



VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS

Asta Daunaravičienė

**PASYVIŲJŲ PRIEMAIŠŲ PERNAŠOS YPATUMAI BALTIJOS
JŪROS LIETUVOS PRIEKRANTĖJE**

**Daktaro disertacija
Technologijos mokslai, aplinkos inžinerija ir kraštotvarka (04T)**

Vilnius, 2007

Disertacija rengta 2004–2007 metais Vilniaus Gedimino technikos universitete.

Darbo mokslinis vadovas

Prof. habil. dr. Dmitrijus Styra (Vilniaus Gedimino technikos universitetas, technologijos mokslai, aplinkos inžinerija ir kraštovarkla – 04T).

Konsultantas

Doc. dr. Jonas Kleiza (Vilniaus Gedimino technikos universitetas, fiziniai mokslai, matematika – 01P).

Turinys

Disertacijoje naudojamų santrumpų sąrašas.....	5
IVADAS	6
<i>Problema</i>	6
<i>Darbo aktualumas</i>	6
<i>Darbo tikslas</i>	7
<i>Pagrindiniai darbo uždaviniai</i>	7
<i>Darbo mokslinis naujumas</i>	8
<i>Praktinė darbo reikšmė</i>	8
<i>Ginamieji disertacijos teiginiai</i>	9
<i>Darbo aprobavimas</i>	9
<i>Disertacijos tema skaityti pranešimai mokslinėse konferencijose</i>	9
<i>Apimtis ir struktūra</i>	10
1. PASYVIŲJŲ PRIEMAIŠŲ PASISKIRSTYMAS IR PERNAŠA JŪRINĖJE	
APLINKOJE	11
1.1. Radioaktyvusis ¹³⁷ Cs Pasauliniame vandenyne ir jam priklausančiose jūrose.....	11
1.1.1. Cezio stabilieji ir radioaktyvieji izotopai, jų charakteristikos.....	11
1.1.2. Jūrinės aplinkos radioaktyviosios taršos šaltiniai ir jų patekimo būdai.....	12
1.1.3. Radiocezio tūrinio aktyvumo pokyčiai jūrose ir vandenynuose.....	15
1.2. ¹³⁷ Cs radionuklidas Baltijos jūroje.....	22
1.2.1. ¹³⁷ Cs pasiskirstymas paviršiniame jūros vandenyje.....	22
1.2.2. Radiocezio vertikaliojo pasiskirstymo jūros vandenyje dėsninčiai.....	29
1.2.3. ¹³⁷ Cs Baltijos jūros dugno nuosėdose.....	33
1.2.4. ¹³⁷ Cs tūrinio aktyvumo pokyčiai Baltijos jūros Lietuvos priekrantėje.....	36
1.3. Radioekologinio monitoringo programos Baltijos jūroje.....	39
1.4. ¹³⁷ Cs tūrinio aktyvumo nustatymo jūros vandenyje metodų apžvalga.....	41
1.5. Modeliai pasyviųjų priemaišų pernašai jūrinėje aplinkoje vertinti.....	45
1.6. Pirmojo skyriaus išvados.....	50
2. TYRIMŲ OBJEKTAS IR METODAI	51
2.1. ¹³⁷ Cs radionuklido tūrinio aktyvumo nefiltruotame jūros vandenyje nustatymo metodika.....	51

2.1.1.	Jūros vandens bandinių paėmimas.....	51
2.1.2.	Radiocheminė analizė.....	52
2.1.3.	Stabiliojo cezio nešiklio cheminės išeigos įvertinimas.....	56
2.1.4.	^{137}Cs turinio aktyvumo nustatymas.....	57
2.2.	^{137}Cs turiniam aktyvumui įvertinti jūros priekrantėje matematinio modelio sudarymo metodika.....	59
2.3.	Antrojo skyriaus išvados.....	62
3.	MATEMATINIS MODELIS.....	63
3.1.	Matematinis modelis pasyviųjų priemaišų pernašai Baltijos jūros pietrytinėje dalyje ir priekrantėje vertinti.....	63
3.2.	Trečiojo skyriaus išvados.....	67
4.	EKSPERIMENTINIŲ IR TEORINIŲ TYRIMŲ REZULTATAI IR JŲ ANALIZĖ.....	68
4.1.	^{137}Cs radionuklido turinio aktyvumo palyginimas Lietuvos jūrinėje akvatorijoje ir priekrantėje bei savivalos tendencijos analizė 1997–2003 m.....	68
4.2.	^{137}Cs radionuklido turinio aktyvumo pokyčiai Baltijos jūros Lietuvos priekrantėje.....	72
4.2.1.	^{137}Cs turinio aktyvumo kitimo cikliškumas priekrantės paviršiniame vandenyje 2004 m.....	72
4.2.2.	^{137}Cs turinio aktyvumo pokyčių jūros priekrantėje 2005 m. įvertinimas.....	77
4.2.3.	^{137}Cs turinio aktyvumo matavimo rezultatų priekrantės vandenyje 2006 m. analizė.....	80
4.3.	Radiocezio turinio aktyvumo nuokrypų nuo vidutinių mėnesio reikšmių įvertinimas.....	81
4.4.	^{137}Cs radionuklido turinio aktyvumo vidutinių metinių reikšmių kitimo analizė.....	90
4.5.	^{137}Cs radionuklido turinio aktyvumo Baltijos jūros Lietuvos priekrantėje teorinių rezultatų įvertinimas.....	92
4.6.	^{137}Cs radionuklido turinio aktyvumo pokyčių matematinio modeliavimo ir eksperimentinių tyrimų rezultatų lyginimas.....	109
4.7.	Ketvirtąjo skyriaus išvados.....	112
5.	BENDROSIOS IŠVADOS IR REKOMENDACIJOS.....	114
	LITERATŪROS SĄRAŠAS.....	115
	AUTORĖS PUBLIKACIJŲ DISERTACIJOS TEMA SĄRAŠAS.....	131

Disertacijoje naudojamų santrumpų sąrašas

BA – bendrasis aktyvumas, Bq/m²

BHL – Branduolinės hidrofizikos laboratorija

ČAE – Černobylio atominė elektrinė

EAEA – Europos atominės energijos agentūra

HELCOM – Helsinkio komisija

SA – savitasis aktyvumas, Bq/kg

TA – tūrinis aktyvumas, Bq/m³

TATENA – Tarptautinė atominės energetikos agentūra

TESPT – Tarptautinė ekonominės savitarpio pagalbos taryba

IVADAS

Problema

Hidrosferos tarša antropogeninės kilmės medžiagomis didėja. Į vandens baseinus nuolat patenka įvairios teršiančiosios medžiagos. Tai ypač susiję su sparčiu pramonės vystymusi. Plėtojant branduolines technologijas, iškilo jūrinės aplinkos taršos radioaktyviosiomis medžiagomis problema. Be to, šiandien turime ir daugiametės taršos pasekmes. Jūrinę aplinką neigiamai veikia iki 1980-ųjų metų vykdytų branduolinio ginklo sprogdimų tarša bei 1986 metais įvykusios Černobylio atominės elektrinės avarijos pasekmės. Tam tikri technogeninių teršalų kiekiai į aplinką nuolat patenka veikiant atominėms jėgainėms, branduolinio kuro perdirbimo įmonėms ir kitiems branduolinės energetikos objektams. Deja, egzistuoja potencialus radioaktyviųjų medžiagų patekimo į aplinką dėl avarijų branduolinės pramonės objektuose pavojus.

Efektyviausias būdas kovai su antropogene tarša – uždrausti teršiančiųjų medžiagų išmetimą į hidrosferą, kadangi jūrinėje aplinkoje radionuklidai sklinda dideliais atstumais, prasiskverbia į biologinius objektus ir kaupiasi juose, o taršos pasekmės juntamos daugelį metų. Tačiau vis sparčiau vystantis pramonei toks sprendimo būdas yra neįmanomas. Tuomet reikalinga nuolatinė hidrosferos kontrolė dėl papildomos taršos šaltinių atsiradimo. Ypač svarbu išnagrinėti teršalų pasiskirstymą ir jų pokyčius bei nustatyti priežastis, lemiančias jų koncentracijų padidėjimą jūrinėje ekosistemoje. Būtina išnagrinėti jūrinę aplinką teršiančiųjų medžiagų pernašos ypatumus bei jų priklausomybę nuo hidrometeorologinių sąlygų ir difuzijos procesų, vykstančių hidrosferoje. Įvertinus teršalų sklaidos dėsningumus, reikia imtis visų įmanomų priemonių, mažinančių papildomos taršos galimybes. Bet koks išankstinis įspėjimas apie galimą taršą leidžia sumažinti žalos mastą jūrinėje aplinkoje, o laiku imantis reikiamų priemonių, gali būti išvengta neigiamų taršos pasekmių.

Darbo aktualumas

Pasyviųjų priemonių jūrinėje aplinkoje įvertinimas ypač svarbus gamtosauginiu aspektu. Ypatingas dėmesys skiriamas Baltijos jūros ekologiškai būklei, kurią lemia jūros dubens ypatybės, silpnas ryšys su Pasauliniu vandenynu, klimatinės ir hidrometeorologinės sąlygos. Pastaraisiais dešimtmečiais jūros baseine didėja antropogeninės kilmės teršalų kiekis. Branduolinės fizikos ir technikos plėtra neišvengiamai sukelia technogeninės kilmės

radionuklidų patekimą į jūrinę aplinką. Daug dėmesio skiriama ^{137}Cs radionuklidui, nes iki šiol jūros vandens tyrimai rodo aukštas šio radionuklido tūrinio aktyvumo reikšmes. Be to, ^{137}Cs radionuklidas geras indikatorius, tiriant kitų pasyviųjų priemaišų migraciją Baltijos jūros vandenyje.

Daug mokslininkų nagrinėja problemas, susijusias su technogeninės kilmės radionuklidų kiekiais, jų sklaida ir poveikiu jūrinei aplinkai. Tačiau darbų, kuriuose būtų nagrinėjama radionuklidų tūrinių aktyvumų pokyčių bei pernašos Baltijos jūros priekrantės vandenyje problema, praktiškai nėra. Atsižvelgiant į tai, šiame darbe nustatytas ^{137}Cs radionuklido tūrinis aktyvumas Baltijos jūros Lietuvos priekrantės paviršiniame vandenyje bei įvertinti hidrometeorologiniai parametrai.

^{137}Cs radionuklido tūrinis aktyvumas Baltijos jūros vandenyje nėra pastovus, todėl aktualu parinkti tinkamus nustatymo metodus ir įvertinti jo pokyčių tendencijas. Įvertinus radiocezio tūrinio aktyvumo pokyčius priekrantės vandenyje, galima modeliuoti ir prognozuoti taršos šaltinio atsiradimo vietą, jo galią bei pernašos kryptį. Be to, tyrimai yra naudingi vertinant radionuklido poveikį jūros florai ir faunai, nes ^{137}Cs kaupiasi žuvyse (kalio analogas) ir tai ypač būinga jūrinėms ekosistemoms.

Darbo tikslas

1. Nustatyti ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo kitimo tendenciją ir įvertinti gautas reikšmes lėmusius faktorius Baltijos jūros Lietuvos priekrantės vandenyje.
2. Remiantis eksperimentinių tyrimų ir matematinio modeliavimo rezultatais, atlikti tariamojo pasyviosios taršos šaltinio (^{137}Cs radionuklido) paiešką bei įvertinti teorinių ir eksperimentinių tūrinio aktyvumo reikšmių sutapimą priekrantės vandenyje.
3. Prognozuoti galimas pasekmes Baltijos jūroje veikiant „taškiniais“ ^{137}Cs taršos šaltiniams.

Pagrindiniai darbo uždaviniai

1. Atlikti mokslinės literatūros analizę apie ^{137}Cs radionuklido kiekius, jų pasiskirstymą bei pokyčius jūrinėje aplinkoje.
2. Atlikti nuoseklius ilgalaikius (daugiamečius) ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo pokyčių tyrimus Baltijos jūros Lietuvos priekrantės vandenyje įvairiais metų sezonais.

3. Įvertinti hidrometeorologinių sąlygų įtaką ^{137}Cs radionuklido pernašai paviršiniame jūros vandenyje.
4. Sudaryti ir pritaikyti teorinę schemą, kuri leistų greitai ir patikimai nustatyti pasyviųjų teršalų pernašos procesų ypatumus aiškinant dirbtinės kilmės radionuklido ^{137}Cs tūrinio aktyvumo lauko formavimą prie Baltijos jūros kranto.
5. Įvertinus eksperimento metu nustatytus hidrometeorologinius parametrus, atlikti pasyviųjų priemaišų pernašos daugkartinius teorinius skaičiavimus, siekiant nustatyti optimalų teorinių ir eksperimentinių ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo reikšmių sutapimą Baltijos jūros Lietuvos priekrantėje.
6. Palyginti radiocezio tūrinių aktyvumų teorinius rezultatus su eksperimentinių tyrimų metu nustatytomis reikšmėmis priekrantės vandenyje.

Darbo mokslinis naujumas

Šiame darbe atlikti kompleksiniai ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo tyrimai Baltijos jūros Lietuvos priekrantės paviršiniame vandenyje. Tai atliekant buvo:

1. įvertinti ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo ilgalaikiai pokyčiai jūros priekrantėje prie Juodkrantės 1997–2006 m. įvairiais sezonais;
2. sudarytas ir pritaikytas pasyviųjų priemaišų pernašos matematinis modelis pietrytinei Baltijos jūros daliai ir priekrantės zonai, kuriuo galima prognozuoti taršos šaltinio buvimo vietą, jo galią, bei įvertinti tūrinio aktyvumo lauko formavimą prie Baltijos jūros kranto;
3. įvertinta pasyviųjų teršalų pernašos trukmė ir kryptis, per kurią teršalų koncentracijos jūros priekrantėje pasiekia maksimalias reikšmes, veikiant įvairios galios taršos šaltiniams ir esant realioms meteorologinėms sąlygoms.

Praktinė darbo reikšmė

Pagal darbe nustatytą ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo kitimą priekrantėje galima numatyti veiksnius, lemiančius jo tūrinio aktyvumo didėjimą atvirose pietrytinės Baltijos jūros dalies vandenyse.

Sudarytas matematinis modelis, nereikalaudamas daug laiko ir sąnaudų, leidžia nustatyti pasyviųjų priemaišų kaupimosi vietą bei pasiskirstymą erdvėje ir laiko atžvilgiu. Keičiant pradinius duomenis, kraštines ir pradines sąlygas, šį modelį galima taikyti bet kokios Baltijos jūros dalies, o taip pat ir kitų vandens baseinų tyrimams. Laiku nustačius taršos

šaltinio egzistavimo vietą, galima išvengti, išpėti ar bent dalinai sumažinti neigiamas pasekmes jūrinei ekosistemai.

Ginamieji disertacijos teiginiai

1. Baltijos jūros Lietuvos priekrantės vandenyje ^{137}Cs radionuklido tūrinis aktyvumas nepastovus – didėja, mažėja ir nevisada sutampa su radioaktyviuoju „fonu“. 2004–2006 metais jo tūrinis aktyvumas kito nuo 27 iki 94 Bq/m³.
2. ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo kitimas priekrantės vandenyje priklauso nuo hidrometeorologinių sąlygų (vėjo krypties ir greičio, srovės krypties), o nuo vandens savitojo elektrinio laidžio ir temperatūros priklausomybės nėra.
3. Sudaryta matematinė programa, kuria, įvertinus ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo pokyčius priekrantės vandenyje ir meteorologinius parametrus, galima modeliuoti ir prognozuoti „taškinio“ taršos šaltinio buvimo vietą ir jo galią.

Darbo aprobavimas

Disertacijos tema paskelbtos 7 mokslinės publikacijos, iš jų 1 – mokslo žurnale, įrašytame į ISI Master List sąrašą, 1 – mokslo žurnale, įrašytame į tarptautines duomenų bazines, 1 – recenzuojamame mokslo leidinyje užsienyje, 2 – Lietuvos recenzuojamuose periodiniuose mokslo leidiniuose. Disertacijos rezultatai aptarti vienoje tarptautinėje ir penkiose respublikinėse konferencijose. Išspausdintos dvi publikacijos konferencijų pranešimų rinkiniuose.

Disertacijos tema skaityti pranešimai mokslinėse konferencijose

1. Styra, D.; Morkūnienė, R.; Daunaravičienė, A. Dirbtinės kilmės radionuklidų tūrinio aktyvumo palyginimas Lietuvos jūrinėje akvatorijoje ir priekrantėje bei savivalos tendencijos analizė. Pranešimas tarptautinėje konferencijoje „Radiacinė sauga 2004 Euratom sutarties kontekste“ įvykusioje 2004 06 18 (Vilnius, Radiacinės saugos centras).
2. Daunaravičienė, A. Dirbtinės kilmės radionuklido ^{137}Cs koncentracijos svyravimai Lietuvos priekrantėje. Pranešimas 8-ojoje Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijoje „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“, Fizika ir fizinė kompiuterija, įvykusioje 2005 04 08 (Vilnius, VGTU).

3. Styra, D.; Kleiza, J.; Morkūnienė, R.; Daunaravičienė, A. Radionuklido ^{137}Cs turinio aktyvumo eigos cikliškumas prie Baltijos jūros kranto ir jo galimos priežastys. Pranešimas 9-ojoje Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijoje „Mokslas – Lietuvos ateitis“, Aplinkos apsaugos inžinerija, įvykusioje 2006 03 30 (Vilnius, VGTU).
4. Daunaravičienė, A. ^{137}Cs turinio aktyvumo tyrimai prie Baltijos jūros kranto. Pranešimas 9-ojoje Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijoje „Mokslas – Lietuvos ateitis“, Fizika ir fizinė kompiuterija, įvykusioje 2006 04 07 (Vilnius, VGTU).
5. Daunaravičienė, A. ^{137}Cs radionuklido turinio aktyvumo kaita Baltijos jūros Lietuvos priekrantės vandenyse. Pranešimas 10-ojoje Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijoje „Mokslas – Lietuvos ateitis“, Aplinkos apsaugos inžinerija, įvykusioje 2007 03 29 (Vilnius, VGTU).
6. Daunaravičienė, A. ^{137}Cs radionuklido turinio aktyvumo eksperimentiniai ir teoriniai rezultatai Baltijos jūros priekrantėje 2005–2006 m. Pranešimas 10-ojoje Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijoje „Mokslas – Lietuvos ateitis“, Fizika ir fizinė kompiuterija, įvykusioje 2007 04 06 (Vilnius, VGTU).

Apimtis ir struktūra

Disertaciją sudaro įvadas, 4 pagrindiniai skyriai, darbo išvados, 166 literatūros šaltiniai ir 7 publikacijų disertacijos tema sarašai. Iš viso: 132 puslapiai teksto, 65 paveikslai ir 12 lentelių.

1. PASYVIŲJŲ PRIEMAIŠŲ PASISKIRSTYMAS IR PERNAŠA JŪRINĖJE APLINKOJE

Pirmajame disertacijos skyriuje atlikta mokslinės literatūros apžvalga apie Pasaulinio vandenyno ir jam priklausančių jūrų taršą ^{137}Cs radionuklidu. Apžvelgus Pasaulinio vandenyno radioaktyviosios taršos tyrimų rezultatus pastebėta, kad labiausiai ^{137}Cs radionuklidu užterštos Europos jūros. Dešimtis kartų mažesnis ^{137}Cs tūrinis aktyvumas (TA) yra pietiniame Žemės pusrutulyje esančiose jūrose ir vandenynuose. Baltijos jūra ir pastaruoju metu viena labiausiai užterštų jūrinių ekosistemų. ^{137}Cs radionuklido TA yra keletą kartų didesnis už buvusį iki Černobylio atominės elektrinės (ČAE) avarijos (12 Bq/m^3).

Šiame skyriuje pateikta monitoringo programų Baltijos jūroje apžvalga, ^{137}Cs TA nustatymo jūros vandenyje metodai, supažindinama su matematiniais modeliais, aprašančiais pasyviųjų priemaišų sklaidą hidrosferoje, aptariami modelių ypatumai.

1.1. Radioaktyvusis ^{137}Cs Pasauliniame vandenyne ir jam priklausančiose jūrose

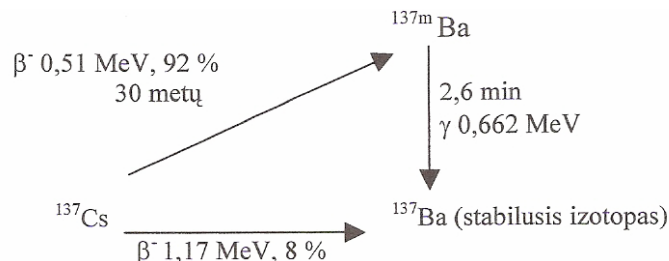
1.1.1. Cezio stabilieji ir radioaktyvieji izotopai, jų charakteristikos

Cezis (Cs) yra pirmosios grupės elementas. Pirmą kartą kaip elementą jį įvardijo Bunsen ir Kirchhoff 1860 m., nustatę Bavarijos šaltinio vandenyje (Avery, 1996). Jis turi 23 izotopus su masės skaičiais 123, 125–144; iš jų 22 yra radioaktyvūs bei dirbtinės kilmės. Izotopai su masės skaičiais, mažesniais už 133, spinduliuoja pozitronus (β^+), o didesniais – elektronus (β^-).

Gamtinis cezis susideda iš vieno stabiliojo izotopo – ^{133}Cs . Cezio stabilusis izotopas ^{133}Cs priklauso šarminių metalų grupei ir labai maži šio elemento kiekiai sutinkami visuose gyvuosiuose organizmuose. Vandens ekosistemoje stabilaus cezio yra nuo 0,01 iki 1,2 ng/ml gėlo vandens gyvūnijoje bei 0,5–2,0 ng/ml jūrinėje faunoje (Avery, 1996).

Branduolinės energetikos evoliucija sąlygojo radioaktyviųjų cezio izotopų pasklidimą aplinkoje. Iš visų radioaktyviųjų izotopų didžiausią susidomėjimą kelia globalus antropogeninės kilmės ^{137}Cs radionuklidas, atsiradęs po branduolinio ginklo bandymų ir ČAE avarijos. Jo pusėjimo trukmė yra 30,17 metų. Paprastai šis radionuklidas susidaro branduoliniame reaktoriuje skylant uranui ir plutoniui. ^{137}Cs skilimo produktas yra ^{137}Ba

(1.1 pav). Cezio skilimo metu išspinduliuojamos 0,51 MeV (92 %) ir 1,17 MeV (8 %) energijos beta dalelės. Bario skilimo metu išspinduliuojami 0,662 MeV energijos gama kvantai (Smith et al, 1997).



1.1 pav. ^{137}Cs skilimo schema (Smith et al, 1997)

1.1.2. Jūrinės aplinkos radioaktyviosios taršos šaltiniai ir jų patekimo būdai

Pasaulinis vandenynas užima $361,11 \times 10^6 \text{ km}^2$ arba 70,8 % viso Žemės rutulio paviršiaus ploto (Worldwide, 2005). Vadinasi, iš atmosferos didžioji dalis antropogeninės kilmės radionuklidų nusėda ant vandenyno paviršiaus.

Į vandenynus bei jūras dirbtinės kilmės radionuklidai patenka tiesiogiai bei atnešami su upių vandenimis iš viso drenažinio baseino.

Keletas būdų, kuriais ^{137}Cs tiesiogiai patenka į jūrinę aplinką:

- su atmosferinių branduolinio ginklo bandymų iškritomis;
- dėl branduolinio ginklo bandymų jūrinėje aplinkoje;
- dėl radioaktyviųjų atliekų laidojimo;
- su veikiančių atominių reaktorių ir branduolinio kuro perdirbimo gamyklų išmetomis;
- su AE avarių išmetomis.

Pirmieji atominių bombų sprogdinimai buvo įvykdyti 1945 m. Naujojoje Meksikoje ir Japonijoje (Avery, 1996). 1945 m. JAV pasigamino tris atomines bombas, iš kurių vieną eksperimentiškai susprogdino, o likusias numetė ant Hirosimos ir Nagasakio Japonijoje. Branduolinio ginklo bandymų metu nuo 1945 iki 1951 m. buvo susprogdinta 20–100 kt trinitrotoluolo (TNT), tačiau atmosferinės iškritos buvo tik lokalaus pobūdžio. Tačiau 1952 m. Jungtinės Valstijos ir 1953 m. buvusi Tarybų Sąjunga atliko pirmuosius termobranduolinio ginklo bandymus, kurių iškritos pasklido globaliu mastu (Worldwide, 2005).

Bandymai atviroje atmosferoje buvo vykdomi iki 1980-ųjų metų. Ypatingai daug jų atlikta 1955–1962 m. (pvz., 1958 ir 1962 virš 100 bandymų per metus). 1963 m. pasirašyta trišalė Tarybų Sąjungos, JAV ir Anglijos sutartis, draudžianti branduolinius sprogdinimus atmosferoje, bet iki sutarties pasirašymo jau buvo įvykdyta 360 sprogdinimų. Tačiau ir po sutarties pasirašymo Prancūzija ir Kinija tęsė branduolinius sprogdinimus. Buvo susprogdinti dar 63 branduoliniai užtaisai (Aarkrog, 1994). Vykdam atominų bombų sprogdinimus atviroje atmosferoje į aplinką pasklido 948 PBq ^{137}Cs radionuklido globalių iškritų, iš kurių 603 PBq pateko į Pasaulinį vandenyną (1.1 lentelė), o likusioji dalis iškrito sausumoje. 2 % sausumoje iškritusio ^{137}Cs su upių vandenimis pateko į vandenynus ir jūras (Worldwide, 2005).

1.1 lentelė. ^{137}Cs globalių iškritų kiekis Pasauliniame vandenynė (PBq) (Worldwide, 2005)

Platuma	Arkties vandenynas	Atlanto vandenynas	Indijos vandenynas	Ramusis vandenynas	Pasaulinis vandenynas	Vandenynų plotas, 10^{12} m^2
Š 90°–60°	7,4	16,3	0,0	2,1	25,8	17,2
Š 60°–30°	0,0	91,7	0,0	114,6	206,2	46,8
Š 30°–0°	0,0	49,3	21,3	105,3	175,8	90,6
P 0°–30°	0,0	16,5	23,4	42,6	82,4	98,0
P 30°–60°	0,0	24,6	36,0	41,3	101,9	88,2
P 60°–90°	0,0	2,7	3,4	4,8	10,9	20,4
Bendrasis kiekis	7,4	201,1	84,0	310,6	603,0	361,2

Svarbiu radioaktyviosios taršos šaltiniu, įtakojusiu Ramiojo vandenyno taršą 1950-ųjų metų pabaigoje ir 1960-ųjų pradžioje, buvo jame atlikti branduolinio ginklo bandymai. Šis vandenynas tuo metu buvo vienas iš pagrindinių bandymų poligonų. Todėl natūralu, kad jame ^{137}Cs radionuklido kiekis didėjo. Laikui bėgant ^{137}Cs TA didėjo ne tik vandenynė, bet ir šalia esančiose jūrose (Folsom et al, 1966).

Nuo 1940 iki 1960 m. Atlanto ir Ramiojo vandenyno vakarinėje dalyje, daugiausia prie Jungtinių Valstijų ir Jungtinės Karalystės šiaurės rytinėje Atlanto vandenyno dalyje, buvo laidojamos radioaktyviosios atliekos. 1967 m. Europos atominės energijos agentūra (EAEA) organizavo tarptautinę operaciją, kurios metu Atlanto vandenyno rytinėje dalyje palaidojo 0,3 PBq aktyvumo kietąsias atliekas (European, 1989; International, 1999). Buvusi Sovietų Sąjunga daugiau kaip tris dešimtmečius radioaktyvias atliekas laidojo Kara ir Barenco

jūrose. Bendrasis Arkties jūrose palaidotų atliekų kiekis apytikriai lygus 90 PBq (Yablokov et al, 1993). Radioaktyviosios atliekos buvo laidojamos ir Baltijos jūroje. Iki 1960-ųjų metų laidojimo stotys buvo eksploatuojamos Landsorto įduboje, Kategato sąsiauryje bei Suomijos įlankoje (Ilus et al, 1997). Radioaktyviųjų atliekų laidojimas vandenynuose baigtas 1982 metais.

Taip pat svarbus jūrinės aplinkos taršos šaltinis ^{137}Cs radionuklidu yra atominių reaktorių ir branduolinio kuro perdirbimo gamyklų išmetos. Mažo aktyvumo radioaktyviosios atliekos nuo 1950 m. buvo išleidžiamos iš Selafildo (Jungtinė Karalystė) branduolinio kuro perdirbimo gamyklos į Airijos jūrą (Avery, 1996). 1970–1985 m. Barenco, Kara bei Šiaurės jūrų pagrindinis taršos ^{137}Cs radionuklidu šaltinis – branduolinio kuro perdirbimo gamyklų Selafilde ir mažesne dalimi La Hagoje (Prancūzija) išmetos. Priklausomai nuo radioaktyviųjų atliekų patekimo, ^{137}Cs kiekis jūrose pastoviai kito (Jeffries et al, 1973). Į Baltijos jūrą cezius pateko su globaliomis iškritomis ir užterštu Šiaurės jūros vandeniu per Danijos sąsiaurius (HELCOM, 1995). Nuo 1970 iki 1998 m. iš Selafildo branduolinio kuro perdirbimo gamyklos į aplinką išleista 38837 TBq, o iš La Hagos – 961 TBq ^{137}Cs (Worldwide, 2005).

Dar vienas jūrinės aplinkos taršos šaltinis minėtu izotopu – avarijos branduolinio kuro perdirbimo gamyklose ir atominėse elektrinėse. Nors literatūros šaltinyje (Avery, 1996) nurodoma, kad tokiu būdu aplinkoje pasklidusių radionuklidų aktyvumai yra mažesni už branduolinio ginklo bandymų metu susidariusių izotopų aktyvumus, bet tokių avarijų radioizotopų išmetos į aplinką buvo didelės. 1986 m., įvykus ČAE avarijai, į aplinką išmesta apie 100 PBq ^{137}Cs arba 20–40 % viso buvusio kiekio reaktoriaus aktyviojoje zonoje. Į Pasaulinį vandenyną šio radionuklido pateko 16 PBq, t. y. 10 PBq pasklido 30°–60° šiaurės platumos ir 6 PBq 60°–90° pietų platumos zonoje. Didžioji dalis ^{137}Cs nusėdo Šiaurės Atlanto ir Arkties vandenynuose (Worldwide, 2005).

ČAE avarija tapo pagrindiniu uždarų jūrų radioaktyviosios taršos šaltiniu. Labiausiai užterštos ^{137}Cs radionuklidu buvo Baltijos ir Juodoji jūros. Apskaičiuota, kad ^{137}Cs radionuklido Baltijos jūroje 1986 m. (po ČAE avarijos) buvo 4,7 PBq (HELCOM, 2003), o iki avarijos patekusio ^{137}Cs kiekis sudarė 0,3 PBq (HELCOM, 1995).

Į Juodąją jūrą ^{137}Cs radionuklido pateko 2–3 PBq. Juodosios jūros vanduo, įtekantis į Viduržemio jūrą, tapo jos taršos radioaktyviuoju ceziu šaltiniu. Tačiau su įtekančiu jūros vandeniu į Viduržemio jūrą pateko žymiai mažesnis ^{137}Cs kiekis, lyginant su tiesioginėmis černobylinio cezio iškritomis, kurios siekė 3–5 PBq (Worldwide, 2005).

Vokiečių ir britų mokslininkai apskaičiavo, kad į Šiaurės jūrą su ČAE avarijos radioaktyviosiomis iškritomis pateko 1,2 PBq ^{137}Cs (International, 1999). Tuo tarpu į Atlanto vandenyno šiaurės rytinę dalį iškrito 6 PBq. 1987 m. vasarą buvo atlikti tyrimai Grenlandijos, Norvegijos bei Barenco jūrose. Tyrimų rezultatai parodė, kad po ČAE avarijos ^{137}Cs kiekis minėtose jūrose taip pat padidėjo.

Tyrimų rezultatai patvirtina, kad pagrindinis Pasaulinio vandenyno antropogeninės kilmės radionuklidais taršos šaltinis yra globalios iškritos. Bendrasis ^{137}Cs radionuklido globalių iškritų kiekis Pasauliniame vandenyne pasklido sekančiai: 311 PBq Ramiajame vandenyne, 201 PBq Atlanto vandenyne, 84 PBq Indijos vandenyne ir 7,4 PBq Arkties vandenyne. Apie 40 PBq ^{137}Cs į jūrinę aplinką pateko su branduolinio kuro perdirbimo gamyklų Selafile ir La Hagoje išmetomis. Su ČAE avarijos radioaktyviosiomis iškritomis radiocezio pateko apie 16 PBq, kurių didžioji dalis iškrito Baltijos ir Juodojoje jūrose (Worldwide, 2005). Atsižvelgiant į Baltijos jūros nedidelį plotą ir gylį, ji viena labiausiai užterštų jūrų, lyginant su Pasauliniu vandenynu. Radiocezio, patekusio į Baltiją iš pagrindinių taršos šaltinių kiekybinis įvertinimas pateiktas 1.2 lentelėje.

1.2 lentelė. Pagrindiniai ^{137}Cs taršos šaltiniai Baltijos jūroje (1996 m.) (HELCOM, 2003)

Šaltinis	^{137}Cs , TBq	Kiekis, %
Černobylio AE avarijos iškritos	^a 4700 ^b 300	82
Globalios iškritos	800	14
Baltijos regiono įmonių išmetos	250	4
Išmetos iki 1998 m. (išmatuota)	1,66	0,03

a – tiesioginės ČAE avarijos iškritos;

b – Černobylio AE avarijos iškritos su upių vandenimis.

Pagrindiniai Baltijos jūros taršos šaltiniai ^{137}Cs radionuklidu yra branduolinio ginklo bandymų bei ČAE avarijos tiesioginės iškritos. Kur kas mažesnę reikšmę turi radiocezio atnešimas upių vandenimis bei branduolinių įmonių išmetos.

1.1.3. Radiocezio tūrinio aktyvumo pokyčiai jūrose ir vandenynuose

Jūrinės aplinkos radioaktyviosios taršos monitoringo pradžia laikoma 1950-ųjų metų pabaiga, kai į aplinką pateko branduolinio ginklo bandymų skilimo produktai (Нелепо, 1970). Radioekologiniu požiūriu vienas iš svarbiausių yra ^{137}Cs radionuklidas – dėl savo fizinių-

cheminių savybių bei ilgos pusėjimo trukmės (apie 30 metų). Taip pat jis yra puikus žymiklis tiriant pasyviųjų priemaišų pernašą ir ypatumus jūrinėje aplinkoje.

Didžiausias Ramiojo vandenyno antropogeninės kilmės radionuklidais, tame tarpe ir ^{137}Cs , taršos šaltinis buvo branduolinio ginklo bandymų atviroje atmosferoje bei vandenyne globalios ir lokalsios iškritos. 1950 ir 1960 m. su globaliomis iškritomis didžiausias ^{137}Cs kiekis pateko į Ramiojo vandenyno subarkties regioną (Hirose et al, 2001). Todėl natūralu, kad jame ^{137}Cs TA pastebimai didėjo. 1958 m. ^{137}Cs TA buvo $2\text{--}5\text{ Bq/m}^3$, o 1966 m. vidutinė reikšmė siekė 26 Bq/m^3 . Atskirus Ramiojo vandenyno regionus teršė atominės pramonės įmonės. ^{137}Cs radionuklido TA vandenyno paviršiniuose vandenyse pradėjo eksponentiškai mažėti nuo 1970-ųjų metų (Povinec et al, 2005).

1990 m. tyrimų duomenimis (Cross-border, 1998), ^{137}Cs radionuklido vidutinis TA Ramiojo vandenyno šiaurinėje bei pietinėje dalyse buvo atitinkamai 4 ir $1,4\text{ Bq/m}^3$. Iki 2000-ųjų metų radiocezio TA kito nuo $0,6\text{ Bq/m}^3$ vandenyno pietiniuose vandenyse iki $2,8\text{ Bq/m}^3$ šiaurinėje dalyje (Povinec et al, 2005). 2000 m. paviršiniame vandenyje vidutinis TA šiaurinėje vandenyno dalyje buvo $2,4\text{ Bq/m}^3$, ties pusiauju – $2,1\text{ Bq/m}^3$, o pietinėje dalyje – $1,3\text{ Bq/m}^3$ (Worldwide, 2005). Reiškia, kad per praėjusį dešimtmetį ^{137}Cs vidutinis TA šiauriniuose Ramiojo vandenyno vandenyse sumažėjo trečdaliu, o pietiniuose beveik nepakito. Tačiau šiauriniame vandenyno regione ^{137}Cs TA du kartus didesnis už pietinėje dalyje.

Atlanto vandenyne, skirtingai nei Ramiajame, branduolinio ginklo bandynai beveik nebuvo vykdomi, todėl lokalsios iškritos šio vandenyno radioaktyviajai taršai didelės įtakos neturėjo. Globalios iškritos, patekusios į vandenyną branduolinio ginklo bandymų atmosferoje 1945–1980 m. laikotarpiu, tapo pagrindiniu radioaktyviosios taršos šaltiniu.

Iki 1982 m. Atlanto vandenyno šiaurės rytinėje dalyje buvo laidojamos radioaktyviosios atliekos. Tačiau atliktų tyrimų rezultatai laidojimo stotyse parodė, kad ^{137}Cs TA pokyčiai yra nereikšmingi (Baxter et al, 1995). Radioaktyviosios taršos lygis jame, lyginant su Ramiuoju vandenynu, buvo daug mažesnis. Tuo metu ^{137}Cs TA buvo $2,8\text{--}4,5\text{ Bq/m}^3$, t. y. vidutiniškai apie $3,3\text{ Bq/m}^3$. 1991–1995 m. atlikti tyrimai parodė, kad Atlanto vandenyne minėtu laikotarpiu radiocezio vidutinis TA kito nuo $0,5\text{ Bq/m}^3$ pietinėje dalyje iki $3,0\text{ Bq/m}^3$ šiaurinės vandenyno dalies vandenyse. Ties pusiauju nustatyta ^{137}Cs vidutinė TA reikšmė lygi $1,4\text{ Bq/m}^3$. Natūralu, kad minėtu laikotarpiu šiaurinėje (ypatingai šiaurės rytinėje) Atlanto vandenyno dalyje ^{137}Cs TA buvo šešis kartus didesnis už pietiniuose

vandenyse. Tam turėjo įtakos Vakarų Europos branduolinio kuro perdirbimo gamyklų Selafilde ir La Hagoje radioaktyviosios išmetos bei ČAE avarijos pasekmės.

1996–2000 m. centrinėje bei pietinėje Atlanto vandenyno dalyse atliktų tyrimų duomenys iš esmės sutampa su ankstesniais tyrimų rezultatais. Tačiau šiaurinėje dalyje ^{137}Cs vidutinis TA sumažėjo ir 2000 m. siekė $1,7 \text{ Bq/m}^3$. Tuo tarpu $50^\circ\text{--}60^\circ$ šiaurės platumos vandenyse vidutinė TA reikšmė buvo lygi $4,2 \text{ Bq/m}^3$ (Worldwide, 2005).

Indijos, kaip ir Atlanto vandenyno pagrindinis taršos šaltinis antropogeninės kilmės radionuklidais – branduolinio ginklo bandymų atmosferoje globalios iškritos. Palyginus su Atlanto bei Ramiuoju vandenynais, į Indijos vandenyną jų pateko keletą kartų mažiau. Tačiau iki 1978 m. yra labai mažai duomenų apie ^{137}Cs TA pasiskirstymą. Išsamūs antropogeninės kilmės radionuklidų tyrimai Indijos vandenyne pradėti 1978 m. pagal GEOSECS programą. 1980 m. (Miyake et al, 1988) mokslininkų atliktų tyrimų duomenimis, ^{137}Cs TA buvo $2,8\text{--}2,9 \text{ Bq/m}^3$, o 1994 m. (Bourlat et al, 1996) kito nuo $1,6$ iki $2,6 \text{ Bq/m}^3$.

Pagal WOMARS projektą 1998 m. kovo–balandžio mėn. Indijos vandenyne bei šalia esančiose jūrose buvo paimti paviršinio vandens bandiniai antropogeninės kilmės radionuklidų, tame tarpe ir ^{137}Cs , TA nustatyti. Tuo metu mažiausias ^{137}Cs TA buvo Tasmano jūroje bei prie Australijos krantų ($40^\circ\text{--}35^\circ$ pietų platumoje) – $1,1\text{--}1,8 \text{ Bq/m}^3$. Tolstant į šiaurės vakarus radiocezio TA didėjo. Indijos vandenyne jis kito nuo $2,08$ iki $2,23 \text{ Bq/m}^3$, Arabų ir Raudonojoje jūrose buvo $1,4\text{--}1,7 \text{ Bq/m}^3$ (Worldwide, 2005). Pastebėta, kad 1991–2000 m. radiocezio TA Indijos vandenyne praktiškai nekito.

Arkties vandenyno ir šalia esančių jūrų taršą antropogeninės kilmės radionuklidais sąlygojo atmosferinių branduolinio ginklo bandymų globalios iškritos su kuriomis pateko ir ^{137}Cs . Be globalių iškritų, Arkties jūrų pagrindinis taršos šaltinis buvo branduolinio kuro perdirbimo gamyklų Selafilde ir La Hagoje radioaktyviosios išmetos. Didesniu radionuklidų išmetimu į aplinką pasižymėjo branduolinio kuro perdirbimo gamykla Selafilde. Ypatingai didelis ^{137}Cs kiekis į Arkties jūras pateko 1970–1985 metais. Apie 60–80 % ^{137}Cs kiekio pietvakarinėje Barenco jūros dalyje buvo iš Selafildo išmetų (Cross-border, 1998). ^{137}Cs radionuklido TA 1980 m. minėtoje jūroje padidėjo iki 45 Bq/m^3 . Laikui bėgant Arkties jūrose ^{137}Cs radionuklido TA mažėjo. 1991–1995 m. ^{137}Cs vidutinis TA Barenco jūros paviršiniame vandenyje buvo $5,3 \text{ Bq/m}^3$, o 2000 m. vidutinė TA reikšmė – $3,6 \text{ Bq/m}^3$ (Worldwide, 2005).

Be aukščiau minėtųjų šaltinių, egzistuoja tokie potencialūs radioaktyviosios taršos šaltiniai, kaip palaidotos kietosios radioaktyviosios atliekos Kara ir Barenco jūrose

(International, 1999; Sjoblom et al, 1999), branduolinių reaktorių teršalai Kolos pusiasalyje, nuskendęs branduolinis povandeninis laivas „Komsomolets“ Norvegijos jūros šiaurinėje dalyje (Worldwide, 2005), Naujosios Žemės įlankoje palaidoti branduolinio kuro reaktoriai (Baubinas ir kt., 1997–1998). Tačiau prieš keletą metų Arkties jūrose (Norvegijos, Barenco ir Kara jūrose) atlikti detalūs tyrimai, kurių metu nustatyta, kad ^{137}Cs TA buvo žymiai mažesnis lyginant su 1985 m. buvusiu TA. Palaidotos branduolinės atliekos bei kiti radioaktyvūs objektai Arkties vandenyne ir jam priklausančiose jūrose radiocezio TA pokyčiams didelės įtakos neturi. Tai patvirtina 1992 ir 1995 m. atlikti vandens tyrimai šiaurinėje Norvegijos jūros dalyje, kur nuskendęs branduolinis povandeninis laivas „Komsomolets“ (Worldwide, 2005).

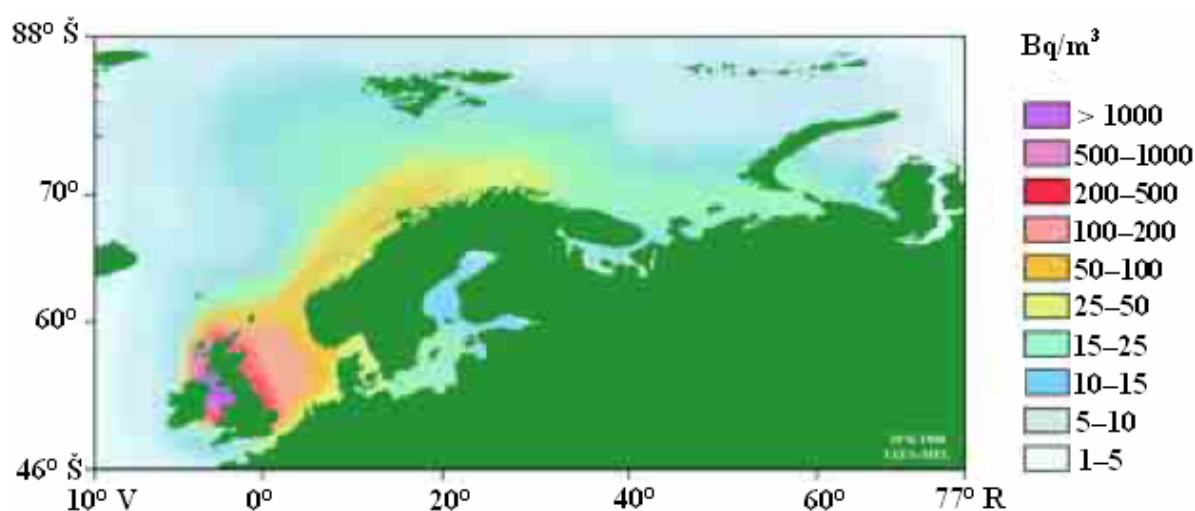
Viduržemio, Juodojoje bei Azovo jūrose iki avarijos Černobylyje ^{137}Cs radionuklido TA buvo mažesnis už vandenynuose nustatytas TA reikšmes. Po avarijos, kai tiesiogiai su atmosferinėmis iškritomis į jūras pateko ^{137}Cs , jo TA jūrų paviršiniuose vandenyse žymiai padidėjo. Dideliais radiocezio kiekiais ypač buvo užterštos Juodoji ir Azovo jūros. 1986 m. vasarą bei žiemą Juodojoje jūroje vykusių ekspedicijų metu nustatyta, kad ^{137}Cs radionuklido teršalai pasiskirstė netolygiai, t. y. „dėmėmis“ (Eremeev et al, 1993; Батраков и др., 1994). Didžiausia ^{137}Cs TA vertė nustatyta vasarą, į pietus nuo Krymo pusiasalio siekė 720 Bq/m^3 . Tų pačių metų žiemą ši „dėmė“ pajudėjo į pietus, išsiplėtė, o radiocezio TA sumažėjo iki 450 Bq/m^3 (Батраков, 1994). Vidutinis ^{137}Cs TA – 152 Bq/m^3 . Labiausiai ^{137}Cs buvo užteršti Juodosios jūros vakarinės dalies paviršiniai vandenys.

Azovo jūroje po ČAE avarijos ^{137}Cs TA padidėjimas susijęs su tiesioginiu radioaktyviųjų iškritų bei užterštu Juodosios jūros vandens iš rytinių jūros rajonų patekimu. Laikui bėgant radiocezio TA Juodosios jūros paviršiniame vandenyje palaipsniui mažėjo ir 1990 m. buvo 52 Bq/m^3 (Cross-border, 1998), o 1991 m. pasiekė iki avarijos registruotas reikšmes (Egorov et al, 1999). 2000 m. vidutinis ^{137}Cs TA buvo 25 Bq/m^3 , t. y. per dešimt metų perpus sumažėjo. Prognozuojama, kad Juodosios jūros vandens savivala nuo ^{137}Cs baigsis 2025–2030 metais (Kanivets et al, 1999).

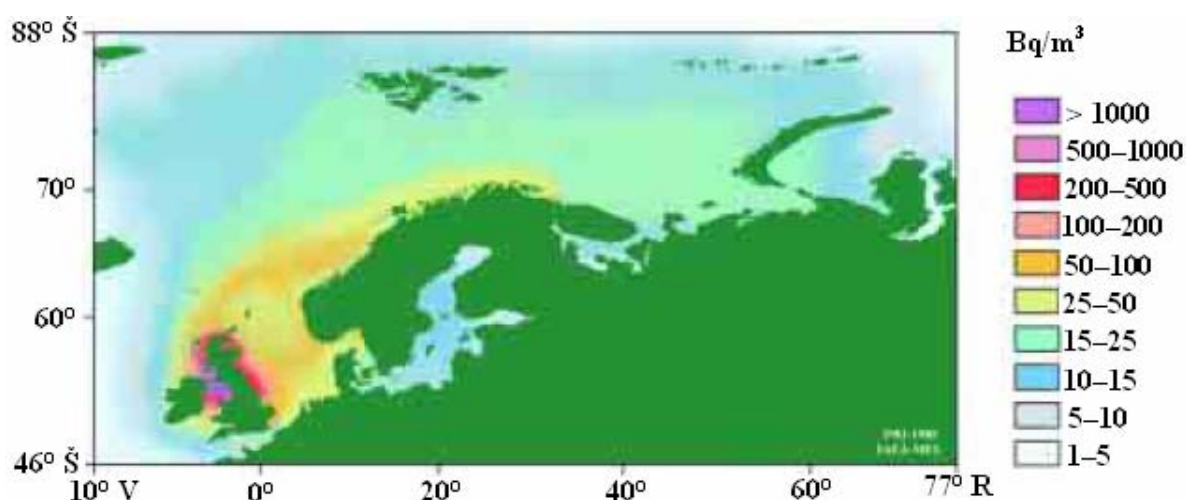
Viduržemio jūros paviršiniame vandenyje ^{137}Cs TA nuo 1970 iki 1985 m. proporcingai mažėjo. 1977 m. TA buvo $4,2\text{--}4,8 \text{ Bq/m}^3$ (Fukai et al, 1980). Tačiau ČAE avarijos tiesioginės atmosferinės iškritos bei patenkantis labiau užterštas Juodosios jūros vanduo pakeitė šio radionuklido pasiskirstymą Viduržemio jūros paviršiniame vandenyje. Nors į minėtąją jūrą po avarijos pateko didesnis ^{137}Cs kiekis, lyginant su Juodąja jūra, tačiau

radioaktyviosios taršos lygis buvo daug karų mažesnis už Juodojoje ar Azovo jūrose. Labiausiai teršiami buvo šiaurinis bei rytinis jūros baseinai. 1990 m. Viduržemio jūros paviršiniame vandenyje ^{137}Cs pasiskirstė tolygiai ir pasiekė iki avarijos registruotas reikšmes. 1995–1998 m. radiocezio TA paviršiniame jūros vandenyje beveik nekito ($2,4\text{--}3,0\text{ Bq/m}^3$) (Worldwide, 2005).

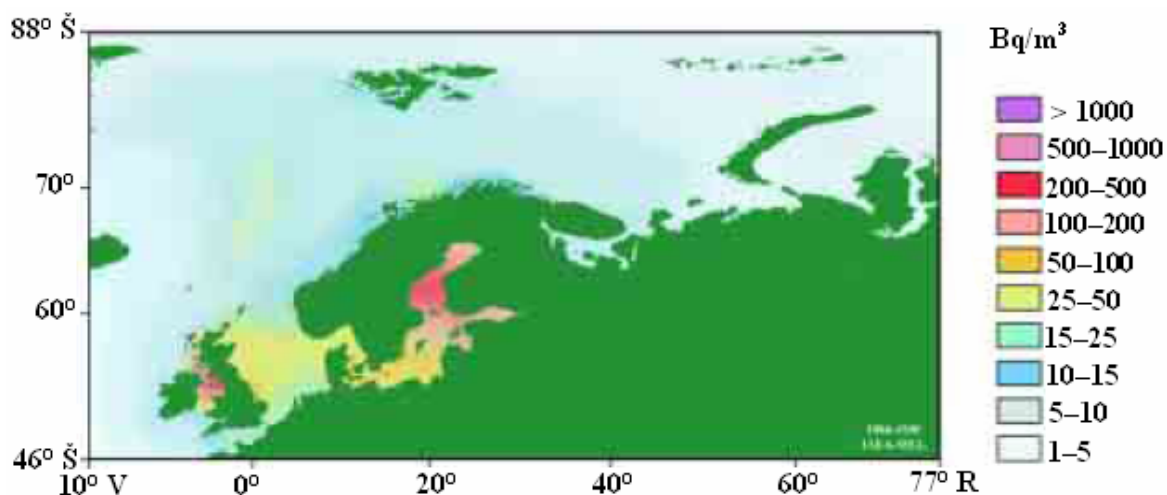
^{137}Cs TA pokyčiai Vakarų Europos jūrų paviršiniame vandenyje 1976–1995 m. pateikti 1.2–1.5 paveiksluose.



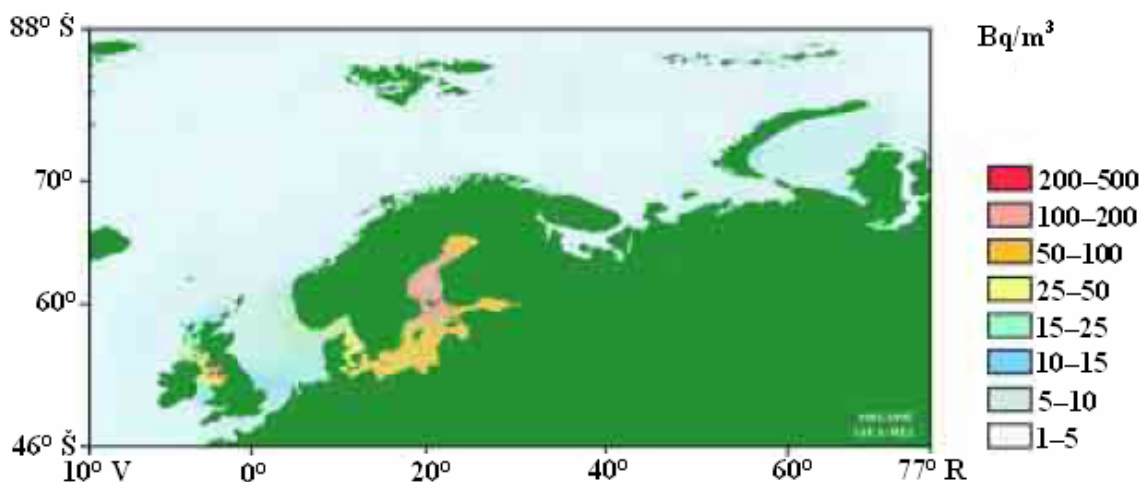
1.2 pav. ^{137}Cs TA (Bq/m^3) Europos jūrų paviršiniuose vandenyse 1976–1980 m. (Worldwide, 2005)



1.3 pav. ^{137}Cs TA (Bq/m^3) Europos jūrų paviršiniuose vandenyse 1981–1985 m. (Worldwide, 2005)



1.4 pav. ^{137}Cs TA (Bq/m^3) Europos jūrų paviršiniuose vandenyse 1986–1990 m. (Worldwide, 2005)



1.5 pav. ^{137}Cs TA (Bq/m^3) Europos jūrų paviršiniuose vandenyse 1991–1995 m. (Worldwide, 2005)

Vakarų Europos jūras iki 1986 m., be globalių iškritų, didžiaja dalimi teršė branduolinio kuro perdirbimo gamyklų Selafilde ir La Hagoje išmetos. Nuo 1950-ųjų metų iš Selafildo branduolinio kuro perdirbimo gamyklos į Airijos jūrą buvo išleidžiamos mažo aktyvumo radioaktyviosios atliekos (Avery, 1996). Iki 1990-ųjų metų į jūrą pateko nemažas kiekis ^{137}Cs . Todėl ^{137}Cs TA minėtoje jūroje nuolat didėjo.

Nuo 1970 m. minėtos gamyklos išmetos tapo pagrindiniu Šiaurės jūros radioaktyviosios taršos ^{137}Cs šaltiniu. Priklausomai nuo patenkančio radioaktyviųjų atliekų kiekio, ^{137}Cs TA Šiaurės jūroje pastoviai kito. 1973 m. ^{137}Cs TA jūros vandenyje buvo 30–118 Bq/m^3 . Tai žymiai viršijo jūros vandens radioaktyvųjį „foną“, susidariusį dėl globalių iškritų (15–19 Bq/m^3) (Jeffries et al, 1973). Didelis ^{137}Cs kiekis į jūrą pateko 1975 m., o

1979 m. jo TA pasiekė maksimalią reikšmę – apie 500 Bq/m^3 (Стыро и др., 1988). Vėlesniais metais ^{137}Cs TA nežymiai mažėjo. 1985 m., autorių tyrimų duomenimis, ^{137}Cs TA kito nuo 27 iki 400 Bq/m^3 (Стыро и др., 1988).

Po ČAE avarijos radioceziu labiausiai buvo užteršta centrinė Šiaurės jūros dalis. Greitas ^{137}Cs TA mažėjimas šiame regione susijęs su švaresnio vandens iš pietinės jūros dalies bei Anglijos kanalo patekimu (Aarkrog et al, 1989). Rytinėje Šiaurės jūros dalyje ir Skagerake avarijos pasekmės beveik nebuvo juntamos. 1988 m. šiame regione ^{137}Cs TA buvo $23\text{--}46 \text{ Bq/m}^3$. Nuo 1988 m. pietinėje Kategato dalyje, dėl patenkančio labiau užteršto Baltijos jūros vandens, radiocezio TA palaipsniui didėjo (Aarkrog et al, 1989).

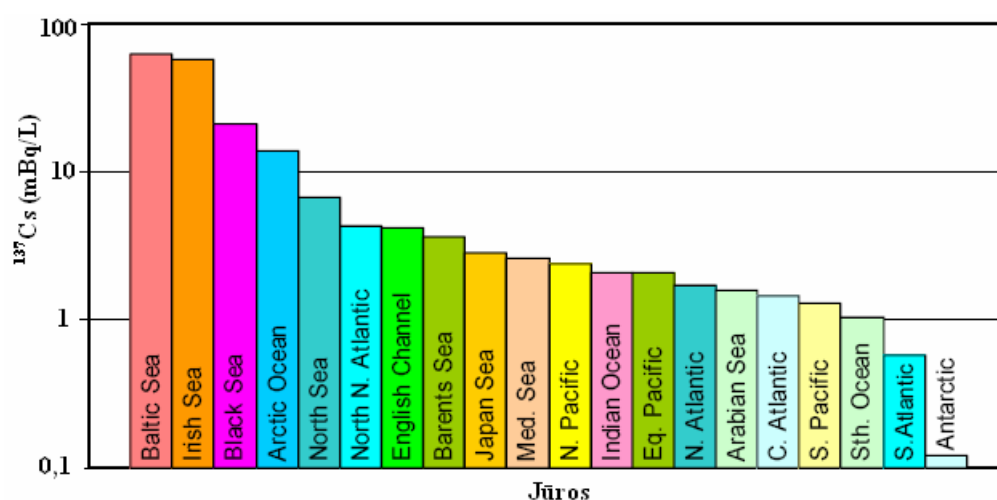
Laikui bėgant prasidėjo Šiaurės jūros vandens savivalos procesas nuo ^{137}Cs radionuklido. 1991 m. Rusijos mokslininkų atliktų tyrimų duomenimis, Šiaurės jūroje ^{137}Cs TA buvo 25 Bq/m^3 (Анисимов и др., 1992; Исследование, 1992–1996). 1997 m. šiaurės rytinėje jūros dalyje ^{137}Cs TA sumažėjo iki $3,5 \text{ Bq/m}^3$. Tais pačiais metais Šiaurės jūros centrinėje dalyje jo TA buvo daugiau kaip tris kartus didesnis ($12,4 \text{ Bq/m}^3$) (Worldwide, 2005).

Baltijos jūroje iki branduolinio ginklo bandymų atmosferoje ^{137}Cs TA buvo apie 2 Bq/m^3 (Worldwide, 2005). Prasidėjus branduolinio ginklo bandymams TA jūros vandenyje didėjo. 1970–1980 m. radiocezio TA padidino Vakarų Europos branduolinio kuro perdirbimo gamyklų išmetos. Į Baltijos jūrą radionuklidai pateko su užterštu Šiaurės jūros vandeniu per Danijos sąsiaurius. Iš Šiaurės jūros patenkančiuose vandenyse šio radionuklido TA didėjo ir 1979 m. siekė 120 Bq/m^3 reikšmę. Vėliau TA palaipsniui mažėjo. Dėl efektyvaus paviršinių ir giluminių vandenų maišymosi Katego ir Belta sąsiauryje, per juos tik apie 1 % ^{137}Cs kiekio pateko į Baltijos jūrą (HELCOM, 1995). ^{137}Cs vidutinis TA pasiskirstymas Baltijos jūros paviršiniame vandenyje 1976–1985 m. pateiktas 1.2–1.3 pav. Nustatyta, kad iki 1986 m. vidutinis ^{137}Cs TA Baltijos jūros paviršiniame vandenyje buvo apie 12 Bq/m^3 (Стыро и др., 2002).

1986 m. balandžio 26 d. įvykusi ČAE avarija tapo pagrindiniu Baltijos jūros radioaktyviosios taršos šaltiniu. Labiausiai buvo užteršta šiaurinė jūros dalis (1.4 pav.). Centrinės Baltijos jūros paviršiniame vandens sluoksnyje radiocezio vidutinis TA padidėjo iki 148 Bq/m^3 (Styra ir kt., 1992) ir iki 1989 m. beveik nekito. Nuo 1990 m. ^{137}Cs vidutinis TA pradėjo mažėti (1.5 pav.). 2000 m. radiocezio vidutinis TA Baltijos jūros paviršiniame vandenyje sumažėjo iki 61 Bq/m^3 (Worldwide, 2005).

Apžvelgus Pasaulinio vandenyno radioaktyviosios taršos tyrimų rezultatus pastebėta, kad iki ČAE avarijos ^{137}Cs radionuklidu labiausiai užteršti buvo Šiaurės jūros vandenys. ^{137}Cs TA buvo dešimtimis kartų didesnis nei Baltijos jūroje ir šimtus kartų didesnis nei vandenynuose. Po avarijos Černobylyje labiausiai radioceziu buvo užteršti Baltijos, Juodosios ir Azovo jūrų vandenys. Tačiau 1991 m. Juodosios ir Azovo jūrų vandenyse ^{137}Cs radionuklido TA pasiekė iki avarijos registruotas reikšmes.

Pastebėta, kad labiausiai ^{137}Cs yra užterštos Europos jūros. Dešimtis kartų mažesnis ^{137}Cs TA yra pietiniame žemės pusrutulyje išsidėsčiusiose jūrose ir vandenynuose (1.6 pav.).



1.6 pav. ^{137}Cs vidutinis TA (Bq/m^3) jūrų ir vandenynų paviršiniuose vandenyse (2000 m.) (Worldwide, 2005)

Baltijos jūra ir pastaruoju metu yra viena labiausiai užterštų jūrinių ekosistemų. ^{137}Cs radionuklido TA yra keletą kartų didesnis už buvusį iki ČAE avarijos. Baltijos jūros vandens savivala nuo „černobylinio“ radionuklido vyksta labai lėtai.

1.2. ^{137}Cs radionuklidas Baltijos jūroje

1.2.1. ^{137}Cs pasiskirstymas paviršiniame jūros vandenyje

Baltija – viduržemyninė jūra, plytinti Europos žemyno viduje. Ji skalauja devynių pramoninių šalių krantus (1.7 pav.). Per siaurus Danijos sąsiaurus ji siejasi su Šiaurės jūra. Baltijos jūros paviršinių vandenų plotas yra apie 415000 km^2 . Kadangi jūra labai sekli

(vidutinis gylis 48 m), ji talpina tik 22000 km³ vandens ir priklauso mažoms jūroms (Styra, 2000a). Nedidelį plotą užimanti Baltija turi ilgą ir gana sudėtingą kranto liniją. Krantuose yra gausybė užutėkių ir įlankų, iš kurių pačios didžiausios – Botnijos, Suomijos ir Rygos įlankos (Žaromskis, 1996).



1.7 pav. Baltijos jūros baseinas

Baltijos jūroje, skirtingai nei kitose jūrose, lėta vandens apykaita ir maža mineralizacija (Vilimaitė-Šilobritienė, 2004). Dėl mažo vandens druskingumo biota yra varginga, tačiau radioaktyviųjų medžiagų akumuliacijos laipsnis kur kas didesnis nei didelio druskingumo vandenynuose. Tai ypač svarbu tiriant ¹³⁷Cs radionuklido, kaip pasyviosios priemaišos, pernašos ypatumus jūros vandenyje.

Baltijos jūros radioaktyvioji tarša siejama su branduolinio ir termobranduolinio ginklo bandymais atmosferoje. Šiauriniame žemės pusrutulyje pirmieji bandymai buvo įvykdyti 1950-ųjų metų pabaigoje. Iki 1963 m. branduolinio ir termobranduolinio ginklo bandymų atmosferoje ir hidrosferoje nutraukimo globalių iškritų kiekis kasmet didėjo. Šiuo laikotarpiu didėjo dirbtinės kilmės radionuklidų TA, tarp jų ir ¹³⁷Cs TA, Pasauliniame vandenyne, tame tarpe ir Baltijos jūroje. Kadangi Baltijos jūra nėra vandeninga, dėl globalių iškritų ¹³⁷Cs radionuklido TA joje gerokai viršijo TA reikšmes Pasauliniame vandenyne (HELCOM, 1995). 1974 m. antrojoje pusėje radionuklidų vidutinis TA pradėjo mažėti, tačiau 1976–1978 m., nepaisant branduolinio ginklo bandymų nutraukimo, šiauriniame žemės pusrutulyje vėl buvo pradėti vykdyti galingi atmosferiniai sprogdinimai, kurių tiesioginės

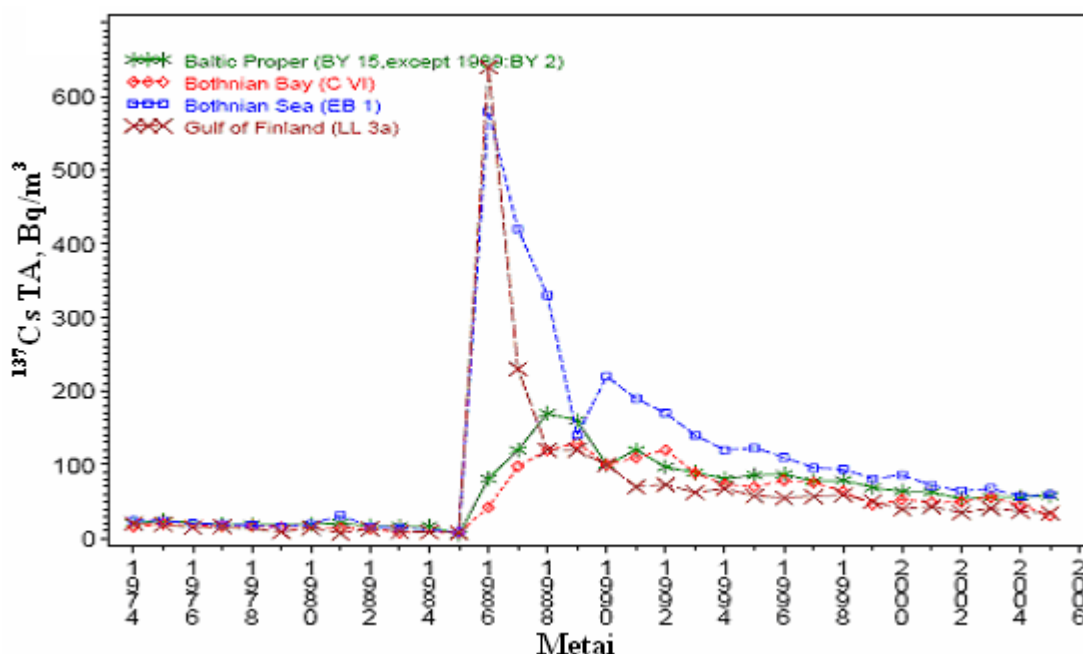
globalios iškritos padidino ^{137}Cs TA Baltijos jūros vandenyje (Стыро, 1989). Be tiesioginių iškritų, radionuklidai buvo atnešami upių vandenimis iš viso drenažinio baseino. Tačiau su upių vandenimis atneštas ^{137}Cs sudarė tik keletą procentų, lyginant su tiesioginiu iškritų patekimu į vandenį. Globalaus ^{137}Cs TA upių vandenyse laipsniškai mažėjo ir 1984–1985 m. buvo lygus 0,1–1,0 Bq/m³ (Гаврилов и др., 1990).

Be atmosferinių branduolinio ginklo bandymų iškritų radionuklidų kiekį Baltijos jūroje 1970–1985 m. padidino Vakarų Europos branduolinio kuro perdirbimo gamyklų Selafilde ir La Hagoje išmetos. Selafildo išmetose ^{137}Cs buvo vienas iš dominuojančių radionuklidų. Į Baltijos jūrą jis pateko su užterštu Šiaurės jūros vandeniu per Danijos sąsiaurius. Tačiau dėl efektyvaus paviršinių ir giluminių vandenų maišymosi Kategate ir Belta sąsiauryje, tik apie 1 % jo kiekio pateko į Baltijos jūrą (HELCOM, 1995). Pagrindinė teršalų dalis grįžo į Skageraką. Didžiausia tarša ^{137}Cs radionuklidu pastebėta pietvakarinėje Baltijos jūros dalyje (Вакуловский и др., 1987). Iš Šiaurės jūros patenkančiuose vandenyse šio radionuklido TA didėjo ir 1979 m. pasiekė 120 Bq/m³ reikšmę. Vėliau TA palaipsniui mažėjo. Iki 1986 m., dėl Šiaurės jūros vandens prietakos, stebėta tiesioginė priklausomybė tarp vandens druskingumo ir ^{137}Cs TA. Nustatyta, kad 1975–1985 m. ^{137}Cs TA paviršiniame Baltijos jūros vandenyje mažėjo tik dėl jo radioaktyviojo skilimo (IAEA, 1986). 1985 m. ^{137}Cs vidutinis TA Baltijos jūros paviršiniame vandenyje buvo 12 Bq/m³ (Стыро и др., 2002).

Kitas svarbus Baltijos jūros taršos ^{137}Cs radionuklidu šaltinis – 1986 m. balandžio 26 d. įvykusi ČAE avarija. Po avarijos Baltijos jūros radioaktyvioji tarša žymiai padidėjo. Radioaktyviosios iškritos pasiskirstė netolygiai. Pirmasis radioaktyviųjų medžiagų debesis iš Černobylio slinko į šiaurę, todėl pagrindinė ^{137}Cs radionuklido dalis pateko į Baltijos jūros šiaurinį regioną, Botnijos įlanką ir Suomijos įlankos rytinės dalį (HELCOM, 2003). Iškart po avarijos Suomijos priekrantės paviršiniame vandenyje ^{137}Cs TA buvo apie 100–500 Bq/m³, o pirmojoje gegužės pusėje išmatuotas didžiausias minėto radionuklido TA siekė 5200 Bq/m³ (Ilus, 2006). Centrinės Baltijos jūros paviršiniame vandenyje jo vidutinis TA padidėjo 12 kartų – nuo 12 iki 148 Bq/m³. 1986 m. spalio mėn. VGTU Fizikos katedros mokslininkai šiaurės rytinėje jūros dalyje aptiko didesnio aktyvumo „dėmę“, kur ^{137}Cs TA siekė 723 Bq/m³ (Стыро и др., 1990). Dar didesnis radiocezio TA buvo išmatuotas toliau į šiaurę – pietinėje Botnijos jūros dalyje. Čia jis siekė 890 Bq/m³ (Nies, 1988). Pietrytinėje dalyje, netoli Lietuvos ir Latvijos, radiocezio TA buvo mažesnis (318 Bq/m³) nei šiaurinėje dalyje, bet

žymiai išsiskyrė bendrame Baltijos jūros užterštumo „fone“ (Стыро и др., 1990). Tais pačiais metais Arkono jūroje TA buvo 40 Bq/m^3 (HELCOM, 1995). Tuo metu labiausiai radioceziu buvo užterštas šiaurės rytų, o mažiausiai – pietvakarių rajonas (Styra ir kt., 1994).

^{137}Cs TA pokyčiai Botnijos įlankoje, Botnijos jūroje, Suomijos įlankoje bei centriniame jūros regione iki ir po avarijos Černobylyje pateikti 1.8 pav. Kaip matyti, po ČAE avarijos dviejų metų laikotarpyje pastebėtas labai greitas Suomijos įlankos paviršinių vandenų valymasis nuo iškritų. ^{137}Cs TA sumažėjo dešimtadaliu (Ilus, 2006). Tai susiję su centrinės Baltijos jūros dalies greita vandens apykaita bei Nevos, Lugos ir Narvos upių vandens prietaka iš mažiau užterštų vietų.



1.8 pav. ^{137}Cs vidutinio TA (Bq/m^3) kitimas atskirų Baltijos jūros regionų paviršiniuose vandenyse (1974–2005 m.) (Varti et al, 2006)

Tuo tarpu Botnijos jūroje, dėl lėtesnės vandens apykaitos, radionuklidų TA mažėjo lėčiau (Ilus et al, 1993; Varti et al, 2006). Tuo pačiu metu, dėl vandens masių pernašos, ^{137}Cs kiekis centrinėje Baltijoje didėjo (Styra ir kt., 1992). V. G. Chlopino Radžio instituto mokslininkai, 1985–1995 m. atlikę tyrimus nustatė, kad centrinės Baltijos jūros rytinė dalis tapo aukštų ^{137}Cs TA reikšmių sritimi (HELCOM, 1995). Iki 1989–1990 m. vyko radionuklido TA išsilyginimo procesas, nes po ČAE avarijos Baltijos jūra buvo nevienodai užteršta, paviršiniame vandenyje buvo nevienalytė TA lauko struktūra. Šios struktūros

persitvarkymas vyko veikiant hidrometeorologinėms sąlygoms ir turbulentinei difuzijai (Styra ir kt., 2002b). Minėtu laikotarpiu ^{137}Cs TA visoje Baltijos jūroje buvo apie 150 Bq/m^3 . 1991 m. centrinės Baltijos rytinės dalies paviršiniame vandenyje radiocezio TA kito nuo 100 iki 130 Bq/m^3 (HELCOM, 1995), o 1993–1995 m. vidutinis TA buvo apie 110 Bq/m^3 (Тишков и др., 1996). 1998 m. radiocezio vidutinis TA sumažėjo iki 80 Bq/m^3 (HELCOM, 2003).

1992–1998 m. laikotarpiu Botnijos jūroje ir Botnijos įlankoje radionuklido TA mažėjo atitinkamai nuo 170 iki 95 Bq/m^3 ir nuo 120 iki 65 Bq/m^3 . Tačiau tuo metu Botnijos jūroje nustatytos didžiausios ^{137}Cs radionuklido vidutinės TA reikšmės, lyginant su kituose Baltijos jūros regionuose gautomis reikšmėmis. 1998 m. pabaigoje Suomijos įlankoje vidutinis TA paviršiniame vandenyje sumažėjo iki 60 Bq/m^3 (HELCOM, 2003).

2000 m. centrinės Baltijos jūros paviršiniame vandenyje ^{137}Cs TA kito nuo 70 iki 77 Bq/m^3 . Tais pačiais metais Suomijos įlankos vakarinėje dalyje radiocezio TA kito $40\text{--}57 \text{ Bq/m}^3$ ribose. Mažesnis ^{137}Cs TA nustatytas įlankos rytinėje dalyje, kadangi šiame regione radioaktyviąją taršą mažina įtekančios upės. Ties Nevos upės žiotimis tuo metu ^{137}Cs TA buvo 3 Bq/m^3 (Tishkov et al, 2002). 2001 m. V. G. Chlopino Radžio instituto mokslininkų tyrimų duomenimis, centrinės Baltijos jūros paviršiniame vandenyje ^{137}Cs vidutinis TA buvo 66 Bq/m^3 . Pastebėtas radiocezio TA mažėjimas šiauriniame Baltijos jūros regione ($59^{\circ}02,16' \text{ Š pl.}; 21^{\circ}04,84' \text{ R il.}$) nuo 87 Bq/m^3 (1999 m.) iki 61 Bq/m^3 . Tačiau kitoje minėto jūros regiono stebėjimų stotyje ($58^{\circ}00' \text{ Š pl.}; 20^{\circ}45' \text{ R il.}$) nustatyta TA reikšmė lygi 75 Bq/m^3 (Tishkov et al, 2003).

1996–2001 m. pietrytinės Baltijos jūros vandenyje nustatytos ^{137}Cs radionuklido ekstremalios ir vidutinės TA reikšmės pateiktos 1.3 lentelėje. Kaip matyti iš vidutinių TA dydžių kaitos, radiocezio kiekis šioje jūros akvatorijoje nepastovus ir priklauso nuo metų sezono. Šis regionas yra barjerinėje zonoje Kuršių marios – Baltijos jūra, jo radiologinę būklę formuoja ir gėlo vandens prietaka, ir atviros jūros vandens masės. Kuris iš šių procesų vyrauja, priklauso nuo hidrometeorologinės situacijos, todėl skirtumas tarp įvairiais sezonais gautų duomenų yra pakankamai žymus (Lukinskienė ir kt., 1999). Eksperimentiniai rezultatai (Styro et al, 2005; Styro et al, 2006) rodo, kad 1996 m. bei 1997-ųjų žiemą vidutinės TA vertės praktiškai buvo tokios pačios, o kitais metų sezonais skirtumas tarp vidutinių verčių padidėjo. Pavasarį radiocezio TA mažėja dėl gėlo vandens prietakos. Įdomu pažymėti, kad mažiausi ^{137}Cs kiekiai eksperimentiškai nustatyti šiame jūros regione 1997 m. rudenį, kai

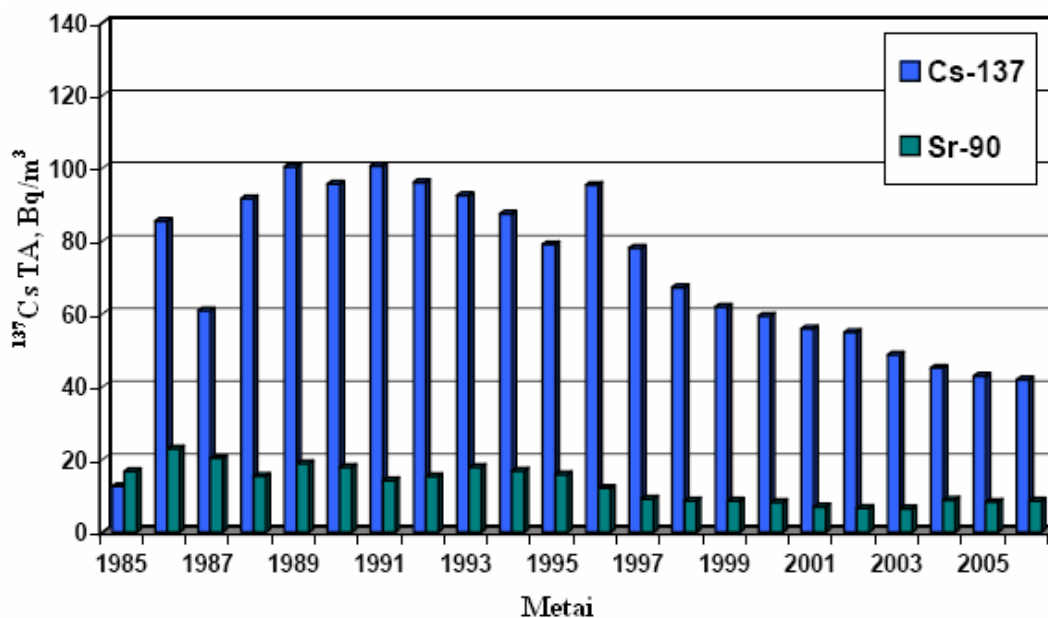
Kuršių marių vandens prietaka buvo nedidelė. Visose matavimo stotyse radiocezio TA buvo gerokai mažesnis nei kitu metu, o vidutinė vertė – 50 Bq/m³ (Lukinskienė ir kt., 1999). Tokį žymų radionuklido TA sumažėjimą turėjo sukelti galingesni hidrologiniai procesai, kaip, pavyzdžiui, 1993 m. atsinaujinusi vandens apytaka su Šiaurės jūra (HELCOM, 1995). Tačiau 1999 m. gegužės ir liepos mėn. bei 2001 m. spalio mėn. vėl buvo nustatyti ¹³⁷Cs TA padidėjimo atvejai (Стыро и др., 2003), kurie metinę vidutinę reikšmę viršijo iki 3 kartų. 1999-aisiais, priklausomai nuo metų sezono, jo vidutinis TA kito nuo 50 Bq/m³ (vasario, lapkričio mėn.) iki 120 Bq/m³ (liepos mėn.), o 2001-aisiais spalio mėn. buvo 73 Bq/m³ (Styro et al, 2006).

1.3 lentelė. ¹³⁷Cs TA (Bq/m³) sezoninės vidutinės ir ekstremalios reikšmės pietrytinėje Baltijos jūros dalyje 1996–2001 m. (Styro et al, 2002b; Styro et al, 2002c; Styro et al, 2005)

Metai	Mėnuo	¹³⁷ Cs TA, Bq/m ³		
		min	vid	max
1996	05	65	66	83
	08	59	77	84
	10	61	75	92
1997	02	65	74	83
	05	61	67	79
	10	32	50	70
1998	02	46	89	186
	08	59	70	83
	11	35	51	70
1999	02	44	50	69
	05	55	78	130
	07	76	120	212
	11	36	50	63
2000	02	55	58	64
	05	44	48	52
	07	51	54	61
2001	10	57	73	120

Pietiniame Baltijos jūros regione iki 1996 m. nepastebėta radiocezio TA laipsniško mažėjimo (1.9 pav.). 1996 m. didžiausia ¹³⁷Cs TA reikšmė šiame regione (Bornholmo įduboje) siekė 120 Bq/m³, tačiau padidėjimo priežastis nebuvo nustatyta. 1998 m. TA sumažėjo iki 70 Bq/m³. (Zalewska et al, 2006b) autorių eksperimentinių tyrimų duomenimis, 2003 m. vidutinis radiocezio TA buvo 48,7 Bq/m³, t. y. 6,2 Bq/m³ mažesnis lyginant su 2002 m. tyrimų duomenimis, o 2004 m. vidutinė TA reikšmė sumažėjo 3,6 Bq/m³. Tai susiję su 2003 m. Šiaurės jūros vandenų įsiveržimu į Baltijos jūrą. Per Kategato sąsiaurį. Į Baltijos jūrą

pateko apie 200 km³ druskingesnio ir, radioaktyviosios taršos atžvilgiu, švaresnio vandens masė (Feistel et al, 2003; Piechura et al, 2004).



1.9 pav. ¹³⁷Cs vidutinis TA (Bq/m³) Baltijos jūros pietinės dalies vandenyse 1985–2005 m. (Zalewska, 2007)

Vakarinėje Baltijos jūros dalyje 1992–1998 m. vidutinis ¹³⁷Cs TA sumažėjo nuo 65 iki 45 Bq/m³ (HELCOM, 2003). Šiame Baltijos jūros regione radioaktyviąją taršą mažino per Danijos sąsiaurius patenkantis Šiaurės jūros vanduo. 1993 m. žiemą įsiveržė 310 km³ sūresnio ir švaresnio radioaktyviosios taršos atžvilgiu vandens masė, kuri pamažu išplito (Dubra, 1998). 1991 m. Rusijos mokslininkų atlikti tyrimai parodė, kad Šiaurės jūros vanduo radioaktyviosios taršos atžvilgiu yra daug švaresnis (¹³⁷Cs TA lygus 25 Bq/m³) už Baltijos jūros vandenį (Анисимов и др., 1992; Исследование, 1992–1996).

Remiantis įvairių šalių mokslininkų 2002–2005 m. eksperimentinių tyrimų duomenimis (1.4 lentelė) pastebėta, kad iki šiol ¹³⁷Cs radionuklidas Baltijos jūros paviršiniame vandenyje pasiskirstęs netolygiai. Didelis skirtumas tarp ekstremalių TA reikšmių rodo Baltijos jūros radioaktyviosios būklės nestabilumą. 2005 m. didžiausias radiocezio TA nustatytas centrinėje Baltijos jūros dalyje – 72 Bq/m³ (Tiskhov et al, 2006). Teorinių skaičiavimų duomenimis (Styra et al, 2000b; Nielsen, 1997), šiuo metu ¹³⁷Cs TA jūros vandenyje turėtų būti apie 50 Bq/m³, o visa Baltijos jūra nuo šio radionuklido turėtų išsivalyti 2020–2022 m., t. y. TA reikšmės pasieks iki ČAE avarijos registruotas vertes.

1.4 lentelė. ^{137}Cs TA (Bq/m^3) ekstremalios reikšmės Baltijos jūroje paviršiniame vandenyje 2002–2005 m.

Regionas	Metai	Ekstremalios reikšmės	Literatūros šaltinis
Botnijos įlanka	2002	~50	(Ikaheimonen et al, 2003)
	2003	~50	(Ikaheimonen et al, 2004)
	2004	~50	(Vartti et al, 2005)
	2005	31–52	(Vartti et al, 2006)
Botnijos jūra	2002	57–67	(Ikaheimonen et al, 2003)
	2003	58–68	(Ikaheimonen et al, 2004)
	2004	57–60	(Vartti et al, 2005)
	2005	45–60	(Vartti et al, 2006)
Suomijos įlanka	2002	33–42	(Ikaheimonen et al, 2003)
	2003	31–53	(Tiskhov et al, 2005)
	2004	14,6–45,0	(Tiskhov et al, 2005; Vartti et al, 2005)
	2005	14–50	(Tiskhov et al, 2006)
Rygos įlanka	2002	31,1–40,5	(Kirillova et al, 2004)
	2003	28,1–31,1	(Kirillova et al, 2004)
	2004	20,2–26,4	(Kirillova et al, 2005)
Centrinė Baltijos jūra	2002	52–56	(Tiskhov et al, 2004; Kirillova et al, 2004)
	2003	43,5–59,0	(Kirillova et al, 2004; Tiskhov et al, 2005)
	2004	23,4–75,0	(Tiskhov et al, 2005)
	2005	45–72	(Tiskhov et al, 2006; Vartti et al, 2006)
Pietinė Baltijos jūra	2002	14,9–63,9	(Zalewska, 2003)
	2003	39,6–56,4	(Zalewska et al, 2004)
	2004	~45,1	(Zalewska et al, 2006a)
	2005	~42,9	(Zalewska et al, 2006a)
Arkono jūra	2002	43,9–55,0	(Herramann, 2004)
	2003	42,6–52,5	(Herramann, 2005)
	2004	43,7–50,3	(Herramann, 2005)
Beltų jūra	2002	29,3–53,3	(Herramann, 2004)
	2003	24,9–45,5	(Herramann, 2005)
	2004	27,9–42,8	(Herramann, 2005)

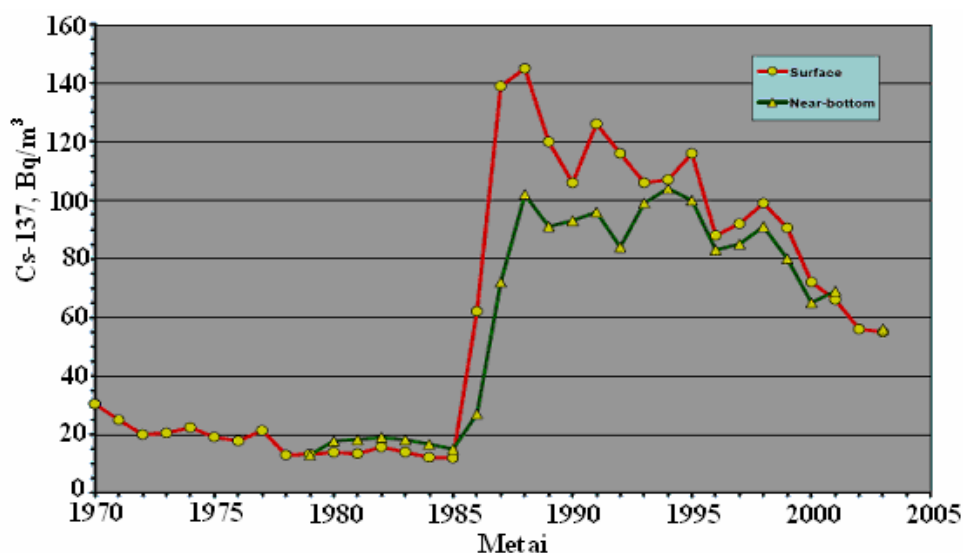
1.2.2. Radiocezio vertikaliojo pasiskirstymo jūros vandenyje dėsniumai

Patekusio į jūros paviršių ^{137}Cs radionuklido pernaša gilyn vyksta dėl vertikalų srovių, turbulentinės difuzijos, sedimentacijos. Anot (Комплексные, 1982; Шведов и др., 1968; Громов и др., 1985) darbų autorių, radiocezio vertikalioji pernaša jūros vandenyje hidrobiontais bei dėl sedimentacijos yra nežymi. Vandens masių pernašos kryptį, o tuo pačiu ir atitinkamą vertikalų srovių greitį sąlygoja meteorologinės situacijos. Kintant meteorologinėms sąlygoms, kinta vertikalų srovių judėjimo kryptis. Susilyginus srovių

judėjimo aukštyrų ir žemyn skaičiui, jų bendras judėjimo greitis gali būti lygus nuliui. Tokiu būdu, vertikaloji turbulentinė difuzija yra viena iš pagrindinių ^{137}Cs pernašos į giluminius jūros vandens sluoksnius charakteristikų.

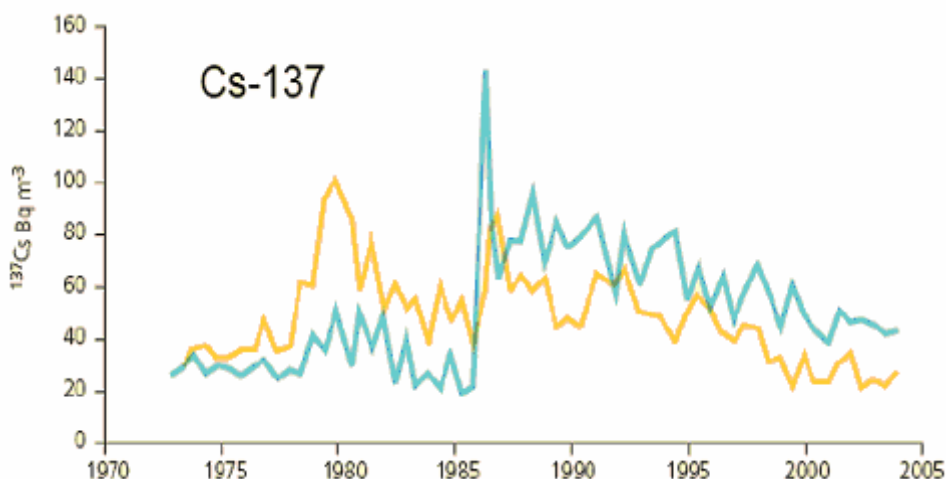
1973–1980 m. atlikti radiocezio TA matavimai vandens storumėje skirtinguose Baltijos jūros regionuose (Стыро, 1989). Tyrimų rezultatai parodė, kad jūros vandenims charakteringos beveik vienodos ^{137}Cs TA reikšmės, išskyrus pietvakarinę dalį, kurioje didesnės reikšmės pastebėtos 50 m gylyje. Sekloje pietrytinėje Baltijos jūros dalyje nepastebėta ryškaus radionuklido TA skirtumo tarp paviršinio ir giluminio vandens. 1979–1980 m. vertikalusis ^{137}Cs TA gradientas buvo labai nežymus (Лазарев и др., 1983).

(Tishkov et al, 2005) tyrimų rezultatai rodo, kad iki ČAE avarijos rytinėje centrinės Baltijos jūros dalyje ^{137}Cs buvo tolygiai pasiskirstęs visame jūros vandens gylyje (1.10 pav.).



1.10 pav. ^{137}Cs vidutinis TA centrinės Baltijos jūros rytinės dalies paviršiniame (raudona linija) ir priedugniniame (žalia linija) vandenyje 1970–2003 m. (Tishkov et al, 2005)

Pietvakarinėje jūros dalyje (Nielsen, 2005; Cs-137, 2006) iki 1986 m. didesnės ^{137}Cs TA reikšmės nustatytos priedugniniame vandens sluoksnyje (1.11 pav.). Aštuntajame dešimtmetyje Šiaurės jūros „invazijos“ papildomai teršė giluminius Baltijos jūros vandens sluoksnius ^{137}Cs radionuklidu. Kartu su giluminėmis srovėmis ^{137}Cs pateko į Baltijos jūrą, todėl pietvakarinėje jūros dalyje radionuklido koncentracija prie dugno buvo didesnė nei paviršiuje. Tokiam radiocezio TA pasiskirstymui galėjo turėti įtakos ir atominės elektrinės, esančios netoli jūros.



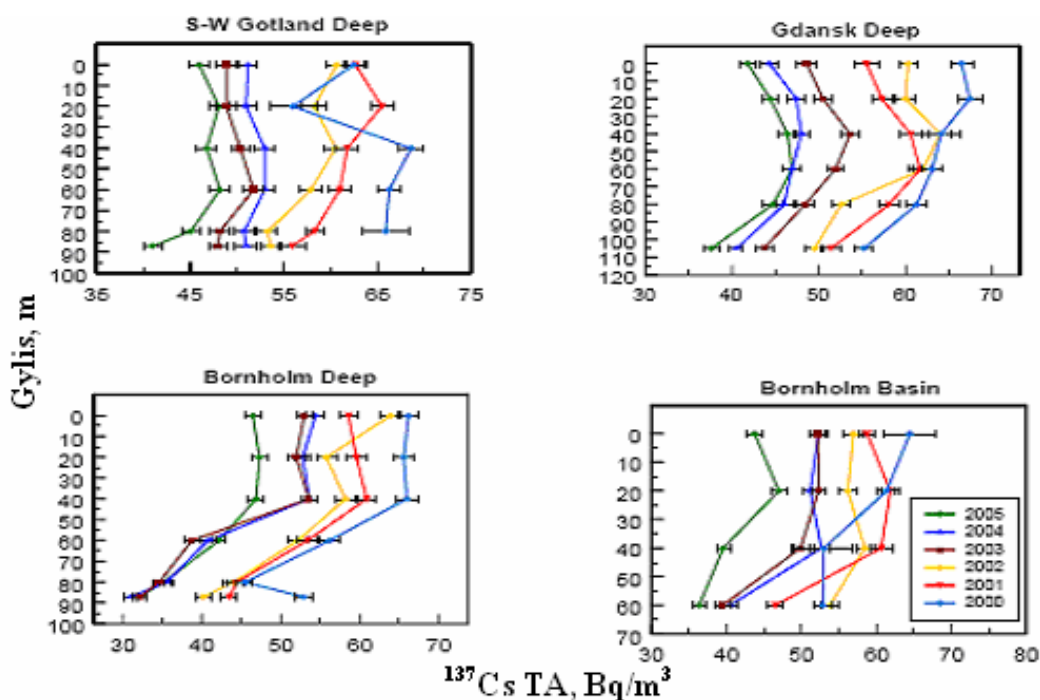
1.11 pav. ^{137}Cs TA pasiskirstymas pietvakarinės Baltijos jūros paviršiniame (mėlyna linija) ir priedugniniame (geltona linija) vandenyje 1973–2005 m. (Cs-137, 2006)

Po ČAE avarijos ^{137}Cs TA vertikalus pasiskirstymas jūros vandenyse iš esmės pakito. Žymiai didesni radiocezio TA nustatyti paviršiniuose vandenyse. 1989 m. buvo atlikti ^{137}Cs TA vertikalus pasiskirstymo skirtinguose Baltijos jūros regionuose matavimai. Tyrimų rezultatai parodė, kad gyliui didėjant, radiocezio TA tolygiai mažėja. Nepastebėti atskiri ^{137}Cs TA padidėjimai gilumoje. Tai siejama su apytikriai vienodu vertikaliosios ^{137}Cs radionuklido pernašos giluminiuose sluoksniuose greičiu skirtinguose jūros regionuose. Minėtu laikotarpiu 40–100 m gylyje nustatytas ^{137}Cs TA lygis 104–110 Bq/m³ (Стыро и др., 1992), kai paviršiniame vandenyje buvo 150 Bq/m³ (HELCOM, 1995). 180–200 m gylyje įvairiuose jūros vietose radiocezio TA buvo 61–63 Bq/m³. Tokį ^{137}Cs TA vertikalų pasiskirstymą lėmė difuziniai procesai ir sedimentacija (Стыро и др., 1992).

^{137}Cs radionuklido TA išsilyginimas pagal gylį vyko labai lėtai, nes vertikalioji turbulentinė difuzija Baltijos jūroje yra silpna (vertikaliosios turbulentinės difuzijos koeficientas $K_z = 1,25 \text{ cm}^2/\text{s}$) (Styro et al, 1998). 1994–1995 m. buvo stebimas ^{137}Cs TA tolygus vertikalus pasiskirstymas (Styra ir kt., 2003). Jo TA 1995 m. rytinėje Baltijos jūros dalyje visoje stovymėje buvo per 100 Bq/m³ (Исследование, 1992–1996). Sekloje pietrytinėje Baltijos jūros dalyje 1997–1998 m. vidutinis ^{137}Cs TA paviršiniame vandenyje buvo 68 Bq/m³, o 40–50 m gylyje – 71 Bq/m³ (Styra et al, 2000c). Tačiau didesnis skirtumas tarp ^{137}Cs TA reikšmių paviršiniame ir giluminiame vandenyje nustatytas pietvakarinėje Baltijos jūros dalyje. Žymiai mažesnis ^{137}Cs TA giluminiame vandens sluoksnyje. (Radionuclides, 2003) tyrimų duomenimis, 1999 m. birželio mėn. vidutinis radiocezio TA

paviršiniame vandenyje buvo 60 Bq/m^3 , o prie dugno 23 Bq/m^3 . Tais pačiais metais lapkričio mėn. vidutinis TA paviršiniame vandenyje sumažėjo iki 50 Bq/m^3 , tačiau prie dugno siekė 33 Bq/m^3 . Sekančiais metais, nepriklausomai nuo metų sezono, radiocezio vidutinis TA abiejuose jūros vandens horizontuose mažėjo. Po to vėl sekė TA padidėjimas bei mažėjimas. 2003 m. gegužės mėn. vidutinis ^{137}Cs TA prie dugno (23 Bq/m^3) (Danish, 2004) buvo beveik 2 kartus mažesnis nei paviršiniame vandenyje. Šiuo atveju radioaktyviosios taršos lygis giluminiuose vandenyse galėjo mažėti dėl Šiaurės jūros vandens prietakos.

2000–2005 m. Lenkijos mokslininkų (Zalewska et al, 2006a) tyrimų duomenys rodo, kad Gotlando, Gdansko, Bornholmo įdubų bei Bornholmo baseino vandens stromoje ^{137}Cs TA tiek paviršiniame vandenyje, tiek ir visame vandens gylyje pastebimai mažėja (1.12 pav.).



1.12 pav. ^{137}Cs TA vertikalus pasiskirstymas pietvakarinėje Gotlando, Gdansko ir Bornholmo įdubose bei Bornholmo baseine 2000–2005 m. (Zalewska et al, 2006a)

Bornholmo baseine bei įduboje stebimas radiocezio tolygus vertikalus pasiskirstymas iki haloklino. Tuo tarpu Gotlando pietvakarinėje dalyje bei Gdansko įdubose ^{137}Cs TA iki haloklino pamažu didėja. Žemiau haloklino visose tyrimų vietose jo TA mažėja (Zalewska et al, 2004). Tačiau ^{137}Cs TA reikšmių skirtumas paviršiniame ir priedugniniame vandens horizontuose nėra didelis.

1.2.3. ^{137}Cs Baltijos jūros dugno nuosėdose

Į Baltijos jūrą patekęs ^{137}Cs radionuklidas laikui bėgant sėdo į dugną ir žymus jo kiekis susikaupė dugno nuosėdose. Patekęs į dugno nuosėdas cezis sąveikauja su jū dalelėmis. Ši sąveika, priklausanti nuo dalelių amžiaus, organinės ir cheminės sudėties, įtakoja cezio aktyvumo nuosėdose dydį (Vilimaitė-Šilobritienė, 2004). Apskaičiuota (Salo et al, 1986), kad iki ČAE avarijos Baltijos jūros dugno nuosėdose ^{137}Cs bendras kiekis sudarė 277 TBq.

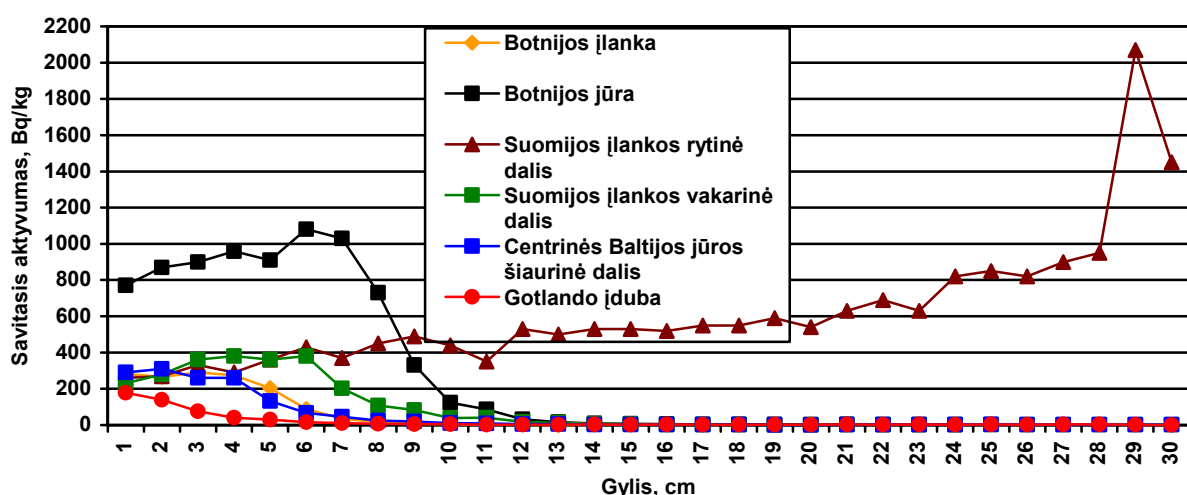
Po ČAE avarijos į jūros paviršinius vandenį patekusios globalios radioaktyviosios iškritos greitai prasiskverbė į gilesnius sluoksnius ten, kur nebuvo stabilaus haloklino. 1986 m. gegužės pradžioje radionuklidai buvo aptikti pietinėje centrinės Baltijos jūros dalyje 100 metrų gylyje. Nustatyta, kad tik dalis radiocezio iš radioaktyviųjų dulkių dalelių liko paviršiniame vandenyje, o likusi dalis greitai sėdo į dugną. Tikėtina, kad radionuklidų patekimas į jūros dugną buvo pagreitinamas ir fitoplanktonu, tuo metu buvusiu pavasarinio augimo maksimumo pabaigoje. Po pavasarinio vandens žydėjimo, radionuklidai kartu su atmirusiais vienaląsčiais dumbliais pateko į dugną. Birželio viduryje radionuklidai buvo aptikti centrinės Baltijos šiaurinės dalies viršutiniuose dugno nuosėdų sluoksniuose (HELCOM, 1995). Pirminių skaičiavimų duomenimis (HELCOM, 2003), 1990–1991 m. bendras ^{137}Cs radionuklido kiekis Baltijos jūros dugno nuosėdose buvo 1400 TBq. Vėlesni tyrimų rezultatai parodė, kad ^{137}Cs pasiskirstymo santykis tarp kietų ir minkštų dugno nuosėdų yra 1 : 20. Atsižvelgiant į šį santykį buvo apskaičiuota, kad radiocezio kiekis tuo laikotarpiu buvo lygus 1200 TBq. 1998 m. ^{137}Cs kiekis Baltijos jūros dugno nuosėdose padidėjo iki 1940–2210 TBq (HELCOM, 2003). Tai 8 kartus didesnis nei buvo iki avarijos ČAE ir 1,5 karto didesnis, lyginant su 1990–1991 m. duomenimis. Lyginant skirtingus Baltijos jūros regionus pastebėta, kad didžiausias ^{137}Cs radionuklido kiekis susikaupė Botnijos jūros dugno nuosėdose (1370–1560 TBq) ir tai sudarė 71 % bendro radiocezio kiekio (HELCOM, 2003). Suomijos įlankos ir centrinės Baltijos jūros dugno nuosėdose jo kiekis buvo keletą kartų mažesnis, atitinkamai 230–255 TBq (12 %) ir 175–205 TBq (9 %). Pietinėje Baltijos jūroje ^{137}Cs dugno nuosėdose buvo 10–45 TBq. Minėtu laikotarpiu Botnijos įlankos pietinėje dalyje ir Botnijos jūros šiaurinėje dalyje ^{137}Cs bendrasis aktyvumas (BA) dugno nuosėdose buvo 125000 Bq/m². Didžiausias radiocezio savitasis aktyvumas (SA) nustatytas paviršiniame dugno nuosėdų sluoksnyje siekė 1740 Bq/kg sauso svorio (HELCOM, 2003).

1998–2000 m. pietiniame Baltijos jūros regione ^{137}Cs BA dugno nuosėdose kito nuo $3260 \pm 820 \text{ Bq/m}^2$ (Gdansko įlankoje) iki $1990 \pm 402 \text{ Bq/m}^2$ (Bornholmo baseine). Gdansko įlankos paviršiniame dugno nuosėdų sluoksnyje (1–3 cm) radiocezio SA minėtu laikotarpiu buvo 220–393 Bq/kg, o gyliui didėjant, pastebimai mažėjo. Žymiai mažesnis SA nustatytas Bornholmo baseino paviršiniame dugno nuosėdų sluoksnyje (77–129 Bq/kg) (Suplinska, 2002). Pietrytinėje Baltijos jūros dalyje (Lietuvos ekonominėje zonoje) 1999–2001 m. ^{137}Cs SA paviršinėse dugno nuosėdose (0–2 cm) kito nuo 10 iki 259 Bq/kg (Lujanienė et al, 2004).

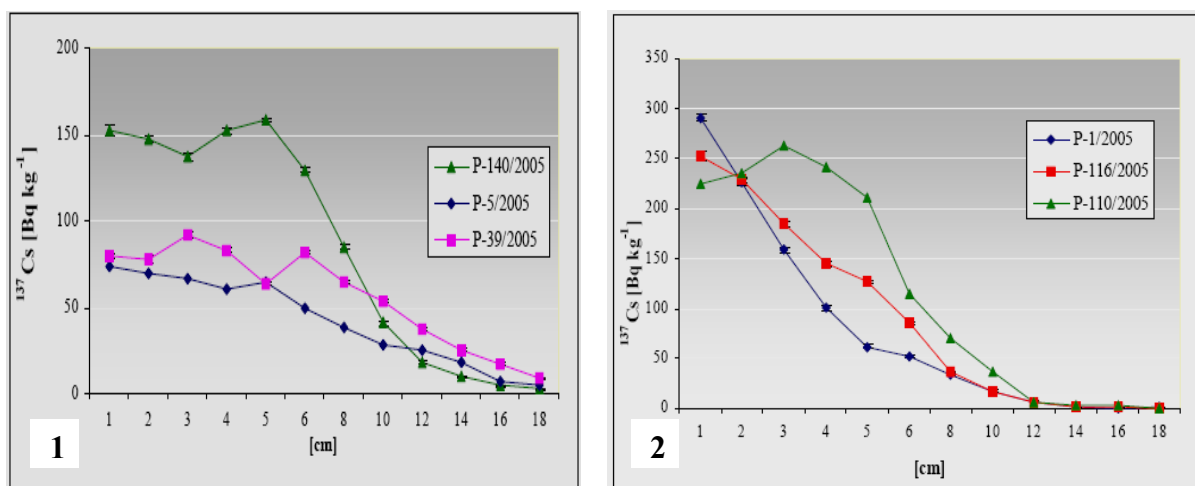
2002–2005 m. Suomijos mokslininkų (Ikaheimonen et al, 2003; Ikaheimonen et al, 2004; Vartti et al, 2005; Vartti et al, 2006) tyrimų duomenimis, didžiausias ^{137}Cs BA Suomijos įlankos rytinės dalies ($60^{\circ}04,40'$ Š pl.; $26^{\circ}20,50'$ R il.) ir Botnijos jūros ($61^{\circ}04,00'$ Š pl.; $19^{\circ}44,00'$ R il.) dugno nuosėdose. Minėtose stotyse ^{137}Cs BA 2002 m. kito nuo 10000 iki 32000 Bq/m², 2003 m. – 21000–43000 Bq/m², 2004 m. – 29000–30000 Bq/m², 2005 m. – 33000–35000 Bq/m². ^{137}Cs BA žymus padidėjimas dugno nuosėdose gali būti susijęs su įlankų priekrantėse esančių AE taršos poveikiu. Be to, Suomijos įlankoje, skirtingai nei kituose jūros regionuose, didesnė teršalų sedimentacija. Taip pat gali būti ir kitų taršos šaltinių, kurie yra nežinomi. Kitose tyrimų stotyse nustatytos mažesnės reikšmės. Minėtu laikotarpiu Botnijos įlankoje ($65^{\circ}14,16'$ Š pl.; $23^{\circ}33,60'$ R il.) ir vakarinėje Suomijos įlankos dalyje ($59^{\circ}34,92'$ Š pl.; $23^{\circ}37,79'$ R il.) ^{137}Cs BA dugno nuosėdose kito 4000–5000 Bq/m² ribose, centrinės Baltijos šiaurinėje dalyje ($59^{\circ}02,16'$ Š pl.; $21^{\circ}04,84'$ R il.) buvo apie 2000 Bq/m², Gotlando įduboje ($57^{\circ}19,20'$ Š pl.; $20^{\circ}03,00'$ R il.) 1600–580 Bq/m².

Pietinio Baltijos jūros regiono dugno nuosėdose nustatytos ^{137}Cs BA reikšmės artimos aukščiau minėtoms reikšmėms. Tačiau stebimas netolygus pasiskirstymas visoje pietinėje Baltijos jūros dalyje. Per 2002–2005 m. laikotarpį mažiausias ^{137}Cs BA buvo 2003 m. Bornholmo baseine ($54^{\circ}44,50'$ Š pl.; $15^{\circ}08,00'$ R il.) – 1170 Bq/m², didžiausia reikšmė nustatyta 2002 m. Gdansko įlankoje ($54^{\circ}30,00'$ Š pl.; $19^{\circ}06,80'$ R il.) – 5060 Bq/m² (Suplinska et al, 2004), kuri palaipsniui mažėjo ir 2005 m. buvo 4200 Bq/m² (Suplinska et al, 2006). Kitose Gdansko įlankos stotyse ^{137}Cs BA 2 kartus mažesnis.

Tyrimų rezultatai rodo, kad tiek šiauriniame (1.13 pav.) (Jakobson, 2003; Jakobson, 2004; Vartti et al, 2006), tiek ir pietiniame (1.14 pav.) (Suplinska et al, 2006) Baltijos jūros regionuose didžiausias ^{137}Cs SA dugno nuosėdose aptinkamas jų paviršiniame sluoksnyje.



1.13 pav. ^{137}Cs SA pokyčiai vertikaliame dugno nuosėdų profilyje šiaurinėje Baltijos jūros dalyje (Vartti et al, 2006)



1.14 pav. ^{137}Cs SA pokyčiai vertikaliame dugno nuosėdų profilyje pietinėje Baltijos jūros dalyje 2005 m.: 1 – Bornholmo basene; 2 – Gdanskio įlankoje (Suplinska et al, 2006)

Tačiau, skirtingai nei kitose tyrimų stotyse, Suomijos įlankos rytinėje dalyje ($60^{\circ}04,40'$ Š pl.; $26^{\circ}20,50'$ R il.) dugno nuosėdų gyliui didėjant ^{137}Cs SA didėja. Būtent šioje stotyje 2003 m. radiocezio didžiausias SA buvo 21–22 cm dugno nuosėdų sluoksnyje – 2300 Bq/kg, o 29–30 cm sluoksnyje – 100 Bq/kg (Ikaheimonen et al, 2004). Po metų 29–30 cm gylyje ^{137}Cs SA padidėjo apie 10 kartų (990 Bq/kg) (Vartti et al, 2005). 2005 m. 28–30 cm dugno nuosėdų sluoksnyje vidutinis SA buvo daugiau kaip 1400 Bq/kg (1.13 pav.).

Minėtoje stotyje ^{137}Cs pasiskirstymas vertikaliame dugno nuosėdų profilyje rodo, kad radiocezis labai greitai migruoja gilyn (Vartti et al, 2006). Kitose šiaurinio Baltijos jūros regiono tyrimų stotyse didžiausias radiocezio SA nustatytas iki 10 cm gylio dugno nuosėdose. Kaip matyti iš 1.13 paveiksle pateiktų duomenų, paviršiniame dugno nuosėdų sluoksnyje didžiausios ^{137}Cs SA reikšmės registruojamos Botnijos jūroje ($61^{\circ}04,00'$ Š pl.; $19^{\circ}44,00'$ R il.), mažiausios – Gotlando įduboje ($57^{\circ}19,20'$ Š pl.; $20^{\circ}03,00'$ R il.).

Pietiniame Baltijos jūros regione didžiausias ^{137}Cs SA nustatytas 0–3 cm dugno nuosėdų sluoksnyje. 2002–2003 m. paviršiniame dugno nuosėdų sluoksnyje Gdansko įlankoje kito nuo 180 iki 440 Bq/kg. Žymiai mažesnės radiocezio SA reikšmės nustatytos Bornholmo baseine (86–116 Bq/kg) (Suplinska et al, 2004). 2005 m. (Suplinska et al, 2006) didžiausias ^{137}Cs SA nustatytas Gdansko įlankoje ir Gdansko įduboje 0–3 cm dugno nuosėdų sluoksnyje (160–290 Bq/kg). Pastebėta, kad Gdansko įlankoje paviršiniame dugno nuosėdų sluoksnyje radiocezio SA beveik 3 kartus didesnis už Bornholmo baseine (70–92 Bq/kg), o dugno nuosėdų gyliui didėjant pastebimai mažėja visose tyrimo stotyse.

Baltijos jūros dugno nuosėdose ^{137}Cs aktyvumų verčių išsibarstymas labai platus. Paprastai jį nulemia dugno nuosėdų sudėtis: smėlingi bandiniai pasižymi mažesne tarša, daugiau cezio randama dumblingose nuosėdose, kurių sudėtyje yra daug smulkių dalelių (Vilimaitė-Šilobritienė, 2004).

1.2.4. ^{137}Cs tūrinio aktyvumo pokyčiai Baltijos jūros Lietuvos priekrantėje

Baltijos jūros Lietuvos priekrantės vandenyje ^{137}Cs radionuklido TA tyrimai pradėti 1971 metais. Tyrimų rezultatai rodo, kad iki ČAE avarijos (1971–1985 m.) ^{137}Cs TA nebuvo pastovus ir kito laiko bėgyje. Didžiausios TA reikšmės buvo registruojamos pavasarį, o mažiausios – rudens pradžioje. Šis reiškinys siejamas su atmosferinėmis iškritomis. Didžiausias skirtumas tarp ekstremalių ^{137}Cs TA reikšmių Baltijos jūros priekrantėje nustatytas 1973 m. (10–48 Bq/m³) (Стыро, 1989). 1980 m. pastebėta hidrometeorologinių sąlygų kaitos įtaka radionuklido TA pokyčiams. Nustatyta, kad po ilgalaikio štormo radiocezio TA jūros vandenyje prie Juodkrantės sumažėjo 2–3 kartus. Manoma, kad jūros bangavimas sąlygojo intensyvesnį radionuklido nusėdimą į dugną bei atgalinį patekimą į atmosferą su bangų purslais (Стыро и др., 1988). Nustatyta, kad jūros priekrantės zonoje

^{137}Cs vidutinis TA 1971–1985 m. palaipsniui mažėjo (Стыро и др., 1996). Prieš ČAE avariją jo vidutinis TA buvo 18 Bq/m^3 .

Po ČAE avarijos radioaktyviosios taršos būklė tiek pietrytinėje Baltijos jūros dalyje, tiek Lietuvos priekrantės vandenyje žymiai pakito. Pietrytinėje jūros dalyje iš karto po avarijos radiocezio TA padidėjo 4 kartus, o 1988 m. beveik 10 kartų viršijo „foninius“ dydžius, nulemtus globalių iškritų. Analogiškas ^{137}Cs TA didėjimas stebėtas ir priekrantėje prie Juodkrantės (Lukinskienė ir kt., 1999).

^{137}Cs radionuklido TA kitimui Baltijos jūros Lietuvos priekrantėje didelę įtaką turėjo labiau radioceziu užterštų vandens masių migracija iš šiaurinės jūros dalies, tokiu būdu didindama vidutinę TA reikšmę. Dėl minėtos priežasties 1988 m. ^{137}Cs vidutinis TA išaugo iki 102 Bq/m^3 (Styro et al, 2001), o skirtumas tarp ekstremalių TA reikšmių buvo $85\text{--}113 \text{ Bq/m}^3$. Toks aukštas radioaktyviosios taršos lygis ir atviros pietrytinės jūros dalies paviršiuje, ir priekrantėje išliko iki 1995 m. (Lukinskienė ir kt., 1999). ^{137}Cs radionuklido ekstremalių bei vidutinių TA reikšmių kitimo eiga 1985–2003 m. pateikta 1.5 lentelėje.

1.5 lentelė. ^{137}Cs radionuklido ekstremalios ir vidutinės TA reikšmės Baltijos jūros priekrantėje prie Juodkrantės 1985–2003 m. (Styra ir kt., 1992; Astrauskienė ir kt., 1997; Styra et al, 2000c; Styra ir kt., 2004b)

Metai	^{137}Cs radionuklido TA, Bq/m^3		
	min	vid	max
1985	13	18	24
1986	42	69	111
1987	41	63	76
1988	85	102	113
1989	90	113	144
1990	85	117	136
1991	–	109*	–
1992	62	95	136
1995	79	104	168
1996	66	73	82
1997	62	73	84
1998	57	68	76
1999	45	96	209
2000	44	65	86
2001	51	61	70
2002	57	78	102
2003	48	58	76

* – vienkartinio paėmimo bandinys.

1992 ir 1995 m. buvo registruojami ^{137}Cs radionuklido TA epizodiniai padidėjimo atvejai. Tuo metu pastebėtas ryšys tarp tam tikros hidrometeorologinės situacijos ir radiocezio TA (Styro et al, 2001). Nustatyta, kad, ilgą laiką pučiant šiaurinių krypčių vėjams radionuklido TA žymiai pakinta. 1992 m. liepos mėn. pirmosiomis dienomis pūtė silpnas (2–3 m/s) besikeičiančios krypties vėjas. Nuo liepos 5 dienos vyravo pastovios šiaurės vakarų krypties vėjas, o jo greitis padidėjo iki 4–5 m/s ir, dėl susidariusių vandens masių pernašos iš šiaurinės Baltijos jūros dalies išilgai Kuršių Nerijos pietų kryptimi, liepos 10 dieną ^{137}Cs TA išaugo nuo 89 Bq/m^3 (liepos 3 d.) iki 136 Bq/m^3 . Pasikeitus vėjo kryptčiai ši reikšmė sumažėjo iki 87 Bq/m^3 . Tuo metu vidutinis radiocezio TA buvo toks pat, kaip ir atvirose Lenkijos teritoriniuose vandenyse (pietvakarinėje jūros dalyje) – 95 Bq/m^3 (Styro et al, 2001; Astrauskienė ir kt., 1997). Panaši situacija buvo stebima ir 1995 m. birželio mėnesį, kai 20–28 dienomis pūtė 10–16 m/s šiaurės vakarų bei šiaurės krypties vėjas, formavęs vandens masių judėjimą iš šiaurės į pietus. Tuo metu ^{137}Cs radionuklido TA intensyviai didėjo ir birželio 29 dieną pasiekė 168 Bq/m^3 . Vėjo kryptčiai pakitus TA reikšmė sumažėjo (Styro et al, 2001).

^{137}Cs TA tiriamajame regione žymiai sumažėjo 1996 m. ($66\text{--}82 \text{ Bq/m}^3$), nors jo vertės išliko tokios pačios kaip ir 1986–1987 metais (Lukinskienė ir kt., 1999). Radionuklido vidutinės TA reikšmės Lietuvos priekrantėje beveik nesiskyrė nuo reikšmių, gautų pietrytinėje Baltijos jūros dalyje 1997 ir 1998 metais. 1997 m. vasarą ^{137}Cs vidutinis TA buvo 73 Bq/m^3 , o 1998 metų vasarą – 70 Bq/m^3 (Styra ir kt., 2002a).

1999 m. gegužės mėn. jūros priekrantėje prie Juodkrantės vėl buvo stebimas epizodinis ^{137}Cs radionuklido TA didėjimas. Tuo tarpu vyravo 6 m/s šiaurinių krypčių vėjai, kurie formavo didesnių greičių dreifines sroves, o tai galėjo turėti įtakos ^{137}Cs TA reikšmėms tiek atviroje jūroje, tiek ir priekrantėje. Šiuo atveju vidutinė metinė TA reikšmė priekrantėje padidėjo 1,5 karto, lyginant su 1996–1998 m. gautomis reikšmėmis (Styra, 2003), o skirtumas tarp ekstremalių TA reikšmių buvo $45\text{--}209 \text{ Bq/m}^3$ (Styra ir kt., 2004b). 2000–2003 m. vidutinis radiocezio TA mažėjo, tačiau skirtumas tarp ekstremalių reikšmių išliko didelis ($44\text{--}102 \text{ Bq/m}^3$). Galima priežastis – papildomų radioaktyviosios taršos šaltinių atsiradimas (Styra ir kt., 2003).

1.3. Radioekologinio monitoringo programos Baltijos jūroje

Baltijos jūroje radiologiniai tyrimai pradėti 1960 m., kai jūros taršą sąlygojo globalios radioaktyviosios iškritos. Tuo metu Suomijos mokslininkai nustatė ^{137}Cs ir ^{90}Sr TA Baltijos jūroje, įvertino jų aktyvumų santykį, o vėliau ir jų kiekį (Salo et al, 1966; Voipo et al, 1971). 1970 m. radionuklidų tyrimus Baltijos jūros vandenyje pradėjo V. G. Chlopino Radžio institutas. Nuo 1971 m. Baltijos jūros radioaktyviosios taršos tyrimus koordinavo tarptautinės organizacijos – Tarptautinė ekonominės savitarpio pagalbos taryba (TESPT), Tarptautinė atominės energetikos agentūra (TATENA). 1980 m. TATENA inicijavo bendrą Baltijos šalių projektą „Radioaktyviųjų medžiagų tyrimai Baltijos jūroje“. Programoje dalyvavo visos Baltijos šalys, o 1981–1984 m. ir Tarptautinė jūrų radioaktyvumo tyrimų laboratorija Monake. 1985 m. Helsinkio komisijos (HELCOM) sprendimu buvo įkurta radioaktyviųjų medžiagų monitoringo Baltijos jūroje ekspertų grupė, kuri toliau vykdo radioaktyviųjų medžiagų monitoringą Baltijos jūroje.

HELCOM rekomendacijose 26/3, kurios yra 8/1 (1987 m.), 10/3 (1989 m.), 18/1 (1997 m.) rekomendacijų tęsinys, pateikiama, kaip vykdyti jūrinės aplinkos monitoringą. Monitoringo programos tikslas – įvertinti radionuklidų kiekius bei pasiskirstymą įvairiuose jūrinės ekosistemos komponentuose, atlikti eksperimentinių rezultatų analizę ir įvertinti apšvitos dozes, tenkančias Baltijos regiono gyventojams.

Visos Baltijos šalys pagal savo valstybines programas, taip pat ir tarptautinius susitarimus vykdo radioaktyviųjų medžiagų monitoringą Baltijos jūroje. Pagrindinis radioaktyviosios taršos monitoringo Baltijos jūroje programos koordinatorius yra HELCOM.

Daugelyje Baltijos šalių jūrinės ekosistemos radioekologinio monitoringo programos yra panašios. Mėginių ėmimo dažnis yra panašus, skiriasi tik stebėjimo taškų kiekis, priklausomai nuo turimos įrangos bei techninių galimybių. Tyrimai atliekami visuose Baltijos jūros regionuose. Baltijos jūrinėje akvatorijoje bandinių ėmimo vietos buvo parinktos po Černobylio AE avarijos ir praktiškai nesikeitė iki šiol. Monitoringo stotys gana tolygiai išsidėsčiusios visoje Baltijos jūros teritorijoje. Rekomenduojamas HELCOM Baltijos jūros monitoringo stočių skaičius, kuriose imami jūrinės aplinkos komponentų bandiniai, pateiktas 1.6 lentelėje.

1.6 lentelė. Baltijos jūrinės aplinkos komponentų bandinių ėmimo zonos ir rekomenduojamų stočių skaičius (Guidelines, 2006; HELCOM, 2003)

Sritis	Vanduo	Dugno nuosėdos	Žuvis	Vandens augalai	Bentosiniai organizmai
Botnijos įlanka	8 (7)	7	8	2 (3)	3
Suomijos įlanka	19 (20)	7	4	3 (4)	1
Rygos įlanka	3 (2)	3 (2)	2 (1)	3 (1)	0
Centrinė Baltijos jūra	34 (43)	18 (22)	7 (15)	7 (4)	6
Beltų jūra, Kategatas ir Kategato sąsiauris	29 (37)	14 (11)	3 (4)	4	3 (5)
Visas Baltijos jūros regionas	109	49	32	16	13

Skliaustuose – stočių skaičius, kuriose bandiniai buvo imami iki 1998 m.

Radioaktyviosios taršos monitoringas atliekamas tiek atviros jūros, tiek ir priekrantės vandenyse tolygiai išsidėsčiusiuose stebėjimų taškuose. Monitoringo programa apima vandens, dugno nuosėdų, disperguotos medžiagos, žuvų, vandens augalų ir bentosinių organizmų tyrimus įvairiuose Baltijos jūros regionuose (1.7 lentelė). HELCOM radiologinio monitoringo programoje didžiausias dėmesys skiriamas ^{137}Cs ir ^{90}Sr radionuklidų tyrimams Baltijos jūrinėje ekosistemoje.

1.7 lentelė. Radionuklidų stebėsena Baltijos jūroje (HELCOM, 2003)

Bandiniai	Būtinai radionuklidai	Neprivalomi radionuklidai
Jūros vanduo (Bq/m ³)	Radiocezis* Sr-90**	^3H ; ^{99}Tc ; $^{239, 240}\text{Pu}$; ^{241}Am ; γ -spinduliai
Dugno nuosėdos (Bq/kg sauso svorio ir Bq/m ²)	γ -spinduliai***	^{90}Sr ; $^{239, 240}\text{Pu}$; ^{241}Am ; gamtiniai radionuklidai (pvz., ^{210}Po)
Žuvis (Bq/kg šlapio svorio)	γ -spinduliai***	^{90}Sr ; gamtiniai radionuklidai (pvz., ^{210}Po)
Vandens augalai (Bq/kg sauso svorio)	γ -spinduliai***	^{90}Sr ; ^{99}Tc ; $^{239, 240}\text{Pu}$; ^{241}Am ; gamtiniai radionuklidai
Bentosiniai gyvūnai (Bq/kg sauso svorio)	γ -spinduliai***	^{90}Sr ; ^{99}Tc ; gamtiniai radionuklidai (pvz., ^{210}Po); $^{239, 240}\text{Pu}$; ^{241}Am

* – pagal galimybes ^{137}Cs ir ^{134}Cs ,

** – vidutiniškai, iš kruopščiai parinkto bandinių skaičiaus,

*** – ^{40}K , ^{137}Cs ir kiti γ spektre nustatomi spinduliai.

VG TU Fizikos katedra ^{137}Cs ir ^{90}Sr radionuklidų monitoringą Baltijos jūroje vykdo nuo 1971 metų. Iki 2001 m. tyrimai buvo atliekami ir atviros jūros, ir priekrantės vandenyse, o nuo pastarųjų metų tik priekrantėje.

Dabar Lietuvoje egzistuojanti Baltijos jūros radioaktyviosios taršos monitoringo sistema yra panaši į kitose šalyse naudojamą sistemą. Vadovaudamasi Lietuvos Respublikos aplinkos monitoringo įstatymu (Žin., 1997, Nr. 112-2824) Lietuvos Respublikos Vyriausybė 2005 m. vasario 7 d. nutarimu Nr. 130 „Dėl valstybinės aplinkos monitoringo 2005–2010 metų programos patvirtinimo“ įpareigojo Aplinkos ministeriją vykdyti, koordinuoti programą ir pagal kompetenciją kontroliuoti jos vykdymą, patvirtinti metinius programos įgyvendinimo priemonių, kurias vykdo Aplinkos ministerijai pavaldžios institucijos, planus.

Šiuo metu Baltijos jūros radioaktyviosios taršos monitoringas vykdomas pagal Aplinkos ministro 2006 m. vasario 1 d. Nr. D1-63 įsakyme „Dėl Valstybinės aplinkos monitoringo 2005–2010 metų programos įgyvendinimo priemonių, vykdomų Aplinkos apsaugos agentūros, Jūrinių tyrimų centro ir regionų aplinkos apsaugos departamentų, 2006 metų planų patvirtinimo“ patvirtintą tvatką. Bandiniai imami atviroje jūroje 2 stotyse ir vienoje stotyje priekrantės vandenyse 2–4 kartus per metus. Bandinių paėmimo atsakingi vykdytojai – Jūrinių tyrimų centras ir Aplinkos apsaugos agentūra. Radionuklidų analizę įpareigota atlikti Aplinkos apsaugos agentūra.

1.4. ^{137}Cs turinio aktyvumo nustatymo jūros vandenyje metodų apžvalga

Nustatant ^{137}Cs radionuklido TA jūros vandenyje naudojami klasikiniai radiocheminiai, sorbciniai bei ekstrakciniai metodai. Kiek vandens reikia analizei priklauso nuo to, koks apytikriai radionuklido TA jame, ar sudėtingas mėginio paruošimas ir radionuklido išskyrimas, ar jautri naudojama aparatūra (Styra ir kt., 2001). Priklausomai nuo tyrimo tikslo, analizei naudojamas filtruotas arba nefiltruotas jūros vanduo. Nustatant ^{137}Cs kiekį filtruotame vandenyje, netirpios nuosėdos atskiriamos filtruojant vandenį per branduolinius ar membraninius filtrus, kurių porų skersmuo 0,20–0,45 μm (Павлоцкая, 1997; Styra ir kt., 2004a). Tokiu būdu atskirta suspenduotoji dalis gali būti analizuojama atskirai arba po atitinkamo cheminio apdorojimo prijungiama prie pagrindinio bandinio (Лаврухина и др., 1963). Tačiau dažniausiai ^{137}Cs TA nustatyti naudojamas nefiltruotas jūros vanduo.

Koncentruojant radionuklidus iš vandens mėginių taikomi įvairūs metodai – nusodinimas kartu su nešikliais netirpių junginių forma, radionuklidų sąsėdis, joniniai ir izotopiniai mainai, tiesioginė radionuklidų ekstrakcija. Atsižvelgiant į tai, kad jūros vandenyje maži dirbtinių radionuklidų kiekiai, naudojami nešikliai, kurių pagalba galima išskirti tiriamas medžiagas ir jų neprarasti, atliekant kitus cheminius bandymus. Radiocheminėje analizėje naudojami tiek izotopiniai, tiek ir neizotopiniai nešikliai – tiriamųjų radionuklidų stabilūs izotopai arba kiti cheminiai elementai, kurių savybės artimos tiriamosioms medžiagoms (Styra ir kt., 2001).

Iki šiol ^{137}Cs TA nustatyti jūros vandenyje dažniausiai taikomi radiocheminiai metodai, kurių pagrindiniai etapai yra radionuklido koncentravimas kartu su stabiliu nešikliu, bandinio valymas bei aktyvumo matavimo pagal γ ar β spinduliuotę. ^{137}Cs iš jūros vandens dažniausiai koncentruojamas naudojant amonio fosfomolibdata (AFM) (Knapinska-Skiba et al, 2002), kobaltonitritą bei įvairios sudėties ferocianidus (Лаврухина и др., 1963; Buesseler et al, 1990; EML, 1982; Иванова, 1967; Борисенко и др., 1986) arba bandinys yra garinamas (HELCOM, 2003). Priemaišiniai elementai (Fe, Ca, Mg, Zn Co ir kt.) bei kiti radioizotopai pašalinami juos atskiriant sočiu Na_2CO_3 tirpalu (Борисенко и др., 1986). Fe atskyrimas gali būti atliekamas jį nusodinant amonio acetatu (Алексаньян, 1972). Radiocheminiam valymui gali būti taikoma jonų mainų chromatografija kartu su kompleksinius junginius sudarančiais “maskuotojais” (EML, 1982). Radionuklido išskyrimo procedūros pabaigoje radionuklidas kartu su nešikliu nusodinamas pastovios sudėties (CsPtCl_6 , CsClO_4 , $\text{Cs}_3\text{Bi}_2\text{I}_9$, $\text{Cs}_3\text{Sb}_2\text{I}_9$) druskos pavidalu ir įvertinamas gravimetriškai (Styra ir kt., 2004a). Stabilaus cezio nešiklio išeigai įvertinti galima naudoti atominės absorbcinės spektroskopijos, liepsnos fotometrijos metodus.

^{137}Cs radionuklidui koncentruoti iš vandens mėginių plačiai taikomi jonų ar izotopų mainais paremti metodai. Tam tikslui naudojami įvairūs jonitai. Tai kietosios, netirpios vandenyje gamtinės ar sintetinės medžiagos, sugebančios pakeisti savo jonus kitais vandenyje esančiais jonais (Styra ir kt., 2004a). ^{137}Cs koncentruoti iš jūros vandens dažniausiai naudojami jonitai, paruošti Co, Cu, Ni, Zr, Ti ferocianidų pagrindu (Борисов и др., 1990; Егорова и др., 1978; Kawamura et al, 1978; Mackenzie et al, 1979; Styra ir kt., 2004a). Pereinamųjų metalų ferocianidai pasižymi dideliu selektyvumu cezio jonams, stipriai išsiskiria savo geba sorbuoti cezį iš jūros vandens. Ferocianidai gali būti granuliuojami, sintetinami ant neorganinės (silikagelis), organinės (stirolo, divinilbenzolo) matricos arba

panaudojami jungiantieji priedai (politetrafluoretilenas, agar-agaro gelis). Zr ir Ti ferocianidai, lyginant su divalenčių ar trivalenčių metalų ferocianidais, gerai granuliuojasi užšaldymo ir džiovinimo būdais, lengvai gaunami H-formoje, o į jų sudėtį įeina maži šarminių metalų kiekiai (Ganzerli Valenti et al, 1987; Nakaoka et al, 1980; Caletka et al, 1987; Kadziene et al, 1994). Pastaruoju metu ypač paplitęs metalų ferocianidais impregnuotų pluoštinių (celiuliozė, celiuliozės ir poliakrilnitrilo kopolimerai) sorbentų naudojimas. Jis tinka ^{137}Cs radionuklido koncentravimui iš įvairios mineralizacijos gamtinio vandens. Šių sorbentų aktyvusis paviršius masės vienetui didesnis nei granuliuotuose sorbentuose. Tokiu būdu galima panaudoti didesnį vandens pratekėjimo greitį, kai sorbento masė tokia pati. Radiocezio sugėrimas siekia 100 % (Никитин и др., 1990). Perspektyvūs ^{137}Cs sorbcijai iš jūros vandens yra plonasluoksniai K-Fe heksocianoferato sorbentai (Бетенеков и др., 1987).

Koncentruojant radiocezą iš jūros vandens modifikuotais jonitais, jonų mainų sorbcija gali būti pakeista į izotopų mainų. Eksperimentiniai tyrimai rodo, kad sorbento aktyvumas izotopinių mainų atveju 4 kartus didesnis nei jonų mainų atveju, o sorbento talpa padidėja 2–3 kartus (Стыро, 1989; Нелепо и др., 1973). Metalų ferocianidais modifikuoti jonitai plačiai taikomi radioceziui koncentruoti ekspres (greito nustatymo) metodikose (Styra ir kt., 2004a). Sorbentai talpinami į specialias kapsules, pritvirtintas laivo gale arba prie plūduri. ^{137}Cs aktyvumas matuojamas tiesiog sorbente arba jį desorbavus.

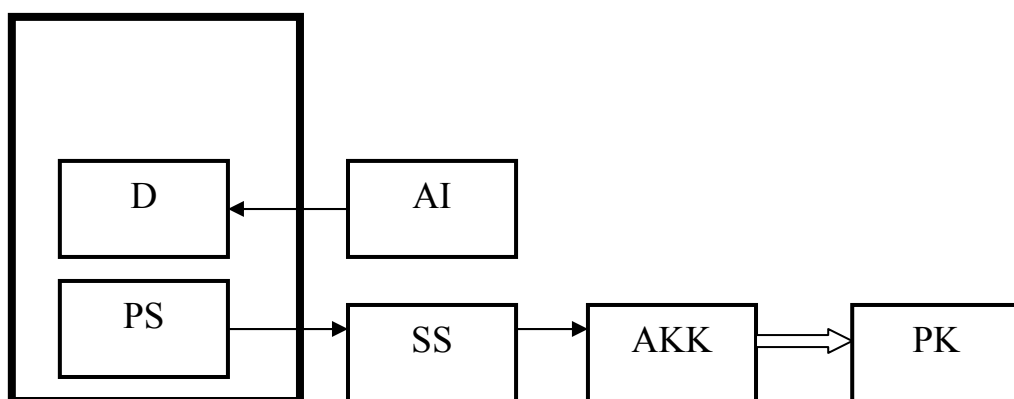
^{137}Cs kiekiui vandenyje nustatyti taikant tiesioginę koncentrato γ spektrometrinę analizę, radionuklido koncentravimo efektyvumas įvertinamas pagal izotopinį ^{134}Cs ar stabilaus cezio nešiklį (EML, 1982). Stabilaus cezio nešiklio išėiga nustatoma sukauptos plazmos masių spektrometru (ICP-MS).

Naudojant skysčio-skysčio ekstrakcijos metodą, ekstrahuojamo radionuklido vandeninis tirpalas yra veikiamas nesimaišančiu organiniu skysčiu. Parenkama tokia organinė terpė, kurioje radionuklido junginiai tirpsta geriau nei vandens tirpale (Styra ir kt., 2004a).

Tiriant jūros vandens taršą radionuklidais, stengiamasi iš vieno mėginio sukonzcentruoti kuo daugiau radionuklidų, kadangi imti mėginius iš atviros jūros yra brangu ir sudėtinga. Plačiai taikomas ^{137}Cs ir ^{90}Sr radionuklidų nustatymo jūros vandenyje radiocheminis metodas, pagrįstas cezio ir stroncio koncentravimu kartu su nešikliais mišrių ferocianidų ir karbonatų pavidalu. Tuo tikslu naudojami jūros vandenyje esantys gamtiniai kolektoriai Ca ir Mg (Иванова, 1967; Алексаньян, 1972). Siekiant neprarasti cezio,

priklausomai nuo jūros vandens druskingumo, keičiasi papildomai pridedamo FeCl_3 ir CaCl_2 kiekiai (Борисенко и др., 1986).

Išskirtų bandinių aktyvumas matuojamas gama spektrometrais, kurių blokinė schema pateikta 1.15 paveiksle. Spektrometrų schemas panašios, skiriasi tik detektorių tipai ir atskirų elektroninių mazgų elektriniai parametrai bei konstrukcijos (Remeikis ir kt., 1999).



1.15 pav. Spektrometro blokinė schema: D – detektorius; PS – priešstiprintuvis; AI – aukštos įtampos šaltinis; SS – spektrometrinis stiprintuvas; AKK – amplitudė – kodas keitiklis; PK – personalinis kompiuteris (Remeikis ir kt., 1999)

Spektrometro detektorių D kartu su priešstiprintuviu PS apsaugo ekranas AE, pagamintas iš nuo gamtinių radioaktyviųjų priemonių išvalyto švino. Labai mažo fono spektrometrų apsauga konstruojama panaudojant gyvsidabrio ekranus, vidinė apsauginio „namelio“ dalis išklojama charakteringąją Rentgeno spinduliuotę sugeriančiais maždaug 1 mm storio kadmio, vario ar aliuminio lakštais. Detektorius sujungiamas su stabilizuotos aukštos įtampos šaltiniu AI. Priešstiprintuvis (PS) per spektrometrinį stiprintuvą (SS) sujungtas su amplitudė – kodu keitikliu (AKK). Skaitmeninė informacija iš AKK apie registruoto impulso amplitudę įrašoma į personalinio kompiuterio PK atmintį (Remeikis ir kt., 1999).

Gama spektrometrijai naudojami scintiliaciniai ir puslaidininkiniai, dažniausiai – NaI(Tl), Ge(Li) ir grynojo Ge (HPGe), jutikliai. Scintiliacinių jutiklių (pvz., NaI(Tl)) naudojimą lemia jų skiriamoji geba – nuo kelių iki keliolikos procentų ir scintiliatoriaus tūris. Jie naudojami mažo gama aktyvumo šaltiniams tirti. Puslaidininkiniai jutikliai pasižymi didele skiriamąja geba, signalo tiesiškumu, plataus energijų diapazono elektrinių signalų registravimo galimybe, dideliu impulso augimo greičiu, impulso amplitudės nejautra impulsų

skaičiavimo greičiui, neįtraukiant magnetiniams laukams. Ypač geromis fizinėmis charakteristikomis pasižymi HPGe jutikliai, pagaminti iš gryno Ge kristalo. Gerų Ge sistemų skiriamoji geba yra daug didesnė už NaI(Tl). Ge detektoriai gali dirbti tik žemoje temperatūroje, todėl jie nuolat šaldomi skystuoju azotu.

Gama radioaktyviųjų medžiagų matavimo metu didelę paklaidą galutiniam rezultatui sudaro įrenginio fonas, kurį formuoja dirvožemio ir atmosferos radioaktyvumas, kosminė spinduliuotė, detektoriaus ir jo apsaugos radioaktyvusis užterštumas. Todėl, skaičiuojant medžiagos radioaktyvumo absoliutinį didumą būtina įvertinti gama spektrometro foną.

1.5. Modeliai pasyviųjų priemaišų pernašai jūrinėje aplinkoje vertinti

Nuolat didėjant hidrosferos taršai ypatingai svarbu prognozuoti teršalų pernašą bei pasiskirstymą erdvėje ir laiko atžvilgiu (Стыро, 1989). Žinoma, kad priemaišų koncentracija priklauso nuo fizinių, cheminių, mechaninių, biologinių faktorių (Озмидов, 1985). Ypač sudėtinga juos įvertinti tiriant nepasyviųjų priemaišų pernašą jūros vandenyje. Tuo tarpu pasyviųjų priemaišų pasiskirstymo tyrimai susiję su jų koncentracijų absoliutinių dydžių bei atskirų dinaminių ir difuzinių charakteristikų nustatymu. Tiriant pasyviųjų priemaišų pernašą jūros vandenyje, patikimiausi žymikliai yra ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{99}Tc (Henning, 1995).

Vienas iš dvimačių dinaminių-difuzinių modelių (Perianez, 1998) taikymo pavyzdžių yra pasyviųjų medžiagų sklaidos nustatymas Karčiąjame ežere, esančiame Egipto šiaurės rytuose (Abril et al, 2000). Modeliuojama sritis yra padalyta į 500 m pločio kvadratinis intervalus. Šiame darbe sprendžiama dvimatė difuzijos lygtis.

Sprendžiama dviem skirtingais variantais: imituojant akimirksninį „taškinį“ šaltinį, kurio koncentracija galėtų siekti net 10^{10} santykinų vienetų (sant. vnt.) ir esant nuolatiniam $2,8 \times 10^5$ sant. vnt./s intensyvumo šaltiniui, teršiančiam akvatoriją 10 valandų. Šiuo modeliu galima nustatyti teršalų pasiskirstymą po 4, 25 ir 50 valandų. Modelio rezultatai parodo, kad esant mažoms nagrinėjamo ežero srovėms (vandens greitis lygus vos keliems cm/s), teršalų skiedimas vyksta gana lėtai: po 100 valandų nuo šaltinio atsiradimo pradžios dar gali likti iki 10 % pradinės šaltinio koncentracijos vertės (Perianez, 1998).

Akivaizdu, kad turbulentiniai modeliai, kurių matematinis pagrindas yra Navje-Stokso bei turbulentinės difuzijos lygtys, šiuo metu labiausiai paplitę vandens ir jame esančių teršalų

elgsenos skaičiavimuose. Čia labai pasižymėjo danų mokslininkai (Rodi, 1984; Larsen, 2000), išskirdami tam tikrus fizikinius aspektus.

Svarbus turbulentinio modelio tobulinime etapas – turbulentinės energijos įskaitymas (Rodi, 1987). Pradėtas naudoti $k - \varepsilon$ modelis. k – tai kinetinė energija, kurią pirmieji pasiūlė įvesti Prandtlis ir Kolmogorovas, ε – sukuri klampumas, randamas pagal šią išraišką (Daly et al, 1970):

$$v_t = c_v \frac{k^2}{\varepsilon}. \quad (1.1)$$

Sėkmingai patobulintas trimatis modelis buvo pritaikytas praktikoje (Launder et al, 1990). 1990 m. danų mokslininkas Larsenas jį panaudojo Baltijos jūros srovėms bei taršos pernašai nustatyti (Larsen et al, 1990):

$$\frac{\partial \rho \varphi}{\partial t} + \text{div}(\rho u \varphi) = \text{div}(\Gamma_\varphi \mathbf{grad} \varphi) + S_\varphi, \quad (1.2)$$

čia: ρ – vandens tankis, φ – ieškomas dydis (priemaišų koncentracija), u – vandens srovės greitis, Γ_φ – difuzijos koeficientas, S_φ – įtekančios srovės srautas.

Skaičiavimo rezultatai gaunami panašūs kaip ir apskaičiuotieji integraliniu metodu. Tai inžineriniuose skaičiavimuose plačiai taikomas metodas (Chen et al, 1988; Launder et al, 1974). Detaliau šį metodą išnagrinėjo mokslininkai 1990 ir 1991 m. (Miuller et al, 1990; Hansen, 1991), pagal kurį sukūrė plačiai praktikoje taikomą *NEWJET* modelį (Larsen, 2000). Jis apima 11 diferencialinių lygčių, kurias galima suskirstyti į šias grupes: vientisumo, momentų, geometrinių lygčių, fizikinių parametrų tarpusavio priklausomybės.

Dėl ČAE avarijos dideli radioaktyviųjų medžiagų kiekiai pateko ir į Juodosios jūros vandenį. Priemaišų pernašos vandenyje procesų modeliavimas išsprendžia svarbiausią klausimą – jūros išsivalymo nuo šių teršalų greitį (Чудиновских и др., 1994). Juodajai jūrai taikomas modelis, kuris susideda iš dviejų dalių: tai dinaminės struktūros nustatymas (Марчук и др., 1976; Кочергин и др., 1989), kurio pagrindas – Navje-Stokso lygčių sistema, bei turbulentinės difuzijos uždavinių sprendimas. Horizontalus tinklo žingsnis 18 km. Skaičiuojamasis laiko intervalas yra 10 min. Vertikalusis turbulentinės difuzijos koeficientas lygus $10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$, horizontalusis – $600 \text{ m}^2/\text{s}$. Pradinėmis sąlygomis laikomos eksperimentinės

1986 m. ^{137}Cs koncentracijos. Difuzijos lygtis sprendžiama blokiniu Gauso-Zeidelio metodu (Мэтьюз и др., 2001). Literatūros duomenimis pagal šį algoritmą apskaičiuotos koncentracijų vertės atitinka eksperimentinius duomenis.

Trimatis Bryan-Cox-Semtner cirkuliacinis-dinaminis modelis (Pakanowski et al, 1991) pritaikytas ir radionuklido ^{90}Sr , patekusio po Černobylio AE avarijos, sklaidos procesų Juodojoje jūroje nustatyti (Stanev et al, 1999; Stanev et al, 1997). Modelio horizontalusis tinklo žingsnis $1/4$ laipsnio pagal platumą ir $1/3$ laipsnio pagal ilgumą. Vertikaliai tiriamoji sritis suskirstyta į 24 sluoksnius, kurių storis gilėjant didėja nuo 5 iki 205 m. Šiame modelyje atsižvelgiama į vėjo trintį su vandens paviršiumi, šilumos kaitą jūros paviršiuje, paviršinės srovės srautus. Jame naudojamos eksperimentinės vėjo greičio bei krypties reikšmės. Druskingo vandens srautas jūros paviršiuje apskaičiuojamas pagal fizikinį modelį (Staneva et al, 1997), skirtą sąsiauryje vykstančių vandens masių mainų nustatymui. Manoma, kad druskingumo balansas nagrinėjamoje akvatorijoje yra artimas Bosforo sąsiauryje esančioms druskingumo reikšmėms. Cirkuliacinis modelis apima 40 metų laikotarpį. Nustatyta, kad vertikalūs vandens masių mainai yra 20–50 kartų mažesni už horizontalius (Stanev, 1990). Priemonės koncentracijos pasiskirstymą nustatantis modelis pagrįstas horizontaliosios bei vertikaliosios turbulentinės difuzijos sprendimu.

Efroimsono ir Madericho sukurtas modelis (Efroimson et al, 1987) skirtas radionuklido ^{137}Cs , patekusio į Baltijos jūrą po termobranduolinių bandymų bei Černobylio avarijos, koncentracijos pasiskirstymo tyrimui. Vėliau buvo modifikuotas ir pritaikytas visai Viduržemio jūrų sistemai, kuri apima Marmuro, Juodąją, Azovo jūras ir rytinę bei vakarinę Viduržemio jūros dalis (Maderich, 1999; Vakulovskii, 1991). Vertikalusis teršalų koncentracijos pasiskirstymas randamas, aproksimuojant jos reikšmes homogeniškuose sluoksniuose, kur nustatinejama radionuklido TA, vandens temperatūra bei druskingumas yra vienodi. Sluoksnių skaičius bei jų storis parenkamas pagal skaičiuojamąjį laiką ir gylį. Modelis įskaito vėjo kryptį, greitį, oro temperatūrą bei upių įtekėjimą (Stepanets, 1992; UNEP/IAEA, 1992). Skaičiuojamasis periodas trunka nuo 1960 iki 2010 metų.

Pagrindinės judėjimo lygtys parengtos pagal Eulerio metodą. Hidrologinė struktūra skaičiuojama atskiruose vandens lygiuose – sluoksniuose. Pateikiamos šios paviršių, vidinius vandens sluoksnius bei dugną aprašančios lygtys:

$$V_u \frac{dC_u}{dt} = \sigma_u (C_n - C_u)(w_e + w_*) - q_c \sigma_u - (C_A - C_u)Q_1^B - \lambda V_u C_u,$$

$$V_i \frac{dC_i}{dt} = \sigma_{i+1} (C_{i+1} - C_i) w_* - \sigma_i (C_i - C_{i-1}) w_* - \lambda V_i C_i, \quad (1.3)$$

$$V_1 \frac{dC_1}{dt} = \sigma_2 (C_2 - C_1) w_* (C_1^i - C_s) Q_2^B - \lambda V_1 C_1,$$

čia: V_u, V_i, V_l – atitinkamai paviršinio, i -tojo ir prie dugno esančio vandens sluoksnių tūris, C_u, C_i, C_l, C_s, C_A – priemaišos koncentracija atitinkamai paviršiniame, i -tajame ir prie dugno esančiuose sluoksniuose bei priemaišų, patenkančių iš Marmuro ir Azovo jūrų, koncentracija, $\sigma_u, \sigma_i, \sigma_l$ – vandens sluoksnio plotas, h_u, h_i, h_l – sluoksnio storis, q_c – priemaišos srautas, w_e – priemaišos nusėdimo greitis, w_* – maišymosi greitis.

(Стыро, 1989) pateiktas modelis skirtas pasyviųjų priemaišų koncentracijų pasiskirstymo skaičiavimams visoje Baltijos jūroje. Tuometinio Vilniaus inžinerinio statybos instituto Fizikos katedros mokslininkai sukūrė matematinį prognostinį modelį, kuriuo buvo tiriama radionuklidų ^{137}Cs ir ^{90}Sr koncentracijos sklaida paviršiniame vandenyje bei įvairiuose baseino gyliuose, esant akimirksniam „taškiniam“ šaltiniui atviroje jūroje (pvz., įvykus avarijai) ir nuolat veikiančiam taršos šaltiniui, kurį galėtų imituoti Kuršių arba Vyslos marios, nes jose ^{90}Sr TA yra aukštesnis nei atviroje jūroje. Priemaišų pernašos prognostinio modelio pagrindas yra horizontaliosios turbulentinės difuzijos judančioje terpėje lygtis. Vandens srovės greičiai apskaičiuojami barotropinei arba baroklininei jūrai, priklausomai nuo skaičiuojamojo metų laiko.

Tiriama jūros sritis padalyta į 20 km ilgio intervalus. Eksperimentiniai radionuklidų TA reikšmių duomenys, hidrometeorologiniai parametrai gauti iš meteorologinių žemėlapių. Prognozuoti ir tiesiogiai išmatuoti ^{137}Cs laukai mažai skiriasi. Norint gauti tikslesnius rezultatus, tirant tik tam tikrą jūros dalį, būtų patogiau naudoti konkrečiai akvatorijai skirtą modelį, reikalaujantį mažiau pradinės informacijos ir laiko sąnaudų.

Modelis, skirtas tirti pasyviųjų priemaišų sklaidą pietrytinėje Baltijos jūros dalyje bei prognozuoti šios akvatorijos savivalos nuo pasyviųjų priemaišų trukmę aprašytas (Styra ir kt., 2002b; Styro et al, 2006) darbuose. Modelis sudarytas naudojant pernašos lygtį:

$$\begin{aligned} \frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + (w + w_s) \frac{\partial c}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \\ + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial c}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial c}{\partial z} \right) - \frac{1}{\tau} c + \varphi(c) + \sum_{i=1}^N G_i \delta(x - x_0^i), \end{aligned} \quad (1.4)$$

čia: c – radionuklido koncentracija; τ – radionuklido gyvavimo laikas; $\varphi(c)$ – funkcija, nusakanti fizikines biologines aplinkos savybes; G_i – i-tojo šaltinio intensyvumas; δ – Dirako delta funkcija; x, x_0^i – i-tojo šaltinio koordinatės; u, v, w – srovės greičio komponentės; w_s – sedimentacijos greitis; K_x, K_y, K_z – turbulentinės difuzijos koeficientai.

Sprendžiant (1.4) lygtį, kai kuriuos narius galima atmesti: $\varphi(c)$ – kurio įtaka labai nežymi; $\frac{1}{\tau}c$ – nes ^{137}Cs pusėjimo trukmė 30 metų; vertikaliosios srovės greičio komponentę; sedimentacijos greitį w_s , kadangi vertikaliosios srovės greičio kryptis Baltijos jūroje priklauso nuo vėjo krypties ir keičiantis meteorologinėms sąlygoms gali įgauti priešingą ženklą. Todėl gaunama horizontaliosios turbulentinės difuzijos lygtis:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial c}{\partial y} \right). \quad (1.5)$$

(1.5) lygties sprendimas susideda iš dviejų dalių: pirmoje dalyje apskaičiuojami vandens srovių greičiai, antroje – difuzijos procesai. Čia ^{137}Cs radionuklidas dalyvauja kaip pasyvioji priemaiša, nes jūros vandenyje jis yra joninės formos (Стыро, 1989).

Nuo 1990 m. teoriškai nustatinėjami radioaktyviųjų medžiagų koncentracijos bei išsivalymo procesai Arktikos vandenyne, įskaitant šiuos nuolatinius taršos šaltinius: radioaktyviųjų atliekų laidojimo zonas Karos ir Barenco jūrose, įtekančių upių atnešamus teršalus bei Selafildo išmetas Airijos jūroje (Cox, 1984). Šio regiono teoriniams dinaminės struktūros skaičiavimams atlikti Cox'as 1984 m. pasiūlė baroklininį modelį. Priemaišų koncentracijos pasiskirstymas laike apskaičiuojamas pagal šią formulę (Sarmiento et al, 1982):

$$\frac{\partial T}{\partial t} + u \nabla_H T + w \frac{\partial T}{\partial z} = A_{TH} \nabla_H^2 T + A_{TZ} \frac{\partial^2 T}{\partial z^2} - \lambda T + \beta T + Sources, \quad (1.6)$$

čia: T – radionuklidų koncentracija, u – horizontaliosios vandens srovės greitis, w – vertikaliosios srovės greičio komponentė, ∇_H – Hamiltono operatorius, A_{TH}, A_{TZ} – horizontalusis ir vertikalusis difuzijos koeficientai ($10^3 \text{ m}^2/\text{s}$ ir $10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$),

λ – skilimo konstanta, β – įtekančios teršiančios upės greitis, *Sources* – modelyje įskaitomų šaltinių galia.

Tiriamajai vandenyno daliai sudarytas horizontalus tinklas iš 129600 vienodo dydžio kvadratų, vertikaliai baseinas yra suskirstytas į 15 sluoksnių, pirmasis iš jų yra 30 m pločio (Preller et al, 1999).

Populiarūs trimačiai modeliai taršos pernašos skaičiavimuose (Davies et al, 1997; Proctor et al, 1996; Davies et al, 1994). Vienas iš jo pritaikymo pavyzdžių – Airijos jūra, kuri, kaip ir Baltijos jūra, yra pusiau uždara. Jos pakrantėje yra branduolinio kuro perdirbimo įmonė (Selafildas). Pasyviųjų priemaišų, konkrečiai ^{137}Cs , pasiskirstymui rytinei jūros daliai naudojamas trimatis dinaminis-dispersinis modelis. Taršos sklaidai, įskaitant dinaminį faktorių, aprašyti naudojama trimatė difuzijos lygtis (1.4). Tiriamą sritį padalyta į 5000 m pločio horizontaliuosius intervalus ir 5 m storio vertikaliosius sluoksnius. Laiko žingsnis yra 100 s. Modelis parašytas FORTRANO programavimo kalba. Tačiau sprendžiant trimatį uždavinį reikia dar daugiau pradinės informacijos bei žinomų kraštinių sąlygų, nei sprendžiant dvimatį. O juk nustatyti fizinius parametrus dideliame vandens baseine ir vienu metu yra gana sunku.

1.6. Pirmojo skyriaus išvados

1. Apžvelgus Pasaulinio vandenyno taršos ^{137}Cs radionuklidu tyrimų literatūrinius duomenis pastebėta, kad pastaruoju metu Baltijos jūra yra labiausiai užteršta šiuo radionuklidu.
2. Mokslinėje literatūroje nėra publikuotų darbų, kuriuose įvertinti dirbtinės kilmės ^{137}Cs radionuklido turinio aktyvumo daugiamečiai ilgalaikiai pokyčiai Baltijos jūros priekrantės vandenyje pastoviam stebėjimų taške.
3. ^{137}Cs radionuklido turinis aktyvumas jūros vandenyje nustatomas naudojant įvairius kiekybinio įvertinimo ir identifikavimo metodus priklausomai nuo turimos įrangos ir techninių galimybių.
4. Mokslinės literatūros gausoje rasta daug matematinių modelių, leidžiančių įvertinti pasyviųjų priemaišų pasiskirstymą jūrinėje aplinkoje. Tačiau nerasta matematinių modelių, kuriuos taikant būtų galima nustatyti pasyviųjų priemaišų taršos šaltinį, jo galią bei pernašą, žinant tik priemaišų eksperimentinių verčių pokyčius jūros priekrantės paviršiniame vandenyje ir hidrometeorologinius parametrus.

2. TYRIMŲ OBJEKTAS IR METODAI

Antrajame disertacijos skyriuje pateikta jūros vandens mėginių ėmimo ir tyrimų metodika, naudota disertaciniame darbe, pateiktos formulės stabiliojo cezio nešiklio cheminei išėgai ir ^{137}Cs tūriniam aktyvumui nustatyti bei formulės, naudotos sudarant matematinę programą pasyviųjų priemonių pernašai vertinti.

2.1. ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo nefiltruotame jūros vandenyje nustatymo metodika

2.1.1. Jūros vandens bandinių paėmimas

Tiriant ^{137}Cs radionuklido, kaip pasyviosios priemonės, pernašos ypatumus jūros vandenyje, reikalinga gausi eksperimentinių duomenų bazė.

VG TU Branduolinės hidrofizikos laboratorijos (BHL) mokslininkai nustatė, kad ^{137}Cs radionuklido TA matavimų absoliutinės reikšmės Baltijos jūros priekrantėje ilgalaikio monitoringo stotyje Juodkrantėje sutampa su TA reikšmėmis, užregistruotomis pietrytinės jūros dalies vandenyse. Vadinas, radioaktyviosios taršos įvertinimui atviroje jūroje pakanka priekrantėje atliekamų radionuklido TA matavimų rezultatų. ^{137}Cs TA Baltijos jūros vandenyje nustatyti BHL naudojo radiocheminės analizės metodą, kurio tikslumas buvo patikrintas oficialiuose tarptautiniuose tarplaboratoriniuose interkalibravimo tyrimuose (Danijoje). Todėl autorė 2004–2006 m. atliko tyrimus Baltijos jūros Lietuvos priekrantės vandenyje. Paviršinio jūros vandens mėginiai pavasario, vasaros ir rudens sezonų metu ^{137}Cs TA nustatyti Baltijos jūros Lietuvos priekrantėje imti prie Smiltynės, Juodkrantės, Pervalkos, Preilos bei Nidos (2.1 pav.).

Jūros vandens bandiniai imti 10 m atstumu nuo kranto 0,5 m gylyje 10 litrų talpos plastikiniais indais. Mažiausias analizuojamo vandens bandinio tūris 40–50 litrų. Jei imant vandens bandinį į jį patenka smėlio, reikia laukti, kol smėlis nusės į dugną ir jį pašalinti. Jei vandenyje plaukioja makrofitai, juos taip pat reikia pašalinti. Tolimesnė mėginių analizė atlikta BHL Juodkrantėje ir Vilniuje.



2.1 pav. Baltijos jūros pietrytinė dalis

Mėginių ėmimo metu registruota vandens temperatūra, vandens savitasis elektrinis laidis, srovės kryptis, vėjo kryptis ir greitis. ^{137}Cs radionuklido TA bei hidrometeorologinių parametų tyrimų rezultatai pateikti 3-iaame disertacijos skyriuje.

2.1.2. Radiocheminė analizė

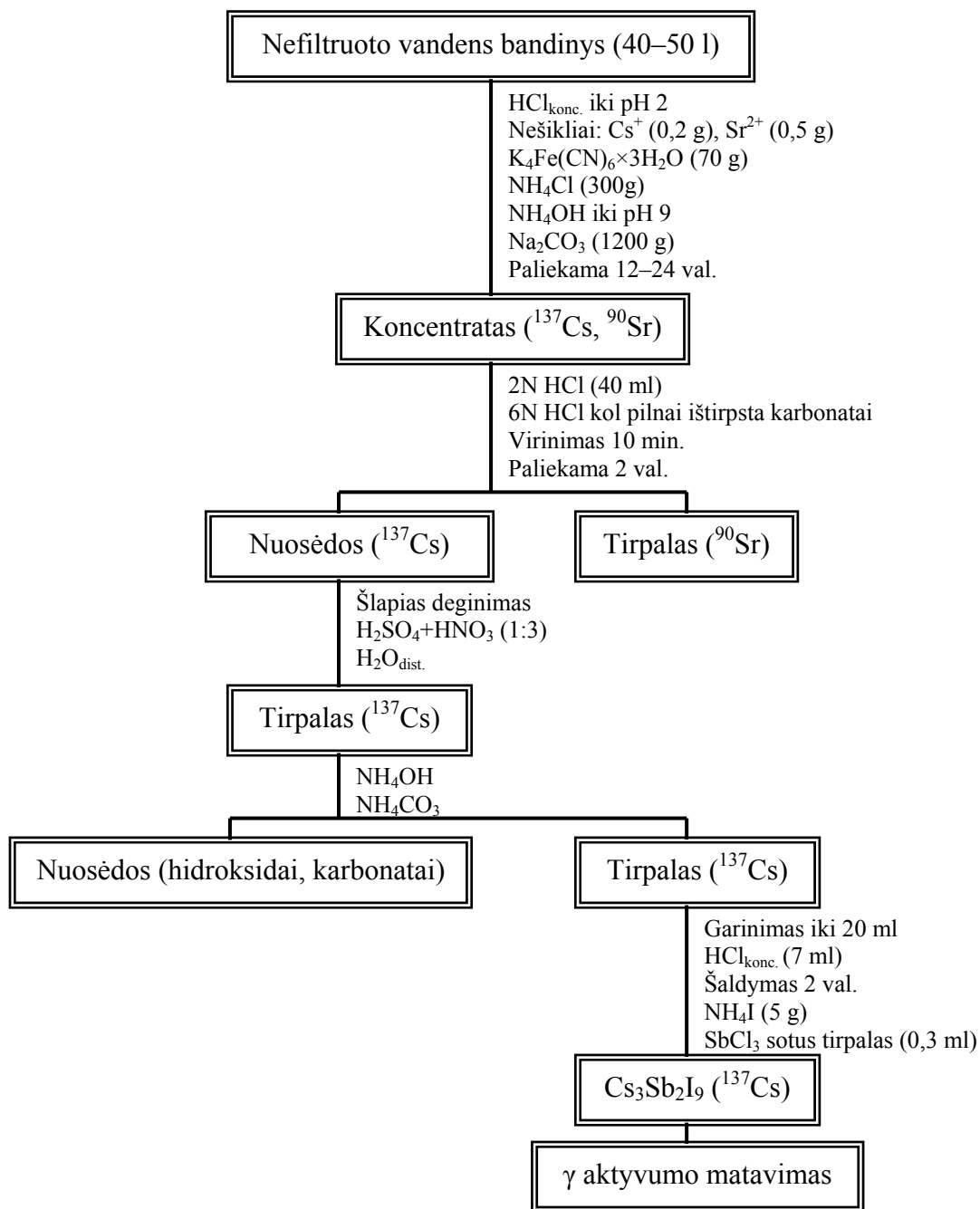
Patikimiausi ir iki šiol dažniausiai naudojami ^{137}Cs TA nustatyti jūros vandenyje – klasikiniai radiocheminiai metodai. Jie susideda iš kelių pagrindinių etapų:

2. radionuklido koncentravimo kartu su stabilu nešikliu;
3. bandinio valymo;
- aktyvumo matavimo pagal γ ar β spinduliuotę.

Darbe pateiktas ferocianidinis-karbonatinis metodas, naudotas radionuklidų TA nustatyti nefiltruotame Baltijos jūros priekrantės vandenyje.

^{137}Cs radionuklido TA nustatymo Baltijos jūros vandenyje metodika, kurią daugelį metų naudoja BHL ir kuri buvo naudojama šiame darbe, yra patikima ir nuo kitose šalyse naudojamų tyrimų metodų iš esmės nesiskiria. ^{137}Cs TA matavimo tikslumas buvo patikrintas oficialiuose tarptautiniuose tarplaboratoriniuose interkalibravimo tyrimuose (2000–2001 m.,

2001–2003 m., 2004–2005 m.) Riso nacionalinėje laboratorijoje (Danija). Analizės schema pateikta 2.2 paveiksle.



2.2 pav. ¹³⁷Cs radiocheminės analizės schema

Koncentravimas. ¹³⁷Cs kartu su ⁹⁰Sr radionuklidu koncentruojamas iš to paties 40–50 litrų nefiltruoto vandens bandinio (2.3 pav.).



2.3 pav. Indas, kuriame koncentruojamas ^{137}Cs radionuklidas (vandens bandinio tūris – 40 l)

Vandens bandinys parūgštinamas iki pH 2 ir gerai išmaišomas. Atsižvelgiant į tai, kad stabilų cezio ir stroncio izotopų jūriniame vandenyje yra tik, atitinkamai, 4×10^{-4} ir 8 mg/l (Громов и др., 1985), radionuklidų ultramikrokiečiai koncentruojami kartu su nešikliais. Cezis nusodinamas geltonąja kraujo druska. Bandinys paliekamas 12–24 valandoms, kol susiformuos ir sustambės cezio magnio ferocianidai. Jų tirpumą mažina $\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ perteklius. Šių smulkiadispersinių nuosėdų koaguliacijai naudojami karbonatai, susidarantys koncentruojant stroncij iš to paties vandens bandinio. Nusodinant karbonatus, kartu su stronciu sėda kalcis ir didelė dalis magnio. Ypač svarbu sumažinti magnio nusėdimą, nes nusodikliu naudojant Na_2CO_3 , susidaro bazinis magnio karbonatas $\text{Mg}(\text{OH})\text{CO}_2$ ir amorfinis, sunkiai filtruojamas magnio hidroksidas. Kadangi $\text{Mg}(\text{OH})_2$ susidaro prie pH 10, todėl prieš nusodinimą sudaroma buferinė $\text{NH}_4\text{OH}-\text{NH}_4\text{Cl}$ (pH~9) sistema. Antra vertus, amonio chloride ištirpsta bazinis magnio karbonatas ir nuosėdose maksimaliai sumažinamas balastinis magnio kiekis. Po karbonatų nusodinimo bandinys paliekamas iki pilnos nuosėdų sedimentacijos 48–96 valandoms. Kai tirpalas praskaidrėja jis dekantuojamas naudojant plastmasines žarneles. Nuosėdos surenkamos į stiklinį indą. Talpos sienelės, ant kurių liko ferocianidinių-karbonatinių nuosėdų, nuplaunamos 2N HCl, distiliuotu vandeniu ir surenkamos į kitą stiklinį indą. Pastarajame inde rūgštus tirpalas neutralizuojamas amoniaku

ir persodinami karbonatai. Gautos nuosėdos iš abiejų stiklinių indų filtruojamos per tankų popierinį filtrą, džiovinamos ir paliekamos tolimesnei analizei (Styra ir kt., 2001).

Koncentrato analizė. Ferocianidinės nuosėdos, gautos koncentruojant technogeninius radionuklidus ^{137}Cs ir ^{90}Sr iš jūros vandens, tirpinamos 2N bei 6N druskos rūgštyse kol pilnai ištirpsta karbonatai. Kad neprarasti dalies cezio, ypač svarbu išvengti rūgšties pertekliaus. Tirpalas virinamas 10 min. ir paliekamas 2 val., kad sustambėtų ferocianidinės nuosėdos. Netirpios nuosėdos, savo sudėtyje turinčios ^{137}Cs , nufiltruojamos, praplaunamos 0,5N HCl. Tokiu būdu cezis atskiriamas nuo stroncio (2.4 pav.).



2.4 pav. Cezis (mėlynos nuosėdos) atskirtas nuo stroncio (tirpalas)

Gautasis stroncio tirpalas paliekamas tolimesnei analizei, o nuosėdos, kuriose yra cezio, šlapiai deginamos H_2SO_4 ir HNO_3 (1 : 3) rūgščių mišinyje (2.5 pav.), kol išnyksta tamsi deginamos medžiagos spalva (nuosėdos tampa baltos). Gautasis tirpalas su nuosėdomis garinamas beveik iki sausos liekanos ir praskiedžiamas distiliuotu vandeniu. Pilant į tirpalą NH_4OH bei NH_4CO_3 nusodinami Fe, Ca ir Mg ir kt. elementai. Tokiu būdu atliekamas ^{137}Cs amoniakinis valymas nuo priemonių.



2.5 pav. Cezio nuosėdų šlapiasis deginimas H_2SO_4 ir HNO_3 rūgščių mišinyje

Nuosėdos filtruojamos per popierinį filtrą, praplaunamos karštu amoniakiniu vandeniu ir išmetamos. Išvalytas cezio tirpalas garinamas iki 20 ml tūrio, parūgštinamas koncentruota HCl (sudaroma 3N HCl terpė), atšaldomas ($-2\text{ }^{\circ}\text{C}$) ir, naudojant SbCl_3 sotų tirpalą ledinėje acto rūgštyje bei NH_4I , radiocezijs kartu su nešikliu pervedamas į gravimetrinę $\text{Cs}_3\text{Sb}_2\text{I}_9$ formą (Styra ir kt., 2004a).

2.1.3. Stabiliojo cezio nešiklio cheminės išeigos įvertinimas

$\text{Cs}_3\text{Sb}_2\text{I}_9$ nuosėdos dedamos į standartinės geometrinės formos indą, kurio aukštis 2 mm, skersmuo – 25 mm (2.6 pav.) ir sveriamos analitinėmis svarstyklėmis.

Stabiliojo cezio nešiklio cheminė išeiga apskaičiuojama pagal formulę:

$$\eta_{Cs} = \frac{a \times 0,22346}{b}, \quad (2.1)$$

čia: η_{Cs} – cezio nešiklio cheminė išeiga, vieneto dalimis; a – $\text{Cs}_3\text{Sb}_2\text{I}_9$ nuosėdų masė, g;
 b – įvestasis cezio nešiklio kiekis pagal Cs^+ joną, g.



2.6 pav. $\text{Cs}_3\text{Sb}_2\text{I}_9$ (cezio stibio jodido) nuosėdos

Kadangi į vandens mėginį pridedami santykinai dideli stabilaus cezio kiekiai, skaičiuojant cheminę išėigą, galima nekreipti dėmesio į gamtinio cezio kiekį vandenyje. Cezio nešiklio vidutinė cheminė išėiga lygi 60–80 % (Styra ir kt., 2004a).

2.1.4. ^{137}Cs tūrinio aktyvumo nustatymas

$\text{Cs}_3\text{Sb}_2\text{I}_9$ nuosėdų aktyvumas matuotas didelės skiriamosios gebos gama spektrometru CANBERRA su puslaidininkiniu HPGe detektoriumi (skiriamoji geba – 2 keV, efektyvumas – 15 %).

Pagrindiniai puslaidininkinio HPGe detektoriaus ypatumai:

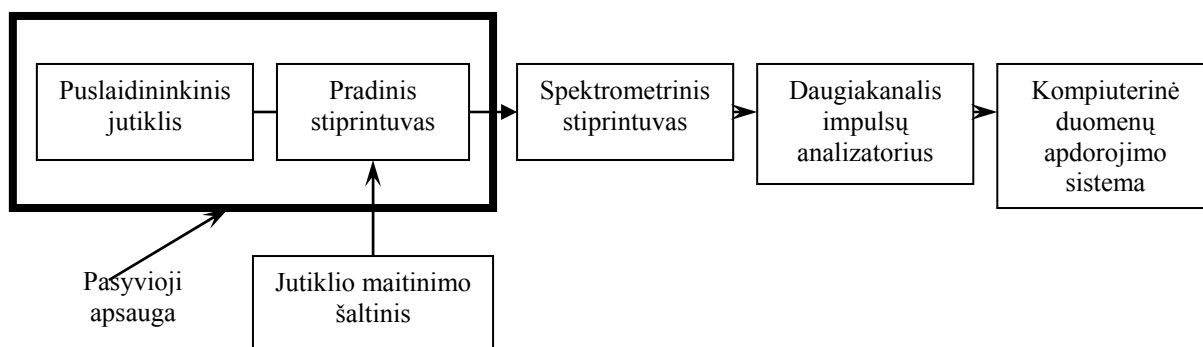
- galimybė registruoti plataus energijų diapazono elektrinius signalus;
- didelė skiriamoji geba;
- signalo tiesiškumas;
- impulso amplitudės nejautra impulsų skaičiavimo greičiui;
- didelis impulso augimo greitis;
- nejautra magnetiniams laukams.

Detektoriaus vakuuminė sistema prijungta prie detektoriaus šaldymo strypo, termiškai sujungto su skystuoju azotu. Gamtinės spinduliuotės poveikiui susilpninti detektorius apgaubtas švino sluoksniu.

Gama spektrometrinis įrenginys ir jo schema pateikti 2.7 ir 2.8 paveiksluose.



2.7 pav. Gama spektrometras su puslaidininkiniu HPGe detektoriumi CANBERRA prijungtas prie personalinio kompiuterio



2.8 pav. Puslaidininkinio gama spektrometro schema

^{137}Cs radionuklidas identifikuotas pagal 662 keV energiją.

Spektrometras kalibruotas dviejų geometrinių formų indams: standartinei geometrinei formai (aukštis – 2 mm, skersmuo – 25 mm), į kurią buvo dedamos tiriamosios $\text{Cs}_3\text{Sb}_2\text{I}_9$ nuosėdos ir 200 ml talpos standartiniam indui. Kalibravimui naudoti skirtingų tankių žinomo aktyvumo kietieji $^{152}\text{Eu} + ^{137}\text{Cs}$ etalonai.

Išmatuoti bandinių aktyvumai perskaičiuoti tūrio vienetui (Bq/m^3). ^{137}Cs radionuklido TA jūros vandens bandiniuose apskaičiuoti pagal formulę:

$$A_A = \frac{N_A}{\varepsilon_E \eta_\gamma \eta_{ch} V_A e^{-\lambda t}}, \quad (2.2)$$

čia: A_A – radionuklido TA, Bq/m^3 ; N_A – γ -spektro smailės plotas atėmus foną, imp/s; ε_E – γ -spektrometro efektyvumas; η_γ – radionuklido atitinkamos energijos kvantinis našumas; η_{ch} – radionuklido cheminė išeiga, vieneto dalimis; V_A – vandens tūris, m^3 ; λ – radionuklido skilimo konstanta; t – laikas nuo bandinio paėmimo iki matavimo.

Atsižvelgiant į visus radiocheminės analizės etapus ir radiometriją, ^{137}Cs radionuklido TA paklaida – 10 %.

2.2. ^{137}Cs tūriniam aktyvumui įvertinti jūros priekrantėje matematinio modelio sudarymo metodika

Matematinis jūrinės aplinkos procesų modeliavimas leidžia išsamiai tirti pasyviųjų priemaišų pernašą. Atviruose jūros vandenyse mėginių paėmimas ir jų analizė brangiai kainuoja, o pritaikius kompiuterinius modelius galima prognozuoti ir laiku išvengti neigiamų taršos pasekmių. Matematinis pasyviųjų priemaišų pernašos procesų modeliavimas ypač naudingas, kai reikia prognozuoti taršos šaltinio buvimo vietą, jo galią, teršiančiųjų medžiagų pokyčius jūros vandenyje, žinant tik hidrometeorologinius parametrus ir teršalų kitimo eigą priekrantės vandenyje.

Teoriškai įvertinti pasyviųjų priemaišų pokyčius Baltijos jūros priekrantės vandenyse sudarytas ir pritaikytas matematinis modelis, kurio esminiai aspektai pateikti žemiau.

Modelis skirtas tirti pasyviųjų priemaišų pernašą pietrytinės Baltijos jūros dalies ir priekrantės vandenyse. Sudarant matematinį modelį nepaisoma pasyviųjų priemaišų nusėdimo greičio, kuris yra labai nežymus, lyginant su kitais veiksniais, o keičiantis meteorologinėms sąlygoms ir esant sudėtingam jūros dugno reljefui, gali būti priešingo ženklo. Modelyje neįskaitoma vertikaliosios turbulentinės difuzijos komponentė. Palyginti su horizontaliąja difuzija, vertikaliosios efektas labai nežymus, kadangi horizontalaus turbulentinės difuzijos koeficiento vertė ($200 \text{ m}^2/\text{s}$) šešiomis eilėmis aukštesnė už vertikalaus turbulentinės difuzijos

koeficiento reikšmę ($0,8 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$). Todėl modelyje naudojama plokštuminė turbulentinės difuzijos lygtis:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \text{div}(K \text{grad} C) - \mathbf{v} \text{grad} C, \quad (2.3)$$

čia: $C = C(x, y, t)$ – priemaišų koncentracija; $\mathbf{v} = \mathbf{v}(x, y)$ – vandens masių judėjimo greičio vektorius; C_s – pasyviųjų priemaišų šaltinio koncentracija; K – turbulentinės difuzijos koeficientas.

(2.3) lygties sprendimas susideda iš dviejų pagrindinių etapų: pirmajame etape – apskaičiuojami vandens srovių greičiai; antrajame – sprendžiama horizontaliosios difuzijos lygtis ir apskaičiuojamas teršiančiosios medžiagos koncentracijos pasiskirstymas tiriamojoje jūros dalyje reikiamu laiko momentu. Kadangi nežinoma taršos šaltinio apimtis, todėl modelyje naudojamas „taškinis“ šaltinis.

Sprendžiant (2.3) lygtį įvedamos kraštinės ir pradinės sąlygos. Jūros kranto linijos srityje Γ_c priimama priemaišų nepratekėjimo sąlyga:

$$\left. \frac{\partial C}{\partial n} \right|_{\Gamma_c} = 0, \quad (2.4)$$

čia: Γ_c – jūros kranto kontūras; n – kontūro Γ_c normalė.

Atviroje jūrinės akvatorijos kontūro dalyje Γ_w , atsižvelgiant į atstumą iki esamo „taškinio“ taršos šaltinio ir santykinai neilgos tiriamųjų priemaišų sklaidimo trukmės, pasyviųjų priemaišų koncentracija laikoma vienoda:

$$C|_{\Gamma_w} = C_f, \quad (2.5)$$

čia: C_f – „foninė“ koncentracija jūros vandenyje.

Taip pat priimama sąlyga, kad pradinis pasyviųjų priemaišų koncentracijos pasiskirstymas tiriamojoje akvatorijoje sutampa su „fonine“ jūroje esančių teršalų koncentracija:

$$C(x, y, 0) = C_f, \quad (2.6)$$

visuose jūrinės akvatorijos taškuose, išskyrus taršos šaltinio buvimo vietą, kur:

$$C(x_s, y_s, 0) = C_s, \quad (2.7)$$

čia: (x_s, y_s) – „taškinio“ taršos šaltinio koordinatės.

Sprendžiant dvimatės difuzijos lygtį buvo taikomos įvairios sprendimo schemos. Tačiau, atsižvelgiant į negreitą priemaišų koncentracijos susilyginimo jūros paviršiniame vandenyje procesą, parinkta ir pritaikyta teorinė schema su vienpuse aproksimacija (Флетчер, 1991):

$$C_{i,j}^{n+1} = C_{i,j}^n + \frac{K\Delta t}{h^2} (C_{i-1,j}^n + C_{i+1,j}^n + C_{i,j-1}^n + C_{i,j+1}^n - 4C_{i,j}^n) - \frac{\Delta t}{h} (\lambda u_{i,j} (C_{i,j}^n - C_{i-\lambda,j}^n) + \mu v_{i,j} (C_{i,j}^n - C_{i,j-\mu}^n)) \quad (2.8)$$

$$\text{čia: } \lambda = \begin{cases} +1, u > 0, \\ -1, u < 0 \end{cases}, \quad \mu = \begin{cases} +1, v > 0, \\ -1, v < 0 \end{cases}.$$

Ši matematinė schema pasižymi pastovumu, lengvai programuojama, greitai apskaičiuojami duomenys.

Greičių laukams apskaičiuoti taikytas stacionarus modelis (Фельзенбаум, 1960):

$$\begin{aligned} \operatorname{div}\left(\frac{1}{H^3} \mathbf{grad} \psi\right) &= \frac{1}{2a} \mathbf{rot}_z \left(\frac{\mathbf{T}}{H} \right), \\ \psi|_{\Gamma_c} &= 0, \\ \frac{\partial \psi}{\partial n} \Big|_{\Gamma_w} &= 0, \end{aligned} \quad (2.9)$$

čia: $\psi = \psi(x, y)$ – pilnų srautų funkcija; a – vertikalaus pokyčio koeficientas; $\mathbf{T} = (T_x, T_y)$ – tangentinis vėjo įtempimo vektorius; H – jūros gylis.

Tiesioginis poveikis į jūros vandens paviršių apibūdinamas tangentiniais vėjo įtempimais, pasireiškiančiais dėl turbulentinės trinties į jūros paviršių. Jie yra laikomi proporcingais vėjo greičio kvadratui:

$$T_x = \gamma W_x |\mathbf{W}|, \quad T_y = \gamma W_y |\mathbf{W}|, \quad (2.10)$$

čia: $\lambda = 0,00325 \text{ kg/m}^3$ – proporcingumo koeficientas; $\mathbf{W} = (W_x, W_y)$ – vėjo greičio modulis.

Apskaičiavus pilnų srautų funkciją $\psi(x, y)$ (m^3/s) kiekviename tinklinės srities mazge, vandens judėjimo greitis jūros paviršiuje apskaičiuojamas naudojant sekančias formules:

$$u = \frac{H}{4a} T_x - \frac{3}{2H} \frac{\partial \psi}{\partial y}, \quad v = \frac{H}{4a} T_y + \frac{3}{2H} \frac{\partial \psi}{\partial x}. \quad (2.11)$$

čia: u – vandens judėjimo greitis x ašies kryptimi (m/s); v – vandens judėjimo greitis y ašies kryptimi (m/s).

Patikrinti matematinio modelio efektyvumą galima su pasyviają medžiaga – dirbtiniu radionuklidu ^{137}Cs , nes jūros vandenyje jis yra joninės formos ir randamas visoje jūrinėje akvatorijoje.

2.3. Antrojo skyriaus išvados

1. ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo tyrimai atlikti Baltijos jūros Lietuvos priekrantės vandenyje. ^{137}Cs radionuklidas koncentruotas iš 40 l paviršinio jūros vandens bandinio.
2. ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo tyrimai Baltijos jūros priekrantės paviršiniame vandenyje atlikti naudojant vieną metodiką (radiocheminę analizę) ir matavimo įrangos tipą (gama spektrometrinę įrangą) per visą nagrinėjamąjį laikotarpį.
3. Sudaryta ir pritaikyta teorinė schema, kuri aprašo pasyviųjų priemaišų pasiskirstymą pietrytinės Baltijos jūros dalies bei priekrantės paviršiniame vandenyje. Į matematinį modelį įvedami hidrometeorologiniai bei difuziniai parametrai.

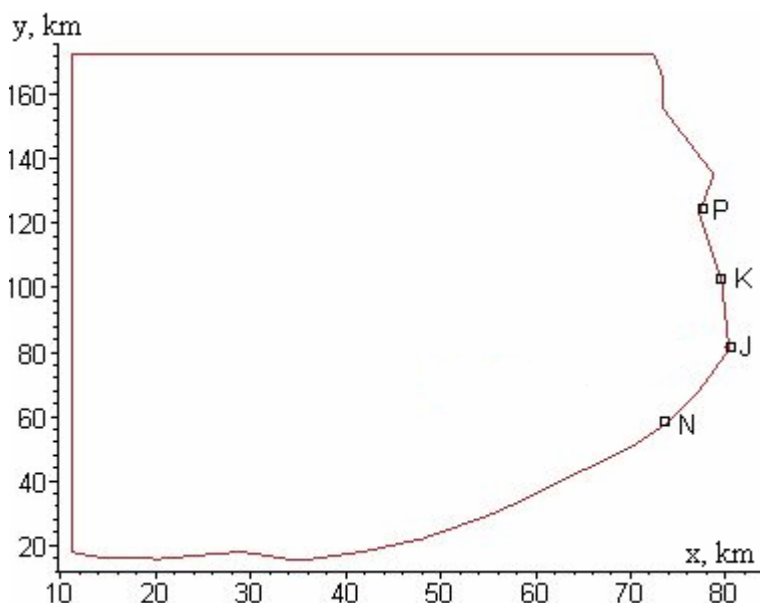
3. MATEMATINIS MODELIS

Šiame disertacijos skyriuje pateiktas sudaryto ir pritaikyto matematinio modelio, skirto pasyviųjų priemaišų pernašai Baltijos jūros pietrytinėje dalyje bei Lietuvos priekrantėje modeliuoti ir teršalų pasiskirstymui prognozuoti, aprašymas.

3.1. Matematinis modelis pasyviųjų priemaišų pernašai Baltijos jūros pietrytinėje dalyje ir priekrantėje vertinti

Naudojant formules, pateiktas 2 skyriaus 6 poskyryje, sudarytas ir pritaikytas matematinis modelis tirti pasyviųjų priemaišų pernašą pietrytinės Baltijos jūros dalies bei priekrantės paviršiniame vandenyje, esant „taškiniam“ taršos šaltiniui. Pasyviaja priemaiša pasirinktas ^{137}Cs radionuklidas, kadangi jūros vandenyje jis yra tirpios jonų pavidalo formos ir randamas visoje Baltijos jūroje.

Tiriamosios jūrinės akvatorijos plotas sudaro 3 % visos jūros ploto (3.1 pav.). Visas Baltijos jūros plotas yra 415000 km^2 . Modeliuojama jūros sritis padalinta į 22 (x ašies kryptimi) ir 44 (y ašies kryptimi) 4 km pločio intervalus. Modelyje naudojami realūs jūros gyliai. Pasirinktame regione vidutinis jūros gylis yra apie 20 m.



3.1 pav. Tiriamoji Baltijos jūros sritis (P – Palanga; K – Klaipėda; J – Juodkrantė; N – Nida)

Šis modelis susideda iš dviejų pagrindinių dalių: pirmojoje – įvertinami srovių greičių laukai, antrojoje – sprendžiama horizontaliosios difuzijos lygtis judančioje terpėje ir apskaičiuojamas ^{137}Cs radionuklido TA pasiskirstymas pietrytinėje jūros dalyje ir priekrantėje bet kuriuo laiko momentu ir bet kokiomis hidrometeorologinėmis sąlygomis. Skaičiavimo algoritmas, skirtas pasyviųjų priemaišų pernašai tirti, pateiktas žemiau:

```
> restart:with(linalg):  
> with(plots): with(plottools):  
> read `C:\\Difuzija\\Data`:
```

“Taškinio” taršos šaltinio vietos parinkimas

```
> Atst(50, 70);  
AT:=%:.` numS`=numS; AT:=Atst(50, 70):
```

Kintamieji parametrai

```
> u:=[50,60,100,300]; Priemaišų koncentracijų lygio linijos, Bq/m3  
> c0:=50: Foninė koncentracija vandens paviršiuje, Bq/m3  
> cS:=100*c0: Koncentracija taršos šaltinio taške, Bq/m3  
> cKM:=6: Koncentracija Kuršių mariose, Bq/m3  
> qKM:=10^4: Vandens srautas iš Kuršių marių, m3/s  
> alpha:=200.: Difuzijos koeficientas 80..250, m2/s  
> tau:=1800: Laiko žingsnis, 900 - 1 para  
> paru_sk:=20: Nagrinėjamas laiko tarpas, paromis  
> Wx:=5: Vėjo greitis Ox ašies kryptimi  
> Wy:=0: Vėjo greitis Oy ašies kryptimi
```

Greičių masyvai

```
> for m in w do  
vx[m]:=0.015*Wx-1.5*psiy[m]*qKM:  
vy[m]:=0.015*Wy+1.5*psix[m]*qKM: od:  
> c:='c': c:=table():  
> sx:=alpha*tau/(1000.*h)^2: sy:=alpha*tau/(1000.*h)^2:  
> arr:=arrow([110, 150], vector(2*[Wx,Wy]), 0.6, 4, .4, color=black):
```

Pradinės sąlygos (difuzija)

```
> for v in w do c[v]:=c0: od: for v in gnum do c[v]:=c0: od:
```

Kraštinės sąlygos (difuzija)

```
> for v in jura do c[v]:=c0: od: c[numS]:=cS:
```

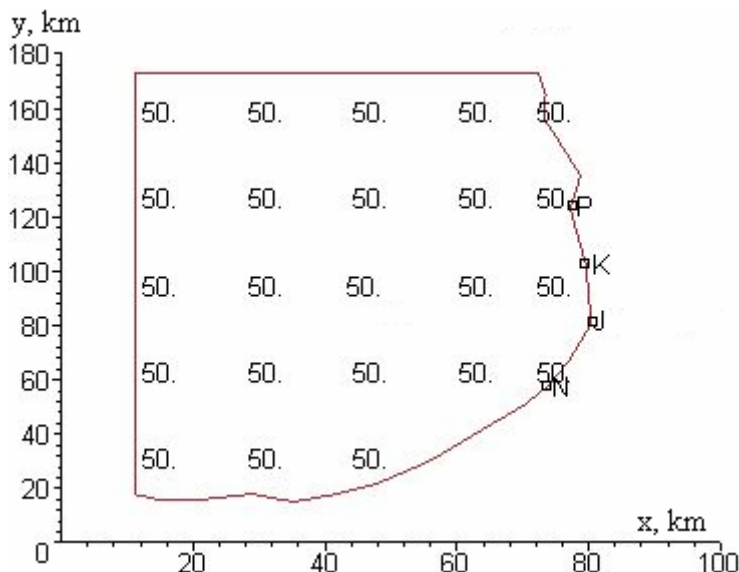
Iteracijos (difuzija)

```
> h1:=1/(1000.*h): n0:=paru_sk*round(3600*24/tau): q:='q': sk:=0:
> for n from 0 to n0 do
> #c[KM]:=cKM:
> for q in w do sgx:=signum(vx[q]): sgy:=signum(vy[q]):
> c[q] := c[q]+sx*(c[q+1]+c[q+nx]+c[q-1]+c[q-nx]-4*c[q])-
> tau*h1*(vx[q]*sgx*(c[q]-c[q-sgx])+sgy*vy[q]*(c[q]-c[q-sgy*nx]));
> od:
> for ii from 1 to nops([krantas]) do c[krantas[ii]]:=c[krantasn[ii]]:od: # c[KM]:=cKM:
> if n mod 96=0 then sk:=sk+1: parusk:=evalf[3](n*tau/3600/24):
> cp[sk]:=c[658]:
> ck[sk]:=c[548]:
> cj[sk]:=c[438]:
> cn[sk]:=c[305]:
> print(display(PC,
> plot((map(x->[[uzl(x-1)],[uzl(x+1)]],[numS]])),
> textplot([85,83,evalf[3](c[numJ])],align=RIGHT),
> textplot([uzl(numS+nx),evalf[3](c[numS])]),
> seq(textplot([uzl(jj),evalf[3](c[jj])]),
> jj=[ seq(136+8*nx*i,i=0..4),seq(140+8*nx*i,i=0..4),
> seq(144+8*nx*i,i=0..4),seq(148+8*nx*i,i=1..4),seq(151+8*nx*i,i=1..4)
> ]),view=[0..100,0..180],title=cat(' T=',convert(evalf[3](n*tau/3600/24),symbol),' ,
alpha=',convert(alpha,symbol),' , W=',convert([Wx,Wy],symbol))))):
> cc:=(x,y)->c[num(x,y)]:
> pp[sk]:=display(PCm(n), PCcont([0..100,0..180],u),
> TEXT([110,80], cat(' tau=', convert(tau,symbol))),
> TEXT([110,67], cat(' alfa=', convert(alpha,symbol))),
> TEXT([110,54], cat(' cS=', convert(cS,symbol))),
```

```
> TEXT([110,41], cat(' S=',
convert([round(uzl(numS)[1]),round(uzl(numS)[2]),symbol))),
> TEXT([110,170], cat(' W=',convert([Wx,Wy],symbol))),
> arr,
> view=[0..138,0..180]: print(pp[sk]);
> fi:od:
```

Kadangi daugeliu atvejų eksperimentiškai nustatyti ^{137}Cs „taškinį“ taršos šaltinį atviros jūros vandenyje gana sunku arba tiesiog neįmanoma, todėl jo buvimo vieta parenkama atsižvelgiant į užduoties tikslą. Taršos šaltinio vietą tikslinga parinkti atsižvelgiant į eksperimentinių tyrimų metu nustatytą vėjo kryptį, kadangi tai yra svarbiausias veiksnys formuojant teršalų sklaidimo kryptį paviršiniame jūros vandenyje.

Eksperimentinių tyrimų laikotarpiu ^{137}Cs vidutinis TA Baltijos jūros paviršiniame vandenyje buvo 50 Bq/m^3 . Būtent šis skaičius pasirinktas kaip foninė reikšmė tiriamojoje jūros dalyje (3.2 pav.).



3.2 pav. ^{137}Cs radionuklido TA (Bq/m^3) pradiniu laiko momentu („foninė“ koncentracija)

Atliekant teorinius skaičiavimus atsižvelgiama į vandens srautą iš Kuršių marių bei ^{137}Cs TA marių vandenyje (6 Bq/m^3). Horizontaliosios turbulentinės difuzijos koeficiento vertė pietrytinėje Baltijos jūros dalyje lygi $200 \text{ m}^2/\text{s}$ (Михайлов, 1974). „Taškinio“ taršos

šaltinio galia parinkta atsižvelgiant į eksperimentinių tyrimų metu nustatytą ^{137}Cs TA kitimo eigą jūros priekrantės vandenyje. Uždavinyje naudoti vėjo krypties ir greičio eksperimentiniai duomenys.

Sudarytas matematinis modelis leidžia išsamiai tirti Baltijos jūros priekrantės zoną. Šiuo atveju sprendžiamas atvirkštinis uždavinys – skaičiuojamos pasyviųjų teršalų koncentracijos jūros priekrantės zonos paviršiniame vandenyje, t. y. ieškoma teorinių ir eksperimentinių reikšmių optimalaus sutapimo bei pokyčių priežasčių. Teorinė schema yra universali, aprašant ir prognozuojant pasyviųjų priemaišų plitimą Baltijos jūroje.

3.2. Trečiojo skyriaus išvados

1. Matematinis modelis skirtas ^{137}Cs radionuklido pernašai pietrytinėje Baltijos jūros dalyje ir priekrantėje vertinti. Žinant ^{137}Cs tūrinio aktyvumo pasiskirstymą jūros priekrantės vandenyje ir esant konkrečiai meteosituacijai, galima prognozuoti „taškinio“ taršos šaltinio atsiradimo vietą ir jo galią bei įvertinti teršalų pasiskirstymą atvirose jūros vandenyse.
2. Šis modelis gali būti taikomas ir kitų pasyviųjų teršalų pernašai bei savivalai Baltijos jūros vandenyje tirti.
3. Keičiant pradinis duomenis, kraštines ir pradines sąlygas, šį modelį galima taikyti bet kurios Baltijos jūros dalies, o taip pat ir kitų vandens baseinų tyrimams.

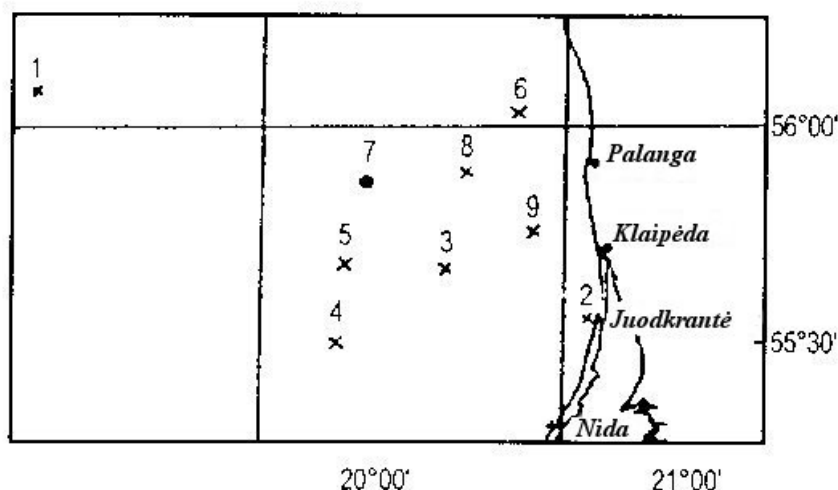
4. EKSPERIMENTINIŲ IR TEORINIŲ TYRIMŲ REZULTATAI IR JŲ ANALIZĖ

Šis skyrius skirtas radioaktyviosios taršos Baltijos jūros Lietuvos priekrantės paviršiniame vandenyje pokyčiams vertinti. Čia pateikiami ^{137}Cs radionuklido tūrinių aktyvumų tyrimų rezultatai. Atliktas BHL archyvinių ^{137}Cs radionuklido tūrinių aktyvumų tyrimų duomenų, gautų šiltuoju 1997–2003 metų laikotarpiu Lietuvos jūrinės akvatorijos ir priekrantės vandenyse palyginimas bei savivalos tendencijos analizė.

Galimoms ^{137}Cs tūrinio aktyvumo kitimo priežastims priekrantės vandenyje nustatyti reikalinga gausi eksperimentinių duomenų bazė, todėl autorė 2004–2006 m. atliko tyrimus jūros priekrantėje prie Juodkrantės įvairiais metų sezonais. Čia pateikiama ^{137}Cs tūrinio aktyvumo kitimo eigos analizė, vidutinės tūrinių aktyvumų reikšmės bei nuokrypų nuo vidutinių reikšmių įvertinimas. Šiame skyriuje pateikti rezultatai publikuoti [1A–7A] darbuose.

4.1. ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo palyginimas Lietuvos jūrinėje akvatorijoje ir priekrantėje bei savivalos tendencijos analizė

Atliktas 1997–2003 m. laikotarpiu gautų ^{137}Cs radionuklido TA matavimų rezultatų atvirose Baltijos jūros vandenyse ir priekrantėje palyginimas (4.1 pav.) [1A].



4.1 pav. Okeanografinės stotys pietrytinėje Baltijos jūros dalyje: ● – tarptautinės, × – nacionalinės [1A]

Tarpusavyje lyginami tik šiltuoju metų laikotarpiu gauti rezultatai, nes tik šiuo laikotarpiu buvo atliekami tyrimai jūros priekrantėje. Matavimo rezultatai tarpusavyje lyginami tik tada, kai laiko skirtumas tarp atliktų matavimų yra ne didesnis kaip mėnuo. Per šį laikotarpį Lietuvos jūrinės akvatorijos vandenyje ^{137}Cs radionuklido TA nespėja pakisti, išskyrus atvejus, kai ilgą laiką vyrauja stiprus vienos krypties vėjas.

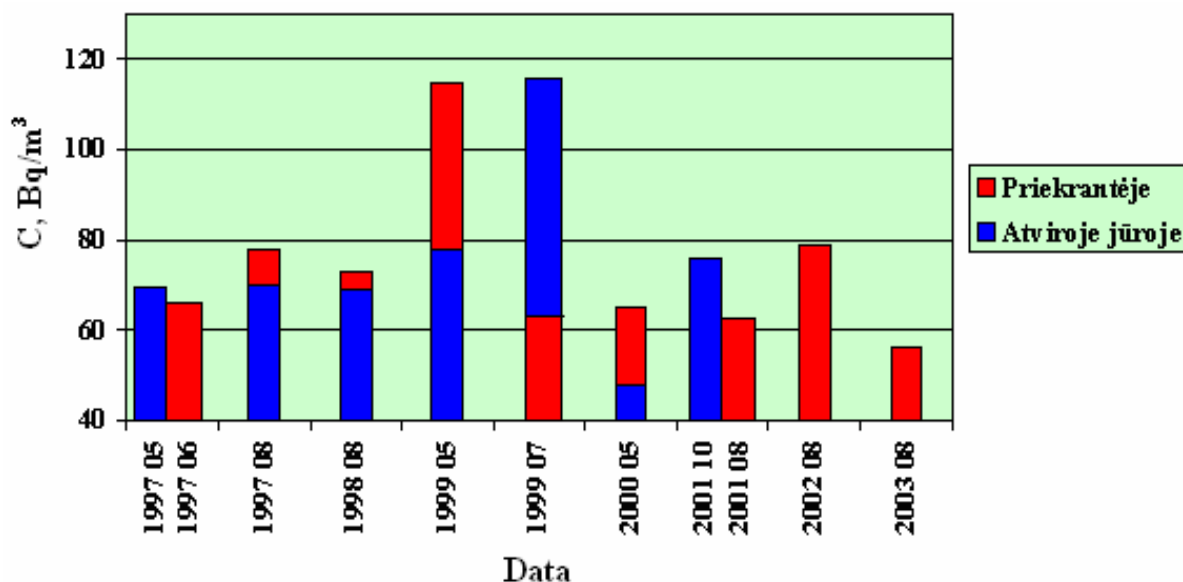
Remiantis teorinių skaičiavimų rezultatais (Styra et al, 2000b), ^{137}Cs TA Baltijos jūros vandenyje 1997–2003 m. laikotarpiu turėjo būti mažesnis nei rodo gauti eksperimentinių tyrimų duomenys. Reiškia, kad vandens savivala nuo šio radionuklido vyksta labai lėtai. Per minėtą laikotarpį Baltijos jūros paviršiniame vandenyje nustatyti keli radiocezio TA reikšmių padidėjimo atvejai [1A].

Baltijos jūros priekrantėje ^{137}Cs TA pokyčiai turi savo ypatumus, kurie priekrantėje ir atviroje jūros dalyje yra skirtingi. Pastarojoje taip pat stebimi šio radionuklido TA reikšmių padidėjimai. Be abejo, atviroje Baltijos jūroje vykstantys procesai įtakoja lokalius efektus. Antra vertus, lokalūs efektai taip pat gali turėti savo ypatumus, kurie priklauso nuo hidrometeorologinių situacijų, konkrečios jūros dalies morfologijos, o taip pat dėl papildomos radioaktyviosios taršos atsiradimo.

Atliktas ^{137}Cs radionuklido TA vidutinių mėnesio ir ekstremalių reikšmių atviroje jūroje ir priekrantėje palyginimas. 1997–2003 m. atviroje jūroje ir priekrantėje registruotos ^{137}Cs radionuklido TA vidutinės mėnesio reikšmės pateiktos 4.2 paveiksle. Jei matavimai buvo atlikti tais pačiais mėnesiais, dydžiai palyginti tame pačiame histogramos stulpelyje, jei laikotarpis tarp matavimų šiek tiek skiriasi – stulpeliai pateikti greta.

Iš 4.2 paveiksle pateiktų rezultatų matyti, kad priekrantėje dažniau registruojamos didesnės ^{137}Cs radionuklido TA vidutinės reikšmės nei atviroje jūroje. Tačiau kai kuriais atvejais, pavyzdžiui, 1999 m. liepos mėn. arba 2001 m. spalio mėn., šio radionuklido TA reikšmės atviroje jūroje žymiai didesnės už reikšmes priekrantėje. Šį reiškinį sąlygoja hidrometeorologinė situacija bei radioaktyviosios taršos lokalizacija. Vadinas, susidarius tam tikrai situacijai, papildoma radioaktyvioji tarša formuojasi atviroje jūroje ir atliekamų eksperimentinių tyrimų metu nespėja pasiekti kranto. Kitais atvejais ji yra pasitraukusi iš atvirų Lietuvos jūrinės akvatorijos vandenų ir priartėjusi kranto link. Nustatyta, kad ^{137}Cs TA vidutinės reikšmės didėja ir mažėja atitinkamai atviroje jūroje ir priekrantėje pakaitomis. Reikšmių padidėjimas atviroje jūroje rodo, kad teršalai nepasiekė kranto, tuo tarpu jų

padidėjimas priekrantėje ir sumažėjimas atviroje jūroje rodo, kad ^{137}Cs radioaktyvioji „dėmė“ pasiekė krantą pasišalindama iš atvirų Lietuvos jūrinės akvatorijos vandenų.



4.2 pav. ^{137}Cs TA vidutinės mėnesio reikšmės (Bq/m^3) [1A]

Remiantis vidutinėmis matavimų rezultatų reikšmėmis, nepastebėta nei intensyvaus atviros Baltijos jūros akvatorijos, nei priekrantės vandens apsivalymo nuo ^{137}Cs radionuklido proceso (4.2 pav.). Matomai, vyksta vandens masių su padidintu ar sumažintu šio radionuklido kiekiu mainai.

1997–2003 m. atviros jūros ir priekrantės vandenyse nustatyti žymūs skirtumai tarp minimalių ir maksimalių TA reikšmių (4.1 lentelė).

4.1 lentelė. ^{137}Cs radionuklido TA minimalios ir maksimalios reikšmės (Bq/m^3) Baltijos jūroje šiltaisiais 1997–2003 m. laikotarpiais [1A]

^{137}Cs radionuklido TA, Bq/m^3			
Atviroji jūra		Priekrantė	
min	max	min	Max
44	212	44	209

Iš 4.1 lentelėje pateiktų duomenų matyti, kad skirtumas tarp minimalių ir maksimalių ^{137}Cs radionuklido TA reikšmių atviroje jūroje ir priekrantėje yra panašus. Santykis tarp

maksimalių reikšmių ir santykis tarp minimalių reikšmių tiek atviroje jūroje tiek ir priekrantėje yra artimas vienetui.

Žymūs skirtumai tarp ekstremalių reikšmių rodo ^{137}Cs radionuklido TA nestabilumą, kuris gali būti susijęs su hidromorfologinių procesų įtaka, o, galbūt, papildomos taršos patekimu į Baltijos jūrą. Visiškai aišku, kad tokios ^{137}Cs radionuklido TA reikšmės, kaip 209 ir 212 Bq/m³, Baltijos jūros paviršiniame vandenyje negali atsirasti savaime.

4.2 lentelėje pateiktos ^{137}Cs TA vertės, nustatytos Baltijos jūros Lietuvos priekrantės vandenyje prie Juodkrantės šiltuoju 2002–2003 m. laikotarpiu [4A].

4.2 lentelė. ^{137}Cs TA ir vandens temperatūra pietrytinės Baltijos jūros priekrantės vandenyje prie Juodkrantės 2002–2003 m. [4A]

Nr.	Data	^{137}Cs TA, Bq/m ³	t, °C
1	02 06 25	59 ± 6	17,0
2	02 06 27	97 ± 10	17,0
3	02 06 28	102 ± 10	17,0
4	02 06 29	57 ± 6	16,5
5	02 07 01	76 ± 8	16,0
6	03 06 24	76 ± 8	16,0
7	03 06 25	56 ± 6	16,0
8	03 06 26	65 ± 7	16,5
9	03 06 28	52 ± 5	17,5
10	03 06 29	48 ± 5	16,0
11	03 07 01	63 ± 6	16,0
12	03 07 03	58 ± 6	15,0
13	03 07 05	56 ± 6	19,0
14	03 08 25	58 ± 6	–
15	03 08 26	52 ± 5	17,5
16	03 08 29	59 ± 6	17,5

Jūros vandens savivala vyksta dėl vertikaliosios turbulentinės difuzijos ir savaiminio radioaktyviojo skilimo. ^{137}Cs radionuklido TA kitimo laiko atžvilgiu prognozė (Styra et al, 2000b) rodo, kad 2002–2003 m. jo TA Baltijos jūros vandenyje turėjo būti apie 50 Bq/m³. Kai kuriais atvejais TA paklaidų ribose sutapo su minėta reikšme, tačiau tokios TA vertės buvo nustatomos gana retai. Eksperimentiniai rezultatai žymiai didesni už teoriškai apskaičiuotus. Toks ^{137}Cs radionuklido TA padidėjimas nustatytas 2002 m. birželio mėnesį, kai jo TA vertė pakito iki 102 Bq/m³. 2003 m. birželio–liepos mėn. eksperimentinių tyrimų rezultatai nežymiai skyrėsi nuo teorinės TA reikšmės (Styra et al, 2000b), kur ^{137}Cs TA kito nuo 48 iki

76 Bq/m³. Panaši situacija pastebėta ir tų pačių metų rugpjūčio mėn., tačiau šiuo atveju nustatyta kiek mažesnė maksimali TA reikšmė – 59 Bq/m³.

Tokie ¹³⁷Cs radionuklido TA padidėjimai negali būti aiškinami tik hidrometeorologinių procesų įtaka. Nustatytos aukštos ¹³⁷Cs TA reikšmės jūros vandenyje rodo galimos papildomos radioaktyviosios taršos patekimą į Baltijos jūrą. Tai galėjo būti susiję su dampungo vietomis Baltijos jūroje.

4.2. ¹³⁷Cs radionuklido tūrinio aktyvumo pokyčiai Baltijos jūros Lietuvos priekrantėje

4.2.1. ¹³⁷Cs tūrinio aktyvumo kitimo cikliškumas priekrantės paviršiniame vandenyje 2004 m.

2004 m. vasarą–rudenį atlikta ¹³⁷Cs radionuklido TA stebėseną Baltijos jūros priekrantės vandenyse prie Juodkrantės. Radionuklido TA matavimai vykdyti trimis etapais. Keletas radiocezio TA matavimų atlikta jūros priekrantėje prie Nidos, Preilos bei Pervalkos. Tuo pačiu metu buvo įvertintos hidrometeorologinės situacijos [2A–5A]. Gauti rezultatai pateikti 4.3 lentelėje.

4.3 lentelė. ¹³⁷Cs radionuklido TA, vandens savitasis elektrinis laidis ir temperatūra, vėjo kryptis ir greitis Baltijos jūros priekrantėje (Juodkrantė) 2004 m. [4A; 5A]

Nr.	Data	t, °C	σ, mS/m	Vėjo kryptis	Vėjo greitis, m/s	¹³⁷ Cs TA, Bq/m ³
1	04 06 30	16,0	–	V	3	66 ± 7
2	04 07 01	16,0	–	V	4	60 ± 6
3	04 07 02	15,0	–	V	4	53 ± 5
4	04 07 03	16,0	–	V	3	54 ± 5
5	04 07 04	17,0	–	P	3	59 ± 6
6	04 07 05	17,0	–	V	5	58 ± 6
7	04 07 06	16,5	–	V	6	57 ± 6
8	04 07 07	17,0	–	V	5	55 ± 6
9	04 07 08	17,5	–	P	2	61 ± 6
10	04 07 09	17,5	–	R	6	48 ± 5
11	04 07 10	17,0	–	V	5	50 ± 5
12	04 07 12	16,0	–	P	7	57 ± 6
13	04 07 13	16,5	–	V	5	80 ± 8
14	04 07 14	16,0	–	V	5	84 ± 8

15	04 07 15	16,0	–	V	3	74 ± 7
16	04 07 17	16,0	–	V	3	94 ± 9
17	04 07 18	17,0	–	R	2	77 ± 8
18	04 08 24	17,0	–	R	3	64 ± 6
19	04 08 26	17,5	–	P	2	76 ± 8
20	04 08 28	17,0	720	P	5	91 ± 9
21	04 08 29	17,5	710	P	3	76 ± 8
22	04 08 30	18,0	715	P	3	57 ± 6
23	04 09 01	17,5	690	P	5	54 ± 5
24	04 09 02	17,5	690	V	5	50 ± 5
25	04 09 03	17,0	680	ŠV	6	49 ± 5
26	04 09 04	18,0	690	Š	3	52 ± 5
27	04 09 05	18,0	685	V	1	55 ± 6
28	04 10 16	9,5	660	R	5	60 ± 6
29	04 10 18	10,0	700	PR	5	70 ± 7
30	04 10 20	10,5	700	Š	1	65 ± 7
31	04 10 22	10,0	700	PV	6	72 ± 7
32	04 10 24	11,5	710	V	5	71 ± 7
33	04 10 26	11,0	700	V	5	70 ± 7
34	04 10 28	10,0	680	R	3	52 ± 5
35	04 10 30	10,0	690	R	4	55 ± 6
36	04 11 01	10,0	700	V	5	65 ± 7
37	04 11 03	9,0	720	P	4	60 ± 6
38	04 11 05	10,0	700	V	6	54 ± 5
39	04 11 06	9,0	720	V	3	54 ± 5
40	04 07 16 ^N	16,0	–	V	3	72 ± 7
41	04 07 16 ^P	16,0	–	V	3	71 ± 7
42	04 09 04 ^N	18,0	685	Š	3	69 ± 7
43	04 09 04 ^{Pr}	18,0	690	Š	3	70 ± 7
44	04 09 04 ^P	17,0	690	Š	3	55 ± 6
45	04 11 03 ^N	9,0	715	P	4	65 ± 7
46	04 11 03 ^{Pr}	9,0	710	P	4	61 ± 6
47	04 11 03 ^P	9,5	720	P	4	61 ± 6

N – Nida;
Pr – Preila;
P – Pervalka

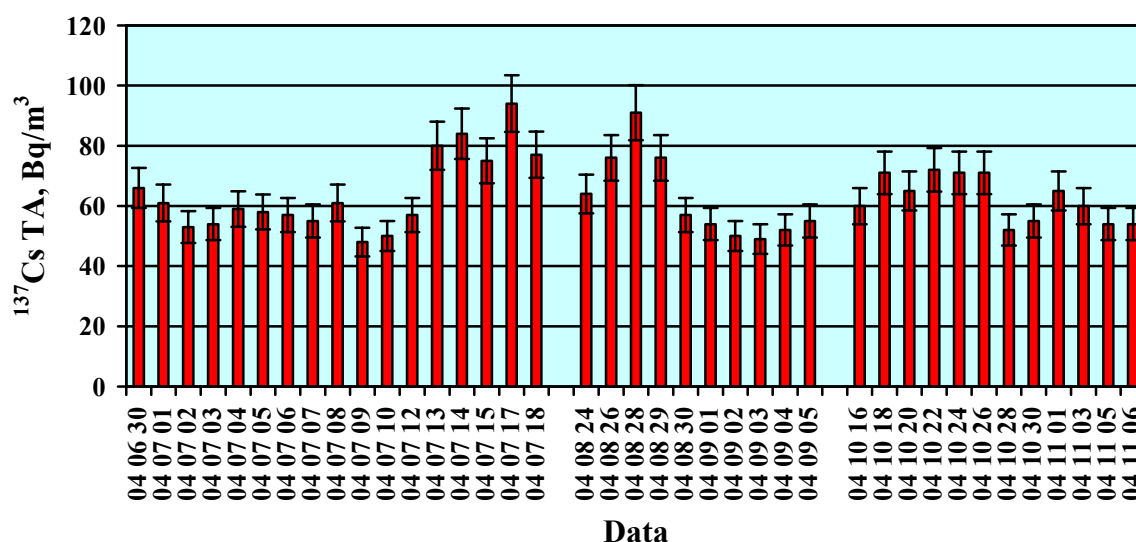
Atliktų tyrimų rezultatai rodo, kad liepos 1–8 dienomis, vyraujant vakarų krypties vėjui, ¹³⁷Cs radionuklido TA jūros priekrantės vandenyje prie Juodkrantės buvo 53–61 Bq/m³. Pakitus vėjo kryptčiai ir greičiui (greitis padidėjo nuo 2 iki 6 m/s), radiocezio TA sumažėjo iki 48 Bq/m³ (liepos 9 d.). Šiomis dienomis, kai skirtumas tarp TA reikšmių buvo 13 Bq/m³, vandens temperatūra nekito (17,5 °C). Po trijų parų (liepos 12 d.) vandens temperatūra sumažėjo iki 16 °C. Tuo tarpu radiocezio TA didėjo ir liepos 14 d. siekė 84 Bq/m³. Maksimali

TA reikšmė nustatyta liepos 17 d. (94 Bq/m^3). Tuo metu vyravo 3–5 m/s vakarų krypties vėjas.

Dažniausiai dideli ^{137}Cs TA pokyčiai sutapdavo su vėjo krypties pasikeitimu. Ypač aiškiai tai buvo stebima rugpjūčio 24–28 dienomis. Rugpjūčio 24–25 d. pūtė rytų bei vakarų krypties vėjas. Kai vakarų vėjo kryptis pasikeitė į pietų, tuo pačiu metu nežymiai pakito vandens temperatūra, o ^{137}Cs radionuklido TA padidėjo nuo 64 iki 91 Bq/m^3 . Vėliau radiocezio TA mažėjo, o rugsėjo 2–3 d. nustatyta TA reikšmė (50 Bq/m^3) sutapo su „fonine“ koncentracija ir iki 5 dienos kito nežymiai (tyrimų metodo paklaidų ribose). Minėtu laikotarpiu paviršinio jūros vandens savitasis elektrinis laidis taip pat mažėjo nuo 720 iki 680 mS/m.

2004 m. rudens laikotarpiu ^{137}Cs TA buvo $52\text{--}72 \text{ Bq/m}^3$. Tuo metu vyravo 1–6 m/s besikeičiančios krypties vėjas. Spalio 16–26 d. radiocezio TA kito nuo 60 iki 72 Bq/m^3 . Pakitus vėjo krypties, spalio 26–28 d. pasikeitė vandens savitasis elektrinis laidis ($700\text{--}680 \text{ mS/m}$), o ^{137}Cs radionuklido TA sumažėjo iki 52 Bq/m^3 . Lapkričio 1–3 d. vėl buvo nustatytas TA padidėjimas iki 65 Bq/m^3 . Tuo pačiu metu vandens savitasis elektrinis laidis siekė $700\text{--}720 \text{ mS/m}$.

Aukščiau minėti ^{137}Cs radionuklido TA pokyčiai Baltijos jūros priekrantėje atskirais tyrimų laikotarpiais pateikti 4.3 paveiksle.

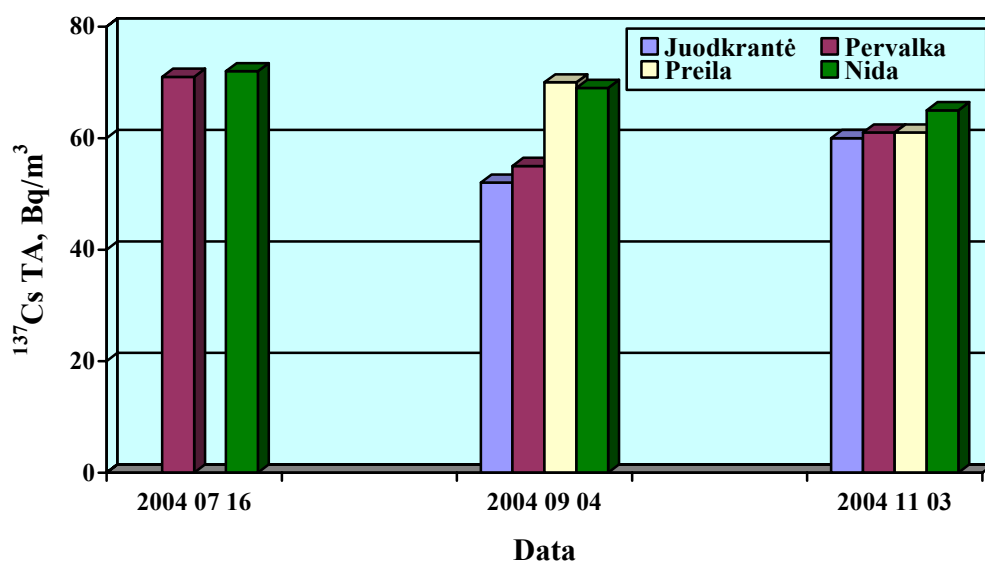


4.3 pav. ^{137}Cs TA (Bq/m^3) pokyčiai Baltijos jūros priekrantėje prie Juodkrantės 2004 m. [2A; 3A]

Visais tyrimų laikotarpiais, t.y. liepos, rugpjūčio–rugsėjo ir spalio mėn. skirtumas tarp išmatuotų ^{137}Cs radionuklido TA reikšmių Baltijos jūros priekrantėje prie Juodkrantės viršijo metodo paklaidą. Tyrimų metu nustatytas žymus skirtumas tarp mažiausiosios (48 Bq/m^3) ir didžiausiosios (94 Bq/m^3) TA reikšmių (4.3 lentelė). Jos tarpusavyje skiriasi beveik du kartus.

Palyginimui keletas radiocezio TA matavimų atlikta jūros priekrantėje prie Nidos, Preilos bei Pervalkos. Tyrimų rezultatai pateikti 4.4 paveiksle. Jūros priekrantės vandens bandiniai imti tą pačią dieną. Laiko skirtumas tarp bandinių paėmimo 2–3 valandos. Tyrimų duomenys rodo, kad liepos 16 d. radiocezio TA jūros vandenyje prie Pervalkos ir Nidos sutapo ($71\text{--}72 \text{ Bq/m}^3$). Tuo metu prie Juodkrantės vandens tyrimai nebuvo atlikti, tačiau yra tikimybė, kad ir toje vietoje ^{137}Cs radionuklido TA buvo artimas minėtai reikšmei. Būtent liepos 15 d. prie Juodkrantės radiocezio TA buvo 74 Bq/m^3 .

Tačiau ^{137}Cs radionuklido TA Lietuvos priekrantės vandenyje skirtingose tyrimų vietose nevisada sutapo. Rugsėjo 4 d. atliktų tyrimų duomenys rodo, kad paviršiniame vandenyje prie Juodkrantės ir Pervalkos radiocezio TA buvo žymiai mažesnis, lyginant su prie Preilos ir Nidos nustatytais TA reikšmėmis. Tuo metu pūtė 3 m/s šiaurės krypties vėjas. Vandens savitasis elektrinis laidis buvo $685\text{--}690 \text{ mS/m}$. Minėtu laikotarpiu skirtumas tarp nustatytų TA reikšmių lygus 18 Bq/m^3 . Ši TA reikšmė yra didesnė už tyrimų metodo paklaidą.



4.4 pav. ^{137}Cs TA (Bq/m^3) pasiskirstymas Baltijos jūros Lietuvos priekrantės vandenyje 2004 m.

Lapkričio 3 d. priekrantės vandenyje atliktų ^{137}Cs radionuklido TA tyrimų duomenys sutapo eksperimentinio metodo paklaidų ribose. Radiocezio TA kito – 60–65 Bq/m³ ribose. Tuo metu vyravo pietų krypties vėjas, kurio greitis siekė 4 m/s. Vandens savitojo elektrinio laidžio pokyčiai buvo nežymūs (710–720 mS/m), vandens temperatūra – 9 °C.

Eksperimentinių tyrimų duomenys nevisada sutapo su teorine TA reikšme (50 Bq/m³) ir, dažniausiai, ją viršijo. Minėtų nukrypimų priežastis negali būti tik natūralūs gamtiniai procesai, kadangi ^{137}Cs TA padidėjimai tapo dėsningi. Vėjo ir srovės krypčių pokyčiai neturėtų žymiai padidinti šio radionuklido TA. Vertikaliosios srovės galėtų atnešti papildomą ^{137}Cs kiekį iš giluminio vandens, jeigu jame TA būtų didesnis nei paviršiniame vandenyje. Tačiau, atlikus eksperimentinių tyrimų literatūrinių duomenų (Styro et al, 2004) analizę, nepastebėta didelio ^{137}Cs TA reikšmių skirtumo paviršiniame ir giluminiame pietrytinės Baltijos jūros dalies vandenyje.

Šis radionuklidas galėtų patekti į Lietuvos jūrinės akvatorijos paviršinį vandenį susidarant tam tikroms hidrometeorologinėms situacijoms. Šiuo atveju, galbūt, egzistuoja papildomas ^{137}Cs radionuklido taršos šaltinis, nes visais stebėtais atvejais ^{137}Cs TA padidėja apytikriai tiek pat (4.3 pav.).

^{137}Cs radionuklido TA pokyčiai gali būti susiję su Klaipėdos uoste iškasto grunto laidojimu Baltijos jūroje. Uosto akvatorijoje valymo darbų metu iškastas gruntas bei dumblas yra laidojami specialiai tam skirtoje dampingo teritorijoje. Gilinant Klaipėdos uostą, iškastas gruntas – morena, smėlis bei dumblas – yra gramzdinamas jūroje už 20 km į pietvakarius nuo uosto vartų 45 m gylyje esančioje jo laidojimo aikštelėje, kuri apima apie 17,8 km² ploto akvatoriją. Dėl Klaipėdos uoste iškasto grunto gramzdinimo pažeidžiama ekologinė pusiausvyra.

Neatmetama ir reguliarių šio radionuklido išmetimų pietrytinėje Baltijos jūros dalyje galimybė. Tai rodo sekantys TA kitimo laiko bėgyje etapai: palaipsnis TA didėjimas, mažėjimas ir, galiausiai, TA reikšmės susilyginimas su esamu radioaktyviuoju „fonu“, kuris susidarė dėl globalių iškritų.

Jūros priekrantėje gautus tyrimų rezultatus lyginant su kitų šalių mokslininkų gautais tyrimų duomenimis pastebėta, kad atsitiktinai matuojant ^{137}Cs TA Baltijos jūros vandenyje nedidelė tikimybė aptikti taršos šaltinį bei nustatyti TA pokyčius. Lyginant centrinės jūros dalies tyrimų rezultatus su darbe aprašytais tyrimų duomenimis matyti, kad tiek centrinėje Baltijoje, tiek ir Lietuvos priekrantėje nustatytas ^{137}Cs TA padidėjimas. Centrinėje Baltijoje

Radžio Instituto mokslininkai (Tishkov et al, 2005) išmatavo 75 Bq/m^3 radiocezio TA. Kitų šalių mokslininkų gauti TA mažesni. Tai gali būti susiję su skirtingu laiku atliktais matavimais, kurių metu radiocezio TA buvo pakitęs.

4.2.2. ^{137}Cs tūrinio aktyvumo pokyčių priekrantės paviršiniame vandenyje 2005 m. įvertinimas

2005 m. ^{137}Cs radionuklido TA matavimai Baltijos jūros priekrantės vandenyse atlikti pavasario, vasaros ir rudens laikotarpiais keturiais etapais. Tyrimų rezultatai pateikti 4.4 lentelėje [7A].

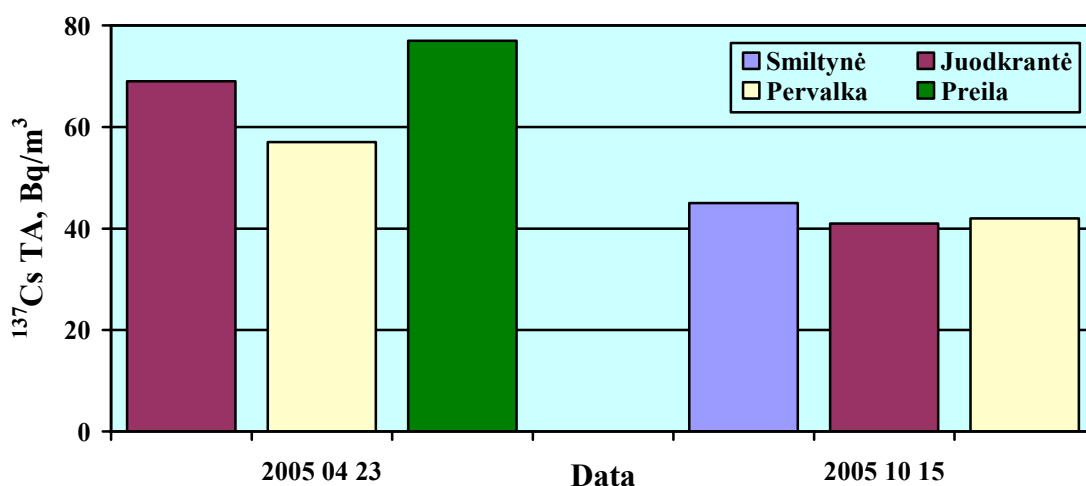
4.4 lentelė. ^{137}Cs radionuklido TA, vandens savitasis elektrinis laidis ir temperatūra, vėjo kryptis ir greitis Baltijos jūros priekrantėje (Juodkrantė) 2005 m. [7A]

Nr.	Data	t, °C	σ , mS/m	Vėjo kryptis	Vėjo greitis, m/s	^{137}Cs TA, Bq/m^3
1	05 04 22	4,5	970	ŠV	3	62 ± 6
2	05 04 23	5,0	965	Š	3	69 ± 7
3	05 04 25	6,0	990	R	3	74 ± 7
4	05 04 27	7,0	990	R	4	66 ± 7
5	05 04 29	7,0	1050	Š	3	75 ± 8
6	05 05 01	6,0	1050	R	3	75 ± 8
7	05 05 03	7,0	1025	PR	5	48 ± 5
8	05 05 05	8,0	1050	Š	4	50 ± 5
9	05 05 07	8,0	1025	V	4	56 ± 6
10	05 05 08	8,0	1025	PV	3	46 ± 5
11	05 06 28	17,0	–	ŠV	6	45 ± 5
12	05 06 29	17,5	995	Š	6	50 ± 5
13	05 07 01	15,0	900	ŠV	2	54 ± 5
14	05 07 03	16,0	900	ŠV	2	55 ± 6
15	05 07 05	16,0	900	R	3	54 ± 5
16	05 07 07	17,0	960	R	2	54 ± 5
17	05 07 09	17,0	960	R	3	52 ± 5
18	05 08 23	18,0	990	R	3	49 ± 5
19	05 08 25	18,0	930	PR	4	50 ± 5
20	05 08 27	17,0	960	V	6	54 ± 5
21	05 08 29	19,0	955	V	5	51 ± 5
22	05 08 31	19,0	965	ŠV	2	57 ± 6
23	05 09 02	19,5	980	R	2	48 ± 5
24	05 09 04	18,5	–	Š	3	47 ± 5

25	05 10 14	14,0	880	V	3	46± 5
26	05 10 15	13,0	920	Š	6	41 ± 4
27	05 10 16	11,0	940	Š	4	46 ± 5
28	05 10 18	9,0	960	ŠR	2	53 ± 5
29	05 10 20	9,0	920	PV	5	41 ± 4
30	05 10 22	10,5	960	P	6	45 ± 5
31	05 10 23	10,0	950	V	4	44 ± 4
32	05 10 25	9,0	960	PR	6	48 ± 5
33	05 10 27	10,0	920	Š	7	38 ± 4
34	05 10 30	7,0	920	P	7	30 ± 3
35	05 10 31	6,0	920	PR	5	27 ± 3
36	05 11 01	6,0	920	PR	6	30 ± 3
37	05 04 23 ^{Pr}	5,0	965	Š	3	77 ± 8
38	05 04 23 ^P	5,0	965	Š	3	57 ± 6
39	05 10 15 ^S	13,5	915	Š	6	45 ± 5
40	05 10 15 ^P	13,0	910	Š	6	42 ± 4

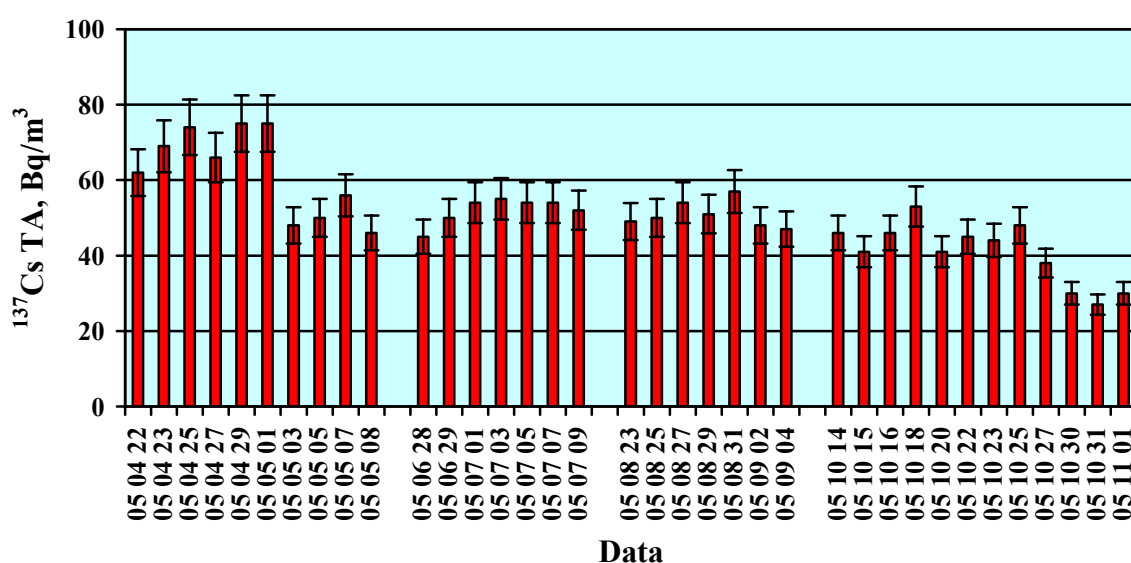
Pr – Preila;
P – Pervalka;
S – Smiltynė

Atskirais metų sezonais pastebėti žymūs ^{137}Cs TA reikšmių pokyčiai jūros priekrantės vandenyje. Priekrantėje prie Juodkrantės registruotos ekstremalios ^{137}Cs TA reikšmės 27 ir 75 Bq/m³ tarpusavyje skiriasi beveik tris kartus. Iš pateiktų duomenų matyti, kad didžiausios TA reikšmės nustatytos pavasario laikotarpiu. Didžiausioji ^{137}Cs TA reikšmė nustatyta balandžio 23 d. prie Preilos – 77 Bq/m³ (4.5 pav.).



4.5 pav. ^{137}Cs TA (Bq/m³) pasiskirstymas Baltijos jūros Lietuvos priekrantės vandenyje 2005 m.

Tuo metu priekrantės vandenyje prie Juodkrantės radiocezio TA buvo 8 Bq/m^3 mažesnis. Vandenyje prie Juodkrantės didžiausias TA nustatytas balandžio 29 ir gegužės 1 dienomis – 75 Bq/m^3 . Šiomis dienomis vyravo šiaurės bei rytų krypčių vėjas, kurio greitis siekė 3 m/s . Vandens savitasis elektrinis laidis buvo 1050 mS/m . Po gegužės 1-osios radiocezio TA vertės sumažėjo ir iki 8-osios kito nuo 45 iki 56 Bq/m^3 . 2005 m. pavasarį skirtumas tarp ekstremalių TA reikšmių buvo lygus 29 Bq/m^3 . Tai aiškiai matyti 4.6 paveiksle.



4.6 pav. $^{137}\text{Cs TA (Bq/m}^3)$ pokyčiai Baltijos jūros priekrantėje prie Juodkrantės 2005 m. [6A]

Vasaros–rudens laikotarpiu jo TA kito nuo 27 iki 57 Bq/m^3 . Mažiausiosios $^{137}\text{Cs TA}$ reikšmės gautos rudens laikotarpiu. Greitas TA mažėjimas paviršiniame priekrantės vandenyje nustatytas spalio 25 – lapkričio 1 dienomis, pučiant 6 m/s pietryčių krypties vėjui. Minėtu laikotarpiu radiocezio TA kito nuo 48 iki 27 Bq/m^3 (4.6 pav.). Tuo metu vandens temperatūra sumažėjo nuo 10 iki $6 \text{ }^\circ\text{C}$, o savitasis elektrinis laidis nuo spalio 27 d. nekito (920 mS/m). Tačiau koreliacijos tarp $^{137}\text{Cs TA}$ ir vandens savitojo elektrinio laidžio bei temperatūros nėra.

Nustatyta, kad ^{137}Cs radionuklido vidutinis TA pavasario–rudens laikotarpiu sumažėjo 2,5 karto. Tai gali būti susiję su papildomos radioaktyviosios taršos jūroje nebuvimu minėtu laikotarpiu. Taip pat reikia paminėti, kad 2005 m. vasaros laikotarpiu iškrito gausus kritulių

kiekis, kuris praskiesdamas jūros priekrantės vandenis galėjo sumažinti ^{137}Cs TA vertes. Skirtumas tarp ekstremalių TA reikšmių (48 Bq/m^3) rodo Baltijos jūros radioaktyviosios būklės nestabilumą ^{137}Cs radionuklido atžvilgiu.

4.2.3. ^{137}Cs tūrinio aktyvumo matavimo rezultatų priekrantės paviršiniame vandenyje 2006 m. analizė

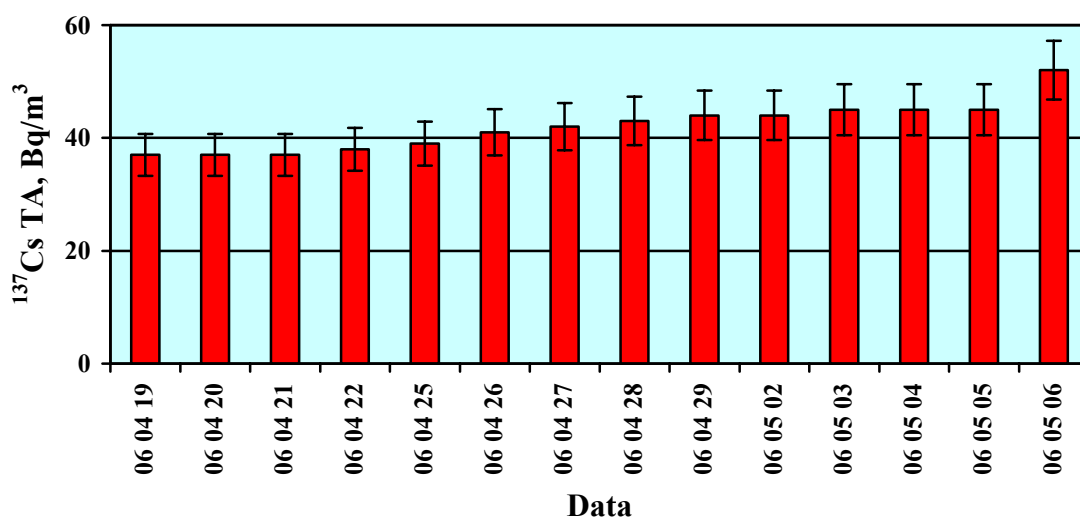
2006 m. pavasarį, kaip ir 2005 m. vasaros–rudens laikotarpiu ^{137}Cs TA kito nežymiai. Tyrimų duomenys pateikti 4.5 lentelėje.

4.5 lentelė. ^{137}Cs radionuklido TA, vandens savitasis elektrinis laidis ir temperatūra, vėjo kryptis ir greitis Baltijos jūros priekrantėje (Juodkrantė) 2006 m.

Nr.	Data	t, °C	σ , mS/m	Vėjo kryptis	Vėjo greitis, m/s	^{137}Cs TA, Bq/m^3
1	06 04 19	6	980	V	6	37 ± 4
2	06 04 20	7	980	P	5	37 ± 4
3	06 04 21	6	990	ŠV	2	37 ± 4
4	06 04 22	6	990	Š	6	38 ± 4
5	06 04 25	7	1020	ŠV	3	39 ± 4
6	06 04 26	6	990	ŠV	4	41 ± 4
7	06 04 27	7	1080	PR	7	42 ± 4
8	06 04 28	7	1110	Š	2	43 ± 4
9	06 04 29	7	1100	R	7	44 ± 4
10	06 05 02	8	1100	P	2	44 ± 4
11	06 05 03	8	1100	PV	2	45 ± 5
12	06 05 04	8	1080	Š	5	45 ± 5
13	06 05 05	8	1100	Š	4	45 ± 5
14	06 05 06	8	1050	R	6	52 ± 5

Eksperimentinių tyrimų metu vyravo 2–7 m/s besikeičiančios krypties vėjas. Minėtu laikotarpiu skirtumas tarp ekstremalių ^{137}Cs TA reikšmių buvo lygus 15 Bq/m^3 , t. y. nuo balandžio 19 d. iki gegužės 6 d. jo TA didėjo nuo 37 iki 52 Bq/m^3 (4.7 pav.). Tuo tarpu vandens temperatūra buvo 6–8 °C. Savitasis elektrinis laidis jūros vandenyje kito nuo 980 iki 1110 mS/m. Pastebėta, kad iki balandžio 28 d. vandens savitasis elektrinis laidis didėjo, o nuo 29 d. praktiškai nekito. Vandens savitojo elektinio laidžio ir temperatūros kitimo eiga pateikta 4.5 lentelėje. Iš pateiktų duomenų matyti, kad ^{137}Cs radionuklido TA pokyčiai nesutampa su

vandens savitojo elektrinio laidžio ir vandens temperatūros kitimu. Vadinasi, tarp radiocezio TA, paviršinio jūros priekrantės vandens savitojo elektrinio laidžio ir temperatūros koreliacijos nėra. Tai, kad tarp tiriamųjų parametrų nėra koreliacijos, rodo ^{137}Cs radionuklido netolygų pasiskirstymą laiko atžvilgiu.



4.7 pav. ^{137}Cs TA (Bq/m³) pokyčiai Baltijos jūros priekrantėje prie Juodkrantės 2006 m. pavasarį [6A]

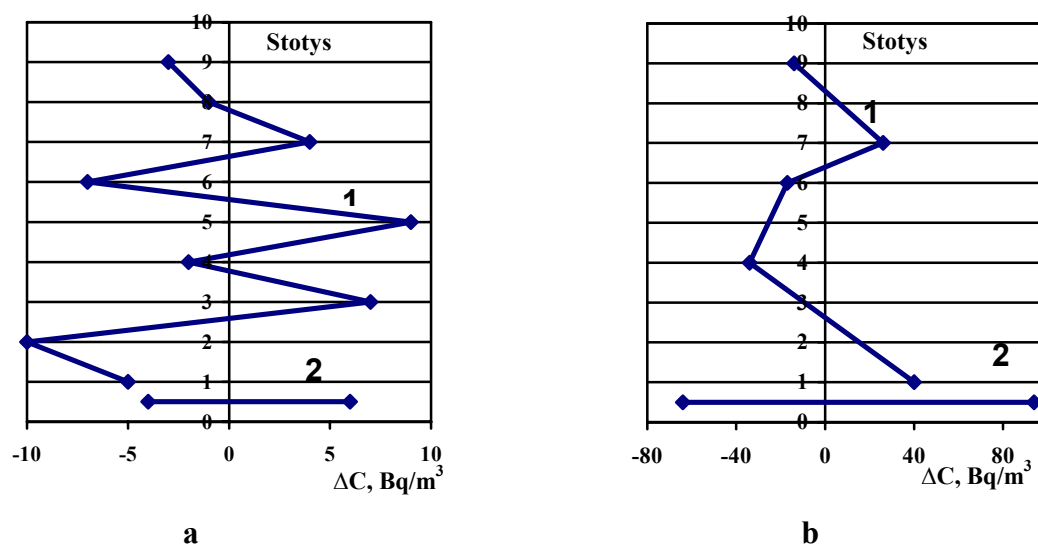
Apskaičiuota vidutinė ^{137}Cs TA reikšmė (42 Bq/m³) jūros priekrantės vandenyje sutampa su 2005 m. rudenį gautu vidutiniu TA (41 Bq/m³). Reiškia, nuo 2005 m. rudens iki 2006 m. pavasario radiocezio TA beveik nekito. Be to, tuo metu nustatytas ^{137}Cs radionuklido vidutinis TA sutapo su jūros vandens radioaktyviuoju „fonu“. Kaip žinoma, ^{137}Cs radionuklido vidutinis TA yra atskirų matavimo rezultatų vidurkis, o atlikus TA kitimo eigos analizę pastebėta, kad kai kuriomis dienomis gautos reikšmės buvo mažesnės už susidariusį radioaktyvųjį „foną“.

4.3. Radiocezio tūrinio aktyvumo nuokrypų nuo vidutinių mėnesio reikšmių įvertinimas

Atliktas 1997 m. rugpjūčio mėn. ir 1999 m. gegužės mėn. ^{137}Cs radionuklido TA nuokrypų nuo vidutinių mėnesio reikšmių atviroje jūroje ir priekrantėje įvertinimas (4.8 pav.).

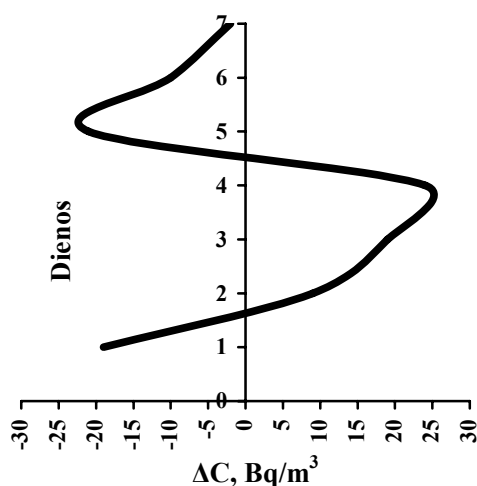
Reikia pažymėti, kad vidutiniai ^{137}Cs TA dydžiai susideda iš atskirų matavimų rezultatų, pagal kurių išsibarstymą galima įvertinti konkretaus matavimo rezultato padidėjimo ar sumažėjimo priežastį.

4.8 paveiksle pateiktos ^{137}Cs radionuklido TA nuokrypos nuo vidutinių reikšmių. 1997 m. rugpjūčio mėn., vandens bandinių ėmimo metu, vyravo nedidelio greičio šiaurės krypties vėjas (≈ 3 m/s). Šiuo atveju nuokrypos nuo vidutinės reikšmės retai viršijo eksperimentinio metodo paklaidą tiek atviroje jūroje (nuo -10 iki $+9$ Bq/m³) tiek ir priekrantėje (nuo -4 iki $+6$ Bq/m³) (4.8a pav.). 1999 m. gegužės mėnesį vyravo didesnio greičio šiaurinių kryptų vėjai (≈ 6 m/s), kurie formavo didesnių greičių dreifines sroves, o tai galėjo turėti įtakos ^{137}Cs TA reikšmėms tiek atviroje jūroje tiek ir priekrantėje (4.8b pav.). Šiuo atveju gautos didesnės nuokrypos (atviroje jūroje nuo -34 iki $+40$ Bq/m³, priekrantėje – nuo -64 iki $+94$ Bq/m³).



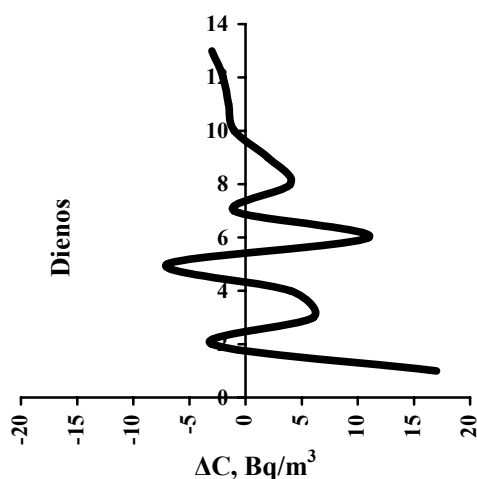
4.8 pav. ^{137}Cs radionuklido TA nuokrypos nuo vidutinių reikšmių (Bq/m³): 1 – okeanografinėse stotyse (4.1 pav.), 2 – priekrantėje. a – 1997 08; b – 1999 05 [1A]

4.9–4.18 paveiksluose pateikti ^{137}Cs radionuklido TA nuokrypų nuo vidutinių mėnesio reikšmių 2002–2006 m. įvertinimai [4A]. Didžiausios nuokrypos nuo vidutinės ^{137}Cs radionuklido TA reikšmės nustatytos 2002 m. birželio 25 – liepos 1 d. (4.9 pav.), 2004 m. birželio 30 – liepos 18 d. (4.11 pav.) ir rugpjūčio 24 – rugsėjo 5 d. (4.12 pav.).



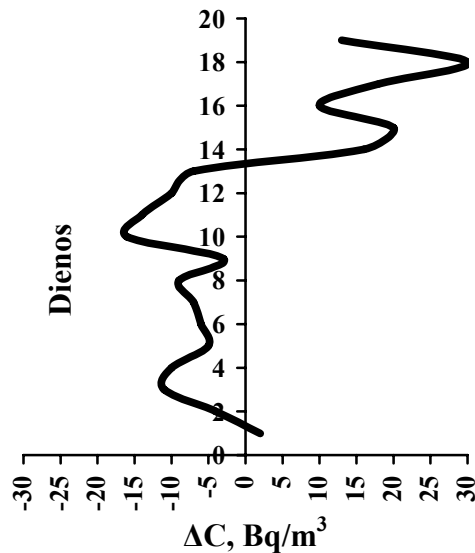
4.9 pav. ^{137}Cs TA nuokrypos nuo vidutinės (78 Bq/m^3) reikšmės Baltijos jūros priekrantės vandenyje 2002 m. birželio 25 – liepos 1 d. [4A]

4.9 paveiksle matyti, kad 2002 m. skirtumas tarp ekstremalių ^{137}Cs TA reikšmių lygus 45 Bq/m^3 , t. y. mažiausioji ir didžiausioji nuokrypos nuo vidutinės reikšmės buvo atitinkamai -21 ir $+24 \text{ Bq/m}^3$. Šiuo atveju vidutinė ^{137}Cs TA reikšmė lygi 78 Bq/m^3 . Pastebėta, kad ekstremalūs nuokrypiai nuo vidutinės radiocezio TA reikšmės tiek į teigiamą, tiek į neigiamą pusę apytikriai lygios.

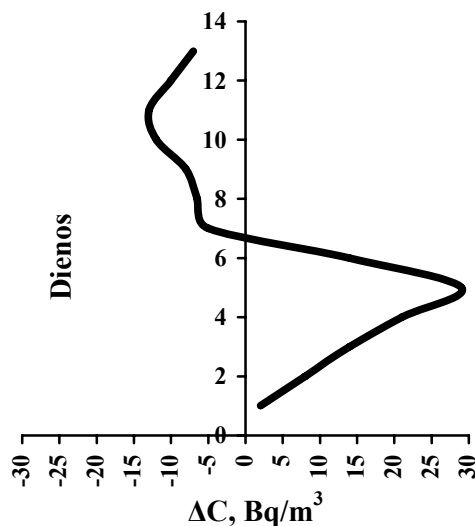


4.10 pav. ^{137}Cs TA nuokrypos nuo vidutinės (59 Bq/m^3) reikšmės Baltijos jūros priekrantės vandenyje 2003 m. birželio 24 – liepos 5 d. [4A]

2004 m. birželio 30 – liepos 18 d. vidutinis ^{137}Cs TA 64 Bq/m^3 . Skirtumas tarp ekstremalių TA nuokrypų lygus 46 Bq/m^3 , t. y. kito nuo -16 iki $+29 \text{ Bq/m}^3$. Minėtu laikotarpiu ^{137}Cs TA teigiamas nuokrypis nuo vidutinės vertės du kartus didesnis, lyginant su neigiamu.

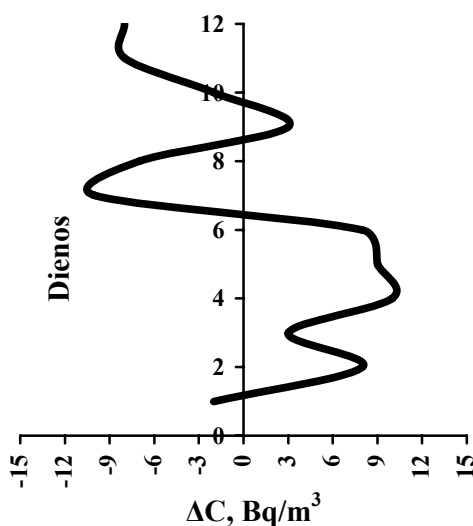


4.11 pav. ^{137}Cs TA nuokrypos nuo vidutinės (64 Bq/m^3) reikšmės Baltijos jūros priekrantės vandenyje 2004 m. birželio 30 – liepos 18 d. [4A]

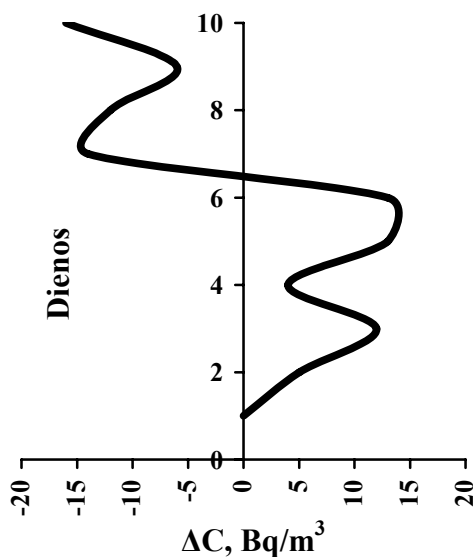


4.12 pav. ^{137}Cs TA nuokrypos nuo vidutinės (62 Bq/m^3) reikšmės Baltijos jūros priekrantės vandenyje 2004 m. rugpjūčio 24 – rugsėjo 5 d. [4A]

Panašios nuokrypos nuo vidutinės radiocezio TA reikšmės (62 Bq/m^3) nustatytos ir 2004 m. rugpjūčio 24 – rugsėjo 5 d., t. y. -13 ir $+29 \text{ Bq/m}^3$. Kaip matyti, šiais trimis atvejais ^{137}Cs TA nuokrypos nuo vidutinių dydžių panašios, tačiau vidutinės reikšmės tarpusavyje skiriasi $12\text{--}14 \text{ Bq/m}^3$ (4.9, 4.11, 4.12 pav.).

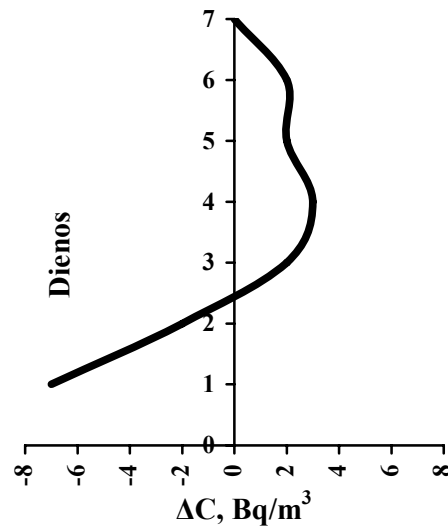


4.13 pav. ^{137}Cs TA nuokrypos nuo vidutinės (64 Bq/m^3) reikšmės Baltijos jūros priekrantės vandenyje 2004 m. spalio 16 – lapkričio 6 d. [4A]

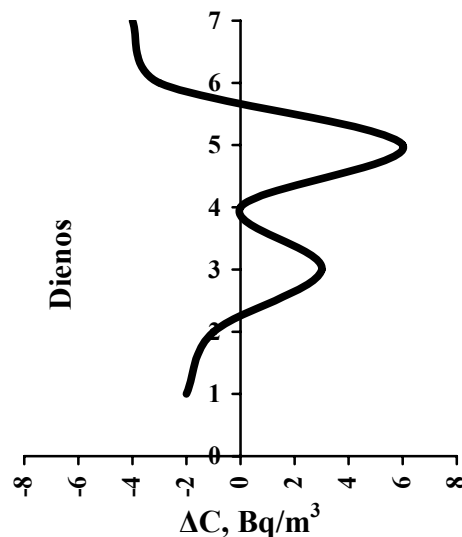


4.14 pav. ^{137}Cs TA nuokrypos nuo vidutinės (62 Bq/m^3) reikšmės Baltijos jūros priekrantės vandenyje 2005 m. balandžio 22 – gegužės 8 d.

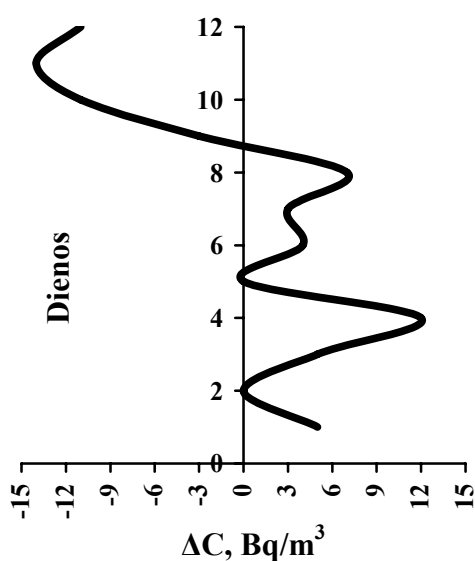
Skirtingai nei aukščiau minėtais atvejais, 2004 m. spalio 16 – lapkričio 6 d., 2005-aisiais ir 2006-ųjų metų pavasarį nuokrypos nuo vidutinių radiocezio TA reikšmių žymiai sumažėjo. Minėtais laikotarpiais skirtumas tarp ekstremalių TA verčių buvo 10–29 Bq/m³. Mažiausias TA nuokrypis nuo vidutinių verčių nustatytas 2005 m. birželio–rugsėjo mėn.



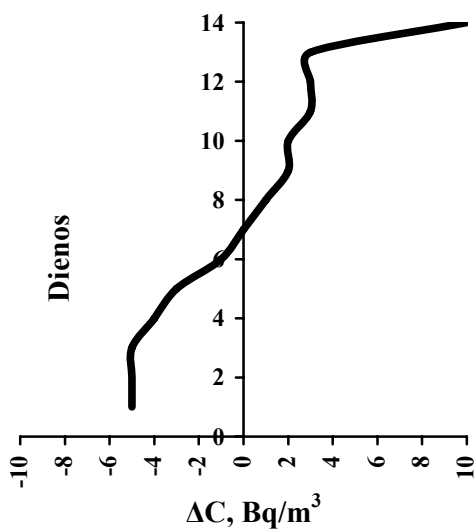
4.15 pav. ¹³⁷Cs TA nuokrypos nuo vidutinės (52 Bq/m³) reikšmės Baltijos jūros priekrantės vandenyje 2005 m. birželio 28 – liepos 9 d.



4.16 pav. ¹³⁷Cs TA nuokrypos nuo vidutinės (51 Bq/m³) reikšmės Baltijos jūros priekrantės vandenyje 2005 m. rugpjūčio 14 – rugsėjo 4 d.



4.17 pav. ^{137}Cs TA nuokrypos nuo vidutinės (41 Bq/m^3) reikšmės Baltijos jūros priekrantės vandenyje 2005 m. spalio 14 – lapkričio 1 d.

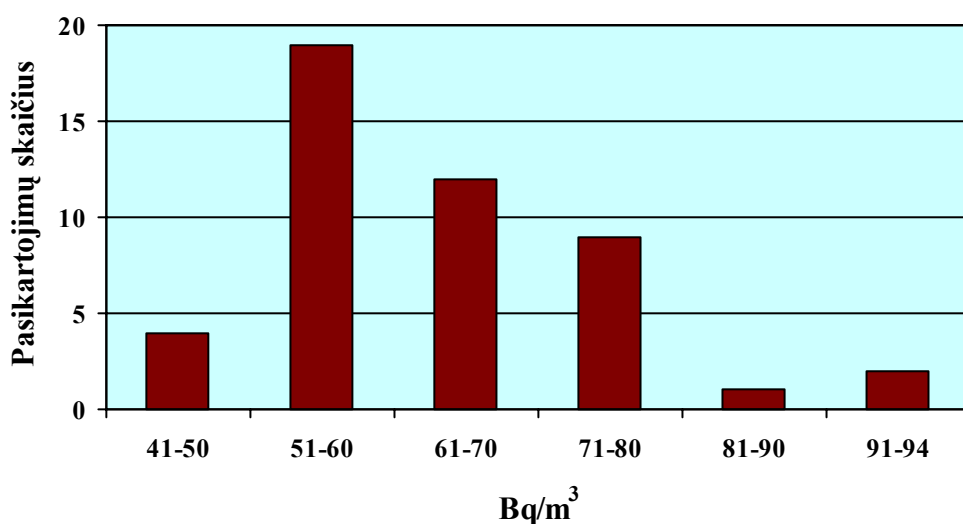


4.18 pav. ^{137}Cs TA nuokrypos nuo vidutinės (42 Bq/m^3) reikšmės Baltijos jūros priekrantės vandenyje 2006 m. balandžio 19 – gegužės 6 d.

Nuokrypos nuo ^{137}Cs radionuklido vidutinių TA reikšmių rodo galimų radioaktyviųjų situacijų Baltijos jūroje įvairovę. Daugeliu atvejų nustatytas ^{137}Cs TA reikšmių didėjimas, o po jo seka mažėjimas. ^{137}Cs radionuklido TA kitimas Baltijos jūros Lietuvos priekrantės

vandenyje susitęs tiek su atviros jūros, tiek ir Kuršių marių vandens prietaka bei susidariusia hidrometeorologine situacija. Maišantis skirtingo druskingumo vandeniui (Baltijos jūros ir Kuršių marių), priklausomai nuo vėjo krypties, susidaro vyraujančios vandens masių judėjimo kryptys, įtakančios radionuklido TA pasiskirstymą jūros vandenyje. Kintant vėjo kryptiai ir greičiui, galimi intensyvūs cikloniniai procesai. Susiformavę nedideli galingi sūkuriai gali pakelti apatines vandens mases į paviršių bei pakeisti radionuklido TA.

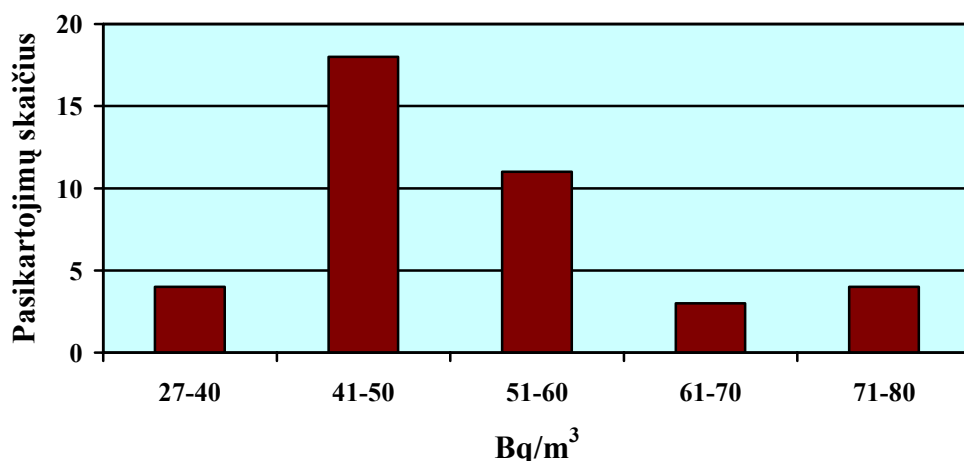
4.19 paveiksle pateiktas 2004 m. ^{137}Cs radionuklido TA reikšmių Baltijos jūros priekrantės vandenyje pasikartojimo dažnis. TA vertės užima 41–94 Bq/m³ diapazoną.



4.19 pav. ^{137}Cs tūrinio aktyvumo pasikartojimo dažnis Baltijos jūros priekrantės vandenyje 2004 m.

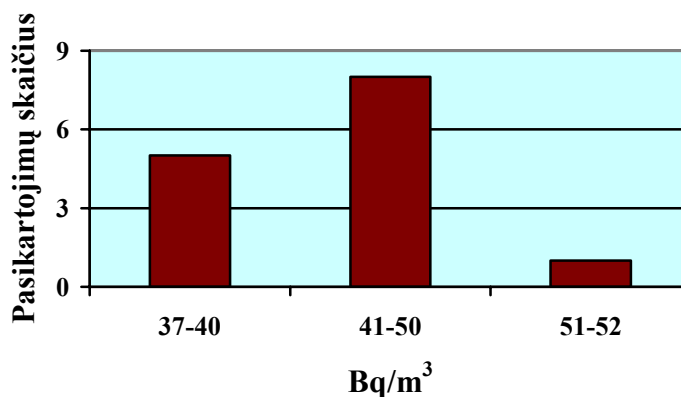
Dažniausiai pasikartojančios radiocezio TA vertės patenka į 51–60 Bq/m³ diapazoną. Tai sudaro 40 % bendro pasikartojimų skaičiaus. Atitinkamai 26 % ir 19 % ^{137}Cs radionuklido TA reikšmių patenka į 61–70 Bq/m³ ir 71–80 Bq/m³ intervalus.

^{137}Cs radionuklido TA vertės 2005 m. užėmė 27–80 Bq/m³ diapazoną. Radiocezio TA jūros vandenyje pasiskirstyme pagal pasikartojimų dažnį ties 41–50 Bq/m³ išryškėja pasikartojimų padidėjimas. Tai sudaro 45 % bendro pasikartojimų skaičiaus. Šio radionuklido TA pasikartojimų minimumas nustatytas ties 61–70 Bq/m³ (8 %). 51–60 Bq/m³ diapazone pasikartojimų skaičius sudaro 28 % (4.20 pav.).



4.20 pav. ^{137}Cs tūrinio aktyvumo pasikartojimo dažnis Baltijos jūros priekrantės vandenyje 2005 m.

^{137}Cs TA pasikartojimo dažnio statistinis pasiskirstymas 2006 m. pateiktas 4.21 paveiksle. Pasikartojimų dažnio maksimumas, kaip ir 2005 m., nustatytas ties 41–50 Bq/m³ ir tai sudaro 57 % bendro pasikartojimų skaičiaus. Tačiau šiuo atveju ^{137}Cs radionuklido TA vertės užėmė siauresnį 37–52 Bq/m³ diapazoną.



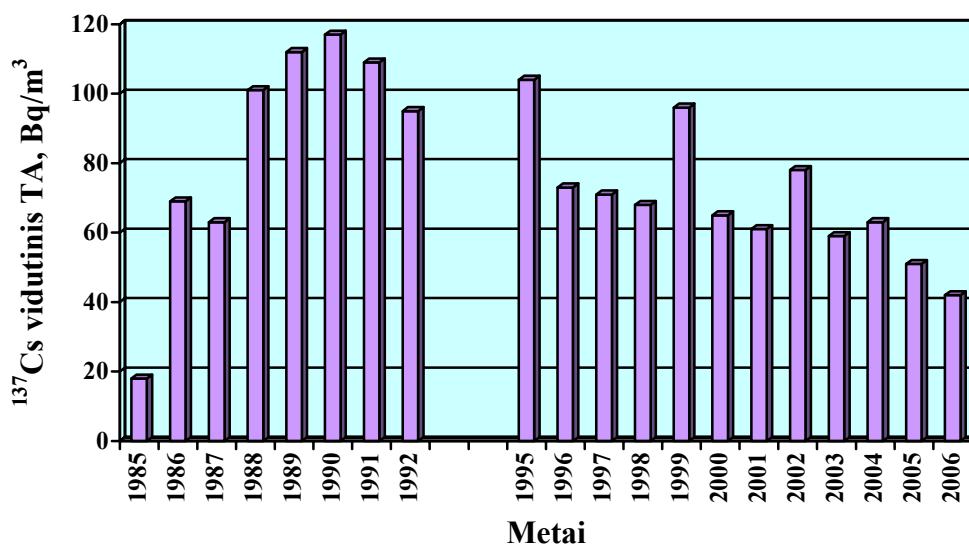
4.21 pav. ^{137}Cs tūrinio aktyvumo pasikartojimo dažnis Baltijos jūros priekrantės vandenyje 2006 m.

2005 ir 2006 m. ^{137}Cs radionuklido TA reikšmių pasikartojimų maksimumai ties 41–50 Bq/m³ sutampa su Baltijos jūros vandenyje susiformavusiu radioaktyviuoju „fonu“. 2005 m. šių reikšmių sutapimas galėjo būti dėl minėtu laikotarpiu gausiai iškritusių kritulių, o taip pat dėl intensyvesnio vandenų maišymosi bei kitų priežasčių, kurios yra nežinomos.

4.4. ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo vidutinių metinių reikšmių kitimo analizė

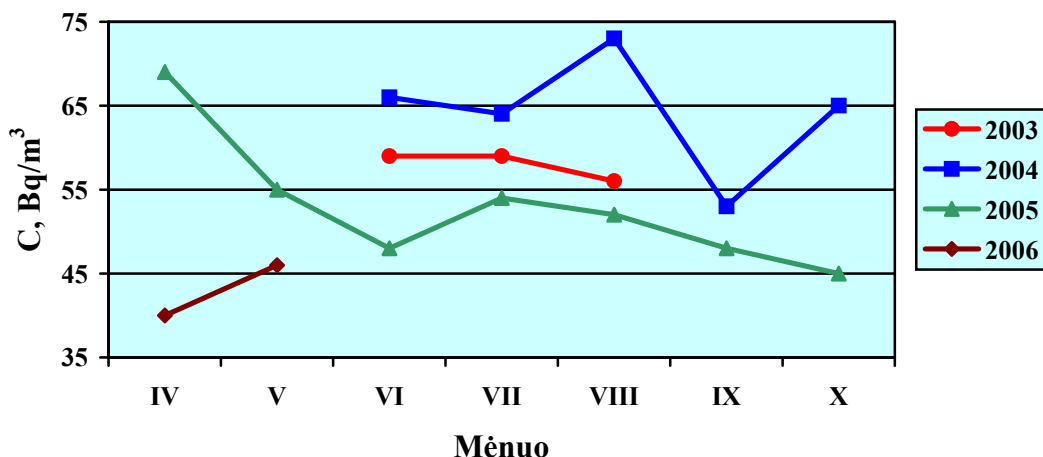
^{137}Cs radionuklido vidutinių metų TA reikšmių pokyčiai Baltijos jūros priekrantės vandenyje prie Juodkrantės 1985–2006 m. pateikti 4.22 paveiksle. 1985–2003 m. tyrimų duomenys paimti iš BHL duomenų archyvo.

Matyti, kad iki 1990 m. vidutinis radiocezio TA priekrantės vandenyje didėjo. Didėjimo priežastis – 1986 m. įvykusi ČAE avarija. (Bumelienė, 2000) darbo autoriai teigia, kad 1989–1990 m. vyko ^{137}Cs radionuklido TA išsilyginimo procesas visoje Baltijos jūroje, nes po ČAE avarijos Baltijos jūra buvo nevienodai užteršta, tame tarpe ir Lietuvos priekrantės vandenys. Nuo 1996 m. TA pradėjo mažėti. 1996–1998 m. vidutinis TA kito nuo 73 iki 68 Bq/m³. Tačiau 1999 ir 2002 m. stebėti radiocezio vidutinių metų TA verčių padidėjimai. 1999 m. vidutinė ^{137}Cs TA reikšmė padidėjo 1,5 karto, lyginant su 1996–1998 m. gautomis vidutinėmis metų reikšmėmis. 2000 ir 2001 m. ^{137}Cs vidutinis TA mažėjo atitinkamai iki 65 ir 61 Bq/m³. 2002 m. radiocezio vidutinis TA padidėjo iki 78 Bq/m³. 2003 m. radiocezio vidutinė TA reikšmė lygi 59 Bq/m³, o 2004 m. – 63 Bq/m³. 2005 m. nustatytas ^{137}Cs vidutinis TA 12 Bq/m³ mažesnis, lyginant su 2004 m. vidutine metine TA reikšme, t. y. 51 Bq/m³, o 2006 m. sumažėjo iki 42 Bq/m³. 2005–2006 m. eksperimentinių tyrimų vidutinės TA reikšmės paklaidų ribose sutapo su teoriniais duomenimis.



4.22 pav. ^{137}Cs radionuklido TA vidutinės metų reikšmės (Bq/m³) Baltijos jūros priekrantėje prie Juodkrantės 1985–2006 m. [2A; 3A]

Kadangi vidutinės metų reikšmės neatspindi pagrindinių situacijų, kada vyksta ^{137}Cs radionuklido TA padidėjimas, bei gali neatskleisti ši reiškinį sukeliančių priežasčių, todėl atlikta išsamesnė TA pokyčių Baltijos jūros priekrantėje analizė. Tuo tikslu apskaičiuotos vidutinės mėnesio reikšmės. 2003–2006 m. vidutinių ^{137}Cs radionuklido TA mėnesio reikšmių palyginimas pateiktas 4.23 paveiksle.



4.23 pav. ^{137}Cs radionuklido TA vidutinių mėnesio reikšmių pokyčiai 2003–2006 m. [7A]

2004 m., nepriklausomai nuo metų sezono, nustatyti didžiausi radiocezio vidutiniai TA, lyginant su 2003, 2005 ir 2006 m. gautomis mėnesio vidutinėmis TA reikšmėmis. Metų bėgyje didžiausia vidutinė TA reikšmė nustatyta rugpjūčio mėn. (73 Bq/m^3), mažiausia – rugsėjo mėn. (53 Bq/m^3). Birželio, liepos ir spalio mėn. ^{137}Cs vidutinis TA buvo $64\text{--}66 \text{ Bq/m}^3$. 2003 m. birželio, liepos ir rugpjūčio mėn. vidutiniai radiocezio TA kito nuo 59 iki 56 Bq/m^3 . 2005 m. ^{137}Cs radionuklido didžiausia vidutinė TA reikšmė nustatyta balandžio mėn. (69 Bq/m^3), kuri birželio mėn. sumažėjo iki 48 Bq/m^3 . Liepos mėn. vidutinis radiocezio TA padidėjo iki 54 Bq/m^3 , o iki spalio mėn. laipsniškai mažėjo. Kaip minėta 4 skyriaus 4.2.2 poskyryje ^{137}Cs radionuklido TA reikšmių mažėjimas gali būti susijęs su papildomos radioaktyviosios taršos jūroje nebuvimu, o taip pat iškritusiu gausiu kritulių kiekiu minėtu laikotarpiu. 2006 m. balandžio mėn. priekrantės vandenyje vidutinis ^{137}Cs TA buvo 40 Bq/m^3 , o gegužės mėn. nustatyta radiocezio vidutinė TA reikšmė (46 Bq/m^3) sutapo su 2005 m. spalio mėn. išmatuotu TA (45 Bq/m^3).

^{137}Cs radionuklido TA ir atviroje jūroje ir priekrantėje turėtų tendencingai mažėti dėl radionuklido radioaktyviojo skilimo ir vertikaliosios turbulentinės difuzijos. Tačiau apžvelgus

ilgalaikių tyrimų rezultatus nustatyta, kad iki šiol Lietuvos jūrinės zonos priekrantės vandenyse stebimos nepastovios ^{137}Cs TA reikšmės. Nors minėti ^{137}Cs TA reikšmių padidėjimai nesukelia jokio pavojaus biologiniams objektams, tačiau papildoma tarša sulėtina natūralų vandens savivalos procesą Baltijos jūroje.

4.5. ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo Baltijos jūros Lietuvos priekrantėje teorinių rezultatų įvertinimas

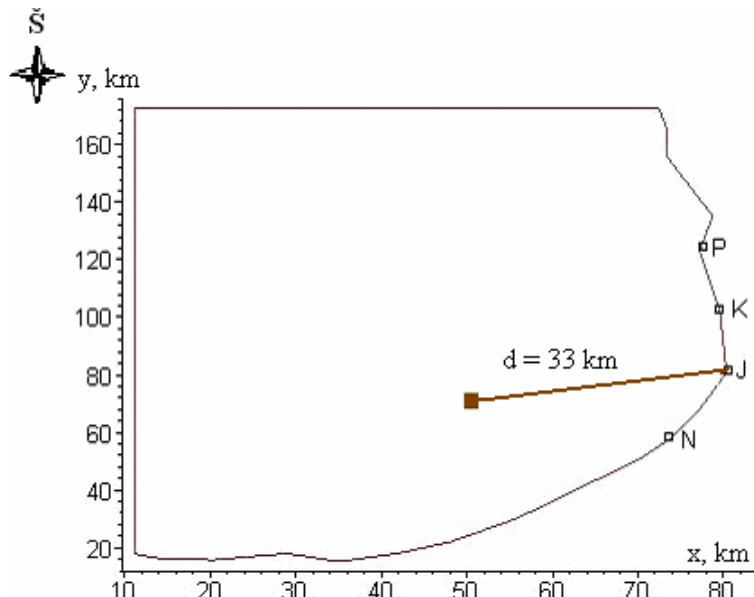
Eksperimentinių tyrimų rezultatai rodo, kad ^{137}Cs TA padidėjimai Baltijos jūros priekrantės vandenyje tapo dėsningi. Tai aiškiai matyti 2004 m. (4.3 lentelė, 4.3 pav.) ir 2005 m. (4.4 lentelė, 4.5 pav.) duomenų suvestinėse. Tai gali būti susiję su radioaktyviosios taršos šaltinio atsiradimu jūros vandenyje. Paaiškinti tokios situacijos susidarymo priežasčių neįmanoma, neturint jokios informacijos apie tariamojo šaltinio vietą, galią bei atsiradimo laiką. Tuo metu buvo žinoma tik hidrometeorologinė situacija ir ^{137}Cs radionuklido TA kitimo eiga priekrantės vandenyje.

Galimoms ^{137}Cs radionuklido TA kitimo priekrantės vandenyje priežastims nustatyti taikytas matematinio modeliavimo metodas, kuris išsamiai aprašytas [5A] darbe. Nesant informacijos apie galimo šaltinio vietą ir jo galią, atlikti daugkartiniai skaičiavimai. Skaičiuojant buvo keičiama šaltinio vieta ir galia, t. y. siekta nustatyti matavimo prie Juodkrantės ir skaičiavimo rezultatų optimalų sutapimą.

2004 m. liepos 10–18 d. geriausias teorinių ir eksperimentinių duomenų sutapimas gautas, esant tariamajam radioaktyviajam šaltiniui Lietuvos jūrinės zonos pietinėje dalyje 33 km ($x = 51$ km, $y = 71$ km) atstumu nuo Juodkrantės (4.24 pav.).

Didžiausia tikimybė susidaryti radioaktyviajai situacijai minėtu laikotarpiu atsiradus ^{137}Cs taršos šaltiniui, kurio TA tame taške yra 10^2 karto didesnis už „foninį“ radionuklido TA, t. y. lygus 5000 Bq/m^3 . Skaičiavimuose įskaitomas eksperimentiškai nustatytas vidutinis 5 m/s greičio pietvakarių krypties vėjas. Daroma prielaida, kad vėjas šiuo atveju visą laiką pučia tuo pačiu greičiu ir yra tos pačios krypties. Pradinis ^{137}Cs TA pasiskirstymas pateiktas 4.25a paveiksle. Nustatyta, kad visuose tiriamosios jūrinės akvatorijos taškuose, išskyrus tariamojo šaltinio atsiradimo vietoje, radiocezio TA lygus 50 Bq/m^3 („foninis“ TA). Iškart po taršos šaltinio atsiradimo (2004 m. liepos 10 d.) jūros priekrantėje prie Palangos, Klaipėdos,

Juodkrantės ir Nidos ^{137}Cs TA taip pat yra 50 Bq/m^3 , kuris sutapo su gauta eksperimentine reikšme prie Juodkrantės.

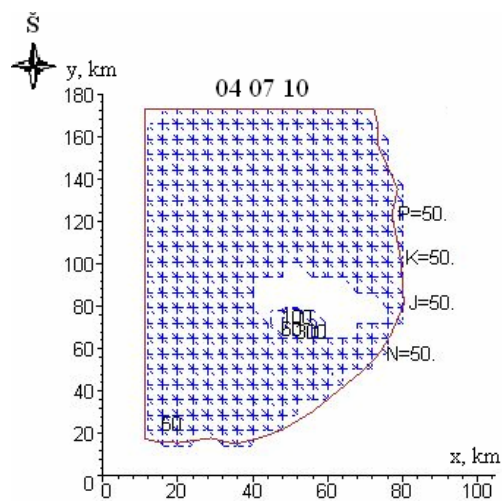


4.24 pav. Tariamąo radioaktyviojo „šaltinio“ (^{137}Cs radionuklido) Baltijos jūros paviršiniame vandenyje buvimo vieta 2004 m. liepos 10 d. P – Palanga; K – Klaipėda; J – Juodkrantė; N – Nida [5A]

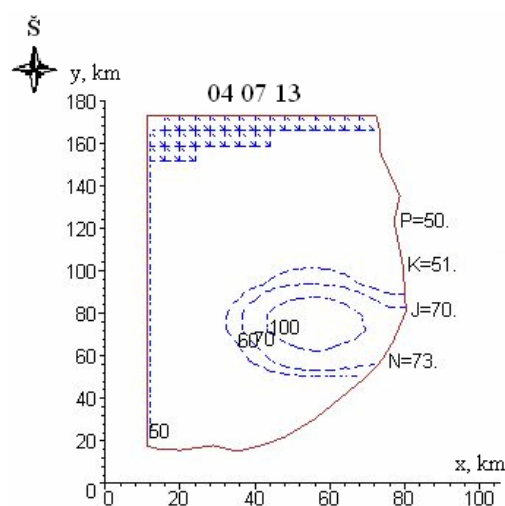
Praėjus vienai parai (liepos 11 d.) nuo tariamojo taršos šaltinio atsiradino pradžios (4.25b pav.), ^{137}Cs TA šaltinio vietoje sumažėjo 92 %. Kaip matyti, pučiant 5 m/s greičio pietvakarių krypties vėjui, padidinto TA priemaišų „dėmė“ sklinda į rytų pusę, t. y. link kranto, apimdama vis platesnį jūrinės akvatorijos plotą, tačiau 4.25b pav. matyti, kad, praėjus vienai parai, padidinto ^{137}Cs TA „dėmė“ nepasiekė jūros kranto.

Liepos 12–18 dienomis priemaišų „dėmė“ toliau slinko nuo šaltinio vietos, o radiocezio TA jūros priekrantės vandenyje didėjo. Prie Nidos liepos 12 d. ^{137}Cs TA padidėjo iki 62 Bq/m^3 , prie Juodkrantės buvo 5 Bq/m^3 mažesnis. Tuo metu kituose priekrantės taškuose jo TA išliko nepakitęs (4.25c pav.).

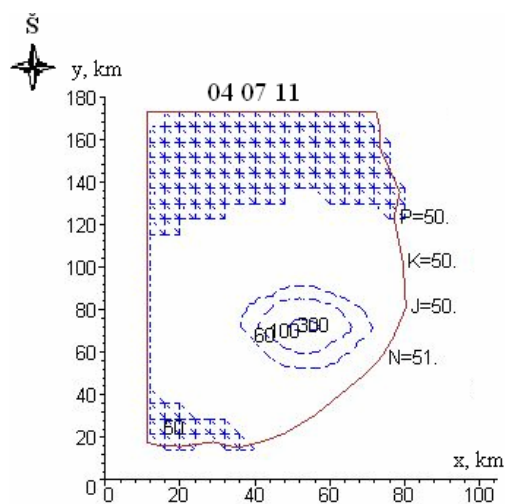
Nustatyta, kad nevienodu atstumu nuo taršos šaltinio vietos nutolusiuose priekrantės taškuose ^{137}Cs TA kinta skirtingai (4.25d–4.25i pav.). Mažiausiu atstumu nuo taršos šaltinio esančiame taške prie Nidos radiocezio TA didėjo iki liepos 15 d., kol pasiekė maksimalią reikšmę (82 Bq/m^3). Tuo tarpu prie Juodkrantės didžiausias TA (93 Bq/m^3) nustatytas



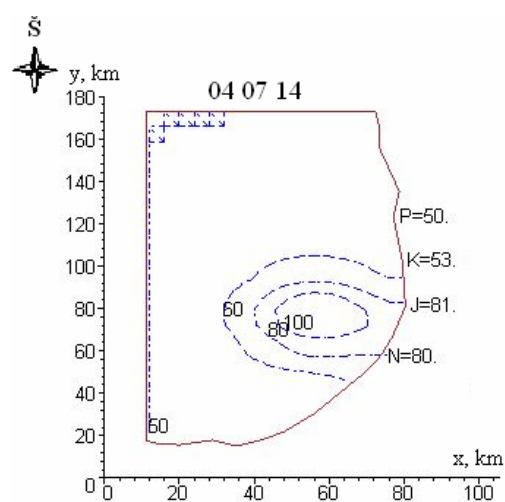
a



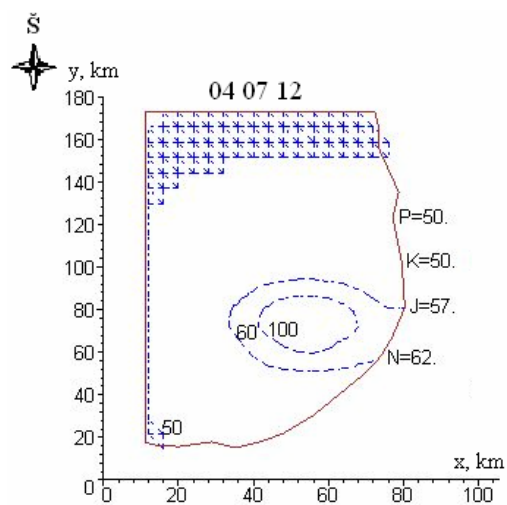
d



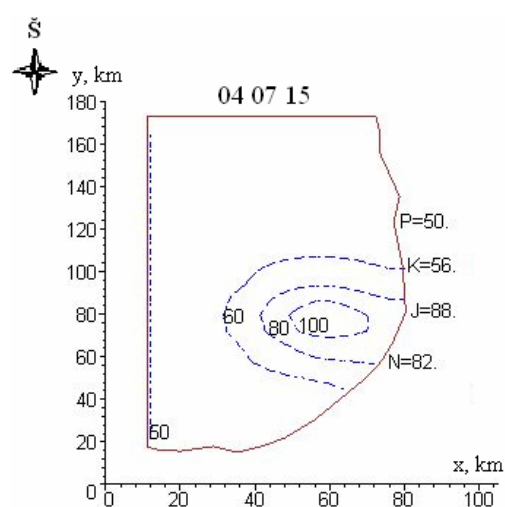
b



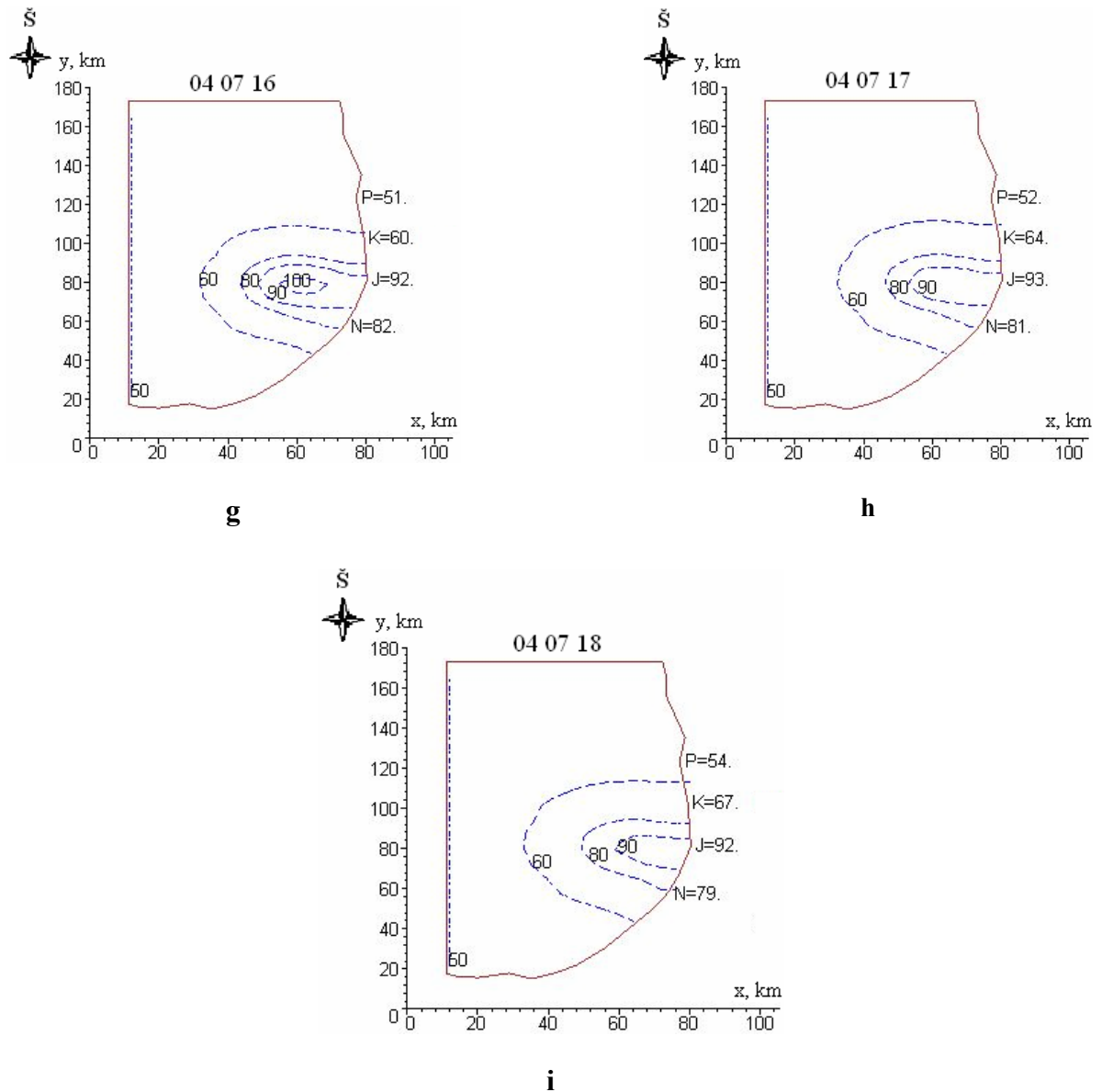
e



c



f



4.25 pav. ^{137}Cs TA (Bq/m^3) pasiskirstymas Lietuvos jūrinės zonos paviršiniame vandenyje 2004 m. liepos 10–18 d. [5A]

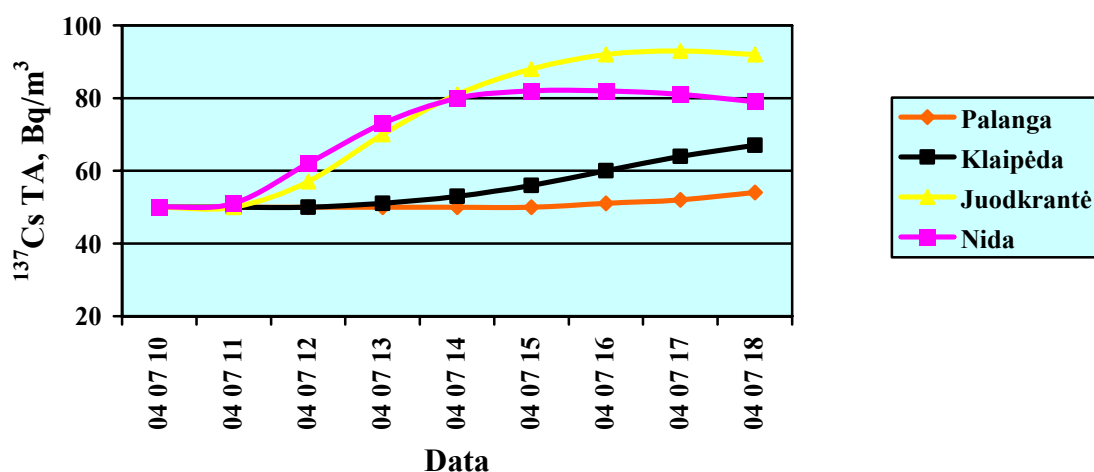
liepos 17 d. (praėjus septynioms paroms nuo tariamojo šaltinio atsiradimo pradžios) ir nuo šios dienos TA reikšmės labai lėtai mažėjo.

Labiau nutolusiame nuo taršos šaltinio priekrantės vandenyje prie Klaipėdos radiocezio TA didėjo nežymiai. Kai prie Juodkrantės ^{137}Cs TA siekė maksimalią $93 \text{ Bq}/\text{m}^3$ reikšmę, tuo tarpu minėtame taške jo TA buvo beveik 1,5 karto mažesnis (4.25h pav.). Didžiausias TA nustatytas praėjus dvylikai parų nuo priemaišų šaltinio atsiradimo pradžios – $74 \text{ Bq}/\text{m}^3$. Tačiau ši reikšmė $19 \text{ Bq}/\text{m}^3$ mažesnė, lyginant su prie Juodkrantės nustatytu

didžiausiu ^{137}Cs TA, kadangi didesnio TA teršalai pasklido po visą tiriamąją jūrinę akvatoriją ir nespėjo pasiekti labiau nutolusių vandenų.

Padidinto ^{137}Cs TA „dėmė“ priekrantės vandenį prie Palangos pasiekė vėliausiai, t. y. praėjus šešioms paroms (liepos 16 d.) nuo priemaišų atsiradimo pradžios. Iki liepos 18 d. kito nežymiai (4.25g–4.25i pav.), o didžiausias TA (66 Bq/m^3) nustatytas prėjus devyniolikai parų ir ilgą laiką išliko pastovus.

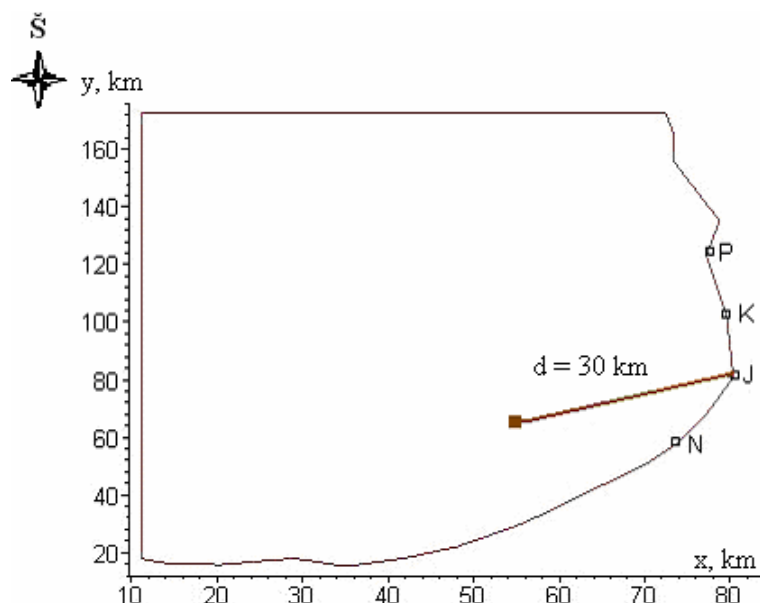
Liepos 18 d., t. y. praėjus aštuonioms paroms nuo šaltinio atsiradimo pradžios, priemaišų buvimo vietoje ^{137}Cs radionuklido TA sumažėjo 98 % (nuo 5000 iki 60 Bq/m^3). Baltijos jūros priekrantėje ^{137}Cs TA kitimo eiga pateikta 4.26 paveiksle.



4.26 pav. ^{137}Cs TA (Bq/m^3) teorinių reikšmių kitimo eiga Baltijos jūros Lietuvos priekrantės paviršiniame vandenyje 2004 m. liepos 10–18 d. [5A]

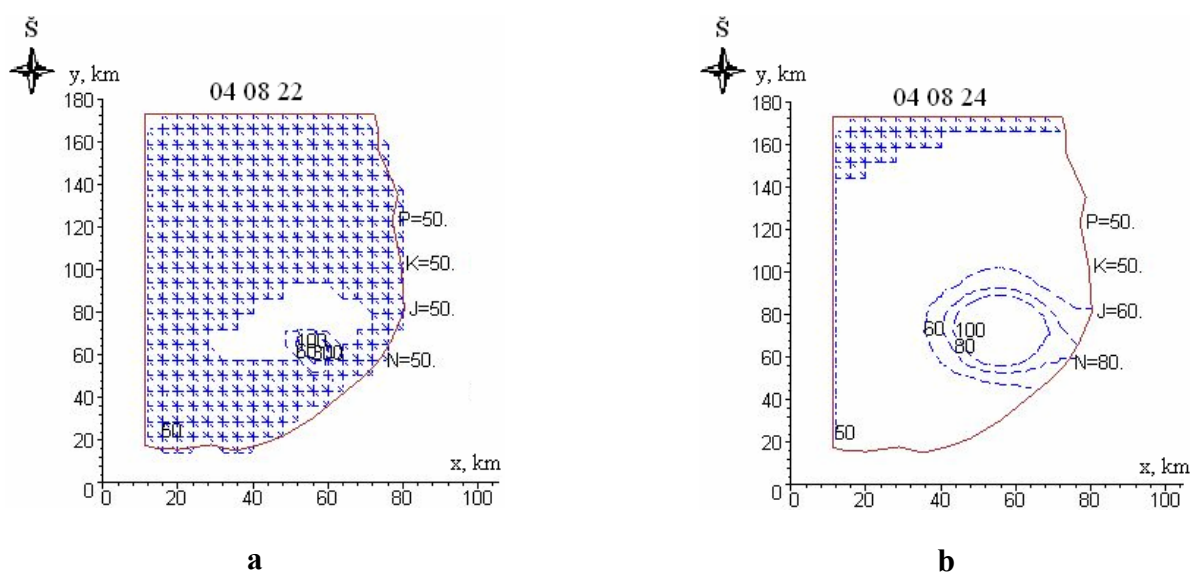
Nustatyta, kad arčiausiai nuo tariamojo taršos šaltinio, esančio pietinėje Lietuvos jūrinės zonos dalyje, nutolusiuose priekrantės taškuose radionuklido TA greitai didėja, o pasiekus maksimalias reikšmes mažėja lėtai. Tuo tarpu taškuose, esančiuose didesniu atstumu nuo taršos šaltinio, ^{137}Cs TA nežymiai didėja, o po to palaipsniui mažėja.

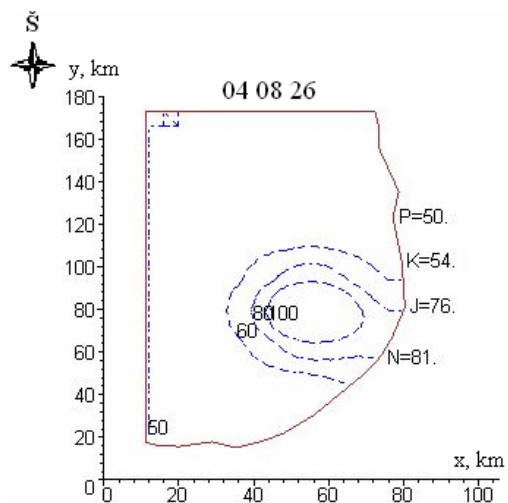
2004 m. rugpjūčio 24 – rugsėjo 5 d. geriausias teorinių ir eksperimentinių duomenų sutapimas gautas, esant tariamajam radioaktyviųjų priemaišų šaltiniui pietinėje jūros dalyje 30 km ($x = 51 \text{ km}$, $y = 71 \text{ km}$) atstumu nuo Juodkrantės (4.27 pav.).



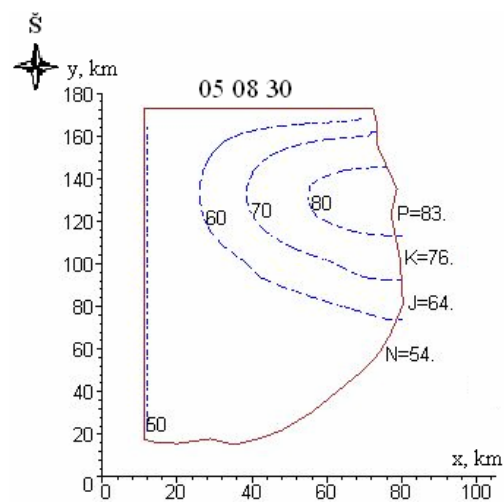
4.27 pav. Tariamąjo radioaktyviojo „šaltinio“ (^{137}Cs radionuklido) Baltijos jūros paviršiniame vandenyje buvimo vieta 2004 m. rugpjūčio 22 d. P – Palanga; K – Klaipėda; J – Juodkrantė; N – Nida

Minėtu laikotarpiu eksperimentinių tyrimų metu nustatyti radioaktyviosios taršos pokyčiai galėjo susidaryti, kaip ir aukščiau minėtu atveju, atsiradus tariamajam taršos radioceziu šaltiniui, kurio galia galėjo būti 5000 Bq/m^3 . Skaičiavimuose įskaitomas eksperimentiškai nustatytas vidutinis $4,1 \text{ m/s}$ greičio pietų krypties vėjas. Visos kitos pradinės ir kraštinės sąlygos įskaitomos kaip ir pirmuoju atveju. Pradinis radiocezio TA struktūrinis laukas pateiktas 4.28a paveiksle.

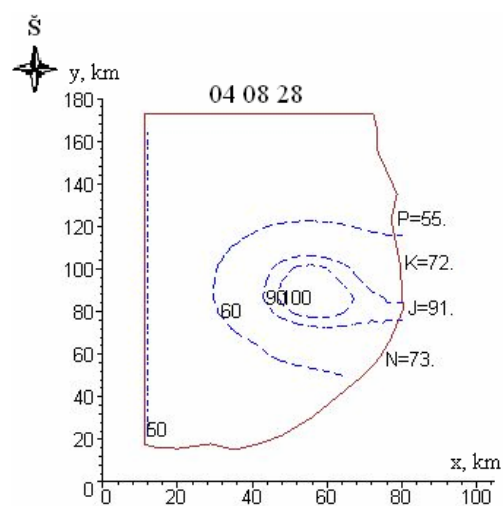




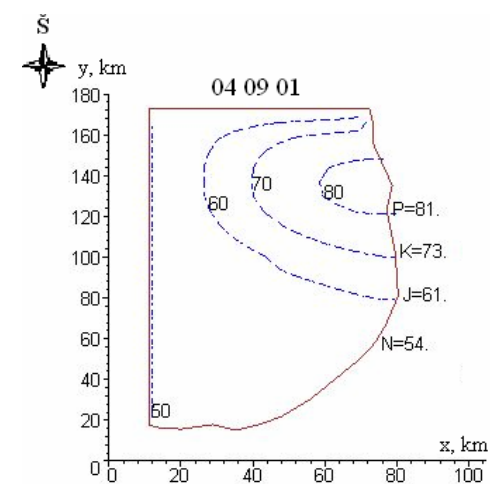
c



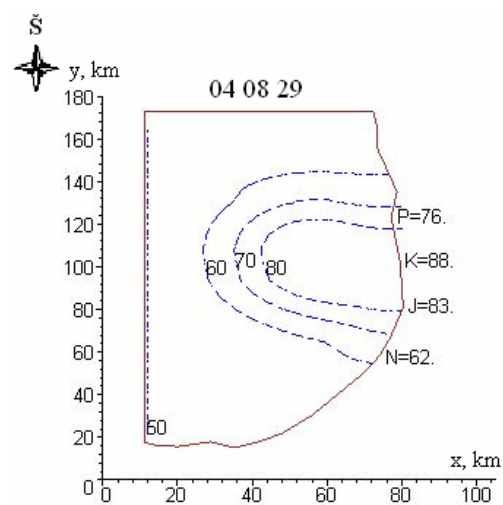
f



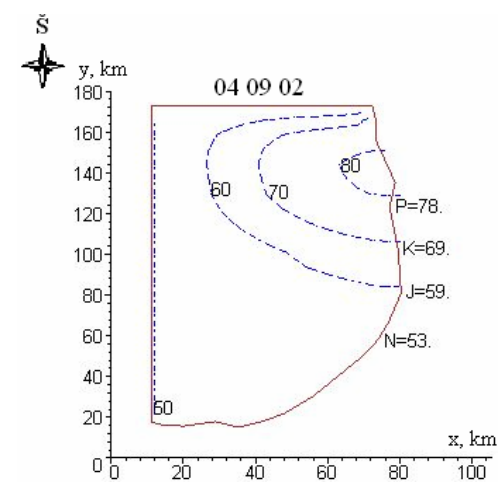
d



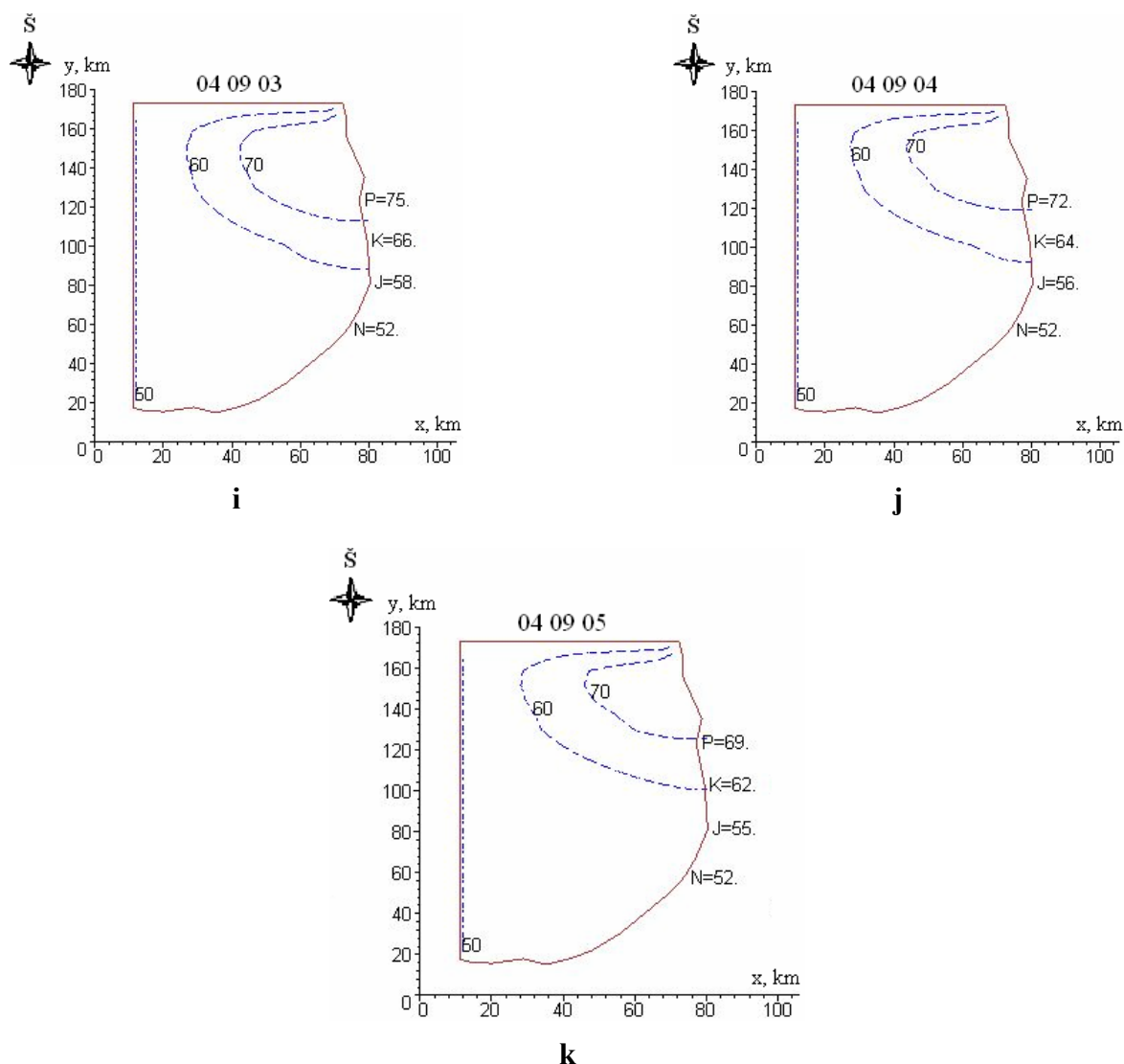
g



e



h



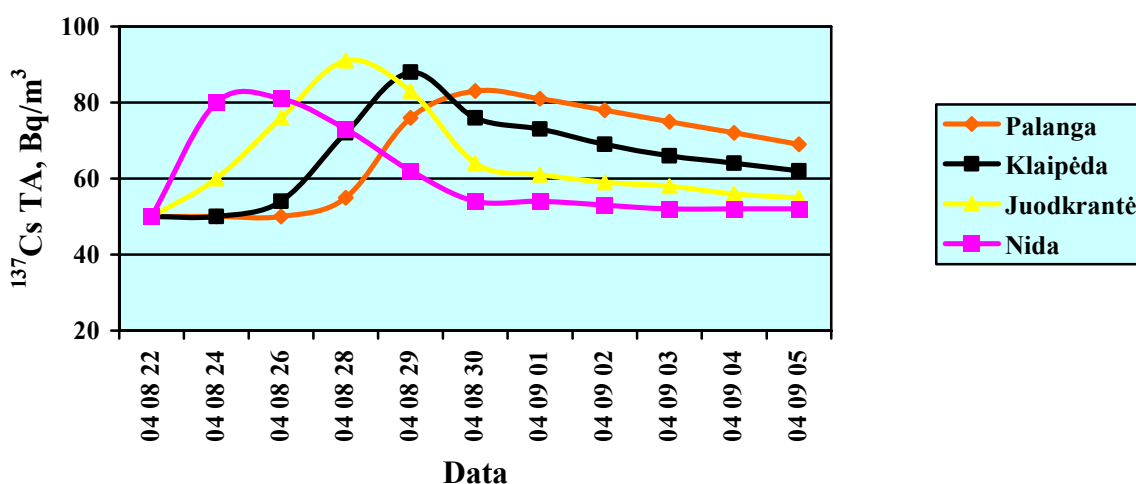
4.28 pav. ^{137}Cs TA (Bq/m^3) pasiskirstymas Lietuvos jūrinės zonos paviršiniame vandenyje 2004 m. rugpjūčio 22 – rugsėjo 5 d.

Praėjus dviem paroms (rugspjūčio 24 d.) nuo tariamojo taršos šaltinio atsiradimo, ^{137}Cs radionuklido TA šaltinio vietoje sumažėjo 93 %. Tuo metu priekrantės vandenyje ^{137}Cs TA greitai didėjo (4.28b–4.28k pav.), kaip ir eksperimentiniais tyrimais nustatytas TA jūros priekrantėje prie Juodkrantės. Šiuo atveju, pučiant vidutiniam 4,1 m/s greičio pietų krypties vėjui, didesnio ^{137}Cs TA „dėmė“ juda šiaurės kryptimi, apimdama vis platesnį jūrinės akvatorijos plotą, o tuo pačiu ir visą Lietuvos priekrantę. Greičiausiai radioaktyviosios taršos „dėmė“ pasiekė priekrantės vandenį prie Nidos bei Juodkrantės. Prie Nidos maksimali TA reikšmė rugpjūčio 26 d. siekė 81 Bq/m^3 (4.28c pav.). Prie Juodkrantės didžiausias ^{137}Cs radionuklido TA nustatytas praėjus šešioms paroms nuo šaltinio atsiradimo pradžios –

91 Bq/m³. Tuo metu prie Nidos ir Klaipėdos jo TA buvo beveik vienodas, atitinkamai 73 ir 72 Bq/m³ (4.28d pav.). Kaip ir tikėtasi, jūros vandenyje prie Palangos radiocezio TA reikšmė pasiekė didžiausią reikšmę vėliausiai (praėjus aštuonioms paroms nuo galimų radioaktyviųjų teršalų atsiradimo pradžios), kai kituose tyrimų taškuose jo TA mažėjo.

Praėjus keturiolikai parų nuo teršalų patekimo į jūrinę akvatoriją, taršos šaltinio buvimo vietoje ¹³⁷Cs TA beveik sutapo su radioaktyviojo „fono“ reikšme, t. y. sumažėjo iki 51 Bq/m³. Prie Juodkrantės bei Nidos radiocezio TA buvo artimas TA reikšmei, kuri buvo iki taršos šaltinio atsiradimo. Tačiau prie Klaipėdos ir Palangos jo TA buvo 1,3 karto didesnis už „foninį“ radiocezio TA (4.28k pav.).

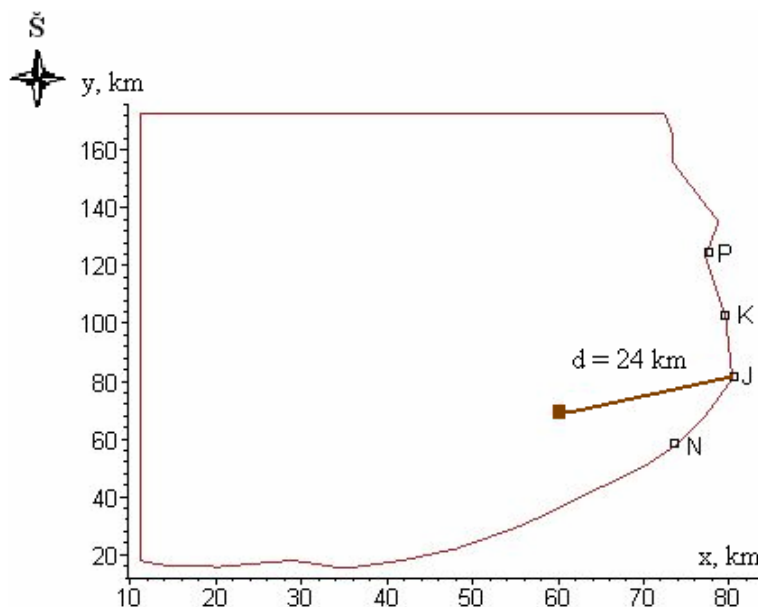
¹³⁷Cs TA pokyčių prie Nidos, Juodkrantės, Klaipėdos ir Palangos palyginimas pateiktas 4.29 paveiksle.



4.29 pav. ¹³⁷Cs TA (Bq/m³) teorinių reikšmių kitimo eiga Baltijos jūros Lietuvos priekrantės paviršiniame vandenyje 2004 m. rugpjūčio 22 – rugsėjo 5 d.

Nustatyta, kad kuo mažesnis atstumas nuo tariamojo taršos šaltinio iki priekrantėje išsidėsčiusių tyrimo taškų, pučiant pietų krypties nedidelio greičio (4,1 m/s) vėjui, tuo ¹³⁷Cs radionuklido TA greičiau didėja. Didžiausios ¹³⁷Cs TA reikšmės nustatytos priekrantės vandenyje prie Juodkrantės bei Klaipėdos. Arčiausiai (Nida) ir toliausiai (Palanga) nuo taršos šaltinio nutolusiuose taškuose radiocezio TA pasiekia beveik vienodas didžiausias reikšmes, tačiau skirtingu laiko momentu.

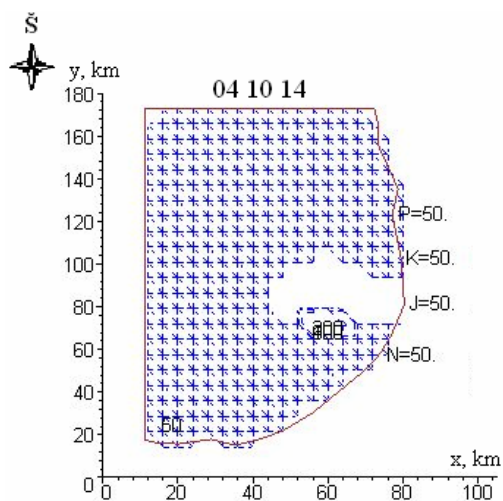
2004 m. spalio 14–30 d. geriausias teorinių ir eksperimentinių rezultatų sutapimas gautas, esant tariamajam radioaktyviosios taršos šaltiniui pietinėje jūros dalyje 23,65 km ($x = 59$ km, $y = 71$ km) atstumu nuo Juodkrantės (4.30 pav.).



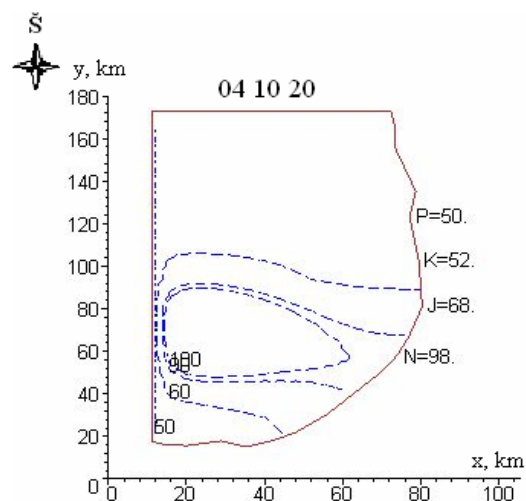
4.30 pav. Tariamojo radioaktyviojo „šaltinio“ (^{137}Cs radionuklido) Baltijos jūros paviršiniame vandenyje buvimo vieta 2004 m. spalio 14 d. P – Palanga; K – Klaipėda; J – Juodkrantė; N – Nida

Didžiausia tikimybė susidaryti tuo metu buvusiai radioaktyviajai situacijai jūros priekrantės vandenyje, atsiradus ^{137}Cs radionuklido taršos šaltiniui, kurio galia 3×10^2 karto didesnė už „foninę“ TA reikšmę, t. y. 15000 Bq/m^3 . Radiocezio TA pasiskirstymas jūros paviršiniame vandenyje iškart po šaltinio atsiradimo pateiktas 4.31a paveiksle. Skaičiuojant įskaitomas eksperimentiškai nustatytas vidutinis 5 m/s vėjo greitis. Tuo metu vyravo besikeičiančios krypties vėjas. Pirmąsias aštuonias dienas nuo tariamojo taršos šaltinio atsiradimo vyravo rytų krypties vėjas, kurį nuo spalio 23 d. keitė pietų krypties vėjas, o nuo spalio 27 iki 30 d. vyravo vakarų krypties vėjas. Vėjo krypties pokytis buvo įvertintas atliekant teorinius skaičiavimus.

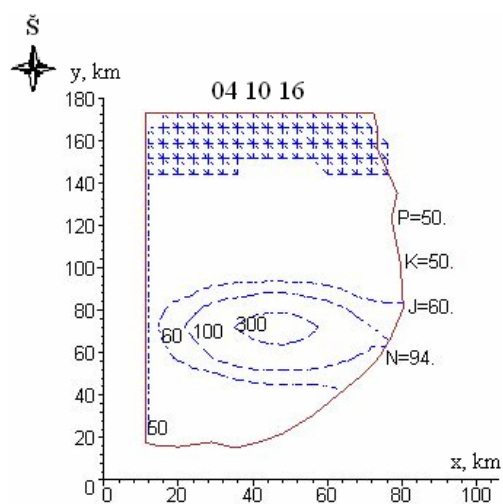
Nustatyta, kad eksperimentiškai išmatuotos ^{137}Cs radionuklido TA reikšmės jūros vandenyje prie Juodkrantės galėjo susidaryti praėjus dviem paroms nuo taršos šaltinio atsiradimo ir didėti bei mažėti priklausomai nuo vėjo krypties pasikeitimo. Radiocezio kitimo eiga Lietuvos priekrantės vandenyje spalio 16–30 d. pateikta 4.31b–4.31i paveiksluose.



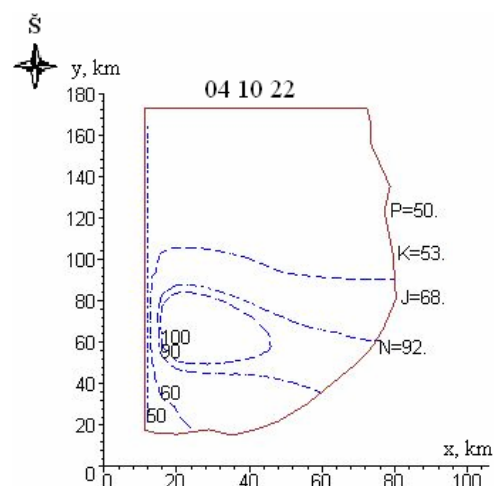
a



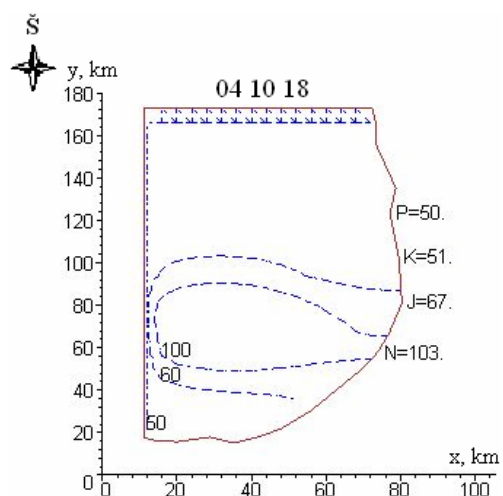
d



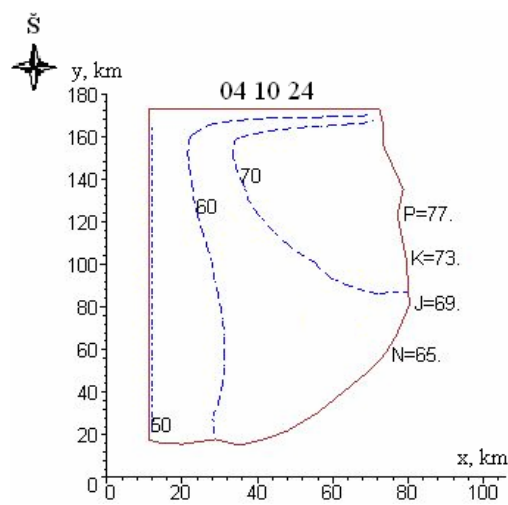
b



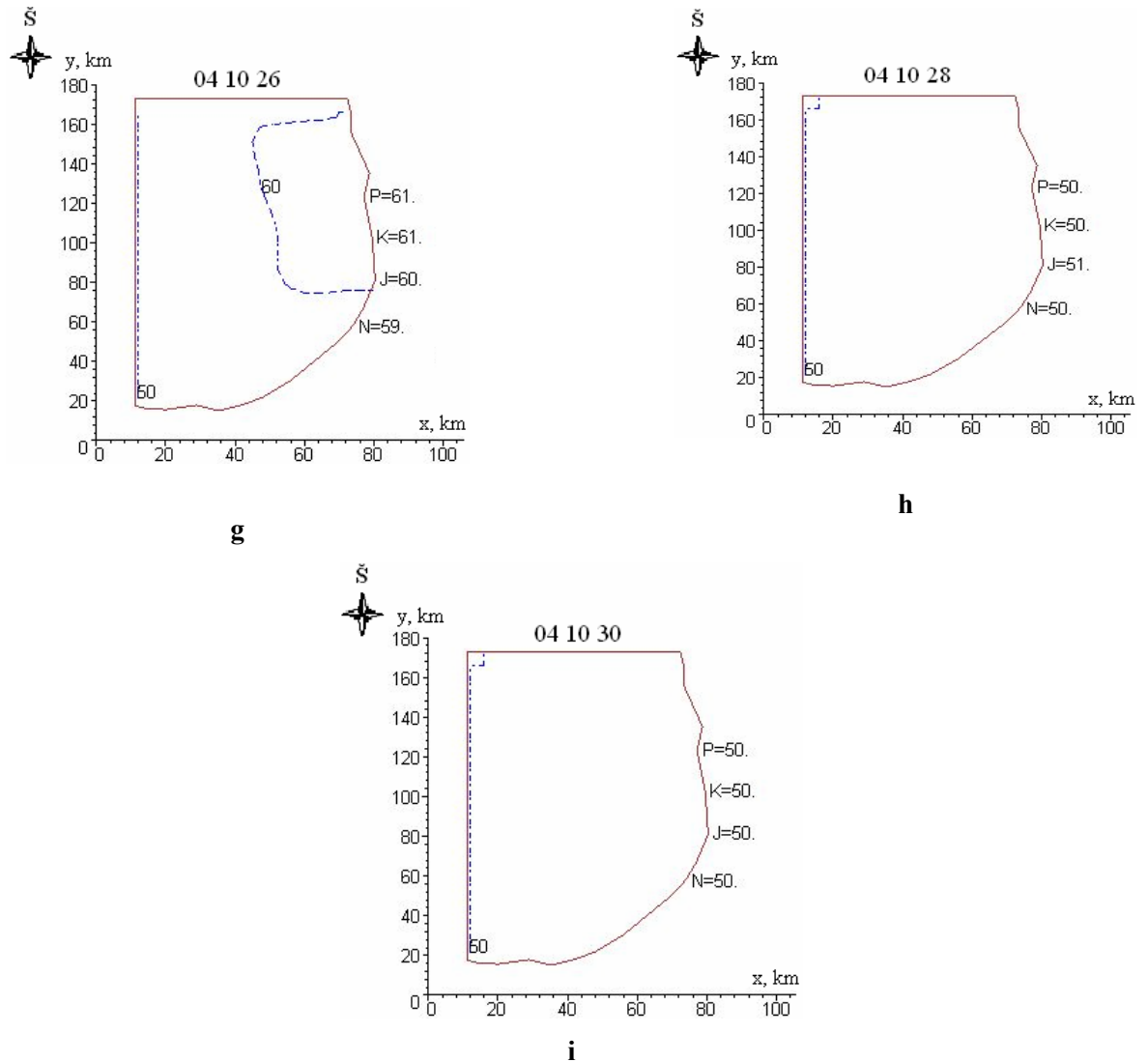
e



c



f



4.31 pav. ^{137}Cs TA (Bq/m^3) pasiskirstymas Lietuvos jūrinės zonos paviršiniame vandenyje 2004 m. spalio 14–30 d.

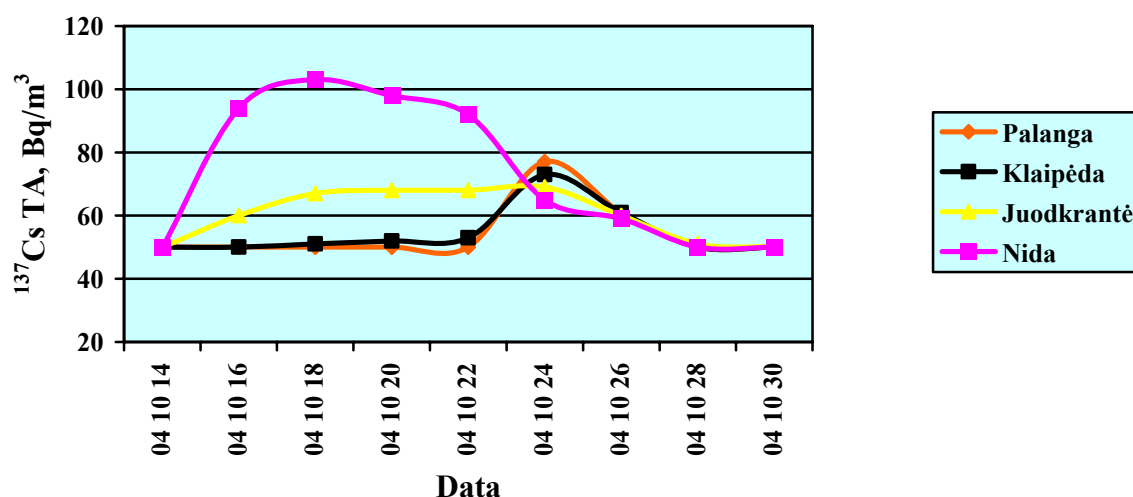
^{137}Cs radionuklido TA priekrantės vandenyje prie Juodkrantės, praėjus dviems paroms nuo šaltinio atsiradimo ir pučiant rytų krypties vėjui, padidėjo nuo 50 iki 60 Bq/m^3 . Prie Nidos tuo pačiu metu jo TA du kartus didesnis, lyginant su „fonine“ reikšme, buvusia iki priemaišų atsiradimo pradžios (4.31b pav.). Spalio 18 d. prie Nidos ir Juodkrantės radiocezio TA padidėjo atitinkamai iki 103 ir 67 Bq/m^3 (4.29c pav.). Teorinių skaičiavimų duomenimis, minėtu laiku priekrantės vandenyje prie Nidos pasiekta didžiausia ^{137}Cs TA vertė. Kituose tyrimų taškuose apskaičiuotos maksimalios reikšmės žymiai mažesnės.

Nuo spalio 18 iki 24 d. priekrantėje prie Juodkrantės nusistovėjo radioaktyvioji pusiausvyra ($67\text{--}69 \text{ Bq/m}^3$) (4.31c–4.31f pav.). Tuo tarpu prie Nidos radionuklido TA

intensyviai mažėjo. Skirtingai nei aukščiau minėtuose stebėjimų taškuose, ties Klaipėda ir Palanga, praėjus aštuonioms paroms nuo radioaktyviojo taršos šaltinio atsiradimo, ^{137}Cs TA praktiškai nekito.

Eksperimentinių tyrimų metu, nuo spalio 23 d. pasikeitė vėjo kryptis. Tai buvo įvertinta atliekant teorinius skaičiavimus. Pastebėta, kad įvertinus vėjo krypties pokytį, ^{137}Cs radionuklido TA spalio 24 d. prie Palangos ir Klaipėdos padidėjo nuo 50 ir 53 Bq/m^3 iki 77 ir 73 Bq/m^3 (4.31f pav.), o spalio 26 d. tapo apytikriai lygus visoje Lietuvos priekrantėje (59–61 Bq/m^3) (4.31g pav.). Tiriamojoje Baltijos jūros akvatorijoje radiocezio TA sumažėjo iki „foninės“ reikšmės praėjus keturiolikai parų nuo radioaktyviojo taršos šaltinio atsiradimo (4.31h pav.) ir iki spalio 30 d. (4.31i pav.) nekito.

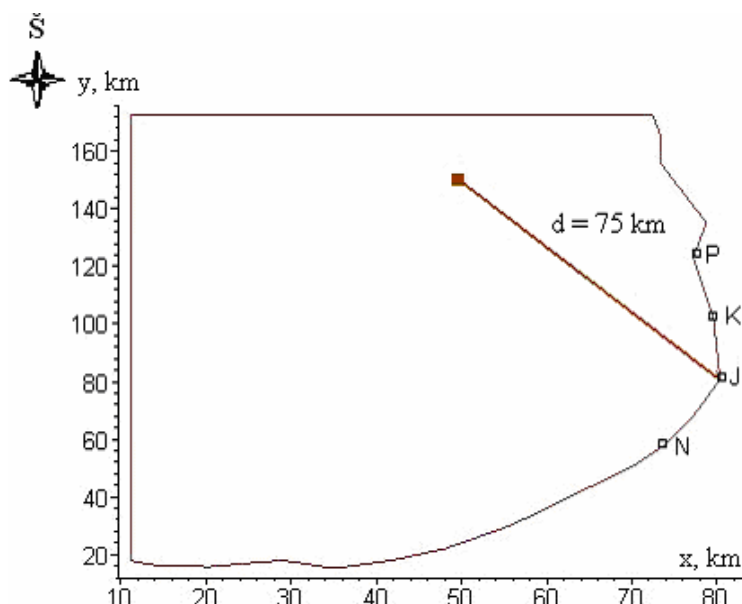
^{137}Cs TA pokyčių priekrantės vandenyje prie Nidos, Juodkrantės, Klaipėdos ir Palangos palyginimas pateiktas 4.32 paveiksle.



4.32 pav. ^{137}Cs TA (Bq/m^3) teorinių reikšmių kitimo eiga Baltijos jūros Lietuvos priekrantės vandenyje 2004 m. spalio 14–30 d.

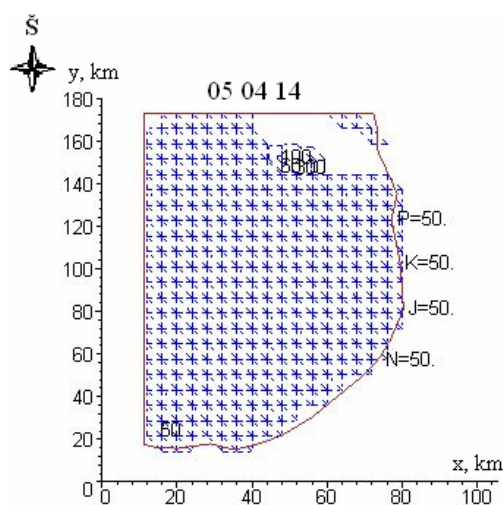
Pastebėta, kad pučiant besikeičiančios krypties vėjui, ypač greitai ^{137}Cs TA didėja arčiausiai taršos šaltinio esančiame taške prie Nidos. Prie Juodkrantės TA laipsniškai didėja, po to kurį laiką išlieka pastovus ir vėl sumažėja iki „foninės“ reikšmės. Tuo tarpu toliau nuo taršos šaltinio esančiuose stebėjimų taškuose ^{137}Cs radionuklido TA keletą parų nekinta (sutampa su „fonine“ TA reikšme), vėliau greitai padidėja ir lygiai taip pat greitai sumažėja iki esamojo „fono“.

2005 m. balandžio 22 – gegužės 8 d., skirtingai nei 2004 m. visais tyrimų laikotarpiais, teorinių ir eksperimentinių reikšmių priekrantės vandenyje prie Juodkrantės geriausias sutapimas gautas, esant tariamajam taršos šaltiniui Lietuvos jūrinės zonos šiaurinėje dalyje 75 km ($x = 51$ km, $y = 151$ km) atstumu nuo Juodkrantės (4.33 pav.).

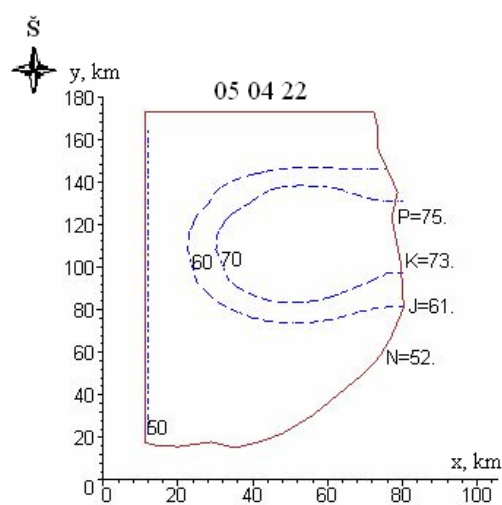


4.33 pav. Tariamojo radioaktyviojo „šaltinio“ (^{137}Cs radionuklido) Baltijos jūros paviršiniame vandenyje buvimo vieta 2005 m. balandžio 14 d. P – Palanga; K – Klaipėda; J – Juodkrantė; N – Nida

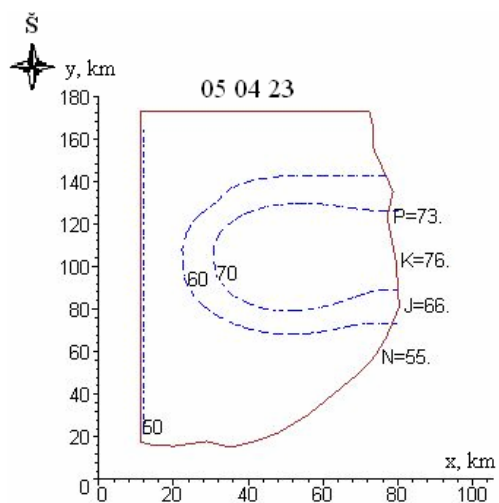
Didžiausia tikimybė susidaryti radioaktyviajai situacijai priekrantėje prie Juodkrantės minėtu laikotarpiu, atsiradus ^{137}Cs radionuklido taršos šaltiniui, kurio TA tame taške



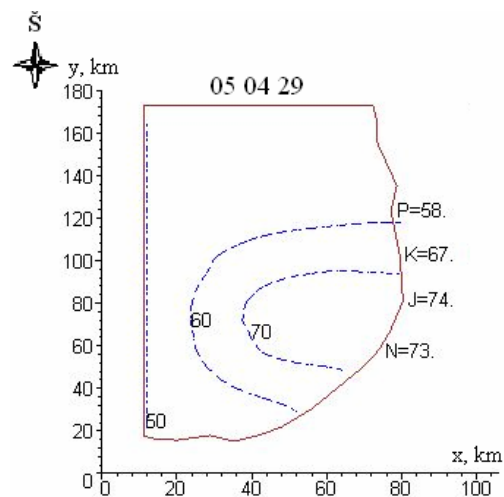
a



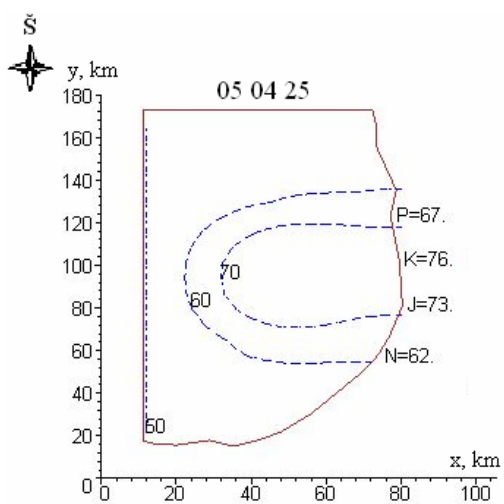
b



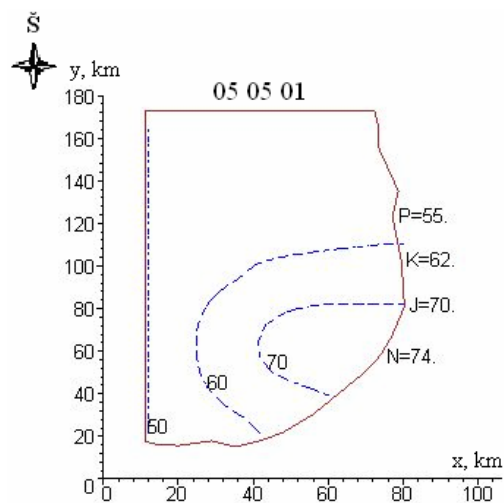
c



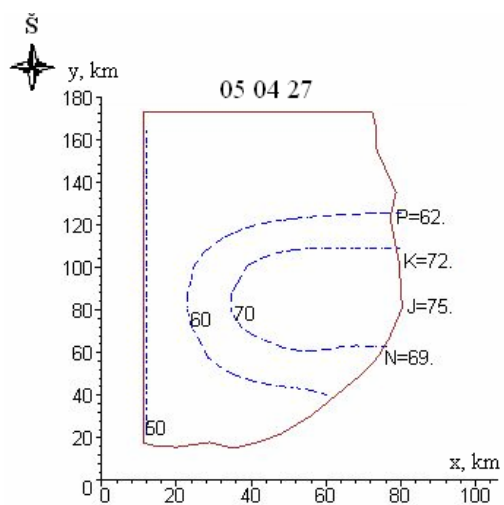
f



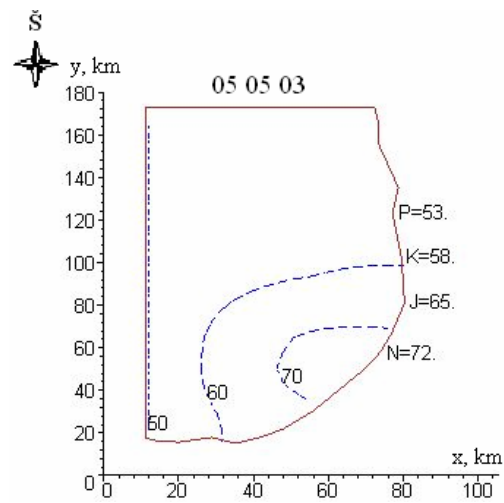
d



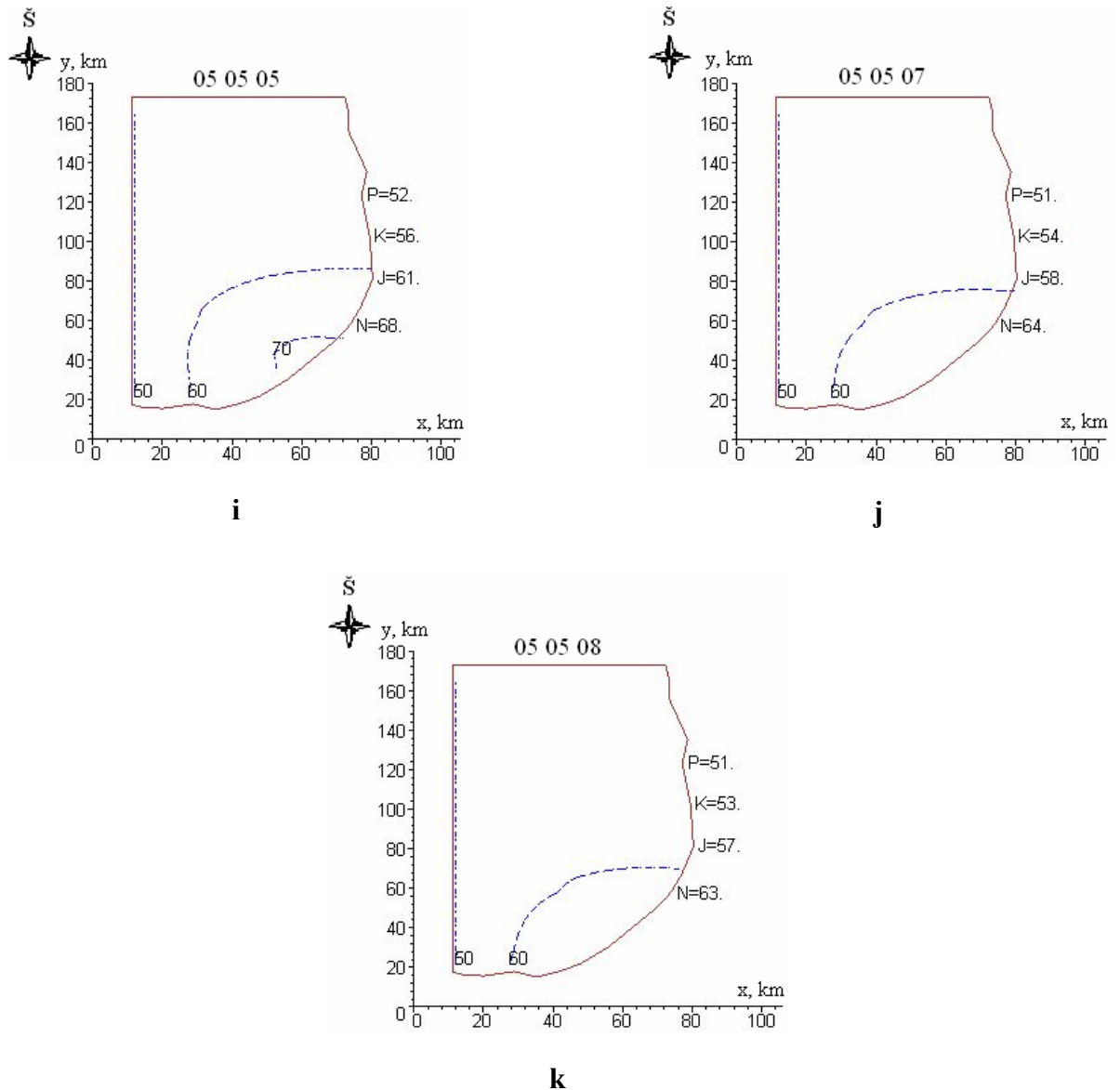
g



e



h



4.34 pav. ^{137}Cs TA (Bq/m^3) pasiskirstymas Lietuvos jūrinės zonos paviršiniame vandenyje 2005 m. balandžio 14 – gegužės 8 d.

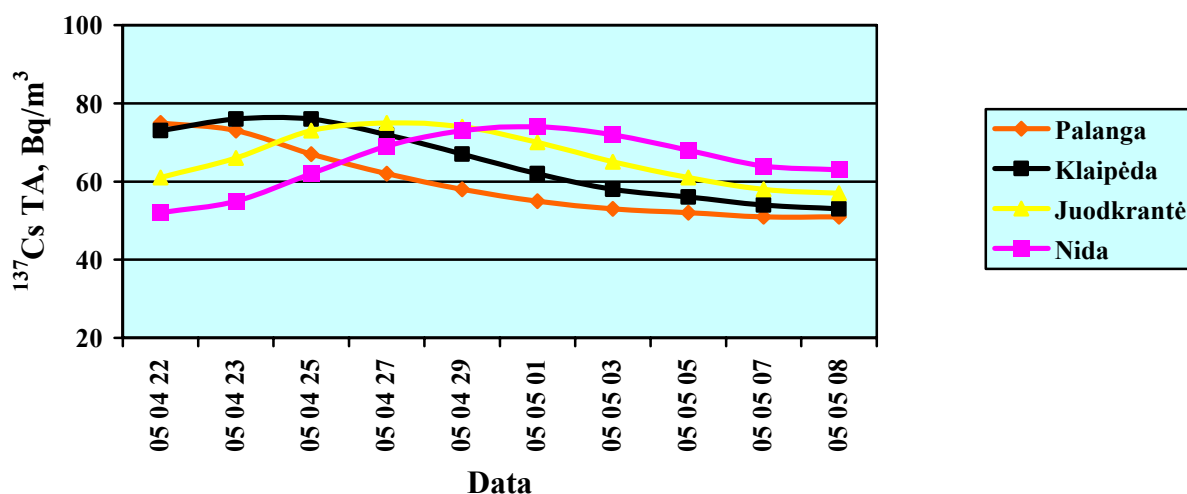
$1,2 \times 10^2$ karto didesnis už „foninę“ TA reikšmę. Teoriniuose skaičiavimuose įskaitomas eksperimentiniais tyrimais nustatytas vidutinis 4 m/s greičio šiaurės krypties vėjas.

^{137}Cs TA pasiskirstymas tiriamojame jūros dalyje iškart po teršalų atsiradimo pateiktas 4.34a paveiksle. Pučiant 4 m/s greičio šiaurės krypties vėjui, didesnio TA „dėmė“ sklinda į pietvakarių pusę (4.34b–4.34k pav.). Manoma, kad eksperimentiškai nustatyta radioaktyvioji situacija priekrantės paviršiniame vandenyje prie Juodkrantės galėjo susidaryti praėjus aštuonioms paroms nuo tiriamojo taršos šaltinio atsiradimo. Praėjus minėtam laikotarpiui ^{137}Cs TA šaltinio buvimo vietoje sumažėjo 99 %.

Balandžio 22 d. ^{137}Cs TA prie Juodkrantės buvo 61 Bq/m^3 (4.34b pav.). Nustatyta, kad esant tariamajam taršos šaltiniui Lietuvos jūrinės zonos šiaurinėje dalyje, radiocezio TA priekrantėje išsidėsčiusiuose stebėjimų taškuose kinta skirtingai. Kaip taisyklė, teršalų „dėmė“ greičiausiai pasiekia tą tyrimų tašką, kuris yra arčiausiai taršos šaltinio.

Didžiausia ^{137}Cs TA reikšmė (75 Bq/m^3) priekrantėje prie Juodkrantės nustatyta praėjus trylikai parų nuo šaltinio atsiradimo, t. y. balandžio 27 d. (4.34e pav.). Visuose stebėjimų taškuose maksimalios ^{137}Cs TA reikšmės yra panašios ($74\text{--}76 \text{ Bq/m}^3$), tačiau apskaičiuotos skirtingu laiko momentu.

^{137}Cs TA mažėjimas visuose priekrantėje parinktuose tyrimų taškuose vyko skirtingai. Tai aiškiai matyti 4.35 paveiksle. Akivaizdu, kad arčiausiai taršos šaltinio esančiame taške prie Palangos, radiocezio TA, pasiekęs maksimalią reikšmę, greičiausiai pradėjo mažėti ir po dvidešimt trijų parų sumažėjo iki 51 Bq/m^3 . Tuo tarpu tolimiausiame taške prie Nidos ^{137}Cs TA ir didėjo ir mažėjo žymiai lėčiau. Kaip matyti, jūros priekrantės vandenis prie Nidos padidinto TA „dėmė“ pasiekė vėliausiai, t. y. praėjus 17 parų nuo radioaktyviųjų teršalų atsiradimo pradžios (4.34g pav.). Praėjus 24 paroms nuo taršos šaltinio atsiradimo, vandenyje prie Nidos ^{137}Cs TA buvo 63 Bq/m^3 . Tuo tarpu prie Juodkrantės radiocezio TA 6 Bq/m^3 mažesnis, o prie Klaipėdos ir Palangos artimas radioaktyviajam „fonui“ (4.34k pav.).



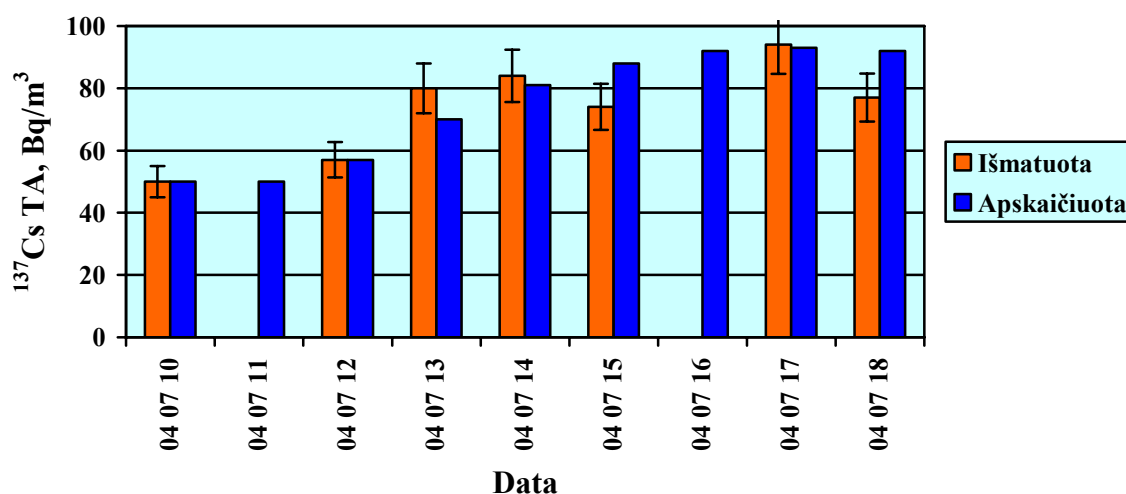
4.35 pav. ^{137}Cs TA (Bq/m^3) teorinių reikšmių kitimo eiga Baltijos jūros Lietuvos priekrantės vandenyje 2005 m. balandžio 22 – gegužės 8 d.

Aukščiau pateikti teoriniai duomenys dar kartą patvirtina, kad pasyviųjų priemaišų pernašą paviršiniame jūros vandenyje įtakoja vėjo kryptis, greitis ir „taškinio“ taršos šaltinio buvimo vieta.

4.6. ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo pokyčių Baltijos jūros Lietuvos priekrantėje matematinio modeliavimo ir eksperimentinių tyrimų rezultatų lyginimas

Visų stebėjimo serijų Baltijos jūros priekrantės paviršiniame vandenyje prie Juodkrantės eksperimentiniai rezultatai ir teorinių skaičiavimų duomenys palyginti tarpusavyje.

Lyginant 2004 m. liepos 10–18 d. modeliavimo rezultatus su eksperimentiniais tyrimų duomenimis (4.36 pav.) pastebėta, kad daugeliu atvejų ^{137}Cs radionuklido TA reikšmės sutampa eksperimentinių tyrimų metodo paklaidų ribose, išskyrus tuos atvejus, kai teoriniai skaičiavimo duomenys viršijo eksperimentiškai nustatytas radiocezio TA reikšmes. Reikia priminti, kad radiocheminės analizės metodo paklaida yra 10 %. Tariamasis taršos šaltinis, kurio galia 5000 Bq/m^3 , yra pietinėje Lietuvos jūrinėje zonoje (4.24 pav.), o pietvakarių krypties vėjo greitis 5 m/s.

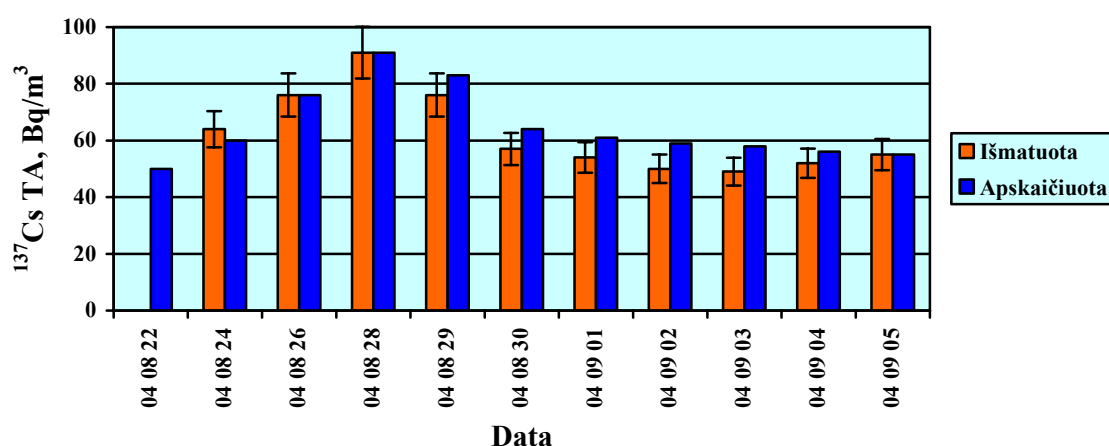


4.36 pav. ^{137}Cs radionuklido TA (Bq/m^3) eksperimentinių ir teorinių reikšmių palyginimas Baltijos jūros priekrantės paviršiniame vandenyje 2004 m. liepos 10–18 d. [5A]

Matyti, kad liepos 15 d. eksperimentiškai nustatytas radiocezio TA lygus 74 Bq/m^3 , o teorinė reikšmė – 88 Bq/m^3 , t. y. paklaida tarp šių reikšmių sudaro 16 %. Sekantis TA reikšmių nesutapimas gautas liepos 17 d., kai skirtumas tarp išmatuotos ir apskaičiuotos ^{137}Cs TA reikšmių lygus 15 Bq/m^3 . Šiuo atveju paklaida taip pat 16 %. Toks TA reikšmių nesutapimas gali būti susijęs su eksperimentinių tyrimų metu nustatytu vėjo krypties pasikeitimu, kadangi teoriniai skaičiavimai atlikti esant stacionarioms meteorologinėms sąlygoms.

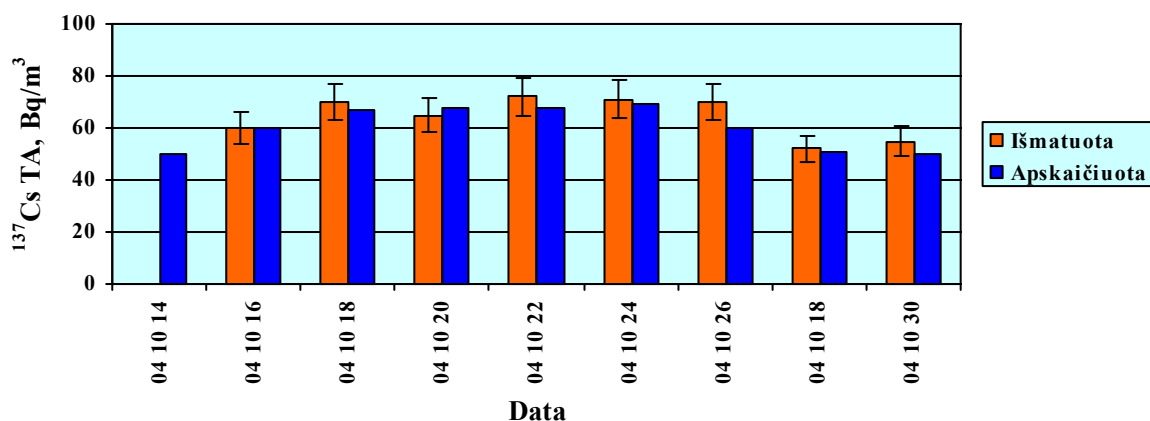
Atlikus daugkartinius skaičiavimus pastebėta, kad esant toms pačioms hidrometeorologinėms sąlygoms ir tai pačiai taršos šaltinio buvimo vietai, tačiau padidinus jo galią iki $10\,000 \text{ Bq/m}^3$, stebėjimų taške prie Juodkrantės gaunamos visiškai kitokios ^{137}Cs TA reikšmės, kurios akivaizdžiai viršija eksperimentinio metodo paklaidų ribas. Pavyzdžiui, kai liepos 17 d. išmatuotas radiocezio TA lygus 94 Bq/m^3 , o esant minėtos galios taršos šaltiniui, apskaičiuota TA reikšmė lygi 136 Bq/m^3 . Todėl minėto skaičiavimo duomenys buvo iškart atmesti.

Panašus teorinių ir eksperimentinių tyrimų rezultatų sutapimas gautas ir 2004 m. rugpjūčio 22 – rugsėjo 5 d., kai ^{137}Cs TA eksperimentinių tyrimų metu kito nuo 49 iki 91 Bq/m^3 (4.37 pav.). Tuo metu hidrometeorologinės sąlygos buvo panašios, kaip ir liepos 10–18 d., taršos šaltinis, kurio galia 5000 Bq/m^3 , buvo beveik toje pačioje vietoje kaip ir aukščiau minėtu atveju (4.25 pav.).



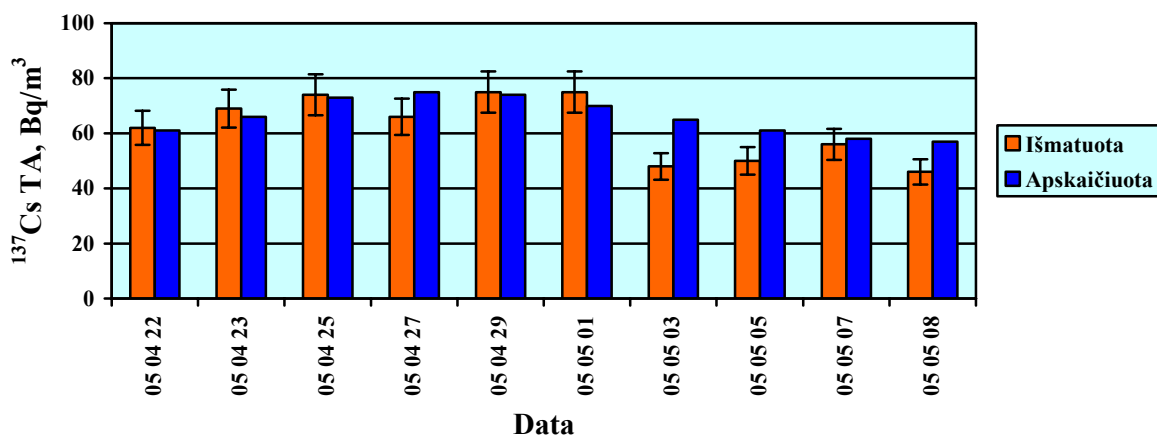
4.37 pav. ^{137}Cs radionuklido TA (Bq/m^3) eksperimentinių ir teorinių reikšmių palyginimas Baltijos jūros priekrantės paviršiniame vandenyje 2004 m. rugpjūčio 22 – rugsėjo 5 d.

Tų pačių metų spalio 14–30 d. (4.38 pav.) ^{137}Cs radionuklido TA buvo žymiai mažesnis, lyginant su vasaros laikotarpiu nustatytais reikšmėmis. Tuo metu vyravo besikeičiančios krypties vėjas, kuris įskaitytas atliekant teorinius skaičiavimus. Šiuo atveju teorinių ir eksperimentinių reikšmių nesutapimas gautas spalio 26 d., kai eksperimentinė radiocezio TA reikšmė nuo teorinės skyrėsi 10 Bq/m^3 , tai yra 12 % paklaida. Kitos TA reikšmės sutapo eksperimentinių tyrimų metodo paklaidų ribose.



4.38 pav. ^{137}Cs radionuklido TA (Bq/m^3) eksperimentinių ir teorinių reikšmių palyginimas Baltijos jūros priekrantės paviršiniame vandenyje 2004 m. spalio 14–30 d.

2005 m. balandžio 22 – gegužės 8 d. ^{137}Cs radionuklido teorinių ir eksperimentinių TA reikšmių palyginimas pateiktas (4.39 pav.).



4.39 pav. ^{137}Cs radionuklido TA (Bq/m^3) eksperimentinių ir teorinių reikšmių palyginimas Baltijos jūros priekrantės paviršiniame vandenyje 2005 m. balandžio 22 – gegužės 8 d.

Lyginant tyrimų duomenis, pastebėtas radiocezio TA reikšmių nesutapimas gegužės 3, 5, ir 8 dienomis. Kitomis dienomis jo TA teorinės reikšmės sutampa su eksperimentiškai nustatytoms eksperimentinių tyrimų metodo paklaidų ribose. Geriausias teorinių ir eksperimentinių TA verčių sutapimas gautas balandžio 25 d. ($73\text{--}74\text{ Bq/m}^3$). Kaip minėta 3 skyriaus 3.5 paskyryje, tariamasis taršos šaltinis, kurio galia 6000 Bq/m^3 , tuo metu nustatytas Lietuvos jūrinės zonos šiaurinėje dalyje (4.33 pav.). Modelyje įvertintos stacionarios hidrometeorologinės sąlygos, t. y. vyravo vidutinis 4 m/s greičio šiaurės krypties vėjas.

Palyginus eksperimentinių ir teorinių tyrimų rezultatus nustatyta, kad ^{137}Cs radionuklido TA tyrimų duomenys sutampa patenkinamai, t. y. daugeliu atvejų neišeina iš eksperimentinių tyrimų metodo paklaidų ribų.

2005 m. vasaros–rudens laikotarpiu ir 2006 m. teorinė galimo taršos šaltinio paieška Baltijos jūros vandenyje nebuvo atlikta, kadangi radiocezio TA eksperimentiniai rezultatai minėtu laikotarpiu sutapo su radioaktyviuoju „fonu“.

4.7. Ketvirtąjo skyriaus išvados

1. 1997–2003 m. eksperimentinių duomenų analizė parodė žymius dirbtinės kilmės ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo pokyčius atvirose Lietuvos jūrinės akvatorijos bei priekrantės vandenyse. Registruotos ekstremalios tūrinių aktyvumų reikšmės 44 ir 212 Bq/m^3 (atviroje jūroje), 44 ir 209 Bq/m^3 (priekrantėje) tarpusavyje skiriasi beveik 5 kartus.
2. 1997–2003 m. ^{137}Cs tūrinių aktyvumų vidutinės reikšmės didėja ir mažėja atitinkamai atviroje jūroje ir priekrantėje pakaitomis. Reikšmių padidėjimas atviroje jūroje rodo, kad teršalai nepasiekė kranto, tuo tarpu jų padidėjimas priekrantėje ir sumažėjimas atviroje jūroje rodo, kad ^{137}Cs radioaktyvioji „dėmė“ pasiekė krantą, pasišalindama iš atvirų Lietuvos jūrinės akvatorijos vandenų.
3. Atlikti sezoniniai ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo tyrimai Baltijos jūros priekrantėje 2004–2006 m. Kiekvienu tiriamuoju laikotarpiu nustatyti akivaizdūs šio radionuklido tūrinio aktyvumo padidėjimai, kurių negalima paaiškinti tik natūralių gamtinių procesų įtaka.

4. 2004 m. nustatytas ^{137}Cs tūrinio aktyvumo kitimo priekrantės vandenyse cikliškumas. Didžiausiosios ir mažiausiosios ^{137}Cs tūrinių aktyvumų reikšmės 48 ir 94 Bq/m^3 skiriasi 2 kartus, vidutinis tūrinis aktyvumas yra 63 Bq/m^3 .
5. 2005 m. ekstremalios ^{137}Cs tūrinių aktyvumų reikšmės (27 ir 75 Bq/m^3) tarpusavyje skiriasi beveik 3 kartus. Didžiausias tūrinis aktyvumas nustatytas balandžio–gegužės mėn., mažiausias – spalio mėn. Vidutinė ^{137}Cs tūrinio aktyvumo reikšmė lygi 51 Bq/m^3 .
6. 2006 m. ^{137}Cs tūrinis aktyvumas kito nuo 37 iki 52 Bq/m^3 . Vidutinė tūrinio aktyvumo reikšmė (42 Bq/m^3) sutapo su Baltijos jūros radioaktyviuoju „fonu“.
7. Taikant sukurtą matematinį modelį, nustatytas matavimų jūros vandenyje prie Juodkrantės ir skaičiavimo rezultatų optimalus sutapimas. Teorinių ir eksperimentinių ^{137}Cs tūrinių aktyvumų duomenų sutapimas gautas 2004 m. liepos 10–18 d., rugpjūčio 22 – rugsėjo 5 d., esant tariamajam radioaktyviajam šaltiniui Lietuvos jūrinės zonos pietinėje dalyje 30–33 km atstumu nuo Juodkrantės, kai jo galia lygi 5000 Bq/m^3 . 2004 m. spalio 14–30 d. optimalus tūrinių aktyvumų reikšmių sutapimas gautas esant radioaktyviajam šaltiniui Lietuvos jūrinės zonos pietinėje dalyje 24 km atstumu nuo Juodkrantės, kai jo galia lygi 15000 Bq/m^3 , 2005 m. balandžio 22 – gegužės 8 d. tūrinių aktyvumų reikšmės optimaliai sutapo, esant tariamajam taršos šaltiniui Lietuvos jūrinės zonos šiaurinėje dalyje 75 km atstumu nuo Juodkrantės, kai jo galia lygi 6000 Bq/m^3 .

5. BENDROSIOS IŠVADOS IR REKOMENDACIJOS

1. Nustatyti ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo reikšmių pokyčiai atvirose Lietuvos jūrinės akvatorijos bei priekrantės vandenyse. Kai kuriais atvejais didžiausiosios ^{137}Cs tūrinio aktyvumo reikšmės 1,5–2,5 kartų viršijo mažiausiasias.
 2. Baltijos jūros priekrantės paviršiniame vandenyje išmatuoti ^{137}Cs radionuklido tūriniai aktyvumai palyginti su teorinių skaičiavimų rezultatais. Teorinių skaičiavimų duomenimis, 2002–2006 m. Baltijos jūros paviršiniame vandenyje ^{137}Cs tūrinis aktyvumas turėjo būti 50–45 Bq/m³. Nustatyta, kad iki 2005 m. ^{137}Cs vidutinis metinis tūrinis aktyvumas buvo 1,2–1,6 kartų didesnis už teorines reikšmes, 2005–2006 m. – sutapo su apskaičiuotomis TA reikšmės.
 3. Teorinių ir eksperimentinių ^{137}Cs tūrinių aktyvumų duomenų nesutapimas ir nuokrypos nuo vidutinių reikšmių rodo Baltijos jūros radioaktyviosios būklės nestabilumą. Aukštų ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo reikšmių gavimas gali būti susijęs, matyt, su papildomos radioaktyviosios taršos patekimu į Baltijos jūros pietrytinę dalį.
 4. Patobulintas matematinis modelis skirtas Baltijos jūros pietrytinei daliai ir priekrantei tirti. Naudojant matematinį modelį, atlikta ^{137}Cs radionuklido tariamojo „taškinio“ taršos šaltinio vietos ir galios paieška. Atlikus statistinių duomenų analizę, nustatytas ^{137}Cs tūrinių aktyvumų matavimo ir skaičiavimo rezultatų jūros priekrantės vandenyje prie Juodkrantės sutapimas eksperimentinių tyrimų metodo paklaidų (10 %) ribose.
- Ir toliau kontroliuoti ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo kitimo eigą Baltijos jūros priekrantėje ir atvirose jūros vandenyse.
 - Sukurtą matematinį modelį rekomenduojama taikyti radioaktyviųjų ir kitų pasyviųjų priemaišų Baltijos jūros vandenyje pasiskirstymui nustatyti ir pernašos ypatumams vertinti.
 - Šį modelį rekomenduojama taikyti ir kitų vandens baseinų tyrimams.

LITERATŪROS SĄRAŠAS

1. Aarkrog, A.; Bøtter-Jensen, L.; Chen Qing Jiang; Dahlgaard, H.; Hensen, H.; Holm, E.; Lauridsen, B.; Nielsen, S. P.; Søgaard-Hensen, J. Environmental Radioactivity in Denmark in 1987. Risø National Laboratory, Risø-R-563, May 1989. 44 p.
2. Aarkrog, A. Man-made radioactive contamination of the biosphere – A 50 years retrospective. Risø National Laboratory, Denmark, 1994, 39 p.
3. Abril, J. M.; Abdel-Aal, M. M. Marine radioactivity studies in the Suez Canal. A modelling study on radionuclides dispersion. Journal of Environmental Radioactivity, 48, 2000, p. 279–302.
4. Astarauskienė, N.; Bumelienė, Ž.; Lukinskienė, M.; Morkūnienė, R.; Styra, D. Černobylio AE avarijos padarinių Baltijos ir Juodojoje jūrose palyginimas. Aplinkos inžinerija, Nr. 1 (7), Vilnius: Technika, 1997, p. 22–27.
5. Avery, S. V. Fate of Caesium in the Environment: Distribution Between the Abiotic and Biotic Components of Aquatic and Terrestrial Ecosystems. Journal of Environment Radioactivity, Vol 30, No 2, 1996, p. 139–171.
6. Baubinas, R.; Taminskas, J. Karinė gamtonauda Lietuvoje sovietmečiu: ekologinės pasekmės. Vilnius: Geografijos institutas, 1997–1998, p. 17–18.
7. Baxter, M. S.; Fowler, S. W.; Povinec, P. P. Observations on Plutonium in the Oceans. Appl. Radiat. Isot., 46, 11, 1995, p. 1213–1223.
8. Bourlat, Y. et al. ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239, 240}\text{Pu}$ in world ocean water samples collected from 1992 to 1994. Radionuclides in the oceans: Input and inventories (Guegueniat, P. Et al., Eds), IPSN, Les Editions de Physique, Les Ulis, France, 1996, p. 75–93.
9. Buesseler, K. O.; Casso, S. A.; Hartman, M. C.; Livingston, H. D. Determination of fission-products and actinides in the Black Sea following the Chernobyl accident. Journal of Radioanal. and Nucl. Chem. Art., Vol 138, No 1, 1990, p. 33–47.
10. Bumelienė, Ž.; Lukinskienė, M. Ilgalaikis technogeninio radionuklido ^{137}Cs turinio aktyvumo monitoringas Baltijos jūroje. Aplinkos inžinerija, T. VIII, Nr. 2, Vilnius: Technika, 2000, p. 97–101.
11. Caletka, R.; Munster, H.; Krivan, V. Prekoncentration of radiocaesium from water samples on zine hexacyanoferrate bounded in agar agar gel. Fresenius'Z. Anal. Chem., Vol 327, No 1, 1987, p. 19–20.

12. Chen, H. B.; Petersen, H. M.; Kronborg, P. The combination of near and far field mathematical modelling. Proc. of the 23rd Congr. of IAHR, Tech. Session D, Ottawa, Canada, 1988.
13. Cox, M. A primitive equation 3-dimensional model of the ocean. GFDL Ocean Group Tech. Rep. 1, 1984. 144 p.
14. Cross-border environmental problems emanating from defence-related installations and activities. Phase II: 1995-1998. Final report. Vol 2. Radioactive contamination of rivers and transport through rivers, deltas and estuaries to the sea. Report No 225. North Atlantic Treaty Organisation, 1998. 105 p.
15. Cs-137 in Danish waters in 2005. Data collection, databases and ongoing monitoring programme, Document 4/5. Riso National Laboratory, Denmark, 2006. 4 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%2011,%202006.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%2011,%202006.html). Kreiptasi: 2006 06 20.
16. Daly, J. B.; Harlow, F. H. Transport equations in turbulence. Phys. Fluids, 13 (11), 1970, p. 2634–2649.
17. Danish data on radioactivity in the Baltic Sea during 2003. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/9. Denmark, 2004. 6 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%2009,%202004.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%2009,%202004.html). Kreiptasi: 2006 06 12.
18. Davies, A. M.; Kwong, S. C.; Flather, R. A. Formulation of a variable function three dimensional model, with applications to the M₂ and M₄ tide on the North–West European continental shelf. Continental shelf research, 17, 1997, p. 165–204.
19. Davies, A. M.; Lawrence, J. A three dimensional model of the M₄ tide in the Irish Sea: the importance of open boundary conditions and influence of wind. Journal of Geophysical Research, 99 (80), 1994, p. 16197–16227.
20. Dubra, V. Ilgalaikiai pokyčiai giluminiuose Baltijos jūros vandenyse ir jų įtaka menkių nerštui. Kuršių marių ir Baltijos jūros aplinkos būklė. Klaipėda: Jūrinių tyrimų centras, 1998, p. 68–73.
21. Efroimson, V. O.; Maderich, V. S. The bulk model of seasonal changes of vertical hydrological structure of the Black Sea. Morkoi Gidrofiz. Zh., 3, 1987, p. 312–317.
22. Egorov, V.N.; Povinec, P. P.; Polikarpov, G. G.; Stokozov, N. A.; Gulin, S. B.; Kulebakina, L. G.; Osvath, I. ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in the Black Sea after the Chernobyl NPP

- accident: inventories, balance and tracer applications. *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol 43, 1999, p. 137–155.
23. EML (HASL). Radiochemical determination of caesium. E-Cs-01-01, 1982. 18 p.
 24. Ereemeev, V. N.; Chudinovskich, T. V.; Batrakov, G. F. Artificial radioactivity of the Black Sea. UNESCO, 1993. 95 p.
 25. European Commission. The radiological exposure of the population of the European community from radioactivity in north European marine waters. Project MARINA, Report EUR 12483, Luxembourg, 1989.
 26. Feistel, R.; Nausch, G.; Matthaus, W.; Hagen, E. Temporal and spatial evolution of the Baltic deep water renewal in spring 2003. *Oceanologia*, 45 (4), 2003, p. 623–642.
 27. Folsom, T. R.; Skreekumaran, C. The Urechis Program: Rapid survey of fallout caesium in the ocean. Scripps Inst. of Oceanography. AEC Accession N 39147, Rept. No CONF-660401-6, Avail., Dep. mn. CFSTI, 1966, 15 p.
 28. Fukai, R.; Ballestra, S.; Vas, D. Distribution of caesium-137 in the Mediterranean Sea. *Management of Environment*, Wiley Eastern Ltd., New Delhi, Bangalore, Bombay, Calcutta, 1980, p. 353–360.
 29. Ganzerli Valentini, M. T.; Stella, R.; Maggi, L.; Ciceri, G. J. Copper hexacyanoferrate (II) and (III) as trace caesium adsorbers from natural waters. *Radioanal. and Nucl. Chem.*, Vol 14, No 1, 1987, p. 105–112.
 30. Guidelines for monitoring of radioactive substances. Recommendation 26/3, HELCOM MONAS 9/2006. 34 p. Prieiga per internetą: [http://www.helcom.fi/stc/files/Guidelines/MORS Guidelines2006.pdf](http://www.helcom.fi/stc/files/Guidelines/MORS%20Guidelines2006.pdf). Kreiptasi: 2007 05 10.
 31. Hansen, S. Transport of pollutants in the near fields, part I and part II. Course notes from short course on computer modelling in Ocean engineering, 1991.
 32. HELCOM. Radioactivity in the Baltic Sea 1984–1991. In: *Baltic Sea Environment Proceedings*, No 61, 1995. 182 p.
 33. HELCOM. Radioactivity in the Baltic Sea 1992–1998. In: *Baltic Sea Environment Proceedings*, No 85, 2003. 103 p.
 34. Henning, D. Transfer of European Coastal Pollution to the Arctic: Radioactive Tracers. *Marine Pollution Bulletin*, Vol 31, 1995, p. 3–7.
 35. Herrmann, J. Results from German MORS Monitoring in 2002 (and first results from 2003). Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/15.

- Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Hamburg, Germany, 2004. 7 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%209,%202004.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%209,%202004.html). Kreiptasi: 2006 06 12.
36. Herrmann, J. Results from German MORS Monitoring in 2003 and 2004 (Seawater and Sediment). Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/18. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Hamburg, Germany, 2005. 11 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%2010,%202005.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%2010,%202005.html). Kreiptasi: 2006 06 12.
37. Hirose, K.; Igarashi, I.; Aoyama, M.; Miyao, T. Long-term trends of plutonium fallout observed in Japan. In: Kudo, A. (Ed.), Plutonium in the Environment. Elsevier Science, Amsterdam, 2001, p. 251–266.
38. IAEA. Study of Radioactive Materials in the Baltic Sea. TECDOC–362, Viena: IAEA, 1986, 34 p.
39. Ikaheimonen, T. K.; Varti, V. P.; Ilus, E.; Klemola S. Monitoring of radionuclides in the Baltic Sea in 2002. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/7. STUK – Radiation and Nuclear Safety Authority, Finland, 2003. 6 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%208,%202003.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%208,%202003.html). Kreiptasi: 2006 02 24.
40. Ikaheimonen, T. K.; Varti, V. P.; Ilus, E.; Klemola S. Monitoring of radionuclides in the Baltic Sea in 2003. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/3. STUK – Radiation and Nuclear Safety Authority, Finland, 2004. 6 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%209,%202004.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%209,%202004.html). Kreiptasi: 2006 06 12.
41. Ilus E. Chernobyl accident and the Baltic Sea. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/4. STUK – Radiation and Nuclear Safety Authority, Research and Environmental Surveillance, Laippatie 4, P.O. Box 14, FI-00881. Helsinki, Finland, 2006. 9 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%2011,%202006.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%2011,%202006.html). Kreiptasi: 2006 06 20.

42. Ilus E. et al. Monitoring of radionuclides in the Baltic Sea in 1989–90. Report TUC – A103, Finish Centre for Radiation and Nuclear Safety, Helsinki, 1993. 34 p.
43. Ilus, E.; Ilus, T. Sources of radioactivity in the Baltic Sea. STUK Radiation and Nuclear Safety Authority, P. O. Box 14, FIN-00881, Finland, Helsinki, 1997, p. 11–13.
44. International Atomic Energy Agency. Inventory of radioactive waste disposals at sea. IAEA-TECDOC-1105, Vienna: IAEA, 1999, 127 p.
45. Yablokov, A. V. et al. Facts and Problems Related to Radioactive Waste Disposal in Sea Adjacent to the Territory of the Russian Federation, Small World Publishers, Moscow, 1993.
46. Jakobson, E. Monitoring of radionuclides in the Baltic Sea 2002. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/14. Estonian Radiation Protection Centre, Estonia, 2003. 3 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%208,%2002003.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%208,%2002003.html). Kreiptasi: 2006 02 24.
47. Jakobson, E. Monitoring of radionuclides in the Baltic Sea 2003. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/14. Estonian Radiation Protection Centre, Estonia, 2004. 3 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%209,%2002004.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%209,%2002004.html). Kreiptasi: 2006 06 12.
48. Jeffries, D. V.; Preston, A.; Steele, A. K. Distribution of caesium-137 in British coastal waters. Mar. Pollution Bull., Vol 4, 1973, p. 178–121.
49. Kadziene, G.; Bumeliene, Z.; Lukinskiene, M.; Styro, D.; Cervokas, R. On express of radionuklide ^{137}Cs sorbtion and artifical radioactivity content in the coastal waters of the Baltic Sea. Atmospheric Physics, No 16, 1994, p. 95–97.
50. Kanivets, V. V.; Voisetkovitch, O. V.; Simov, V. G.; Golubeva, Z. A. The post-Chernobyl budget of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the Black Sea. Journal of Environmental Radioactivity, Vol 43, 1999, p. 121–135.
51. Kawamura, S.; Shibata, S.; Kurotaki, K.; Tageshita, H. The sorption charakteristics determination of ^{137}Cs in seawater. Anal. chim. acta, Vol 102, 1978, p. 225.
52. Kirillova, A.; Puzule, I.; Graveris, V. Monitoring of radionuclides in the Baltic Sea and Riga Gulf 2004. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/16. Latvian Environment, geology and meteorology agency, Latvia, 2005. 12 p. Prieiga

- per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%2010,%202005.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%2010,%202005.html). Kreiptasi: 2006 06 12.
53. Kirillova, A.; Puzule, I.; Graveris, V. Presentation on monitoring of radionuclides in the Baltic Sea and Riga Gulf 2002 and 2003. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/2/Rev. Latvian Environment agency, Latvia, 2004. 11 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%209,%202004.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%209,%202004.html). Kreiptasi: 2006 06 12.
54. Knapinska-Skiba, D.; Bojanowski, R.; Piekos, R. Dissolved and suspended forms of caesium-137 in marine and riverine environments of the southern Baltic ecosystem. *Nukleonika*, 47 (2), 2002, p. 53–58.
55. Larsen, T.; Petersen, O.; Chen, H. B. Numerical experiments on turbulent buoyant jets in flowing ambient. Venice, 1990. 192 p.
56. Larsen, T. Some hydraulic and environmental aspects of sea outfalls. Aalborg: Dep of Civil Eng., 2000. 202 p.
57. Launder, B. E.; Spalding, D. B. The numerical computation of turbulent flow. *Comp. Meth. in Applied Mech. Eng.*, 1974. 269 p.
58. Launder, B. E.; Spalding, D. B. The numerical computation of turbulent flows. *Comp. Methods Appl. Mech. Eng.*, 3, 1990, p. 196–203.
59. Lujanienė, G.; Šilobritienė, B.; Jokšas, K.; Morkūnienė, R. Behaviour of Radiocesium in Marine Environment. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba*, Nr. 2 (28), 2004, p. 23–32.
60. Lukinskienė, M.; Morkūnienė, R.; Bumelienė, Ž.; Styro, D. Radionuklido ^{137}Cs turinys aktyvumas Lietuvos jūrinėje ekonominėje zonoje 1996–1998 metų tyrimo duomenimis. *Aplinkos inžinerija*, T. VII, Nr. 2, Vilnius: Technika, 1999, p. 71–75.
61. Mackenzie, A. B.; Baxter, M. S.; McKinley, I. G.; Swan, D. S.; Jack, W. The determination of ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{210}Pb , ^{226}Ra and ^{228}Ra concentrations in nearshore marine sediments and seawater. *Journal of Radioanalytical Chemistry*, Vol 48, 1979, p. 29–47.
62. Maderich, V. S. Reconstruction and prediction of radionuclide transport in the Mediterranean Sea chain. *Journal of Environmental Radioactivity*, 43, 1999, p. 205–219.
63. Miyake, Y. et al. Contents of ^{137}Cs , plutonium and americium isotopes in the Southern Ocean waters. *Pap. Meteor. Geophys.*, 39, 1988. 95 p.

64. Miuller, J. S.; Schiuder, H.; Hansen, I. S. An integral model of the buoyant jet and plume in a cross current and wind in stratified flow. ASCE, New York, 1990, 822–835.
65. Nakaoka, A.; Yokoyama, H.; Fukushima, M.; Takagi, S. Rapid determination method of radiocesium in sea water by caesium-selective resin. Journal of Radioanal. Chem., Vol 56, No 1–2, 1980, p. 13–24.
66. Nielsen, S. P. A comparison between predicted and observed levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the Baltic Sea. Radioprotection-colloques, Vol 32, 1997, C2–387–394.
67. Nielsen, S. Radioactive substances in Danish waters. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/15. Radeation Research, Riso National Laboratory, Denmark, 2005. 26 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%2010,%202005.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%2010,%202005.html). Kreiptasi: 2006 06 12.
68. Nies, H. The radioactive contamination of the Baltic Sea during the years 1983 to 1987 and its radiological consequences. Dtsch. Hydrogr. Z., Vol 41, No 1, 1988, p. 38–49.
69. Pakanowski, R. C.; Dixon, K.; Rosati, A. The GFDL modular ocean model users guide, version 1.0. GFDL Ocean group technical report, 2, 1991. 176 p.
70. Perianez, R. Three-dimensional modelling of the tide – induced dispersion of radionuclides in the sea. Journal of Environmental Radioactivity, 40 (30), 1998, p. 215–237.
71. Piechura, J.; Beszczynska-Moller, A. Inflow waters in the deep regions of the southern Baltic sea. Oceanologia, 46 (1), 2004, p. 113–141.
72. Povinec, P. P.; Aarkrog, A.; Buesseler, K. O.; Delfanti, R.; Hirose, K.; Hong, G. H.; Ito, T.; Livingston, H. D.; Nies, H.; Noshkin, V. E.; Shima, S.; Togawa, O. ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239, 240}\text{Pu}$ concentration surface water time series in the Pacific and Indian Oceans – WOMARS results. Journal of Environmental Radioactivity, No 81, Elsevier Science Ltd., 2005, p. 63–87.
73. Preller, R. H.; Cheng, A. Modelling the transport of radioactive contaminants in the Arctic. Marine Pollution Bulletin, 38 (2), 1999, p. 71–91.
74. Proctor, R.; James, I. D. A fine resolution 3D model of the Southern North Sea. Journal of Marine Systems, 8, 1996, p. 285–295.
75. Radionuclides in Danish waters in 2003. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/9. Denmark, 2003. 13 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%2010,%202005.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%2010,%202005.html).

- helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%208,%202003.html. Kreiptasi: 2006 02 24.
76. Remeikis, V.; Kalinauskas, R. L. Taikomoji branduolio fizika ir radioekologija. Teorijos įvadas ir laboratoriniai darbai. Vilnius: Fizikos institutas, 1999. 151 p.
 77. Rodi, W. Examples of calculation methods for flow and mixing in stratified fluids. J. Geophys. Res., 92, 1987, p. 5305–5328.
 78. Rodi, W. Turbulent models and their applications in hydraulics. IAHR State of the art review, 1984.
 79. Salo, A.; Tuomainen, K.; Voipio, A. Inventories of some long-lived radionuclides in the Baltic Sea. The Science of the Total Environment, 54, Amsterdam, 1986, 247–260.
 80. Salo, A.; Voipio, A. On the ^{137}Cs and ^{90}Sr ratio in Baltic waters. In: Radioecological concentration processes, Pergamon Press, 1966, p. 827–833.
 81. Sarmiento, J. L.; Bryan, K. An ocean transport model for the North Atlantic. J. Geophys. Res., 87, 1982, p. 395–408.
 82. Sjoblom, K. L. et al. International Arctic Seas Assessment Project, Sci. Total Environ., 237/238, 1999, p. 153–166.
 83. Smith, T. J.; Appleby, G. P.; Hilton, J.; Richardson, N. Inventories and fluxes of ^{210}Pb , ^{137}Cs and ^{241}Am determined from the soils of three small catchments in Cumbria, UK. Journal of Environmental Radioactivity, 37(2), 1997, p. 127–142.
 84. Staneva, J. V.; Stanev, E. V. Cold water mass formation in the Black Sea and its sensitivity to horizontal resolution in numerical models. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1997. 393 p.
 85. Stanev, E. V.; Buesseler, K. O.; Stanev, E. V.; Livingston, H. D. A comparison of modelled and measured Chernobyl ^{90}Sr distributions in the Black Sea. Journal of Environmental Radioactivity, 43, 1999, p. 187–203.
 86. Stanev, E. V.; Buesseler, K. O.; Stanev, E. V.; Livingston, H. D. Application of radiotracers to study to atmospheric forcing and parameterization of some physical processes. Journal of Marine Systems, 13, 1997, p. 245–272.
 87. Stanev, E. V. On the mechanisms of the Black Sea circulation. Earth – Science Reviews, 28, 1990, 285–319.
 88. Stepanets, O. V. Distribution of artificial radionuclides in the Black and Mediterranean Seas at 1989–1990. Marine Hydrophysics Journal, 8, 1992, p. 73–79.

89. Styra, D.; Astrauskienė, N.; Bumelienė, Ž.; Čerkovas, R.; Kleiza, J.; Lukinskienė, M. Černobylio AE avarijos pasekmės Baltijos jūros vandenyje. Lietuvos užterštumas radionuklidais ir jo pasekmės. Seminaro pranešimai, Vilnius: Akademija, 1992, p. 118–124.
90. Styra, D. Baltijos jūros ekologinės problemos. Mokslas ir gyvenimas, Nr. 9, 2000, p. 42–43. (a)
91. Styra, D.; Bumelienė, Ž.; Kleiza, J.; Lukinskienė, M. Baltijos jūros radiologinė būklė Černobylio AES. Aplinkos apsauga, Nr. 1, Vilnius: Technika, 1994, p. 81–87.
92. Styra, D.; Bumelienė, Ž.; Kleiza, J.; Lukinskienė, M.; Morkūnienė, R. Prognosis of the Baltic Sea self-cleaning from the „Chernobyl“ radionuclide ^{137}Cs . Aplinkos inžinerija, T. VIII, Nr. 4, Vilnius: Technika, 2000, p. 198–202. (b)
93. Styra, D.; Lukinskienė, M. Aplinkos monitoringas I (radioekologija). Vilnius: Technika, 2001. 47 p.
94. Styra, D.; Morkūnienė, R. Aplinkos monitoringas II (Radioekologija). Vilnius: Technika, 2004. 48 p. (a)
95. Styra, D.; Morkūnienė, R. Baltijos jūros savivalos nuo dirbtinės kilmės radionuklidų eksperimentinių ir teorinių rezultatų palyginimas. Sveikatos mokslai, T. 13, Nr. 3 (26), Vilnius: Sveikata, 2003, p. 23–28.
96. Styra, D.; Morkūnienė, R.; Lukinskienė, M. Baltijos jūros savivala nuo dirbtinės kilmės radionuklidų. Sveikatos mokslai, Nr. 2 (18), Vilnius: Sveikata, 2002, p. 18–21. (a)
97. Styra, D.; Morkūnienė, R. On some peculiarities of radionuclide ^{137}Cs behaviour in the southeastern area of the Baltic Sea in 1995–1998. Aplinkos inžinerija, T. VIII, Nr. 1, Vilnius: Technika, 2000, p. 22–27. (c)
98. Styra, D.; Morkūnienė, R.; Vdovinskienė, S. Baltijos jūros priekrantės vandens radioaktyvioji tarša ir papildoma žmogaus apšvita. Sveikatos mokslai, T. 14, Nr. 3 (34), Vilnius: Sveikata, 2004, p. 28–31. (b)
99. Styra, D.; Vdovinskienė, S.; Kleiza, J. Baltijos jūros pietrytinės dalies vandens masių cirkuliacijos ypatumai. Aplinkos inžinerija, T. X, Nr. 1, Vilnius: Technika, 2002, p. 25–30. (b)
100. Styro, D.; Astrauskiene, N.; Kleiza, J.; Vdovinskiene, S. Simulation of the self-cleaning process of a passive admixture in the Lithuanian economic area of the Baltic Sea. Lithuanian Journal of Physics, Vol 42, No 2, 2002, p. 139–145. (a)

101. Styro, D.; Bumeliene, Zh.; Lukinskiene, M.; Morkuniene, R. ^{137}Cs and ^{90}Sr behavioural regularities in the southeastern part of the Baltic Sea. *Journal of Environmental radioactivity*, No 53, Elsevier Science Ltd., 2001, p. 27–39.
102. Styro, D.; Kleiza, J.; Morkuniene, R. Determination of vertical turbulent diffusion in the Baltic Sea using „Chernobyl“ radionuclide ^{137}Cs . *Environmental Physics*, Vol 20 (2), Vilnius: Institute of Physics, 1998, p. 34–42.
103. Styro, D.; Lukinskiene, M.; Morkuniene, R. On the slow self-cleaning process of the Baltic Sea of artificial radionuclides. The 5th International Conference on Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic, St. Petersburg, Russia, 16-20 June 2002, p. 309–311. (b)
104. Styro, D.; Lukinskiene, M.; Morkuniene, R. Peculiarities of self-cleaning of the waters of the Baltic sea of ^{137}Cs and ^{90}Sr . International Conference on Radioactivity in the Environment, Monaco, 1-5 September 2002. 4 p. (c)
105. Styro, D.; Lukinskiene, M.; Morkuniene, R. The Features of Self-Purification of the Baltic Sea Waters from ^{137}Cs Radionuclide. *Oceanology*, Vol 44, No 2, Moscow: Nauka, 2004, p. 183–191.
106. Styro, D.; Morkuniene, R. Comparison of the measured and calculated results of ^{137}Cs and ^{90}Sr concentration change in the Baltic Sea after Chernobyl Power Plant accident. Protection of the environment from the effects of ionizing radiation, Proceedings of an International Conference, Stockholm, 6–10 October 2003, IAEA-CN-109/6, Viena: IAEA, 2005, p. 171–174.
107. Styro, D.; Morkuniene, R.; Vdovinskiene, S. The Process of Self-Purification of the Baltic Sea Waters from Artificial Radionuclides. *Oceanology*, Vol 46, No 3, Moscow: Nauka, 2006, p. 358–367.
108. Suplinska, M.; Adamczyk, A. Distribution of caesium-137, plutonium-239, 240, plutonium-238, strontium-90 and radium-226 in bottom sediments from southern Baltic Sea in years 2002–2003. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/7. Department of Radiation Hygiene, Poland, 2004. 9 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%209,%202004.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%209,%202004.html). Kreiptasi: 2006 06 12.
109. Suplinska, M.; Adamczyk, A. Distribution of caesium-137, plutonium-239, 240, plutonium-238, strontium-90 and radium-226 in bottom sediments from southern Baltic

- Sea in 2005. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/1. Department of Radiation Hygiene, Central Laboratory for Radiological Protection. Warsaw, Poland, 2006. 7 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%2011,%202006.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%2011,%202006.html). Kreiptasi: 2006 06 20.
110. Suplinska, M. M. Vertical distribution of ^{137}Cs , ^{210}Pb , ^{226}Ra and $^{239,240}\text{Pu}$ in bottom sediments from the Southern Baltic Sea in the years 1998–2000. *Nukleonika*, 47 (2), 2002, p. 45–52.
111. Tishkov, V.; Belenkii, M.; Gavrilov, V.; Gritchenko, Z.; Ivanova, L.; Konopatkin, A.; Orlova, T.; Panteleev, Y.; Plekhov, V.; Flegontov, V. Radioactivity of the Baltic Sea, 2002. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/11. V.G.Khlopin Radium Institute, Laboratory for Radioecological Monitoring, St.Petersburg, Russia, 2004. 15 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%209,%202004.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%209,%202004.html). Kreiptasi: 2006 06 12.
112. Tishkov, V. P.; Belenkii, M. I.; Gavrilov, V. M.; Gritchenko, Z. G.; Ivanova, L. M.; Konopatkin, A. S.; Orlova, T. E.; Panteleev, Y. A.; Plekhov, V. S. Radioactivity of the Baltic Sea 2001. Scientific reports and information by the Project Members, Document 4/3. V.G.Khlopin Radium Institute, Laboratory for Radioecological Monitoring, St.Petersburg, Russia, 2003. 13 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%208,%202003.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%208,%202003.html). Kreiptasi: 2006 02 24.
113. Tishkov, V. P.; Belenkii, M. I.; Gavrilov, V. M.; Gritchenko, Z. G.; Ivanova, L. M.; Konopatkin, A. S.; Orlova, T. E.; Panteleev, Yu. A.; Plekhov, V. S. Radioactivity of the Baltic Sea, 2000. Scientific reports and information by the Project Members, Document 4/10. V.G.Khlopin Radium Institute, Laboratory for Radioecological Monitoring, St.Petersburg, Russia, 2002. 23 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%207,%202002.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%207,%202002.html). Kreiptasi: 2006 02 24.
114. Tishkov, V.; Stepanov, A.; Panteleev, Y.; Gavrilov, V.; Ivanova, L.; Gritchenko, Z.; Flegontov, V.; Konopatkin, A.; Lebedev, E.; Osokina, A.; Plekhov, V.; Moskaleva, L.; Polischuk, O.; Savelieva, I.; Belenki, M.; Cherezov, N.; Vasiliev, S. Radioactivity of the

- Baltic Sea, 2003–2004. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/22. V.G.Khlopin Radium Institute, Laboratory for Radioecological Monitoring, St. Petersburg, Russia, 2005. 34 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%2010,%202005.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%2010,%202005.html). Kreiptasi: 2006 06 12.
115. Tishkov, V.; Stepanov, A.; Panteleev, Y.; Gavrilov, V.; Konopatin, A.; Lebedev, E.; Osokina, A.; Savelieva, I.; Belenki, M.; Cherezov, N.; Vasiliev, S. Radioactivity of the Baltic Sea, 2005. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/11. V.G.Khlopin Radium Institute, Laboratory for Radioecological Monitoring. St. Petersburg, Russia, 2006. 14 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%2011,%202006.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%2011,%202006.html). Kreiptasi: 2006 06 20.
116. UNEP/IAEA. Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by radioactive substances. Map Technical Reports No 62, 1992. 133 p.
117. Vakulovskii, S. M. Contamination with caesium-137 and strontium-90 of the water objects on the territory under fallout of Ch NPP accident. Meteorology and Hydrology, 7, 1991, p. 64–73.
118. Varti, V. P.; Ikaheimonen, T. K.; Ilus, E. and Klemola S. Monitoring of radionuclides in the Baltic Sea in 2004. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/4. STUK – Radiation and Nuclear Safety Authority, Finland, 2005. 6 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%2010,%202005.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%2010,%202005.html). Kreiptasi: 2006 06 12.
119. Varti, V. P.; Ilus, E.; Mattila, J.; Klemola, S. and Ikäheimonen T. K. Monitoring of radionuclides in the Baltic Sea in 2005. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/3. STUK – Radiation and Nuclear Safety Authority. Finland, 2006. 15 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%2011,%202006.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%2011,%202006.html). Kreiptasi: 2006 06 20.
120. Vilimaitė-Šilobritienė, B. Baltijos jūros dugno nuosėdų tarša ¹³⁷Cs ir jos sąlygojamos apšvitos dozės. Sveikatos mokslai, T. 14, Nr. 2 (33), Vilnius: Sveikata, 2004, p. 67–71.

121. Voipio, A.; Salo, A. On the balance of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the Baltic Sea. *Nordic Hydrology*, Vol 2, 1971, p. 57–63.
122. Worldwide marine radioactivity studies (WOMARS). Radionuclide levels in oceans and seas. Final report of a coordinated research project, IAEA-TECDOC-1429, Vienna: IAEA, 2005, 187 p.
123. Zalewska, T.; Lipska, J. ^{137}Cs and ^{90}Sr distribution in the Southern Baltic environment, in 2004 and 2005. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/2. Institute of Meteorology and Water Management, Maritime Branch. Gdynia, Poland, 2006. 5 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%2011,%202006.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%2011,%202006.html). Kreiptasi: 2006 06 20. (a)
124. Zalewska, T.; Lipska, J. Contamination of the southern Baltic Sea with ^{137}Cs and ^{90}Sr over the period 2000–2004. *Journal of Environmental Radioactivity*, No 91, 2006, p. 1–14. (b)
125. Zalewska, T.; Lipska, J. The activity of ^{137}Cs in seawater in the Polish sector of the Baltic Sea in 2003. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/4. Institute of Meteorology and Water Management, Maritime Branch. Gdynia, Poland, 2004. 5 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%209,%202004.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%209,%202004.html). Kreiptasi: 2006 06 12.
126. Zalewska, T. The activity of ^{137}Cs in seawater in the Polish sector of the Baltic Sea in 2002. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/5. Institute of Meteorology and Water Management, Maritime Branch. Gdynia, Poland, 2003. 6 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%208,%202003.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%208,%202003.html). Kreiptasi: 2006 02 24.
127. Zalewska, T. ^{137}Cs and ^{90}Sr distribution in the Southern Baltic region, in 2006. Scientific reports and information by the Project Members, Document 3/5. Institute of Meteorology and Water Management, Maritime Branch. Gdynia, Poland, 2007. 7 p. Prieiga per internetą: [http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20\(MONAS\)/MORS%20PRO%2012,%202007.html](http://sea.helcom.fi/dps/docs/folders/Monitoring%20and%20Assessment%20Group%20(MONAS)/MORS%20PRO%2012,%202007.html). Kreiptasi: 2007 10 05.
128. Žaromskis, R. Okeanai, jūros, estuarijos. Vilnius: Debesija, 1996. 293 p.

129. Алексаньян, О. М. К методике радиохимического анализа поверхностных вод. Гидрохим. материалы, Т. 53, 1972, с. 163–167.
130. Анисимов, В. В.; Гаврилов, В. М.; Гритченко, З. Г.; Иванова, Л. М.; Лазарев, Л. Н.; Орлова, Т. Е.; Пантелеев, Ю. А.; Тишков, В. П.; Тишкова, Н. А.; Топорков, В. П. Исследование радиоактивности Балтийского моря в 1991 году. Санкт-Петербург: НПО „Радиевый институт им. В. Г. Хлопина“, Лаборатория мониторинга радиоактивного загрязнения окружающей среды, Отчет, 1992, 46 с.
131. Батраков, Г. Ф.; Еремеев, В. Н.; Чудиновских, Т. В.; Земляной, А. Д. Радиоактивность Черного моря. ЭКОСИ – Геофизика, Севастополь, 1994. 215 с.
132. Бетенеков, Н. Д.; Кафтайлов, В. В.; Бушков, И. Е. Сорбция цезия из растворов типа морской воды. Радиохимия, Т. 29, Вып. 1, 1987, с. 127–129.
133. Бондаренко, Г. Н.; Калашникова, Ю. С. Разработка методики концентрирования цезия-137 из морской воды на ферроцианидно-органических ионитах. Океанология, Т. 14, Вып. 2, 1974, с. 361–365.
134. Борисенко, Г. С.; Кандинский, П. А.; Гедеонов, Л. И.; Иванова, Л. М.; Петров, А. А. Радиохимическое определение стронция-90 и цезия-137 в водах Тихого океана и пограничных с ним морей. Радиохимия, Т. 28, Вып. 4, 1986, с. 519–526.
135. Борисов, С. М.; Крылов, В. Н.; Ларина, К. П.; Щукин, С. В. Сорбция радионуклидов ферроцианидными сорбентами. Радиохимия, Т. 32, Вып. 2, 1990, с. 25–28.
136. Вакуловский, С. М.; Никитин, А. И.; Чумичев, В. Б. О воздействии поступления радиоактивных промышленно-загрязненных вод Северного моря на радиационную обстановку Балтийском море. Атомная энергия, Т. 62, Вып. 2, 1987, с. 104–108.
137. Гаврилов, В. М.; Гритченко, З. Г.; Иванова Л. М. и др. Стронций-90, Цезий-137 в водоемах прибалтийского региона советского союза (1986–1988 гг.). Радиохимия, Вып. 3, 1990, с. 171–179.
138. Громов, В. В.; Москвин, А. И.; Сапожников, Ю. А. Техногенная радиоактивность Мирового океана. Москва: Энергоатомиздат, 1985. 226 с.
139. Егорова, Н. В.; Крылов, В. Н. и др. Неорганические сорбенты в радиохимическом анализе морской воды. Влияние условий синтеза ферроцианида циркония на сорбцию цезия-137. Радиохимия, Т. 20, Вып. 5, 1978, с. 737–741.

140. Иванова, Л. М. Метод одновременного определения ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{144}Ce в морской воде. Радиохимия, Т. 9, Вып. 5, 1967, с. 622–633.
141. Исследование радиоактивности Балтийского моря в 1991–1995 годах (отчеты). Санкт-Петербург: НПО „Радиевый институт им. В. Г. Хлопина“, 1992–1996. 240 с.
142. Комплексные исследования проблем антропогенного загрязнения океана. Владивосток, 1982, с. 133–168.
143. Кочергин, С. В.; Тимченко, И. Е. Вариационные методы усвоения наблюдений в моделях динамики океана. Севастополь: МГИ АН Украины, 1989. 46 с.
144. Лаврухина, А. К.; Малышева, Т. В.; Павлоцкая, Ф. И. Радиохимический анализ. Москва: Академия Наук СССР, 1963, с. 162–216.
145. Лазарев, Л. Н.; Геденов, Л. И.; Иванова, Л. М. и др. Содержание стронция-90 и цезия-137 в водах бассейна Балтийского моря в 1979–1981 гг. Радиохимия, Вып. 5, 1983, с. 669–675.
146. Марчук, Г. И.; Скиба, Ю. Н. Численный расчет сопряженной задачи для модели термического взаимодействия атмосферы с океанами и континентами. Физика атмосферы и океана, 15, 1976, с. 459–469.
147. Михайлов, Ю. Д. Статические характеристики турбулентного поля течений и их оценка в прибрежной зоне Балтийского моря. Труды ГОИН, 122, 1974, с. 90–107.
148. Мэтьюз, Д. Г.; Финк, К. Д. Численные методы. Использование MATLAB. Москва: Вильямс, 2001. 713 с.
149. Нелепо, Б. А.; Доманов, М. М. Изотопообменный метод контроля содержания Cs-137 в морской воде. Океанология, Т. 13, Вып. 4, 1973, с. 602–604.
150. Нелепо, Б. А. Ядерная гидрофизика. Москва: Атомиздат, 1970. 224 с.
151. Никитин, А. И.; Кабанов, А. И.; Бобкун, Л. А. Применение волокнистых сорбентов для концентрирования радиоактивного цезия из пресных природных вод. Радиохимия, Т. 32, Вып. 4, 1990, с. 89–93.
152. Озмидов, Р. В. Основные закономерности распространения загрязняющих примесей в Мировом океане. Комплексный глобальный мониторинг Мирового океана. Труды I Международного симпозиума, СССР, Талин, 2–10 Октября 1983 г., Т. 1, Ленинград: Гидрометеиздат, 1985, с. 238–247.

153. Павлоцкая, Ф. И. Основные принципы радиохимического анализа объектов природной среды и методы определения радионуклидов стронция и трансурановых элементов. Журн. Аналит. химии, Т. 52, Но. 2, 1997, с. 126–143.
154. Стыро, Д. Б.; Астраускене, Н. П.; Каджене, Г. И.; Лукинскене, М. В. О поведении радионуклидов искусственного происхождения в прибрежной зоне Балтийского моря. Физика атмосферы, Но. 12, Vilnius: Mokslo, 1988, с. 151–155.
155. Стыро, Д.; Богданович, А.; Моркуниене, Р.; Погребняк, Е. Радиоактивное состояние юго-восточной части Балтийского моря в 1971–1995 гг., его моделирование, прогноз, имитация. Aplinkos inžinerija, Nr. 1 (5), Vilnius: Technika, 1996, p. 27–34.
156. Стыро, Д. Б.; Бумялене, Ж. В.; Каджене, Г. И.; Клейза, И. В.; Лукинскене, М. В.; Погребняк, Е. В. Структура полей активности радионуклидов искусственного происхождения в поверхностных водах Балтийского моря осенью 1986 и 1987 гг. Атомная энергия, Т. 68, Вып. 1, 1990, с. 14–18.
157. Стыро, Д. Б.; Бумялене, Ж. В.; Каджене, Г. И.; Клейза, И. В.; Лукинскене, М. В.; Червокас, Р. В. Распределение объемной активности радионуклидов искусственного происхождения в поверхностных и глубинных водах Балтийского моря осенью 1989 г. Атомная энергия, Т. 72, Вып. 4, 1992, 398–400.
158. Стыро, Д. Б. Вопросы ядерной гидрофизики. Ленинград: Гидрометеиздат, 1989. 255 с.
159. Стыро, Д.; Лукинскене, М.; Моркунене, Р. О самоочищении Балтийского моря от радионуклида ^{137}Cs в 1997–1999 гг. Вестник, Но. 10 (46), Санкт-Петербург: МАНЭБ, 2001, с. 34–40.
160. Стыро, Д.; Лукинскене, М.; Моркунене, Р. Сравнительный процесс самоочищения вод юго-восточной части Балтийского моря от радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr . Aplinkos inžinerija, Т. X, Nr. 4, Vilnius: Technika, 2002, p. 176–183.
161. Стыро, Д.; Моркунене, Р. Радиоактивное загрязнение вод юго-восточной части Балтийского моря после Чернобыльской аварии до настоящего времени. Вестник, Т. 8, Но. 6, Санкт-Петербург: МАНЭБ, 2003, с. 106–111.
162. Тишков, В. П.; Бельский, М. И.; Гаврилов, В. М.; Гритченко, З. Г.; Иванова, Л. М.; Конопаткин, А. С.; Орлова, Т. Е.; Пантелеев, Ю. А.; Тишкова, Н. А. Исследование радиоактивности Балтийского моря в 1995 году. НПО „Радиовый институт

- им. В. Г. Хлопина“, Лаборатория мониторинга радиоактивного загрязнения окружающей среды, Отчет Но. 2523-И, 1996. 41 с.
163. Фельзенбаум, А. И. Теоретические основы и методы расчета установившихся морских течений. Москва: Академия Наук СССР, 1960. 128 с.
164. Флетчер, К. Вычислительные методы в динамике жидкостей. Москва: Мир, Т. 1, 1991. 504 с.
165. Чудиновских, Т. В.; Земляной, А. Д.; Баткаров, Г. Ф.; Еремеев, В. Н. Радиоактивность Черного моря. Севастополь: ЭКОСИ – Гидрофизика, 1994. 213 с.
166. Шведов, В. П.; Патин, С. А. Радиоактивность океанов и морей. Москва: Атомиздат, 1968. 286 с.

AUTORĖS PUBLIKACIJŲ DISERTACIJOS TEMA SĄRAŠAS

- 1A. Styra, D.; Morkūnienė, R.; Daunaravičienė, A. Dirbtinės kilmės radionuklidų turinio aktyvumo palyginimas Lietuvos jūrinėje akvatorijoje ir priekrantėje bei savivalos tendencijos analizė. Sveikatos mokslai, T. 14, Nr. 2 (33), Vilnius: Sveikata, 2004, p. 60–64. ISSN 1392-6373.
- 2A. Daunaravičienė, A. Dirbtinės kilmės radionuklido ^{137}Cs koncentracijos svyravimai Lietuvos priekrantėje. 8-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“ medžiaga. Vilnius: Technika, 2005, p. 186–189. ISBN 9986-05-853-8.
- 3A. Styra, D.; Kleiza, J.; Morkūnienė, R.; Daunaravičienė, A. ^{137}Cs radionuklido turinio aktyvumo pokyčiai Baltijos jūros Lietuvos priekrantėje 2004 m. Sveikatos mokslai, T. 15, Nr. 3 (40), Vilnius: Sveikata, 2005, p. 136–139. ISSN 1392-6373.
- 4A. Стыро, Д.; Моркунене, Р.; Даунаравичене, А.; Юозулинас, А. О поведении радионуклида ^{137}Cs в прибрежных водах Балтийского моря в 2002–2004 гг. Вестник, Т. 10, Но. 1, Санкт-Петербург: МАНЭБ, 2005, с. 87–92. ISSN 1605-4369.
- 5A. Styra, D.; Kleiza, J.; Morkūnienė, R.; Daunaravičienė, A. Change cyclicity of volumetric activity of radionuclide ^{137}Cs in coastal waters of the Baltic Sea and its possible reasons. Journal of Environmental Engineering and Landscape Management, Vol XIV, No 2, Vilnius: Technika, 2006, p. 69–76. ISSN 1648-6897.

- 6A. Daunaravičienė, A. ^{137}Cs radionuklido tūrinio aktyvumo eksperimentiniai ir teoriniai rezultatai Baltijos jūros priekrantėje 2005–2006 m. 10-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“ medžiaga. Vilnius: Technika, 2007, p. 148–155. ISBN 978-9955-28-136-8.
- 7A. Styra, D.; Morkūnienė, R.; Astrauskienė, N.; Daunaravičienė, A. Comparison and analysis of measurement results of the volume activity of ^{137}Cs at the Baltic Sea coast in 2003–2005. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, Vol XV, No 2, Vilnius: Technika, 2007, p. 55–60. ISSN 1648-6897.