

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí



Bakalářská práce

Příjem Cs zástupci rodu *Daphnia*

Vedoucí práce: prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

Vypracoval: Daniel Šonský

© 2020 ČZU v Praze

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí



ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Daniel Šonský

Krajinářství
Územní technická a správní služba

Název práce

Příjem Cs zástupci rodu Daphnia

Název anglicky

Cs uptake by genus Daphnia

Cíle práce

Cílem práce je s využitím terénního a laboratorního experimentu zjistit přestup ^{137}Cs z vodního prostředí a potravy do zástupců rodu Daphnia

Metodika

- 1) Literární rešerše
- 2) Experimentální práce
- 3) Vyhodnocení výsledků

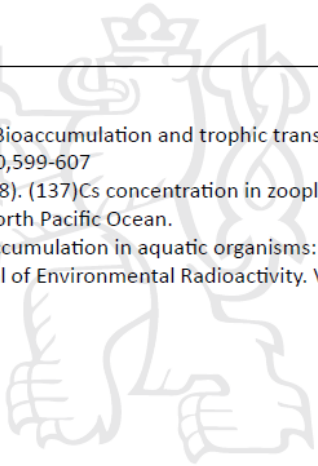
Doporučený rozsah práce

45 stran

Klíčová slova

Cs, bioakumulace, dafnie, voda

Doporučené zdroje informací

- Derin Thomas, Cheng-Shiuan Lee, Nicholas S. Fisher (2018) Bioaccumulation and trophic transfer of ¹³⁷Cs in marine and freshwater plankton. *Chemosphere* 20,599-607
- Hideki Kaeriyama, Teruhisa Watabe, Masashi Kusakabe (2008). (¹³⁷Cs concentration in zooplankton and its relation to taxonomic composition in the western North Pacific Ocean.
- Metiana, M., Pouila, S., Fowler, S. W. (2019). Radiocesium accumulation in aquatic organisms: A global synthesis from an experimentalist's perspective. *Journal of Environmental Radioactivity*. Volume 198, Pages 147-158
- 

Předběžný termín obhajoby

2019/20 LS – FŽP

Vedoucí práce

prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Konzultant

in. Jaroslav Vacula

Elektronicky schváleno dne 23. 11. 2019

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 25. 11. 2019

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 26. 06. 2020

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: Příjem Cs, zástupci rodu *Daphnia* vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů. Jsem si vědom/a, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla. Jsem si vědom, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby. Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 30.6.2020

Poděkování

Rád bych touto cestou chtěl poděkovat paní prof. RNDr. Daně Komínkové, PhD. za nekonečnou trpělivost, odborné rady, konzultace a vedení bakalářské práce. Dále bych rád poděkoval Ing. Jaroslavu Vaculovi, za pomoc při experimentu, laboratorních pracích a konzultaci praktické části. Nakonec bych také rád poděkoval všem, kteří se na experimentu podíleli a byli mi nápomocni při jeho průběhu i po něm.

Příjem Cs zástupci rodu *Daphnia*

Abstrakt

Cesium je prvek, který se přirozeně vyskytuje v prostředí. Jeho nebezpečné a radioaktivní izotopy vznikají při jaderných haváriích, haváriích s jaderným odpadem a při testech jaderných zbraní. Mezi ty nejnebezpečnější izotopy patří ^{134}Cs a ^{137}Cs . Nebezpečné jsou jak pro rostliny a živočichy, tak i pro celé ekosystémy. Díky jejich dlouhému poločasu rozpadu mohou působit problémy po několik generací a být přenášeny do potravního řetězce. Jedním ze způsobů využití zástupců rodu *Daphnia* k odstranění kontaminantů z vodního prostředí je bioakumulace. Hrotnatky (*Daphnia*) jsou plovoucí korýši, kteří dosahují velikosti 0,2 mm až 6 mm. Obývají sladké i slané kontinentální vody, přičemž preferují vody stojaté a společně s vířníky a klanonožci patří mezi nejvýznamnější planktonní organismy. Živí se fytoplanktonem a sami jsou potravou zejména pro ryby. Jsou schopné přefiltrovat až 2 litry vody za den a z toxikologického hlediska mají mimořádnou citlivost k biologickým zkouškám toxicity. Z výsledků experimentu vyplývá, že dafnie jsou schopny přijímat a hromadit stabilní cesium (^{133}Cs) z vody i řas, které mají jako potravu. U vzorků dafnií byl zjištěn nejvyšší příjem kontaminantu a to 353,714 $\mu\text{g/g}$. U kontaminovaných řas, kterými byly dafnie přikrmovány, byla zjištěna nejvyšší účinnost odstranění 98,40%. Průměrné procento odstranění cesia řasami bylo 60,87%

Klíčová slova: Cs, dafnie, voda, potravní řetězec, bioakumulace, kontaminace

Cs uptake by genus Daphnia

Abstract

Caesium is an element which naturally occurs in the environment. It's dangerous and radioactive isotopes are formed during nuclear accidents, nuclear waste accidents and nuclear weapons tests. The most dangerous isotopes includes ^{134}Cs and ^{137}Cs . These two isotopes are dangerous not only to plants and animals, but even for the whole ecosystems. Because of its long halftime of disintegration, it can cause problems for several generations and be transferred to the food chain. One way of using representative of the genus Daphnia for elimination of water environment contaminants is bioaccumulation. Daphnia are aquatic crustaceans, their size is between 0,2 to 6 millimetres. Daphnia inhabits both fresh and salt continental waters, whereas prefer stagnant waters and together with Rotifers and Copepods represents one of the most important planktonic organisms. Daphnia feeds itself with phytoplankton and represents food especially for fishes. Daphnia are capable of filtering up to 2 litres of water a day and from the toxicology point of view they are extremely sensitive towards biological toxicity tests. The results of the experiment shows, that Daphnia are capable to take in and accumulate stable caesium (^{133}Cs) from water and algae, which they consume. In daphnia sample was found the biggest intake of contaminant of 353,714 $\mu\text{g/g}$. In case of contaminated algae was the highest efficiency of removal at 98,40%. The average percent of caesium removal by algae was 60,87%.

Keywords: Cs, daphnia, water, food chain, bioaccumulation, contamination

Obsah

1 Úvod	1
2 Cíl práce	2
3 Literární rešerše.....	3
3.1 Cesium.....	3
3.2 Černobylská jaderná havárie.....	4
3.3 Jaderná havárie ve Fukušimě	6
3.4 Porovnání jaderné havárie v Černobylu a Fukušimě	9
3.5 Vliv Cs na životní prostředí.....	11
3.6 Přestup Cs a dalších radioaktivních prvků v potravním řetězci.....	12
3.7 Vliv radioaktivních prvků na životní prostředí.....	15
3.8 Cs v planktonu	18
3.9 Cs ve vodních organismech	20
4 Metodika	22
4.1 Dafnie	22
4.2 Experiment.....	23
4.2.1 Příprava roztoků chloridu cesného (CsCl)	23
4.2.2 Příprava experimentu	23
4.2.3 Průběh experimentu	24
4.2.4 Ukončení experimentu	25
4.3 Laboratorní práce na vzorcích	25
4.4 Vyhodnocení dat	29
5 Výsledky	31
6 Diskuse	33
7 Závěr	36
8 Přehled literatury a použitých zdrojů.....	37
8.1 Odborné publikace	37
8.2 Internetové zdroje – webové stránky institucí	41
8.3 Internetové zdroje.....	42
9 Přílohy	46

1 Úvod

Vývoj jaderného průmyslu v 50. letech 20 století a testování jaderných zbraní zapříčinil zahájení výzkumů působení stabilního (^{133}Cs) a radioaktivní cesia (^{137}Cs) na živé organismy. Jeho radioaktivní izotopy jsou produktem štěpení, které mají negativní účinky na ekosystémy a lidské zdraví díky své radioaktivitě a chemické toxicitě. ^{137}Cs patří mezi nejznámější a nejproblematictější radioizotopy cesia díky jeho snadnému šíření v přírodě, dobré rozpustnosti ve vodě a poločasu rozpadu, který je 30,07 let (Butterman et al., 2005). Díky dlouhému poločasu rozpadu může radiocesium působit problémy pro rostliny, živočichy i celé ekosystémy po několik generací a může být přenášeno i do potravního řetězce, kde se přes primární producenty dostává k terciálním spotřebitelům a nakonec se stává nebezpečným i pro lidské zdraví. Největší katastrofy, které měly dopad jak na životní prostředí, tak i na lidské zdraví jsou havárie v Černobylu, z roku 1986 a již snad poslední velká havárie v japonské Fukušimě v roce 2011, kde došlo k enormnímu uvolnění nejen nebezpečných ^{137}Cs a ^{134}Cs do celého ekosystému ale i kontaminaci velkých oblastí (Mori et Takahashi, 2012).

2 Cíl práce

Cílem mé bakalářské práce je s využitím terénního experimentu zjištění, zda a do jaké míry jsou dafnie schopny hromadit stabilní cesium (^{133}Cs), kterým byly v rámci experimentu kontaminovány (konkrétně sloučeninou CsCl) a zjistit přestup z vodního prostředí a potravy do zástupců rodu *Daphnia* a dále v potravním řetězci. V současné době jsou tyto informace velmi omezené. Terénní experiment a následná vyhodnocení by měla odpovědět na následující otázku:

Jsou dafnie schopné přijímat cesium, a jak se bude dále přenášet v potravním řetězci?

3 Literární rešerše

3.1 Cesium

Cesium (Cs) je ze všech alkalických kovů nejreaktivnější chemický prvek a na vzduchu se dokáže samovolně vznítit a prudce, až explozivně reaguje s vodou i ledem za vzniku hydroxidu cesného - CsOH. Proto je prvek klasifikován jako nebezpečný. V přírodě se vyskytuje pouze ve formě sloučenin v oxidačním stupni Cs⁺ (Jursík, 2002). V přirozené formě se cesium vyskytuje ve stabilním izotopu ¹³³Cs a ve 30 syntetických radioizotopech v rozsahu od ¹¹⁶Cs do ¹⁴⁶Cs (Butterman et al., 2005). Nejznámější a nejpoužívanější je ¹³⁷Cs, které má poločas rozpadu 30,07 let. Tento prvek se dostal do povědomí veřejnosti až po nehodě v Černobylu díky jeho škodlivým dopadům na životní prostředí a všechny složky potravního řetězce. Jeho skladování a přepravování musí probíhat izolovaně od všech reakčních složek. Nejčastěji je ke skladování a přepravě používán suchý minerální olej, nebo jiný nasycený uhlovodík, se kterým cesium nereaguje. Další možnost je použití inertní atmosféry či vakuum v uzavřených ampulích z borosilikátového skla, které se vyznačuje vysokou teplotní a chemickou odolností (Davis et al., 1963; Butterman et al., 2005) V malém množství se používá např. v televizních obrazovkách, zařízeních pro noční vidění, solárních fotovoltaických článcích a dalších typech fotoelektrických článků. V lékařském odvětví se používá cesium (konkrétně v izotopu 137) v radioterapii, což je léčba pomocí ionizujícího záření a v současné době se jedná o jednu z nejúčinnějších metod léčby onkologických onemocnění. Největším ověřeným ložiskem cesia na světě je Bernické jezero v Kanadě, které tvoří více než dvě třetiny světových rezerv. Tento alkalický kov se nachází v minerálech, jako je lepidolit. Nejvíce cesia nalezneme u pollucitu (hydratovaný křemičitan hliníku a cesia), který může obsahovat až 36% oxidu cesného. Asi 0,015% cesia se vyskytuje v karnalitu, (Kirchhoff et Bunsen, 1861; Davis et al., 1963; Norton, 1973; Černý et Simpson, 1978; Butterman et al., 2005).

3.2 Černobylská jaderná havárie

V roce 1986 došlo v ukrajinském městě Černobyl dosud k největší jaderné havárii na světě. Jednalo se o největší doposud zaznamenaný dlouhodobý únik radioaktivních materiálů z jednoho zdroje do atmosféry. Díky tomuto neštěstí se rozšířilo mnoho radioaktivních látek po celé Evropě. Zejména čtyři prvky uvolněné z aktivní zóny nejvíce ovlivnily krátkodobou i dlouhodobou radiační situaci v postižených oblastech. Jednalo se o jód (především ^{131}I), cesium (^{134}Cs a ^{137}Cs), stroncium (především ^{90}Sr) a plutonium (^{230}Pu a ^{240}Pu). Po explozi ovlivnil přímý i nepřímý spád životy tisíců lidí z tehdejšího Sovětského svazu, ale kontaminace se šířila přes celou Evropu (Smith et Beresford, 2005). V České republice bylo zjištěno v ovzduší až 20 různých radionuklidů. Mezi nejvýznamnější a nejnebezpečnější patří jod (^{131}I), telur (^{132}Te), cesium (^{137}Cs , ^{134}Cs) a ruthenium (^{103}Ru) (Navrátil et al., 2010). Nehoda v elektrárně V. I. Lenina v Černobylu se stala 26. dubna 1986 krátce po jedné hodině ranní během technické zkoušky 4. reaktorového bloku, který byl v důsledku havárie zničen (Smith et Beresford, 2005). Nehodu zavinilo snižování tepelného výkonu, které mělo vyzkoušet a ověřit, zda bude turbogenerátor po rychlém uzavření přívodu páry schopen při svém setrvačném doběhu ještě zhruba 40 vteřin napájet čerpadla havarijního chlazení (Drábová et al., 2001). Výkon reaktoru měl být snížen na 25-30%, což je nejnižší povolený výkon, kdy reaktor může pracovat. Snižování výkonu reaktoru začalo 25. dubna, kde byl výkon snížen na polovinu. Poté bylo na žádost energetického dispečinku další snižování zastaveno na zhruba 9 hodin (Státní úřad pro jadernou bezpečnost, Státní úřad radiační ochrany 2001).

Po tuto dobu zůstal odpojen systém havarijního chlazení. V experimentu pokračovala nová směna, která nebyla dostatečně připravena a proškolená. Při pokračování experimentu novou směnou došlo ke snížení výkonu až na 30MW – což znamená téměř zastavení štěpné reakce. Díky velmi nízké úrovni výkonu, došlo k rostoucí koncentraci xenonu, který absorbuje neutrony a došlo zde k tzv. xenonové otravě reaktoru. V tomto případě měla být zkouška okamžitě ukončena avšak místo toho byly vytaženy řídicí tyče z aktivní zóny reaktoru, které způsobily prudký nárůst reaktivity a teploty. Tento proces již nešel zastavit a vyústil v explozi (Smith et Beresford, 2005). Reaktor byl přetlakován do takové úrovně, že pára při první explozi zvedla a doslova odmrštila horní betonovou desku reaktoru o váze přes 1 000 t. Ke druhé explozi došlo o zhruba dvě až tři vteřiny později.

Nebylo jednoznačně objasněno, zda tyto exploze byly způsobené reakcí vodíku vzniklého chemickými reakcemi mezi unikající párou a zirkonem (které bylo obsaženo v trubkách tlakových kanálů) nebo reakce mezi párou a grafitem se vzduchem (Drábová et al. 2001). V první fázi likvidace se musel uhasit požár v reaktorové hale a na střeše turbínové haly čtvrtého bloku. Na hašení požáru byla přivolána jednotka hasičského sboru jaderné elektrárny. Konkrétně se jednalo o 29 mužů, kteří nebyli dostatečně informováni o životu nebezpečné radiaci, která byla přítomna. O chvíli později dorazily jednotky z nedalekého města Pripjat'. Díky celkové neinformovanosti hasiči začali lít do rozpáleného reaktoru vodu, ve kterém v tu chvíli bylo kolem 2 000 °C, což vedlo k rozložení vody na vodík a kyslík, které přispěly k dalším únikům radioaktivity. Oheň mimo reaktorovou halu byl zhruba po 3 hodinách uhašen, avšak mnoho hasičů utrpělo ozáření vysokými dávkami radiace. Prvotní měření radiace probíhalo pomocí dozimetrů, které měly limit 1 mR/s, tj. 3,6 R/h. Tyto dozimetry ukazovaly maximální hodnotu. Skutečná radiace byla odhalena až později, po použití vojenských dozimetrů s větším limitem. V bezprostřední blízkosti reaktorové haly bylo naměřeno neuvěřitelných 20 000 R/h, přičemž přirozená hodnota pro člověka dosahuje 0,1 R/rok. Uvádí se, že smrtelná dávka je 100 R/h po dobu několika hodin. První zprávu o úniku radioaktivních látek přineslo Švédsko dne 27.4.1986. To nejdříve podle směru větru podezřívalo litevskou jadernou elektrárnu Ignalino. Potvrzení, že látky unikají z Černobylu, přinesly až americké družicové snímky (Lallanilla, 2019).

Tab. č. 1 - První oficiální údaje o úniku nuklidů z havarovaného reaktoru v Černobylu
(IAEA, 1987)

Nuklid	Inventář [PBq]	Únik [PBq]	Únik [% z inventáře]
⁸⁵ Kr	33,30	33,30	100,00
⁸⁹ Sr	2330,00	92,50	4,00
⁹⁰ Sr	204,00	8,14	4,00
⁹⁵ Zr	4810,00	155,00	3,00
¹⁰³ Ru	4810,00	141,00	3,00
¹⁰⁶ Ru	2070,00	592,00	3,00
¹³¹ I	3180,00	629,00	20,00
¹³² Te	2700,00	407,00	15,00
¹³³ Xe	6290,00	6290,00	100,00
¹³⁴ Cs	185,00	18,50	10,00
¹³⁷ Cs	285,00	37,00	13,00
¹⁴⁰ Ba	4810,00	270,00	6,00
¹⁴¹ Ce	5550,00	130,00	2,00
¹⁴⁴ Ce	3260,00	88,80	3,00
²³⁸ Pu	1,00	0,03	3,00
²³⁹ Np	26 600	851,00	3,00
²³⁹ Pu	0,85	0,03	3,00
²⁴⁰ Pu	1,22	0,04	3,00
²⁴¹ Pu	174,00	5,18	3,00
²⁴² Pu	0,00	0,00	0,00
²⁴² Cm	25,90	0,78	3,00

3.3 Jaderná havárie ve Fukušimě

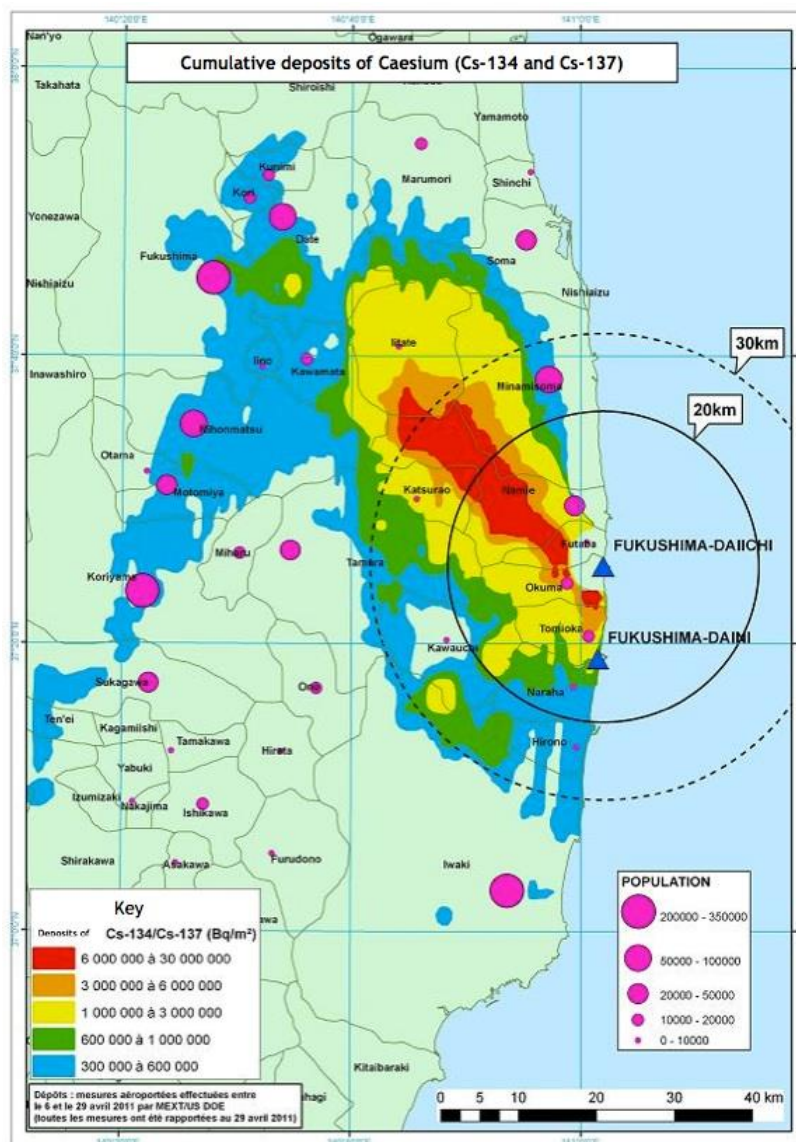
11. března 2011 bylo východní pobřeží Japonska zasáжено zemětřesením o síle 9 stupňů RichtEROVY škály. V moderních dějinách se jednalo o jedno z pěti nejsilnějších zemětřesení a zároveň nejsilnější v Japonsku. Postižena byla i jaderná elektrárna Fukušima Dai-ichi, která ležela 177 km od epicentra, které bylo nedaleko ostrova Honšú (USGS 2011). Když ve 14:46 došlo k zemětřesení, fungovaly na plný výkon tři jednotky (1., 2., a 3. blok) a zbývající tři byly mimo provoz z důvodu roční údržby. Po tomto incidentu došlo k automatickému odstavení bloků a chlazení obstaraly dva nouzové diesellové generátory. O hodinu později zasáhla jadernou elektrárnu série tsunami vln o výšce více než 10 m. Ochrana proti tsunami byla navržena na pouhých 6 m. V tomto důsledku byly diesel generátory z 1. a 4. bloku, ležící v suterénu, zaplaveny mořskou vodou a byla ztracena energie střídavého proudu pro chlazení jader 1. a 3. bloku. Večer dne 11. března byl zaznamenán na 1. bloku tlak 840 kPa v nádobě pro zachycení radioaktivních látek, což byl téměř dvojnásobek, na kterou byla nádoba navržena. 12. března bylo provedeno

odvzdušnění nádoby, aby se snížil tlak. O hodinu později došlo k výbuchu vodíku ve vnitřní části budovy reaktoru. Na poškozeném 2. bloku elektrárny bylo také provedeno odvzdušnění nádoby pro zachycení radioaktivních látek, to bylo bohužel neúspěšné. Tlak v primární uzavírací nádobě činil 600 kPa a tento vysoký tlak přetrval do dalšího rána. Primární uzavírací nádoba je bezpečnostní stavba, která v případě havárie uzavírá jaderný reaktor a další komponenty Rychlý pokles tlaku byl pozorován o den později, což znamenalo vysoké poškození jednotky 2. bloku a vedlo k největšímu uvolnění radioaktivity v průběhu nehody ve Fukušimě. Ve 3. bloku jaderné elektrárny po zasažení vlnou tsunami došlo dne 14. března k explozi vodíku, stejně jako v 1. bloku (Imanaka et al., 2015). Při této nehodě uniklo mnoho radioaktivních plynů, aerosolů a radioaktivní vody do prostředí. Ekvivalentní dávka ionizujícího záření byla v místě nehody podle zdrojů 12 mSv/h (Povinec et al., 2013). Do ovzduší bylo vypuštěno podle Tokijské elektrárenské společnosti z roku 2012 500 PBq vzácných plynů, 500 PBq ^{131}I , 10 PBq ^{134}Cs a 10 PBq ^{137}Cs (TEPCO 2012). Nehoda byla kvalifikována na stupnici závažnosti číslem 7, což je stejný stupeň jako havárie v Černobylu. Při řadě měření koncentrací aktivit v půdě ve vzdálenosti od 20 do 40 km od místa nehody byly v období 15. - 30. března naměřeny tyto hodnoty – Nejvyšší koncentrace γ -emitujících radionuklidů ve vzorcích byly 2,38 MBq/kg ^{131}I , 1,33 MBq/kg ^{132}I , 1,43 MBq/kg ^{132}Te , 0,186 MBq/kg ^{134}Cs , 0,04 MBq/kg ^{136}Cs a 0,193 MBq/kg ^{137}Cs (Endo et al. 2012).

Ve stejné vzdálenosti ve dnech 20. – 26. března byla měřena i radioaktivita travních porostů, která mohla posoudit kontaminaci zeleniny a krmiv. Maximální koncentrace ^{137}Cs a ^{131}I ve vzorcích trávy byly 2,65 a 3,87 MBq/kg. Naměřené hodnoty byly získány po dešti ve vesnici Yagisawa (MEXT, 2012a; MEXT, 2012b ; MEXT, 2012c). Monitorováno bylo i vodní okolí Fukušimi ve dnech 24. – 29. května 2011. V tomto období nebyly identifikovány ve vzorcích žádné radionuklidy ale například radiocesium bylo nalezeno ve všech vzorcích říčních sedimentů v rozsahu 51 – 16 000 Bq/kg suché hmotnosti. V září 2011 se koncentrace v říčním sedimentu pohybovaly od 43 – 24 000 Bq/kg suché hmotnosti (Povinec et al., 2013). Je důležité říci, že vedení a personál elektrárny i přes velice nepříznivou situaci udrželi poškozené bloky jaderné elektrárny pod kontrolou tak, aby nedošlo k vážnějšímu ohrožení obyvatelstva. Při havárii zemřelo 1000 lidí při evakuaci, nikdo však příčinou či následkem havárie. I po šesti letech od jaderné havárie docházelo v primární uzavírací nádobě k únikům radiace (IAEA 2017). V roce 2017 se robot na dálkové ovládání pokoušel zachytit situaci právě v primární uzavírací nádobě, aby

bylo možné odstranit sutiny a palivo po havárii. Kromě fotografií byla odhadnuta míra radiace, která se pohybovala okolo několika stovek sievertů (Sv) za hodinu. O čtyři dny později bylo provedeno další měření, které odhadlo míru radiace na přibližně 530 Sv/h, o dalších devět dní později dokonce 650 Sv/h (IAEA 2017). Mnozí lidé často porovnávají jadernou havárii ve Fukušimě a jadernou havárii v Černobylu. Při obou haváriích uniklo velké množství radioaktivních částic, obě havárie byly označeny stupnicí INES číslem 7, tisíce lidí museli být evakuováni a nejbližší okolí elektráren bylo zamořeno. O konkrétních rozdílech bych se rád věnoval v samostatném tématu.

Obr. č. 1 – Zobrazení úniku cesia (^{134}Cs i ^{137}Cs) v okolí elektrárny (IRSN, 2011)



3.4 Porovnání jaderné havárie v Černobylu a Fukušimě

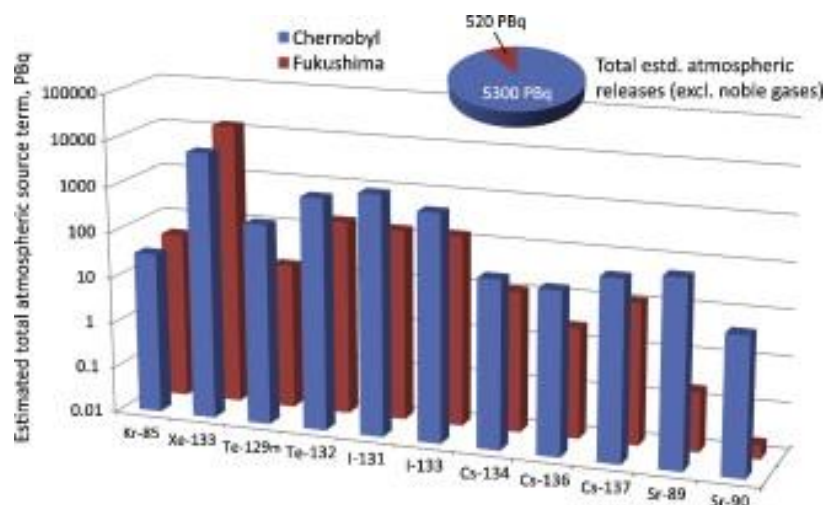
Obě tyto nehody byly hodnoceny podle mezinárodní stupnice jaderné a radiologické události stupněm 7 - což IAEA popisuje jako hlavní únik radioaktivního materiálu s rozšířenými účinky na zdraví a životní prostředí, který vyžaduje provedení plánovaných a rozšířených protipatření. Je však možné tyto nehody opravdu srovnat? V první řadě je nutné si uvědomit, že jaderná havárie v Černobylu byla zapříčiněna souborem lidské a konstrukční chyby, kdežto havárii ve Fukušimě měla na svědomí přírodní katastrofa – masivní zemětřesení a vlna tsunami. Černobylská jaderná havárie téměř ve všech ohledech převyšuje havárii v japonské Fukušimě. (Steinhauser et al., 2014). Ve Fukušimské jaderné elektrárně došlo k poškození tří reaktorů kdežto v Černobylu k jednomu. Každopádně reaktory ve Fukušimě byly „pouze“ přehřáté a roztavené oproti tomu reaktor v Černobylu byl rychle a násilně zničen a tím bylo vypuštěno mnohem více štěpných látek a došlo ke kontaminaci velké části Evropy, zejména Běloruska, Ruska a Ukrajiny (Tran, 2011). Celková plocha kontaminace se odhaduje na 700 000 km². Naproti tomu nejvíce kontaminace ve Fukušimě bylo vypuštěno do Tichého oceánu, nedošlo ale ke kontaminaci jiných zemí. Zde bylo kontaminováno téměř 8 000 km². Hrozbu po obou haváriích představoval radioaktivní jód (¹³¹I), který se ale s jeho poločasem rozpadu osmi dnů zmizel téměř okamžitě. Japonská komise pro jadernou bezpečnost odhaduje, že poškozené Fukušimské reaktory vypustil do ovzduší 10 000 terabecquerelů ¹³¹I za hodinu, což bylo téměř desetkrát méně, než poškozený reaktor v Černobylu. Mnohem větší a dlouhodobou hrozbou byly ale jiné prvky. Byly to radioaktivní izotopy stroncia a cesia s poločasy rozpadu přes třicet let (Weisberger, 2019).

Až 85 PBq ¹³⁷Cs bylo uvolněno po havárii v Černobylu do životního prostředí. Oproti tomu ve Fukušimě to bylo přibližně 25 PBq. Největší problém při šíření radioaktivních prvků spočívalo v Černobylu v radioaktivním oblaku, který se začal šířit nad Evropou, což ve Fukušimě nenastalo. I z tohoto pohledu se na Černobyl pohlíží jako na nejhorší jadernou havárii v historii celé planety. Nehoda v Černobylu byla přísně utajovaná jak pro celý svět, tak i pro první záchranné sbory, které na místě zasahovali. Záchranné složky, které na místo dorazily bezprostředně po havárii, neměly žádné ochranné obleky, či nepřijaly žádné bezpečnostní opatření spojené s vysokou radiací. Nic netušící obyvatelé přilehlého okolí neměli tušení, co se v jaderné elektrárně stalo několik dní. Podle rozhodnutí vlády, které přišlo z bezpečnostního hlediska velmi pozdě, bylo

evakuováno celkem okolo 350 000 lidí. Toto bezohledné chování a tutlání kritické situace stálo několik životů a podepsalo se na budoucích zdravotních stavech lidí a celkově kontaminaci ekosystémů. Uvádí se, že při explozi jádra reaktoru byli zabiti dva dělníci a dalších téměř třicet pracovníků zemřelo na nemoc z ozáření v následujících třech měsících. V následujících měsících jsme mohli sledovat nárůst rakoviny spojených právě s havárií hlavně u dětí na Ukrajině. Jednalo se především o rakovinu štítné žlázy (Weisberger, 2019). Zpráva, kterou vydala agentura OSN, v roce 2005 sdělila, že až 4000 lidí by mohlo zemřít na následky ozáření, které vypustil Černobyl. Na rozdíl od toho ve Fukušimě zafungovala ochrana a dostatečná informovanost téměř ihned a evakuace a prevence obyvatelstva před nežádoucími účinky radiace začala včas (Thakur et al. 2013).

Evakuováno bylo okolo 70 000 lidí. Podle japonských vyšetřovatelů bylo usmrceno více než 13 000 lidí v důsledku vlny tsunami, která může i za havárii v jaderné elektrárně. Dalších téměř 1 000 lidí zemřelo při evakuaci, nikoliv na účinky záření. Jen s lehkou radiační nemocí se potýkalo pouze 21 pracovníku elektrárny (Bendix, 2019). V dnešní době má Černobyl vyhlášenou 2 600 km² zakázanou zónu, kde je velmi důrazně nedoporučen delší pobyt. Najdeme zde ovšem lidi, především starší, kteří se do zamořené zóny vrátili již rok po nehodě a žijí tam dodnes. Vláda jim posílá finanční dávky a zajišťuje jim dodávku potravin z bezpečné zóny. V posledních letech se Černobyl a jeho okolí stalo obrovským turistickým lákadlem pro lidi z celého světa. Zejména o samotnou elektrárnu a město Pripjať neboli „město duchů“. Podle agentury Reuters má v roce 2019 zájem o komentovanou prohlídku zakázané zóny o 40% více lidí, než v předchozích letech (Fridlewicz, 2019). Fukušimská zakázaná zóna je mnohem menší, čítá přibližně 143 km² a nízká míra radiace dovolila návrat téměř všem evakuovaným (Bendix, 2019).

Obr. č. 2 – Přehled prvků, které unikly do atmosféry při haváriích v Černobylu a Fukušimě
(Steinhauser et. al., 2014)



Závěrem je důležité říci, že obě tyto havárie poskytly celému světu velké ztráty ale i důležité ponaučení. Každý by měl k jaderné energii přistupovat s respektem a dodržovat ty nejpřísnější bezpečnostní pravidla pro zacházení s ní (Mindy Weisberger, 2019).

3.5 Vliv Cs na životní prostředí

Cesium působí přímo na živé organismy z vnějších zdrojů nebo se začleňuje do potravinového řetězce, čímž se stává rizikovým faktorem pro lidské zdraví (Burger et Lichtscheidl, 2018). V polovině 20. století byly zahájeny výzkumy ohledně působení stabilního a radioaktivního cesia na živé organismy, zejména rostliny. Mohl za to hlavně vývoj jaderného průmyslu a testování jaderných zbraní, což znamenalo kontaminaci velkých oblastí izotopy ^{137}Cs a ^{134}Cs (White et Broadley, 2000). Důležitým prvkem v potravním řetězci jsou rostliny, které tvoří potravu jako pro zvířata, tak i pro lidi. Odhaduje se, že až 30% radiace spojené s výbuchem Černobylu bylo zachyceno rostlinami, což je hlavní cesta ke kontaminaci potravin. Zbytek spadu se absorboval ve vodě, půdě a vzduchu. Povrch země je z větší části tvořen vodou, a proto je větší množství spadu uloženo v oceánech a mořích. Vodní organismy jsou na kontaminaci mnohem více citlivé, než organismy suchozemské. V příjmu cesia je rozdíl 5krát až 500krát větší u vodních organismů, než u organismů suchozemských (Burton, 1975). Hromadění cesia můžeme nalézt v různých orgánech rostlin, každá konkrétní rostlina se liší. Nejmenší množství

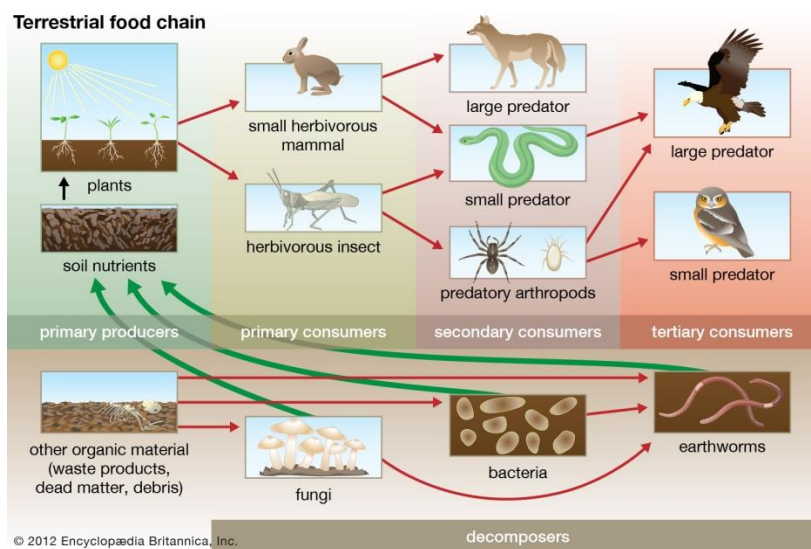
můžeme pozorovat v pletivech plodů a ve dřevě stromů (Gommers et al., 2005). Oproti tomu největší množství můžeme pozorovat v listech, kde příjem probíhá snadno a rychle a v kořenech, kde je to podobné. Výzkum na slunečnici roční (*Helianthus annuus L.*) kde bylo zkoumáno působení ^{137}Cs a ^{90}Sr po dobu 2, 4, 6, 16 a 32 dnů přinesl výsledek, že největší hodnoty cesia jsou u této rostliny v listech, jejích žilách a ve stonku (Soudek et al. 2006).

3.6 Přestup Cs a dalších radioaktivních prvků v potravním řetězci

Potravní řetězec reprezentuje přenos energie a organických materiálů prostřednictvím trofických úrovní organismů. První bodem řetězce jsou primární producenti. Nejčastěji to jsou rostliny, řasy nebo sinice. Organismy, které se živí primárními producenty se nazývají primární spotřebitelé – nejčastěji býložravci. Dalšími organismy v potravním řetězci jsou sekundární spotřebitelé, obecně masožravci, kteří mají jako potravu primární spotřebitele. Terciální spotřebitelé jsou masožravci, kteří jako potravu mají též masožravce (např. masožravé ryby). Vodní potravinový řetězec přímo nebo nepřímo spojuje vodní organismy s anorganickým prostředím a je důležitým prostředkem pro studium účinků znečišťujících látek na celé vodní prostředí. V mořském prostředí první trofickou úroveň tvoří autotrofní producenti, kteří vytvářejí z anorganických materiálů materiály organické pomocí fotosyntézy nebo chemosyntézy. Jedná se potravní řetězec, který začíná fytoplanktonem. Druhou trofickou úroveň tvoří býložravé druhy zooplanktonu, které mají jako potravu mořské řasy a jsou označovány jako primární spotřebitelé neboli heterotrofní organismy. Třetí trofická úroveň obsahuje masožravé druhy zooplanktonu, kteří se živí býložravými (označováni jako druhotní spotřebitelé) a masožravé druhy, kteří se živí menšími masožravci a jsou označováni jako terciální spotřebitelé (Lalli et Parsons, 1997). Fytoplankton a zooplankton jsou primárními výrobci a primárními spotřebiteli ve vodních ekosystémech. Mezi nimi je potravní řetězec „*microalgae - Daphnia magna*“ (mikrořasy – hrotnatka velká) důležitým primárním vodním potravinovým řetězcem (Kim et al., 2003, Zhang et Liu, 2014). Mnoho předchozích studií potvrdilo, že řasy mají silnou schopnost adsorpce a obohacování organických polutantů (Fu – Qiang et al., 2014, Yu et al., 2017). Například *Chlorella pyrenoidosa* má zjevné účinky v odstraňování na organické znečišťující látky antibiotik (Liu et al., 2017). Vysoká rychlost odstraňování však pouze naznačovala, že kontaminanty

zmizely z vodního útvaru. Znečišťující látky mohou být adsorbovány mikrořasami a zadrženy. Toto zachycení může způsobit změny v biologické dostupnosti znečišťujících látek pro podřízené organismy. *Daphnia magna* je důležitý zástupce zooplanktonu ve sladké vodě, který spojuje primární producenty a spotřebitele vyšší úrovně a je široce používán jako standardní biologický ukazatel pro vodní ekosystémy (Bownik et al., 2019, Giraud et al., 2015, Liu et al., 2019,2020).

Obr. č. 3 – Přehled pozemského potravního řetězce (Encyclopaedia Britannica, 2012)



Půdy, které jsou kontaminovány nebezpečnými látkami, představují hrozbu i pro lidské zdraví, jsou totiž součástí potravního řetězce ve smyslu pěstování jedlých druhů rostlin a potravin pěstovaných v půdě. Mezi nebezpečné látky, které kontaminují životní prostředí, patří cesium (Cs), které se vyskytuje v přírodě přirozeně (^{133}Cs) a v důsledku antropogenních činností i ve formě radioizotopu (^{137}Cs), který emituje γ a β záření (Johan et al., 2015). ^{137}Cs je silně vstřebáváno slídovými a jílovými materiály (de Koning et Comans, 2004) a tím pádem je schopno zůstat v půdě velmi dlouho a rychle a snadno se přenese do potravního řetězce. Přírodní radionuklidy jsou přenášeny do lidského těla prostřednictvím potravního řetězce, kdy spotřeba zemědělských produktů zvyšuje vnitřní dávku záření u lidí a výrazně přispívá k roční efektivní dávce (Anspaugh et Balonov, 2005). K absorpci ^{137}Cs dochází z půdní minerální matrice a organické matrice k rostlinám prostřednictvím půdního roztoku (Tamponnet et al., 2007), kde Cs je přítomen jako Cs^+ (

White et Broadley, 2000). K silné adsorpci kovu dochází také na místech výměny kationtů fixací, proto je obecně zabráněno pohybu radionuklidu směrem dolů (Jenkins et al., 1988).

Největší množství ^{137}Cs v půdě se nachází podle Matsuda et al. (2015) v horních vrstvách do 5 cm zemského povrchu. Teramage et al. (2014) sledovali 10 měsíců po havárii v japonské jaderné elektrárně Fukušima výskyt ^{137}Cs v jehličnatých lesích a bylo zjištěno, že až 99% Cs bylo přítomno v horních 10 cm zemského povrchu. V hloubce 16 cm byly detekovány jen malé frakce Cs, které byly nejspíše způsobeny infiltrací dešťové vody, ke které došlo před selektivní adsorbci na částice půdy. Kontrastní účinky na absorpci ^{137}Cs v přítomnosti draslíku (K) způsobuje vysoká afinita Cs^+ a K^+ . Některé studie uváděly, že vyšší koncentrace K snižuje absorpci Cs (Rinaldi et al., 2017, Rosén et al., 2011, Smolders et al., 1996) další studie (Kondo et al., 2015, Squire a Middleton, 1996) poukazovaly na zvýšení absorpce Cs díky přidání K do půdy. Cline a Hungate (1960) s přidavkem draslíku v koncentraci 0,07 – 0,25mM pozorovali klesající absorpci ^{137}Cs . Naopak rostoucí absorpci ^{137}Cs zaznamenali ve vnější koncentraci draslíku v rozmezí 0,25 – 20mM. V přítomnosti Cs je ovlivněno vychytávání K i Cs a pravděpodobně jsou blokovány hlavní dostupné cesty pro příjem buněk do mezofylu v listech rostlin (Zhu et Smolders, 2000, Soudek et al., 2004).

A.Passikallio et al. (1994) zkoumali přenos ^{137}Cs a ^{90}Sr z půd na rostliny a do potravinářských plodin po havárii v Černobyli. Studie proběhla ve Finsku na 7 různých místech v rozmezí 2 – 4 let. U polních plodin v jižní oblasti se poměr koncentrace ^{137}Cs u rostlin a půdy pohyboval od 0,001 Bq/kg do 0,26 Bq/kg. V severní oblasti byly naměřeny hodnoty od 0,01 Bq/kg do 2,29 Bq/kg ^{90}Sr bylo naměřeno v celé oblasti v rozmezí 0,02 – 2,44 Bq/kg s tím, že průměrný koncentrační poměr byl v jižní oblasti oproti ^{137}Cs téměř devítinásobný. Koncentrační poměr ^{137}Cs u listové zeleniny kolísal s postupem roků výzkumu. U mrkví, brambor a zejména obilovin se koncentrační poměr postupně snižoval. Ve čtvrtém, tedy posledním roce činil průměrný koncentrační poměr ^{137}Cs v jižní oblasti téměř 60% hodnoty z prvního roku pro hrubé minerální půdy a téměř 80% pro hlinité a bahnitě půdy. Poměr ^{90}Sr byl nejnižší pro organické půdy. Koncentrační poměr ^{137}Cs pro zeleninu a obilí se s časem snižoval v následujícím pořadí – hlávkový salát, zelí, mrkev, brambor, obiloviny, cibule a u ovoce v pořadí – černý rybíz, jahoda, jablko. Koncentrační poměr ^{90}Sr se u zeleniny a obilovin snižoval následovně – hlávkový salát, zelí, mrkev, cibule, obiloviny a brambor. Azeez H. Hiwa et al. (2019) provedli studii v hlavním městě iráckého Kurdistanu Erbilu. Vybrali si tři skleníky a deset zemědělských polí pro sběr

rostlinných plodin, obilí, zeleniny, ovoce, hlíz a kořenů pro stanovení koncentrace ^{226}Ra , ^{232}Th a ^{40}K v půdách a odebraných rostlinných kulturách. Byly odebrány vzorky půdy v hloubce 20 cm a rostlinné kultury jako např. ředkvičky, cukety, rýže. Studie ukázala následující koncentraci půdy – pro ^{226}Ra to bylo v rozmezí 11,94 – 18,24 Bq/kg, pro ^{232}Th v rozmezí 8,80 – 12,36 Bq/kg a pro ^{40}K v rozmezí 247,65 – 338,26 Bq/kg. Pro rostlinné kultury byly naměřeny koncentrace ^{226}Ra , v rozmezí 0,20 – 1,45 Bq/kg, pro ^{232}Th v rozmezí 0,11 – 0,48 Bq/kg a pro ^{40}K v rozmezí 68,07 – 1355,36 Bq/kg. Rostlinné kultury nebyly významně ovlivněny koncentracemi v půdě, což naznačuje, že přenos radioaktivních nuklidů z půdy na rostlinné plodiny je ovlivněn zejména fyziologickými vlastnostmi půdy a jejich dostupností a metabolickými charakteristikami různých druhů rostlin. Nejnižší koncentrace ^{226}Ra byla nalezena ve zkoumaných cuketách, nejnižší koncentrace ^{232}Th a ^{40}K byla nalezena v rýži. Oproti tomu nejvyšší koncentrace ^{226}Ra , ^{232}Th a ^{40}K byly nalezeny u ředkviček zřejmě z toho důvodu, že ředkvičky absorbovaly nejvyšší množství radioaktivních nuklidů přímo z půdy, jelikož se jedná o podzemní plodinu a je v těsném kontaktu s radioaktivními nuklidy v půdě.

3.7 Vliv radioaktivních prvků na životní prostředí

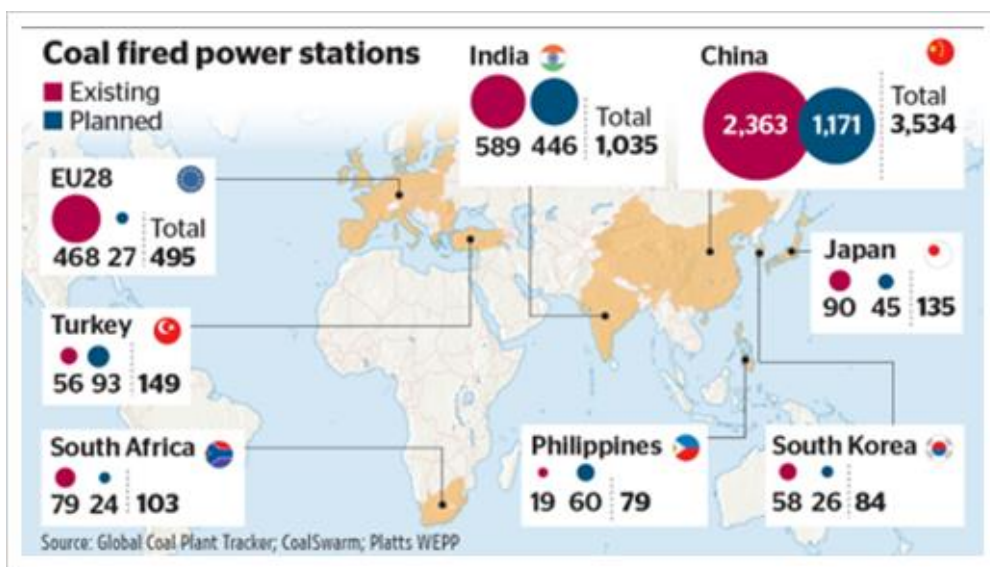
K uvolnění radioaktivních částic do životního prostředí přispěla a přispívá řada různých zkoušek jaderných zbraní, nehody jaderných elektráren a požáry, kde jsou přítomny radionuklidy. Podle národní unie čisté a aplikované chemie (IUPAC) jsou radionuklidy definovány podle jejich fyzikálně-chemických vlastností, jako jsou nominální molekulová hmotnost, oxidační stav, struktura a morfologie hustoty, valence (IUPAC, 2018). Podle IAEA (2011) jsou zase radioaktivní částice definovány jako lokalizovaná agregace radioaktivních atomů, která vede k nehomogenní distribuci radionuklidů výrazně odlišných od distribuce v pozadí matrice. Radionuklidové druhy v rozmezí 0,001 μm – 0,45 μm se označují jako koloidy, pseudokoloidy nebo nanočástice. Ve vodních systémech jsou radionuklidové druhy menší než 1 nm a jsou označovány jako druhy s nízkou molekulovou hmotností. Na základě analýzy velikosti zrn lze také identifikovat různé kategorie půdy nebo sedimentů jako jsou písek (0,06 – 2 mm), bahno (0,002 – 0,060 mm) a jíly (menší než 2 μm). Částice, které jsou větší než 2 mm by měly být označovány jako fragmenty. Ve vzduchu jsou radioaktivní částice klasifikovány podle aerodynamických průměrů, přičemž částice menší než 7 – 10 μm a jsou považovány za respirační (Salbu et al., 2018). Aby bylo možné posoudit dopad na životní prostředí a rizika spojená s

ekosystémy kontaminovanými radioaktivními částicemi, musí být vytvořeny vazby mezi zdrojem a depozicí, přenosem na ekosystémy a účinky na exponované organismy. Největším zdrojem celosvětové radiologické kontaminace bylo testování jaderných zbraní. První test jaderných zbraní byl proveden 16. července 1945 v Novém Mexiku. Konkrétně se testovala bomba Trinity 21 kt. Od tohoto dne do 23. září 1992 udržovaly Spojené státy program intenzivního jaderného testování a podle DOE/NV (2000) bylo provedeno přes tisíc jaderných testů v Tichém oceánu, testovacím prostoru v Nevadě a na dalších různých místech USA (např. Aljašce, Coloradu, Mississippi a Novém Mexiku). Na konci šedesátých let bylo na různých testovacích místech severní polokoule provedeno přibližně 350 atmosférických atomových bombových testů (Eikenberg et al., 2004).

Tyto testy uvolnily do atmosféry více než 9×10^5 TBq zbytkového ^{239}Pu , 9×10^5 TBq ^{137}Cs a 6×10^5 TBq ^{90}Sr . Mezi lety 1966 až 1996 provedla Francie testy jaderných zbraní ve Francouzské Polynésii (Přingsten et al., 2001). Celkový francouzský program jaderného testování se skládal z 210 testů a testování skončilo dne 27. ledna 1996 (IAEA, 1998). Další nedílnou součástí kontaminace životního prostředí jsou jaderné elektrárny. Během provozu typického reaktoru se produkuje více než 200 radionuklidů. Většina radionuklidů má relativně krátkou životnost a během několika desetiletí se rozpadají na nízkou úroveň (Crowley, 1997). Z normálního provozu jaderné elektrárny je emitováno mnoho radionuklidů. Například roční vypouštění plyných ^{14}C (radiokarbon) do ovzduší v Německu bylo v roce 1999 odhadnuto na 280 ± 20 GBq/GWe. 30% z nich se již emitováno ve formě CO_2 , zbytek v organické formě (zejména CH_4). Ve Francii bylo odhadováno, že vypouštění ^{14}C činí 140 GBq/y na jednotku 900 MWe a 220 GBq/y na jednotku 1300 MWe (Roussel-Debet et al., 2006). K výrobě energie se v jaderném reaktoru běžně používá palivo z pevných pelet obohacených o uran. Uranové pelety jsou velikostí velké asi jako špička lidského prstu, ale jedna peleta má množství energie jako 1 t uhlí. Po 3-4 letech peleta ztrácí svoji účinnost a je z reaktoru odstraněna. Ročně se vyprodukuje téměř 25-30 t jaderného odpadu a na základě současné světové kapacity jaderné energie bylo vyprodukováno celkem asi 12 000 t jaderného odpadu a 150 000 t těžkých kovů, což jsou kovy či polokovy, které představují hrozbu pro životní prostředí a zdraví, jelikož mají schopnost se u živých organismů vázat na určité látky, jako jsou např. bílkoviny, nukleové kyseliny apod. (Macfarlane et Miller, 2007). V těle poté působí jako enzymatické jedy a mohou podpořit vznik chronických infekcí a onemocnění a mnohé z nich jsou karcinogenní. Mezi nejnebezpečnější těžké kovy, které mohou pronikat do potravního

řetězce a poté i do lidského těla patří arzén, rtuť a kadmium. Vyhořelý jaderný odpad je skladován na přibližně 125 místech ve 39 státech s více než 161 milionem lidí, kteří bydlí poblíž těchto míst. Do konce roku 2020 se předpokládá, že množství těžkých kovů vzroste na téměř 77 100 t. Radioaktivní odpady a veškerá nebezpečí s nimi spojená by měla být vyřešena zavedením tzv. geologického nebo hlubinné uložení. V současné době probíhá v České Republice výběr několika vhodných lokalit pro budoucí uložení. Z navržených sedmi lokalit – Čertovka, Magdaléna, Březový potok, Hrádek, Čihadlo, Horka a Kraví hora budou vybrány nejvhodnější dvě, které SÚRAO předloží během roku 2020 vládě k finálnímu rozhodnutí (SÚRAO, 2020). Ve srovnání se skladováním v sudech, nebo speciálních bazénech pro vyhořelé palivo je hlubinné uložení řešením s mnohem nižší rizikovostí úniku (Johnson et al., 2017). Světová ekonomika roste a jaderná energie je uznávána jako velký zdroj bez větších emisí, který je schopen uspokojit stále větší potřebu elektřiny. Jaderná energie poskytuje 19% elektřiny pro USA, 78% pro Francii a 48% pro Švédsko, což pokrývá jednu až tři třetiny výroby energií celého státu. Očekává se, že velký nárůst výroby jaderné energie bude v Číně, Japonsku, Jižní Koreji a Indii (v Obr. č. 4 uvádím současné a plánované jaderné elektrárny ve světě). V roce 1970 se začalo s budováním jaderných elektráren v pevninské Číně. První dvě jaderné elektrárny v pevninské Číně byly postaveny v zátocě Daya poblíž města Hongkong a Qinshanu jižně od Šanghaje.

Obr. č. 4 – Současné a plánované jaderné elektrárny (The GWPF, 2017)



Pro posouzení potenciální kontaminace životního prostředí z normálního provozu jaderných elektráren bylo provedeno monitorování radionuklidů v suchozemském a vodním prostředí na různých vzorcích životního prostředí, včetně půd, rostlin (jehličí, čaj, tráva, mech, řasy) a potravin (pšenice, zelí, rýže). Aby bylo možné řešit rostoucí jadernou energii v Číně, byla v pobřežní provincii Zhejiang zřízena Státní správa ochrany životního prostředí. Centrum je zodpovědné zejména za radiologické monitorování a nakládání s radioaktivními odpady, které zahrnují správu sítě radiačního monitorování, sběr a analýzu údajů, přípravu technických pokynů a norem, školení a zajištění kvality / kontrolu kvality. Středisko sestavuje a zveřejňuje výroční zprávu o výsledcích monitorování radiace v blízkosti jaderných elektráren a dalších jaderných zařízení v Číně (Lu et al., 2006, Adliene et al., 2006, Jean-Baptiste et al., 2007).

3.8 Cs v planktonu

Plankton je z mnoha důvodů majákem změny klimatu v prostředí. Je ektotermický (jejich tělesná teplota se mění v závislosti na okolí), takže jejich fyziologické procesy, jako je příjem živin, fotosyntéza, dýchání a reprodukční vývoj, jsou vysoce citlivé na teplotu. Většina druhů planktonu je krátkodobá, takže existuje úzká vazba mezi změnami prostředí a dynamikou planktonu. Fytoplankton sestává z mikroskopických jednobuněčných rostlin a tvoří základ mořských ekosystémů. Růst fytoplanktonu řídí dva faktory - světelné záření a živiny. Světlo je k dispozici pouze v horních vrstvách vodních ploch (200 m nebo méně), zatímco živiny jsou hojnější v hlubších vrstvách (Hewitt et Lipsky, 2009). Fytoplankton je schopen bioakumulovat různé kovy a radionuklidy (Fisher, 1986) a tyto kontaminanty mohou být poté absorbovány několika třídami zooplanktonu, které se fytoplanktonem živí (Fisher et Reinfelder, 1995).

Nejvyšší koncentrace fytoplanktonu se vyskytuje tam, kde se světlo a odpovídající živiny shodují (např. oblasti pobřežního podnebí, oceánské průčelí a přechodové zóny). Fytoplankton má životnost dnů až týdnů, zatímco pozemské rostliny mají životnost let. Planktonové systémy budou tedy reagovat rychleji na změny oproti rostlinám. Dopady změny klimatu na plankton se projevují jako předvídatelné změny v distribuci jednotlivých druhů a komunit, načasování důležitých událostí životního cyklu nebo fenologie, na hojnost a strukturu komunity, prostřednictvím dopadů acidifikace oceánů a jejich regulací podnebí. Kvůli této citlivosti a jejich globálnímu významu se projevují dopady na plankton a na klima v ekosystémech, které je podporují (Richardson, 2009). Zooplankton

hraje důležitou roli v mořském biogeochemickém cyklu jako sekundární producent potravinové sítě a je hlavním zdrojem potravy pro ryby a organismy s vyšší trofickou úrovní. Je proto nezbytné studovat hladinu a časové variace radiocesia v zooplanktonu ve spojení s mořskou vodou, sedimenty a suspendovanými mořskými částicemi. ^{137}Cs je jedním z hlavních radionuklidů přítomných v oceánech (Ikenoue et al., 2017). Většina ^{137}Cs v oceánu je přítomna díky atmosférickým spadům spojených s testováním jaderných zbraní. V menší míře se uvolňuje i z jaderných elektráren i zařízení na přepracování jaderného paliva (Aarkrog, 2003).

Po nehodě v jaderné elektrárně ve Fukušimě byly pozorovány zvýšené koncentrace ^{137}Cs v zooplanktonu v západní části Severního Pacifiku (Buesseler et al., 2012). Radiocesiové aktivity v různých mořských zooplanktonech (většinou u korýšů) byly patrné po havárii ve Fukušimě i v povrchových vodách mimo Japonsko. Aktivity v mořských fytoplanktonech byly velmi nízké nebo nezjistitelné (Buesseler et al., 2012, Baumann et al., 2015). Avšak i v hustých kulturách mořských řas, kde řasová biomasa překračuje přirozené úrovně, je bioakumulace Cs v těchto buňkách těžší detekovatelná (Heldal et al., 2001). Tím se zvyšuje možnost, že zooplankton může získat Cs primárně spíše z vodní fáze než ze zdrojů potravy, což by bylo v rozporu s většinou ostatních kovů. Pokud by tomu opravdu tak bylo, mohl by zooplankton účinně sloužit jako převládající nosič vstupu radiocesia do mořských potravinových řetězců, díky čemuž by se Cs stalo prakticky jedinečným mezi kovy, které se hromadí u mořských živočichů. Derin et al., (2018) provedli studii, kde výsledky ukazují, že hlavním zdrojem absorpce Cs v zooplanktonu je opravdu spíše vodná fáze než strava. Na rozdíl od většiny ostatních kovů, pro které je strava hlavním zdrojem, se Cs získává sorpcí z vodné fáze do zooplanktonu, kde spočívá především ve frakci tkáně u sladkovodních živočichů a v exoskeletu mořského zooplanktonu. Cs je vysoce asimilována rybami ze zooplanktonu, bez ohledu na to, zda je ve sladké nebo mořské vodě. Vysoká asimilační účinnost přijímaných Cs u zvířat ze stravy vede ke stálým a v některých případech mírně zvýšeným koncentracím při zvyšování trofických hladin v mořských potravních řetězcích.

3.9 Cs ve vodních organismech

Protože některé radioizotopy Cs mají dlouhý poločas rozpadu (např. 30,08 let pro ^{137}Cs), škodlivé účinky této kontaminující látky na vodní prostředí a člověka se mohou rozšířit na několik dekád (Metian et al., 2019). Lze je tak snadno bioakumulovat vodními organismy na dně vodního sloupce (např. fytoplanktonem a makrofyty) a poté je převést na vyšší trofické úrovně, jako jsou ryby (Mathews et Fisher, 2009). Zatímco radioaktivní úniky do oceánu se v poslední době obecně snížily, v pobřežních oblastech přijímajících přímé radioaktivní vstupy stále existuje mnoho nevyřešených problémů. To platí zejména po havárii v roce 2011, ke které došlo v jaderné elektrárně ve Fukušimě, kde bylo do mořského prostředí vypuštěno značné množství radiocesia (Bailly du Bois et al., 2012). Místní kontaminace sladkovodních ryb se stala vážným problémem, jelikož sladkovodní ryby akumulují vyšší hladiny ^{137}Cs než ryby mořské (Wada et al., 2019, 2016).

Chemické procesy někdy vyžadují vysokou energii a náklady na odstranění i nízké koncentrace radionuklidů z prostředí. Na druhou stranu, biologické procesy, jako je bioremediace a fytořediace, se považují za užitečné, protože rostliny a řasy mají schopnost absorbovat a koncentrovat radionuklidy do těl a buněk a pomáhat tedy s jejich odstraněním. Iwamoto K. et Shiraiwa Y. (2017) provedli po nehodě ve Fukušimě studii, kdy po testování 188 kmenů různých vodních rostlin a řas bylo zjištěno, že několik kmenů vykazuje vysokou schopnost akumulovat cesium v buňkách. Studie také ukázala, že kmeny, které jsou schopné odstraňovat cesium, jsou odlišné od kmenů vodních rostlin a řas, které jsou schopné odstraňovat jód a stroncium což naznačuje, že každý kmen vodních řas a rostlin je specifický pro každý prvek. Nejlepší kmen pro akumulaci cesia byl dle studie *Vacuoliviride crystaliferum*, což byl nově nalezený rod a druh. Baltské moře je nejvíce znečištěných oblastí moře na světě, pokud jde o ^{137}Cs (IAEA, 2005). Přibližně 82% radionuklidů ^{137}Cs v Baltském moři pochází ze spadu z havárie v Černobyli z roku 1986 (Nielsen et al., 2010). Místní jaderné elektrárny v Baltském moři přispívají během normálního provozu pouze 0,04% (Iosjpe et al., 2014). Hned po nehodě v Černobyli se koncentrace ^{137}Cs v povrchové mořské vodě zvýšila z výrazně pod 15 Bq/m^3 na $100\text{--}800 \text{ Bq/m}^3$ v různých mořských oblastech Baltského moře a zůstala nad 100 Bq/m^3 po dobu pěti let ve většině Baltského moře, poté začla koncentrace klesat. Odhaduje se, že koncentrace ^{137}Cs v Baltském moři se do roku 2020 vrátí na úroveň před Černobyli. U

mušlí (*Mytilus edulis*, *Macoma balthica*) se koncentrace ^{137}Cs pohybovaly v letech 2009–2011 mezi 0,6 a 9,8 Bq / kg suché hmotnosti (Zalewska et Suplinska, 2013).

Sladkovodní druhy ryb, jako je štika, okoun a plotice, obsahovaly vysoké koncentrace, které dosáhly vrcholů 2–3 roky po nehodě, a hodnoty se pohybovaly mezi 100 a 300 Bq/kg (Ilus, 2007). Populace tresky obecné ve střední oblasti Baltského moře měla po dobu pěti let koncentrace nad 100 Bq/kg, zatímco úroveň aktivity v tresce z ostatních oblastí zůstaly pod vrcholem 20 Bq/kg. V roce 2010 se koncentrace aktivity v mořských rybách (treska obecná, sled' obecný, platýs velký) pohybovala v rozmezí 1 až 7 Bq/kg vlhké hmotnosti. U sladkovodních ryb (štika) se odhadovala až na 15 Bq/kg (Zalewska et Suplinska, 2013; Iosjpe et al., 2014).

4 Metodika

4.1 Dafnie

Pro účel experimentu byly použity zástupci rodu hrotnatek (*Daphnia*), což jsou korýši z řádu perlooček o velikosti 1-5 mm. Rostou po celý život a v laboratorních podmínkách se dožívají 50-150 dnů, ve volné přírodě to je kolem 24 hodin. Hrotnatky se rozmnožují primárně pomocí cyklické partenogeneze, což je vývin nového jedince ze samičího vajíčka neoplozeného samčí pohlavní buňkou. Rozmnožovat se mohou také sexuálně tím, že produkují haploidní vejce, která vyžadují oplodnění samcem. Za přírodních podmínek podstoupí hrotnatky sexuální reprodukci přibližně jednou ročně (Lampert, 2011). Práce popsané v této metodice se týkají pouze hrotnatek odchycených v přírodních podmínkách.

Obr. č. 5 - Hrotnatka obecná (*Daphnia pulex*), (Jan Jurníček, 2015)



4.2 Experiment

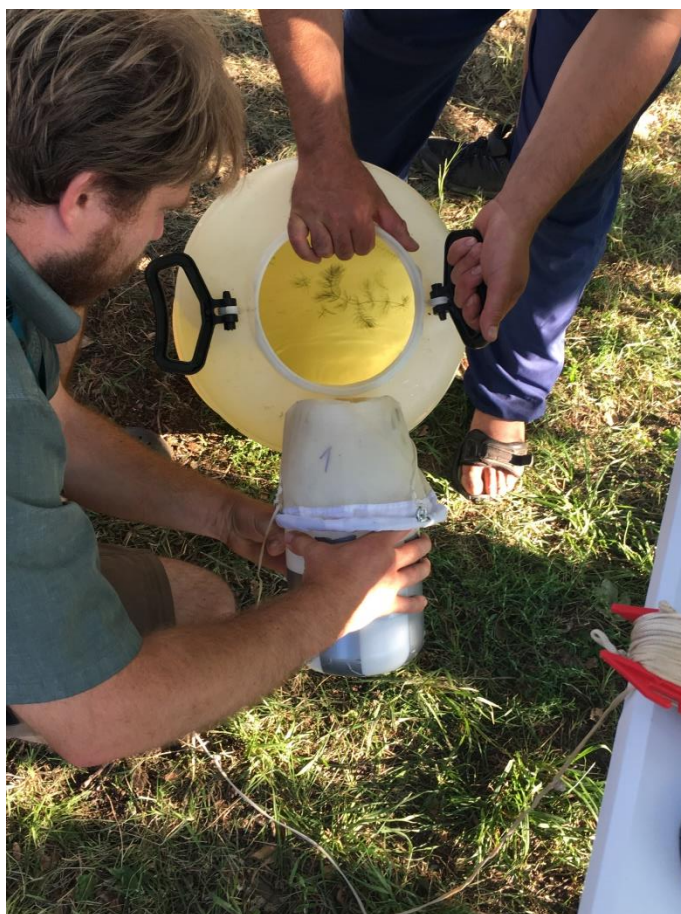
4.2.1 Příprava roztoků chloridu cesného (CsCl)

Příprava roztoků probíhala v laboratoři na Fakultě životního prostředí ČZU v Praze. Kontaminační roztok byl připraven z 99,99% krystalického CsCl obsahujícího stabilní izotop ^{133}Cs . Namíchány byly 2 koncentrace cesia a to 0,5 mM a 4 mM. Pro přípravu roztoku o koncentraci 0,5 mM bylo potřeba 0,021045 g CsCl a ke koncentraci 4 mM 0,16836 g CsCl. V každé koncentraci byly testovány 3 vzorky. K navážce Cs byly použity analytická váha, pinzeta a špachtle. Po navážení byly všechny nástroje umyty a osušeny tak, aby při dalším vážení nedocházelo k nepřesnostem. Přesná navážka CsCl byla přesypána do odměrné baňky a ke každé z nich se poté opatrně přililo 250 ml destilované vody. Roztoky byly poté přelity do zkumavek, řádně popsány a převezeny do terénu.

4.2.2 Příprava experimentu

Experiment se začal připravovat 25. 7. 2019 v 18:00 nedaleko obce Frahelž a započal v 19:00. Pro expozici řas (*Ceratophyllum demersum*) v první fázi a dafnií (*Daphnia*) ve fázi druhé, byly vybrány plastové 5 litrové uzavírací nádoby, na které byla pro jistotu dokreslena ryska. Nejdříve byly naplněny rybniční vodou přefiltrovanou (přes planktonku) o zooplankton 3 nádoby kontrolní, aby nedošlo k jejich náhodné kontaminaci. Dalších 6 nádob bylo ošetřeno 0,5 mM (3 nádoby) a 4 mM (3 nádoby) roztokem CsCl. Do nádoby s přefiltrovanou rybniční vodou (která se odebírala pomocí fandornu, který pojme většinu vodního sloupce) o objemu 5 litrů byl vylit kontaminační roztok o objemu 83,3 ml a molaritě 0,5 mM, (do dalších pak 4 mM).

Obr. č. 6 – Filtrace rybníční vody přes planktonku do barelů



4.2.3 Průběh experimentu

Rybníční voda byla přefiltrována 100 μm filtrem tak, aby v jejím objemu zůstal pouze fytoplankton. Při doplňování rybníční vody byly odebírány 5 ml vzorky pro stanovení fluorescence a turbidity. Nádoby byly umístěny na experimentální čtverec, který byl ukotven na rybníku Rod nedaleko Lomnice nad Lužnicí. Expozice řas probíhala 48 hodin.

2x denně ráno a večer byly nádoby s řasami a následně dafniemi promíchány. Ranní míchání bylo provedeno v 7:00 a večerní míchání v 19:00. Spolu s mícháním došlo i k potřebné výměně plynů. Nádoby otvíral jeden člověk a druhý čekal s nasazenými rukavicemi a pipetou, aby mohl odebrat vzorek vody z nádob. Odebíráno bylo 5 ml do šroubovacích vialek, patřičně označených. Po návratu z rybníka byla v terénní laboratoři změřena fluorescence a turbidita. Vzorky byly odebrány 26.7, 27.7. a při sklizni 29.7. Předpoklad byl, že chlorofyl se zvýší před nasazením dafnií (nárůst řas) a po jeho nasazení

se jeho počet zase sníží (konzumace řas). Zooplankton byl nasazen 27.7. 2019 přibližně v 19:00.

4.2.4 Ukončení experimentu

Na sklizeň byly připraveny uhelonové kornouty s velikostí oka 100 μm , sešivačka, trychtýř, síto, litrová odměrka, pipeta se špičkami, „misky do pece“, ták, efendorka + těsnění + trychtýř + pumpa, fixy, labmat, stříbrná izolepa, pinzeta, pytel na kontaminované odpadky a jedna 5 litrová nádoba, do které se přelévaly vzorky. Před koncem experimentu byly připraveny uhelonové kornouty. Všechno další nádobí bylo připraveno na tácu a popsáno. V 18:30 byly všechny nádoby sundány z konstrukce na rybníku. Na pevnině byly seřazeny podle koncentrací. Začínalo se od kontrol po nejvyšší koncentrace.

Nejdříve byl první +/- litr z experimentálních nádob přelit do odměrné nádoby. Obsah odměrné nádoby byl přefiltrován přes uhelonový filtr umístěný ve skleněném trychtýři do náhradní 5 litrové nádoby. Po vyprázdnění experimentální nádoby byl uhelonový filtr umístěn do trychtýře se vzduchovou pumpou k vysání přebývající vody. Vzorek byl ještě dosoušen lehkým dotykem filtračního papíru (v rukavicích). Vzorek tímto způsobem zbavený vody se vložil do žíhací misky a umístil do sušárny na 105°C. Délka sušení byla závislá na dosažení konstantní hmotnosti vzorku. Z přefiltrovaného vzorku bylo ještě odebráno 5 ml vody pipetou pro stanovení fluorescencea turbidity.

4.3 Laboratorní práce na vzorcích

Laboratorní práce na experimentu probíhaly na FŽP v Praze – Suchdole. Usušené vzorky byly vypreparovány z filtračních papírů a přendány do Petriho misek. Následovalo vážení (Obr. č. 7) a případné drcení usušených vzorků, které kvůli mikrovlnným rozkladům nemohlo přesáhnout váhu 0,2g. Po navážení se vzorky opatrně přendaly pomocí laboratorní lžičky a kopistu do teflonových baněk pro rozklad tak, aby co nejméně vzorku uvízlo na stěně baňky. Následně bylo přidáno 9ml 67% kyseliny dusičné (HNO_3) a 1ml 30% peroxidu vodíku (H_2O_2) pomocí pipety (10 ml a 1 ml). Teflonky se důkladně zavřely a zašroubovaly tak, aby střední váleček víčka a zbytek víčka byly ve stejné rovině. Následně se teflonové baňky důkladně vyčistily, jinak by hrozil výbuch teflonky, její roztavení nebo i poškození přístroje. Poté se vložily do rotoru, který se následně vložil do mikrovlnky pro mikrovlnné rozklady značky Multiwave. GO (Anton Paar GmbH). Po zapnutí mikrovlnky bylo nutné se přihlásit a založit nový pokus. Po založení nového pokusu se mikrovlnka

zapla a nastavený program jel 55 minut (z toho posledních 15 minut byl fáze chlazení). Po dokončení programu jsem opatrně vyndal teflonky z rotoru mikrovlnky a přenesl je do laboratorní digestoře. Při následném otevírání jsem pozoroval lehký kouř, který produkovala kyselina. Poté jsem přelil vzorky do baněk (Obr. č. 8), vnitřek teflonové baňky jsem vypláchl pomocí pipety destilovanou vodou (přibližně 10ml), aby byl získán rozložený vzorek co nejvyšší a opatrně přelil od baněk. Následně se zkumavky dolévaly na rysku 50 ml destilovanou vodou. Použité laboratorní pomůcky byly pečlivě umyty jarovou vodou, následně opláchnuty destilovanou vodou, usušeny a připraveny na další použití.

Obr. č. 7 - Vážení usušených vzorků pomocí analytické váhy a jejich následné přendání do teflonových baněk



Obr. č. 8 – Teflonky vytažené z mikrovlnky pro mikrovlnné rozklady a jejich přelití do baněk

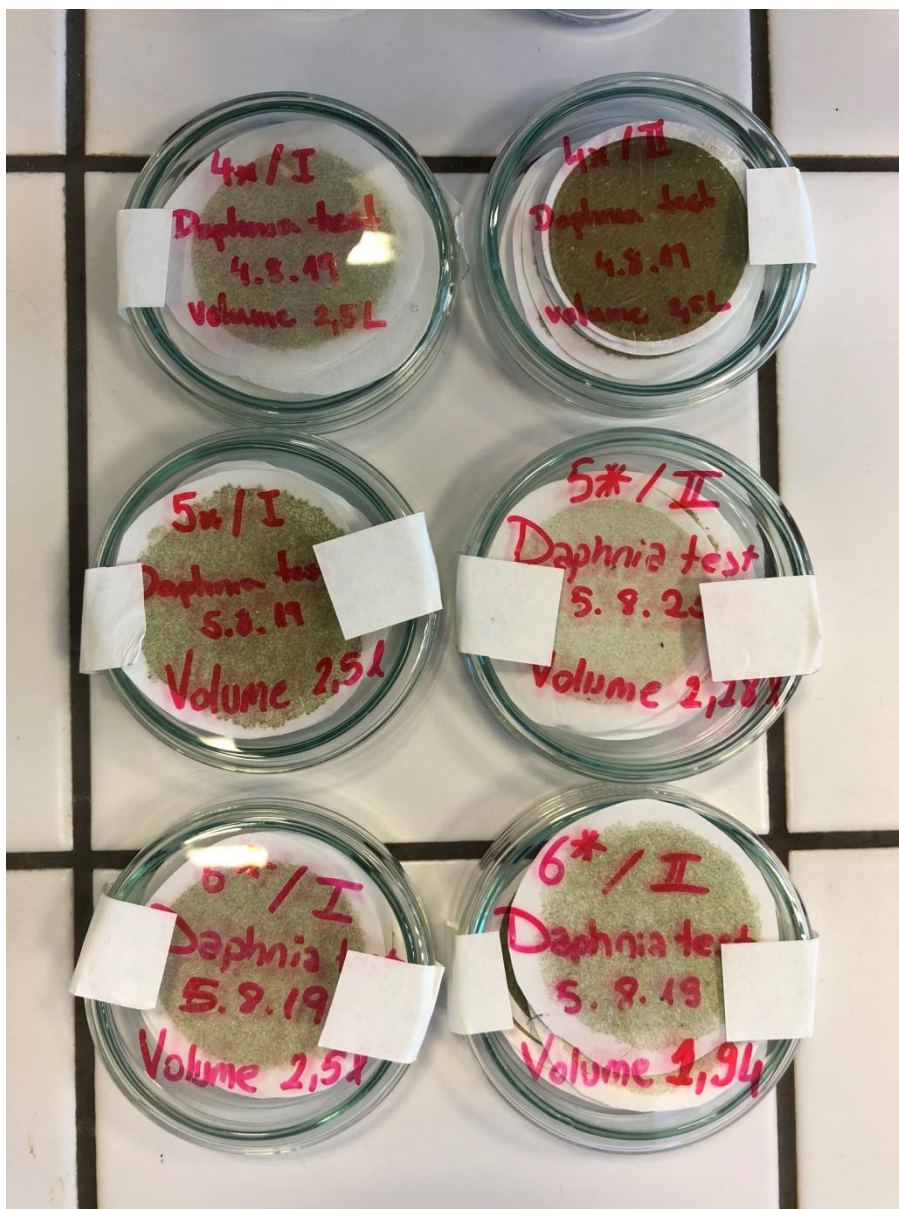


Dalšími vzorky experimentu byly vodní řasy, kterými byly dafnie přikrmovány a byly zachyceny na filtrovacích papírcích. Celkem bylo takto zkoumáno 14 vzorků s tím, že první 2 vzorky byly kontrolní. Filtrovací papíry byly usušeny, následně rozstříhány na menší kousky a dány do reagenčních nádob. Vzorky byly rozlišeny podle dne odběru a objemu, který přes filtr protekl (např. 6*/I. *Daphnia* test 5.8. , Volume 2,5l). Z každé nádoby máme k dispozici dva vzorky. Dále se do reagenčních nádob přidalo potřebné množství 67% kyseliny dusičné (HNO_3) a 30% peroxidu vodíku (H_2O_2) kvůli úplnému ponoření všech vzorků pomocí pipety (10 ml a 1 ml).

Takto namočené vzorky se louhovaly přes noc a následně byly pomocí trychtýřku přelity do 50 ml odměrných baněk. Filtrační papíry zůstaly v reagenční nádobce a tyto nádoby byly ještě 2-3 vypláchnuty přibližně 4 ml 30% peroxidu vodíku (H_2O_2) a následně opět přes trychtýřek přelity do baňky. Baňka se poté dolila pomocí pipety na rysku 50 ml destilovanou vodou a následně se obsah všech baněk přefiltroval přes filtrační papír do

zkumavek, aby se zbavil kalnosti. Vzorky 29,30,31 a 32 se po 4 dnech přefiltrovali znova, jelikož byly po první filtraci stále zakalené a nevhodné pro odeslání na laboratorní testy, kde byla zjišťována koncentrace cesia v jednotkách $\mu\text{g/g}$.

Obr. č. 9 – Usušené řasy na filtračních papírech, kterými se přikrmovaly dafnie



Další krokem bylo ředění všech vzorků pomocí destilované vody kvůli kalibrační křivce měřicího přístroje pro vyhodnocení výsledků. Ředění prvních 32 vzorků probíhalo v poměru 1:10, kdy ku 4 ml vzorku bylo přidáno 36ml destilované vody. Připraveno bylo 32 dalších zkumavek, které byly přehledně popsány. Prvním krokem bylo nabrání 4ml vzorku pomocí 1ml pipety (nabrání vzorku tedy probíhalo 4x) a následné přenesení do

nové, čisté zkumavky. Mezi každým nabráním dalšího vzorku se pipeta propláchla v destilované vodě, aby nedošlo ke sloučení více vzorků a výsledky byly vypovídající ke každému vzorku zvlášť. Dalším krokem bylo přidání 36 ml destilované vody pomocí 9ml pipety (nabrání destilované vody probíhalo tedy 4x) a následné přenesení do nové, čisté zkumavky, kde byly již naměřené 4ml vzorku. Zkumavka se po naměření celkem 40ml dostatečně dotáhla. Prvních 32 ředěných vzorků v poměru 1:10 se poté protřepalo, aby došlo k dostatečnému promíchání vzorku s destilovanou vodou pro další ředění. Druhé ředění další 32 vzorku v poměru 1:100 probíhalo z předchozích již rozředěných prvků v poměru 1:10.

Připravilo se dalších 32 nových, čistých zkumavek s přehledným popsáním a opět pomocí pipety (1ml) se odměřily 4ml vzorku (již rozředěného v poměru 1:10) a následně se přenesly do nových zkumavek. Následně se k vzorku přidalo 36 ml destilované vody pomocí 9ml pipety a zkumavky se utáhly a protřepaly. Dohromady bylo tedy naředěno 64 vzorků. Prvních 32 bylo naředěno v poměru 1:10 a dalších 32 v poměru 1:100. Výsledky ředění 1:10 uvádím v příloze (příloha č. 1). Konečné výsledky se musely násobit deseti, aby koncentrace byly v intervalu přístroje. U ředění v poměru 1:100 byly hodnoty velmi nízké a neměřitelné.

4.4 Vyhodnocení dat

Vyhodnocení dat probíhalo v programu Microsoft Excel (tabulkový kalkulátor), kde byla zapsána všechna dostupná data přehledně do tabulek, aby bylo možné uskutečnit budoucí výpočty.

Výsledky z laboratorních testů byly v jednotkách [$\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$] a vyjadřovaly koncentraci cesia v analyzovaném roztoku. Pro přepočítání koncentrace cesia v navážce v jednotkách [$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$], byl použit vzorec:

$$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} = \frac{(\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}) \times L}{g}$$

Kde $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ je hmotnost vzorku na litry, L objem zkumavky (50ml) a g je hmotnost usušených a nadrcených vzorků.

Dále bylo nutné u vzorků bez navážky (řasy zachycené na filtračních papírech) zjistit účinnost odstranění roztoku v procentech. To bylo spočítáno jako:

$$\text{Účinnost odstranění} = \frac{(Kon_{vstup} - Kon_{výstup})}{Kon_{vstup}} \times 100$$

Kde Kon_{vstup} označuje vstupní koncentraci (viz tab. č. 2) a $Kon_{výstup}$ koncentraci výstupní. To bylo spočítáno jako:

$$C_{vstup (83,3ml)} = C_{roztok CsCl} \times \frac{\text{molární hmotnost Cs}}{\text{molární hmotnost CsCl}}$$

Kde $C_{vstup (83,3ml)}$ je vstupní koncentrace pro objem 83,3 ml, $C_{roztok CsCl}$ je koncentrace roztoku CsCl (0,5mM nebo 4mM).

Vstupní koncentrace pro objem 5 l byla spočítána jako:

$$C_{vstup(5l)} = \frac{(C_{vstup (83,3ml)} \times V_1)}{V_2}$$

Kde $C_{vstup(5l)}$ je vstupní koncentrace pro objem 5 l, $C_{vstup (83,3ml)}$ je vstupní koncentrace pro objem 83,3 ml, V_1 je objem, který byl vylit do 5 l nádob (83,3 ml) a V_2 je objem, ve kterém probíhala kontaminace.

Tab. č. 2 – Vstupní koncentrace Cs+

Vstupní koncentrace pro objem 83,3 ml	μg/L	Vstupní koncentrace pro objem 5 l	μg/L
Koncentrace Cs+ - 0,5mM CsCl	0,395	Koncentrace Cs+ - 0,5mM	873,97
Koncentrace Cs+ - 4mM CsCl	3,158	Koncentrace Cs+ - 4mM	6991,74

Dále byla vyhodnocena i voda, která byla součástí kontaminační nádoby a byla kontaminována naším roztokem. Koncentrace byla spočítána jako:

$$C_{vstup(83,3ml)} = C_{roztok\ CsCl} \times \frac{\text{molární hmotnost Cs}}{\text{molární hmotnost CsCl}}$$

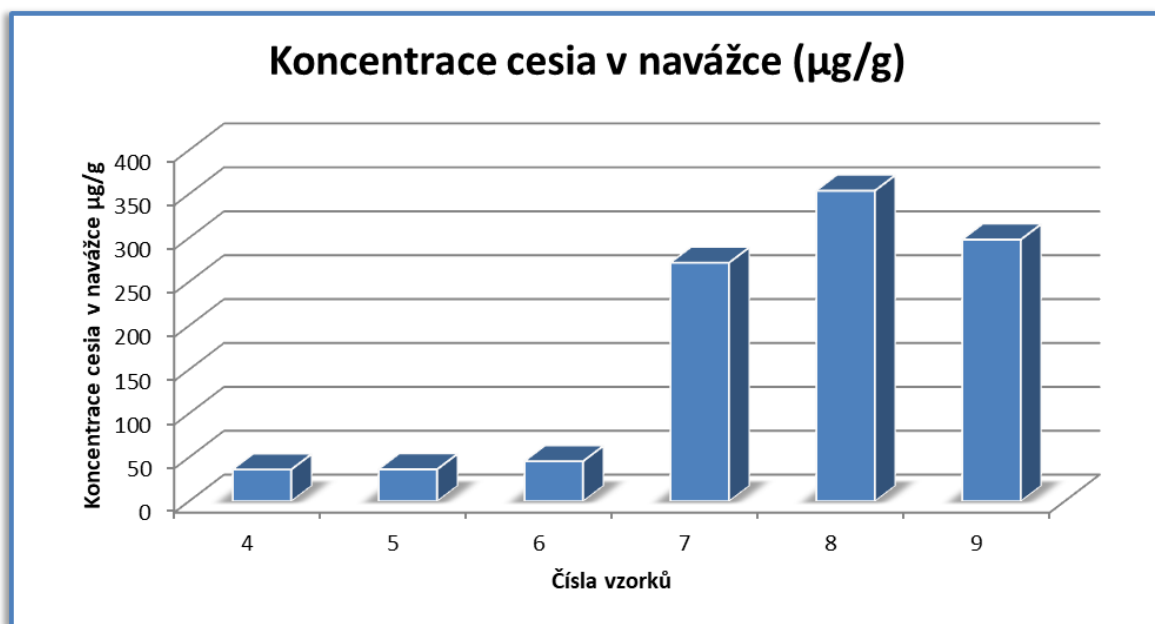
A poté přepočítáno na objem 5 l jako:

$$C_{vstup(5l)} = \frac{(C_{vstup(83,3ml)} \times V_1)}{V_2}$$

5 Výsledky

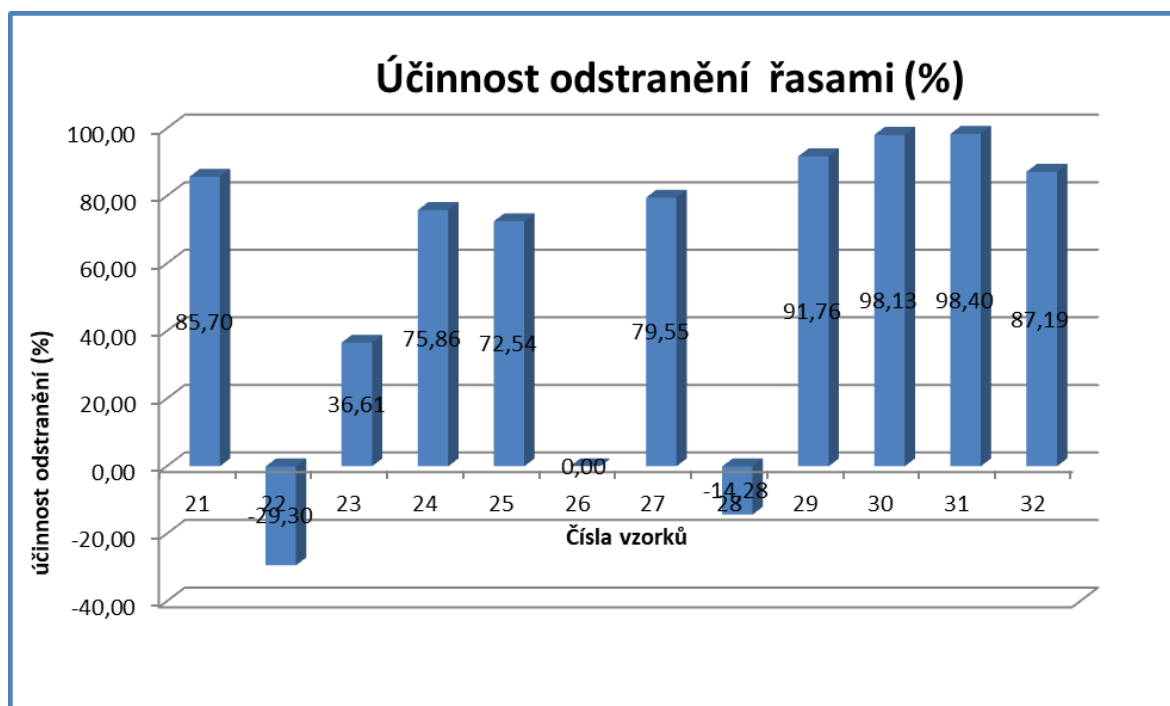
U výsledků experimentu byly nejdůležitější hodnoty u dafnií $\mu\text{g/g}$, které označují výstupní koncentraci cesia v navážce. Nejvyšší hodnoty byly u vzorku, který byl nasazen 3 den experimentu a byl kontaminován 4mM CsCl – 353,714 $\mu\text{g/g}$. Nejnižší hodnotu měl vzorek, který byl nasazen 2 den experimentu a byl kontaminován 0,5mM CsCl – 36,114 $\mu\text{g/g}$. Průměr koncentrací cesia u vzorků byl 173,539 $\mu\text{g/g}$. Pro zpracování grafů byl použit Microsoft Excel (tabulkový kalkulačtor).

Obr. č. 10 – Koncentrace cesia v navážce



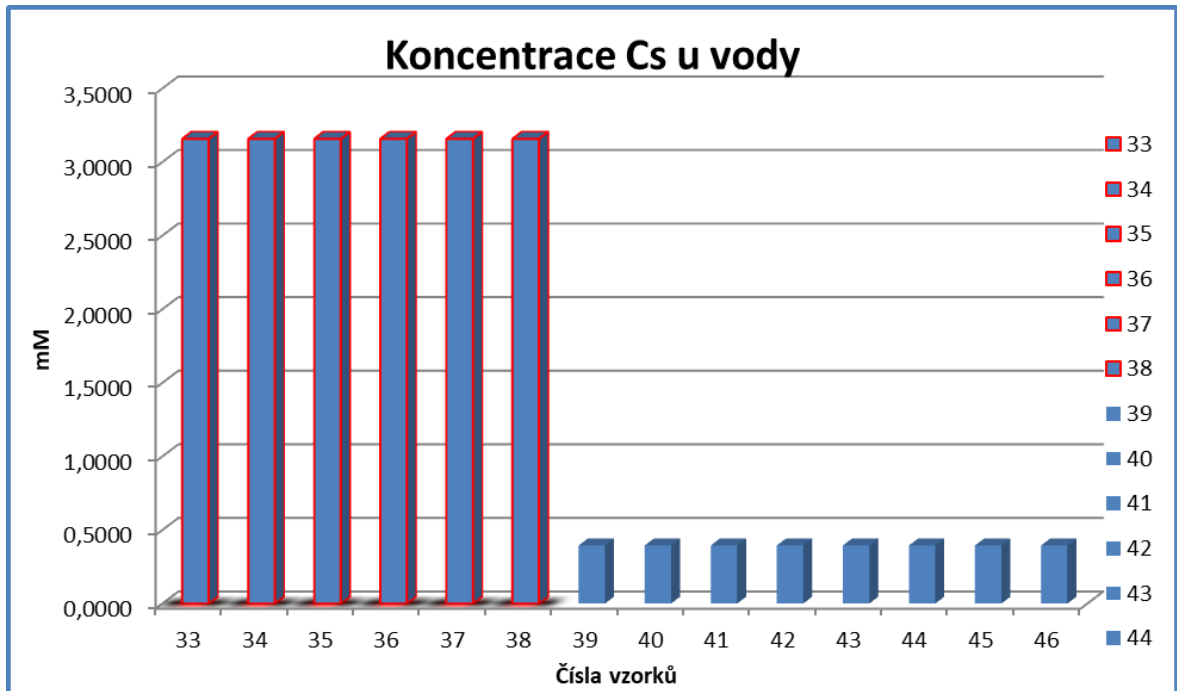
U řas to byla hodnota procenta odstranění cesia z daného vzorku. Tato procentuální hodnota udává množství absorbovaného cesia rostlinou, kterou byly dafnie přikrmovány v experimentálních nádobách. Nejvyšší hodnoty byly u vzorku číslo 41, který měl 98,4 % účinnost odstranění, nejnižší u vzorku číslo 22, který měl naopak – 29,3 % účinnost odstranění. Průměrné procento odstranění bylo 60,87% s mediánem 72,54%.

Obr. č. 11 – Procentuální účinnost odstranění Cs⁺ řasami



U vody, kontaminované roztokem CsCl byla finální koncentrace cesia v rozmezí 0,3947 – 3,1566mM pro objem 83,3ml a 0,0066 – 0,0562mM pro 5 l objem.

Obr. č. 12 – Koncentrace Cs vody, která byla v kontaminační nádobě společně s řasami ke kontaminaci dafnií (červeně označené sloupce reprezentují molaritu 4mM a modré 0,5mM)



6 Diskuse

Při tomto experimentu byla zkoumána schopnost dafnií hromadit stabilní cesium (^{133}Cs) a zjistit přestup dále do potravního řetězce. Součástí experimentu byla i kontaminace řas, kterými byly dafnie přikrmovány a vyhodnocení jejich účinnosti odstranění cesia z vodního prostředí. U kontrolních vzorků dafnií je zajímavé sledovat, že i když nebyly kontaminované, vykazovaly průměrné hodnoty 0,1165 $\mu\text{g/g}$ neboli 2,2567 $\mu\text{g/L}$.

Vzhledem k povaze experimentu, kdy se výzkum na příjem Cs zástupci rodu *Daphnia* dělal vůbec poprvé, nebyly předem stanoveny očekávané hodnoty. Nejvyšší hodnota příjmu cesia činila 353,714 $\mu\text{g/g}$ a nejnižší hodnota 36,114 $\mu\text{g/g}$. Zde tkví silná a slabá stránka toho experimentu. Silnou stránkou je nový přínos práce a jeho případné budoucí využití a slabou stránkou je nemožnost porovnání výsledků mimo naši studii.

Koncentrace přirozeně se vyskytujícího cesia (^{133}Cs) v životním prostředí se může lišit. Hodnoty ve vodním prostředí se pohybují v rozmezí 0,01 – 1,2 $\mu\text{g/l}$ pro sladkovodní vody a v rozmezí 0,5 – 2,0 $\mu\text{g/l}$ pro vody mořské (Komarov et Bennett, 1983). Je tedy pravděpodobné, že kontaminace kontrolních vzorků pochází z daného prostředí.

Předpoklad, který byl na začátku experimentu, že před nasazením dafnií (nárůst řas) se chlorofyl zvýší a po jeho nasazení se jeho počet zase sníží (konzumace řas) se potvrdil díky konzumaci řas dafniemi. Dafnie prokázaly, že jsou schopny přijmout a akumulovat větší množství Cs (v průměru to bylo 173,539 µg/g), každopádně nezabrání Cs se dál posouvat v potravním řetězci, kde hrají důležitou roli v rozptylu cesia, jakožto potrava pro ryby.

Ikenoue et al., (2017), kteří odebrali v letech 2012 – 2015 79 vzorků zooplanktonu na osmi místech v Tichomoří u východního pobřeží Japonska, aby zkoumali časovou variabilitu izotopů cesia vypuštěných po nehodě z jaderné elektrárny Fukušima uvádějí, že jejich koncentrace stabilního cesia (^{133}Cs) u odebraného zooplanktonu v mořských vodách se pohybovala v rozmezí od 26 – 379 ng/g sušiny, s průměrnou odchylkou 72 ± 59 ng / g sušiny. Z čehož při převodu na µg/g dostaneme rozmezí 0,026 – 0,379 µg/g, s průměrnou odchylkou $0,072 \pm 0,059$ ng/g. Ačkoli se taxonomické složení měnilo se sezónností a geografickou polohou, dominantními zooplanktonem byli v tomto výzkumu zástupci rodu *Maxillopoda*. Dále byly k výzkumu testovány např. i zástupci rodu *Malacostraca*. Při porovnání s rozmezím mého experimentu, které bylo 0,0800 – 353,71 ng/g (včetně kontrol) můžeme pozorovat, že spodní hodnoty jsou podobné. Je ale nutné zmínit, že výzkum Ikenoue et al., probíhal po dobu 4 let. Kromě toho byl poměr atomů $^{137}\text{Cs} / ^{133}\text{Cs}$ v zooplanktonu trvale vysoký ve srovnání s poměrem v okolní mořské vodě po celou dobu vzorkování. Kitamura et al., (2017) zkoumali časové změny kontaminace oceánského zooplanktonu radiocesiem (^{134}Cs a ^{137}Cs) pocházející z havárie jaderné elektrárny Fukušima Dai-ichi jeden měsíc až tři roky po havárii v subarktických a subtropických stanicích (1900 a 900–1000 km od elektrárny) v západním severním Pacifiku. Maximální koncentrace aktivity Cs v zooplanktonu byly o dva řády vyšší než úroveň před nehodou. V prvních čtyřech měsících po nehodě se koncentrace aktivity radiocesie v subtropickém zooplanktonu rychle snížila, ale podobná změna nebyla pozorována na subarktické stanici. Většina subtropického zooplanktonu (s krátkou životností), který přijal radiocesium těsně po nehodě, byl pravděpodobně nahrazen nově vylíhnutým zooplanktonem během čtyř měsíců po nehodě, zatímco subarktický zooplankton (s dlouhou životností), který byl vysoce kontaminován radiocesiem, byl stále naživu i čtyři měsíce po nehodě. Na konci studie byly koncentrace aktivity Cs v subtropickém zooplanktonu stále vysoké, zatímco koncentrace aktivity v subarktickém

zooplanktonu se snížily téměř na úroveň před nehodou. Jeden měsíc po nehodě činila hodnota 0,18 Bq / kg sušiny, což je o dva řády více, než před nehodou.

Tateda (1997), který při odběru 20 vzorků zooplanktonu (zejména *Copepoda* a *Branchypoda*) a 10 vzorků mořské vody 5 kilometrů od japonského města Misaki uvádí, že z výsledků výzkumu je patrné, že koncentrace ^{137}Cs (Bq / kg) a stabilního cesium (^{133}Cs) spolu úzce souvisí. Derin et al., (2018) provedli studii, kde výsledky ukazují, že hlavním zdrojem absorpce Cs v zooplanktonu je opravdu spíše vodná fáze než strava. V našem prováděném experimentu se spíše přikláníme k verzi, že zooplankton (konkrétně zástupci rodu *Daphnia*) přijímá Cs spíše ze stravy.

Při porovnání výzkumů, které pracovaly se zooplanktonem lze říci, že příjem a rychlost snižování kontaminace cesiem zooplanktonem závisí na časovém a geografickém hledisku a míře kontaminace.

Mnoho předchozích studií potvrdilo, že řasy mají silnou schopnost adsorpce a obohacování organických polutantů (Fu – Qiang et al., 2014, Yu et al., 2017), což se potvrdilo i v tomto experimentu, kdy řasy, kterými byly přikrmovány dafnie měly průměrnou účinnost odstranění cesia 67,81%. Řasy, které byly v kontaminační nádobě s roztokem o molaritě 0,5mM měly průměrnou účinnost odstranění 48,28%, řasy o molaritě 4mM 73,46%.

7 Závěr

Cílem bakalářské práce bylo zjistit, zda zástupci korýšů z řádu perlooček *Daphnia* jsou schopny hromadit stabilní cesium (^{133}Cs), kterým byly kontaminovány. Laboratorními testy bylo zjištěno, že dafnie cesium přijímají z vody či z kontaminovaných řas, které konzumují. U vzorků byly naměřeny koncentrace cesia v rozmezí 0,0800 – 353,714 $\mu\text{g/g}$, včetně kontrol. U kontrolních vzorků bez kontaminace cesia byly naměřeny velmi nízké hodnoty nepřesahující 0,1432 $\mu\text{g/g}$. Vzorky kontaminované měly hodnoty mnohonásobně vyšší v závislosti na výši koncentrace roztoku.

S cílem práce byla zodpovězena výzkumná otázka. Dafnie jsou schopny přijímat cesium a skrze potravní řetězec se může dostat z těchto organismů až k lidem.

8 Přehled literatury a použitých zdrojů

8.1 Odborné publikace

- Adliené D., Rääf C., Magnusson Å., Behring J., Zakaria M., Adlys G., Skog G., Stenström K., Mattsson S., 2006: Assessment of the environmental contamination with long-lived radionuclides around an operating RBMK reactor station , J. Environ. Radioact., 90 (2006), pp. 68-77.
- Anna Burger, Irene Lichtscheidl, 2018 : Science of The Total Environment, Volume 618, Pages 1459-1485.
- Anspaugh, L. R., Balonov, M., 2005. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. In: Proceedings of the International Conference: Chernobyl Looking Back to Go Forward, Towards a United Nations Consensus on the Effects of the Accident and the Future, pp. 6–7.
- Azeez H., Hiwa, Habeeb, Hanna Mansoura Saddon, T. Ahmadb, 2019: Applied Radiation and Isotopes, Volume 147, May 2019, Pages 152-158 , Transfer of natural radioactive nuclides from soil to plant crops.
- 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, J. Environ. Radioact., 114 (2012), pp. 2-9.
- Baumann Z., Fisher N. S., Gobler C. J., Buesseler K. O., George J., Breier C. F., Nishikawa J., 2015: Fukushima ¹³⁷Cs at the base of planktonic food webs off Japan, Deep Sea Res. Part I, 106 (2015), pp. 9-16.
- Buesseler K. O., Jayne S. R., Fisher N. S., Rypina I.I., Baumann H., Baumann Z., Breier C.F., Douglass E.M., George J., Macdonald A.M., 2012: Fukushima-derived radionuclides in the ocean and biota off Japan, pp. 5984-5988.
- Burton J. D., 1975: Radioactive nuclides in the marine environment. In Chemical Oceanography, Academic Press, London, 91 – 191 s.
- Cline et Hungate, 1960: Accumulation of potassium, cesium, and rubidium in bean plants grown in nutrient solutions, Plant Physiol., 35 (1960), p. 826.
- Crowley K. D., 1997: Nuclear waste disposal: the technical challenges , Phys. Today, 50 (6) (1997), pp. 32-39.

- De Koning A., R. N. J. Comans: Reversibility of radiocaesium sorption on illite², *Geochim. Cosmochim. Acta*, 68 (2004), pp. 2815-2823.
- Derin M. Thomas, Cheng-Shiuan Lee, Nicholas S. Fisher, 2018: Bioaccumulation and trophic transfer of ¹³⁷Cs in marine and freshwater plankton, *Chemosphere*, Volume 209, October 2018, Pages 599-607.
- disposal within a deep geologic repository. *Annals of Operations Research*, 253(2), pp. 733-755.
- Eikenberg J., Beer H., Bajo S., Gieré R., Stille P., 2004: Anthropogenic radionuclides emissions into the environment (Eds), *Energy, Waste and the Environment: a Geochemical Perspective*, Geological Society Special Publication 236, The Geological Society, London (2004), pp. 143-151.
- *Environment*, 557 – 613 s.
- Fisher N. S., Reinfelder J. R., 1995: The trophic transfer of metals in marine ecosystems , A. Tessier, D. R. Turner (Eds.), *Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems*, John Wiley, Chichester (1995), pp. 363-406.
- Fisher N., 1986: On the reactivity of metals for marine phytoplankton, *Limnol. Oceanogr.*, 31 (2) (1986), pp. 443-449.
- Fu-Qiang P., Guang-Guo Y., Bin Y., You-Sheng L., Hua-Jie L., Guang-Jie Z., Jian-Liang Z., 2014: Biotransformation of the flame retardant tetrabromobisphenol-A (TBBPA) by freshwater microalgae *Environ. Toxicol. Chem.*, 33 (2014), pp. 1705-1711.
- Giraud M., Douville M., Houde M., 2015: Chronic toxicity evaluation of the flame retardant tris (2 - butoxyethyl) phosphate (TBOEP) using *Daphnia magna* transcriptomic response *Chemosphere*, 132 (2015), pp. 159-165.
- Gommers Annick, Yves Thiry, Anne Iserentant, Bruno Delvaux, *Rhizospheric Mobilization and Plant Uptake of Radiocesium from Weathered Micas*.
- Heldal H. E., Stupakoff I., Fisher N. S., 2001: Bioaccumulation of ¹³⁷Cs and ⁵⁷Co by five marine phytoplankton species, *J. Environ. Radioact.*, 57 (2001), pp. 231-236.
- Ilus E., 2007: The Chernobyl accident and the Baltic Sea, *Boreal Environ.* pp. 1-10.
- Iosjpe M., Isaksson M., Joensen H. P., Lahtinen J., Logemann K., Pálsson S. E., Roos P., Suolainen V., Vartti V. - P., 2014: Consequences of Severe Radioactive Releases to Nordic Marine Environment., pp. 35-46.

- Iwamoto K., Shiraiwa Y., 2017: Accumulation of Cesium by Aquatic Plants and Algae. In: Gupta D., Walther C. (eds) Impact of Cesium on Plants and the Environment. Springer, Cham, ISBN 978-3-319-41525-3.
- Jean-Baptiste P., Baumier D., Fourre E., Dapoigny A., Clavel B., 2007: The distribution of tritium in the terrestrial and aquatic environments of the Creys-Malville nuclear power plant (2002–2005), *J. Environ. Radioact.*, 94 (2007), pp. 107-118.
- Jenkins M. C., Lillehoj H. S., Dame J. B., 1988: *Eimeria acervulina*: DNA cloning and characterization of recombinant sporozoite and merozoite antigens, *Exp. Parasitol.*, 66 (1988), pp. 96-107.
- Johan E., T. Yamada, M. W. Munthali, P. Kabwadza-Corner, H. Aono, N. Matsue: Natural zeolites as potential materials for decontamination of radioactive cesium, *Procedia Environ. Sci.*, 28 (2015), pp. 52-56.
- Johnson, B., Newman, A. et King, J., 2017: Optimizing high-level nuclear waste
- Kim S. R., Woo S. S., Cheong E. H., Ahn T. S., 2003: Nutrient removal from sewage by an artificial food web system composed of phytoplankton and *Daphnia magna*, *Ecol. Eng.*, 21 (2003), pp. 249-258.
- Komarov E., Bennett B. G., 1983: Selected Radionuclides. World Health Organization, Geneva. 275 - 282
- Kondo M., T. Makino, T. Eguchi, A. Goto, H. Nakano, T. Takai, Y. Arai-Sanoh, T. Kimura, 2015: Comparative analysis of the relationship between Cs and K in soil and plant parts toward control of Cs accumulation in rice, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 61 (2015), pp. 144-151.
- Liu Y., Wang Z., Yan K., Wang Z., Torres O. L., Guo R., Chen J., 2017: A new disposal method for systematically processing of ceftazidime: the intimate coupling UV/algae-algae treatment, *Chem. Eng. J.*, 314 (2017), pp. 152-159.
- Liu Y., Yan Z., Zhang L., Deng Z., Yuan J., Zhang S., Chen J., Guo R., 2019: Food up-take and reproduction performance of *Daphnia magna* under the exposure of Bisphenols *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 170 (2019), pp. 47-54.
- Lu J. - G., Huang Y., Li F., Wang L., Li S., Hsia Y., 2006: The investigation of ^{137}Cs and ^{90}Sr background radiation levels in soil and plant around Tianwan NPP, China, *J. Environ. Radioact.*, 90 (2) (2006), pp. 89-99.

- Macfarlane A. M., Miller M., 2007: Nuclear energy and uranium resources, pp. 185-192.
- Mathews T., Fisher N. S., 2009: Dominance of dietary intake of metals in marine elasmobranch and teleost fish, *Sci. Total Environ.*, 407 (2009), pp. 5156-5161.
- Matsuda N., Mikami S., Shimoura S., Takahashi J., Nakano M., Shimada K., Uno K., Hagiwara S., Saito K., 2015: Depth profiles of radioactive cesium in soil using a scraper plate over a wide area surrounding the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, Japan, *J. Environ. Radioact.*, 139 (2015), pp. 427-434.
- Nielsen S. P., Lüning M., Ilus E., Outola I., Ikäheimonen T., Mattila J., Herrman J., Kanisch G., Osvath I., 2010: Baltic Sea, Radionuclides in the Environment, pp. 205-264.
- Pflingsten W., Hadermann J., Perrochet P., 2001: Radionuclide release and transport from nuclear underground tests performed at Mururoa and Fangataufa – predictions under uncertainty, pp. 349-363.
- radionuclides measured in the northern hemisphere. *Science of The Total*
- Roussel-Debet S., Gontier G., Siclet F., Fournier M., 2006: Distribution of carbon 14 in the terrestrial environment close to French nuclear power plants, *J. Environ. Radioact.*, 87 (2006), pp. 246-259.
- Salbu B., Kashparova V., Lind O. Ch., Garcia-Tenorio R., Johansen M. P., P. Child D., Roose P., Carlos Sanchof C., 2018: *Journal of Environmental Radioactivity*, Volume 186, June 2018, Pages 101-115, Challenges associated with the behaviour of radioactive particles in the environment.
- Soudek et al. 2006 - Soudek P., Valenová Š., Vavříková Z., Vaněk T., 2006: ^{137}Cs and ^{90}Sr uptake by sunflower cultivated under hydroponic conditions. *Journal of Environmental Radioactivity*, 236 – 250 s.
- Soudek P., Tykva R., Vaněk T., 2004: Laboratory analyses of ^{137}Cs uptake by sunflower, reed and poplar *Chemosphere*, 55 (2004), pp. 1081-1087.
- Squire H. M., Middleton L. J., 1996: Behaviour of Cs^{137} in soils and pastures a long term experiment, *Radiat. Bot.*, 6 (1966), pp. 413-423.
- Teramage M. T., Onda Y., Patin J., Kato H., Gomi T., Nam S., 2014: Vertical distribution of radiocesium in coniferous forest soil after the Fukushima nuclear power plant accident, *J. Environ. Radioact.*, 137 (2014), pp. 37-45
- Thakur P., Ballard S., Nelson R., 2013: An overview of Fukushima

- Wada T., Konoplev A., Wakiyama Y., Watanabe K., Furuta Y., Morishita D., Kawata G., Nanba K., 2019: Strong contrast of cesium radioactivity between marine and freshwater fish in Fukushima, *J. Environ. Radioact.*, 204 (2019), pp. 132-142.
- Wada T., Tomiya A., Enomoto M., Sato T., Morishita D., Izumi S., Niizeki K., Suzuki S., Morita T., Kawata G., 2016: Radiological impact of the nuclear power plant accident on freshwater fish in Fukushima: an overview of monitoring results, *J. Environ. Radioact.*, 151 (2016), pp. 144-155.
- White and Broadley, 2000 : Mechanisms of caesium uptake by plants *New Phytol.*, 147 (2000), pp. 241-256.
- White P. J., Broadley M. R., 2000: Tansley review no. 113 mechanisms of caesium uptake by plants *New Phytol.*, 147 (2000), pp. 241-256.
- Zalewska T., Suplinska M., 2013: Anthropogenic radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr in the southern Baltic pp. 485-517.
- Zhang L., Liu J., 2014: AQUATOX coupled foodweb model for ecosystem risk assessment of Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in lake ecosystems, *Environ. Pollut.*, 191 (2014), pp. 80-92.
- Zhu et Smolders, 200: Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application, *J. Exp. Bot.*, 51 (2000), pp. 1635-1645.

8.2 Internetové zdroje – webové stránky institucí

- DOE / NV, ©2000: US DOE/ NV (U. S. Department of Energy, Nevada Operations Office), United States Nuclear Tests, July 1945 through September 1992, U. S. Department of Energy, Nevada Operations Office, Las Vegas (2000) (online) [cit. 2020.02.17], dostupné z: <<https://www.osti.gov/opennet/manhattan-project-history/publications/DOENuclearTests.pdf>>.
- IAEA, © 2005: : International Atomic Energy Agency , Worldwide marine radioactivity studies (WOMARS). Radionuclide levels in oceans and seas (online) [cit. 2020.05.17], dostupné z:<https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/TE_1429_web.pdf>.

- IAEA, ©1998: International Atomic Energy Agency, The Radiological Situation at the Atolls of Mururoa and Fangataufa: Inventory of Radionuclides Underground at the Atolls. Technical Report, vol. 3, Vienna., (online) [cit. 2020.02.17], dostupné z:< <https://www.iaea.org/publications/4560/the-radiological-situation-at-the-atolls-of-mururoa-and-fangataufa-technical-report-volume-3-inventory-of-radionuclides-underground-at-the-atolls>>.
- IAEA, ©2017: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, The Transition from 2-D Brachytherapy to 3-D High Dose Rate Brachytherapy: Training Material, Training Course Series (CD-ROM) No. 61, IAEA, Vienna (2017).
- IUPAC, ©2018: International Union of Pure and Applied Chemistry (online) [cit. 2020.06.01], dostupné z: < https://iupac.org/projects/project-details/?project_nr=2018-013-2-600>.
- SÚRAO, ©2020: Správa uložišť radioaktivních odpadů (online) [cit. 2020.06.01], dostupné z:< <https://www.surao.cz/pro-verejnost/pripravovane-uloziste/co-je-to-hlubinne-uloziste/>>.

8.3 Internetové zdroje

- Aarkrog, A., 2003: Input of anthropogenic radionuclides into the World Ocean. Deep-Sea Res. II 50, 2597–2606 (online) [cit. 2020.04.13], dostupné z:< https://www.researchgate.net/publication/222629712_Input_of_anthropogenic_radionuclides_into_the_World_Ocean>.
- Aria Bendix, 2019: Chernobyl was the world's worst nuclear-power-plant accident. Here's how it compares with Fukushima and Three Mile Island (online) [cit. 2019.12.19], dostupné z: <<https://www.businessinsider.com/chernobyl-fukushima-three-mile-island-nuclear-disasters-2019-6>>.
- Bownik A., Kowalczyk M., Bańcerowski J., 2019: Lambda-cyhalothrin affects swimming activity and physiological responses of *Daphnia magna* Chemosphere (2019), 10.1016/j.chemosphere.2018.10.192 (online) [cit. 2020.03.03], dostupné z: <<https://www-sciencedirect-com.infozdroje.czu.cz/science/article/pii/S0045653518320630>>.
- Buessler Ken O., Jayne Steven R., Fisher Nicholas S., Rypina Irina I., Hannes Baumann, Baumann Zofia, Breier Crystaline F., Douglass Elizabeth M., George Jennifer, Macdonald Alison M., Miyamoto Hiroomi, Nishikawa Jun, Pike Steven

- M., Yoshida Sashiko, 2012: Fukushima-derived radionuclides in the ocean and biota off Japan (online) [cit. 2020.04.11], dostupné z:<
<https://www.pnas.org/content/109/16/5984>>.
- Buttermann W. C., Brooks W. E., Reese J. R., 2005: Mineral commodity profiles: Cesium. (online) [cit. 2020.04.25], dostupné z:
 <<https://pubs.usgs.gov/of/2004/1432/>>.
 - Georg Steinhauser, Alexander Brandl, Thomas E. Johnson, 2014: Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: A review of the environmental impacts (online) [cit. 2019.12.18], dostupné z: <<https://www-sciencedirect-com.infozdroje.czu.cz/science/article/pii/S004896971301173X>>.
 - Hewitt R., Lipsky J. D., 2009: Encyclopedia of Marine Mammals, 2nd edition 2009, William F. Perrin, Bernd Würsig and J. G. M., Krill and Other Plankton, pp. 673 – 674 (online) [cit. 2020.04.11], dostupné z:<<https://www.sciencedirect.com/book/9780123735539/encyclopedia-of-marine-mammals>>.
 - Ikenoue T., Takata H., Kusakabe M., Kudo N., Hasegawa K., Ishimaru T., 2017 – SCIENTIFIC REPORTS, Temporal variation of cesium isotope concentrations and atom ratios in zooplankton in the Pacific off the east coast of Japan (online) [cit. 2020.04.25], dostupné z:
 <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5209667/>>.”
 - Kitamura M., Honda C. M., Hamajima Y., Kumamoto Y., Aoyama M., Kawakami H., Aono T., Fukuda M., Mino Y.(2017): Temporal changes in radiocesium contamination derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident in oceanic zooplankton in the western North Pacific (online) [cit. 2020.06.25], dostupné z:
 <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X16307561>>.
 - Lallanilla , 2019: Chernobyl: Facts About the Nuclear Disaster (online) [cit. 2020.04.25], dostupné z: <<https://www.livescience.com/39961-chernobyl.html>>.
 - Lalli M. Carol, Parsons R. Timothy, 1997: Biological Oceanography: An Introduction (Second Edition) (online) [cit. 2020.02.22], dostupné z:
 <<https://www.sciencedirect.com/topics/earth-and-planetary-sciences/food-chain>>.
 - Liu Y., Feng Y., Li J., Zhou D., Guo R., Ji R., Chen J., 2020: The bioaccumulation, elimination, and trophic transfer of BDE-47 in the aquatic food chain of *Chlorella*

- pyrenoidosa-Daphnia magna (online) [cit. 2020.03.15], dostupné z:< <https://www-sciencedirect-com.infozdroje.czu.cz/science/article/pii/S0269749119362219#bib24>>.
- Mark Tran, 2011: Nuclear crises: How do Fukushima and Chernobyl compare (online) [cit. 2019.12.18], dostupné z: <<https://www.theguardian.com/world/2011/apr/12/japan-fukushima-chernobyl-crisis-comparison>>.
 - Metian M., Pouil S., Fowler Scott W., 2019: Radiocesium accumulation in aquatic organisms: A global synthesis from an experimentalist's perspective (online) [cit. 2020.04.16], dostupné z:<<https://www-sciencedirect-com.infozdroje.czu.cz/science/article/pii/S0265931X1830568X#bib58>>.
 - Mina Ha, Young-Su Ju, Won Jin Lee, Seung-sik Hwang, Sang-Chul Yoo, Kyung-Hwa Choi, Eunae Burm, Jieon Lee, Yun-Keun Lee, and Sanghyuk Im, 2018: Cesium-137 Contaminated Roads and Health Problems in Residents: an Epidemiological Investigation in Seoul, 2011 (online) [cit. 2019.12.22], dostupné z:<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5811659/>>.
 - Mindy Weisberger ,2019: Chernobyl vs. Fukushima: Which Nuclear Meltdown Was the Bigger Disaster? (online) [cit. 2019.12.18], dostupné z:<<https://www.livescience.com/65554-chernobyl-vs-fukushima.html> >.
 - Mori, N., Takahashi T., 2012: Nationwide post event survey and analysis of the 2011 Tohoku earthquake tsunami. *Coastal Engineering Journal*, 54(01), 1250001. (online) [cit. 2019.12.19], dostupné z: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1142/S0578563412500015>>.
 - Paasikallio A., Rantavaara A., Sippola J., 1994: The transfer of cesium-137 and strontium-90 from soil to food crops after the Chernobyl accident (online) [cit. 2020.02.08], dostupné z: <<https://www-sciencedirect-com.infozdroje.czu.cz/science/article/pii/0048969794902852>>.

- Richardson A. J., 2009: Encyclopedia of ocean sciences (third edition), pp. 464 – 472 (online) [cit. 2020.04.11], dostupné z:<: <https://books.google.cz/books?id=z2-SDwAAQBAJ&pg=RA5-PA464&lpg=RA5-PA464&dq=aj+richardson+encyclopedia+oce%C3%A1n&source=bl&ots=LKXFh990BJ&sig=ACfU3U2jX69zbgPeLylc28GY4nECVImZWg&hl=cs&sa=X&ved=2ahUKEwjwqd7AnoboAhUImVwKHUGyAaoQ6AEwAHoECAgQAQ#v=onepage&q=aj%20richardson%20encyclopedia%20oce%C3%A1n&f=false>>.
- Státní úřad pro jadernou bezpečnost (2001) – Patnáct let od havárie v Černobyli (online) [cit. 2019.10.11], dostupné z:< https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/dokumenty/15let_od_havarie_Cernobyli.pdf>.
- Tamponnet C., Plassard C., Parekh N., Sanchez A., 2007: An overview of BORIS: Bioavailability of Radionuclides in Soils (online) [cit. 2020.02.23], dostupné z: <https://www.researchgate.net/publication/5787519_An_overview_of_BORIS_Bio_availability_of_Radionuclides_in_Soils>.
- Tateda Y. (1997): Concentration Factor of ¹³⁷CS for Zooplankton (online) [cit. 2020.05.23], dostupné z: <https://www.jstage.jst.go.jp/article/fishsci1994/64/1/64_1_176/pdf>.
- Yu Y., Zhou Y., Wang Z., Torres O. L., Guo R., Chen J., 2017: Investigation of the removal mechanism of antibiotic ceftazidime by green algae and subsequent microbic impact assessment , Sci Rep-UK, 7 (2017), p. 4168 (online) [cit. 2020.03.03], dostupné z: <https://www.researchgate.net/publication/317955479_Investigation_of_the_removal_mechanism_of_antibiotic_ceftazidime_by_green_algae_and_subsequent_microbic_impact_assessment>.

9 Přílohy

Příloha č. 1 – Výsledky ředění v poměru 1:10

	133Cs	
Název	µg/L	komentář
1 - daphnia 10× zředěná	2	
2 - daphnia 10× zředěná	1,62	
3 - daphnia 10× zředěná	3,15	
4 - daphnia 10× zředěná	697	
5 - daphnia 10× zředěná	1040	
6 - daphnia 10× zředěná	891	
7 - daphnia 10× zředěná	4910	
8 - daphnia 10× zředěná	6190	
9 - daphnia 10× zředěná	6610	
10 - daphnia 10× zředěná	13,1	
11 - daphnia 10× zředěná	2,87	
12 - daphnia 10× zředěná	2,2	
13 - daphnia 10× zředěná	1,98	
14 - daphnia 10× zředěná	4,28	
15 - daphnia 10× zředěná	1,66	
16 - daphnia 10× zředěná	1,08	
17 - daphnia 10× zředěná	0,84	
18 - daphnia 10× zředěná	1,53	
19 - daphnia 10× zředěná	4,01	
20 - daphnia 10× zředěná	1,92	
21 - daphnia 10× zředěná	125	
22 - daphnia 10× zředěná	1130	
23 - daphnia 10× zředěná	554	
24 - daphnia 10× zředěná	211	
25 - daphnia 10× zředěná	240	
26 - daphnia 10× zředěná	X	nezměřen, velmi zakalen mléčně bílým šlemem
27 - daphnia 10× zředěná	1430	
28 - daphnia 10× zředěná	7990	
29- daphnia 10× zředěná	575,95	
30- daphnia 10× zředěná	130,85	
31- daphnia 10× zředěná	111,7	
32- daphnia 10× zředěná	895,58	
33 - voda 10× zředěná	942	
34 - voda 10× zředěná	940	
35 - voda 10× zředěná	881	

36 - voda 10× zředěná	908	
37 - voda 10× zředěná	888	
38 - voda 10× zředěná	892	
39 - voda 10× zředěná	121	
40 - voda 10× zředěná	122	
41 - voda 10× zředěná	120	
42 - voda 10× zředěná	121	
43 - voda 10× zředěná	119	
44 - voda 10× zředěná	111	
45 - voda 10× zředěná	6,37	
46 - voda 10× zředěná	5,63	

Priloha č. 2 – Výpočet daných atributů v programu Microsoft Excel.

Vázení usušených tvorků		Číslo vřok (váh) [g]	název	Mm	ředění HNO3 a H2O2	L	poměr ředění	výsledky µg/L	výsledky µg/g	koncentrace Cs v 83,3ml	koncentrace Cs v 51 (mm)	51 (µg/L)	účinnost odstranění (%)
C1	C2												
0.1249	usušené Daphnie	0	0.05	1:10	0.000064051	2	0.0000	0.080064051	0.0000	0.0000	0	0.00	
0.0641	usušené Daphnie	0	0.05	1:10	0.126365955	1.62	0.0000	0.126365955	0.0000	0.0000	0	0.00	
0.11	usušené Daphnie	0	0.05	1:10	0.143181818	3.15	0.0000	0.143181818	0.0000	0.0000	0	0.00	
0.0965	usušené Daphnie	0.5	0.05	1:10	36.11398964	697	0.3947	36.11398964	0.3947	0.0066	0.8740	873.97	
0.1432	usušené Daphnie	0	0.05	1:10	36.31284916	1040	0.3947	36.31284916	0.3947	0.0066	0.8740	873.97	
0.0979	usušené Daphnie	0	0.05	1:10	45.50561798	891	0.3947	45.50561798	0.3947	0.0066	0.8740	873.97	
0.0904	usušené Daphnie	4	0.05	1:10	271.5707965	4910	3.1577	271.5707965	3.1577	0.0526	6.9917	6991.74	
0.0875	usušené Daphnie	0	0.05	1:10	353.7142857	6190	3.1577	353.7142857	3.1577	0.0526	6.9917	6991.74	
0.1109	usušené Daphnie	0	0.05	1:10	298.0162308	6610	3.1577	298.0162308	3.1577	0.0526	6.9917	6991.74	
0.1796	sušina test	0	0.05	1:10	0.364699332	13.1	0.0000	0.364699332	0.0000	0.0000	0	0.00	
0.0607	sušina test	0	0.05	1:10	2.87	2.87	0.0000	2.87	0.0000	0.0000	0	0.00	
0.1957	sušina test	0	0.05	1:10	2.2	2.2	0.0000	2.2	0.0000	0.0000	0	0.00	
0.185	sušina test	0	0.05	1:10	1.98	1.98	0.0000	1.98	0.0000	0.0000	0	0.00	
0.1062	sušina test	0	0.05	1:10	4.28	4.28	0.0000	4.28	0.0000	0.0000	0	0.00	
0.0458	sušina test	0	0.05	1:10	1.66	1.66	0.0000	1.66	0.0000	0.0000	0	0.00	
	pauze roztok HNO3 a H2O2	0	0.05	1:10	0.181222707	1.08	0.0000	0.181222707	0.0000	0.0000	0	0.00	
	pauze roztok HNO3 a H2O2	0	0.05	1:10	0.84	0.84	0.0000	0.84	0.0000	0.0000	0	0.00	
	pauze roztok HNO3 a H2O2	0	0.05	1:10	1.53	1.53	0.0000	1.53	0.0000	0.0000	0	0.00	
	pauze roztok HNO3 a H2O2	0	0.05	1:10	4.01	4.01	0.0000	4.01	0.0000	0.0000	0	0.00	
kontrola	3 *Jl. Daphnia test 3.8.19. Volume 2,5l (51ml)	0	0.05	1:10	173.5389616	1.92	0.0000	173.5389616	0.0000	0.0000	0.0000	0.00	
kontrola	3 *Jl. Daphnia test 3.8.19. Volume 2,5l (51ml)	0	0.05	1:10	125	125	0.3947	125	0.3947	0.0066	0.8740	873.97	
4 *Jl. Daphnia test 4.8.19. Volume 2,5l (51ml)	0.5	0.05	1:10	1130	1130	0.3947	1130	1130	0.3947	0.0066	0.8740	873.97	
5 *Jl. Daphnia test 5.8.19. Volume 2,5l	0.5	0.05	1:10	554	554	0.3947	554	554	0.3947	0.0066	0.8740	873.97	
5 *Jl. Daphnia test 5.8.19. Volume 2,28l	0.5	0.05	1:10	211	211	0.3947	211	211	0.3947	0.0066	0.8740	873.97	
6 *Jl. Daphnia test 5.8. - Volume 2,5l	0.5	0.05	1:10	240	240	0.3947	240	240	0.3947	0.0066	0.87	874	
6 *Jl. Daphnia test 5.8. - Volume 1,94l	0.5	0.05	1:10	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
7 *Jl. Daphnia test 5.8. - W/19 F.V. 2,65 (51ml)	0.5	0.05	1:10	1430	1430	3.1577	1430	1430	3.1577	0.0526	6.99	6991.74	
7 *Jl. Daphnia test 5.8. - W/19 F.V. 2,20	0.5	0.05	1:10	7990	7990	3.1577	7990	7990	3.1577	0.0526	6.99	6991.74	
8 *Jl. Daphnia test 5.8. - W/19 F.V. 2,20	0.5	0.05	1:10	575.95	575.95	3.1577	575.95	575.95	3.1577	0.0526	6.99	6991.74	
8 *Jl. Daphnia test 5.8. - W/19 F.V. 2,20	0.5	0.05	1:10	130.85	130.85	3.1577	130.85	130.85	3.1577	0.0526	6.99	6991.74	
9 *Jl. Daphnia test 6.8. - W/19 F.V. 2,20	0.5	0.05	1:10	111.7	111.7	3.1577	111.7	111.7	3.1577	0.0526	6.99	6991.74	
9 *Jl. Daphnia test 6.8. - W/19 F.V. 2,20	0.5	0.05	1:10	895.58	895.58	3.1577	895.58	895.58	3.1577	0.0526	6.99	6991.74	

Cs voda	vzorek (ml)	ředění		výsledek µg/l	koncentrace Cs v koncentrace v SI (mM)
		destil.	l		
33	*8/l. Daphnia test VI/19	36	0,04	942	3,1577
34	*8/l. Daphnia test VII/19	36	0,04	940	3,1577
35	9*/l. Daphnia test 6.8.19	36	0,04	881	3,1577
36	9*/l. Daphnia test 6.8.19	36	0,04	908	3,1577
37	*7/l. Daphnia test VII/19	36	0,04	888	3,1577
38	7*/l. Daphnia test VIII/19	36	0,04	892	3,1577
39	6*/l. Daphnia test 5.8.19	36	0,04	121	0,3947
40	6*/l. Daphnia test 5.8.19	36	0,04	122	0,3947
41	5*/l. Daphnia test 5.8.19	36	0,04	120	0,3947
42	5*/l. Daphnia test 5.8.19	36	0,04	121	0,3947
43	4*/l. Daphnia test 4.8.19	36	0,04	119	0,3947
44	4*/l. Daphnia test 4.8.19	36	0,04	111	0,3947
45	kontrola 3*/l. Daphnia test 3.8.19	36	0,04	6,37	0,0066
46	kontrola 3*/l. Daphnia test 3.8.19	36	0,04	5,63	0,3947

koncentrace Cs+	M2/M1	
M1(CsCl)	168,36	g/mol
M2(Cs)	132,906	g/mol
M2/M1	0,7894	g/mol
V1	0,0833	l
V2	5	l
Koncentrace 1 CsCl	0,5	mM
Koncentrace 2 CsCl	4	mM
VSTUPNÍ 83,3ml		
Koncentrace 1 Cs+	0,395	
Koncentrace 2 Cs+	3,158	
VSTUPNÍ 5l		
Koncentrace 1 Cs+	873,97	
Koncentrace 2 Cs+	6991,74	