



Agroekologické důsledky havárie reaktorů v japonské jaderné
elektrárně Fukušima I. se zaměřením na vodní ekosystémy
Bakalářská práce

Vedoucí práce:
prof. RNDr. Michael Pöschl, CSc.

Vypracoval:
Michal Krejčí

MÍSTO PRO ZADÁNÍ

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem práci: **Agroekologické důsledky havárie reaktorů v japonské jaderné elektrárně Fukušima I. se zaměřením na vodní ekosystémy** vypracoval/a samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách ve znění pozdějších předpisů a v souladu s platnou *Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací*.

Jsem si vědom/a, že se na moji práci vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., autorský zákon, a že Mendelova univerzita v Brně má právo na uzavření licenční smlouvy a užití této práce jako školního díla podle § 60 odst. 1 autorského zákona.

Dále se zavazuji, že před sepsáním licenční smlouvy o využití díla jinou osobou (subjektem) si vyžádám písemné stanovisko univerzity, že předmětná licenční smlouva není v rozporu s oprávněnými zájmy univerzity, a zavazuji se uhradit případný příspěvek na úhradu nákladů spojených se vznikem díla, a to až do jejich skutečné výše.

V Brně dne: 28.04.2015

.....
podpis

PODĚKOVÁNÍ

Děkuji vedoucímu práce, prof. RNDr. Michaelu Pöschlovi CSc., za to, že mi nabídnul psát bakalářskou práci na toto téma a za jeho rady, připomínky a konzultace během zpracovávání této práce.

ABSTRAKT

Tato bakalářská práce se zabývá agroekologickými důsledky havárie japonské jaderné elektrárny Fukušima Daiichi ve vodních ekosystémech. Je v ní uvedena stručná historie využívání radioaktivních prvků v energetice a vlastnosti nejdůležitějších produktů jaderného štěpení. Dále popisuje průběh havárie elektrárny, kontaminanty uvolněné do prostředí atmosférickým únikem i přímým vypouštěním kontaminované vody, měření a sledování jejich pohybu a akumulace v říčních a mořských ekosystémech. Bakalářská práce se zaměřuje především na radioizotop cesia ^{137}Cs , jeho akumulaci v říčních a oceánských sedimentech, mořských řasách a vodních živočiších. Zvláštní oddíl je věnován akumulaci ^{137}Cs v rybách, které jednak představují klíčovou složku vodních ekosystémů a v Japonsku jsou rovněž často konzumovány.

ABSTRACT

This thesis deals with agroecological consequences of the Fukushima Daiichi power plant accident and it focuses on aquatic environment. It includes short history of radioactive elements in energetics. It also includes properties of the most important fission products. The thesis describes the accident of the power plant, fission products that were released into the environment through atmospheric release and direct discharges of contaminated water, measuring and monitoring of the contaminants, their movement and accumulation in river and marine ecosystems. The thesis focuses on radioisotope ^{137}Cs , its accumulation in river and ocean sediments, sea algae and aquatic organisms. There is a special chapter about accumulation of ^{137}Cs in fish which are a key component in aquatic ecosystems and also they are often consumed in Japan.

Klíčová slova

Fukušima, cesium, ^{137}Cs , vodní ekosystémy

Keywords

Fukushima, caesium, ^{137}Cs , aquatic ecosystems

1 OBSAH	8
2 ÚVOD	9
3 CÍL PRÁCE	9
4 HISTORIE, OBECNÉ POJMY	10
4.1 Radioaktivita	10
4.2 Ionizující záření	10
4.3 Historie objevů radioaktivity	10
4.4 Radionuklidy v životním prostředí	11
4.4.1 Přirozeně se vyskytující radionuklidy	11
4.4.2 Uměle vytvořené radionuklidy	11
4.4.3 Jaderné elektrárny	12
4.4.4 Charakteristika produktů štěpení	12
4.4.5 Havárie jaderných elektráren	13
4.5 Důležité radionuklidy a jejich vlastnosti	14
4.5.1 Cesium	14
4.5.2 Jód	14
5 HAVÁRIE ELEKTRÁRNY	15
5.1 Stav před havárií	15
5.2 Havárie	15
5.2.1 Průběh nehody	16
5.3 Únik kontaminantů	17
5.3.1 Měření a simulace	17
5.3.2 Přímé vypuštění	18
5.3.3 Atmosférická depozice na povrch moře	19
5.3.4 Odchytky aktivity cesia u východního pobřeží	20
5.3.5 Simulace a výpočty	20
5.3.6 Tloušťka vrstvy míšení	21
5.3.7 Distribuce cesia na mořském dně	21
5.3.8 Stroncium v pobřežní oblasti	23
6 AKUMULACE RADIONUKLIDŮ	24
6.1 Sedimenty	24
6.1.1 Mořské sedimenty	24
6.1.2 Říční sedimenty	25
6.2 Biocenóza	28
6.2.1 Zooplankton	28
6.2.2 Mořští živočichové	29
6.2.3. Mořské řasy	31
6.2.4 Sladkovodní ryby	32
7 DISKUSE	37
8 ZÁVĚR	39
9 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	41

2 ÚVOD

Od 40. let 20. století začali lidé využívat jaderné technologie. Mimo testy jaderných zbraní je významným přínosem těchto technologií využití jaderných reakcí k výrobě energie. Řízenou štěpnou reakcí vzniká teplo, které je dále odváděné moderátorem a využíváné pro pohon generátoru. K tomu dochází v jaderných elektrárnách v aktivní zóně jaderných reaktorů. Základní složkou paliva pro jaderné reaktory je izotop uranu ^{235}U (někdy plutonium ^{239}Pu). Řízená štěpná reakce je vyvolaná jaderným projektillem, nejčastěji neutronem. Zasažené jádro ^{235}U se za uvolnění energie rozpadne na nejméně dva dceřinné nuklidy. Při štěpení jádra vzniká více neutronů, než kolik se jich na štěpení spotřebuje, štěpná reakce tedy probíhá řetězově. Pro regulaci štěpné reakce se do reaktoru zasouvají regulační tyče z materiálu absorbujícího neutrony a reakce se tímto výrazně omezí (Hála, 1998).

Za dobu, po kterou jsou jaderné elektrárny využívány, došlo za různých situací k nehodám. Nejzávažnější nehody se označují jako havárie. Při haváriích dojde k poškození aktivní zóny a následnému úniku kontaminantů mimo prostor elektrárny. Vážné havárie hodnocené stupněm 7 zanechávají dlouhodobé následky v širokém okolí elektrárny. K haváriím dochází v případě technické závady, selháním lidského faktoru či působením neovlivnitelných událostí. Na konci 70. let 20. století došlo vlivem nepozornosti pracovníků a technické závadě k havárii elektrárny Three Mile Island, kdy do prostředí uniklo velké množství radioaktivních plynů a ^{131}I . Nejznámější nehodou se stala havárie elektrárny Černobyl, k níž došlo roku 1986 na Ukrajině. Zde byla na vině hrubá nedbalost ze strany obsluhy. Z elektrárny mimo izotopy vzácných plynů unikly i radioizotopy cesia a jódu (Hála, 1998). Havárie japonské jaderné elektrárny Fukušima, ke které došlo v březnu roku 2011, byla způsobena především přírodní katastrofou. K poškození budovy reaktoru a následnému úniku radioaktivních kontaminantů došlo po zemětřesení a následném úderu tsunami (Koo a kol., 2014).

3 CÍL PRÁCE

Cílem této bakalářské práce je zpracovat literární přehled na téma havárie jaderné elektrárny Fukušima Daiichi, analyzovat akumulaci radiokontaminantů ve vodních ekosystémech a jejich složkách (sedimenty, řasy, živočichové).

4 HISTORIE, OBECNÉ POJMY

4.1 Radioaktivita

Atom s definovaným atomovým a neutronovým číslem se nazývá nuklid. Nuklidů je známo více než 2 000, ale stabilních je pouze přibližně 260. Stabilita nuklidů je závislá na poměru protonů a neutronů v jádrech atomů. Jsou-li atomy některého nuklidu nestabilní, samovolně se přeměňují. Tento děj je nazýván radioaktivní přeměna. Při ní z původního jádra vzniká jiné jádro a zároveň se uvolňuje menší částice (α, β^-, β^+). U těchto prvků je definován poločas přeměny, tedy doba, za kterou se množství atomů v takovémto prvku sníží na polovinu. Radioaktivní přeměna je exotermní reakce, což znamená, že při ní dochází k uvolňování energie. Původní jádro má vždy větší klidovou energii než je součet energií produktů přeměny. Veličina charakterizující rychlost radioaktivní přeměny se nazývá aktivita. Jednotkou aktivity je becquerel (Bq) charakterizující jeden rozpad jádra za sekundu (Hála, 1998).

4.2 Ionizující záření

Energie částic uvolňovaných při radioaktivní přeměně výrazně převyšuje ionizační energii atomů a molekul. V důsledku toho při průchodu látkou způsobí ionizaci, tedy rozpad atomů a molekul na elektricky nabitě částice. Mezi chemické účinky ionizujícího záření patří tzv. radiolýza, tedy rozklad látky vlivem záření (Hála, 1998).

Na živé organismy má ionizující záření převážně negativní účinky, které lze pozorovat na buněčné úrovni. Za přímý účinek se považuje poškozování nukleových kyselin. Podstata nepřímého účinku je v radiolýze vody v buňce (Hála, 1998). Veličina popisující účinek ionizujícího záření se nazývá dávka udávající množství energie přijaté jednotkou hmotnosti. Jednotkou záření je gray (Gy) (Augusta a kol., 2001).

4.3 Historie objevů radioaktivity

Nejvýznamnější objevy související s radioaktivitou a ionizujícím zářením spadají do konce 19. a první poloviny 20. století. Fyzik W. Röntgen v roce 1895 objevil paprsky X při experimentech s výbojovou trubicí, když si všimnul paprsků schopných proniknout pevnými předměty. Roku 1896 objevil H. Becquerel přirozenou radioaktivitu, když zkoumal světélkování solí obsahujících uran. Další významné objevy provedla M. Curie-Sklodowska, když v roce 1898 objevila polonium a radium. V roce 1919 dokázal E. Rutherford ostřelováním částicemi alfa přeměnit jeden prvek na jiný. Uměle

vytvořený radioizotop popsali v roce 1933 manželé Joliot-Curieovi, když částicemi alfa bombardovali hliníkový plíšek a zjistili, že výsledný produkt není stálý (Augusta a kol., 2001).

4.4 Radionuklidy v životním prostředí

4.4.1 Přírodně se vyskytující radionuklidy

Kosmogenní radionuklidy vznikají jadernými reakcemi v zemské atmosféře. Z těchto radionuklidů je nejvýznamější ^{14}C , protože snadno oxiduje na $^{14}\text{CO}_2$, vstupuje do rostlin a následně se akumuluje v potravních řetězcích. Přes 94 % ^{14}C vyskytujícího se na Zemi je obsaženo v oceánech. Dalším radionuklidem vznikajícím v atmosféře je tritium ^3H , které oxiduje na molekuly vody a na zemský povrch dopadá ve formě srážek (Hála, 1998).

Radionuklidy s dlouhým poločasem přeměny (více než 10^9 roků) se přírodně vyskytují i v zemské kůře. Z nich jsou nejvýznamnější ^{235}U , ^{238}U a ^{232}Th , které jsou výchozími nuklidy v radioaktivních řadách. Uran snadno oxiduje se vzdušným kyslíkem a v této formě se vyluhuje vodou, do níž přechází ve formě komplexu. V této formě se uran vyskytuje ve sladkých i slaných vodách. Dalším významným radionuklidem v zemské kůře je ^{40}K . Aktivita horniny, v níž je ^{40}K zastoupen 1 %, je $313 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Draslík se zvětváním hornin dostává do půd. Z hlediska vlivu na živé organismy je důležitým radionuklidem také izotop radia ^{226}Ra , který se rovněž vyskytuje v horninách, protože z něj radioaktivní přeměnou vzniká radon ^{222}Rn , který může po vdechnutí způsobit rakovinu plic (Hála, 1998).

4.4.2 Uměle vytvořené radionuklidy

Éra jaderných technologií začala na počátku 40. let 20. století. Do životního prostředí se radionuklidy, které vytvořil člověk, dostávají primárně dvěma způsoby: radioaktivními spady po použití jaderných zbraní a při haváriích jaderných elektráren (Hála, 1998).

Testy jaderných zbraní představovaly významný zdroj přísunu radionuklidů do životního prostředí hlavně v 50. letech a na počátku 60. let 20. století. Při explozi se vysoko do atmosféry dostává značné množství radionuklidů, například ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{131}I , ^{90}Y a další. Ty se poté dostávají na zemský povrch v podobě

radioaktivního spadu. Tyto prvky jsou navíc v atmosféře přenášeny na velké vzdálenosti a ke spadu dochází i v místech daleko od výbuchu (Hála, 1998).

Dalším zdrojem radiokontaminace životního prostředí jsou radioaktivní odpady. Ve větší míře začaly být produkovány koncem 2. světové války, kdy vznikaly při výrobě jaderných zbraní. V současnosti vznikají nejčastěji při výrobě paliva pro jaderné elektrárny a při zpracování použitého paliva z jaderných elektráren. Ukládání radioaktivních odpadů je zařizováno tak, aby nepřicházely do kontaktu s životním prostředím (Hála, 1998).

4.4.3 Jaderné elektrárny

Zdrojem tepla pro výrobu páry pro generátory jsou v jaderných elektrárnách jaderné reaktory. V nich dochází k řízené štěpné reakci. Základní surovinou paliva pro jaderné reaktory je uran ^{235}U . Při jaderné reakci vznikají produkty štěpení, například ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr nebo ^{133}Xe . Za normálního provozu je aktivita v okolí jaderných elektráren zvýšená jen nepatrně. Malé množství radionuklidů z elektrárny uniká tzv. výpustěmi, což jsou odpadní vody a plyny (Hála, 1998).

4.4.4 Charakteristika produktů štěpení

Produkty štěpení lze rozdělit do pěti skupin v závislosti na jejich těkavosti a chemické aktivitě, tedy do jaké míry jejich molekuly reagují s okolím (Pontillon a kol., 2010):

- těkavé včetně vzácných plynů
- částečně těkavé
- málo těkavé
- netěkavé
- aktinoidy

Z radioekologického hlediska jsou z vypuštěných kontaminantů nejvýznamnější cesium, jód a vzácné plyny xenon a krypton. Tyto prvky vykazují vysokou chemickou aktivitu, až na ^{137}Cs mají relativně krátký poločas přeměny a velmi snadno se rozptýlí do prostředí (Koo a kol., 2014).

Palivo obsahující UO_2 , které je v reaktorech užívané, je navrženo tak, že za normálních okolností zaručuje bezproblémový provoz. Peletky z UO_2 se taví při vysokých teplotách ($2\ 865\ ^\circ\text{C}$), mají schopnost zadržovat produkty štěpení a plášť ze zirkoniové slitiny je odolný korozi a má dobré mechanické vlastnosti. Při nehodách

ovšem nastává řada problémů. Plášť ze zirkoniové slitiny za teploty přibližně 1 200 °C (Hofmann, 1999) rychle reaguje s párou za vzniku značného množství vodíku, což vede k explozi. Dalším problémem je, že přibližně 50 % objemu vzácných plynů a těkavých produktů štěpení, zejména tedy Cs a I, unikne, jakmile teplota peletek přesáhne 1 650 °C (McKenna, Glitter, 1988) a skoro 100 % uniká, když teplota paliva přesáhne 2 350 °C (Pontillon a kol.,2010). Při nehodě Fukušimy tedy po přehřátí a následném tavení aktivní zóny uniklo z paliva 50 – 100 % těkavých prvků v něm obsažených. Zatímco vzácné plyny při porušení reaktoru uniknou do atmosféry, těkavé produkty štěpení zůstávají uvnitř v plynné formě a ve formě aerosolu (Koo a kol., 2014).

4.4.5 Havárie jaderných elektráren

Při provozu jaderných elektráren může vlivem technické závady, špatného zásahu personálu či jiné mimořádné situací dojít k tzv. jaderné události. Mezinárodní agentura pro atomovou energii zavedla v roce 1991 stupnici hodnotící jaderné události podle dopadu na okolní prostředí. Stupnice je v rozmezí 0 – 7:

- 0 – událost pod stupnicí. Provozní limity nejsou překročeny a potenciální nebezpečí je vhodným postupem eliminováno.
- 1 – odchylka od povolených limitů. Nepředstavuje riziko.
- 2 – Porucha, která neovlivní bezpečnost elektrárny.
- 3 – Vážná porucha, kdy dochází k úniku kontaminantů mimo elektrárnu ve větším množství, než stanovují limity.
- 4 – Havárie s účinky v elektrárně. Při této události dochází k poškození aktivní zóny. Malé množství kontaminantů uniká mimo elektrárnu.
- 5 – Havárie s účinky na okolí, kdy dochází k vážnějšímu poškození aktivní zóny. Mimo elektrárnu uniká 10^{14} – 10^{15} Bq štěpných produktů.
- 6 – Těžká havárie, kdy dochází k úniku 10^{15} – 10^{16} Bq štěpných produktů mimo elektrárnu.
- 7 – Velmi těžká havárie, při níž mimo elektrárnu uniká více než 10^{16} Bq štěpných produktů. Tyto havárie zanechávají dlouhodobé následky na životním prostředí (Hála, 1998).

Havárie Černobylské elektrárny, k níž došlo v roce 1986, byla katastrofou zanechávající v celosvětovém měřítku na životním prostředí dlouhodobé následky. Při

havárii uniklo z elektrárny do atmosféry odhadem celkem $1,9 \cdot 10^{19}$ Bq štěpných produktů (Hála, 1998).

4.5 Důležité radionuklidy a jejich vlastnosti

4.5.1 Cesium

^{137}Cs patří mezi nejlépe prostudované a reprezentativní uměle vyráběné radionuklidy, které jsou často vypouštěny do prostředí či unikají při nehodách. Jeho přirozená koncentrace v Japonském moři se za normálních okolností pohybuje mezi $0,4 - 3,3$ $\text{mBq} \cdot \text{l}^{-1}$ a ve sloupci mořské vody s hloubkou exponenciálně stoupá jeho rozpad. Stejně hodnoty byly zjištěny u povrchových vod na pobřeží Japonska. ^{137}Cs se často váže k sedimentujícím částicím a adsorpcí se snadno včlení do jílovitých hornin. Poločas přeměny ^{137}Cs je 30 let. Vzhledem k akumulaci v potravních řetězcích je koncentrace ^{137}Cs vyšší u konzumentů vyšších řádů (Pöschl, Nollet, 2007).

4.5.2 Jód

Poločas přeměny ^{129}I činí 15,7 milionu let a je přirozeně produkován jako výsledek interakce kosmického záření s xenonem. Antropogenní činností se ^{129}I dostával do životního prostředí a rozptyloval do oceánů z atmosféry po testech jaderných zbraní a později také při opětovném zpracování použitého paliva pro jaderné elektrárny (Synder a kol., 2010). Navzdory dlouhému poločasu rozpadu a vysoké stálosti v mořském prostředí je z radiologického hlediska málo významný (Pöschl, Nollet, 2007).

^{131}I je považován za radiologicky významnější, ačkoliv jeho význam v životním prostředí je zanedbatelný kvůli jeho krátkému poločasu rozpadu. Jeho poločas přeměny je 8,04 dní (Pöschl, Nollet, 2007).

5 HAVÁRIE ELEKTRÁRNY A ÚNIK RADIONUKLIDŮ

5.1 Stav před havárií

V Japonsku je 55 jaderných reaktorů, z nichž většina je umístěná poblíž pobřeží. Jaderná elektrárna Fukušima I (Daiichi) se nachází u měst Okuma a Futaba, ve správním obvodu Futaba, prefektura Fukušima. Zařízení vlastní společnost TEPCO (Tokyo Electric Power Company) V elektrárně je nainstalováno celkem 6 varných reaktorů (jednotky 1 – 6). Celkový výkon činil 4.696 MWe. Před zemětřesením v březnu 2011 byly v provozu reaktory 1 – 3, zatímco v reaktorech 4 – 6 byla prováděna pravidelná kontrola. Na reaktoru 4 se prováděly stavební práce za účelem renovace (Sugimoto, 2014).

5.2 Havárie

11. března 2011 zasáhlo Japonsko silné zemětřesení. Toto zemětřesení bylo nejsilnější, které v Japonsku kdy zaznamenali, o síle 9 Richterovy stupnice. Neprodleně po zemětřesení byly do reaktorů, které byly v té době v provozu zasunuty regulační tyče, reaktory byly zastaveny a byly vypnuty turbogenerátory. Kvůli poškození vypínačů a zborcení stožáru rozvaděče došlo k přerušení dodávek energie z externích zdrojů vedoucích do elektrárny. Zásobení elektrickou energií ze sítě tedy bylo narušeno zemětřesením, což mělo za následek, že všech šest reaktorů přišlo o záložní zdroj energie. Po zemětřesení následovaly mohutné vlny tsunami. Přibližně v 15:27 udeřila na Fukušima Daiichi první obrovská tsunami, následovaná další v 15:35. Umístění jaderných reaktorů bylo navrženo na základě odhadu pro jaderné elektrárny v Japonsku, navržených Japonskou společností civilních inženýrů. Tehdejší odhad výšky vln tsunami byl 3,1 metru. Tsunami, které udeřily nyní, byly vysoké 14 – 15 metrů a došlo k zaplavení všech nouzových generátorů umístěných v přízemí budovy reaktoru, kromě jednoho vzduchem chlazeného generátoru u reaktoru 6. Po zaplavení generátory přestaly fungovat a došlo k výpadku energie u reaktorů 1 – 4. Vlny rovněž poškodily budovy pro příjem chladiva, vodní pumpy pro pomocné chladicí systémy, což mělo za následek znemožnění odvodu tepla ze všech reaktorů. Vzhledem k tomu, že mechanismy chladicí aktivní zóny byly v reaktorech 1 – 3 poškozené, do provozu byly uvedeny záložní systémy chlazení, které ale později přestaly fungovat a byly nahrazeny vstřikováním sladké či mořské vody za použití hasičských pump. (Sugimoto, 2014). V prvotních fázích bylo chlazení prováděno metodou, kdy byla za účelem

zchlazení paliva vhnána voda, nejdříve mořská, poté sladká. Pára, která následně vznikla, způsobila v tlakové nádobě reaktoru a kontejmentu takové zvýšení tlaku, že již nebylo možné napumpovat dovnitř další vodu. Aby bylo možné pokračovat s chlazením aktivní zóny, snížil se tlak vypuštěním této kontaminované páry (Koo a kol., 2014).

V reaktorech 1 – 3 došlo k tavení aktivní zóny, protože nebylo možné udržet vstřikování vody po několik hodin a jaderné palivo tak nebylo v kontaktu s kapalnou vodou, ale s párou. (Sugimoto, 2014).

Po obnovení chlazení ovšem nastal další problém – vstřikovaná voda se po styku s palivem stala silně kontaminovanou. Cirkulace chladiva nebyla možná a použitá voda byla tedy skladována samostatně. Kvůli omezené kapacitě muselo být přímo do moře vypuštěno 9 000 m³ kontaminované vody. Aktivita této vody dosahovala 57 · 10¹⁰ Bq. Systémy cirkulace chladiva byly později obnoveny (Blandford, Ahn, 2012).

5.2.1 Průběh nehody

Chlazení reaktoru 1 bylo zajišťováno izolačním chladičem, kde pára z hlavního potrubí kondenzovala a voda byla recirkulací navracena zpět do tlakové nádoby reaktoru. Přibližně hodinu po výpadku energie ovšem chlazení přestalo fungovat. Předpokládá se, že toto mělo za následek selhání tlakové nádoby reaktoru, tavení aktivní zóny a únik roztaveného materiálu z aktivní zóny na podlahu kontejmentu. S postupem tavení dosahovala teplota roztavených materiálů 2 500°C a z aktivní zóny se uvolnily plynné a těkavé produkty štěpení jako jód a cesium. 12. března došlo pravděpodobně k vyrovnání tlaků v tlakové nádobě reaktoru a prostoru kontejmentu, v důsledku čehož se do prostoru kontejmentu uvolnila pára a produkty štěpení, obojí pod vysokým tlakem a dosahující vysokých teplot. Tato unikající pára dosahovala mnohem vyšších hodnot teploty a tlaku, než pro jaké bylo zařízení navrženo, což mělo za následek poškození těsnění na přírubách, poklopů a vzdušných uzávěrů v kontejmentu, což vedlo k poškození těsnění kontejmentu. Velké množství vodíku a produktů nejspíše uniklo do budovy reaktoru z kontejmentu, což naznačují exploze vodíku v reaktorech 1 a 3. Předpokládá se, že k úniku produktů štěpení do okolního prostředí došlo právě kvůli výbuchům vodíku (Sugimoto, 2014).

5.3 Únik kontaminantů

Nejvýznamnější radionuklidy, které se při havárii uvolnily do prostředí, jsou ^{131}I , ^{134}Cs a ^{137}Cs . Na základě odhadu provedeného Agenturou pro jadernou a průmyslovou bezpečnost a Komisí pro jadernou bezpečnost do životního prostředí uniklo ^{131}I v rozmezí $1,2 - 1,6 \cdot 10^{17}$ Bq, přičemž do atmosféry ^{131}I uniklo zhruba $1,3 \cdot 10^{17}$ Bq a do oceánu $2,8 \cdot 10^{15}$ Bq. ^{134}Cs uniklo do oceánu v množství $0,94 \cdot 10^{15}$ Bq. ^{137}Cs uniklo do atmosféry $1,1 \cdot 10^{16}$ Bq a do oceánů $0,94 \cdot 10^{15}$ Bq. Odhady také tvrdí, že 22 % uniklého radiocesia se depozicí dostalo na pevninu. Moře tedy pojalo zhruba čtyřikrát více radioaktivního znečištění než pevnina (Morino a kol., 2012). Část radionuklidů obsažených ve vzduchu se dostalo do oceánu přes suchou či mokrou depozici (Bailly du Bois a kol., 2014).

5.3.1 Měření a simulace

Ke kontaminaci mořského prostředí po nehodě došlo po suché a mokré depozici z kontaminovaného atmosférického oblaku směřujícího převážně na pobřeží. K tomu došlo mezi 12. a 23. březnem. Dalším zdrojem bylo přímé vypuštění kontaminované vody do moře, které bylo jasně identifikované z konce dubna. Dále byl zdrojem znečištění transport kontaminantů způsobený vyplachováním ze zeminy kontaminované po atmosférické depozici na ostrově Honšú. Přímé vypuštění kontaminované vody z elektrárny představuje největší příliv uměle vytvořených radioaktivních prvků do moře za krátký časový úsek a na malé ploše (Bailly du Bois a kol., 2014).

Množství cesia vypuštěného do atmosféry bylo odhadnuto různými autory (Bailly du Bois a kol., 2012, Chino a kol., 2011, Honda a kol., 2012, Kawamura a kol., 2011, Morino a kol., 2012, Stohl a kol., 2011, Tsumune a kol., 2012, Yasunari a kol., 2011, Schöppner a kol., 2012, Korsakissok a kol., 2013) . Atmosférický zdroj ^{137}Cs je v rozsahu 10 – 36 000 PBq (Schöppner a kol., 2012). Mnohem méně odhadů bylo stanoveno pro atmosférickou depozici do moře, protože údaje zde nejsou dostupné ihned po depozici. Vodní masa rovněž ředí a přemísťuje kontaminovanou vodu. Odhady pro vypuštěné radionuklidy jsou stěžejní pro stanovení dopadů na prostředí, jejich chování v mořské vodě a transfer do sedimentů a mořských organismů (Bailly du Bois a kol., 2014).

Vyhodnocení přímého vypuštění bylo provedeno na základě údajů, jež naměřily japonské organizace. Tato měření ukazují relativně rychlý environmentální poločas,

přibližně 6,9 dní, v oblasti 50.100 km² od oblasti elektrárny. Tento environmentální poločas značí dobu, za kterou se hodnota radioaktivity v měřené oblasti sníží na polovinu (Bailly du Bois a kol., 2014).

Při měření mořské vody poskytovaly data například společnosti TEPCO (www 1, 2011) či Ministerstvo vzdělání, kultury, sportu, vědy a technologie (www 5, 2011). Databáze zahrnovala 948 významných měření aktivity ¹³⁷Cs v mořské vodě a výsledky z více než 7 000 vzorků mořské vody podrobených rozboru do května 2012. Aktivita cesia ve vodách u pobřeží Japonska dosahovala před nehodou hodnot jako voda u hladiny oceánu na jiných místech – 0,001 – 0,003 Bq.l⁻¹ (Nakanishi a kol., 2011). Po nehodě dosahovala aktivita měřená v okruhu 30 km od elektrárny hodnot překračujících 10 Bq.l⁻¹ a v blízkosti elektrárny 68.10³ Bq.l⁻¹ (Bailly du Bois a kol., 2014).

5.3.2 Přímé vypuštění

Vysoká koncentrace radionuklidů změřená v blízkém okolí elektrárny odpovídá vodě použité ke chlazení poškozených reaktorů. Bylo potvrzeno, že část této chladicí vody unikla z kontejmentu budovy a následně vytekla do moře (NERH 2011). Vývoj aktivity naznačuje environmentální poločas 6,9 dní v dubnu a květnu 2011 (Bailly du Bois a kol., 2012). Tento pokles aktivity byl výsledkem ředění mořskými proudy a přítokem nekontaminované vody do měřené oblasti. Proudění vodní masy je řízené převážně silnými a stabilními proudy Kuroshio a Oyashio. Toto zředění zmenšilo dopad nehody na pobřežní oblasti, protože kontaminovaná voda je transportovaná východně do centrálního Pacifiku. Pozorované ředění je založeno na několika stovkách měření za delší časové období. Naměřená aktivita kontaminantů ve vypuštěné vodě byla 27.10¹⁵ Bq (Bailly du Bois a kol., 2012).

Kromě přímého vypuštění kontaminované vody došlo k několika nekontrolovaným únikům kontaminované vody. Největší z nich, který potvrdila společnost TEPCO, nastal 1. - 6. dubna 2011. Při něm se do moře dostalo 520 m³ vody a 0.94 . 10¹⁵ Bq ¹³⁷Cs. (www 3, 2011). Výsledky měření prováděných v měsících po havárii naznačují, že po dobu několika měsíců po nehodě do moře nadále přitékala kontaminovaná voda obsahující ¹³⁷Cs (Bailly du Bois a kol., 2012). V období od 1. června do 31. srpna 2011 do moře unikalo v průměru 93.2 . 10⁹ Bq.den⁻¹, což za toto 92denní období činí celkem 8.58 . 10¹² Bq. V období od 1. dubna do 30. září 2012 unikalo do moře v průměru

8.1 . 10⁶ Bq.den⁻¹ a za toto 183denní období uniklo celkem 1.48 . 10⁶ Bq (Kanda, 2013).

5.3.3 Atmosférická depozice na povrch moře

Po explozích reaktoru byl vypuštěn oblak kontaminovaných aerosolů a část z něj se dostala nad moře. Hlavní úniky nastávaly mezi 15. a 25. březnem. Následně vzniklé kontaminované oblaky byly rozptýleny na velké vzdálenosti. Část radionuklidů z kontaminovaného oblaku se dostala do moře suchou depozicí či mokrým vypláchnutím kontaminovaného oblaku. To vedlo k rozptylu kontaminantů několik desítek kilometrů od oblasti elektrárny. Bylo obtížné odhadnout kontaminaci na moři, protože depozice proběhla na velké oblasti a kontaminanty byly rychle přemístěny a rozptýleny. Před 24. březnem nedocházelo k přímému vypouštění kontaminované vody a koncentrace ve vzorcích vody získaných dále než 10 km od pobřeží měly původ v atmosférické depozici .Aktivita ¹³⁷Cs byla v rozmezí 9 – 13 Bq.l⁻¹ . Zároveň však bylo zjištěno, že u pobřeží více než 10 km jižně od elektrárny dosahuje ¹³⁷Cs aktivity rozmezí 20 – 100 Bq.l⁻¹ . Důvodem mohla být atmosférická depozice, dřívější přímé vypouštění z elektrárny nebo příjem vody z řek po vypláchnutí kontaminované zeminy deštěm. Rychlost spadu byla pro všechny radionuklidy odhadnuta 5.10⁻⁵ m.s⁻¹ (Pryor a kol., 1999). Přes 99 % atmosférického spadu nad moře proběhlo mokrou cestou (Bailly du Bois a kol., 2014).

Část radionuklidů, které se atmosférickou depozicí dostaly nad pevninu, byla pravděpodobně vyluhována dešťovou vodou a následně zanesena do moře říčním odtokem. Kontaminovaná území, kde k takovému odtoku došlo, představují několik tisíc čtverečních kilometrů. Měření mořské vody podél pobřeží ukázalo, že množství ¹³⁷Cs se znatelně snížilo po květnu 2011, což souhlasí s rychlou výměnou pobřežních vod. Environmentální poločas činil v tomto případě 3 dny, což nesouhlasí s výše uvedeným poločasem pro území 50.100 km² . Od června 2011 do září 2012 byl však tento efekt vyvážen výrazně pomalejším poločasem trvajícím přibližně 2 měsíce. Tato nízká rychlost ředění poukazuje na průběžný přísun ¹³⁷Cs do pobřežních vod. To mohlo být způsobeno přítokem vody z kontaminovaných povodí či vyluhováním kontaminantů ze sedimentů. Výkyvy v naměřených koncentracích byly zaznamenávány do září 2012, což možná odhalilo dlouhodobé vlivy kontaminantů a pravděpodobně i úniky z oblasti elektrárny (Kanda, 2013). V březnu 2013 dosahovaly průměrné

koncentrace v okolí elektrárny $0,3 \text{ Bq.l}^{-1}$, tedy přibližně stokrát vyšší hodnoty než v době před nehodou (Bailly du Bois a kol., 2014).

5.3.4 Odchytky aktivity cesia u východního pobřeží

Vzorky mořské vody sbírané od 25. dubna 2011 do prosince 2011 v pobřežní stanici přibližně 226 km jižně od oblasti Fukušimy vykazovaly do konce května 2011 aktivitu ^{134}Cs v rozmezí $0.040 - 0.110 \text{ Bq.l}^{-3}$. 6. června aktivita náhle vzrostla na přibližně 2080 Bq.m^{-3} . Poté aktivita ^{134}Cs pozvolna klesala. V prosinci 2011 vykazovaly povrchové vody aktivitu $0.04 - 0.05 \text{ Bq.l}^{-3}$. Ve stejnou dobu byla v oblasti blízko Fukušimy naměřena u povrchové vody aktivita $10^3 - 10^4 \text{ Bq.m}^{-3}$. Počátkem června byla zaznamenaná zvýšená aktivita rovněž ve stanici 30 km jižně od Fukušimy. Již před touto náhlou změnou zde byla naměřená aktivita ^{134}Cs a ^{137}Cs překračující 2 Bq.l^{-3} . To naznačilo pohyb kontaminantů jižním směrem (Aoyama a kol., 2012). Pobřežní stanice severně od Fukušimy naproti tomu nezaznamenaly žádný nárůst aktivity, jimi naměřené hodnoty se pohybovaly v řádu několika Bq.m^{-3} (Inoue a kol., 2011). Zpožděný transport kontaminantů jižně není zcela jasný, ale předpokládá se, že kontaminanty byly pozdrženy cirkulujícím mořským prouděním (Aoyama a kol., 2012).

5.3.5 Simulace a výpočty

Elektrárna Fukušima leží na východním pobřeží Honšú, 200 km severovýchodně od Tokia. Pobřeží probíhá severojižním směrem. Hloubka vody se plynule zvyšuje dále od břehu, ve vzdálenosti asi 50 km od pobřeží dosahuje zhruba 200 m a přibližně 100 km od pobřeží se prudce zvyšuje na 5 000 m. V oblasti, která byla nejvíce zasažena radioaktivním znečištěním, je proudění vytvářeno přílivem, větrem a celkovou cirkulací vodní masy Pacifiku. Z krátkodobého hlediska je před místem výtoku kontaminantů dominantní příliv, kdy se vodní masa pohybuje tam a zpět, proudy podél pobřeží orientované na sever a na jih (rychlost proudění 1 m.s^{-1}) a periodičností 12 hodin. V ředění radionuklidů přenosem hraje hlavní úlohu globální cirkulace a interakce vodní masy z větrem. Ve větším měřítku je hlavní cirkulace výsledkem interakce dvou silných mořských proudů. Proud Kuroshio přichází z jihu a probíhá podél pobřeží Japonska. Proud Oyashio přichází ze severu. Pobřeží v okolí elektrárny leží v oblasti, kde se tyto dva proudy stýkají a vytvářejí nestabilní kroužící proudy. Ty určují rozptylování radioaktivního znečištění v řádu týdnů až měsíců. Z dlouhodobého hlediska jsou povrchové vody nesený jižně, ale nepřekročí zeměpisnou šířku Tokia.

Proud Kuroshio zaneše kontaminovanou vodní masu východně, směrem k centrálnímu Pacifiku (Jayne a kol., 2009).

Pro simulaci rozptylu ^{137}Cs unikajícího z elektrárny byl použit model pro aplikaci v regionálním měřítku – MARS3D (Lazure, Dumas, 2008). Pro ^{137}Cs byla dle výpočtů přímým vypouštěním do moře vnesena aktivita celkem $27 \cdot 10^{15}$ Bq. Atmosférická depozice byla spočítána dle depozice za jednu hodinu a celková depozice v březnu 2011 činila 3PBq. Dle modelů nehrál v povrchové cirkulaci velkou roli příliv. Zesílený vítr v tu dobu vytvořil před oblastí elektrárny silnější proudění jižním směrem. Proud Kuroshio se v dubnu pohyboval severním směrem. Sekundární slabší proudění mohlo zanešt kontaminanty severně od místa vypuštění. Ačkoliv je Kuroshio permanentí a meandrující proudění, kontaminovaná voda unikající z Fukušimy do něj není vnášena přímo (Bailly du Bois a kol., 2014).

5.3.6 Tloušťka vrstvy míšení

Při stanovení množství ^{137}Cs ve vzorcích mořské vody představovala nejistotu tloušťka směšovací vrstvy. Výsledky ukazují, že se 65 % ^{137}Cs nacházelo v hloubce mezi 0 a 32 m a 80 % mezi 0 a 50 m. Měření rovněž ukázala úměrnost mezi hloubkou a množstvím, což ukazuje účinné směšování a homogenizaci v této povrchové vrstvě. 18. dubna a 29. května však došlo ke dvěma náporům na vodní masu, kdy byla kontaminovaná pobřežní voda zatlačena pod povrchovou vrstvu směšování. V důsledku toho mohly být výsledky odhadnuté z měření povrchových vod podávat příliš nízký odhad o množství ^{137}Cs . (Bailly du Bois a kol., 2014).

5.3.7 Distribuce cesia na mořském dně

K měření byl použit přístroj nazvaný hadice RESQ (Radiometric Environment Survey and Quantification) skládající se z čidla umístěného v pružné gumové hadici tažené za lodí po dně. Měření se vztahuje na hmotnost bez vysoušení. Měření prováděná mezi listopadem 2012 a únorem 2013 ukázala, že do vzdálenosti 4 km od pobřeží je průměrná aktivita ^{137}Cs 292 Bq.kg^{-1} . Přes 65 % měření v této oblasti ukázalo výsledek nad 200 Bq.kg^{-1} . Jižně od elektrárny dosahovala aktivita v průměru 326 Bq.kg^{-1} , severně od elektrárny 249 Bq.kg^{-1} . Nejvyšší hodnoty byly naměřeny 1 – 2 km jižně od elektrárny, kde byla průměrná hodnota 438 Bq.kg^{-1} . Množství ^{137}Cs se dále od pobřeží snižuje, průměrné výsledky ukazovaly hodnotu 69 Bq.kg^{-1} pro vzdálenost 4 – 12 km od pobřeží. Hodnoty vyšší 200 Bq.kg^{-1} v této oblasti vykazovalo jen asi 3 % vzorků. V této

vzdálenosti od pobřeží dosahovala kontaminace nejvyšší úrovně 8 – 10 km jižně od elektrárny, průměrná aktivita byla naměřena 128 Bq.kg^{-1} . Ve vzdálenosti nad 12 km od pobřeží se množství ^{137}Cs zvyšuje na 144 Bq.kg^{-1} v průměru a více než 20 % vzorků vykazovalo aktivitu nad 200 Bq.kg^{-1} . V této vzdálenosti bylo nejvyšší množství ^{137}Cs naměřeno v oblasti 0 a 4 km severně od Fukušimy, kde byla průměrná hodnota 218 Bq.kg^{-1} . Vyšší koncentrace jižně od elektrárny jsou nejpravděpodobněji způsobené kontaminovanou vodou, která po nehodě proudila jižním směrem (Kawamura a kol., 2011, Masumoto a kol., 2012, Miyazawa a kol., 2012). Distribuce cesia dále do moře pravděpodobně odpovídá i typu sedimentů na mořském dně. 12 km od pobřeží dominují kamenité vrstvy (Aoyagi, Igarashi, 1999). Oblasti ležící dále se skládají z jemných naplavených jílu, které cesium velmi dobře vážou (Lieser a kol., 1986, Lieser a Steinkopff, 1988, Cremers a kol., 1988, Cornell, 1993, Boretzen and Salbu, 2002).

Ačkoliv se obvykle měření shodovala s tím, co zjistily kontroly odebírající vzorky, vyskytovalo se rovněž několik anomálií. Ačkoliv anomálie odpovídaly pouze 0,9 % z celkových měření, 30 % z nich mělo koncentraci ^{137}Cs vyšší než 1000 Bq.kg^{-1} . Velikost oblasti anomálií se velmi lišila, od délky několika metrů po délku několik set metrů. Jejich rozmístění bylo silně ovlivněno místním tvarem terénu dna. Pravidelně byly anomálie nacházeny u základů vertikálních terénních útvarů. Jedna taková anomálie se nacházela 5,9 km od pobřeží a 3,7 km severně od elektrárny. Útvar terénu je zde 8 m vysoký. Na vrcholku útvaru bylo naměřené množství ^{137}Cs přibližně 65 Bq.kg^{-1} , u základu útvaru je průměrné množství 524 Bq.kg^{-1} s nejvyšší naměřenou hodnotou 985 Bq.kg^{-1} . Další anomálie byla zjištěna 100 metrů od předchozí. Její délka byla změřena 70 metrů, koncentrace ^{137}Cs byla v průměru 651 Bq.kg^{-1} s nejvyšší naměřenou hodnotou 1432 Bq.kg^{-1} . Tyto rozdíly v množství cesia v horní a spodní části útvaru naznačují, že množství cesia je silně ovlivněno tvarem mořského dna. Podobný průběh byl zjištěn 3,2 km východně od Fukušimy, kde se vyskytuje 3,5 metru vysoký útvar. Tato oblast slouží jako rozmezí úrovní radiace. Mořské dno na straně blíže elektrárně vykazuje v této zlomové oblasti, 1,7 – 3,2 km od elektrárny, hodnoty v průměru 446 Bq.kg^{-1} a na straně dále od elektrárny přibližně 133 Bq.kg^{-1} . Koncentrace ^{137}Cs dosahuje ve spodní části útvaru přibližně 2273 Bq.kg^{-1} a průměrné koncentrace přibližně 534 Bq.kg^{-1} . Kromě anomálií spojených s tvarem mořského dna bylo nalezeno i několik anomálií v místech, kde na dně nejsou žádné význačné útvary. Jedna taková byla objevena 1,6 km východně a 0,2 – 2,2 km jižně od elektrárny. Její

průměrná hodnota koncentrace ^{137}Cs byla přibližně 528 Bq.kg^{-1} . Nejvyšší hodnoty ^{137}Cs v této oblasti byly naměřeny $40\,152 \text{ Bq.kg}^{-1}$. U dvou blízko ležících oblastí byly zaznamenány hodnoty nad $5\,000 \text{ Bq.kg}^{-1}$, ale tyto anomálie jsou extrémně lokální a táhnou se po délce jen několika metrů po mořském dně. Z měření je tedy zjevné, že cesium se nejvíce akumuluje ve spodních částech vertikálních útvarů, kde jsou sedimenty nejlépe chráněny před podmořskými proudy (Thornton a kol., 2013).

Bylo prokázáno, že cesium se dobře váže na částice jemnozrnných sedimentů a ty tudíž ovlivňují jeho distribuci po mořském dně (Otosaka, Kobayashi, 2013), je rovněž důležitý fakt, že nerostné složení dna není jediným faktorem ovlivňujícím distribuci cesia v prostoru po východním pobřeží Japonska (Kusakabe a kol., 2013). Je zjištěno, že většina cesia se ve vodním sloupci vyskytuje ve formě rozpuštěných iontů (Stanners, Aston, 1981. Nies a kol., 1991, Knapinska-Skiba a kol., 1994, Lujanienė a kol., 2004), ale bylo prokázáno, že jakmile se cesium včlení do sloučenin ve formě částic, sedimentací je z vody rychle odstraněno. Rychlost usazování je od 29 do 190 metrů za den (Fowler a kol., 1987, Kusakabe a kol., 1988).

5.3.8 Stroncium v pobřežní oblasti

Jedním z prvků, které byly po havárii elektrárny Fukušima Daiichi vypuštěny do životního prostředí, je stroncium ^{90}Sr , jehož poločas přeměny je 28.8 let. Aktivita ^{90}Sr , které se přímým vypouštěním dostalo do oceánu, je odhadovaná na $40 - 600 \text{ TBq}$ (Povinec a kol., 2012). Vzhledem k tomu, že stroncium není tak těkavé jako cesium, kontaminace mořské vody byla způsobena primárně přímým vypuštěním kontaminované vody a vstup ^{90}Sr do oceánu spadem z atmosféry byl minimální (Steinhauser a kol., 2013). Přítomnost stroncia v mořské vodě hlásila společnost TEPCO na základě prováděných měření (www 2, 2013). Odhady chování ^{90}Sr v severním Pacifiku a v potravních řetězcích vodních ekosystémů byly vypočítány pomocí modelu POSEIDON-R. Výpočty byly prováděny pro pobřežní oblast o ploše 450 km^2 ($30 \times 15 \text{ km}$) a oblast 16 km^2 v bezprostřední blízkosti elektrárny. Podle těchto výpočtů dosáhla aktivita ^{90}Sr vrcholu v době, kdy probíhala přímá vypouštění kontaminované vody do moře. V letech 2012 - 2015 by podle výpočtů měla aktivita klesat a ustálit se na hodnotě 630 Bq.m^{-3} . V letech 2012 a 2013 byla měřeními stanovená průměrná hodnota aktivity v oblasti v nejbližším okolí elektrárny 624 Bq.m^{-3} . Koncentrace ^{90}Sr v mořských sedimentech krátce po havárii byla značně variabilní, od 1.9 po 30 Bq.kg^{-1} a průměr činil 10.6 Bq.kg^{-1} . Byly provedeny rovněž

výpočty koncentrace ^{90}Sr v mořských organismech. Podle těchto modelů se aktivita ^{90}Sr ve tkáních mořských organismů vrátí na hodnoty srovnatelné se stavem před nehodou v roce 2018 (Maderich a kol., 2014).

6 AKUMULACE RADIONUKLIDŮ

Distribuce radionuklidů mezi vodou, sedimenty a biotou jsou nejčastěji charakterizovány koncentračním faktorem (CF) pro biotu a koeficientem distribuce (K_D) pro sedimenty (Pöschl, Nollet, 2007).

6.1 Sedimenty

6.1.1 Mořské sedimenty

Po několika měsících přestaly být v mořských sedimentech detekovatelné radionuklidy s krátkým poločasem přeměny, tedy ^{131}I . Radionuklidy s delším poločasem přeměny, například ^{134}Cs a ^{137}Cs , zůstanou v mořské vodě po několik let. Jejich stálost ve vodním sloupci je daná jejich slučitelností s částicemi v povrchové vrstvě vody, které se s největší pravděpodobností usadí a zanesou radionuklidy na mořské dno. ^{137}Cs je prvek dobře rozpustný ve vodě, může být mořskými proudy snadno zanesen na delší vzdálenosti a rozptýlen do vodní masy Tichého oceánu (Aoyama, Hirose 2003, Livingston, Povinec 2000, Povinec a kol., 2004, Sanchez-Cabeza a kol., 2011, Prants a kol., 2011). Část cesia a ostatních radionuklidů se sloučí s rozpuštěnými částicemi a způsobí sedimentární kontaminaci depozicí na mořské dno. Tento jev byl již dříve pozorován při nukleárních testech (Lee a kol., 2005, Moon a kol., 2003) a kontrolovaném vypouštění (Bailly du Bois, Guéguéniat, 1999). V severním Pacifiku u oblasti Fukušimy je předpokládán poločas rozpadu ^{137}Cs odhadnut na přibližně 12 let (Povinec a kol., 2005). Cesium je rovněž považováno za reprezentativní prvek, protože jeho množství v mořské vodě je dobrým zdrojem pro odhady u ostatních radionuklidů vypuštěných v tu samou dobu (Bailly du Bois a kol., 2014).

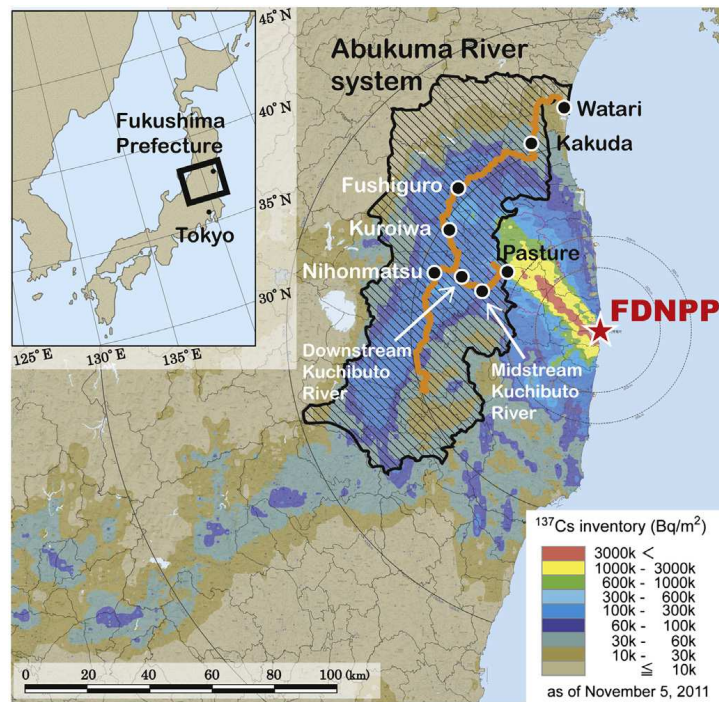
Radionuklidy fixované v rozpuštěných částicích jsou potenciálními zdroji kontaminace pro organismy žijící u dna. Značnou část ^{137}Cs mohou také zmobilizovat bouře a tím způsobit jeho dočasně vyšší koncentrace. Vzhledem k tomu, že cesium přitéká přes povrchové vody, v blízkosti pobřeží vznikne přibližně 50 m silná vrstva kontaminované vody. Dále od pobřeží může tato vrstva dosahovat až tloušťky 100 m. Výsledky hydrografických měření prováděných mezi 28. březnem a 3. květnem

poskytnuly lepší odhad tohoto míšení poblíž elektrárny. Dle těchto výsledků se rozptýl rozpustné frakce odehrává v povrchové oblasti míšení. Část radionuklidů sloučená s rozpustnými částicemi je rovněž transportována na mořské dno sedimentací (Lee a kol., 2005, Moon a kol., 2003, McCartney a kol., 1994, Povinec a kol., 2005).

6.1.2 Říční sedimenty

Výzkumy naznačují, že radiocesium, které se po spadu dostalo do půd, je silně vázané na svrchní vrstvy půdy (Tanaka a kol., 2014). Při deštích jsou povrchovým odtokem částice kontaminované půdy transportované do vodních toků (Bonnett 1990). Transport těchto částic postupně mění původní distribuci radiocesia po spadu a způsobuje sekundární kontaminaci již méně kontaminovaných oblastí v nižších částech vodních toků (Yoshida, Takahashi, 2012). Důležitou roli hraje velikost částic v sedimentech. Již dříve experimenty prokázaly, že v menších půdních částicích se snáze akumuluje radiocesium. Dalším důležitým faktorem je frakcionace během transportu, tedy rozdělení unášených sedimentů na jednotlivé velikostní kategorie. Přenos částic v rozpuštěném stavu či mechanicky má za následek jejich transport do různých částí řeky v závislosti na jejich velikosti a unášecí síle konkrétního toku. Částice nesoucí radiocesium se nakonec usadí ve spodních částech toku. Tyto sedimenty jsou směsí částic o různých velikostech, které pocházejí z různých míst. Kvůli frakcionaci není distribuce radiocesia na říčním dně identická s koncentracemi v půdách, z nichž usazeniny pocházejí (Tanaka a kol., 2014).

Pro výzkum závislosti koncentrace radiocesia na velikosti sedimentů bylo zvoleno povodí řeky Abukuma, největší řeky v prefektuře Fukušima. Oblast byla kontaminovaná po radioaktivním spadu v březnu 2011. Tato řeka je pro své okolí významná z důvodu využívání její vody pro denní spotřebu, průmysl a výrobu energie. Vzorky sedimentů z řeky byly sbírány ve všech částech toku od srpna do listopadu 2012. Další vzorky byly odebrány z řeky Kuchibuto, přítoku Abukumy, v dubnu, září a listopadu 2012 (Tanaka a kol., 2014).



Obr. 1 - Povodí řeky Abukuma (Tanaka a kol., 2014)

Výsledky ukázaly, že ve vzorcích z řeky Kuchibuto byla naměřená nižší koncentrace ¹³⁷Cs ve vzorcích odebraných na spodnějších částech toku. V případě řeky Abukuma koncentrace ¹³⁷Cs ve středních částech toku klesala a v srpnu a září ve spodních částech toku opět vzrůstala. Tyto vyšší koncentrace na spodních částech toku naznačují, že částice nesoucí radiocesium byly do této oblasti zaneseny z více kontaminovaného území. Koncentrace byly obecně vyšší v listopadu než v srpnu a září. Ke konci září byly v okolí města Fukušima hlášeny silné deště (www 4, 2013). Ty mohly transportovat více kontaminované částice z horních toků (Kanai a kol., 2013). Předpokládá se, že menší částice na sebe snáze poutají ¹³⁷Cs kvůli jejich mineralogickému složení a specifické velikosti povrchu. Malé částice mají vzhledem k velikosti velký povrch, což napomáhá snazší adsorpci radiocesia. Jílovité minerály, na něž se cesium velmi snadno adsorbuje, převládají právě ve formě drobných částic (méně 0,001 mm) (Cremers a kol., 1988).

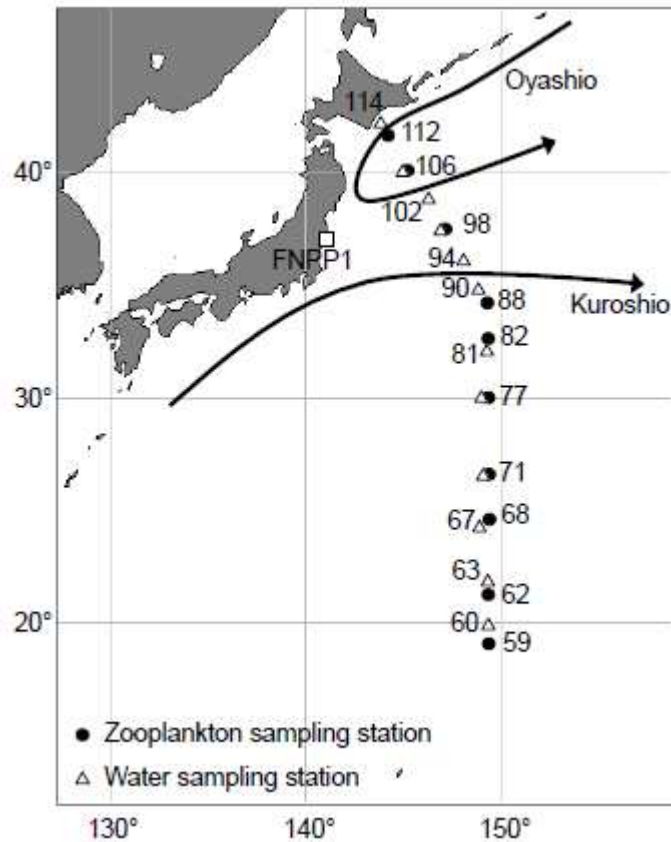
Hlavní proces transportu částic v řekách se dělí na dvě hlavní skupiny. První skupinou jsou částice přenášené v rozpuštěné formě a druhou jsou částice nesené po dně, např. valením. Částice přenášené v rozpuštěné formě se dále dělí na částice, které se do vodního toku dostaly splavením a rozpuštěné částice původně se nacházející na říčním dně. Částice splavené se skládají z drobných zrn, převážně z jílu a částí bahna. Ty jsou prakticky neustále v rozpuštěném stavu a jsou vodním proudem

přenášené na dlouhé vzdálenosti, eventuelně se v řece vůbec neusadí a jsou zaneseny až do oceánu. Rozpuštěné částice z říčního dna obsahují hrubější materiály a jsou tudíž neseny na kratší vzdálenosti v závislosti na unášecí síle proudu. Takto dochází k frakcionaci částic pocházejících ze stejného místa (Tanaka a kol., 2014).

Ve vzorcích z dolního toku byl rovněž pozorován výraznější rozdíl v koncentraci ^{137}Cs mezi částicemi bahna a písku, zatímco vzorky získané na horním toku takto výrazný rozdíl nevykazovaly. Je pravděpodobné, že frakcionace částic během transportu způsobila změnu v původní distribuci radiocesia, když byly menší částice odneseny z horního toku a usadili se jeho spodní části (Tanaka a kol., 2014).

6.2 Biocenóza

6.2.1 Zooplankton



Obr. 2 - Stanice odebírající vzorky zooplanktonu a mořské vody. Stanice se nacházejí ve vzdálenosti 500 – 2100 km od elektrárny (Kitamura a kol., 2013).

10 měsíců po nehodě byly na několika místech v moři východně od Japonska sebrány vzorky zooplanktonu. Ve všech vzorcích byla zjištěna přítomnost ^{134}Cs i ^{137}Cs . Aktivita ^{134}Cs dosahovala hodnot 1.9 – 10.5 Bq.kg⁻¹ (hmotnost sušiny) a aktivita ^{137}Cs dosahovala hodnot 2.2 – 14.9 Bq.kg⁻¹. Vzhledem k poločasů přeměny přibližně 2.07 roku je jisté, že zjištěné ^{134}Cs pochází z nehody Fukušimy (Kitamura a kol., 2013). Nejvyšší naměřená aktivita ^{137}Cs ve vzorku zooplanktonu byla stejného řádu jako ve vzorcích odebraných měsíc po havárii, kdy byly u vzorků naměřeny koncentrace v rozsahu 13.5 – 71.5 Bq.kg⁻¹ (Honda a kol., 2012). Průměrná aktivita ^{137}Cs , 6.6 Bq.kg⁻¹, byla o 1 – 2 řády vyšší než aktivita v době před havárií (0.04 – 0.9 Bq.kg⁻¹) (Kaeriyama a kol, 2008).

Tab. 1 – Aktivita cesia naměřená u vzorků zooplanktonu 10 měsíců po nehodě. Vzorky byly odebrány v lednu a únoru 2012 (Kitamura a kol., 2013)

Stanice	Aktivita ^{134}Cs (Bq.kg sušiny $^{-1}$)	Aktivita ^{134}Cs (Bq.kg sušiny $^{-1}$)
59	4.5±0.3	4.7±0.2
62	3.1±1.0	5.7±1.0
68	10.5±1.5	14.9±1.3
71	8.2±1.4	13.7±1.3
77	3.4±0.9	4.6±0.9
82	4.0±1.1	4.8±1.0
88	3.8±1.0	5.2±0.9
98	5.2±0.9	8.4±0.9
106	1.9±0.3	2.2±0.1
112	2.1±0.4	2.2±0.2

6.2.2 Mořští živočichové

Studie provedená bezprostředně po nehodě ukázala absorbované dávky záření pro různé skupiny organismů. Pro mořské ptactvo činila dávka ozáření 9 mGy.h $^{-1}$, u organismů žijících u dna bylo naměřeno 110 mGy.h $^{-1}$ a pro řasy 190 mGy.h $^{-1}$ (Garnier-Laplace a kol., 2011). Další studie, prováděná od března do května 2011, ukázala, že dávky ozáření u měkkýšů a ryb žijících u pobřeží nepřesáhly 420 $\mu\text{Gy.h}^{-1}$ a obvykle se pohybovaly kolem 80 $\mu\text{Gy.h}^{-1}$ (Kryshev, Sazykina, 2011). Od května 2011 do srpna 2012 bylo analyzováno několik tisíc vzorků z více jak 200 mořských organismů (ryby, měkkýši, koryši, sumky, ostnokožci, sumýši a plankton) (Vives i Batlle a kol., 2014).

Dávky ionizujícího záření, jimž byly po nehodě vystaveny mořské organismy, lze rozdělit do dvou fází. První fáze je krátkodobé vystavení vyšší dávce ionizujícího záření trvající po dobu maximálně několika týdnů po nehodě. Tato fáze je typická přítomností vysokého množství radionuklidů s nižším poločasem přeměny, které jsou zdrojem vnějšího ozáření. V případě mořských organismů to znamená přímé vystavení kontaminované vodě. V této fázi se dostaví tzv. akutní účinky ozáření, které vedou ke změnám v tělech ozářených organismů a vedou k nevratnému poškození organismu a mnohdy následně k úhynu. Druhou fází je dlouhodobé vystavení nižším dávkám ionizujícího záření. K tomu dochází v řádu měsíců až let. Během této fáze se úroveň kontaminace životního prostředí mění velmi pomalu (Vives i Batlle a kol., 2014).

Aktivita radiocesia v organismech zkoumaných od května 2011 do června 2012 kolísala od několika Bq.kg⁻¹ po více než 10³ Bq.kg⁻¹. Celkové dávky ozáření byly odvozeny jako součet pro ¹³¹I, ¹³⁴Cs a ¹³⁷Cs. U sumýšů a mořských ježků, sumek a sumýšů dosahovaly maximální dávky ozáření přibližně 0.17 – 0.25 μGy.h⁻¹ a u ryb žijících u dna, koryšů a měkkýšů byly maximální naměřené dávky přibližně 0.10 – 0.17 μGy.h⁻¹. Hodnota 4.4 μGy.h⁻¹ byla naměřena u ryb z rodu hřebeník (*Hexagrammos otakii*). Vzhledem k tomu, že ¹³¹I v době odebrání vzorků již z prostředí zmizel, ozáření těchto organismů je důsledkem vystavení ¹³⁴Cs a ¹³⁷Cs. U studovaných organismů se rovněž značně lišila míra vnějšího a vnitřního ozáření. V případě ¹³¹I převládalo vnitřní ozáření a v případě vystavení ¹³⁴Cs a ¹³⁷Cs převládalo vnější ozáření (Vives i Batlle a kol., 2014).

Údaje o úmrtnosti v populacích ryb naznačují, že pokud dávka ionizujícího záření, jíž jsou ryby ve všech fázích života vystaveny, nepřesahuje 4000 μGy.h⁻¹, populace s největší pravděpodobností nebude ovlivněna. V srpnu 2012 bylo možno u několika druhů mořských ryb naměřit koncentraci ¹³⁷Cs přesahující 100 Bq.kg⁻¹. Ve vzorcích tkání ryb žijících u dna, které byly získány v moři poblíž elektrárny dosahovala aktivita ¹³⁷Cs až 5.10⁵ Bq.kg⁻¹. Dávka ozáření ¹³⁷Cs pro tuto oblast činí 17 – 44 μGy.h⁻¹ pro ¹³⁴Cs a 32 – 82 μGy.h⁻¹ pro ¹³⁷Cs. Vzhledem k tomu, že takto vysoké hodnoty aktivity ¹³⁷Cs byly naměřeny pouze u jednoho druhu, který se v oblasti nevyskytuje příliš početně, je nepravděpodobné, že by takto vysokým dávkám ozáření byly vystavované i ostatní rybí populace (Vives i Batlle a kol., 2014).

V srpnu 2011 byly v tuňácích (*Thunnus orientalis*), chycených u pobřeží Kalifornie, detekovány izotopy cesia ¹³⁴Cs a ¹³⁷Cs. Tuňák je často migrující ryba, která se tře v západní části Tichého oceánu, žije zde první 1 – 2 roky a poté migruje k západnímu pobřeží Severní Ameriky. Všichni chycení tuňáci tedy museli žít určitou dobu v moři poblíž Japonska. Tuňáci jsou v Tichém oceánu každoročně loveni a možná kontaminace jejich masa vyvolává obavy. Aktivita ¹³⁴Cs ve svalovině všech zkoumaných tuňáků byla 4.0 ± 1.4 Bq.kg⁻¹ živé váhy a aktivita ¹³⁷Cs 6.3 ± 1.5 Bq.kg⁻¹. Tato aktivita je přibližně 10krát vyšší než aktivita v mase tuňáků chycených v letech před havárií elektrárny Fukušima (Madigan a kol., 2012).

6.2.3 Mořské řasy

Předpokládá se, že podél pobřeží bylo značné množství radiocesia vstřebáno mořskými organismy či se navázalo na rozptýlené částice, což mělo za následek uložení kontaminantů v mořských sedimentech (Kawai a kol., 2013).

Mořské řasy přijímají živiny povrchem stélky přímo z mořské vody. Cesium je rozpustné ve vodě a předpokládá se, že buňky řas mohou cesium vstřebat přes K^+ transportéry (Kanter a kol. 2010, Zhu, Smolders, 2000), což má za následek akumulaci cesia v nich. Mořské řasy jsou v pobřežních ekosystémech primárními producenty, živí se jimi tedy mnoho živočichů žijících u dna nebo ryb. Kontaminanty v mořských řasách mohou být přeneseny do konzumentů a v nich se biologickou akumulací hromadit (Kawai a kol., 2013).

Před nehodou dosahovaly koncentrace Cs ve vodách Tichého oceánu 1 – 4 Bq.m³ (Ikeuchi, 2003, Nakanishi a kol., 2010, Povinec a kol., 2004), převážně kvůli globálnímu spadu po testech jaderných zbraní. Dřívější měření ukazovala, že koncentrace ¹³⁷Cs ve vzorcích zelených, červených a hnědých mořských řas dosahovala rozmezí přibližně 0,03 – 0,037 Bq na kilogram hmotnosti bez vysušení. Od havárie byla monitorována akumulace radionuklidů v mořských řasách. Vzorky řas byly sbírány sezónně v okruhu přibližně 50 km od elektrárny Fukušima. V květnu 2011 vykazovaly některé vzorky aktivitu přibližně 7,4 kBq.kg⁻¹ (Kawai a kol., 2013).

Koncentrace ¹³⁷Cs výrazně poklesla v následujících 5 – 6 měsících. V červnu 2011 dosahovala 300 – 600 Bq.kg⁻¹, v říjnu 2011 40 – 200 Bq.kg⁻¹. V červnu a prosinci 2012 dosahovala koncentrace ¹³⁷Cs méně než 100 Bq.kg⁻¹. ¹³⁷Cs v rozmezí hodnot 10 – 100 Bq.kg⁻¹ bylo nicméně pozorovatelné u mnoha vzorků v březnu 2013 (tedy 24 měsíců po havárii) (Kawai a kol., 2013).

Množství ¹³⁷Cs se lišilo u jednotlivých druhů. U zelená řasy *Ulva pertusa*, krátce žijícího efemerního druhu, značně pokleslo množství ¹³⁷Cs během léta 2011, ale zůstala v hodnotách 10 – 110 Bq.kg⁻¹ od zimy 2011 do jara 2013. Jednoleté hnědé řasy *Undaria pinnatifida* a *Sargassum horneri* vykazovaly podobný průběh. Koncentrace ¹³⁷Cs se v prvním roce rychle snížila a postupně ubývala do března 2013. Víceleté hnědé řasy, například *Eisenia bicyclis* a *Sargassum yamadae*, které tvoří významný prvek pokryvu dna, vykazovaly podobný průběh v případě ¹³⁷Cs (Kawai a kol., 2013).

6.2.4 Sladkovodní ryby

Ve studii zaměřené na sladkovodní ryby byly od května 2011 do března 2014 zkoumané vzorky 14 druhů sladkovodních ryb ze 44 míst v prefektuře Fukušima. Pro analýzu radiocesia dalo Japonské ministerstvo rybnářství instrukce vládním orgánům dané oblasti; u každého druhu bylo požadováno nejméně 5 kg vzorku. Při analýze byla použita gama spektrometrie (www 6, 2014a). Koncentrace ^{134}Cs a ^{137}Cs se v průběhu tří let po nehodě výrazně snížily. Nejvyšší celková koncentrace cesia byla zjištěna u lososa masu (*Oncorhynchus masou*) v březnu 2012. Vzorek byl získán v místě poblíž elektrárny Fukušima a jeho hodnota byla $18.7 \cdot 10^3 \text{ Bq.kg}^{-1}$. Takto vysoká koncentrace nebyla zjištěna od dubna 2012 do března 2014. Ačkoliv koncentrace izotopů cesia pozvolna klesala, i po třech letech od nehody byly u vzorků zjišťovány koncentrace přesahující 100 Bq.kg^{-1} - tato hodnota je v Japonsku stanovena jako bezpečný limit. Po havárii Fukušimy byl prozatímní limit stanoven 500 Bq.kg^{-1} , ale v dubnu 2011 byl stanovený přísnější výše zmiňovaný limit 100 Bq.kg^{-1} . Téměř všechny vzorky z pěti studovaných oblastí prefektury Fukušima vykazovaly pozvolné snižování koncentrace izotopů radiocesia v průběhu tří let. Tabulka 2 ukazuje naměřené hodnoty u sledovaných druhů v období od května 2011 do března 2014 (Arai, 2014).

Tab. 2 – Koncentrace cesia u sledovaných druhů. Pro období od května 2011 do března 2012 jsou k dispozici data pouze pro celkovou aktivitu radiocesia (Arai, 2014)

Druh	Průměrná koncentrace Cs v období od května 2011 do března 2012 (Minimum - maximum Bq.kg ⁻¹)	Průměrná koncentrace Cs v období od dubna 2012 do března 2013 (Minimum - maximum Bq.kg ⁻¹)			Průměrná koncentrace Cs v období od dubna 2013 do března 2014 (Minimum - maximum Bq.kg ⁻¹)		
	Cs celkem	Cs celkem	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	Cs celkem	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
<i>Plecoglossus altivelis</i>	530 ± 822 7.7-4400	60.9 ± 61.0 8.5-280	29.1 ± 25.2 8.4-116	37.9 ± 35.5 7.58-164	50.9 ± 42.3 7.9-200	22.8 ± 12.4 11.8-61.3	36.6 ± 28.4 7.9-140
<i>Salvelinus leucomaenis</i>	154 ± 145 6.4-590	94.2 ± 127 7.4-840	46.3 ± 54.2 7.7-350	59.3 ± 76.1 7.4-490	49.6 ± 75.1 6.5-600	26.2 ± 29.6 7.4-194	36.1 ± 50.4 6.5-403
<i>Tribolodon hakonensis</i>	207 ± 405 11-2500	75.4 ± 103 7.8-420	45.9 ± 46.5 8.8-171	48.3 ± 61.0 7.8-253	48.1 ± 78.1 7.1-390	32.2 ± 33.3 7.9-126	34.8 ± 51.5 7.1-261
<i>Anguilla japonica</i>	129 ± 21 114-143	191 ± 179 44-390	74.7 ± 69.8 16.4-152	114 ± 106 27.5-82.3	58-110	21.4-34.9	36.2-78.6
<i>Carassius langsdorfii</i>	86 ± 40 43-188	94.7 ± 91.7 24-310	37.0 ± 38.6 8.6-128	57.3 ± 52.2 11.2-177	94.5 ± 91.0 8.9-310	34.8 ± 30.1 8.9-112	64.3 ± 61.7 8.9-205
<i>Carassius cuvieri</i>	29 ± 202 88-98	170	64.1		67-120	20.6-38.6	45.9-85.3
<i>Cyprinus carpio</i>	80 ± 46 15-155	66.9 ± 66.7 13-280	31.8 ± 27.8 9.4-114	40.0 ± 39.1 9.9-166	49.3 ± 36.2 9.6-110	22.0 ± 10.3 7.8-37.7	35.8 ± 24.1 9.6-76.6
<i>Micropterus dolomieu</i>	118 ± 130 10.2-330	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
<i>Misgurnus anguillicaudatu</i>	49.7 ± 25.6 21.6-83	9.7	nd	nd	nd	nd	nd
<i>Hemibarbus barbus</i>	83-110	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
<i>Oncorhynchus nerka</i>	106 ± 42.1 36-158	136 ± 32.2 89-200	51.1 ± 15.7 34.2-82	85.5 ± 18.7 55.2-120	112 ± 27.6 81-170	34.1 ± 10.8 21.8-55.5	77.6 ± 17.7 54.4-110
<i>Oncorhynchus masou</i>	586 ± 2360 6-18700	116 ± 199 7.1-1430	59.2 ± 92.0 8.9-610	71 ± 117 7.1-820	70 ± 101 6.8-570	35.9 ± 36.1 7.7-187	49.4 ± 68.4 6.8-378
<i>Hypomesus nipponensis</i>	307 ± 167 27-870	48.2 ± 18.2 9.9-1976	18.7 ± 6.1 8.5-31.8	30.2 ± 12.2 9.9-46.9	32.7 ± 19.2 14-76	16.7 ± 6.2 11.7-28.6	23.6 ± 10.0 14.4-47.6

nd = nedetekovatelné Cs celkem = ¹³⁴Cs + ¹³⁷Cs n/a = údaje neaplikovatelné

Radioaktivní kontaminace sladkovodních ryb nastává, když si tkáňe podrží kontaminované látky z okolního prostředí. Provedené studie také naznačují, že se akumulace radiocesia v suchozemských ekosystémech po nehodě pozvolna snižovala. Dříve provedená studie nicméně ukázala, že tkáňe pstruhů z jezera v Norsku vykazují akumulaci radiocesia i 20 let po nehodě a tyto koncentrace se nejspíše již dále nesnižují (Brittain, Gjerset 2010). K tomuto úkazu nejspíše dochází z důvodu stálého vstupování látek obsahující radiocesium z povodí a remobilizace v místních pozemních ekosystémech. Je tedy za potřebí dlouhodobý monitoring akumulace radiokontaminantů jak v suchozemských, tak ve vodních ekosystémech (Arai, 2014).

Vzhledem k tomu, že ryby jsou klíčovou funkční jednotkou ve vodních ekosystémech, mělo by se předcházet radiokontaminaci. Ryby jsou navíc potravou pro lidi a mnohé suchozemské živočichy. Analýzy tkání ukázaly, že 75 % zjištěného ^{137}Cs se akumulovalo v mase zkoumaných ryb, tedy v konzumovaných částech (Malek a kol., 2004). Tyto výsledky naznačovaly, že většina ^{137}Cs , které ryby přijaly v potravě, byla uložena v měkkých tkáních. Jakmile by tedy byla zjištěna koncentrace radiocesia přesahující stanovený limit, měl by být v postižených oblastech zakázán komerční rybolov a konzumace tamějších ryb (Arai, 2014).

Akumulace radiocesia ve vzorcích ryb získaných v prefektuře Fukušima se lišila podle regionů. Nejvyšší celková akumulace cesia byla zjištěna v regionu Sousou, kde se rovněž nachází oblast elektrárny. Zjištěné akumulace klesaly úměrně ke vzdálenosti od elektrárny. Akumulace radiocesia v regionu Fukušima byla nicméně výrazně vyšší než v regionech Iwaki a Koriyama navzdory tomu, že jsou tyto regiony přilehlé regionu Sousou. Depozice radiocesia nad územím kolem elektrárny byla zjevná vzhledem k vyšším úrovním aktivity, které byly detekovány severozápadně od elektrárny. Koncentrace od 10^6 po 30^6 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ byly v dubnu 2011 naměřeny v oblastech přidružených k regionu Fukušima. Koncentrace v regionech Iwaki a Koriyama byly nižší než $30^5 - 60^5$ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. Poloha spadu nejspíše souhlasí s atmosférickou cirkulací. V regionu Fukušima byla pravděpodobně i vyšší přirozená koncentrace radiocesia než v regionech Iwaki a Koriyama, což mělo za následek vyšší míru akumulace právě v regionu Fukušima. Míra detekovatelnosti pro oba radioizotopy cesia zde byla po dobu tří let vyšší, 97 – 100 % pro celkovou koncentraci Cs a pro ^{137}Cs a 86 – 98 % pro ^{134}Cs . V regionech Iwaki a Koriyama se míra detekovatelnosti postupně snížila na 14 – 29 % a 31 – 58 %. Tyto výsledky poukazují na to, že do místních ekosystému stále vstupují radiokontaminanty z oblasti Fukušimy (Arai, 2014).

Migrační trasy lososů odhalily kolísání koncentrace radiocesia v prostoru a čase. Prostudovány byly tři druhy lososa (*Salvelinus leucomaenis*, *Oncorhynchus nerka* a *Oncorhynchus masou*). Trendy v akumulaci radiocesia byly v průběhu tří let podobné jako u všech ostatních zkoumaných druhů ryb. Všechny tři druhy jsou navíc běžné na mnoha místech v Japonsku i jiných východoasijských zemích, což z nich dělá vhodné bioindikátory pro sledování koncentrací radiocesia v životním prostředí po nehodě elektrárny Fukušima. Vysoké úrovně radiocesia ve sladkovodních rybách se staly zdrojem těžké kontaminace suchozemských ekosystémů v prefektuře Fukušima. Sladkovodní ryby navíc vykazovaly přibližně stokrát vyšší koncentrace ^{137}Cs než ryby mořské. To je způsobeno draslíkem, který se ve sladké vodě vyskytuje v menším množství; sladkovodní organismy tudíž snáze přijímají cesium (Harte a kol., 1991). Akumulaci radiocesia taktéž mohou urychlit rozdíly v biologických procesech, zvláště pak příjem a výdej iontů těly ryb (Arai, 2014).

Je několik způsobů, jak ryby přijmou radionuklidy. Jednak požitím kontaminované potravy, jež byla kontaminována stykem s kontaminovanou vodou. Dalšími možnostmi jsou absorpce kůží a absorpce přes žábry (Malek a kol., 2004). Studie naznačují, že sladkovodní ryby přijímají radiocesium primárně v potravních řetězcích. Úvodní fáze kontaminace ^{137}Cs trvá ve sladkovodních ekosystémech až 5 let od spadu. Rovněž je velmi pravděpodobně silně ovlivňovaná biologickými procesy. Poté se aktivita ^{137}Cs v rybách ustálí a pomalu klesá. To je způsobeno sekundárními vstupy ^{137}Cs do prostředí (Bergan 1995). Nejpravděpodobnějšími zdroji jsou odnos ^{137}Cs ze zeminy do vody a recirkulace ^{137}Cs uloženého v sedimentech. Se snižující se koncentrací ^{137}Cs v abiotické formě klesá i jeho dostupnost pro vodní organismy (Arai, 2014).

Studie vydaná v roce 2014 (Tsuboi a kol., 2014) se soustředila konkrétně na druh aju východní (*Plecoglossus altivelis*), což je druh býložravé ryby, který se běžně vyskytuje po celém japonském souostroví (Iguchi a kol., 2013). Tento druh má roční životní cyklus. Mladí jedinci po určité době migrují z moře do řek, kde se živí řasami přichycenými na dně (Iguchi, Hino, 1996). Tyto ryby jsou důležitým zdrojem potravy jak pro lidi, tak pro mnohé místní ptactvo a radiokontaminace jejich masa tedy může u lidí i ptáků způsobit vystavení nebezpečným dávkám ionizujícího záření. V Japonsku se aju konzumují celí a proto bylo nutné monitorovat koncentrace radiocesia ve svalech i vnitřních orgánech (Tsuboi a kol., 2014). V prefektuře Fukušima byla po nehodě elektrárny zjištěna vysoká úroveň kontaminace říčních sedimentů (Iguchi a kol., 2013). Aju požívají částečky bahna, když se pasou na řasách. Takto se do nich dostávají

radionuklidy vázané v sedimentech. Cesium vázané v aerosolech bylo dva měsíce po havárii elektrárny transportováno do povrchových půd depozicí (Masson a kol., 2011). Do řek se následně dostala kontaminovaná zemina pocházející z hor ve vnitrozemí (Evrard a kol., 2013).

Ryby, jejichž tkáně byly následně studovány, byly chytány v pěti řekách prefektury Fukušima od července 2011 do října 2013. Z míst odchyty se rovněž sbíraly vzorky řas a bahna. Každá zkoumaná ryba byla rozpitvána za účelem oddělení vnitřních orgánů od svaloviny. Vzorky z říčního dna byly přefiltrováním zbavené vody. Ve 119 vzorcích vnitřních orgánů a 98 vzorcích svalů z celkem 166 ryb a ve 34 z 36 vzorků z říčního dna byly detekovány izotopy ^{134}Cs i ^{137}Cs (Tsuboi a kol., 2014).

Aktivita cesia ve vzorcích z říčního dna, tedy řasách a bahně, a ve vnitřních orgánech aju východních souhlasila s aktivitou vzorků půdy z vyšších částí zkoumaných povodí po depozici krátce po nehodě. Ačkoliv výsledky ukazovaly pozitivní korelaci mezi aktivitami cesia ve svalovině a vnitřních orgánech ryb, aktivity ve svalech byly mnohem nižší než ty naměřené ve vnitřních orgánech. To z toho důvodu, že ve vnitřnostech byl i obsah trávicího traktu. Pozitivní korelace byla rovněž zjištěna u aktivit vnitřních orgánů a vzorků z říčního dna. Tyto výsledky naznačují, že když se do rybích těl v potravě dostane ^{134}Cs a ^{137}Cs , ne všechno cesium je poté vstřebáno svalovinou. Experimenty ukázaly, že ^{137}Cs je relativně špatně rozpustné v říčních sedimentech v oblasti Fukušimy. Jeho adsorpce na tyto sedimenty je nevratná (Tanaka a kol., 2013). Většina cesia, které aju pozřou s bahnem, tedy nejspíše projde jejich trávicím traktem a následně je vyloučeno. Studie také ukazují, že míra akumulace souvisí s velikostí ryby. Jak ryba roste, účinnost vstřebávání živin pozvolna klesá. Větší ryby tak potřebují více potravy pro získání jednotky hmotnosti a cesium se v nich poté snáze akumuluje (Tsuboi a kol., 2014).

7 DISKUSE

Tato práce se zaměřuje primárně na koncentrace radiocesie ve vodních ekosystémech zasažených havárií jaderné elektrárny Fukušima Daiichi. Radiocesium, konkrétně isotop ^{137}Cs , je hlavním zdrojem kontaminace životního prostředí z několika důvodů. ^{137}Cs uniklo z poškozeného kontejneru elektrárny značné množství. Přímým vypouštěním se do moře dostalo přibližně $27 \cdot 10^{15}$ Bq a do atmosféry uniklo $2,6 \cdot 10^{15}$ Bq. Dalším prvkem, který ve větším množství unikl, byl radioizotop jódu ^{131}I , nicméně poločas přeměny ^{131}I je přibližně 8 dní a ^{131}I přestal být detekovaný v řádu týdnů až měsíců. Naproti tomu poločas přeměny ^{137}Cs je přibližně 30,2 let. Podobně dlouhý poločas přeměny, 28,8 let, má i ^{90}Sr , ale toho v porovnání s radiocesiem uniklo z elektrárny velmi malé množství. Cesium se relativně snadno rozpouští ve vodě a ^{137}Cs tedy zůstane ve vodním prostředí přítomné i přes to, že byla kontaminovaná voda vlivem pohybu mořských proudů ředěná. Ve vodním sloupci se cesium slučuje s rozpuštěnými částicemi a usazuje a následně se naváže na sedimenty. Obzvláště dobře se cesium váže na jílovité částice a v této formě je velmi stálé. Usazování ^{137}Cs v moři je ovlivňováno mořskými proudy a tvarem dna. Takto usazené cesium způsobuje kontaminaci mořských rostlin a živočichů žijících u dna. ^{137}Cs vstupuje do buněk mořských řas povrchem jejich stélek a akumuluje se v nich. I několik let po havárii je aktivita ^{137}Cs u některých druhů řas v rozmezí $10 - 100 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$. Řasy jsou zdrojem potravy pro mnoho živočichů a některé druhy jsou konzumovány i člověkem a jejich kontaminace má negativní důsledky pro populace konzumentů. V případě mořských živočichů rozhoduje o účincích ionizujícího záření na populaci citlivost k ozáření. Nejméně citlivé jsou řasy, největší citlivost k ozáření mají populace mořských ptáků.

Do řek se radiokontaminanty dostanou několika způsoby. Radioaktivním spadem, jak tomu bylo krátce po havárii, kontaminovanou dešťovou vodou a sekundárně smyvem kontaminovaných půd. Rozmístění částic nesoucích radiocesium v řekách je určeno unášecí silou vodního proudu. Nejmenší částice, na které se radiocesium váže nejsnáze, bývají proudem unášeny nejdále a sedimentují až v dolním toku řeky, nebo jsou zaneseny až do moře. Aktivita částic sedimentů v jednotlivých částech řeky tak nemusí přímo odpovídat původní míře kontaminace.

Speciální oddíl bakalářské práce je věnovaný kontaminaci ryb, protože v Japonsku tvoří ryby významnou složku lidské stravy. Monitorování aktivity ^{137}Cs v rybách je tedy důležité pro posouzení vlivu konzumace jejich masa na lidské zdraví. Do ryb

se radiokontaminanty mohou dostávat, pokud jsou ryby přímo vystaveny kontaminované vodě. Další možností je pozření kontaminované potravy a s ní částicek říčního bahna. Kontaminovaná potrava je s největší pravděpodobností primární zdroj radiokontaminace ryb vzhledem k tomu, že ^{137}Cs je silně vázáno na částice minerálů. Kontaminanty rovněž ryby mohou přijmout přes kůži či žábry. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny u migrujícího druhu, protože ryby migrující z moří do řek byly vystaveny ionizujícímu záření v obou typech prostředí.

Údaje obsažené v této práci ukazují, že u sedimentů i vodních organismů klesala aktivita ^{137}Cs nejvíce v prvních měsících po havárii. To ukazuje, jak po krátkodobém vystavení vysokým koncentracím radionuklidů obsažených v kontaminované vodě dochází k ředění. Ve většině zkoumaných vzorků se po určité době úroveň aktivity ^{137}Cs ustálí a v následujících letech se snižuje velmi pomalu. Narozdíl od území na pevnině, kde je možné do určité míry provádět dekontaminaci, je vzhledem k technickým možnostem nemožné provádět dekontaminaci řek a oceánu.

8 ZÁVĚR

Od doby, kdy lidstvo začalo využívat jadernou energii, dochází ke kontaminaci životního prostředí radioaktivními prvky. V 50. a 60. letech byly hlavním zdrojem radiokontaminace testy nukleárních zbraní. V dalších letech se primárním zdrojem radiokontaminace staly jaderné elektrárny. Havárie Černobylu v roce 1986 představuje největší jadernou katastrofu, k níž za dobu provozu jaderných elektráren došlo. Tato havárie byla označena stupněm 7 na stupnici mezinárodní agentury pro atomovou energii.

Druhou havárií označovanou stupněm 7 je havárie jaderné elektrárny Fukušima Daiichi. Únik kontaminantů po havárii představuje největší člověkem způsobené radioaktivní znečištění moře a největší jadernou katastrofu současnosti. Narozdíl od černobylské havárie způsobené fatálním selháním obsluhy byla havárie ve Fukušimě způsobená neovlivnitelnou přírodní událostí. V březnu 2011 došlo v Japonsku k zemětřesení o síle 9 RichtEROVY stupnice. Tsunami, které v důsledku tohoto zemětřesení vznikly, poškodily reaktory, což mělo za následek porušení aktivní zóny a následný únik.

Aktivita radiokontaminantů, které unikly z Fukušimy, je přibližně desetinou aktivity radiokontaminantů uvolněných při havárii Černobylu. Následky havárie Fukušimy jsou také výrazně menší než následky černobylské katastrofy. Zatímco kontaminované mračno uvolněné po havárii Černobylu prošlo nad většinou zemí střední a západní Evropy a způsobilo tak rozsáhlou kontaminaci pevninských ekosystémů v mnoha státech, 80 % kontaminantů, které unikly z Fukušimy, se dostalo do Tichého oceánu. Výrazněji tak havárie postihla pouze Japonsko.

Pro výpočet pohybu, usazování a akumulaci radionuklidů uvolněných po havárii bylo vytvořeno mnoho modelů a simulací. Tyto modely využívají mj. údaje o směru větru, směru a intenzitě mořských proudů, pohybu mořské vody a rychlost sedimentace kontaminovaných částic v řekách i oceánu. Pomocí modelů a simulací bylo možné určit, které oblasti budou pravděpodobně kontaminací radionuklidy zasaženy nejvíce.

Snižování koncentrace ^{137}Cs je otázkou několika desetiletí. Vysoké koncentrace radiokontaminantů, které způsobovaly v populacích vodních živočichů a rostlin nevratné poškození organismu a úhyn, byly přítomné pouze v počátečních fázích havárie. V případě mořských ryb bylo zjištěno, že v populaci se neprojeví výraznější negativní vlivy, když dávka ozáření nepřesáhne $4000 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$. Monitorování populací

vodních organismů v oblastech kontaminovaných po havárii je možností pro sledování efektů dlouhodobého vystavení nízkým dávkám ionizujícího záření. Obzvláště důležité je sledování aktivity u rostlin či živočichů, kteří jsou využíváni jako potrava pro lidi. U těchto populací je nutné dlouhodobě sledovat, zda aktivita v jejich tkáních či pletivech nepřesáhne $100 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, což je hodnota stanovená v Japonsku jako limit, při kterém je povoleno daný druh sklízet či lovit za účelem konzumace. Na základě výsledků těchto pozorování poté japonská vláda stanoví, které druhy je povoleno lovit či pěstovat a konzumovat.

9 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- AOYAGI, K.,IGARASHI, S., 1999: On the size distribution of sediments in the coastal sea of Fukushima Prefecture. Bull Fukushima Pref Fish Exp Stn, 8:69-81.
- AOYAMA, M.,TSUMUNE, D.,UEMATSU, M.,KONDO, F., HAMAJIMA, Y., 2012: Temporal variation of ^{134}Cs and ^{137}Cs activities in surface water at stations along the coastline near the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident site. Japan Geochemical journal, 46 (4):321–325.
- AOYAMA, M.,HIROSE, K., 2003: Analysis of ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ concentrations in surface waters of the Pacific Ocean. Deep sea research II, 50:2675-2700.
- Arai, T., 2014: Salmon migration patterns revealed the temporal and spatial fluctuations of the radiocesium levels in terrestrial and ocean environments. PLOS One 9 (6): 100779.
- AUGUSTA, P.,DUFKOVÁ, M.,HRŮZA, J.,MALÍNSKÝ, J.,MAREK, J.,OPPLOVÁ, M.,ŠTOLL, I.,TŮMA, J., 2001: Velká kniha o energii. L.A. Consulting agency, spol. s.r.o., Praha, 383 s.
- BAILLY DU BOIS, P.,GUÉGUÉNIAT, P., 1999: Quantitative assessment of dissolved radiotracers in the English Channel: Sources, average impact of la Hague reprocessing plant and conservative behaviour (1983, 1986, 1988, 1994). Continental shelf research, 19 (5):1977-2002.
- BAILLY DU BOIS, P.,LAGUIONIE, P.,BOUST, D.,KORSAKISSOK, I.,DIDIER, D.,FIÉVET, B., 2012: Estimation of marine source-term following Fukushima Dai-ichi accident. Journal of Environmental Radioactivity, 114:2-9.
- BAILLY DU BOIS, P.,GARREAU, P.,LAGUIONIE, P.,KORSAKISSOK, I., 2014: Comparison between modelling and measurement of marine dispersion, environmental half-time and ^{137}Cs inventories after the Fukushima Daiichi accident. Ocean Dynamics, 64 (3):361-383.
- BLANDFORD, E.,AHN, J., 2012: Examining the Nuclear Accident at Fukushima Daiichi. Elements, 8 (3):198-194
- BONNETT, P.J.P., 1990: A review of the erosional behaviour of radionuclides in selected drainage basins. Journal of Environmental Radioactivity, 11:251-266.
- BORETZEN, P.,SALBU, B., 2002: Fixation of Cs to marine sediments estimated by a stochastic modeling approach. Journal of environmental radioactivity, 61:1-20.

- BRITTAIN, J.E., GJERSETH, J.E., 2010: Long-term trends and variation in ^{137}Cs activity concentrations in brown trout (*Salmo trutta*) from Øvre Heimdalsvatn, a Norwegian subalpine lake. *Hydrobiologia*, 642 (1):107–113.
- CORNELL, R.M., 1993: Adsorption of cesium on minerals: a review. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 171 (2):483-500.
- CREMERS, A., ELSÉN, A., DE PRETER, P., MAES, A., 1988: Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils. *Nature*, 335:247–249.
- EVARD, O., CHARTIN, C., ONDA, Y., LEPAGE, H., CERDAN, O., LEFEVRE, I., AYRAULT, S., 2014: Renewed soil erosion and remobilisation of radioactive sediment in Fukushima coastal rivers after the 2013 typhoons. *Scientific reports*, 4:4574.
- FOWLER, S.W., BUAT-MENARD, P., YOKOYAMA, Y., BALLESTRA, S., HOLM, E., NGUYEN, H.V., 1987: Rapid removal of chernobyl fallout from mediterranean surface water by biological activity. *Nature*, 329: 56–58.
- GARNIER-LAPLACE, J., BEAUGELIN-SEILLER, K., HINTON, T.G., 2011: Fukushima Wildlife Dose Reconstruction Signals, Ecological Consequences. *Environmental Science and Technology*, 45:5077-5078.
- HÁLA, J., 1998: Radioaktivita, ionizující zařízení, jaderná energie. Konvoj, Brno, 311 s.
- HARTE, J., HOLDREN, C., SCHNEIDER, R., SHIRLEY, C., 1991: *Toxics A to Z: A Guide to Everyday Pollution Hazards*. University of California Press, Berkeley, 576 s.
- HOFMANN, P., 1999: Current knowledge on core degradation phenomena: a review. *Journal of Nuclear Material*, 270:194-211.
- HONDA, M. C., AONO, T., AOYAMA, M., HAMAJIMA, Y., KAWAKAMI, H., KITAMURA, M., MASUMOTO, Y., MIYAZAWA, Y., TAKIGAWA, M., SAINO, T., 2013: Dispersion of artificial caesium-134 and -137 in hot spots in Japan. *PLOS One*, 8(3):57760.
- CHINO, M., NAKAYAMA, H., NAGAI, H., TERADA, H., KATATA, G., YAMAZAWA, H., 2011: Preliminary Estimation of Release Amounts of ^{131}I and ^{137}Cs Accidentally Discharged from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant into the Atmosphere. *Journal of Nuclear Science and Technology*, 48 (7):1129-1134.
- IGUCHI, K., HINO, T., 1996: Effect of competitor abundance on feeding territoriality in a grazing fish, the ayu *Plecoglossus altivelis*. *Ecological research*, 11: 165-173.

- IGUCHI, K.,FUJIMOTO, K.,KAERIYAMA, H.,TOMIYA, A.,ENOMOTO, M.,ABE, S.,ISHIDA, T., 2013: Cesium-137 discharge into the freshwater fishery ground of grazing fish, ayu *Plecoglossus altivelis* after the March 2011 Fukushima nuclear accident. *Fisheries Science*, 79 (6):983-988.
- IKEUCHI, Y., 2003: Temporal variations of ^{90}Sr and ^{137}Cs concentrations in Japanese coastal surface seawater and sediments from 1974 to 1998. *Deep Sea Research*, 50:2713–2726.
- INOUE, M.,KOFUJI, H.,HAMAJIMA, Y.,NAGAO, S.,YOSHIDA, K., YAMAMOTO, M., 2012: ^{134}Cs and ^{137}Cs activities in coastal seawater along Northern Sanriku and Tsugaru Strait, northeastern Japan, after Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 111:116-119.
- KAERIYAMA, H.,WATABE, T., KUSAKABE, M., 2008: ^{137}Cs concentration in zooplankton and its relation to taxonomic composition in the western North Pacific Ocean, *Journal of Environmental Radioactivity* 99:1838–1845, 2008a.
- JAYNE, S.R.,HOGG, N.G.,WATERMAN, S.N.,RAINVILLE, L.,DONOHUE, K.A.,RANDOLPH WATTS, D., TRACEY, K.L.,MCCLEAN, J.L.,MALTRUD, M.E.,QIU, B.,CHEN, S.,HACKER, P., 2009: The Kuroshio Extension and its recirculation gyres. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 56 (12):2088-2099.
- KAERIYAMA, H.,WATABE, T.,KUSAKABE, M., 2008: ^{137}Cs concentration in zooplankton and its relation to taxonomic composition in the western North Pacific Ocean. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99:1838-1845.
- KANAI, Y.,SAITO, Y.,TAMURA, T.,NGUYEN, V.L.,TA, T.K.O.,SATO, A., 2013: Sediment erosion revealed by study of Cs isotopes derived from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. *Geochemical Journal*, 47:79-82.
- KANDA, J., 2013: Continuing ^{137}Cs release to the sea from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant through 2012. *Biogeosciences*, 10:6107-6113.
- KANTER, U.,HAUSER, A.,MICHALKE, B.,DRÄXL, S.,SCHÄFFNER, A.R., 2010: Caesium and strontium accumulation in shoots of *Arabidopsis thaliana*: genetic and physiological aspects. *Journal of Experimental Botany*, 61 (14):3995-4009.

KAWAI, H.,KITAMURA, A.,MIMURA, M.,MIMURA, T.,TAHARA, T.,AIDA, D.,SATO, K.,SASAKI, H., 2013: Radioactive cesium accumulation in seaweeds by the Fukushima 1 Nuclear Power Plant accident-two years' monitoring at Iwaki and its vicinity. *Journal of Plant Research*, 127 (1):23-42.

KAWAMURA, H.,KOBAYASHI, T.,FURUNO, A.,IN, T.,ISHIWAKA, Y.,NAKAYAMA, T.,SHIMA, S.,AWAJI, T., 2011: Preliminary Numerical Experiments on Oceanic Dispersion of ^{131}I and ^{137}Cs Discharged into the Ocean because of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Disaster.*Journal of Nuclear Science and Technology*, 48 (11):1349-1356.

KITAMURA, M.,KUMAMOTO, Y.,KAWAKAMI, H.,CRUZ, E.C.,FUJIKURA, K., 2013: Horizontal distribution of Fukushima-derived radiocesium in zooplankton in the northwestern Pacific Ocean. *Biogeosciences*, 10: 5729–5738.

KNAPINSKA-SKIBA, D.,BOJANOWSKI, R.,RADECKI Z., 1994: Sorption and release of radiocaesium from particulate matter of the Baltic coastal zone, *Nether. Journal of Aquatic Ecology*, 28 (3-4):413-419.

KOO, Y.-H.,YANG, Y.-S.,SONG, K.-W., 2014: Radioactivity release from the Fukushima accident and its consequences: A review. *Progress in Nuclear Energy*, 74:61-70.

KORSAKISSOK, I.,MATHIEU, A.,DIDIER, D., 2013: Atmospheric dispersion and ground deposition induced by the Fukushima Nuclear Power Plant accident: A local-scale simulation and sensitivity study. *Atmospheric Environment*, 70:267-279.

KRYSHEV, A.I.,SAZYKINA, T.G., 2011: Dynamic of radiation exposure to marine biota in the area of Fukushima NPP in March-May 2011. *Journal of Environmental Radioactivity*, 114:157-161.

KUSAKABE, M.,KU, T.L.,HARADA, K.,TAGUCHI, K., TSUNOGAI, S. (1988): Chernobyl radioactivity found in mid-water sediment interceptors in the N. Pacific and Bering Sea. *Geophysical Research Letters*, 15.

KUSAKABE, M.,OIKAWA, S.,TAKATA, H.,MISONOO, J., 2013: Spatiotemporal distribution of Fukushima-derived radionuclides in nearby marine surface sediments. *Biogeosciences*, 10:5019-5030.

LAZURE, P.,DUMAS, F., 2008: An external-internal mode coupling for a 3D hydrodynamical model for applications at regional scale (MARS). *Advances in Water Resources*, 31 (2):233-250.

LEE, V.,SIMON, P.H.,BALDWIN, J.E., 2005: Significant Enhancement of the Stille Reaction with a New Combination of Reagents – Copper(I) Iodide with Cesium Fluoride. *Chemistry – A European Journal*, 11 (11):3294-3308.

LIESER, K.H.,GLEITSMANN, B.,STEINKOPFF, T., 1986: Sorption of trace-elements or radionuclides in natural systems containing groundwater and sediments. *Radiochimica Acta*, 40: 33–37.

LIESER, K.H.,STEINKOPFF, T., 1988: Chemistry of radioactive cesium in the hydrosphere and in the geosphere. *Radiochimica Acta*, 46: 39–47.

LIVINGSTON, H.D.,POVINEC, P.P., 2000: Anthropogenic marine radioactivity. *Ocean & Coastal Management*, 43 (8-9):689-712.

LUJANIENE, G.,SILOBRITIENE, B.B.,JOKSAS, K.,MORKUNIENE, R., 2004: Behaviour of radiocesium in the marine environment. *Environmental Research, Engineering and Management*, 2: 23–32.

MADERICH, V.,JUNG, K.T.,BEZHENAR, R.,DEWITH, G.,QIAO, F., CASACUBERTA N., MASQUE P.,KIM, Y.H., 2014: Dispersion and fate of ⁹⁰Sr in the Northwestern Pacific and adjacent seas: Global fallout and the Fukushima Dai-ichi accident. *Science of the Total Environment*, 494-495 (2014):261-271.

MADIGAN, D.J.,BAUMANN, Z.,FISHER, N.S., 2012: Pacific bluefin tuna transport Fukushima-derived radionuclides from Japan to California. *PNAS*, 109: 9483-9486.

MALEK, M. A.,NAKAHARA, M.,NAKAMURA, R., (2004): Uptake, retention and organ/tissue distribution of ¹³⁷Cs by Japanese catfish (*Silurus asotus* Linnaeus). *Journals of Environ Radioactivity*, 77:191–204.

MASSON, O., BAEZA, A., BIERINGER, J., BRUDECKI, K., BUCCI, S., CAPPAL, M., CARVALHO, F.P., CONNAN, O., COSMA, C., DALHEIMER, A., DIDIER, D., DEPUYDT, G., DE GEER, L.E., VISMES, A.D., GINI, L., GROPPA, F., GUDNASON, K., GURRIARAN, R., HAINZ, D., HALD_ORSSON, O., HAMMOND, D., HANLEY, O., HOLEY, K., HOMOKI, ZS, IOANNIDOU, A., ISAJENKO, K., JANKOVIC, M., KATZLBERGER, C., KETTUNEN, M., KIEREPKO, R., KONTRO, R., KWAKMAN, P.J.M., LECOMTE, M., LEON VINTRO, L., LEPPANEN, A.P., LIND, B., LUJANIENE, G., GINNITY, P.MC, MAHON, C.MC, MAL_A, H., MANENTI, S., MANOLOPOULOU, M., MATTILA, A., MAURING, A., MIETELSKI, J.W., MØLLER, B., NIELSEN, S.P., NIKOLIC, J., OVERWATER, R.M.W., P_ALSSON, S.E., PASTEFANOU, C., PENEV, I., PHAM, M.K., POVINEC, P.P., RAMEBACK, H., REIS, M.C, RINGER, W.,

RODRIGUEZ, A., RULÍK, P., SAEY, P.R.J., SAMSONOV, V., SCHLOSSER, C., SGORBATI, G., SILOBRITIENE, B.V., SØDERSTRØM, C., SOGNI, R., SOLIER, L., SONCK, M., STEINHAUSER, G., STEINKOPFF, T., STEINMANN, P., STOULOS, S., SÝKORA, I., TODOROVIC, D., TOOLOUTALAIE, N., TOSITTI, L., TSCHIRSCH, J., UGRON, A., VAGENA, E., VARGAS, A., WERSHOFEN, H., ZHUKOVA, O., 2011: Tracking of airborne radionuclides from the damaged Fukushima Dai-ichi Nuclear Reactors by European networks. *Environmental Science Technology*, 45: 7670-7677.

MASUMOTO, Y., MIYAZAWA, Y., TSUMUNE, D., TSUBONO, T., KOBAYASHI, T., KAWAMURA, H., ESTOURNEL, C., MARSLAIX, P., LANEROLLE, L., MEHRA, A., GARRAFFO, Z.D., 2012: Oceanic Dispersion Simulations of ¹³⁷Cs Released from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Elements*, 8 (3):207-212.

MCCARTNEY, M., KERSHAW, P.J., DENOON, D.C., 1994: Artificial radionuclides in the surface sediments of the Irish sea. *Science of the Total Environment*, 141:103-138.

MCKENNA, T., GLITTER, J., 1988: Source Term Estimation during Incident Response to Severe Nuclear Power Plant Accidents,. USNRC, Washington DC. 1228 s.
Miyazawa, Y., Masumoto, Y., Varlamov, S.M., Miyama, T., Takigawa, M., Honda, M., Saino, T., 2012: Inverse estimation of source parameters of oceanic radioactivity dispersion models associated with the Fukushima accident. *Biogeosciences*, 9:13783-13816.

MOON, D., HONG, G., KIM, Y., BASKARAN, M., CHUNG, C. S., KIM, S. H., LEE, H., LEE, S., POVINEC, P. P., 2003: Accumulation of anthropogenic and natural radionuclides in bottom sediments of the Northwest Pacific Ocean, *Deep Sea Research II*, 50: 2649–2673.

MORINO, Y., OHARA, T., NISHIZAWA, M., 2012: Atmospheric behavior, deposition, and budget of radioactive materials from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in March 2011. *Biogeosciences*, 2012: 6107-6113.

- NAKANISHI, T., AONO, T., YAMADA, M., KUSAKABE, M., 2010: Temporal and spatial variations of ^{137}Cs in the waters off a nuclear fuel reprocessing facility in Rokkasho, Aomori, Japan. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 283 (3):831-838.
- NAKANISHI, T., ZHENG, J., AONO, T., YAMADA, M., KUSAKABE, M., 2011: Vertical distributions of ^{99}Tc and the $^{99}\text{Tc}/^{137}\text{Cs}$ activity ratio in the coastal water off Aomori, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity* 102 (8):774-779.
- Nies a kol., 1991
- OTOSAKA, S., KOBAYASHI, T., 2013: Sedimentation and remobilization of radiocesium in the coastal area of Ibaraki, 70 km south of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *Environmental Monitoring Assessment*, 185 (7):5419-5433.
- PONTILLON, Y., DUCROS, G., MALGOUYRES, P., 2010: Behaviour of fission under severe PWR accident conditions VERCORS experimental programme-Part 1: general description of the programme. *Nuclear Engineering and Designing*, 240:1843-1852.
- PÖSCHL, M., NOLLET, L., 2006: Radionuclide Concentrations in Food and the Environment. Boca Raton - London - New York: CRC Press, Taylor & Francis Group, 458 s.
- POVINEC, P.P., HIROSE, K., HONDA, T., ITO, T., SCOTT, E.M., TOGAWA, O., 2004: Spatial distribution of ^3H , ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ in surface waters of the Pacific and Indian Oceans - GLOMARD database. *Journal of Environmental Radioactivity*, 76: 113-137.
- POVINEC, P.P., AARKROG, A., BUESSELER, K.O., DELFANTI, R., HIROSE, K., HOON HONG, G., ITO, T., LIVINGSTON, H.D., NIES, H., NOSHKIN, V.E., SHIMA, S., TOGAWA, O., 2005: ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ concentration surface water time series in the Pacific and Indian Oceans –WOMARS results. *Journal of Environmental Radioactivity*, 81 (1):63-87.
- POVINEC, P.P., HIROSE, K., AOYAMA, M., 2012: RADIOSTRONTIUM IN THE WESTERN NORTH PACIFIC: characteristics, behavior, and the Fukushima impact. *Environmental Science and Technology*.46:10356–10363.
- PRANTS, S.V., ULEYSKY, M.Y., BUDYANSKY, M., 2011: Numerical simulation of propagation of radioactive pollution in the ocean from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant. *Doklady Earth Sciences*, 439:1179-1182.

PRYOR, S.C., BARTHELMIE, R.J., GEERNAERT, L.L.S., ELLERMANN, T., PERRY, K.D., 1999: Speciated particle dry deposition to the sea surface: results from ASEPS '97. *Atmospheric Environment*, 33 (13): 2045-2058.

SANCHEZ-CABEZA, J., LEVY, I., GASTAUD, J., ERIKSSON, M., OSVATH, I., AOYAMA, M., 2011: Transport of North Pacific ¹³⁷Cs labeled waters to the south-eastern Atlantic Ocean. *Progress in Oceanography* 89 (1-4): 31-37.

SCHÖPPNER, M., PLASTINO, W., POVINEC, P.P., KOL., WOTAWA, G., BELLA, F., BUDANO, A., DE VINCENZI, M., RUGGIERI, F., 2012: Estimation of the time-dependent radioactive source-term from the Fukushima nuclear power plant accident using atmospheric transport modelling. *Journal of Environmental Radioactivity*, 114:10-14.

STANNERS, D.A., ASTON, S.R., 1981: Factors Controlling the Interactions of ¹³⁷Cs with Suspended and Deposited Sediments in Estuarine and Coastal Environments. *Impacts of Radionuclide Releases into the Marine Environment*. International Atomic Energy Agency, Vienna:131–141.

STEINHAUSER, G., SCHAUER, V., SHOZUGAWA, K., 2013: Concentration of Strontium-90 at selected Hot Spots in Japan. *PLOS one*, 2013:557760.

STOHL, A., SEIBERT, P., WOTAWA, G., ARNOLD, D., BURKHART, J.F., ECKHARDT, S., TAPIA, C., VARGAS, A., YASUNARI, T.J., 2011: Xenon-133 and caesium-137 releases into the atmosphere from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant: determination of the source term, atmospheric dispersion, and deposition. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12:2313-2343.

SUGIMOTO, J. 2014: Accident of Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant: Sequences, Fission Products Released, Lessons Learned. *PLOS one*, 2014: 54583-54585.

TANAKA, K., SAKAGUCHI, A., KANAI, Y., TSURUTA, H., SHINOHARA, A., TAKAHASHI, Y., 2013: Heterogeneous distribution of radiocesium in aerosols, soil and particulate matters emitted by the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident: retention of micro-scale heterogeneity during the migration of radiocesium from the air into ground and river systems. *Journal of Radioanalysis and Nuclear Chemistry*, 295:1927-1937.

TANAKA, K., IWATANI, H., SAKAGUCHI, A., FAN, Q., TAKAHASHI, Y., 2014: Size-dependent distribution of radiocesium in riverbed sediments and its relevance to the migration of radiocesium in river systems after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 139: 390-397.

THORNTON, B., OHNISHI, S., URA, T., ODANO, N., SASAKI, S., FUJITA, T., WATANABE, T., NAKATA, K., ONO, T., AMBE, D., 2013: Distribution of local ^{137}Cs anomalies on the seafloor near the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *Marine Pollution Bulletin*, 74(1):344-350.

TSUBOI, J., ABE, S., FUJIMOTO, K., KAERIYAMA, H., AMBE, D., MATSUDA, K., ENOMOTO, M., TOMIYA, A., MORITA, T., ONO, T., YAMAMOTO, S., IGUCHI, K., 2014: Exposure of a herbivorous fish to ^{134}Cs and ^{137}Cs from the riverbed following the Fukushima disaster. *Journal of Environmental radioactivity*, 141:32 – 37.

TSUMUNE, D., TSUBONO, T., AOYAMA, M., HIROSE, K., 2012: Distribution of oceanic ^{137}Cs from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant simulated numerically by a regional ocean model. *Journal of Environmental Radioactivity*, 111:100-108.

VIVES I BATTLE, J., AONO, T., BROWN, J. E., HOSSEINI, A., GARNIER-LAPLACE, J., SAZYKINA, T., STEENHUISEN, F., STRAND, P., 2014: The impact of the Fukushima nuclear accident on marine biota: Retrospective assessment of the first year and perspectives. *Science of the Total Environment*, 487:143-153.

YOSHIDA, N., TAKAHASHI, Y., 2012: Contamination of land areas by radionuclides released from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Elements* 8: 201-206.

ZHU, Y.G., SMOLDERS, E., 2000: Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application. *Journal of Experimental Botany*, 51:1635-1645.

Použití internetové zdroje:

[www 1] TEPCO, 2011: Fukushima nuclear accident analysis report (interim report) supplement. Databáze online [citováno 2014-12-22]. Dostupné na:

< <http://www.tepco.co.jp> >.

[www 2] TEPCO, 2013: Current situation of Fukushima Daiichi and Daini nuclear power station. Databáze online [citováno 2014-12-22]. Dostupné na:

< <http://www.tepco.co.jp> > .

[www 3] Government of Japan: Report of Japanese Government to the IAEA Ministerial Conference on Nuclear Safety – The Accident at TEPCO’s Fukushima Nuclear Power Stations. Databáze online [citováno 2015-03-26]. Dostupné na: <<http://www.kantei.go.jp>>.

[www 4] Japan Meteorological Agency, 2013: Weather, Climate & Earthquake Information. Databáze online [citováno 2015-02-14]. Dostupné na: <<http://www.jma.go.jp>>.

[www 5] MEXT: Japan, Monitoring information of environmental radioactivity level, Seafloor monitoring report, 2011. Databáze online [citováno 2014-12-27]. Dostupné na: <<http://www.radioactivity.nsr.go.jp>>.

[www 6] The Fisheries Agency of the Japanese Government, 2014a: Results of the inspection on radioactivity materials in fisheries products. Databáze online [citováno 2015-04-09]. Dostupné na: <<http://www.jfa.maff.go.jp>>.