pro uvolňování z pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření jsou dány ustanoveními §105 Vyhlášky. [10]

Pro účely hodnocení monitorování se zavádějí tři důležité pojmy (definovány §68 Vyhlášky):

- *záznamová úroveň*, která odpovídá „1/10 limitů ozáření s ohledem na délku monitorovacího období, nebo nejmenší detekovatelné hodnoty měřené veličiny,“
- *vyšetřovací úroveň*, která odpovídá „3/10 limitů ozáření s ohledem na délku monitorovacího období, nebo horní meze obvykle se vyskytujících hodnot měřené veličiny,“
- *zásahová úroveň*, která „musí být stanovena v souladu s požadavky optimalizace ozáření obyvatelstva.“.

Při překročení vyšetřovací úrovně musí provozovatel zahájit šetření, které má za cíl odhalit příčinu tohoto překročení a zajistit její odstranění. Při překročení zásahové úrovně je nutné ihned zabránit dalšímu šíření kontaminace, zajistit a odstranit příčinu překročení a zajistit nápravu škod. Nápravu situace je vždy nutné doložit kontrolními odběry. [17]

1.3 Hodnocení kontaminace z hlediska ozáření ŽP a reprezentativní osoby

K hodnocení dopadu kontaminace na ŽP je třeba kvantifikovat kritéria hodnocení a klasifikovat kontaminaci. Tato podkapitola popisuje obecný princip klasifikace kontaminace, dále se věnuje radionuklidům způsobujícím kontaminaci životního prostředí a shrnuje základní metody pro kvantifikaci ozáření.

1.3.1 Kategorizace kontaminovaných míst

Metodický pokyn Ministerstva životního prostředí o kategorizaci kontaminovaných a potenciálně kontaminovaných míst [18] slouží ke klasifikaci takových

lokalit a je potřeba k rozhodování o dalším postupu odstraňování ekologických zátěží. Tato sekce popisuje princip, jakým se podle tohoto dokumentu lokality klasifikují.

Výsledky analýz rizik, stav prozkoumanosti a důsledky kontaminace jsou vstupní hodnoty pro klasifikaci ekologické zátěže do jedné z deseti kategorií. Příkladem takového *situačního výroku* je: „kontaminace je potvrzena, není aktuální riziko pro lidské zdraví, není rozpor s legislativou či s jinými zájmy, zatím však neznáme, zda se kontaminace šíří či nikoliv – nutnost nápravného opatření zatím nelze vyloučit.“

Ke každému situačnímu výroku patří charakter dalšího postupu; pro výše zmíněný případ: „nutný je další monitoring vývoje kontaminace v čase.“

Na základě situačního výroku je problematika zařazena do odpovídající kategorie. První charakter kódu kategorie značí, zda je potvrzena kontaminace lokality (A), zda je kontaminace potenciální a je potřeba provést další analýzy, které ji potvrdí či vyvrátí (P), nebo zda lokalita není kontaminovaná (N). Druhý charakter rozděluje kategorie A, P a N podle závažnosti (A1-A3, P1-P4, N0-N2), vyšší hodnota odpovídá větší závažnosti. Poslední charakter kódu (0-3) odpovídá naléhavosti řešení (kategorie A), analýzy problematiky (kategorie P) či naléhavosti v obecném pojetí (kategorie N). Takto získaný tříčlenný kód je výstupní veličinou kategorizace. [18]

Metodický pokyn je obecný, nezaměřuje se na žádný způsob kontaminace ŽP, proto v něm nejsou žádná konkrétní doporučení pro kategorizaci kontaminace radionuklidy.

1.3.2 Rozbor kontaminantů

Kontaminace ŽP může být způsobena jak přírodními radionuklidy, tak umělými. Tato práce se zabývá přírodními radionuklidy, zejména izotopy ^{40}K, ^{228}Th z thoriové přeměnové řady a ^{226}Ra z radiové přeměnové řady.

Draslík

Draslík je alkalický kov, který má 3 v přírodě se vyskytující izotopy, z nichž jeden je radioaktivní. ^{40}K je v přírodní směsi izotopů draslíků zastoupený 0,012% [19] a jeho poločas přeměny $T_{1/2} = 1,28 \cdot 10^9$ let [20]. Běžná průměrná hodnota hmotnostní koncentrace směsi K v půdě je 2-2,5%, to odpovídá hmotnostní aktivitě ^{40}K 626-783 Bq·kg^{-1} [21].[4]

Draslík se běžně vyskytuje v potravinách (např. hřiby či luštěniny) a je důležitou součástí lidského těla, neboť udržuje homeostatickou rovnováhu. Množství draslíku v lidském těle je konstantní, tedy také aktivita draslíku v lidském těle je přibližně 55 Bq·kg^{-1} [19].

[4] Hmotnostní koncentrace 1% K v hornině odpovídá hmotnostní aktivitě ^{40}K 313 Bq·kg^{-1} [21].

Thorium

Thorium je aktinoid, jehož všechny izotopy jsou radioaktivní. Nejvýznamnějšími nuklidy z hlediska kontaminace jsou členy thoriové přeměnové řady ^{232}Th ($T_{1/2} = 1,41 \cdot 10^{10}$ let) a ^{228}Th ($T_{1/2} = 1,91$ let) [20]. Při vyšších přijatých aktivitách se thorium ukládá v kostech.

Běžná průměrná hodnota hmotnostní koncentrace Th v půdě je 8-12 ppm, což odpovídá hmotnostní aktivitě ^{232}Th 32-49 Bq·kg^{-1} (viz přepočet v sekci 3.1.2) [21].

Radium

Radium je radioaktivní těžký alkalický kov, jehož nuklidy jsou členy všech čtyř přírodních přeměnových řad. Neptuniová řada, která se v přírodě již nevyskytuje z důvodu krátkého poločasu přeměny jejich členů, obsahovala ^{225}Ra. Aktiniová řada obsahuje nuklid ^{223}Ra, který má poločas přeměny $T_{1/2} = 11,435$ dne. Pro tuto práci nejdůležitější nuklidy radia jsou členy thoriové, resp. uran-radiové řady, tedy ^{228}Ra ($T_{1/2} = 5,75$ let) a ^{224}Ra ($T_{1/2} = 3,66$ dne), resp. ^{226}Ra ($T_{1/2} = 1600$ let) [20]. Běžná průměrná hodnota hmotnostní koncentrace a_m U v půdě je 2-3 ppm, což odpovídá hmotnostní aktivitě ^{238}U, resp. ^{226}Ra, 24-37 Bq·kg^{-1} (viz přepočet v sekci 3.1.2) [21].

Radium se v přírodě nachází pouze v dvoumocné formě Ra^{2+}, netvoří minerály, ale může nahradit jiné prvky v již vytvořených minerálech (například baryum v barytu – $BaSO_4$), v případě vysoké koncentrace sulfátů může tvořit $RaSO_4$. [22]

V lidském těle může radium přijaté ingescí nahradit vápník v kostní struktuře (70-90%), zbytek radia je rozprostřen v měkkých tkáních. [22]

Radium ve vodách

V podzemních vodách je poměr aktivit ^{228}Ra a ^{226}Ra blízký k poměru jejich mateřských nuklidů ^{232}Th a ^{238}U, tedy 1,2 až 1,5. Obecně lze říci, že vody s nízkým nebo vysokým pH jsou více obohaceny radiem než vody s pH 7. [22]

Radium v povrchových vodách se pohybuje společně s proudem, dokud není zachyceno díky chemickým a biologickým procesům, např. depozici na sedimentech nebo pohlcením organizmem. Pouze 10 % radia, které bylo usazeno v sedimentech, se může znovu rozpustit a stát se mobilním. Zároveň ale dochází k pohřbívání sedimentů, takže reálně se zpět do vody dostává méně než 10 % usazeného radia. [22]

Celosvětově se v znečištěných i neznečištěných vodách objemová aktivita radia pohybuje mezi 0,08 a 300 mBq·l^{-1} [22]. Dle metodického doporučení se pozaďové hodnoty a_m radia v sedimentech, resp. v půdě, v ČR pohybují v rozmezí 37 až 100 Bq·kg^{-1}, resp. 50 Bq·kg^{-1} [7].

1.3.3 Klasifikace kontaminace

Tato sekce shrnuje obecné informace k legislativnímu doporučení hodnocení ozáření osob z důvodu kontaminace životního prostředí radionuklidy a je založena zejména na doporučení SÚJB pro oblasti ovlivněné hornickou činností [7].

Existují dva základní způsoby, kterými se hodnotí ozáření obyvatelstva, za pomocí modelů předpovídajících chování radionuklidů anebo postupnou analýzou zahrnující výsledky měření. Obecně pro analýzu je vhodnější, je-li možné zkombinovat a porovnat obě výše zmíněné metody. Větší váhu při analýze mají hodnoty přímo naměřené v dané lokalitě než použití odhadnutých hodnot a hodnoty z kontinuálního měření než hodnoty získané jednorázovým odběrem. [7]

Mezi vstupní parametry nutné k hodnocení ozáření patří informace o zdroji radioaktivity a způsobu jeho uvolňování, transportu radioaktivity, možných expozičních cestách a vymezení tzv. reprezentativní osoby.[5] Výsledkem analýzy je efektivní dávka pro reprezentativní osobu.

O zdroji aktivity musí být známy následující informace: umístění zdroje, způsob uvolňování radioaktivity a transport v ŽP, inventura uvolňovaných radionuklidů, aktuální stav i předpokládaný vývoj v čase. Speciálně pak k šíření radionuklidů ve vodních tocích je třeba brát v potaz usazování radionuklidů v sedimentech a možnost jejich kumulace v nich, transport radionuklidů kumulovaných v sedimentech, zpětné uvolnění radionuklidů do vody apod. Z důvodu složitosti předpokladů chování radionuklidů v sedimentech se klade velký důraz na vývoj jejich a_m v sedimentech v čase.

Do výpočtu musí být zahrnuty všechny potenciální expoziční cesty člověka. Mezi ně patří vnitřní ozáření způsobené inhalací (plyny a aerosoly) a ingescí (vod, rostlin, zvířat a jejich produkty a hlíny) radionuklidů a externí ozáření. Pro výpočet úvazků efektivní dávky způsobené inhalací, ingescí a externím ozářením byla použita metodika popsaná v doporučení [7].

[5] Dle AZ je reprezentativní osoba definovaná jako „jednotlivec z obyvatelstva zastupující modelovou skupinu fyzických osob, které jsou z daného zdroje a danou cestou nejvíce ozařovány.“[10]

Kapitola 2

Popis zkoumané lokality

2.1 Popis lokality

Tato práce se zaměřuje na oblast české části hornoslezské pánve, kde v minulosti probíhala řada dobývacích prací. Důraz je kladen na VJŽ a tok Stružka, do kterého ústí výpusť z VJŽ; následuje popis těchto lokalit.

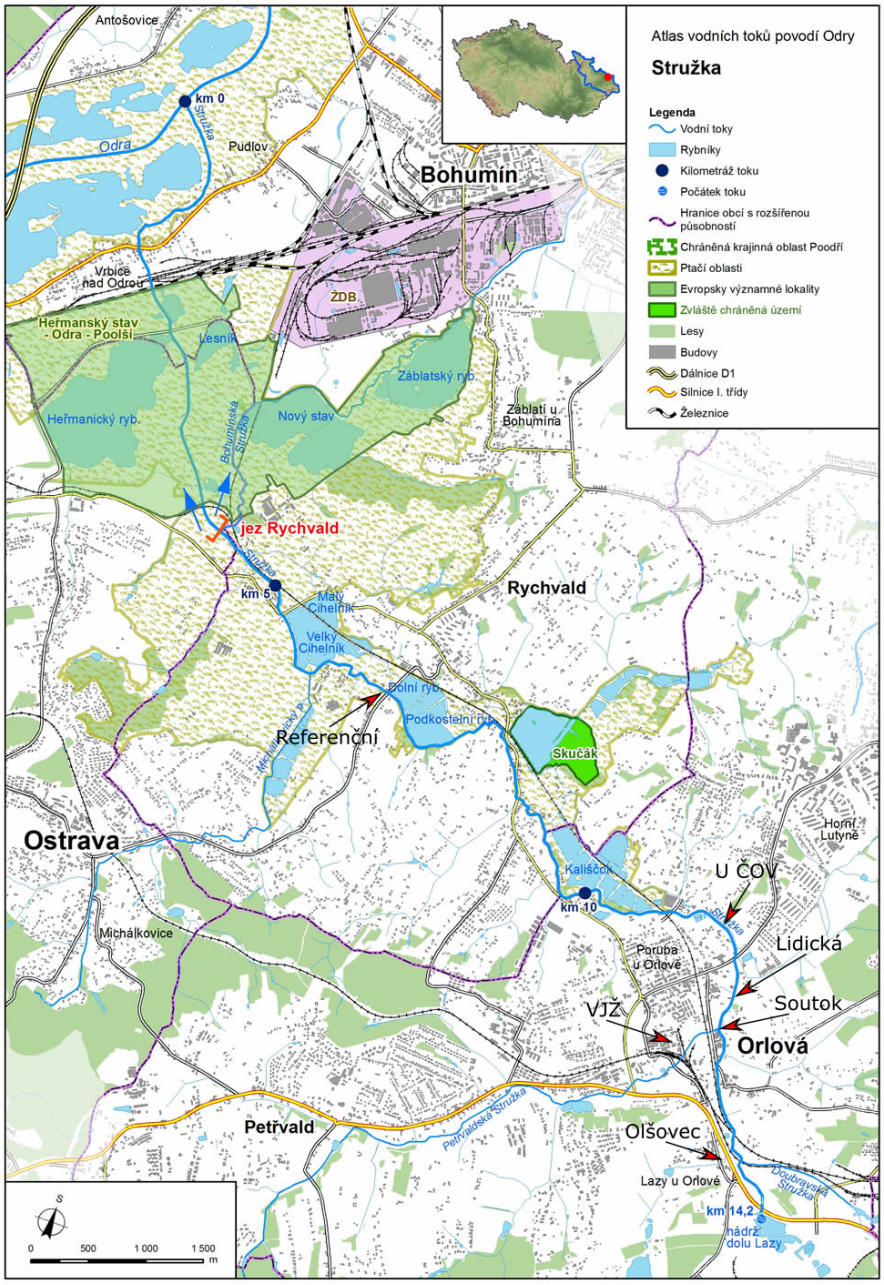
2.1.1 Vodní jáma Žofie

VJŽ se nachází v petřvaldské dílčí pánvi a byla vybudována na místě bývalého dolu Žofie (alternativně důl J. Fučík 5), který byl v provozu do roku 1997. Následně byl důl zasypán (rok 1999) a VJŽ byla zaplavena pouze do úrovně -480 m.p.m. (rok 2001), aby nedošlo také k zaplavení dolů v karvinské dílčí pánvi, kde stále probíhá těžba [23]. Stanovená vodní hladina se udržuje čerpáním důlní vody a jejím občasným vypouštěním do povrchového toku – Petřvaldské Stružky. Vodní jáma Žofie je společně s Vodní jámou Jeremenko (VJJ) (nacházející se v ostravské dílčí pánvi v Ostravě-Vítkovicích – bývalý důl Ostrava) ve správě DIAMO, s.p., odštěpného závodu ODRA [24].

2.1.2 Stružka

Stružka je vodní tok nacházející se v ostravsko-karvinské pánvi, který je označován jako Orlovská, Rychvaldská (po soutoku s Rychvaldskou Stružkou) nebo Vrbická Stružka, podle katastrálního území, ve kterém se nachází. Za začátek Stružky je považována odkalovací nádrž Dolu Lazy, blízko za výpustí z nádrže se do Rychvaldské Stružky vlévá Doubravská Stružka [25]. Stružka následně protéká katastrálním územím města Rychvald a územím města Ostrava (obtéká Heřmanický rybník), nakonec se ve Vrbici – část města Bohumín – vlévá do řeky Odry. Mapa zobrazující všechny výše vyjmenované toky se nachází na obrázku 2.1.1.

Pozn.: Pro zjednodušení bude v této práci tok Stružka označen souhrnným názvem Stružka, nehledě na území, kterým protéká.



Obrázek 2.1.1: Mapa zobrazující Stružku táhnoucí se z jihovýchodního cípu mapy na severozápadní a její přítoky Petřvaldskou a Doubravskou Stružku v jižní části mapy. V mapě jsou navíc vyznačeny lokality významné pro tuto práci (šipky s červenou výplní). Převzato z [25], upraveno.

Dříve byla Stružka usměrňována dřevěnými či betonovými regulacemi po celé délce. Dnes tato regulace na mnohých místech není nebo je zchátralá.

Vegetace kolem Stružky je bujná a v období od jara do podzimu velmi těžce průchodná až neprůchodná. V případě teplého a slunečného jara (jako tomu bylo v roce 2019) se ve Stružce tvoří řasy, které ztěžují průchod Stružkou, viz obrázek 2.1.2. Na tomtéž obrázku je vidět Stružku zakalenou po vydatných deštích.

Obrázek 2.1.2: Vlevo: Fotografie regulované části Stružky, bujné vegetace kolem toku a vodních řas (červen 2019). Vpravo: Fotografie Stružky v oblasti se zchátralou regulací, která je po vydatných deštích zakalená od splaveného bahna (červen 2018).

Po proměření toku bylo vytipováno několik oblastí na základě výsledků PPDE, které jsou vyznačeny na obrázku 2.1.1 a na které se tato práce více zaměřila. Následuje popis těchto lokalit.

Soutok

Místo, kde ústí Petřvaldská Stružka (již za výpustí z VJŽ) do Stružky, je pro zjednodušení v této práci označováno jako Soutok. Tato lokalita spadající pod město Orlová, je zalesněná, sezónně se zde nachází bujná vegetace, v těsné blízkosti Soutoku se nachází zahrada, viz obrázek 2.1.3.

Měřicí místo Lidická

Necelých 300 metrů za místem zvaným Soutok se nachází měřicí místo Lidická (vedle ulice Lidická města Orlová). Tok je vůči okolnímu terénu zapuštěn do travnatého koryta s regulací toku dřevěnými výztužemi, místy se vyskytují keře. V minulosti byl tok vodohospodáři prohlubován tak, že bahno z řeky bylo vynášeno na břeh (dle ústního sdělení Dr. Ing. Petra Jelínka). Ve vzdálenosti 5 metrů od toku začíná zahrada rodinného domu.

Měřicí místo U ČOV

Přibližně 1 km od Soutoku ve směru toku (700 metrů za měřicím místem Lidická) se nachází měřicí místo U ČOV (lokalita se nachází před čističkou

Obrázek 2.1.3: Fotografie oblasti Soutok – ústí Petřvaldské Stružky (již za výpustí z VJŽ) do Stružky na podzim v období nízké hladiny vody (vlevo) a na jaře v období normální hladiny vody (vpravo).

odpadních vod (ČOV)). Tato lokalita je zalesněná, tok je zapuštěn pod hladinu terénu s chátrající, místy chybějící, dřevěnou regulací toku. Vpravo od Stružky (ve směru toku) se v období vyšší hladiny vody nachází tok Zimovůdka, který je položený výše než Stružka. Jelikož se voda v korytu Zimovůdky vytrácí, nelze jednoznačně definovat místo soutoku Stružky a Zimovůdky.

Měřicí místo Referenční

Ve vzdálenosti 5,7 km od Soutoku, za ulicí Michálkovická města Rychvald, se nachází měřicí místo Referenční. Louka, která leží nalevo od toku (pohled ve směru toku) a která se rozkládá několik metrů nad hladinou vody, byla označena za referenční nekontaminované místo.

2.2 Monitoring VJŽ, VJJ a povrchových toků

Od roku 2002 probíhá pravidelný monitoringu VJŽ a od roku 2004 i Stružky. V následujících odstavcích jsou shrnuty závěry monitorování a proběhlých studií.

2.2.1 Monitorovací úrovně

Monitorovací úrovně jsou stanoveny v Programech monitorování, které se předkládají SÚJB jako součást povolení k provozu pracoviště nebo činnosti a mohou být pro různé lokality odlišné. V rámci plnění Programu monitorování na pracovišti DIAMO, s.p., odštěpném závodu ODRA, je mimo jiné sledováno [1]:

- objemová aktivita a_V ^{226}Ra ve vodách $\left(a_V\left(^{226}\mathrm{Ra}\right)\right)$,
- koncentrace uranu ve vodách $(c_{V,U})$,

lokalita	*RL-105* °C [mg·l^{-1}]	SO_4 [mg·l^{-1}]	Cl^- [mg·l^{-1}]	a_V ^{226}Ra [Bq·m^{-3}]
VJJ	7 775	226,0	3 792	70
VJŽ	11 333	18,2	7 118	1 358

Tabulka 2.2.1: Průměrné hodnoty chemických parametrů důlních vod v roce 2018. *RL-105* °C značí látky rozpuštěné při 105 °C. Převzato z [28].

- a_m v říčních sedimentech $\left(a_m\left(^{226}\mathrm{Ra}\right)\right)$.

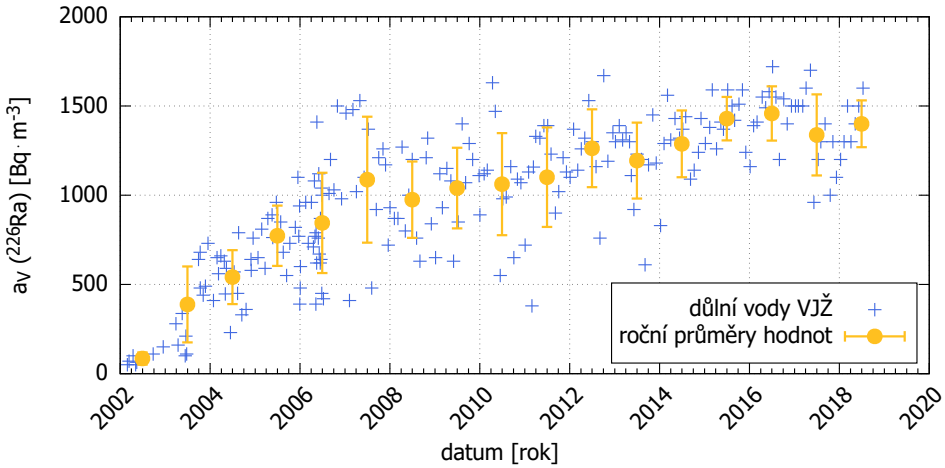
Tato práce se odvolává na hodnotu vyšetřovací úrovně $a_m\left(^{226}\mathrm{Ra}\right)$ v sedimentu ovlivněném VJŽ rovné 300 $\mathrm{Bq}\cdot\mathrm{kg}^{-1}$.
Vyšetřovací úrovně ve vypouštěných ani povrchových vodách nebyly překročeny po celé období sledování parametrů. Vyšetřovací úroveň a_m ^{226}Ra v říčních sedimentech Stružky byla překročena poprvé v roce 2011 (742 $\mathrm{Bq}\cdot\mathrm{kg}^{-1}$), od té doby se hodnoty a_m ^{226}Ra zvyšují (1 886 $\mathrm{Bq}\cdot\mathrm{kg}^{-1}$ – rok 2017) [1].
Pozn.: Vypouštění důlních vod se řídí také zákonem č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů (tzv. vodní zákon).

2.2.2 Fyzikálně-chemické parametry VJŽ a VJJ

Obě vodní jámy (VJŽ i VJJ) čerpají vodu neutrálního až mírně alkalického charakteru. Důlní vody čerpané VJŽ jsou více mineralizované a mají vyšší obsah radionuklidů. V roce 2015 byla a_V ^{226}Ra ve VJŽ průměrně 1 429 Bq·m^{-3} a ve VJJ 43 Bq·m^{-3} [1].
Důlní vody VJŽ jsou původem mořské, hluboko pohřbené a typu Na-Cl s nízkým obsahem síranů [12]. V rámci studie [27] byla v roce 2002 provedena analýza důlních vod a vod z detritu[1]. Tato data potvrzují, že důlní vody VJŽ jsou více mineralizované (a tudíž i vyšší elektrickou vodivost) než vody VJJ. Ještě vyšší mineralizace byla naměřena ve vodách Dolu Dukla, které ovlivňují lokalitu Olšovec.
V tabulce 2.2.1 je uvedena analýza důlních vod z roku 2018 provedená DIAMO, s.p. Lze pozorovat pokles celkových *RL-105* °C v důlních vodách VJJ, naopak ve VJŽ nedošlo ke změně. Hodnota koncentrace síranů poklesla v obou vodních jámách. Nutno podotknout, že ve VJŽ byla maximální koncentrace 47,3 mg·l^{-1} [28]. Koncentrace chloridů poklesla u VJJ a naopak se zvýšila u VJŽ.
Zařazení důlních vod VJŽ podle polského rozdělení (vody typu A a B, více v sekci 1.1.1) není jednoznačné. Ačkoliv mají nízkou koncentraci síranů (typické pro vody typu A), koncentrace baryových iontů není vysoká (pouze 1,8 mg·l^{-1} [27]; koncentrace ve vodách typu A bývá typicky o 3 řády vyšší).
Od roku 2002 jsou DIAMO, s.p., monitorovány důlní vody VJŽ, v grafu 2.2.1 se nachází časový vývoj a_V ^{226}Ra. Lze zde pozorovat prudký nárůst

[1] Vody z detritu odpovídají období třetihor.

mezi lety 2002 a 2007 následovaný mírně rostoucím trendem do roku 2015, kdy pravděpodobně došlo k ustálení a_V na hodnotě blížící se 1 500 Bq·m^{-3}. V následujících letech se předpokládá zachování tohoto stavu s následným poklesem a_V ^{226}Ra na hodnoty, jaké byly ve vodách před rozfáráním.



Obrázek 2.2.1: Časový vývoj a_V ^{226}Ra v důlních vodách VJŽ. Modré body jsou jednotlivá měření, konaná zpravidla měsíčně. Žluté hodnoty jsou zde zaneseny pro přehlednost – průměrné roční hodnoty s odpovídajícími směrodatnými odchylkami, které jsou vykresleny v polovině odpovídajícího roku. Data poskytl Dr. Ing. Petr Jelínek (DIAMO, s.p.).

Pozn.: a_V ^{226}Ra ve VJŽ nabývala dle [28] hodnoty 1 358 Bq·m^{-3}. Tato hodnota překračuje uvolňovací úroveň[2] pro pracoviště nakládající se zdroji ionizujícího záření dané Vyhláškou, která stanovuje, že uvolňovací úroveň se považuje za překročenou, pokud: „*při vypouštění odpadních vod do povrchových vod, pokud součet součinů průměrných objemových aktivit jednotlivých vypouštěných radionuklidů a jejich maximálních konverzních faktorů h_{ing} pro příjem požitím dospělým jednotlivcem z obyvatelstva je větší než 0,1 mSv·m^{-3}*“, tento koeficient má pro ^{226}Ra hodnotu $h_{\mathrm{ing}} = 2,8 \cdot 10^{-7}$ Sv·Bq^{-1} [17]. I za předpokladu, že vypouštěná důlní voda obsahuje pouze ^{226}Ra, dojdeme k hodnotě překračující uvolňovací úroveň, konkrétně 0,38 mSv·m^{-3}. V této souvislosti DIAMO, s.p., požádalo o povolení k uvolňování důlních vod do povrchových toků, této žádosti bylo vyhověno SÚJB s platností od 1.6.2016 [29].

2.2.3 Fyzikálně-chemické parametry povrchových toků

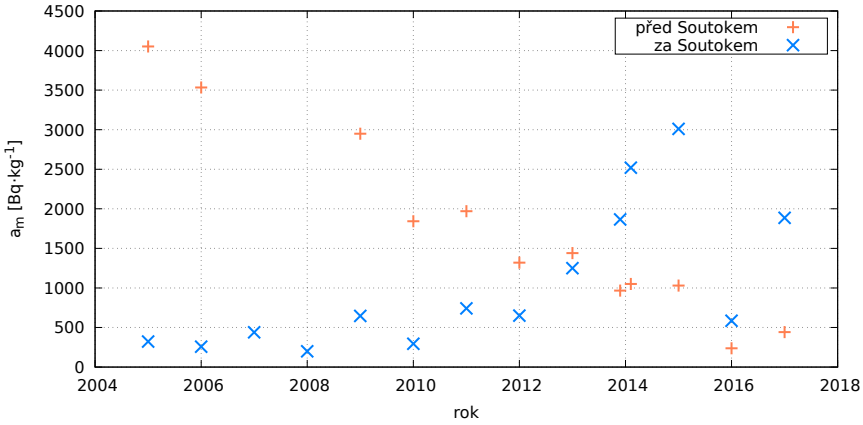
Vypouštění důlních vod z VJŽ způsobuje zvýšení mineralizace, a tedy i měrné elektrické vodivosti, Petřvaldské Stružky, která na Soutoku ředí Stružku. Stružka má před Soutokem vysokou mineralizaci vlivem důlních vod z uza-

[2] Uvolňovací úroveň je hodnota vztažená k aktivitě, pro kterou platí, že pokud není překročena, muže být materiál vypouštěn do ŽP bez vědomí Státního úřadu pro jadernou bezpečnost (SÚJB) [10], viz sekce 1.2.

vřených Dolů Lazy a Dukla. Za Soutokem se mineralizace Stružky nemění až po ČOV, která tok ředí, a tím pádem ji snižuje. [13, 30]
Hodnota *pH* je podél celého toku přibližně konstantní. Hodnota *Eh* roste od Soutoku, mírně klesá po přítoku Zimovůdky a s přítokem z ČOV ještě více klesá [13].
Společnost SEPARA-EKO od roku 2004 pravidelně měřila a_V ^{226}Ra v povrchových vodách ze stálých odběrových bodů. Dle studie [12] je patrný prudký pokles objemové aktivity ^{226}Ra ve vodě mezi odběrovými body č. 1 (před Soutokem) a č. 2 (přibližně 320 metrů za měřicím místem Lidická). Z toho vyplývá, že nejvíce ^{226}Ra se adsorbuje na sedimenty právě mezi těmito body. Pozaďová hodnota a_V ^{226}Ra v povrchové vodě (Petřvaldská Stružka před výpustí z VJŽ) nepřevyšuje 30 Bq·m^{-3}, před Soutokem je a_V ^{226}Ra v řádu stovek Bq·m^{-3}, dále ve směru toku (přibližně 650 m za Soutokem) je a_V ^{226}Ra maximálně v řádu několik desítek Bq·m^{-3} [12].
Dle dat Českého hydrometeorologického ústavu (ČHMÚ), citovaných v [27], přesahovala a_V ^{226}Ra v Stružce hodnotu 1 000 Bq·m^{-3} mezi lety 1966 a 1975. To mohlo být způsobené vypouštěním důlní vody z Dolu Dukla.

Monitoring sedimentů

Od roku 2005 monitoruje DIAMO, s.p., přítomnost ^{226}Ra v sedimentech Stružky před i za Soutokem (soutok s Petřvaldskou Stružkou), hodnoty jsou vyneseny v grafu 2.2.2. Před Soutokem a_m systematicky klesá v čase a za Soutokem v čase narůstá. Z tohoto grafu lze usuzovat, že dochází k migraci vysoce kontaminovaných sedimentů Stružkou a nejde o důsledek vypouštění důlních vod z VJŽ. Vysoká aktivita sedimentů může mít původ v již výše zmíněných výpustích z Dolů Dukla a Lazy. Dle [13] se do vzdálenosti 1,4 km od Soutoku nachází až 110 m^3 kontaminovaných sedimentů, které by se mohly stát mobilními.



Obrázek 2.2.2: Časový vývoj a_m ^{226}Ra v sedimentech Stružky před i za Soutokem. Hodnota pro a_m sedimentu pod výpustí z roku 2016 neodpovídá vývojovému trendu a je pravděpodobně chybná. Data poskytl Dr. Ing. Petr Jelínek.

Celkem vznikla řada studií zaměřujících se na kontaminaci sedimentů Stružky, většina byla řešena společností SEPARA-EKO, s.r.o. [12, 13, 23, 30, 32, 33, 34], problematikou se zabývala i Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity [35] a Hornicko geologická fakulta VŠB Technické univerzity Ostrava v rámci projektu GAČR [27].

Kapitola 3

Metodika

Použité metody měření je možné rozdělit na dvě skupiny, in-situ a laboratorní měření. In-situ měření sloužilo ke komplexnímu zmapování radiační situace v zájmové lokalitě. Na základě těchto výsledků byly vybrány oblasti, ze kterých byly odebrány vzorky pro laboratorní měření s cílem získat detailnější informace. Ke studiu některých parametrů ovlivňující výsledky získané z in-situ měření byla vytvořena řada simulací metodou Monte Carlo.

3.1 Měření in-situ

Úlohou měření in-situ bylo zejména provést primární měření PPDE po celé délce Stružky – přibližně 20 km. Na základě těchto výsledků byly nalezeny lokality s hodnotami PPDE vyššími než 300 nSv·h^{-1}, tzv. hotspoty.[1] V těchto lokalitách byly odebrány vzorky pro přesnější analýzu v laboratoři.

3.1.1 Metodika in-situ měření

V rámci práce byl proměřen PPDE přístrojem Safecast bGeige Nano (Safecast) po celé délce Stružky. Měření bylo uskutečněno vždy alespoň ve dvou lidech a se dvěma aktivními přístroji Safecast,[2] které byly udržovány ve standardní geometrii 1 metr nad zemí. Pokud byla hladina vody a vrstva bahna na dně dostatečně nízká, probíhalo měření přímo v korytě toku. V opačném případě byl PPDE měřen v jeho těsné blízkosti. Pokud ani tato geometrie nebyla možná (např. oplocením či neprůchodnou vegetací), zahrazená oblast se obešla.

Následná analýza výsledků odhalila významné rozdíly PPDE v případě měření v korytě toku a na jeho hraně (více v sekci 4.1). Z tohoto důvodu se realizovalo opakované měření PPDE v úseku od VJŽ po ČOV a také od oblasti Olšovce po Soutok. Bylo pořízeno nutné vybavení (nepromokavé rybářské kalhoty) a měření probíhalo souběžně v korytě toku a po břehu.

[1] Dle výsledků monitorování radiační situace na území ČR se PPDE běžně pohybuje v hodnotách 100-200 nSv·h^{-1} s občasnými výkyvy [36]. Proto byla zvolena hodnota dvojnásobku střední hodnoty tohoto rozsahu 300 nSv·h^{-1}.

[2] Na některých lokalitách byl PPDE měřen navíc i přístrojem GT-40.

Další měření bylo provedeno přenosným spektrometrem GT-40. Přístroj byl umístěn na zem a spektrum bylo nabíráno po dobu 300 s, poté byly zobrazeny hodnoty c_m U a Th v ppm a K v %.

3.1.2 Používané detektory a detekční systémy

Pro orientační a kontinuální měření gama záření se záznamem polohy bylo nejvhodnější použití přístroje Safecast. Pro potřebu přesnějšího kontinuálního měření a měření energetického spektra a c_m s možností záznamu byl použit spektrometr GT-40.

Safecast

Safecast (viz obrázek 3.1.1) je přenosný přístroj pro kontinuální měření PPDE s vestavěným Geiger-Müllerovým detektorem.

Obrázek 3.1.1: Fotografie přístroje Safecast.

Jelikož přístroj Safecast vznikl původně pro detekci ^{137}Cs po havárii ve Fukušimě, je kalibrován bodovým zdrojem radionuklidu ^{137}Cs (E_γ = 661,7 keV). Jedním z předpokladů k přepočtu počtu příspěvků na PPDE je udržovat vzdálenost přístroje od jakéhokoliv objektu 1 metr. Aby byl signál stabilní, musí být pro danou přesnost měření zachována pozice detektoru alespoň po dobu 1 minutu. Z těchto důvodů byly výsledky z přístroje Safecast brány pouze jako orientační a napomáhaly určit lokality, ve kterých byla potřeba realizovat upřesňující přesnějšího měření. [37, 38]
Safecast obsahuje vestavěnou GPS, s jejíž pomocí lze vykreslit absolvovanou trasu společně s hodnotami PPDE. V praxi často dochází k nepřesnostem v určení místa měření z důvodu nedostatečného GPS signálu, které se projevily

i v této práci. Pokud by tato nepřesnost měla vliv na výsledky měření nebo jejich interpretaci, bude na ni v textu poukázáno.
Vyhodnocení naměřených hodnot z přístroje Safecast proběhlo v programu QGIS [39] pomocí Safecast plugin vyvinutého firmou OpenGeoLabs s.r.o. pro potřeby SÚRO, v.v.i. [40] s mapovým podkladem Googlemaps-roads [41].

Přenosný spektrometr GT-40

GT-40 je přenosný spektrometr obsahující anorganický scintilační krystal NaI(Tl) o velikosti 3"x 3".
NaI(Tl) je jeden z nejpoužívanějších detektorů i v dnešní době, kdy se na trhu vyskytují detektory s výrazně lepšími vlastnostmi, např. energetickou rozlišovací schopností FWHM nebo nehygroskopičností, tj. nepotřebují scintilační krystal zapouzdřit. Jeho popularita je způsobena zejména přívětivou cenovou dostupností. Detekční účinnost FWHM detektoru NaI(Tl) je pro měření přírodních radionuklidů dostatečná, pohybuje se přibližně v rozmezí $(6,4 - 7,0)$ % pro energii radionuklidu ^{137}Cs [42].
Přístroj GT-40 pracuje efektivně v širokém teplotním rozsahu, je voděodolný a váží 4 kg [43]. K dispozici je také nastavitelný popruh, který umožňuje přístroj pohodlně nosit na zádech v konstantní výšce 1 metr nad zemí.
GT-40 umožňuje měření ve dvou módech: survey a assay. Při použití prvního zmiňovaného je do paměti přístroje každou sekundu zaznamenána hodnota PPDE společně s časem, GPS a nadmořskou výškou. Hodnoty se automaticky ukládají do jednoho datového souboru. Při použití módu assay je (po uživatelem nastavenou dobu) měřeno energetické spektrum. Přístroj in-situ vyhodnotí naměřené spektrum[3] a zobrazí hodnoty c_m U a Th v ppm, K v % a plošnou kontaminaci ^{137}Cs v kBq·m^{-2}. Po ukončení měření může uživatel spektrum uložit do paměti přístroje. Spektru je přiřazena číselná hodnota a pod tímto identifikátorem jsou souhrnné hodnoty (c_m, datum, čas, PPDE, zeměpisná šířka a délka a nadmořská výška) uloženy do datového souboru, který je společný pro všechna spektrometrická měření. V terénu je možné prohlížet naměřená spektra a c_m a kontrolovat stabilizaci přístroje.
c_m je vyjádřena v jednotkách ppm (parts per milion – často používaných pro určování obsahu radionuklidu v půdě) a platí:

$$1 \text{ ppm } X = \frac{1 \text{ mg } X}{1 \text{ kg horniny}}.$$

Průměrná celosvětová hmotnostní koncentrace c_m radionuklidů v půdě je 2-3 ppm U a 8-12 ppm Th [21]. Převodní vztah mezi c_m a a_m radionuklidu za podmínky homogenní distribuce je následující:

$$1 \text{ ppm U v půdě} \approx 12,35 \text{ Bq/kg } ^{238}\text{U nebo } ^{226}\text{Ra}$$
$$\text{a}$$
$$1 \text{ ppm Th v půdě} \approx 4,06 \text{ Bq/kg } ^{232}\text{Th [21].}$$

[3] K měření spektra se použilo 1024 kanálů, lineární energetická kalibrace a stabilizace na základě vyhledávání píků zastoupených v přírodním pozadí [43].

Vyhodnocení naměřených hodnot v módu survey bylo uskutečněno v programu QGIS [39] s mapovým podkladem OpenStreetMap [44]. Naměřené hodnoty v módu assay byly zobrazovány in-situ a zároveň byly ukládány do paměti přístroje. Datové soubory byly přeneseny do PC USB portem.

3.2 Laboratorní měření

Na základě nalezení lokálního hotspotu a nebo analýzy in-situ měření byla vybrána místa pro odběr vzorků, které byly dále zpracovány.

3.2.1 Metodika odběru vzorků v terénu a jejich zpracování

Následující sekce obsahují metodiku odběru jednotlivých vzorků.

Hloubkové odběry

V rámci této práce byly vzorky půdy odebírány metodikou uplatňovanou na Katedře dozimetrie a aplikace ionizujícího záření (KDAIZ) Fakulty jaderné a fyzikálně inženýrské (FJFI) Českého vysokého učení technického (ČVUT).
Nejprve bylo pomocí přístroje Safecast anebo GT-40 nalezeno místo v cílové oblasti, které se vyznačuje zvýšenou hodnotou PPDE. Na tomto místě byl očištěn povrch od porostu a napadaných věcí tak, aby byla půda obnažena. Ve vytyčeném prostoru se půda rovnoměrně odebírala (většinou po 5 až 10 centimetrech), dokud nebylo dosaženo požadované hloubky nebo takové hloubky, která byla maximální možná pro odběr (např. nemožnost manipulace s nástroji, příliš tvrdá vrstva půdy nebo dosažení hladiny vody). Jednotlivé vzorky vrstev půdy byly uloženy do igelitových sáčků, označeny a transportovány do laboratoře, kde byly rozloženy a sušeny na vzduchu za normální teploty.
Po usušení byl vzorek rozmělněn na menší frakci, homogenizován a byl umístěn do Marinelliho nádoby o objemu 600 ml, resp. v případě menšího vzorku do masťovky o objemu 280 ml. Vzorek byl zvážen, hermetizován po dobu nejméně 23 dní, aby se ustanovila radioaktivní rovnováha a následně změřen ve spektrometrické laboratoři KDAIZ.

Odběry dnových sedimentů

Odebírané dnové sedimenty byly situovány v korytě Stružky nad hladinou vody[4]. Vytipované dnové sedimenty byly odebírány lopatkou do igelitového sáčku a dále s nimi bylo nakládáno jako se vzorky hloubkových odběrů.

[4] Jelikož měření probíhalo ve třech etapách vždy s jinou výškou hladiny vody, mohly být sedimenty odebírané v etapě s nejnižší hladinou v dalších etapách zaplaveny.

Odběry travin

Pokud se na místě vybraném pro hloubkový odběr vyskytovalo dostatečné množství jednoho druhu rostliny, byla tato rostlina odebrána bez hlíny a kořenů. Tímto způsobem byly odebrané trávy nebo kopřivy uloženy do igelitových sáčků a následně bylo se vzorkem nakládáno jako v případě hloubkových odběrů.

Odběry plodin

Odběry plodin (ovoce a zeleniny) byly provedeny pracovníky DIAMO, s.p., v blízkosti měřících míst Lidická a U ČOV.
Plodiny byly upraveny jako ke konzumaci a každá plodina naplnila Marinelliho nádobu o objemu 600 ml a byla uložena do mrazničky, aby nedocházelo k jejich rozkládání. Po uplynutí doby potřebné k ustanovení sekulární radioaktivní rovnováhy bylo provedeno gama-spektrometrické měření s využitím polovodičového detektoru z čistého germania (z anglického High Purity Germanium detector, HPGe) na FJFI. Vzorky byly tedy měřeny v naturálním stavu, k němuž se tudíž vztahují i naměřené hodnoty.

Odběry vody

První sada vzorků vody byla odebírána do plastových, resp. skleněných lahví, dodaných akreditovanou analytickou laboratoří ALS Czech Republic, s.r.o. [45], která dané vzorky poté analyzovala. Požadavky na rozbor byly stanoveny na základě informací z článku [30]. Hlavními analyzovanými vlastnostmi důlních a povrchových vod byly elektrická konduktivita, koncentrace síranů a pH.
Druhá sada vzorků vody byla odebírána do pěti-litrových plastových nádob, vzorky byly analyzovány radiochemicky (^{226}Ra), gamaspektrometricky (^{228}Ra) a alfaspektrometricky (^{228}Th) v SÚRO, v.v.i..

3.2.2 Používané detektory a detekční systémy

Laboratorní měření a_m ^{226}Ra a ^{228}Th probíhalo s využitím HPGe detektoru a ověřené spektrometrické trasy s nízkopozaďovým stíněním na KDAIZ.

Spektrometr záření gama

Použitá spektrometrická trasa obsahuje polovodičový HPGe koaxiální detektor Ortec. Mezi nevýhody germaniových detektorů patří nízká citlivost, vysoká pořizovací cena a vysoké provozní náklady spojené zejména s chlazením potřebným za provozu (v případě laboratoře na FJFI se využívají Dewarovy nádoby, které jsou plněny tekutým dusíkem). Naopak největší výhodou HPGe je velmi dobré FWHM (1,89 keV pro energii 1 333 keV [46]), díky kterému je možné ve spektru rozlišit píky, které u jiných detektorů, např. NaI(Tl), vlivem horšího FWHM splývají.

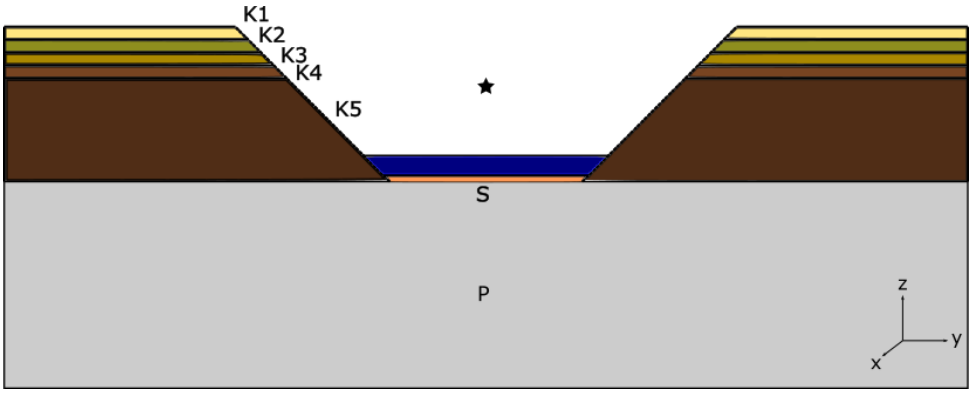
3.3 Simulace Monte Carlo

Monte Carlo jsou metody, které využívají pseudonáhodná čísla k simulaci stochastických událostí. Na této metodě je založen i transportní kód MCNPX [49], který se využívá v řadě dozimetrických aplikací. V této práci je využit ke zkoumání vlivu šířka koryta toku a výšky hladiny vody v něm na fluenci částic.

Pro simulaci byl použit mód tally f5, který odpovídá bodovému detektoru zaznamenávaje fluenci částic v daném místě. Při použití tally f5 je pro každou částici vypočítána pravděpodobnost průchodu detektorem a tyto pravděpodobnosti jsou sčítány. Výsledná fluence je normovaná na jednotkovou emisi ze zdroje, proto bylo nutné ji vynásobit objemem zdroje (jednotková objemová emise ze zdroje) a také součtem radiačních výtěžků pro jednotlivé radionuklidy (jednotková objemová aktivita ze zdroje).

Simulovaná geometrie je zobrazena na obrázku 3.3.1 (řez osou x). Celková modelovaná oblast byla 10 m široká a 10 m dlouhá. Koryto toku bylo rozděleno na část podloží – P, dále na části K1-5 (boční část koryta; K1-K4 o výšce konstantně 10 cm a K5 o výšce 105-110 cm). Mezi boky koryta se na jeho dně (nad částí P) nacházela vrstvička dnového sedimentu (S) o výšce 5 cm a délce 30 cm (osa x). Kolem a nad dnovým sedimentem se nacházela voda o proměnné výšce h (0, 20, 40, 60 a 80 cm nad dnovým sedimentem). Další proměnnou veličinou byla šířka koryta (měřena od dna koryta – 2, 4 a 6 m). Neměnné parametry byly sklon koryta (45°), výše boční části koryta (1,5 m kolmo od části P) a umístění bodového detektoru nad částí P (1 m). Parametry materiálů byly převzaty z [50].

Pozn.: Úloha byla osově symetrická podle os x a z, pro zefektivnění výpočtu byla modelována pouze čtvrtina koryta.



Obrázek 3.3.1: Řez osou x modelovaného koryta pro situaci 2 m širokého koryta a 20 cm výšky hladiny vody. Délka koryta odpovídala ose x, šířka ose y a výška ose z. Část P byla pro přehlednost zkrácena ve směru osy z. Hvězdička značí umístění bodového detektoru.

Pro zdroj vyskytující se v každé zemité části koryta (tedy P, K1-5 a S) zvlášť a

pro radionuklid ^{40}K, uran-radiovou přeměnovou řadu a thoriovou přeměnovou řadu byly simulovány všechny kombinace výšky hladiny vody h a šířky koryta. Pro simulaci byly použity následující energetické linky (v závorce s jejich radiačními výtěžky; zaokrouhleno)[20]:

- ^{40}K 1 461 keV (11 %)
- uran-radiová přeměnová řada
  - ^{214}Pb 295 keV (19 %), 352 keV (36 %)
  - ^{214}Bi 609 keV (45 %), 768 keV (5 %), 1120 keV (15 %), 1238 keV (6 %), 1764 keV (15 %)
- thoriová přeměnová řada
  - ^{228}Ac[5] 911 keV (26 %), 969 keV (16 %)
  - ^{212}Pb 238 keV (43 %)
  - ^{212}Bi 727 keV (7 %)
  - ^{208}Tl 511 keV (23 %), 583 keV (85 %), 861 keV (12 %), 2615 keV (99 %)

Pro porovnání příspěvků fotonů z jednotlivých částí koryta byly výsledky pro ^{40}K, uran-radiovou přeměnovou řadu a thoriovou přeměnovou řadu sečteny a vyneseny v závislosti na výšce hladiny vody a šířce koryta do grafů za předpokladu jednotkové homogenní aktivity.

3.4 Odhad efektivní dávky

Pro výpočty úvazků efektivní dávky ingescí byly využity vzorce z dle metodického doporučení SÚJB [7]. Výsledky a_m, resp. a_V, radionuklidů v travinách a půdách, resp. ve vodách, byly použity pro výpočet E_{ing} požitím masa a mléka. Tabulka 3.4.1 obsahuje shrnutí konstant použitých pro výpočet E_{ing}. Pozn.: Vzhledem k výsledkům měření, které indikují, že radionuklidem z thoriové řady způsobujícím kontaminaci je ^{228}Ra, byl pro odhad úvazku efektivní dávky uvažován právě tento radionuklid, což odpovídá více konzervativnímu scénáři. Naměřené hodnoty a_m ^{228}Ac a ^{228}Th ukazují, že tyto dva radionuklidy jsou v radioaktivní rovnováze nebo velmi blízko ní, proto mohly být pro výpočet vlivu ^{228}Ra ingescí použity výsledky a_m ^{228}Th ve vzorcích půdy a potravin.

[5] Radionuklid ^{228}Ac byl detekován ve vzorcích dnových sedimentů, proto byl tento radionuklid zahrnut v simulaci.

$\mathbf{h_{ing,\ r}}$ [Sv·Bq^{-1}]	^{226}Ra ^{228}Ra	2,8·10^{-7} 6,9·10^{-7}	$\mathbf{F_B}$ [l·kg^{-1}]	^{226}Ra ^{228}Ra	50 50
p [-]		0,25	**P** [-]		0,5
F maso [den·kg^{-1}]	^{226}Ra ^{228}Ra	5·10^{-3} 5·10^{-3}	**F mléko** [den·l^{-1}]	^{226}Ra ^{228}Ra	3·10^{-3} 3·10^{-3}
M [kg·den^{-1}]	**krmivo** **půda**	12,5 0,04	**M** [l·den^{-1}]	**voda**	60
$\mathbf{t_{exp}}$ [h]	**při bydlení**	2 000	**S** [l·den^{-1}]	**venku**	1
B [-]		0,7			

Tabulka 3.4.1: Koeficienty použité pro výpočty E_{ing} a E_{ext}; dle metodického doporučení SÚJB [7], kde $h_{ing,r}$ je konverzní faktor pro přepočet příjmu radionuklidu r ingescí na efektivní dávku, F_B je bioakumulační faktor pro sladkovodní ryby, p je podíl příjmu potraviny z lokálního zdroje z ročního příjmu, P je podíl roku na pastvě venku, F je faktor přestupu, M je denní příjem, S je bezrozměrný stínící faktor, t_{exp} je doba expozice a B je faktor pro přepočet příkonu prostorového ekvivalentu na efektivní dávku v případě přírodního ozáření.

Pro výpočet E_{ing} byly použity nejvyšší hodnoty a_m ^{226}Ra a ^{228}Ra pro konkrétní měřicí místo (Lidická a U ČOV) a danou skupinu potravin ze spotřebního koše a travin (brambor; ovoce – jablka; zelenina – kukuřice[6], dýně, mrkev, cibule a zelí; traviny) a hodnoty a_m ^{226}Ra a ^{228}Ra z prvních 10 cm půdy. Pozaďové hodnoty byly použity z vlastních měření (PPDE), dle doporučení [7], nebo pro ovoce, kořenovou zeleninu a zeleninu byly použity výsledky dle publikace [51].

[6]Kukuřice byla pro účely této práce zařazena do skupiny zeleniny (předpokládá se konzumace člověkem), ačkoliv z botanického hlediska je řazena mezi trávy.

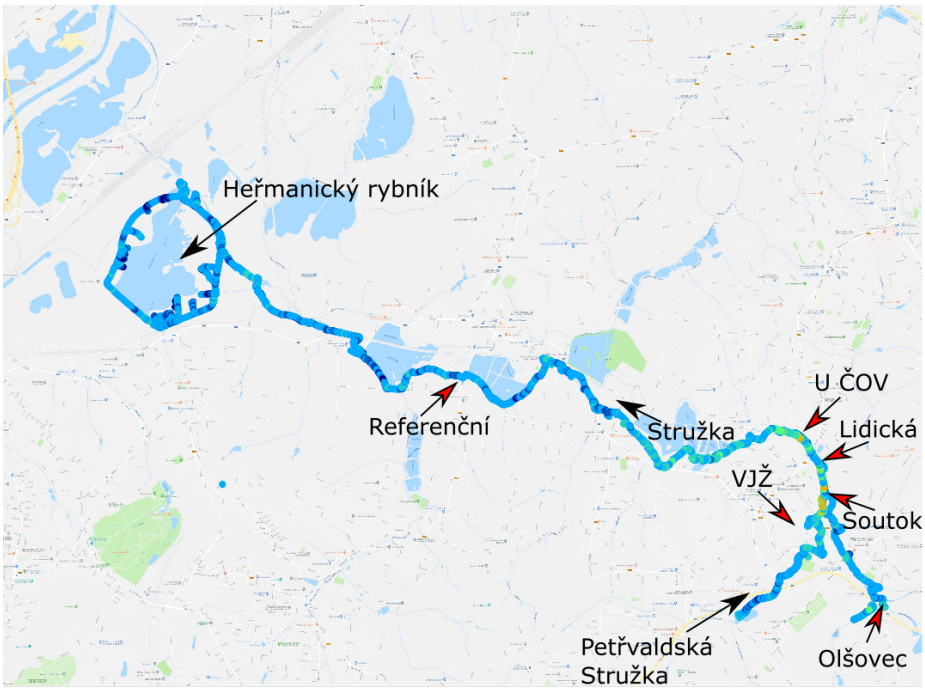
Kapitola 4

Výsledky a diskuse

Data získaná v rámci vypracování Výzkumného úkolu [52] byla doplněna o opakované in-situ měření c_m na měřicím místě Lidická (potvrzující klesající trend ve směru kolmo od koryta toku) a Olšovec (indikující náhodnost výsledných hodnot v prostoru pravděpodobně z důvodu půdy tvořené navážkou). Dále byly odebrány vzorky půd v oblasti Olšovec (dosahující nejvyšší a_m radionuklidů v rámci této práce), vzorky vod (pro získání a_V radionuklidů v nich) a vzorky potravin (nutné pro provedení studie).
První dvě sekce 4.1 a 4.2 obsahují shrnutí výsledků in-situ a laboratorních měření. V sekci 4.3 jsou rozebrány výsledky pro měřicí místa Lidická a U ČOV, pro která je navíc vypracována studie v sekci 4.4. Poslední sekce 4.5 obsahuje nabyté praktické poznatky, které mohou pomoci čtenáři při přípravě obdobné studie.

4.1 Výsledky in-situ měření

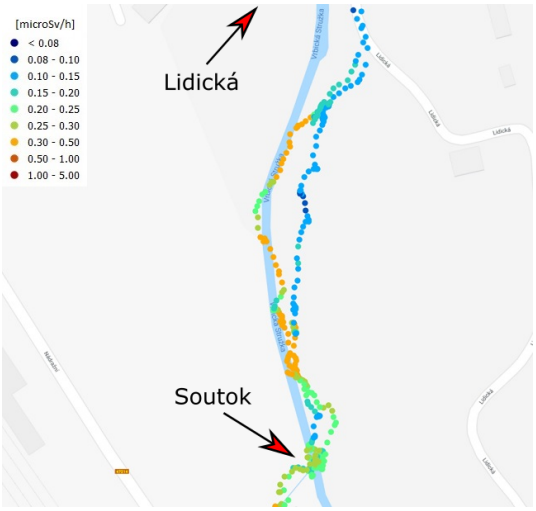
Pokud to bylo možné, prvotní měření PPDE probíhalo v korytě toku, v případě neprůchodné vegetace nebo jiných překážek co nejblíže toku. Byla proměřena Petřvaldská Stružka od místa několika stovek metrů před výpustí VJŽ po její soutok se Stružkou a Stružka od oblasti Olšovec po Heřmanský rybník, který byl proměřen po celém svém obvodu. Výsledky z měření PPDE přístrojem Safecast se nacházejí na obrázku 4.1.1. Lze pozorovat, že ve většině toku byl naměřen PPDE menší než 200 nSv·h^{-1}. Mírně zvýšené hodnoty do 300 nSv·h^{-1} se vyskytují okolo shluku rybníků ležících bezprostředně za ČOV ve směru toku a na měřicím místě Olšovec. Oblast, která byla nejvíce kontaminovaná, se nachází mezi místem Soutok a U ČOV, což je v souladu s dříve zpracovanou studií [30], PPDE zde místy překračoval 300 nSv·h^{-1}.
Jelikož měření probíhalo se dvěma kalibrovanými přístroji Safecast současně, bylo možné porovnat odchylky ve výsledcích způsobených rozdílnou geometrií měření. Na základě výsledků PPDE, měřeného v korytě toku, byl na tomto místě nalezen hotspot (měřicí místo Lidická), v případě geometrie na okraji koryta by tento hotspot nebyl odhalen. To indikovalo závislost naměřených hodnot na geometrii vůči potenciálně kontaminovaným sedimentům a také to, že kontaminace je vázaná na samotný tok, protože ve vzdálenosti několika metrů od koryta toku dosahuje PPDE pozaďových hodnot. Na druhou



Obrázek 4.1.1: Mapa zobrazující hodnoty PPDE naměřené pomocí přístroje Safecast v oblasti Petřvaldské Stružky (od pozaďových hodnot před výpustí z VJŽ po její soutok se Stružkou) a pro Stružku od oblasti Olšovec po Heřmanský rybník, společně s vyznačenými měřícími místy (informace k měřicím místům se nacházejí v sekci 2.1). Zobrazeno pomocí programu QGIS s mapovým podkladem Googlemaps-roads [41].

stranu výsledky měření PPDE mimo koryto kvalifikují vliv na obyvatelstvo spolehlivěji, neboť PPDE rychle klesá se vzdáleností od toku.

V důsledku závislosti výsledků PPDE na geometrii měření bylo provedeno zpřesňující měření (pohyb pouze v korytě toku) Petřvaldské Stružky od místa před výpustí VJŽ a v oblasti Stružky od oblasti Olšovec (stejně jako při prvním měření) po ČOV, neboť tato oblast vykazovala zvýšené hodnoty PPDE a dle technické zprávy [30] by se v této oblasti měly vyskytovat dnové sedimenty obsahující nejvyšší aktivitu ^{226}Ra. Výsledky měření PPDE měřeného při pohybu pouze v korytě toku se nacházejí na obrázku 4.1.3. Tyto výsledky potvrzují, že se jedná o lokalitu, ve které naměřený PPDE několikrát přesahuje 300 nSv·h^{-1}. Porovnáním těchto hodnot s hodnotami z prvotního měření (viz obrázek 4.1.1), změřenými při průchodu korytem toku, byla potvrzena závislost naměřeného PPDE na výšce hladiny vody. Lze pozorovat, že při stavu nižší hladiny vody jsou naměřeny systematicky vyšší hodnoty PPDE než při stavu vyšší hladiny vody (odhadnutý rozdíl výšky hladiny vody činil 30 cm).



Obrázek 4.1.2: Mapa zobrazující rozdílné hodnoty PPDE naměřených přístrojem Safecast pro měření v různých vzdálenostech od potenciálně kontaminovaných sedimentů vzhledem ke Stružce. Zobrazeno pomocí programu QGIS s mapovým podkladem Googlemaps-roads [41].

Důvodem rozdílných výsledků PPDE je stínění emitovaných fotonů vodou. Rozdíl výšek hladin vody v období s nižší a vyšší intenzitou srážek byl maximálně 30 cm, proto byla provedena následující úvaha o zeslabení svazku γ záření při zvýšení hladiny vody právě o 30 cm. Pro zeslabení širokého svazku v materiálu o hustotě ρ a tloušťce h platí:

$$J = B_J \cdot J_0 \exp(-\mu_m \cdot h \cdot \rho), \tag{4.1}$$

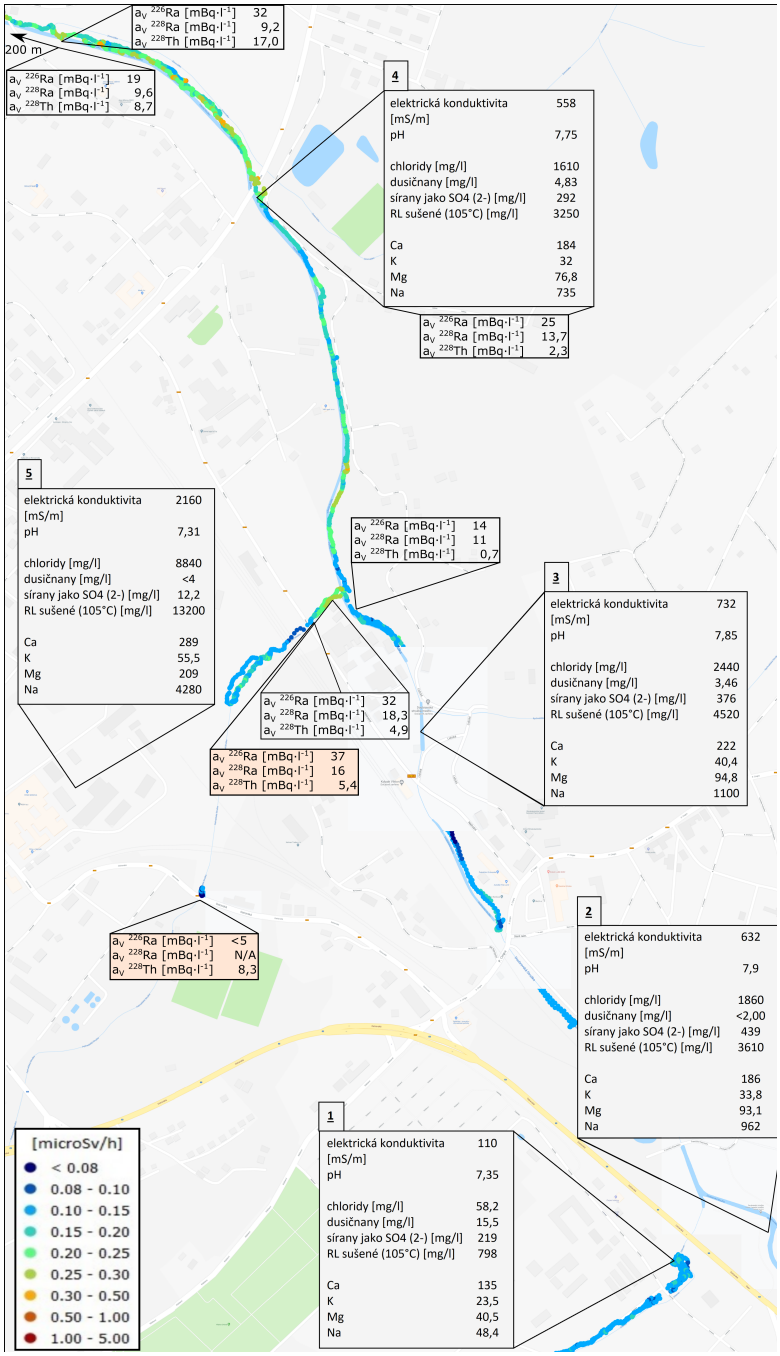
kde B_J je vzrůstový faktor, J je hustota proudu částic pro zeslabený svazek, J_0 je hustota proudu částic původního svazku, μ_m je hmotnostní součinitel zeslabení pro danou energii. Využitím tohoto vzorce dostaneme faktor zeslabení:

$$\frac{J}{J_0} = B_J \cdot \exp(-\mu_m \cdot h \cdot \rho). \tag{4.2}$$

Dosazením hodnoty hmotnostního součinitele zeslabení pro energii 1 765 keV (význačná energetická linka ^{214}Bi, tedy $\mu_m = 0,0532$ cm^{2}g; lineární regresí aproximováno z hodnot převzatých z [53]; zaokrouhlené hodnoty pro hustotu vody $\rho = 1$ g $\cdot$ cm^{-3}, tloušťky materiálu $h = 30$ cm a vzrůstového faktoru odhadnutého na základě hodnot prezentovaných ve studii [54] $B_J = 2,5$) lze dojít k hodnotě faktoru zeslabení:

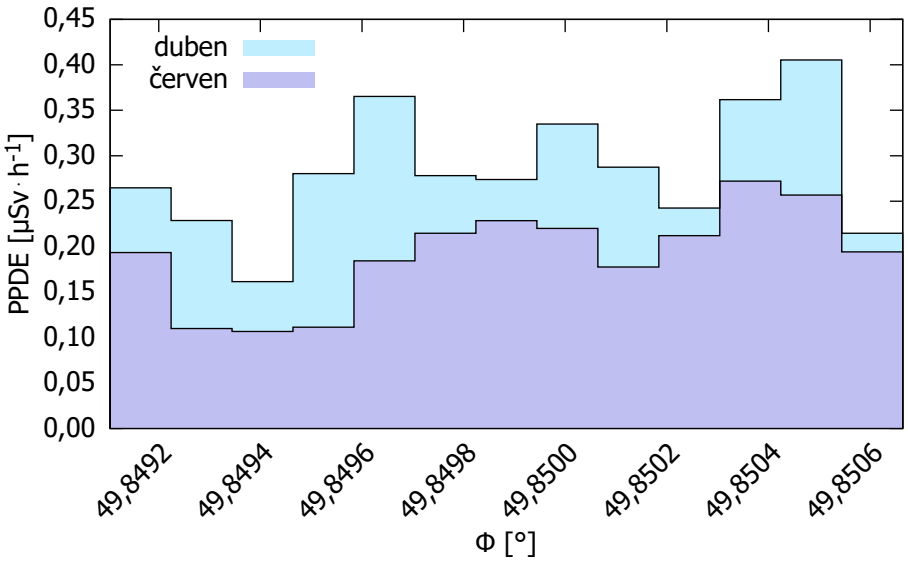
$$\frac{J}{J_0} = 0,5,$$

při zanedbání zeslabení ve vzduchu mezi hladinou vody a citlivou částí detektoru.



Obrázek 4.1.3: Mapa zobrazující hodnoty PPDE naměřených pomocí přístroje Safecast při průchodu tokem pro oblast Petřvaldské Stružky (před výpustí VJŽ po Soutok a Stružky od oblasti Olšovec po ČOV). Na mapě jsou vyznačena místa odběrů vod společně s vybranými výsledky jejich analýzy. Výsledky označené čísly byly analyzovány v laboratoři ALS, výsledky a_V ^{226}Ra, ^{228}Ra a ^{228}Th byly analyzovány v laboratořích SÚRO, v.v.i.. Vzorky pro analýzu byly odebrány 4.6.2018 (ALS), 4.6.2019 (SÚRO, v.v.i.) a 2.7.2019 (SÚRO, v.v.i. podbarvené světle oranžovou barvou). Laboratorní výsledky vod budou blíže popsané v sekci 4.2.3. Zobrazeno pomocí programu QGIS s mapovým podkladem Googlemaps-roads [41].

Pokud by k detekci přispívalo pouze záření emitované z dnových sedimentů, muselo by zvýšením hladiny vody dojít ke snížení naměřených hodnot dvakrát. Podle grafu na obrázku 4.1.4 došlo k lokálnímu snížení naměřených hodnot PPDE maximálně o faktor dva. Z toho vyplývá, že nepřispívá pouze záření emitované ze dna, ale také radionuklidy přítomné v březích koryta. Poklesem vody došlo k odhalení větší části stěn koryta, z nichž emitované fotony jsou detekovány, tím došlo k zvýšení PPDE. Změnu hodnot PPDE v závislosti na charakteru koryta toku a výšce hladiny vody je možné odhadnout na základě simulace metodou Monte Carlo.

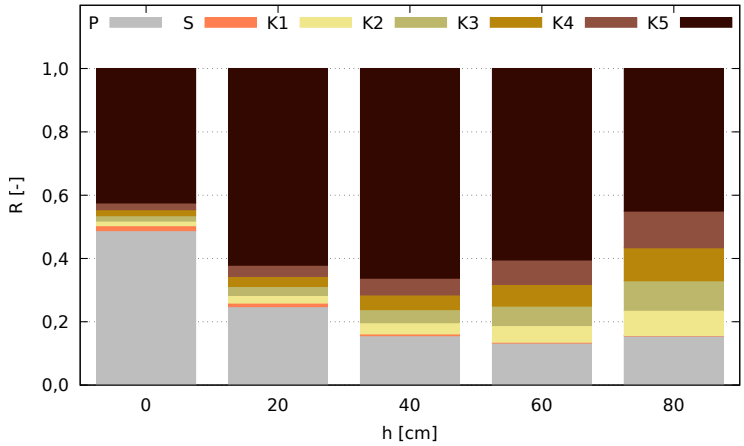


Obrázek 4.1.4: Histogram zachycující průměrný PPDE v závislosti na zeměpisné šířce z měření realizovaných v období nízké hladiny vody (duben) a vysoké hladiny vody (červen).

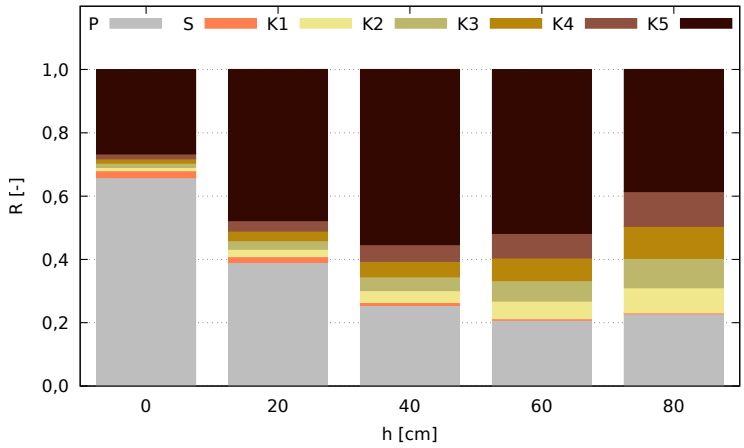
4.1.1 Monte Carlo výpočet

Přístroje pro in-situ měření PPDE jsou kalibrovány pro geometrii poloroviny (rozhraní povrch/vzduch) a detektoru umístěného 1 m nad zemí. Narušením této geometrie, například měřením v korytě řeky se zvýšenými břehy, dochází ke zkreslení naměřených hodnot. Ke zjištění vlivu tvaru koryta na fluenci částic, byla vytvořena řada simulací využívajících transportního kódu MCNPX.

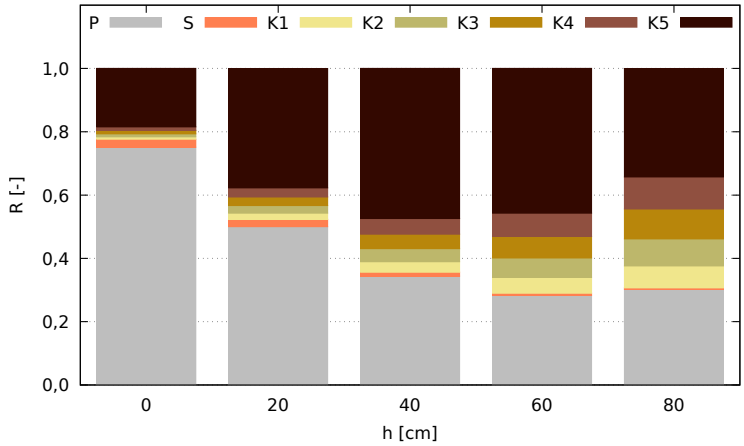
Na obrázku 4.1.5 se nachází závislost poměrového zastoupení fluence fotonů emitovaných z jednotlivé části koryta či dnového sedimentu na celkové fluenci v místě detektoru R za předpokladu homogenní a_m pro jednotlivé šířky koryta a výšky hladiny vody h.



(a) : 2 metry široké koryto



(b) : 4 metry široké koryto



(c) : 6 metrů široké koryto

Obrázek 4.1.5: Poměrové zastoupení vlivu jednotlivých částí koryta a dnového sedimentu na celkové fluenci částic v bodě R pro různé výšky hladiny vody h a šířky koryta.

Pro všechny kombinace parametrů platí, že největší zastoupení má fluence způsobená fotony emitovanými z části P (podloží, odpovídá standardní geometrii pro kalibrace) a K5 (první vrstva koryta o výšce 105-110 cm). Za předpokladu konstantní šířky koryta je pro 0 cm vody dominantní vliv podloží P, se zvyšující se hladinou vody tento vliv klesá ve prospěch všech částí koryta a to až do výšky hladiny vody 60 cm. Pro 80 cm vody podíl fluence R od fotonů z části P opět vzroste oproti 60 cm vody. Dojde totiž k většímu zaplavení druhého největšího příspěvku – části K5.

S postupně zvyšující se hladinou vody monotónně klesá podíl fluence R od dnového sedimentu z jednotek procent na jednotky promile, naopak rostou příspěvky od částí K1, K2, K3 a K4. Průměrný příspěvek sedimentu na fluenci částic je 1,1 %, z toho vyplývá, že pokud by byl kontaminovaný pouze sediment, budou pro jeho odhalení na základě měření PPDE potřeba vysoké hodnoty a_m radionuklidů v něm.

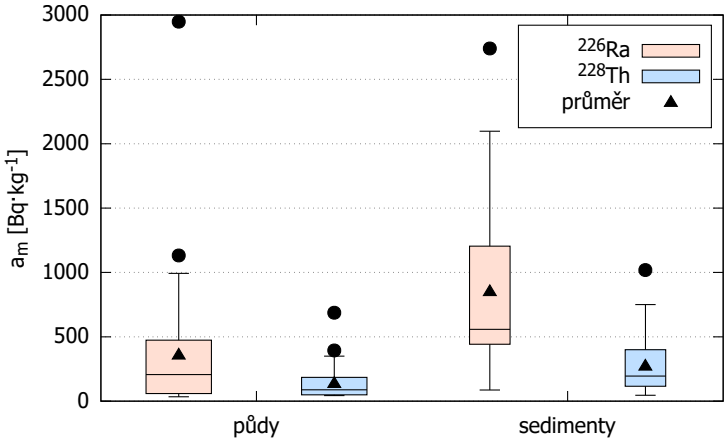
4.2 Výsledky laboratorního měření

Vzorky půd a dnových sedimentů byly odebírány na základě lokálně nalezených hotspotů PPDE (>300 nSv·h^{-1}), vzorky vod dle předchozích studií a vzorky travin a plodin byly odebrány dle možností na měřicích místech Lidická a U ČOV. Následující sekce shrnují výsledky z laboratorních měření vzorků.

4.2.1 Vzorky půd a dnových sedimentů

Celkem bylo odebráno 42 vzorků půd a 26 vzorků dnových sedimentů dle metodiky popsané v sekci 3.2.1. Základní statistické veličiny těchto výsledků jsou vyobrazeny v boxplotovém grafu na obrázku 4.2.1. a_m ^{226}Ra v půdách se pohybuje v rozmezí 34 až 2 948 Bq·kg^{-1}, resp 87 až 2 740 Bq·kg^{-1} v dnových sedimentech, a a_m ^{228}Th v půdách se pohybuje v rozmezí 43 až 687 Bq·kg^{-1}, resp 46 až 1 019 Bq·kg^{-1} v dnových sedimentech. Průměr a_m ^{226}Ra v půdách je 361 Bq·kg^{-1} a v dnových sedimentech 854 Bq·kg^{-1}. To potvrzuje, že původ kontaminace je ve vodách. Odlehlé hodnoty pro a_m ^{226}Ra i ^{228}Th v dnových sedimentech odpovídají vzorkům odebraným na měřicím místě U ČOV a v půdách na měřicím místě Olšovec a Lidická. Lokality Lidická a U ČOV byly podrobněji studovány, viz sekce 4.3, v lokalitě Olšovec byly hodnoty ovlivněny půdou, která je z části tvořena navážkou. Pro a_m ^{226}Ra v dnových sedimentech platí, že medián hodnot je blízký hodnotě odpovídající prvnímu kvartilu. Z toho vyplývá, že bylo naměřeno více nižších hodnot a několik výrazně vyšších hodnot ovlivňujících celkový průměr. Vyšetřovací úroveň a_m ^{226}Ra 300 Bq·kg^{-1} byla překročena v 11 z 26 odebraných vzorků dnových sedimentů. Ve vzorcích dnových sedimentů bylo detekováno ^{228}Ac, což indikuje, že původ ^{228}Th v těchto vzorcích může být v jeho mateřských radionuklidech, které jsou transportovány tokem, ^{232}Th, resp. ^{228}Ra.

Opakované vzorkování sedimentů je náročné vzhledem k jejich transportu v toku a nepřesnosti systému GPS v zarostlém terénu.



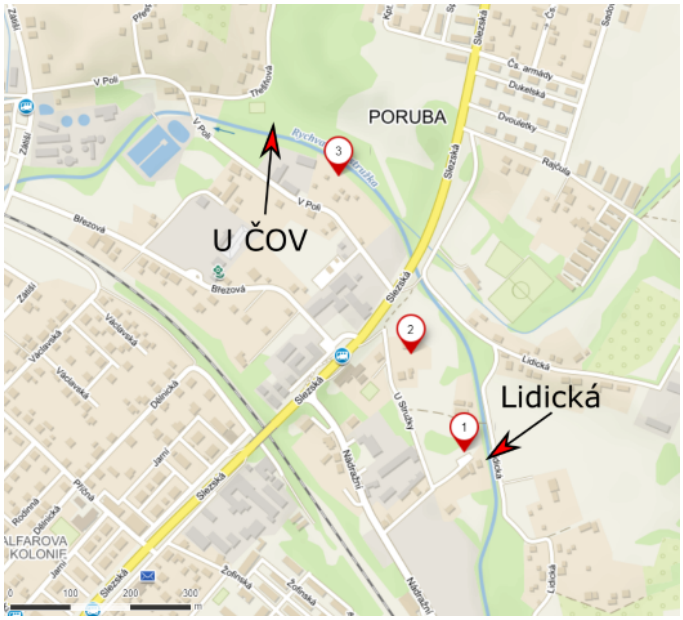
Obrázek 4.2.1: Boxplot shrnující výsledky a_m ^{226}Ra a ^{228}Th ve vzorcích půd a dnových sedimentů. Šířky jednotlivých boxplotů odráží celkový počet analyzovaných vzorků (42 vzorků půd a 26 vzorků dnových sedimentů). Každý box vymezuje hodnoty mezi prvním a třetím kvartilem, vodorovná čára značí medián, trojúhelník značí průměr a kolečka značí odlehlé hodnoty. Odlehlé hodnoty a_m ^{226}Ra v půdách odpovídají vzorkům odebraným na měřicím místě Olšovec, stejně jako vyšší odlehlá hodnota a_m ^{228}Th v půdách. Nižší odlehlá hodnota a_m ^{228}Th v půdách odpovídá vzorku odebraném na měřicím místě Lidická. Odlehlé hodnoty a_m radionuklidů v dnových sedimentech odpovídají vzorkům odebraným na měřicím místě U ČOV.

4.2.2 Vzorky travin a plodin

Vzhledem k tomu, že kolem Stružky roste velké množství travin vhodných pro krmení domácích zvířat, byly odebrány 3 vzorky, a to z měřicích míst Referenční, Lidická a U ČOV. Nejvyšší a_m ^{226}Ra i ^{228}Th v travinách byly na měřicím místě Lidická (29 Bq·kg^{-1}, resp. 24 Bq·kg^{-1}), to odpovídá hodnotám přibližně o 40 % vyšším vzhledem k měřicímu místu Referenční. Pozaďové hodnoty a_m ^{226}Ra a ^{228}Th v travinách jsou 0,1, resp. 0,02 Bq·kg^{-1}, navýšení je tedy o 2 a 3 řády.

Navíc bylo odebráno 9 vzorků ovoce a zeleniny ze tří lokalit. Dvě z lokalit se nacházejí v blízkosti měřícího místa Lidická a jedna v blízkosti měřícího místa U ČOV, viz mapa na obrázku 4.2.2. Ostatní plodiny ze spotřebního koše v dané lokalitě nebyly pěstovány anebo nebylo možné odebrat vzorek.

V tabulce 4.2.1 se nacházejí výsledky a_m ^{226}Ra a ^{228}Th ve vzorcích plodin. Nejvyšší a_m ^{226}Ra i ^{228}Th se nachází ve vzorku cibule odebrané blízko měřicího místa U ČOV. Naopak nejnižší a_m ^{226}Ra se nachází v oloupaném bramboru, přičemž brambor ze stejného odběrového místa, který nebyl oloupaný, má a_m ^{226}Ra o 23 % vyšší. V porovnání s travinami jsou a_m radionuklidů v potravinách o řád nižší, což může být zapříčiněné odlišnou metodikou jejich zpracování (měření potravin v nativním stavu a travin v sušeném stavu).



Obrázek 4.2.2: Mapa odběrových míst ovoce a zeleniny. Mapový zdroj mapy.cz [31].

místo odběru	plodina	a_m [Bq·kg^{-1}] ^{226}Ra	^{228}Th
1	jablka	1,76±0,15	1,23±0,21
2	jablka	2,68±0,22	1,86±0,29
	kukuřice	2,34±0,20	1,69±0,27
	brambor neloupaný	2,15±0,16	1,29±0,20
	brambor oloupaný	1,75±0,15	1,32±0,20
	dýně	2,23±0,15	1,47±0,20
3	mrkev	2,44±0,19	1,68±0,26
	cibule	2,94±0,22	2,01±0,29
	zelí	2,28±0,21	1,66±0,29

Tabulka 4.2.1: Hmotnostní aktivity radionuklidů v plodinách odebraných v blízkosti měřících míst Lidická a U ČOV. Místa odběru jsou vyobrazena na mapě na obrázku 4.2.2.

4.2.3 Vzorky vod

Bylo možné odebrat 5 vzorků vod (4 povrchové a 1 z VJŽ) pro chemickou analýzu. Jako možné parametry se zkoumaly elektrická konduktivita, množství rozpuštěných látek *RL-105* °C, pH a koncentrace síranů. Protože k vypouštění důlní vody z VJŽ nedochází nepřetržitě, byl zjištěn přesný čas vypouštění důlních vod do povrchových a vzorek č. 4 byl odebrán v takovou dobu,

aby vzorkovaná voda obsahovala vodu ovlivněnou vypouštěním vod z VJŽ. Výsledky vybraných parametrů jsou zaneseny v obrázku 4.1.3.
Největší koncentrace síranů 439 mg/l je ve Stružce před jejím soutokem s Doubravskou Stružkou, na dalších měřených místech koncentrace síranů klesá, 376 mg/l před soutokem s Rychvaldskou Stružkou a 292 mg/l za Soutokem (tedy již ovlivněna VJŽ). Při stejném porovnání dle [55] jako u *RL-105* °C musí být obsah síranů v povrchové vodě v průměru za rok maximálně 200 mg/l [55].
Dále bylo odebráno 7 vzorků vod ve spolupráci se SÚRO, v.v.i., ve kterých byly určeny a_V ^{226}Ra a ^{228}Th. Tyto výsledky jsou zaneseny, společně s výsledky z analýzy laboratoří ALS, na obrázku 4.1.3. Nutno podotknout, že při odběru vzorků k analýze a_V radionuklidů, nebylo dbáno na synchronizaci s vypouštěním důlních vod, proto může být vliv VJŽ zkreslený.
Nejvyšší hodnota a_V ^{226}Ra 37 mBq·l^{-1} byla naměřena v Petřvaldské Stružce za výpustí VJŽ před Soutokem a a_V ^{226}Ra ve Stružce před Soutokem byla menší. Po smíchání (za měřicím místem Lidická) byla a_V ^{226}Ra 25 mBq·l^{-1}, dále ve směru toku se však zvýšila na 32 mBq·l^{-1} a za měřicím místem U ČOV klesla na 19 mBq·l^{-1}. Příčina nemonotonního chování a_V ^{226}Ra není zřejmá, neboť tento jev se projevuje i při porovnání vzorků odebraných v jeden den. Navíc jediný přítok Zimovůdka je příliš drobný na to, aby takto výrazně ovlivnil chování a_V ^{226}Ra. Stejně jako při všech ostatních měřeních, a_V ^{228}Th koreluje s hodnotami ^{226}Ra, kromě pozaďového místa (Petřvaldská Stružka před výpustí z VJŽ), kde nabývá třetí nejvyšší hodnoty 8,3 mBq·l^{-1}. a_V ^{228}Ra nabývala nejvyšších hodnot v Petřvaldské Stružce těsně za výpustí z VJŽ, poté klesala. To indikuje, že radionuklidem thoriové řady, který je unášen tokem a způsobuje kontaminaci může být ^{228}Ra. Nejvyšší a_V ^{228}Th 17 mBq·l^{-1} se nacházela v blízkosti měřicího místa U ČOV.

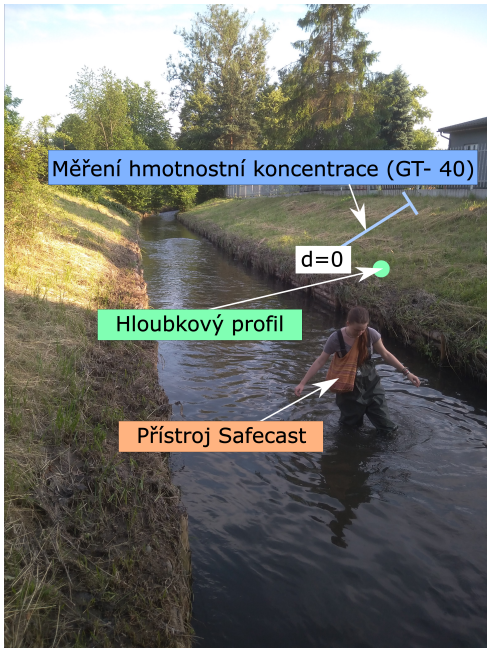
4.3 Měřicí místa Lidická a U ČOV

Měřicí místo Lidická bylo vybráno z důvodu přítomnosti hotspotu PPDE, vysoké hodnotě a_m ^{226}Ra v půdě a jeho těsné blízkosti k rodinnému domu se zahradou, ze které byla dobrá přístupnost ke Stružce. Zejména na základě posledně jmenovaného důvodu je studie zkoumající ingesci radionuklidů zaměřena především na toto měřicí místo. Naopak měřicí místo U ČOV bylo vybráno na základě nejvyšší naměřené a_m ^{226}Ra v dnových sedimentech. Toto měřicí místo se nachází na vyvýšenině, kde nedochází k častému zaplavení oblasti, a nachází se ve větší vzdálenosti k obydleným domům, proto byla tomuto měřicímu místu věnována pozornost hlavně vzhledem k případnému externímu ozáření.

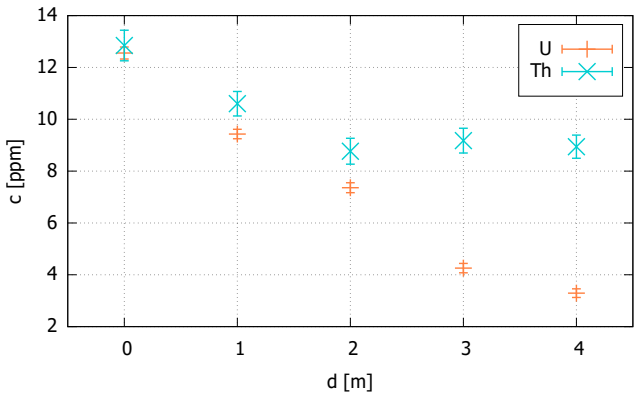
4.3.1 Měřicí místo Lidická

Na měřicím místě Lidická byl změřen PPDE v korytě toku a c_m radionuklidů podél toku a kolmo na tok, dále byly odebrány vzorky travin, půdy (hloubkový

profil), dnového sedimentu a potravin. Na obrázku 4.3.1 jsou vyznačena přesná místa, kde měření probíhalo.



Obrázek 4.3.1: Fotografie zobrazující měřicí místo Lidická s vyznačenými lokalitami jednotlivých měření.

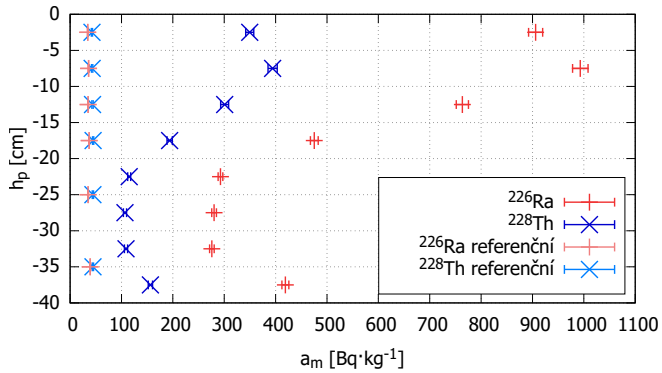


Obrázek 4.3.2: c_m radionuklidů v půdě změřená pomocí přístroje GT-40 na měřícím místě Lidická pro různé vzdálenosti kolmo od toku d potvrzující kontaminaci v toku.

Výsledky měření c_m U a Th podél toku vykazují náhodné chování. Naopak z výsledků c_m U a Th z měření kolmo na tok vynesených na obrázku 4.3.2 lze pozorovat plynulý pokles c_m U se zvyšující se vzdáleností od toku (od 13 ppm do 3,5 ppm), kdežto c_m Th klesá se vzdáleností do 2 metrů (od 13 ppm do

9 ppm), dále se zvyšující vzdáleností zůstává konstantní. Tato hodnota je pravděpodobně typickou hodnotou pro dané podloží (c_m Th 9 ppm odpovídá běžným hodnotám vyskytujícím se ve světě [21]).

Výsledky a_m ^{226}Ra a ^{228}Th ve vzorcích půdy hloubkového profilu vyznačují korelaci mezi oběma radionuklidy, viz obrázek 4.3.3. Nejvyšší a_m radionuklidů byla naměřena ve vrstvě půdy 5-10 cm pod úrovní terénu. To by mohlo mít příčinu v již zmiňovaném vynášení dnových sedimentů na břehy za účelem regulace toku. Se zvyšující se hloubkou a_m ^{226}Ra a ^{228}Th klesá až do hloubky 35 cm pod povrchem. K mírnému nárůstu došlo v nejnižší vrstvě 35 až 40 cm pod povrchem. Další vzorek nemohl být odebrán, neboť při odebírání začala prosakovat voda. Je pravděpodobné, že zvýšení a_m ^{226}Ra a ^{228}Th v nejnižší vrstvě může být právě způsobeno průsakem kontaminované vody.

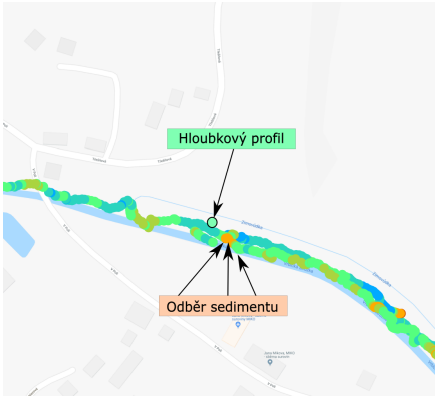


Obrázek 4.3.3: Hloubkový profil na měřicím místě Lidická. Závislost a_m ^{226}Ra a ^{228}Th v půdě na hloubce h_p, ze které byl vzorek odebrán. Hodnoty jsou srovnány s pozaďovými hodnotami z měřicího místa Referenční.

4.3.2 Měřicí místo U ČOV

Na měřicím místě U ČOV byl naměřen PPDE v korytě toku, byly odebrány tři vzorky dnových sedimentů a sedm vzorků půdy odpovídající jednomu hloubkovému profilu.

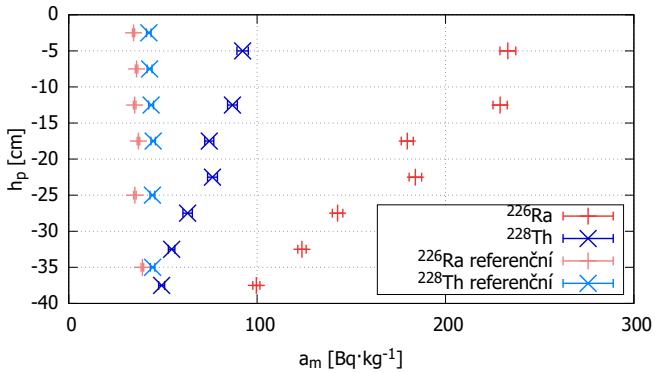
Vzorky dnových sedimentů odebrané na tomto místě měly a_m ^{226}Ra 1 240 až 2 740 Bq·kg^{-1}, což je 9 krát vyšší hodnota než odpovídající vyšetřovací úroveň (300 Bq·kg^{-1}) a je nejvyšší naměřená v dnových sedimentech v rámci této práce. Mapa zobrazující lokalizaci odběru a tabulka s výsledky se nachází na obrázku 4.3.4. S těmito výsledky opět koreluje a_m ^{228}Th dosahující hodnot 515 až 1 019 Bq·kg^{-1}.



lokace	$\mathbf{a_m}$ [Bq·kg^{-1}] ^{226}**Ra**	^{228}**Th**
L1	2 740±42	1 019±27
P1	1 240±19	515±13
P2	1 736±26	546±14

Obrázek 4.3.4: Mapa s vyznačenými místy, kde byly odebrány dnové sedimenty a půdy (hloubkový profil) a tabulka a_m radionuklidů ve vzorcích půdy odebraných na měřicím místě U ČOV. Zobrazeno pomocí programu QGIS s mapovým podkladem Googlemaps-roads [41].

Grafické znázornění a_m pro jednotlivé vrstvy odebrané půdy z hloubkového profilu se nacházejí na obrázku 4.3.5. Korelace mezi a_m ^{226}Ra a ^{228}Th, stejně jako u měřicího místa Lidická. Lze pozorovat klesající charakter se zvyšující se hloubkou stejně jako u měřicího místa Lidická, nicméně zde nedochází k menšímu nárůstu ve vrstvě 35 až 40 cm pod povrchem. Kontaminace půdy na tomto měřicím místě není tak vysoká jako na měřicím místě Lidická, kde dochází k zaplavování břehů během vydatných dešťů. Místo, kde byla odebraná půda, bylo na vyvýšenině, která nejevila známky pravidelného zaplavení.



Obrázek 4.3.5: Hloubkový profil na měřícím místě U ČOV. Závislost a_m ^{226}Ra a ^{228}Th v půdě na hloubce, ze které byl vzorek odebrán. Hodnoty jsou srovnány s pozaďovými hodnotami z měřicího místa Referenční.

4.4 Studie zaměřená na měřicí místa Lidická a U ČOV

Studie byla provedena na základě metodického doporučení SÚJB pro oblasti ovlivněné hornickou činností [7] dle metodiky popsané v sekci 3.4. Byla použita pozaďová hodnota PPDE 93 nSv·h^{-1} naměřená přístrojem GT-40 na měřicím místě Referenční.

Výsledky E_{ing} pro jednotlivé potraviny, radionuklidy a měřicí místa se nacházejí v tabulce 4.4.1. K vypočítaným nejistotám byla přičtena nejistota 25 % pro brambor, zeleninu a ovoce a 10 % pro maso a mléko zahrnující vliv rozdílů mezi a_m ^{228}Ra a a_m ^{228}Th.

Pozn.: Pro celistvost studie byla uvažována také ingesce radionuklidů v mase a mléce, která je na daných lokalitách nepravděpodobná neboť se zde nenachází pastviny.

Efektivní dávka E_{ext} od zevního ozáření byla vypočítána z maximálních in-situ naměřených hodnot PPDE v okolí měřicích míst Lidická a U ČOV. Vzhledem k tomu, že takto vysoké hodnoty PPDE se vyskytují jen lokalizovaně ve Stružce, je nepravděpodobné, že by zde člověk pobýval celkovou z doporučené doby venku při bydlení 2 000 hodin ročně [7], proto byl výpočet proveden za konzervativního odhadu 100 h. Výsledky jsou zaneseny v tabulce 4.4.2, přičemž E_{ext} z ozáření na měřicím místě U ČOV je téměř dvojnásobná v porovnání s měřicím místem Lidická.

	$\mathbf{E_{ing}}$ [μSv]			
	Lidická		**U ČOV**	
	^{226}Ra	^{228}Ra	^{226}Ra	^{228}Ra
brambor	13,36±4,32	20,03±8,18	–	–
zelenina	12,23±4,10	21,61±8,86	15,28±4,97	25,62±10,13
ovoce	9,33±3,11	15,91±6,45	–	–
maso	13,63±2,38	24,78±3,37	10,39±1,72	14,78±2,02
mléko	18,06±3,14	32,96±4,46	13,82±2,27	19,86±1,75
ryby	0,40±0,09	0,50±0,48	0,53±0,11	0,31±0,26

Tabulka 4.4.1: Úvazky efektivní dávky z ingesce E_{ing} za rok pro jednotlivé potraviny na měřicím místě Lidická a U ČOV. Pro výpočet byly vybrány vzorky z dané skupiny (brambor, zelenina, ovoce, traviny, voda) s nejvyššími a_m ^{226}Ra a ^{228}Ra. Hodnoty E_{ing} z ingesce masa a mléka byly vypočítány na základě a_m, resp. a_V, ^{226}Ra a ^{228}Ra v travinách a půdě, resp. ve vodě.

	$\mathbf{E_{ext}}$ [μSv]	
	Lidická	**U ČOV**
venku	24,22±1,30	42,09±1,72

Tabulka 4.4.2: Efektivní dávky od zevního ozáření za rok venku pro měřicí místa Lidická a U ČOV dle konzervativního scénáře, kdy by člověk trávil ve Stružce v místě s nejvyšší hodnotou PPDE 100 hodin ročně.

Celková vypočítaná efektivní dávka,[1] kterou může obdržet reprezentativní osoba za jeden rok je 207±17 μSv na měřicím místě Lidická a 215±19 μSv na měřicím místě U ČOV. Největší vliv na reprezentativní osobu má v obou případech ingesce ^{228}Ra v potravinách (56 % pro měřicí místo Lidická a 48 % pro měřicí místo U ČOV). Přesto pro spolehlivé určení vlivu ingesce potravin na ozáření reprezentativní osoby je nezbytný odběr dalších vzorků lokálních potravin a jejich srovnání s potravinami nelokálního charakteru. Druhý největší vliv na reprezentativní osobu 32 % shodně pro obě měřicí místa má ingesce ^{226}Ra v potravinách.
Ve studii SEPARA-EKO [13] se nachází výpočet E_{ing} i E_{ext}, ovšem na základě odlišné metodiky. V této práci prezentované výsledné hodnoty E_{ing} ^{226}Ra 68 μSv pro měřicí místo Lidická a 69 μSv pro měřicí místo U ČOV jsou o více než 65 % vyšší než ve studii SEPARA-EKO. Hodnoty E_{ext} prezentované v této práci jsou až o 1/4 nižší než $E_{\text{ext}} = 84$ μSv prezentovaná ve zmiňované studii.

4.5 Shrnutí praktických poznatků a doporučení

Na základě nabytých zkušeností jsou pro případ obdobného měření shrnuta následující doporučení.

- Poznatky technického charakteru, které mohou ovlivnit výsledky měření:
  - Měření PPDE v korytě toku silně závisí na tvaru stěn koryta a na výšce hladiny vody. Pokud je to možné, měření by mělo probíhat za stavu co nejnižší výšky hladiny vody k lokalizaci kontaminovaných sedimentů nebo za běžného stavu hladiny vody k získání reprezentativní hodnoty PPDE.
  - Informovat se o časech vypouštění důlních vod (v tomto případě z VJŽ) v případě potřeby odběru vzorků vody. V takovém případě je možné porovnat vzorky odebrané během vypouštění důlních vod a mimo tuto dobu.
  - Měření c_m radionuklidů provádět až několik hodin po dešti, aby byl eliminován důsledek vlivu deště na koncentraci radonu.

[1] Úvazky efektivní dávky z ingesce ovoce a brambor na měřicím místě U ČOV byly dopočítány z hodnot na měřicím místě Lidická za předpokladu, že a_m ^{226}Ra a ^{228}Ra v ovoci a bramborách na měřicím místě U ČOV je o 25 % vyšší než na měřicím místě Lidická, stejně jako v zelenině.

- Bezpečnostní doporučení:
  - Měření provádět ve dvou lidech, přičemž jeden bude měřit v korytě toku a druhý na břehu. Druhý jmenovaný by se měl celou dobu vyskytovat v doslyšné vzdálenosti.
  - V některých případech je z důvodu bezpečnosti vhodné využití podpory při průchodu tokem (hůl, větev).
  - Neměřit po dešti ani ve směru toku, aby nedocházelo k zakalení řeky a ztížení viditelnosti na dno. Navíc v takovém případě jsou dnové sedimenty odstíněny vrstvou vody a zvyšuje se a_m radionuklidu v dnovém sedimentech potřebná pro jeho detekci.
  - Vyhnout se měření sluncem exponovaných míst v létě – dochází k vzniku řas, které znemožňují bezpečný průchod řekou.
- Ostatní praktická doporučení:
  - Pro průchod korytem je doporučeno pořízení rybářských kalhot.
  - Ve vegetačním obdobím předpokládat bujný porost a často se vyskytující hmyz.

Závěr

Cílem diplomové práce bylo vypracovat studii vlivu vypouštění důlních vod z VJŽ, situované v Ostravsko-karvinské uhelné pánvi, do povrchového toku Stružka. Byla vypracována rešerše o kontaminaci ŽP radionuklidy a s ní spojené legislativní aspekty zaměřující se na hornickou činnost. Dále byly shrnuty dosavadní fyzikálně-chemické znalosti v zájmové lokalitě a byl vypracován podrobný popis oblastí důležitých pro tuto práci. V sledované oblasti byly in-situ změřeny hodnoty PPDE a na zvolených místech byly navíc změřeny hmotnostní koncentrace radionuklidů v půdě. K posouzení vlivu tvaru koryta na naměřené hodnoty PPDE byla vytvořena simulace pomocí metody Monte Carlo. Na základě výsledků in-situ měření byly odebrány organické a anorganické vzorky pro laboratorní vyhodnocení dle popsané metodiky. Výsledné hodnoty byly využity pro odhad efektivní dávky obdržené reprezentativní osobou.

Prvotní sken PPDE lokality ukázal, že výsledky měření výrazně závisí na vzdálenosti detektoru od koryta toku. Z toho vyplývá, že kontaminace je úzce lokalizovaná na samotný tok Stružka a jeho zátopové oblasti. To bylo potvrzeno výsledky měření hmotnostní koncentrace radionuklidů v půdě provedeného kolmo na tok. Aby bylo nalezeno co nejvíce kontaminovaných lokalit, byl druhý sken proveden měřením PPDE přímo v korytě toku. Ačkoliv tato geometrie není standardní a přístroje na ni nejsou kalibrovány, bylo možné díky ní tyto lokality odhalit. Porovnáním hodnot PPDE měřených v korytě toku za různých stavů hladiny vody bylo zjištěno, že naměřené hodnoty významně závisí na výšce hladiny vody. Dále bylo zjištěno, že velký podíl na výsledné naměřené hodnotě PPDE má příspěvek záření od stran koryta, který je proměnlivý s měnící se geometrií břehů koryta.

Z tohoto důvodu byla provedena simulace pomocí metody Monte Carlo pro koryto stejného tvaru o třech rozdílných šířkách, pro 5 výšek hladiny vody a pro radionuklid ^{40}K a uran-radiovou a thoriovou přeměnovou řadu. Tato simulace může být jednoduchou modifikací vstupního souboru aplikována na konkrétní lokalitu. Výstupem simulace byla mj. fluence částic ve výšce 1 metru nad dnem koryta. Z výsledků je zřejmé, že při homogenním rozložení aktivity v zemitých částech toku (půdy a sediment), přispívají fotony emitované ze stran koryta do celkové fluence částic minimálně 22 % (6 metrů široké koryto a 0 cm vody) a maximálně 87 % (2 metry široké koryto a 60 cm vody).

Na základě výsledků in-situ měření bylo odebráno 87 organických a anorganických vzorků, které byly následně zpracovány, měřeny a analyzovány v laboratoři. Celkem byla u 20 z 26 odebraných dnových sedimentů naměřena hodnota a_m ^{226}Ra překračující vyšetřovací úroveň 300 Bq·kg^{-1}[1]. Dnové sedimenty byly nejvíce kontaminované na měřicích místech Lidická a U ČOV. Na měřicím místě U ČOV byla naměřena nejvyšší hodnota a_m ^{226}Ra v dnovém sedimentu 2 740 Bq·kg^{-1} a také nejvyšší hodnota a_m ^{228}Th 1 019 Bq·kg^{-1}.
Na základě výsledků laboratorních a in-situ měření byla vypracována studie na měřicích místech Lidická a U ČOV. Roční efektivní dávka působící na reprezentativní osobu, která byla vypočítána na základě konzervativního scénáře vycházejícího z Metodického doporučení SÚJB [7], je 207±17 μSv na měřicím místě Lidická a 215±19 μSv na měřicím místě U ČOV. Tyto hodnoty jsou nižší než hodnota optimalizační meze pro obyvatelstvo za jeden rok, která je stanovena na 250 μSv [10].
Dle výsledků v této práci lze Stružku zařadit do kategorie P2.1 dle Klasifikační matrice zavedené v Metodickém pokynu [18], tedy „kontaminace je potvrzena, není aktuální riziko pro lidské zdraví, není rozpor s legislativou či s jinými zájmy, zatím však neznáme, zda se kontaminace šíří či nikoliv – nutnost nápravného opatření zatím nelze vyloučit, nutný je další monitoring v čase“.
Následující studie by měly být zaměřeny zejména na dnové sedimenty a potraviny reprezentující spotřební koš v oblasti U ČOV. Tato práce prezentuje důležitost studia radionuklidů thoriové přeměnové řady v dnových sedimentech, na kterou dodnes nebyl kladen důraz, proto by měl být zkoumán časový vývoj nejen a_m ^{226}Ra, ale také ^{228}Th, resp. ^{228}Ra, v dnových sedimentech, případně transport dnových sedimentů tokem. Vzhledem k tomu, že Stružka není ojedinělý případ, kdy byl povrchový tok kontaminován v důsledku vypouštění důlních vod [11, 15, 16], navazující studie by mohly být zaměřeny na měření PPDE ve všech povrchových tocích, které mohou být ovlivněny těžební činností, aby se odhalila případná kontaminace. Dalším možným pokračováním by mohla být detailní studie v přírodě se vyskytujících vlivů na odezvu detektorů, např. již zmíněná výška hladiny vody či tvar terénu.

Použité zdroje

[1] JELÍNEK, P. *Zpráva o vyhodnocení programu monitorování veličin, parametrů a skutečností důležitých z hlediska radiační ochrany o. z. ODRA za rok 2017.* Technická zpráva o. z. ODRA 2017.

[2] ŽENATÁ, I. *Měření a hodnocení obsahu přírodních radionuklidů v radioaktivní látce uvolňované z pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření podle § 95 odst. 1 písm. b) atomového zákona* v *Doporučení SÚJB bezpečné využívání jaderné energie a ionizujícího záření* 2017. DR-RO-5.3, Rev. 0.0 `https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/dokumenty/publikace/DR-RO-5-3-Rev-0-0-Doporuceni-uvolnovani-ML2.pdf`.

[3] BALOUNOVÁ, E. *Těžba uranu na našem území po roce 1945 se zaměřením na vývoz do SSSR, bilanci a případné kompenzace* v *Parlamentní institut* 2016. Srovnávací studie č. 4.025. `https://www.psp.cz/sqw/text/orig2.sqw?idd=77742`.

[4] TOMEK, P. *Československý uran 1945-1989: Těžba a prodej československého uranu v éře komunismu.* `https://www.policie.cz/soubor/sesit-01-pdf.aspx` [cit.: 12.1.2020].

[5] ČECHÁK, T.; ČERNÝ, R.; JOHNOVÁ, K.; aj. *Ovlivnění ŽP radionuklidy v zátopovém území Ploučnice v oblasti Srní Potok.* Technická zpráva České vysoké učení technické, Fakulta jaderná a fyzikálně inženýrská, Katedra dozimetrie a aplikace ionizujícího záření, 2016.

[6] MÁNOVÁ, M.; MATOLÍN, M. *Radiometrická mapa České republiky 1:500 000* 1995. Český geologický ústav, Praha.

[7] SÚJB *Postupy při výpočtu ozáření obyvatelstva přírodními radionuklidy uvolňovanými do životního prostředí a při posuzování zásahů v oblastech ovlivněných hornickou činností* v *Radiační ochrana, Doporučení* 2008 `https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/radiacni-ochrana/18_PZIZ_ukon_horn_cinnost_revize.pdf`.

[8] SLEZÁK, J. *Historie těžby uranu v oblasti Stráže pod Ralskem v severočeské křídě a hydrogeologie. Sborník geologických věd, Hydrogeologie, inž. geologie,* ročník 21, 2001: s. 5–36. ISSN 0036-5289 Praha.

[9] MUŽÁK, J. *Remediation of consequences of chemical leaching of uranium in Stráž pod Ralskem. Proc. 10th Int. Mine Water Assoc. Cong., Karlsbad, Czech Republic* 2008: s. 217–220.

[10] ČESKÁ REPUBLIKA *Zákon č. 263/2016 Sb.: Atomový zákon* v *Sbírka zákonů*, ročník 102, 2016. `http://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/legislativa/263-2016.pdf`.

[11] CHALUPNIK, S.; WYSOCKA, M.; JANSON, E.; aj. *Long term changes in the concentration of radium in discharge waters of coal mines and Upper Silesian rivers, Journal of environmental radioactivity,* ročník 171, 2017: s. 117–123.

[12] KALOUS, J.; ZEMAN, J. *Studie hodnocení zdravotních rizik a ekologických dopadů zvýšené objemové aktivity izotopu* ^{226}*Ra v oblasti Rychvaldské stružky.* Technická zpráva SEPARA-EKO, spol. s. r. o. 2016.

[13] KALOUS, J.; ZEMAN, J. *Návrh řešení problematiky radiační ochrany spjaté s vypouštěním důlních vod z VJŽ.* Technická zpráva SEPARA-EKO, spol. s. r. o. 2016.

[14] TOMZA, I.; LEBECKA, J. *Radium-bearing waters in coal mines: occurrence, methods of measurement and radiation hazard* v *Proceedings of the International Conference on Radiation Hazards in Mining* 1981: s. 945–948.

[15] CHALUPNIK, S.; WYSOCKA, M. *Changes of radium concentration in discharge waters from coal mines in Poland as a result of mitigation, Uranium, Mining and Hydrogeology* 2008: s. 839–850.

[16] LEBECKA, J.; LUKASIK, B.; CHALUPNIK, S. *Purification of saline waters from coal mines from radium and barium* v *5. International Mine Water Congress* 1994. ISBN 0-9524318-0-7 s. 663–672.

[17] ČESKÁ REPUBLIKA *Vyhláška č. 422/2016 Sb.: O radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje* v *Sbírka zákonů*, ročník 172, 2016. `https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/legislativa/vyhlasky/sb0172-2016.pdf`.

[18] BLÁHA, K.; KOČÁBOVÁ, P.; GRUNTORÁD, J.; aj. *Hodnocení priorit – kategorizace kontaminovaných a potenciálně kontaminovaných míst.* Metodický pokyn MŽP č. 14/2008.

[19] KLENER, V. (editor) *Principy a praxe radiační ochrany.* 1. vydání Edition. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost 2000. ISBN 8023837036.

[20] CHU, S.Y.F.; EKSTRÖM, L.P.; FIRESTONE, R.B. *WWW Table of Radioactive Isotopes: Nuclide search.* `http://nucleardata.nuclear.lu.se/toi/nucSearch.asp` [cit.: 20.8.2018].

[21] International Atomic Energy Agency *Guidelines for Radioelement Mapping Using Gamma Ray Spectrometry Data,* číslo 1363 v TECDOC Series, Vienna 2003. ISBN 92-0-108303-3. URL https://www.iaea.org/publications/6746/guidelines-for-radioelement-mapping-using-gamma-ray-spectrometry-data.

[22] International Atomic Energy Agency *The Environmental Behaviour of Radium,* číslo 310 v Technical Reports Series, Vienna 1990. ISBN 92-0-125190-4. URL https://www.iaea.org/publications/1414/the-environmental-behaviour-of-radium.

[23] GRMELA, A. *Zhodnocení dostupných informací o geologické a hydrogeologické situaci petřvaldské dílčí pánve OKR z hlediska prognózy vývoje kvality a kvantity zdrojů důlních vod.* Technická zpráva SEPARA-EKO, spol. s. r. o. BRNO 2004.

[24] DIAMO, státní podnik *Spravované lokality.* https://www.diamo.cz/cs/spravovane-lokality#/odra/all/0 [cit.: 1.8.2018].

[25] Povodí Odry, státní podnik *Atlas hlavních vodních toků povodí Odry, Stružka.* https://www.pod.cz/atlas_toku/struzka.html [cit.: 1.8.2018].

[26] ČIHAŘ, J.; KÁŇA, D. *100. výročí dolu Dukla.* https://www.hornicky-klub.info/historieh/dukla100/monografie.pdf [cit.: 28.6.2020].

[27] SLIVKA, V. *Hodnocení přírodní radioaktivity v důlních vodách a sedimentech české části hornoslezské pánve.* Technická zpráva Grantová agentura České republiky 2007.

[28] JELÍNEK, P.; HIRKA, J.; GAZDOVÁ, O.; aj. *Zpráva o výsledcích monitoringu a stavu složek životního prostředí o. z. ODRA za rok 2018.* Technická zpráva o. z. ODRA 2018.

[29] TOMÁŠEK, O. *Rozhodnutí SÚJB.* Technická zpráva Státní úřad pro jadernou bezpečnost 2016 Č. j. SÚJB/RCKA/6426/2016, Zn. sp. SÚJB/RCKA/5249/2016.

[30] KALOUS, J.; ZEMAN, J. *Souhrnné zpracování dat a analýza trendů vývoje chemického složení důlních vod Vodní jámy Žofie a vod a dnových sedimentů v Petřvaldské stružce v letech 2004-2014 včetně vyhodnocení rizik pro lidské zdraví a zasažené ekosystémy. Zasoupení radionuklidů v důlních vodách VJ Žofie a jejich vazba na další parametry důlních vod.* Technická zpráva SEPARA-EKO, spol. s. r. o. 2015.

[31] *Mapy.cz.* https://mapy.cz/.

[32] KALOUS, J. *Návrh postupu řešení problematiky radiační ochrany spjaté s vypouštěním důlních vod z Vodní jámy Žofie.* Technická zpráva SEPARA-EKO, spol. s. r. o. 2009.

[33] KALOUS, J.; ZEMAN, J.; KADLEC, P.; aj. *Návrh postupu řešení problematiky radiační ochrany spjaté s vypouštěním důlních vod z VJŽ v roce 2011.* Technická zpráva SEPARA-EKO, spol. s. r. o. prosinec 2011.

[34] KALOUS, J.; ZEMAN, J.; TESAŘ, S.; aj. *Návrh postupu řešení problematiky radiační ochrany spjaté s vypouštěním důlních vod z VJŽ v roce 2012.* Technická zpráva SEPARA-EKO, spol. s. r. o. říjen 2012.

[35] ZEMAN, J.; VŠIANSKÝ, D.; KADLEC, P. *Objemová aktivita izotopu ^{226}Ra v oblasti Rychvaldské stružky a její vztah k sedimentům oblasti.* Technická zpráva Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav geologických věd 2017.

[36] SÚJB *Monitorování radiační situace.* `https://www.sujb.cz/monitorovani-radiacni-situace/` [cit.: 30.7.2020].

[37] DOUGHERTY, K. *Operations Manual (bGeigie Nano Kit Operating Instructions).* https://github.com/Safecast/bGeigieNanoKit/wiki/Operations-Manual [cit.: 2.8.2018].

[38] Safecast *About Calibration and the bGeige Nano.* `https://safecast.org/faq/about-calibration-and-the-bgeigie-nano/` [cit.: 2.6.2020].

[39] QGIS *A Free and Open Source Geographic Information System, About QGIS.* `https://www.qgis.org/en/site/about/index.html`.

[40] OpenGeoLabs *Open Source GIS Consulting and Development, O nás.* `https://opengeolabs.cz/cs/o-nas/`.

[41] *Google maps – roads.* `https://www.google.com/maps`.

[42] GERNDT, J.; PRŮŠA, P. *Detektory ionizujícího záření.* ročník 2. přeprac. vyd. V Praze: ČVUT 2011. ISBN 978-80-01-04710-1, 182 s.

[43] GEORADIS s.r.o. *Geophysical/Environmental GammaRay Analyzer Georadis GT-40, GT-40-S.*

[44] OpenStreetMap Foundation *About — OpenStreetMap Foundation.* `https://www.openstreetmap.org/copyright` 2019 [cit. 9.6.2020].

[45] ALS Czech Republic *O ALS.* `https://www.alsglobal.cz/home/als-czech-republic`.

[46] Český metrologický institut *Upuštění od schválení typu stanoveného měřidla č. 0111-US-C011-16.* Technická zpráva Brno 2016.

[47] *Genie^{TM}2000 Gamma Analysis Software.* `http://www.canberra.com/products/radiochemistry_lab/pdf/Genie-2000_Gamma_Analysis_Software_SS-C47691.pdf` [cit.: 23.7.2018].

[48] GILMORE, G. *Practical Gamma-Ray Spectrometry,* kapitola 1. 2008. ISBN 9780470861981, s. 1–24. doi:10.1002/9780470861981.ch1.

[49] PELOWITZ, D. *MCNPX Users Manual Version 2.7.0.* Los Alamos National Laboratory. LA-CP-11-00438 Edition. 2011.

[50] MCCONN, R. J.; GESH, C.; PAGH, R.; aj. *Compendium of Material Composition Data for Radiation Transport Modeling* 2011: str. 357 doi: 10.2172/1023125.

[51] Bundesamt für Strahlenschutz *Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen - Bergbau)* v *Strahlenschutz und Umwelt* 2010 `http://doris.bfs.de/jspui/bitstream/urn:nbn:de:0221-20100329966/3/BfS_2010_SW_07_10_Bergbau.pdf`.

[52] VÍTKOVÁ, L. *Důlní vody uhelných pánví jako zdroj kontaminace sedimentů radionuklidy.* Technická zpráva České vysoké učení technické, Fakulta jaderná a fyzikálně inženýrská, Katedra dozimetrie a aplikace ionizujícího záření, 2018 výzkumný úkol.

[53] BERGER, M.; HUBBELL, J.; SELTZER, S.; aj. *NIST Standard Reference Database 8 (XGAM).* 2010 xCOM: Photon Cross Sections Database `https://www.nist.gov/pml/xcom-photon-cross-sections-database`.

[54] SARDARI, D.; SAUDI, S.; TAJIK, M. *Evaluation of gamma ray buildup factor data in water with MCNP4C code, Annals of Nuclear Energy* ročník 38, č. 2 2011: s. 628 – 631. ISSN 0306-4549. doi:https://doi.org/10.1016/j.anucene.2010.09.007 URL `http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0306454910003154`.

[55] ČESKÁ REPUBLIKA *Nařízení vlády č. 401/2015 Sb.: O ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech* v *Sbírka zákonů*, ročník 166, 2015. `https://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/A9176464A5CC8D28C1257D9600473FD0/%24file/NV%2061_2003.pdf`.