



VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS

Rima Ladygienė

**MAISTO RADIOAKTYVIOSIOS TARŠOS
ĮTAKOS ŽMOGAUS VIDINEI APŠVITAI
TYRIMAI, VERTINIMAS IR
PROGNOZAVIMAS**

Daktaro disertacija

Technologijos mokslai, aplinkos inžinerija ir kraštovaizdis – 04T

Vilnius, 2006

Disertacija parengta 2002–2006 metais Vilniaus Gedimino technikos universitete.

Darbo mokslinis vadovas

prof. habil. dr. Donatas Butkus (Vilniaus Gedimino technikos universitetas, technologijos mokslai, aplinkos inžinerija ir kraštovaizdis – 04T).

Konsultantai:

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

dr. Gendrutis Morkūnas (Radiacinės saugos centras, fiziniai mokslai, fizika – 02P).

Turinys

IVADAS	7
Problema.....	7
Temos aktualumas.....	8
Darbo tikslai.....	9
Pagrindiniai darbo uždaviniai.....	9
Darbo rezultatų naujumas.....	9
Darbo praktinė vertė ir rezultatų realizavimas.....	10
Ginamieji teiginiai.....	10
Darbo aprobavimas.....	11
Pranešimai disertacijos tema mokslinėse konferencijose.....	11
Apimtis ir struktūra.....	13
Autorės asmeninis indėlis į disertacinį darbą.....	13
1. RADIOAKTYVIOSIOS MEDŽIAGOS, JŲ JONIZUOJANČIOSIOS SPINDULIUOTĖS SUKELTA ŽMOGAUS VIDINĖ APŠVITA	15
1.1. Gamtinės ir dirbtinės kilmės radioaktyviosios medžiagos, jų patekimo į aplinką būdai.....	15
1.1.1. Gamtinės ir dirbtinės kilmės radioaktyviosios medžiagos	15
1.1.2. Cezio ir stroncio stabilieji ir radioaktyvieji izotopai, jų charakteristikos	17
1.1.3. ^{137}Cs ir ^{90}Sr patekimo į aplinką būdai.....	19
1.1.4. Lietuvos teritorijos tarša ^{137}Cs ir ^{90}Sr	21
1.2. Radionuklidų migracija aplinkoje ir jų patekimas į maistą	24
1.2.1. Radionuklidų migracija sistemoje: dirvožemis – augalas.....	25
1.2.2. Radionuklidų migracija sistemoje: dirvožemis – gyvūnas.....	29
1.2.3. Radionuklidų sumažėjimas ruošiant maistą.....	30
1.2.4. Metinis maisto produktų suvartojimas vienam gyventojui.....	32
1.3. Radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės nulemta žmogaus apšvita.....	34
1.3.1. Radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės nulemtos žmogaus apšvitos reglamentavimas.....	34
1.3.2. Gamtinės ir dirbtinės kilmės šaltinių jonizuojančiosios spinduliuotės sukeltos apšvitos dozės.....	39

1.3.3. Apšvitos dozės dėl radionuklidų maiste jonizuojančiosios spinduliuotės įvertinimo būdai.....	41
1.4. Radionuklidų savitųjų ir tūrinių aktyvumų maiste tyrimų metodai.....	43
1.4.1. Aplinkos mėginių ėmimo metodai.....	44
1.4.2. Maisto mėginių ėmimo metodai.....	45
1.4.3. Mėginių pirminio paruošimo metodai	47
1.4.4. Radiocheminių ir radiometrinių tyrimų metodai.....	47
1.5. Aplinkos komponentų ir maisto radiologinio monitoringo sistemos.....	49
1.5.1. Aplinkos radiologinio monitoringo struktūra užsienio šalyse.....	50
1.5.2. Maisto radiologinis monitoringas Lietuvoje.....	52
1.6. Modeliai vidinės apšvitos dozei vertinti.....	54
1.6.1. Apšvitos dozės dėl radionuklidų maiste jonizuojančiosios spinduliuotės vertinimo modeliai.....	54
1.6.2. Mėginių ėmimo programų vertinimo modeliai.....	56
1.7. Išvados ir darbo uždaviniai.....	57
2. TYRIMŲ OBJEKTAS IR METODAI.....	59
2.1. ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitojo ir tūrinio aktyvumo vietinės kilmės neapdorotuose maisto produktuose nustatymo metodika.....	59
2.2. Paruošto maisto mėginių ėmimo metodika.....	62
2.3. Tyrimo metodikos, taikytos nustatant ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitąjį ir tūrinį aktyvumą maiste.....	63
2.4. Statistinio mėginių kiekio įvertinimo, naudojant Enviro–Calc programą, metodika.....	65
2.5. Metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr arba ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės įvertinimo metodika.....	71
2.6. Mėginių kiekio apskaičiavimo matematinės programos metodika.....	72
2.7. Išvados	73
3. DARBO REZULTATAI IR JŲ ANALIZĖ. APŠVITOS DOZIŲ DĖL ^{90}Sr IR ^{137}Cs MAISTE JONIZUOJANČIOSIOS SPINDULIUOTĖS KAITOS TENDENCIJŲ, JAS LEMIANČIŲ FAKTORIŲ ĮVERTINIMAS 1965–2003 METAIS IR MAISTO RADIOLOGINIO MONITORINGO PROGRAMOS REKOMENDACIJOS.....	74
3.1. ^{90}Sr ir ^{137}Cs tūrinio ir savitojo aktyvumo neapdorotuose maisto produktuose tyrimų duomenų suvestinių sudarymas.....	74

3.2. Maisto produktų suvartojimo vienam šalies gyventojui per metus įtakos metinei efektinei apšvitos dozei 1965–2003 metais kaitos tendencijų įvertinimas.....	75
3.2.1. Maisto produktų pagaminimo šalyje kaitos tendencijų įvertinimas.....	76
3.2.2. Maisto produktų kiekio ir rūšių suvartojimo vidaus reikmėms kaitos tendencijų įvertinimas.....	77
3.2.3. Importuotų maisto produktų, galinčių nulemti papildomą gyventojų apšvitą, kaitos tendencijų įvertinimas.....	82
3.3. ^{90}Sr ir ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste faktoriaus nustatymas.....	83
3.4. Metinės efektinės apšvitos dozės vidutiniam suaugusiam šalies gyventojui dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės kaita 1965–2003 metais.....	88
3.4.1. Apšvitos dozės, kurias gavo gyventojas, vartodamas pieną.....	89
3.4.2. Apšvitos dozės, kurias gavo gyventojas, vartodamas mėsą.....	91
3.4.3. Apšvitos dozės, kurias gavo gyventojas, vartodamas bulves.....	93
3.4.4. Apšvitos dozės, kurias gavo gyventojas, vartodamas grūdus.....	96
3.4.5. Apšvitos dozės, kurią gavo gyventojas, vartodamas žuvis.....	98
3.4.6. Apšvitos dozės, kurias gavo gyventojas, vartodamas kopūstus.....	103
3.5. Apšvitos dozės, kurias gavo atskiros šalies gyventojų grupės.....	105
3.5.1. Apšvitos dozės, kurias gavo vidutinis suaugęs šalies gyventojas.....	105
3.5.2. Apšvitos dozės, kurias gavo šalies kūdikis iki vienerių metų.....	108
3.5.3. Apšvitos dozės, kurias gavo šalies medžiotojas ir jo šeimos narys.....	112
3.5.4. Apšvitos dozės, kurias gavo šalies studentas.....	113
3.6. Maisto radiologinio monitoringo Lietuvoje 1965–2003 metais optimalumo įvertinimas, naudojant Enviro–Calc programą ir parengtą matematinę programą.....	114
3.6.1. Skaičiavimų, naudojant Enviro–Calc programą, eiga ir rezultatai.....	114
3.6.2. Pieno radiologinio monitoringo įvertinimas.....	116
3.6.3. Mėsos radiologinio monitoringo įvertinimas.....	116
3.6.4. Bulvių radiologinio monitoringo įvertinimas.....	117
3.6.5. Grūdų radiologinio monitoringo įvertinimas.....	119
3.6.6. Žuvų radiologinio monitoringo įvertinimas.....	120
3.6.7. Kopūstų radiologinio monitoringo įvertinimas.....	121

3.7. Maisto radiologinio monitoringo programos sudarymo, įvertinant mėginių rūšis ir kiekį, rekomendacijos.....	122
3.8. Išvados.....	126
4. MATEMATINĖ PROGRAMA MAŽIAUSIAM STATISTIŠKAI PATIKIMAM MĖGINIŲ KIEKIUI APSKAIČIUOTI.....	128
4.1. Matematinė programa mėginių kiekiui nustatyti, leidžianti numatyti įvertintos apšvitos dozės tikslumą.....	128
4.2. Išvados.....	134
BENDROSIOS IŠVADOS IR REKOMENDACIJOS.....	135
Literatūra.....	137
Autorės publikacijų disertacijos tema sąrašas.....	145
PRIEDAS. RADIOLOGINIŲ TYRIMŲ, NUSTATANT ^{90}Sr IR ^{137}Cs TŪRINIUS IR SAVITUOSIUS AKTYVUMUS MAISTE 1965–2003 METAIS, DUOMENYS.....	147
Padėka.....	150

IVADAS

Problema

Visuomenė neadekvačiai vertina aplinkos taršą ir su tarša susijusį galimą poveikį žmogaus sveikatai. Ypač tai pasakytina apie maistą. Todėl atsirado būtinybė nuolat stebėti ir kontroliuoti taršą radionuklidais aplinkoje, vertinti, kokias pasekmes gali lemti padidėjusi apšvita, ir planuoti priemones taršos poveikiui išvengti.

Jonizuojančioji spinduliuotė siejama kartu su planetos atsiradimu, tačiau praktinėje veikloje jina pradėta naudoti tik prieš šimtą metų. Palaipsniui susiformavo supratimas apie galimybę išvengti nepagrįstos apšvitos, buvo suformuluoti pirmieji saugos nuo žalingo jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio principai. Dirbtinės kilmės radionuklidai aplinkoje pasirodė 1945 metais, kai buvo susprogdintos pirmosios atominės bombos, jie nuolat patenka į aplinką bandant branduolinį ginklą, veikiant atominėms jėgainėms, branduolinio kuro perdirbimo įmonėms ir kitiems branduolinės energetikos objektams, taip pat avarių šiuose objektuose metu. Branduolinės energijos plėtra, jonizuojančiosios spinduliuotės šaltinių naudojimas praktinėje veikloje didina poreikį tirti jonizuojančiosios spinduliuotės poveikį žmogaus aplinkai.

XX a. šeštajame dešimtmetyje buvo pradėti tyrimai vertinant žmogaus vidinę apšvitą, sukeltą radionuklidų, patenkančių į organizmą su maisto produktais. Lietuvoje tokie pirmieji tyrimai atlikti 1965 metais. Taip buvo pradėtas maisto produktų taršos radionuklidais monitoringas. Buvo vertinami ilgaamžiai dirbtinės kilmės radionuklidai maiste – stroncis (^{90}Sr) ir cezis (^{137}Cs), kurie organizme elgiasi kaip stabilųjų izotopų kalio ir kalcio analogai. Jie patenka į audinius ir kaulus, švitina organizmą iš vidaus beta dalelėmis. Šių dviejų ilgaamžių radionuklidų į aplinką patekdavo gana daug. Mėginių ėmimo vietos Lietuvoje 1965 metais buvo parinktos penkiuose regionuose apie didžiuosius šalies miestus ir praktiškai nepakeistos iki šiol. Po 1976 metų, pradėjus projektuoti Ignalinos atominę elektrinę, radiologinis monitoringas buvo išplėstas apie elektrinę (30 km zonoje), po 1997 metų – 50 km zonoje.

Maisto radiologinio monitoringo tikslas yra apšvitos dozės dėl maiste esančių radionuklidų įvertinimas žmogui, nustatant radionuklidų kiekius maiste, stebint radionuklidų aktyvumą maisto produktuose kaitą bei, remiantis šio stebėjimo rezultatais, užtikrinant žmonių sveikatos apsaugą nuo jonizuojančiosios spinduliuotės. Kai kuriais atvejais apšvitos dozės vertinamos kritinių grupių žmonėms, kuriuos labiausiai veikia vienas ar kitas jonizuojančiosios

spinduliuotės šaltinis. Apšvitos dozių dėl maiste esančių dirbtinės kilmės radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės vertinimas Lietuvoje buvo pradėtas tik pastaraisiais metais. Apšvitos dozei vertinti reikia duomenų apie maisto produktų suvartojimą vienam gyventojui per metus bei duomenų apie tai, kaip radionuklidai sumažėja maistą ruošiant.

Lietuvoje, kur visais laikais buvo išvystytas žemės ūkis, pagrindiniai maisto produktai buvo vartojami daugiausia vietinės kilmės. Pastaruoju dešimtmečiu, išsiplėtus ryšiams su kitomis šalimis, keitėsi mitybai vartojamų produktų kilmė, tipinį Lietuvos gyventojo racioną papildė atvežtiniai maisto produktai. Todėl atsirado būtinybė naujai peržvelgti maisto radiologinio monitoringo programą, prireikus padaryti korekcijas. Tokios priemonės reikalingos, kad paimtas mėginių kiekis ir jų rūšys būtų optimalūs vertinant ir prognozuojant vidutinio šalies gyventojo vidinę apšvitą dėl maisto produktuose esančių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės.

Temos aktualumas

Maisto radiologinio monitoringo, nustatant ^{90}Sr ir ^{137}Cs savituosius ir tūrinius aktyvumus, optimizavimo būdai nėra nagrinėti. Nenustatyta, kaip maisto mėginių radiologinių tyrimų rezultatai atspindi radionuklidų kiekį visame suvartotame maiste. Šiuo metu negalima atsakyti į klausimą, ar šalies gyventojų apšvita dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės įvertinta pagal atliktų maisto radiologinių tyrimų rezultatus, buvo ir yra tikrai tokia, kokia buvo nustatyta ar nustatoma, t. y. trūksta duomenų apie tyrimų rezultatų reprezentatyvumą.

Aplinkosauginiu ir ekonominiu požiūriu įvertinti maisto radiologinio monitoringo optimalumą bei parengti jo keitimo rekomendacijas dėl taršos aplinkoje lygių ir maisto produktų importo kaitos tendencijų yra aktualu, vengiant nepagrįstai didelių radiologinių tyrimų apimčių. Optimalus mėginių kiekis ir tinkamos mėginių rūšys įgalintų išvengti nepagrįstai didelės apšvitos gyventojams, tinkamai įvertinus vidutines dozes dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės.

Maisto radiologinio monitoringo optimizavimas svarbus ir dėl pastarųjų metų tendencijų atskirose valstybėse, taip pat ir Lietuvoje, planuojant plėtoti branduolinę energetiką. Įvertinus naujų technologijų su jonizuojančiosios spinduliuotės šaltiniais plėtrą atskirose socialinėse ekonominėse srityse, yra būtina optimali radiologinio monitoringo programa, garantuojanti gyventojų apsaugą nuo jonizuojančiosios spinduliuotės.

Darbo tikslai

1. Nustatyti Lietuvos gyventojo gautos apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės 1965–2003 metais kaitos tendencijas ir įvertinti apšvitos dozės vertę lėmusius faktorius.
2. Parengti maisto radiologinio monitoringo programos rekomendacijas, įvertinant mėginių rūšis ir kiekį pagal radioaktyviosios taršos aplinkoje kaitą ir prekybos ryšių su kitomis šalimis plėtrą.

Pagrindiniai darbo uždaviniai

1. Nustatyti ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitojo ir tūrinio aktyvumo kaitą neapdorotuose maisto produktuose 1965–2003 metais ir įvertinti tai lemiančius faktorius.
2. Įvertinti ^{90}Sr ir ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste faktorius.
3. Įvertinti maisto radiologinio monitoringo Lietuvoje optimalumą 1965–2003 metais.
4. Parengti maisto radiologinio monitoringo programos rekomendacijas, įvertinant mėginių rūšis ir kiekį.
5. Sudaryti matematinį modelį mėginių kiekiui apskaičiuoti.

Darbo rezultatų naujumas

Remiantis ilgalaikių radiometrinių tyrimų Radiacinės saugos centre rezultatais, statistiniais metodais įvertinus maisto radiologinio monitoringo duomenis ir, pritaikant modeliavimo programas, parengtos mažiausiai sąnaudų reikalaujančio, optimalaus maisto radiologinio monitoringo, užtikrinančio gyventojų apsaugą nuo jonizuojančiosios spinduliuotės, rekomendacijos.

Nustatyti faktoriai, lėmę šalies gyventojo apšvitos dozę dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės ir tų faktorių kaita. Nustatyti ^{90}Sr ir ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste faktoriai ir šie faktoriai taikyti apšvitos dozės vertinimui.

Parengtos maisto radiologinio monitoringo programos rekomendacijos, įvertinant mėginių rūšis ir kiekį, pagal ^{90}Sr ir ^{137}Cs taršos lygių kaitą aplinkoje bei prekybos maisto produktais su

kitomis šalimis plėtros mastus. Sudaryta statistiniais metodais paremta matematinė programa, pagal kurią apskaičiuojamas mažiausias statistiškai patikimas mėginių kiekis, reikalingas vidutinei radionuklido savitojo arba tūrinio aktyvumo vertei maiste nustatyti.

Darbo praktinė vertė ir rezultatų realizavimas

Pagal darbe nustatytus ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės sukeltos apšvitos dozės faktorius galima numatyti, į kuriuos parametrus būtina atsižvelgti vertinant vidutinio gyventojų gaunamą metinę efektingą apšvitos dozę ir koreguoti maisto radiologinio monitoringo programą. Remdamosios parengtomis maisto radiologinio monitoringo rekomendacijomis, įvertinant mėginių rūšis ir kieki, ir matematine programa mėginių kiekiui nustatyti, valstybės institucijos galėtų priimti sprendimus dėl tinkamos maisto radiologinių tyrimų programos sudarymo, išvengiant nepamatuotų kaštų mėginiamis įsigyti ir radiologiniams tyrimams, bei garantuotų, kad gyventojai negaus padidėjusios apšvitos dėl maisto taršos radionuklidais.

Tinkama maisto radiologinio monitoringo programa, įvertinant mėginių rūšis ir kieki, leidžia teikti kompetentingas išvadas dėl tam tikrų maisto produktų vartojimo apribojimo ar uždraudimo šalyje ir padėtų valstybės valdymo ir ūkio struktūroms nustatyti maisto produktus ar jų grupes, kuriuos vartojant padidėjusios apšvitos galima būtų išvengti.

Ginamieji teiginiai

1. Lietuvos gyventojai 1965–2003 metais, vartodami ^{90}Sr ir ^{137}Cs užterštą maistą, gavo vidutines metines efektines apšvitos dozes nuo 0,005 μSv iki 55 μSv .
2. Maisto radiologinio monitoringo programa per 1965–2003 metus ne visais metais buvo optimali vidutinei gyventojų gaunamai metinei efektinei dozei įvertinti.
3. Sudaryta statistiniais metodais paremta matematinė programa, pagal kurią apskaičiuojamas mažiausias statistiškai patikimas mėginių kiekis, reikalingas vidutinei radionuklido savitojo arba tūrinio aktyvumo vertei maiste nustatyti.

Darbo aprobavimas

Disertacijos rezultatai buvo aptariami septyniose tarptautinėse ir keturiose šalies konferencijose. Disertacijos tema paskelbta 17 publikacijų, iš jų 2 – recenzuojamuose užsienio periodiniuose leidiniuose, įtrauktuose į Mokslinės informacijos instituto (MII) duomenų bazės pagrindinį sąrašą (*ISI Master Journal List*), 6 publikacijos – recenzuojamuose Lietuvos mokslo žurnaluose, įrašytuose į Mokslo ir studijų departamento patvirtintą sąrašą (*RM*), 3 publikacijos – tarptautinių konferencijų medžiagoje (dvi – leidiniuose, referuotuose Mokslinės informacijos instituto (MII) duomenų bazėje (*ISI Proceedings*), 3 publikacijos – šalies konferencijų medžiagoje, ir 3 – kituose šalies leidiniuose. LieMSS PDB mokslo publikacijų bazėje referuojamos 5 publikacijos.

Pranešimai disertacijos tema mokslinėse konferencijose

1. Maisto produktų radioaktyviosios taršos lygiai Lietuvoje, praėjus 15 metų po Černobylio atominės elektrinės avarijos. Konferencija „Radiacinė sauga. Dabarties problemos ir ateities uždaviniai, minint avarijos Černobylio AE 15-tąsias metines“, 2001 m. balandžio 26 d., Vilnius.
2. Aplinkos radiologinis monitoringas Lietuvoje (*Environmental Radiological Monitoring in Lithuania*). Seminaras „Aplinkos monitoringo strategija ir programos“ (*Seminar on Monitoring Strategies and Programmes*), 2002 m. rugsėjo 30 d.– spalio 2 d., Danija, Riso nacionalinė laboratorija (anglų k.).
3. Radionuklidų aktyvumai maisto produktuose ir geriamajame vandenyje Lietuvoje. Monitoringo sistema ir EURATOM sutarties reikalavimų įgyvendinimas (*Radioactivity in foodstuffs of Lithuania. System of monitoring, implementation of EURATOM Treaty*). Tarptautinė konferencija, skirta aplinkos radioaktyvumo vadybos klausimams (*Stakeholders Conference on Approaches to the Management of Environmental Radioactivity*), 2002 m. gruodžio 2–3 d., Liuksemburgas (anglų k.).
4. Gyventojų paros maisto raciono radiologinis įvertinimas. VGTU 6-oji jaunųjų mokslininkų konferencija „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“, Aplinkos apsaugos inžinerijos sekcija, 2003 m. kovo 20 d., Vilnius.

5. Maisto radiologinio monitoringo Lietuvoje statistinis patikimumo įvertinimas. VGTU 7-oji jaunųjų mokslininkų konferencija „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“, Aplinkos apsaugos inžinerijos sekcija, 2004 m. kovo 25 d., Vilnius.
6. Reguluojantieji ir moksliniai aplinkos tyrimų aspektai (*Regulatory and Scientific Aspects of Environmental Studies*). Tarptautinė konferencija „Izotopiniai ir branduoliniai analitiniai tyrimo metodai sveikatai ir aplinkai“ (*International Conference on Isotopic and Nuclear Analytical Techniques for Health and Environment*), 2003 m. birželio 10–13 d., Viena, Austrija (anglų k.).
7. Metodų, taikomų dirvožemio mėginiams imti ir jiems tirti Lietuvoje, apžvalga (*Review of methods used for soil sampling and investigation in Lithuania*). Seminaras skirtas radioaktyviosios taršos tyrimo metodų darnumui matuojant radionuklidus dirvožemiuose (*Workshop Harmonization of Sampling and Measurement Techniques for the Control of Radioactively Contaminated Soils*), 2004 m. gruodžio 8–10 d., Karlsruhas, Vokietija (anglų k.).
8. Aplinkos radiologinio monitoringo Lietuvoje principai. VGTU 8-oji jaunųjų mokslininkų konferencija „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“, Aplinkos apsaugos inžinerijos sekcija, 2005 m. kovo 24 d., Vilnius.
9. Vidinės apšvitos dozių dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs piene ir mėsoje jonizuojančiosios spinduliuotės kaitos tendencijų įvertinimas Lietuvoje 1965–2003 metais (*Evaluation of Range of Internal Dose from ^{90}Sr and ^{137}Cs in Milk and Meat in Lithuania for period 1965–2003*). 6-oji tarptautinė konferencija „Aplinkos inžinerija“, Aplinkos apsaugos sekcija (*6-th International Conference "Environmental Engineering" Environmental Protection Section*), 2005 m. gegužės 26 – 27 d., Vilnius (anglų k.).
10. Pieno radiologinių tyrimų Lietuvoje 1965–2003 m. optimalumas, 9-oji tarptautinė jaunųjų mokslininkų konferencija „Mokslas – Lietuvos ateitis“, Aplinkos apsaugos inžinerijos sekcija, 2006 m. kovo mėn. 30 d., Vilnius.
11. Radionuklidų daržovėse monitoringo Lietuvoje 1965–2003 metais įvertinimas (*Evaluation of Radiological Monitoring of Vegetables in Lithuania in 1965–2003*), 3-oji tarptautinė konferencija „Metalai aplinkoje“, sesija R – Radionuklidų akumuliacija, migracija ir biologiniai efektai (*3rd international conference in Lithuania „Metals in the*

Environment“, *The Session R – Accumulation, Migration and Biological Effects of Radionuclides*), 2006 m. balanžio 26–29 d., Vilnius (anglų k.).

12. Lietuvos ežerų kuojų ir ešerių radiologiniai tyrimai (*Radioecological Investigation of Roach and Perch from Some Lakes in Lithuania*), 3-oji tarptautinė konferencija „Metalai aplinkoje“, sesija R – Radionuklidų akumuliacija, migracija ir biologiniai efektai (3rd *international conference in Lithuania „Metals in the Environment“*, *The Session R – Accumulation, Migration and Biological Effects of Radionuclides*), 2006 m. balandžio 26–29 d., Vilnius (anglų k.).

Apimtis ir struktūra

Disertaciją sudaro įvadas, 4 pagrindiniai skyriai, darbo išvados ir rekomendacijos, 115 literatūros šaltinių ir 17 publikacijų darbo tema sąrašas. Iš viso: 150 puslapių teksto, 66 paveikslai ir 35 lentelės.

Autorės asmeninis indėlis į disertacinį darbą

Autorė 1996–2003 metais tęsė tyrimus, pradėtus ankstesniais metais, nustatant ^{90}Sr ir ^{137}Cs tūrinį ir savitąjį aktyvumą neapdorotuose maisto produktuose. Tyrimus atliko ankstyvesnėmis metodikomis ir 1996 metais įdiegė naują ^{90}Sr tūrinio ir savitojo aktyvumo tyrimo metodiką, kurią taikė tyrimams iki 2005 metų.

^{90}Sr ir ^{137}Cs tūrinio ir savitojo aktyvumo neapdorotuose maisto produktuose 1965–1995 metais duomenys, kuriuos autorė naudojo disertaciniame darbe įvertindama apšvitos dozės kaitos tendencijas ir nustatydamą apšvitą lėmusius faktorius, paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, Centro vadovybei leidus. Autorė susistemino archyvinius duomenis ir kartu su savo nustatytais 1996–2003 metų duomenimis sugrupavo, parengė duomenų bazes pagal metus, maisto produktus ir radionuklidus, apskaičiavo vidutines metines ^{90}Sr ir ^{137}Cs tūrinio ir savitojo aktyvumo vertes kiekvienam maisto produktui ir šių verčių standartinius nuokrypius.

Autorė parengė paruošto maisto mėginių ėmimo programą, atliko ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitojo aktyvumo paros racione tyrimus 2002–2003 metais. Remdamasi šių tyrimų rezultatais, autorė nustatė ^{90}Sr ir ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste faktorius.

Autorė atliko ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitojo aktyvumo žvėrienoje ir studento paros racione 2004–2005 metais tyrimus, metodiškai vadovavo nustatant vidutinį medžiotojo ir jo šeimos nario žvėrienos suvartojimą per metus, įvertino apšvitos dozes šioms dviem gyventojų grupėms.

Autorė įvertino apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės dydį lemiančius faktorius ir jų kaitą 1965–2003 metais, apskaičiavo metines efektines dozes suaugusiam Lietuvos gyventojui ir kūdikiui iki vienerių metų.

Naudodama statistinę programą ir pačios sudarytą matematinį algoritmą, autorė įvertino 1965–2003 metais Lietuvoje vykdytų maisto radiologinio monitoringo programų optimalumą.

Autorė parengė maisto radiologinio monitoringo programos rekomendacijas, įvertinant mėginių rūšis ir kieki, pagal ^{90}Sr ir ^{137}Cs taršos lygių kaitą aplinkoje bei prekybos maisto produktais su kitomis šalimis plėtros mastus.

Autorė parengė matematinę programą, pagal kurią apskaičiuojamas mažiausias statistiškai patikimas mėginių kiekis, reikalingas vidutinei radionuklido savitojo arba tūrinio aktyvumo vertei maiste nustatyti.

1. RADIOAKTYVIOSIOS MEDŽIAGOS, JŲ JONIZUOJANČIOSIOS SPINDULIUOTĖS SUKELTA ŽMOGAUS VIDINĖ APŠVITA

1.1. Gamtinės ir dirbtinės kilmės radioaktyviosios medžiagos, jų patekimo į aplinką būdai

1.1.1. Gamtinės ir dirbtinės kilmės radioaktyviosios medžiagos

Radionuklidai gali būti gamtinės arba dirbtinės kilmės. Gamtinis (savaiminis) radioaktyvumas – esančių gamtoje natūralių radionuklidų reakcijos. Dažniausiai susidaro išsisa radioaktyviųjų virsmų grandinė, pasibaigianti stabiliųjų izotopų susidarymu.

1.1 lentelė. Gamtinės kilmės radionuklidų aktyvumai įvairių šalių dirvožemiuose, Bq/kg (United, 1999)

Regionas/ Šalis	Vidutiniai (c_{vid}) radionuklidų savitieji aktyvumai dirvožemiuose ir aktyvumų intervalai (c_{int}), Bq/kg							
	^{40}K		^{238}U		^{226}Ra		^{232}Th	
	c_{vid}	c_{int}	c_{vid}	c_{int}	c_{vid}	c_{int}	c_{vid}	c_{int}
Afrika								
Alžyras	370	66–1150	30	2–107	50	5–176	25	2–144
Egiptas	320	29–650	37	6–120	17	5–64	18	2–96
Šiaurės Amerika								
Kosta Rika	139	6–377	46	11–130	46	11–130	11	1–42
JAV	370	100–700	35	4–140	40	8–160	35	4–130
Rytų Azija								
Kinija	580	12–2200	40	2–520	37	2–430	49	2–440
Indija	400	38–760	29	7–81	29	7–81	64	14–162
Japonija	309	15–990	29	2–59	33	6–98	28	2–88
Vakarų Azija								
Iranas	638	250–980	–	–	28	8–55	22	5–42
Sirija	270	87–780	23	10–64	20	13–32	20	10–32
Šiaurės Europa								
Danija	460	240–610	–	–	17	8,5–29	19	8,1–30
Estija	513	140–1120	–	–	35	6–310	27	5–59
Norvegija	850	–	50	–	50	–	45	–
Švedija	775	560–1150	–	–	42	12–165	42	14–94
Vakarų Europa								
Belgija	380	700–900	–	–	26	5–50	27	5–50
Vokietija		40–1340	–	11–330	–	5–200	–	7–134
Anglija		0–3200	–	2–330	37	–	–	1–180
Rytų Europa								
Bulgarija	400	40–800	40	8–190	45	12–210	30	7–160
Vengrija	370	79–570	29	12–66	33	14–76	28	12–45

Yra žinomos trys gamtinės kilmės radioaktyviųjų medžiagų eilės: torio, urano ir akтино. Literatūroje pateikiama nemažai duomenų apie gamtinių radionuklidų aktyvumus įvairiose šalyse. Šio darbo 1.1 lentelėje pateikiami duomenys apie gamtinės kilmės radionuklidų kiekius įvairių šalių dirvožemiuose, 1.2 lentelėje – maisto produktuose ir geriamajame vandenyje.

1.2 lentelė. Gamtinės kilmės radionuklidų savitieji ir tūriniai aktyvumai maisto produktuose ir geriamajame vandenyje, mBq/kg,l (United, 1999]

Šalis	Vidutiniai savitieji ir tūriniai aktyvumai, mBq/kg, l						
	U ²³⁸	Th ²³⁰	Ra ²²⁶	Pb ²¹⁰	Po ²¹⁰	Th ²³²	Th ²²⁸
Piene ir jo produktuose							
JAV	0,7	0,4	5,7	11	–	0,27	–
Indija	17	–	–	–	15	–	–
Japonija	0,55	–	12	–	–	0,29	–
Vokietija	–	–	2–230	5–280	2–80	–	–
Lenkija	2,6	1,2	10	18	16	1,2	–
Anglija	0,1–4,9	–	0,4–200	35–88	20–220	–	–
Mėsoje ir jos produktuose							
JAV	0,8–2,3	0,5–3	20	18	–	0,3–2	–
Indija	–	–	–	–	440	–	–
Japonija	13	–	36	–	–	2,33	–
Vokietija	–	–	30–220	–	37–2000	–	–
Lenkija	1,6–5,6	0,7–3,0	11–19	98–105	99–102	0,5–3,6	–
Anglija	4,9	–	2,6–74	40–3700	62–67000	–	22–93
Grūduose ir jų produktuose							
JAV	3–23	0,9–10	7–100	33–81	–	0,1–2,8	–
Indija	7,4–67	–	–	–	15–120	–	–
Japonija	1,2	–	14	–	–	1,2	–
Vokietija	20–220	–	20–2900	190–1800	37–1600	–	180–2300
Lenkija	4,7–11	1,4–17	80–110	110–160	90–140	2,0–21	–
Anglija	6,2–35	–	0,7–5200	56–120	27–260	12	–
Žuvyse ir jų produktuose							
JAV	13–1900	1,2–29	30–59	14–1800	150–55000	1,2–30	–
Vokietija	–	–	100–230	–	190–3700	–	–
Lenkija	–	–	28–43	81–93	3100	–	–
Anglija	2,5	–	8,5–2100	180–4800	60–53000	–	56–700

Radiacinės saugos centras 2001 metais Jungtinių Tautų atominės spinduliuotės efektams tirti komitetui (UNSCEAR) pateikė duomenis apie gamtinių radionuklidų aktyvumus dirvožemyje pagal atliktų tyrimų rezultatus Lietuvoje (šio darbo 1.3 lentelė).

Fizikos instituto tyrimų rezultatai rodo, kad vidutinis ⁴⁰K savitasis aktyvumas šalies dirvožemiuose yra lygus 540 Bq/kg, didžiausias – 1920 Bq/kg, vidutinis ²²⁶Ra savitasis

aktyvumas – 11 Bq/kg, didžiausias – 55 Bq/kg, vidutinis ^{208}Tl savitasis aktyvumas – 6 Bq/kg, didžiausias – 50 Bq/kg (Konstantinova, 2003).

1.3 lentelė. Gamtinės kilmės radionuklidų Lietuvos dirvožemiuose savitojo aktyvumo vidutinės vertės ir aktyvumo intervalai, Bq/kg sauso svorio

Gamtinis radionuklidas	Vidutinė vertė	Aktyvumų intervalas
^{226}Ra	40	18÷96
^{232}Th	22	15÷46
^{40}K	562	320÷850

Dirbtiniu radioaktyvumu vadinama dirbtinai sukeliama reakcija, veikiant kuriomis nors dalelėmis branduolius. Įvertinant maisto produktų, įvairių aplinkos daiktų, audinių užterštumą radioaktyviosiomis medžiagomis, svarbu žinoti jų savitąjį aktyvumą, kuris išreiškiamas Bq/kg. Tūrinis aktyvumas (C_A) – radionuklido aktyvumo bandinyje ir jo tūrio santykis, matuojamas Bq/m^3 (bekerelis kubiniam metrui) arba Bq/l (Valiukėnas, 1999).

Radioaktyviųjų virsmų metu gali atsirasti įvairių dalelių, fotonų. Kai kurie skilimo ir aktyvinimo metu susidarantys radionuklidai pateikiami šio darbo 1.4 lentelėje (Measurements, 1989).

1.4 lentelė. Radionuklidai, patenkantys į aplinką branduolinių reakcijų metu (Measurements, 1989)

Skilimo produktai	Radionuklidas	Pusėjimo trukmė	Išeiga, %	Skleidžiama spinduliuotė
	^{89}Sr	50,5 dienos	4,77	β
	$^{90}\text{Sr}, ^{90}\text{Y}$	28,7 metai, 64,1 val.	5,76	β
	^{131}I	8,021 dienos	2,875	B, γ
	$^{137}\text{Cs}, ^{137\text{m}}\text{Ba}$	30,2 metų, 2,55 min.	6,136	B, γ
Aktyvinimo produktai	^{134}Cs	754,2 dienos		B, γ
	^3H	12,35 metai		β
	^{59}Fe	44,53 dienos		B, γ
	^{239}Pu	$2,411 \cdot 10^4$ metų		α

1.1.2. Cezio ir stroncio stabilieji ir radioaktyvieji izotopai, jų charakteristikos

Cezį kaip elementą pirmą kartą įvardijo Bunsen ir Kirchhoff (Avery, 1996), nustatę jį Bavarijos šaltinio vandenyje 1860 metais. Tačiau iki branduolinės energetikos atradimo pradžios šis elementas nebuvo svarbus ir nebuvo juo plačiai domimasi. Stabiliojo cezio pagrindiniai gamtiniai ištekliai išsidėstę Afrikoje ir JAV, kur jis randamas polucito formos – aliuminio ir cezio

hidrosilikatas, kuriame gali būti iki 36% cezio oksido. Aplinkoje stabiliojo cezio kiekiai gali būti labai įvairūs, pvz., 1 gramas dirvožemio gali turėti nuo 0,3 iki 25 μg Cs, priklausomai nuo dirvožemio tipo, o bazaltinėse uolienose gali būti iki 1 μg Cs/g. Dar mažesni stabiliojo cezio kiekiai randami vandens ekosistemoje: nuo 0,01 iki 1,2 ng/ml gėlo vandens gyvūnijoje, 0,5–2,0 ng/ml jūrinėje faunoje (Avery, 1996). ^{133}Cs yra vienintelis stabilusis izotopas, nors cezis turi daugiau kaip dvidešimt izotopų, nuo ^{123}Cs iki ^{144}Cs (išskyrus ^{124}Cs). Cezio stabilusis izotopas ^{133}Cs priklauso šarminių metalų grupei ir naudojamas retai, bet labai maži šio elemento kiekiai yra visuose gyvuose organizmuose. Branduolinės energetikos evoliucija sąlygojo radioaktyviųjų cezio izotopų pasklidimą aplinkoje, ypač tokių, kaip ^{134}Cs (pusėjimo trukmė apytiksliai 2,07 metai) ir ilgaaamžio ^{137}Cs (pusėjimo trukmė apytiksliai 30,2 metų). ^{134}Cs gaunamas neutronų aktyvinimo būdu iš stabiliojo 133 masės elemento skilimo grandinėje. ^{137}Cs yra skilimo produktas.

Cezis, kaip ir visi šios cheminės grupės elementai, patekęs į žmogaus organizmą, greitai įsisavinamas virškinimo trakte. Daugiausia jo randama raumenyse (52%), inkstuose (12%), kepenyse (18%), odoje (8%) ir nedidelis kiekis kituose organuose (Nedveckaitė, 2004).

Škotijoje, Stronciano kaimo švino kasykloje, 1764 metais rastas mineralas buvo pavadintas stroncianitu. Vėliau anglų mokslininkai nustatė, kad tai – stroncis. Grynas metalas išskirtas 1808 metais. Stroncis yra periodinės cheminių elementų sistemos antros grupės žemės šarminis metalas, todėl pagal chemines savybes jis labai panašus į kitus šios grupės atstovus – kalcį, magnį ir barį.

Grandininės branduolinės reakcijos metu iš plutonio ir urano atomų susidaro apie 200 radioaktyviųjų izotopų. Dauguma iš jų – trumpaamžiai, turintys masės skaičius nuo 91 iki 97. Skylant ^{235}U , susidaro ^{88}Sr , ^{89}Sr ir ^{90}Sr , kurių išeigos atitinkamai – 3,57%, 4,79% ir 5,77%. Stroncis turi 16 žinomų izotopų. Radioaktyvieji izotopai yra ^{77}Sr – ^{83}Sr , ^{85}Sr , ^{89}Sr – ^{99}Sr . Iš jų ilgiausią pusėjimo trukmę turi ^{89}Sr (50,5 parų) ir ^{90}Sr (29 metai). Po beta skilimo ^{90}Sr tampa ^{90}Y .

^{90}Sr yra radioaktyvusis izotopas, susidarantis branduolinio dalijimosi metu ir turintis santykinai didelę išeigą nuo 3 iki 6%. Jis skleidžia mažos energijos beta spinduliuotę (0,2 MeV). Šio radionuklido dukterinis izotopas ^{90}Y yra labiau trumpaamžis (64 val.), tačiau beta dalelių energija yra žymiai didesnė (vidutinė – 0,93 MeV, didžiausia – 2,3 MeV) (Some, 1991). ^{90}Sr radioekologiniu aspektu svarbus todėl, kad, patekęs į aplinką, jis įsijungia į biologinio ir cheminio analogo kalcio apykaitą, kuri vyksta biologinėmis grandinėmis, o galutinė grandis yra

žmogus (Dušauskienė, 2002). Dėl organizme vyraujančios pusiausvyros biologiniuose procesuose egzistuoja pastovus kalcio ir radioaktyviojo stroncio kiekių santykis atitinkamai pagal tai, koks šis santykis yra vartojamame maiste (Some, 1991).

^{89}Sr izotopas, turintis žymiai trumpesnę pusėjimo trukmę (50,5 dienų) ir vidutinę beta dalelių energiją 0,58 MeV, taip pat susidaro branduolinio dalijimosi metu kartu su kitais trumpaamžiais stroncio izotopais.

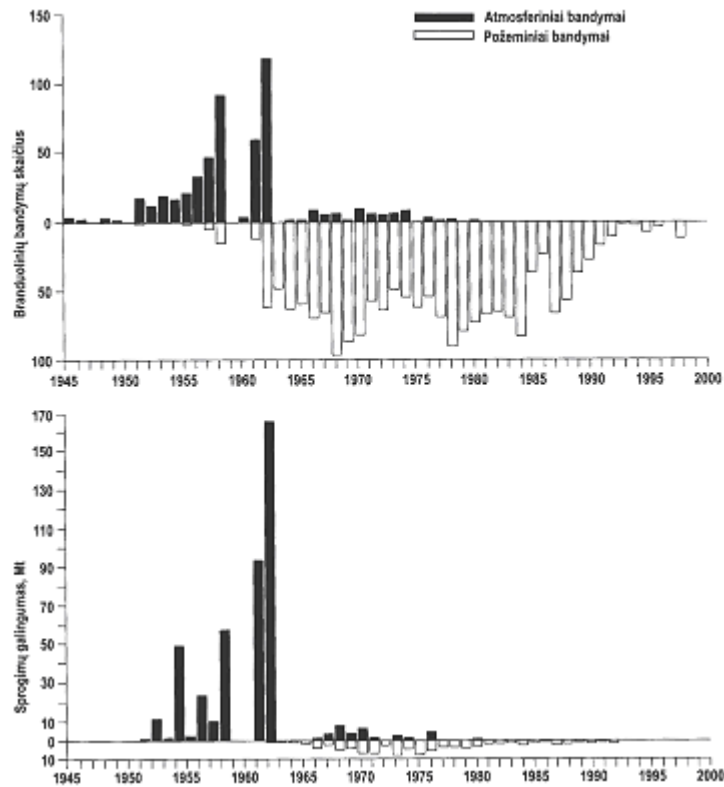
1.1.3. ^{137}Cs ir ^{90}Sr patekimo į aplinką būdai

Yra trys pagrindiniai būdai, kuriais ^{137}Cs ir ^{90}Sr patenka į aplinką. Pirmasis susijęs su branduolinio ginklo bandymais. Pirmieji atominių bombų sprogdinimai buvo įvykdyti Meksikoje ir Japonijoje 1945 m. (Avery, 1996). JAV, pasigaminusi tris atomines bombas, vieną iš jų eksperimentiškai susprogdino, o likusias dvi numetė ant Hirosimos ir Nagasakio Japonijoje 1945 metais (Nedveckaitė, 2004). Lietuvos teritorijoje šie radionuklidai atsirado dėl iškritų sprogdinant atomines bombas atviroje atmosferoje Europos žemyno šiaurinėje dalyje. Tarybų Sąjunga pirmąją atominę bombą susprogdino 1949 metais, ir nuo tų metų per laikotarpį iki dabar septynios branduolinį ginklą turinčios valstybės atliko apie 2000 branduolinio ginklo bandymų, kurie buvo vykdomi atviroje atmosferoje, vandenyne arba specialiose bandymui įrengtose šachtose (Nedveckaitė, 2004) (šio darbo 1.1 paveikslas).

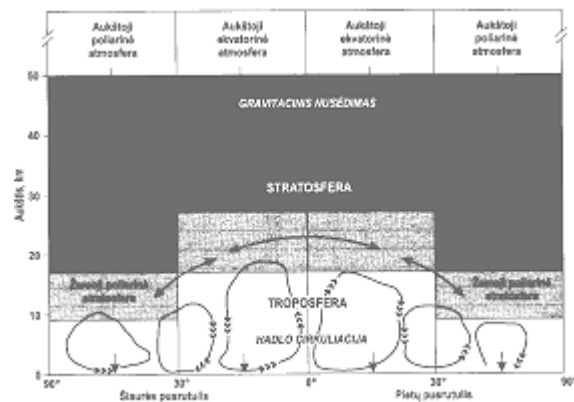
Bandymai atviroje atmosferoje buvo vykdomi iki 1980 metų, ypač daug jų buvo atlikta 1955–1962 metais, kai kuriais metais, pvz., 1958 ir 1962 daugiau kaip 100 bandymų per metus. Tačiau aplinkos tarša radionuklidais tapo pasaulinio masto problema tik dėl termobranduolinių įtaisų, kurie lemia radioaktyviųjų medžiagų taršą stratosferoje. Pagal Jungtinių Tautų atominės spinduliuotės poveikio mokslinio komiteto (UNSCEAR) duomenis, iki 1962 metų, kai buvo pasirašyta trišalė Tarybų Sąjungos, JAV ir Anglijos sutartis, draudžianti branduolinius sprogdinimus atmosferoje, buvo įvykdyta 360 sprogdinimų. Dėl to į atmosferą pateko ilgaamžių radionuklidų: 0,6 EBq ($0,6 \cdot 10^{18} \text{ Bq}$) ^{90}Sr ir 1,14 EBq ^{137}Cs .

Tačiau ir po sutarties pasirašymo Prancūzija ir Kinija tęsė branduolinius sprogdinimus. Buvo įvykdyti dar 63 sprogdinimai ir į atmosferą pateko 0,09 EBq ^{90}Sr ir 0,14 EBq ^{137}Cs (Aarkrog, 1994). Didžioji šių radionuklidų dalis pasklido šiauriniame pusrutulyje, o ašigaliuose bei pusiauįyje nusėdo mažesnė dalis. Iškritos pietiniame pusrutulyje sudarė trečdalį viso jų

kiekio. Taip vyko dėl vyraujančių pernašos procesų atmosferoje ir šių procesų nulemtų radioaktyviųjų iškritų (šio darbo 1.2 paveikslas).



1.1 pav. Branduolinių bombų bandymai atmosferoje ir po žeme (viršuje) ir jų galingumas (apačioje) (Nedveckaitė, 2004)



1.2 pav. Vyraujantys radionuklidų pernašos procesai atmosferoje ir radionuklidų nusėdimo įvairiose platumose mechanizmai (Nedveckaitė, 2004)

Kitas aplinkos taršos ^{137}Cs ir ^{90}Sr šaltinis – išmetos į aplinką iš veikiančių atominių reaktorių ir branduolinio kuro perdirbimo gamyklų. Mažo aktyvumo radioaktyviosios atliekos

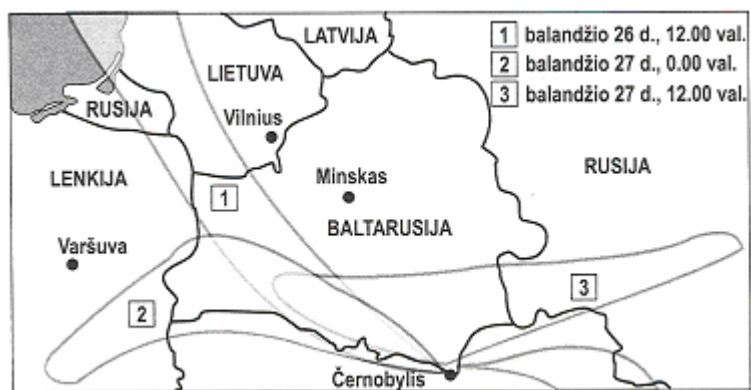
buvo išleidžiamos iš Selafildo branduolinio kuro perdirbimo gamyklos į Airijos jūrą nuo 1950 m. Iki 1990 metų apytiksliai buvo išleista į aplinką $3\text{--}4 \cdot 10^{16}$ Bq ^{137}Cs (Avery, 1996). Tam tikra jų dalis patenka ir į Baltijos jūrą (Aarkrog, 1994). Apskaičiuota, kad Selafildo gamyklai per metus išmetant 1 PBq ^{137}C (1 PBq= 10^{15} Bq), Šiaurės jūros vandenyje jo bus nuo 20 iki 60 Bq/m³, o Arkties vandenyje – nuo 0,1 iki 1 Bq/m³. Dėl darbų Silafildo branduolinio kuro perdirbimo gamykloje, kurie buvo atliekami uždarant jonų mainų dervų gamyklos aikštelę, išleidžiamose iš gamyklos nuotekose buvo didelis ^{137}Cs tūrinis aktyvumas – iki 65% visų išleidžiamų izotopų aktyvumo. ^{137}Cs tūrinis aktyvumas, palyginti su trumpesnės pusėjimo trukmės izotopo ^{134}Cs aktyvumu, nuotekose buvo iki 15 kartų didesnis. Būtina pažymėti, kad į aplinką šalinamose mažo aktyvumo radioaktyviosiose atliekose iš skirtingų radioaktyviųjų medžiagų naudojimo vietų labai skiriasi radionuklidų sudėtis ir aktyvumas. Pvz., ^{137}Cs tūrinis aktyvumas Oak Ridžo Nacionalinės laboratorijos nuotekose siekia tik apie 10% ^{90}Sr aktyvumo (Avery, 1996), Loviisa atominės elektrinės Suomijoje pagrindinių procesų vandens sistemos nuotekose ^{137}Cs tūrinis aktyvumas siekia tik iki 100 Bq/l, o garintuvo sistemos nuotekose šio radionuklido aktyvumas gali siekti iki $7 \cdot 10^5$ Bq/l.

Dar vienas aplinkos taršos minėtais dviem radionuklidais kelias – avarijos atominėse elektrinėse ir branduolinio kuro perdirbimo gamyklose. Nors literatūros šaltiniuose (Avery, 1996) nurodoma, kad taip aplinkoje pasklidę radioizotopų aktyvumai mažesni už aktyvumus dėl branduolinio ginklo bandymų, bet tokių avarijų metu radioizotopų išmetos į aplinką buvo didelės. Avarijos Černobylio atominėje elektrinėje metu į aplinką buvo išmesta apie 100 PBq ^{137}Cs (kituose šaltiniuose duomenys kiek mažesni – 74–85 PBq arba 20–40% buvusio viso ^{137}Cs kiekio reaktoriaus aktyviojoje zonoje (Šidiškienė, 2001) ir apie 8 PBq ^{90}Sr . Buvusios Tarybų Sąjungos europinėje dalyje iškrito apie vienas trečdalis ^{137}Cs kiekio (30 PBq) ir apie 90% ^{90}Sr kiekio (7 PBq), pasklidusio į aplinką po avarijos (Aarkrog, 1994).

1.1.4. Lietuvos teritorijos tarša ^{137}Cs ir ^{90}Sr

Lietuvos teritorijoje, kaip ir visur šiauriniame pusrutulyje, taip pat iškrito radioaktyviųjų medžiagų atominių bombų bandymų atviroje atmosferoje metu. Lietuvos žemdirbystės mokslinio tyrimo instituto darbuotojai 1974–2000 metais tyrė ^{137}Cs savitąjį aktyvumą šalies ariamuose dirvožemiuose (Lubytė, 2004). Vidutinis ^{137}Cs savitasis aktyvumas ariamuose dirvožemiuose iki

avarijos Černobylio atominėje elektrinėje buvo $6,8 \pm 1,8$ Bq/kg, po avarijos vidutinis aktyvumas buvo 6,7–28,5 Bq/kg. Avarija Černobylio atominėje elektrinėje turėjo neigiamas pasekmes ir Lietuvos teritorijos taršai radioaktyviosiomis medžiagomis. Radioaktyviųjų dulkių debesis, pakilęs į atmosferą po avarijos, praslinko per dalį šalies teritorijos (šio darbo 1.3 paveikslas). Pietinėje ir vakarinėje šalies dalyje tarša ^{137}Cs padidėjo ženkliau, negu likusioje teritorijoje, kur radioaktyviojo debesies iškritos buvo mažesnės (šio darbo 1.4 paveikslas).



1.3 pav. Radioaktyviojo debesies slinkimo trajektorija po avarijos Černobylio atominėje elektrinėje 1986 m. balandžio 26 d. Paveikslo dešiniame kampe parodytas debesies slinkimo laikas pirmosiomis dienomis po avarijos (Nedveckaitė, 2004)

Darbe (Šidiškienė, 2001) nurodoma, kad ^{137}Cs iškritų aktyvumo tankis Lietuvoje neviršijo $18,5 \text{ kBq/m}^2$ (šio darbo 1.4 paveikslas). Didžiausias iškritų kiekis buvo šalies pietvakarinėje dalyje.

Lietuvos teritorijos dirvožemyje ^{137}Cs savitasis aktyvumas buvo išmatuotas 1992 metais padalijus teritoriją į sąlyginai vienodo dydžio kvadratus su 16 km kraštine (Butkus, 2002). Ėminiai kiekviename taške imti iš 5 cm sluoksnio neariamame dirvožemyje, atviroje vietoje. Nustatytos trys ^{137}Cs „dėmės“, kuriose ^{137}Cs savitasis aktyvumas dirvožemyje buvo didžiausias. Tai – Lietuvos pietų ir vakarų regionai bei Kuršių nerija. Didžiausias aktyvumas užfiksuotas Neringos „dėmės“ dirvožemyje – apie 19700 Bq/m^2 , kitose dviejose „dėmėse“ didžiausias aktyvumas buvo apie 1600 Bq/m^2 . 1999–2000 metais buvo pakartotinai tirtas ^{137}Cs pasiskirstymas dirvožemiuose ir augaluose trijuose didžiausios taršos plotuose („dėmėse“) ir nustatyta, kad ^{137}Cs paviršinis aktyvumo tankis, palyginti su 1999 m., vidutiniškai sumažėjo nuo 23% (Neringos „dėmė“) iki 48% (vakarų „dėmė“).



1.4 pav. Lietuvos taršos ^{137}Cs žemėlapis („dėmių“ pasiskirstymas) po avarijos Černobylio AE. Matavimai atlikti 1986 m. rudenį Lietuvos hidrometeorologijos valdybos iniciatyva (Nedveckaitė, 2004)

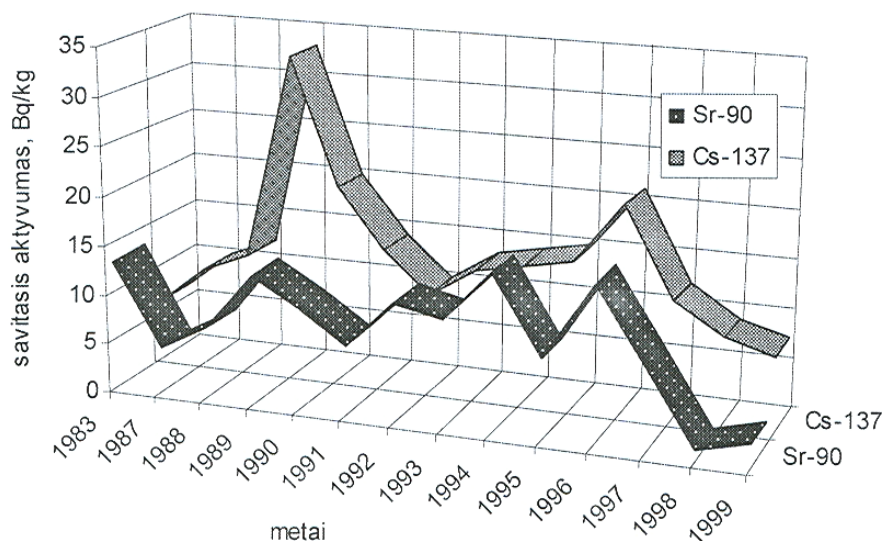
Didžiausios taršos neariamo dirvožemio plotuose buvo du ^{137}Cs vertikaliojo pasiskirstymo dirvožemyje maksimumai, 0–4 cm ir 8–14 cm gylyje. Manoma, kad vieną iš jų nulėmė iškritos po Černobylio atominės elektrinės avarijos 1986 m., o kitą – branduolinio ginklo bandymų tarša. Atliekant tyrimus augančio medžio aplinkoje, didžiausias ^{137}Cs savitasis aktyvumas nustatytas 0–5 cm gylyje, tai rodo lėtą ^{137}Cs migraciją paviršiniame priesmėlio sluoksnyje (Butkus, Beinavičius, 2002). Pastaruoju metu didžiausias ^{137}Cs kiekis yra susikaupęs dirvožemio 10–15 cm sluoksnyje ir šalies paviršinio sluoksnio taršos ^{137}Cs tankis vidutiniškai siekia nuo 700 iki 1200 Bq/m² (Marčiulionienė, 2002). Nustatyta, kad ^{137}Cs , migruojančio dirvožemio 0–25 cm sluoksnyje, apie 40% yra priesmėlio 0–5 cm sluoksnyje, o apie 59% priesmėlio su ryškia miško paklote – 0–5 cm sluoksnyje (Narmontas, 2003).

Lietuvos teritorijoje kumuliacinis ^{137}Cs kiekis dirvožemyje nuo 1966 m. mažėja, vidutinės regioninės branduolinių sprogdimų kumuliacinės ^{137}Cs sankaupos 1986 m. sudarė apie 2000 Bq/m², o po avarijos Černobylio atominėje elektrinėje – 2200 Bq/m² (Mažeika, 1999).

Papildomai ^{137}Cs patenka į aplinką Lietuvoje dėl miškų gaisrų ir dirvožemio dalelių resuspensijos labai užterštuose Baltarusijos ir Ukrainos rajonuose (Lujanienė, 2003). Po miškų gaisrų Baltarusijoje ^{137}Cs tūrinis aktyvumas atmosferoje Vilniuje padidėdavo šimtus kartų. Tokie reiškiniai stebėti 1992 m. rugpjūčio 30 – rugsėjo 1 dienomis, kai ^{137}Cs tūrinis aktyvumas

atmosferos ore siekė iki $300 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$, 1996 m. balandžio 9 d. – iki $250 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ir 2002 rugsėjo 6 – 9 dienomis – iki $200 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (Lujanienė, 2003).

Radiacinės saugos centre daug metų atliekami tyrimai dirbamų dirvožemių taršos lygiams ^{137}Cs ir ^{90}Sr nustatyti (šio darbo 1.5 paveikslas). Tyrimų duomenys rodo, kad vidutinė tokių dirvožemių tarša ^{137}Cs yra $6 \div 33 \text{ Bq}/\text{kg}$ sausos masės, ^{90}Sr – $1 \div 16 \text{ Bq}/\text{kg}$ sausos masės (Radiacinės saugos centras, 1999). Šio darbo 1.5 paveiksle pateikti vidutiniai metiniai ^{137}Cs ir ^{90}Sr savitieji aktyvumai dirbamuose dirvožemiuose, Bq/kg oro sausos masės.



1.5 pav. Vidutinis savitasis aktyvumas dirbamuose dirvožemiuose 1983–1999 metais, Bq/kg sausos masės (Radiacinės saugos centras, 1999)

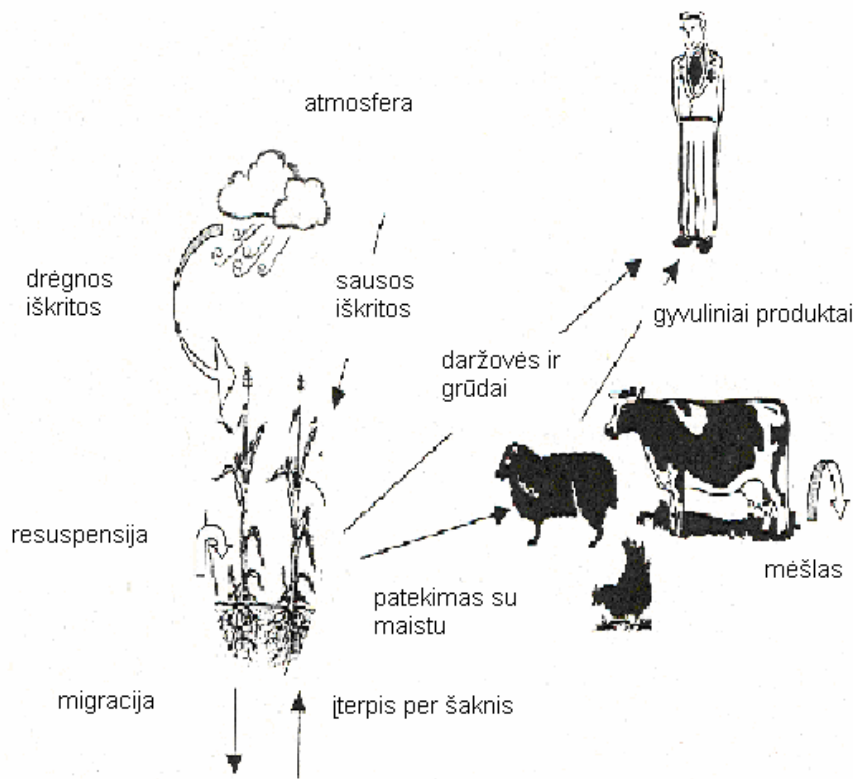
Šio darbo 1.5 paveiksle matyti, kad didesnis ^{137}Cs savitasis aktyvumas buvo 1989 metais iki $33 \pm 33 \text{ Bq}/\text{kg}$, vėliau 1994 metais buvo $14 \pm 5 \text{ Bq}/\text{kg}$ ir 1996 metais – $21 \pm 10 \text{ Bq}/\text{kg}$. Vidutinis ^{90}Sr savitasis aktyvumas dirbamuose dirvožemiuose buvo didesnis 1994 metais ir buvo lygus $16 \pm 6 \text{ Bq}/\text{kg}$, 1996 metais – $16 \pm 4 \text{ Bq}/\text{kg}$.

1.2. Radionuklidų migracija aplinkoje ir jų patekimas į maistą

Radionuklidų migracija aplinkoje svarbi ne tiek aplinkosauginiu, kiek taršos judėjimu mitybos grandinėmis požiūriu. Radionuklidai skiriasi fizikinėmis ir cheminėmis savybėmis. Labiausiai pavojingi radionuklidai, patenkantys į organizmą per maistą, nes jie paprastai turi didelius apšvitos dozės koeficientus ir dažniausiai yra mobilūs aplinkoje (Howard, 2002).

Apšvitos dozės koeficientas yra dydis, parodantis kokią efektinę dozę sąlygoja 1 Bq radionuklido, patekusio į žmogaus organizmą kvėpuojant arba valgant. Mobilieji radionuklidai aplinkoje elgiasi kaip jų stabilieji analogai. Iš tokių mobiliųjų radionuklidų paminėtini ^{40}K , ^{131}I ir šiame darbe nagrinėjami ^{137}Cs bei ^{90}Sr , kurių stabilieji izotopai ir jų junginiai yra tirpūs.

Sausumos augalai yra svarbus taršos patekimo su maistu šaltinis, nes radioaktyviosios medžiagos dulkių pavidalu pernešamos oro srautų ir iškritų pavidale nusėda ant žemės paviršiaus (šio darbo 1.6 paveikslas).



1.6 pav. Pagrindiniai dirbtinės kilmės radionuklidų patekimo į organizmą būdai (Howard, 2002)

Vandens telkinių tarša yra taršos patekimo su maistu šaltinis per žuvis, kurios yra paskutinė vandens ekosistemų grandis. Vandens telkiniai yra veikiami ne tik tiesioginių iškritų, bet ir taršos, kurią upių vanduo suneša iš tam tikro regiono.

1.2.1. Radionuklidų migracija sistemoje: dirvožemis – augalas

Augalai yra pirminiai į aplinką patekusios radioaktyviosios taršos surinkėjai, perduodantys taršą mitybos grandinėmis žmogui (United, 2000). Augalija gali būti užteršta

tiesiogiai arba netiesiogiai. Tiesioginė radioaktyvioji augalų tarša būna nuo radioaktyviųjų iškritų ant augalų antžeminių dalių. Netiesioginė radioaktyvioji tarša vyksta dėl radioaktyviųjų medžiagų sorbcijos iš dirvožemio į augalą per šaknis. Antriniai mitybos grandinių radioaktyviosios taršos surinkėjai yra gyvūnai, mintantys augalais ar kitais gyvūnais.

Tiesioginės iškritos yra svarbus radioaktyviosios taršos faktorius tokiems trumpaamžiams radionuklidams, kurių įsisavinimas per šaknis yra nedidelis ir jų pačių pusėjimo trukmė siekia kelias paras, pvz., radioaktyvusis ^{131}I izotopas. Tiesioginė augalų tarša galima dviem būdais – tiesiogiai iš atmosferos patenkant radionuklidams ant augalų ir antrinė tarša dėl vėjo nuo dirvožemio paviršiaus pakeltų radioaktyviųjų dulkių, nusėdančių ant augalų. Resuspensija nėra svarbus taršos faktorius, išskyrus tuos radionuklidus, kurių perėjimo koeficientas iš dirvožemio į augalus per šaknis yra labai nedidelis. Tiesioginė augalų tarša radionuklidais priklauso nuo augalų išsivystymo stadijos ir aplinkos gamtinių sąlygų taršos patekimo metu (United, 2000).

Tiesioginė tarša apima iškritas, intercepciją ir kitus faktorius. Radionuklidai iš atmosferos gali patekti ant augalų sausu ir drėgnu paviršiumi. Sausos iškritos sėda nuolat iš radioaktyviojo debesies, o drėgnos iškritos patenka su lietumi arba sniegu. Iškritų dėl atominių bombų sprogdimų tyrimai parodė, kad apie 90% visų ^{137}Cs ir ^{90}Sr iškritų buvo drėgnos iškritos. Įvykus avarijai branduoliniame objekte, iškritos paprastai trunka kelias dienas. Įvykiai po Černobylio atominės elektrinės avarijos parodė, kad drėgnos iškritos nulėmė žymiai didesnę aplinkos radioaktyviąją taršą, nei ten, kur iškritos buvo sausos (Edvarson, 1991).

Intercepcija yra frakcinės iškritos ant augalo paviršiaus, priklausančios nuo iškritų fizikinių ir cheminių charakteristikų, augalo morfologinių savybių ir meteorologinių sąlygų (Chamberlain, 1970, Chamberlain, 1991, Edvarson, 1991). Faktorius vadinamas meteorologiniu arba lauko sumažėjimo faktoriumi, kuris išreiškiamas radioaktyviosios medžiagos kiekiu, patekusi ant augalo bei išlikusi po tam tikro laiko.

Resuspensija gali būti antrinė augalų tarša. Resuspensijos faktorius yra radionuklido tūrinio aktyvumo ore (Bq/m^3) santykis su paviršiaus aktyvumo tankiu (Bq/m^2). ^{137}Cs , patekusį ant augalo resuspensijos būdu, augalas įsisavina mažiau nei patekusį tiesioginių iškritų metu. Tai paaiškinama didesniu lauko sumažėjimo faktoriumi resuspenduotoms dalelėms ir tuo, kad mineralinių, ypač molingų dirvožemių inkorporuojamas ^{137}Cs tampa mažiau įsisavinamu augalams (United, 2000).

Sezonas, kai radioaktyviosios iškritos patenka ant augalų, yra svarbus faktorius lauke augantiems augalams dėl dviejų faktorių – pirminio įsisavinimo ir perdislokacijos iš augalo į sėklas bendro poveikio. Pirminis įsisavinimas dažnai nepriklauso nuo radionuklido, o translokalizacija labai priklauso nuo radionuklido ir jo tirpumo. Reikėjo vienerių metų po avarijos Černobylio atominėje elektrinėje, kad ^{137}Cs pereitų į grūdus. Perėjimo koeficientas buvo didesnis pietinėje Europos dalyje, kur iškritos pateko ant pradėjusių augti grūdinių kultūrų, palyginti su šiaurine Europos dalimi, kur grūdinės kultūros dar tik buvo sėjamos.

Iškritoms patekus į aplinką, tiesioginė augalų tarša yra pagrindinis patekimo į maistą šaltinis. Vėliau maisto produktų taršą lemia radioaktyviųjų medžiagų patekimas į augalus per šaknis. Tarša dėl radionuklido įterpio per šaknis vertinama kaip radionuklido savitojo aktyvumo pašaruose ir pernašos dirvožemis – augalas faktoriaus, nurodančio radionuklido pereigos iš dirvožemio į maistui ar pašarams vartojamo augalo dalis, sandauga.

Radionuklidų įterpį per šaknis apibūdina įterpio koeficientas – radionuklido savitojo aktyvumo augale (Bq/kg sauso svorio) santykis su savituoju aktyvumu dirvožemyje (Bq/kg sauso svorio). Šis koeficientas kinta priklausomai nuo augalų, dirvožemio tipo bei aplinkos sąlygų. Jam įtakos turi dirvožemio arimas, tręšimas, laistymas ir kiti aplinkai poveikį turintys procesai. Įterpio koeficientas gali skirtis visam augalui ir jo dalims (pvz., grūdams), jis taip pat keičiasi laikui bėgant. Jis mažėja, radionuklidams keičiant fizikines ir chemines formas ar migruojant į gilesnius sluoksnius. Tačiau kai kuriais atvejais jis gali didėti, keičiantis cheminėms radionuklido formoms ar dislokuojantis gylyje, kur išsidėsčiusios augalų šaknys (Nisbet, 2000). Dirvožemio charakteristikos (molio ir organinių medžiagų kiekis, pH, jonų mainų reakcijų galimybė ir kt.) turi įtakos įterpio koeficientui, dažniausiai pastovūs koeficientai nėra nustatomi, jie kinta priklausomai nuo aplinkybių. Pavyzdžiui, didesnis molio kiekis dirvožemyje inkorporuoja radioaktyvųjį cezį ir sumažina jo įterpį per šaknis. Didesnis organinių medžiagų kiekis dirvožemyje pagerina ^{137}Cs įsisavinimą, tačiau yra užfiksuota atvejų, kai didesnis kalio kiekis praskiedžia cezio jonus, tokiu būdu mažėjant įterpiui, tas pats didesnis kalio jonų kiekis padidina cezio jonų desorbciją, tuo pačiu didindamas įterpį per šaknis. ^{137}Cs įterpis per šaknis mažėja bėgant laikui nuo iškritimo momento, šis procesas labiau pastebimas molinguose dirvožemiuose, kur cezio yra mineraluose. Organiniuose dirvožemiuose įterpis per šaknis mažėja daugiausia dėl tos priežasties, kad ^{137}Cs migruoja į gilesnius nei augalų šaknys sluoksnius (Howard, 2002).

Literatūroje nurodoma, kad kai kurie augalai, pvz., tam tikri grybiniai augalai, aktyviai dalyvauja pernašos dirvožemis – augalas procese kaip tirpių radionuklidų formų imobilizatoriai ir sujungėjai į kompleksinius junginius, nebemigruojančius aplinkoje (Surveillance, 2001).

^{90}Sr yra mažiau inkorporuojamas dirvožemiuose, todėl jo įterpio per šaknis koeficientas yra didesnis. Didesnis ^{90}Sr mobilumas sąlygoja jo greitesnę migraciją nei ^{137}Cs dirvožemio sluoksniuose. ^{90}Sr įterpis per šaknis yra didesnis nei ^{137}Cs kelerius metus po radioaktyviosios taršos patekimo į aplinką. ^{90}Sr ir ^{137}Cs aktyvumų santykis didėja dirvožemyje augančiuose maisto produktuose laikui bėgant nuo radioaktyviosios taršos patekimo.

^{137}Cs ir ^{90}Sr kiekių dirvožemyje svyravimas sietinas ir su stabilijų jų analogų kiekiu dirvožemyje (Rosen, 1997), kai trūkstant dirvožemyje kalio trąšų augalai daugiau įsisavina ^{137}Cs . Tuo atveju, kai kalio trąšų buvo įterpta apie 240 kg/ha, augalo stiebas ir lapai ^{137}Cs įsisavino tris kartus mažiau, nei tada, kai visai nebuvo naudojamos kalio trąšos. Tačiau augalo šaknyse ^{137}Cs kiekis buvo panašus, ypač didelis ^{137}Cs kiekis susikaupė smulkiosiose augalo šaknyse. Nustatyta, kad lapuose daugiau susikaupia ^{90}Sr nei kitose augalo dalyse, taip pat rudenį ^{90}Sr savitasis aktyvumas lapuose yra didesnis nei vasaros metu.

Vertinant augalinių maisto produktų ir pašarų taršą, dažnai taikoma metodika, aprašanti įvairius taršos migracijos ir įterpio procesus stacionarios pusiausvyros sąlygomis (Nedveckaitė, 2004). Augalų tarša dėl tiesioginių iškritų skaičiuojama pagal formulę:

$$C_{m,B} = \frac{d(f_{\mu}/Y)\{1 - \exp[-(\lambda_w + \lambda_p)t_b]\}}{\lambda_w + \lambda_p}, \text{ Bq/kg}, \quad (1.1)$$

čia: $C_{m,B}$ – savitasis radionuklido aktyvumas augaliniame maiste ir pašaruose, Bq/kg (sausam svoriui); d – radionuklido sausojo ir drėgnojo nusėdimo galia, Bq/m², diena; (f_{μ}/Y) – masės intercepcijos daugiklis, m²/kg; λ_w – nugairinimo pastovioji, dienos⁻¹; λ_p – radionuklido skilimo pastovioji, dienos⁻¹; t_b – iškritų laikotarpio trukmė, dienomis.

Lietuvos sąlygas atitinkančių ^{137}Cs ir ^{90}Sr pernašos parametrai ir jų skirstiniai pateikti darbuose (Nedveckaitė, 1996, Maceika, 1997). Radionuklidų migracija į augalus, medžius, keleriems metams praėjus po radioaktyviųjų iškritų nagrinėjama darbe (Butkus, 2002). Didžiausias ^{137}Cs savitasis aktyvumas pušies medienoje nustatytas 1975 ir 1995 m., praėjus

apytiksliai 10 metų po šiame regione vyravusios dirvožemio užtaršos (globalinės iškritos branduolinių bandymų metu ir po Černobylio atominės elektrinės katastrofos). Tai rodo, kad radioaktyviosios iškritos gali būti įsisavinamos augalų per tam tikrą laiką nuo taršos patekimo į dirvožemį. ^{137}Cs pernašos koeficientas priklauso nuo medžio amžiaus ir gali kisti nuo 0,15 iki 1,15 (Beinaravicius, 2005). Radionuklidų pernašos iš dirvožemio į augalus modeliavimas, naudojant Radioecological Software Package, patvirtino, kad radionuklidų savitasis aktyvumas greičiausiai sumažėja smėlinguose dirvožemiuose (Vaitiekunas, 2005). Modeliuojant nustatyta, kad radioaktyvioji tarša viršutiniuose dirvožemio sluoksniuose sumažėjo iki 48%, kita dalis migravo į gilesnius sluoksnius.

1.2.2. Radionuklidų migracija sistemoje: dirvožemis – gyvūnas

Egzistuoja keli skirtingi radionuklidų patekimo į maistą iš gyvūnų būdai. Vienas yra per gyvūnų produktus: pieną ir kiaušinius, kitas – per gyvūnų mėsą. Priklausomai nuo radionuklidų ir organizme vykstančių procesų, radionuklidų kiekis gali mažėti arba didėti pačioje mitybos grandyje. Kai kurios gyvūnų dalys, tokios kaip kaulai, oda, nevartojamos maistui, taip išvengiama dalies ^{90}Sr patekimo mitybos grandine. Tačiau kaulai gali būti naudojami trąšoms ir sąlygoti įterpi per daržoves ir augalus (United, 2000). Pagrindinis ^{137}Cs ir ^{90}Sr patekimo į organizmą būdas yra per pieną. Šie radionuklidai labai greitai pereina iš pašarų į pieną. ^{137}Cs kaupiasi gyvulių raumenyse, ^{90}Sr – kauluose (Howard, 2002). Biologinė pusėjimo trukmė yra svarbus faktorius mobiliems radionuklidams, ir radioaktyviesiems stroncio ir cezio radionuklidams yra apytiksliai lygus 1 per parą (Howard, 2002).

Nesant tiesioginių radionuklidų iškritų, atrajojantiems galvijams įterpi sąlygoja du radioaktyviosios taršos pernašos būdai: per užterštą ganyklų žolę, į kurią radionuklidai pateko iš dirvožemio per šaknis, ir atsitiktinai suėdus žemių (tai įmanoma suėdus ant augalų paviršiaus patekusių žemių ar tiesiogiai žemių). Kiekvieno radionuklido įterpiui abu šiuos procesus nulemia dirvos taršos radionuklidais mastas ir pernašos dirvožemis – augalas koeficientas. Įmanoma įvertinti, kokią reikšmę turi ariamo dirvožemio radioaktyvioji tarša ir radionuklidų pernašos dirvožemis – augalas koeficientas galvijo įterpiui (Nisbet, 1994, Green, 1994). Jeigu radionuklido aktyvumo pernašos koeficientas grandinės dalyje dirvožemis – augalas yra didesnis kaip 1 (įvertinant imamas dirvožemio ir sauso augalo svoris), tai žemių su augalais suėdimas turės labai

mažą reikšmę galvijo įterpiui. Tačiau, jeigu šis koeficientas yra apytiksliai lygus 10^{-3} arba mažesnis, net maži patenkančių žemių kiekiai turės vyraujančios įtakos galvijo įterpiui. Šie įvertinimai taikomi ^{137}Cs ir aktinoidams, tačiau netaikomi ^{90}Sr , kuri augalai lengvai įsisavina (Green, 1996).

Apie radionuklidų migraciją aplinkoje literatūroje pateikiama nemažai informacijos. ^{137}Cs ir stabiliojo cezio pernašos koeficientai iš dirvožemio per augalus į pieną pateikiami darbe (Tsukada, 2003). Nurodomi tokie pernašos koeficientai: dirvožemis – augalai – 0,13, kuris yra 6 kartus didesnis radioaktyviajam cezio nuklidui negu stabiliajam, augalai – pienas – 0,0027, ir yra lygus stabiliojo cezio izotopo pernašos koeficientui.

Į atrajojančių galvijų virškinimo traktą per pašarus – ganyklų žolę patenka ir žemių. Tokiu būdu mitybos grandinėmis radionuklidai iš dirvožemio pereina į pieną ir mėsą. Literatūroje pateikiama įvairių duomenų apie tai, koks žemių kiekis patenka į gyvulio organizmą su pašarais. Patenkančių žemių kiekis priklauso nuo klimato, sezono, pašaro rūšies ir augalų tankio lauko paviršiaus vienetu (Wilkins, 1997). Anglijoje nurodomos tokios vertės: nuo 1 iki 18% galvijams (Green, 1994), avims – nuo 2 iki 30% (Green, 1996). Anglijos nacionalinės radiologinės saugos valdybos (NRPB) parengtame mitybos grandinės modelyje FARMLAND metinės vidutinės vertės yra 4% galvijams ir 20% avims (Brown, 1995). Esant tiesioginėms iškritoms ant ganyklų žolės, radionuklidų aktyvumai dirvos paviršiuje gali būti žymiai didesni už aktyvumus augalų šaknų gylyje. Šiuo atveju tiesioginis žemių patekimas į virškinimo traktą nulems didžiąją įterpio dalį. ^{137}Cs migracija į žuvų organizmus nagrinėjama remiantis tuo, kad pirmaisiais metais po išmetų į aplinką ^{137}Cs bioakumuliacijos faktoriai kinta dideliu intervalu, vėliau kaita mažėja iki tam tikros pusiausvyrinės būsenos. ^{137}Cs bioakumuliacija nagrinėjama kalio, kaip ^{137}Cs analogo, organizme modeliu, laikoma, kad kalio kiekis žuvies organizme yra pastovus ir kalis patenka tik per maistą (Koulikov, 2003).

1.2.3. Radionuklidų sumažėjimas ruošiant maistą

Apšvitos dozei įvertinti naudojami neapdorotų produktų tyrimų duomenys, tačiau dalis radionuklidų pasišalina maisto ruošimo metu. Pernašos koeficientai dirvožemis – augalas – gyvūnas – žmogus gali būti taikomi šiam tikslui. Kitas būdas yra paruošto maisto radiologiniai tyrimai, kurių rezultatais galima remtis vertinant dozes. Radionuklidų išlikos maisto produktuose

faktoriai naudotini branduolinės ar radiacinės avarijos atveju tikslesniam apšvitos dozės vertinimui arba įvertinant kritinių grupės narių dozes dėl išmetimų į aplinką (Green, 1995; 1996). Vertinant maisto produktų ir pašarų taršą būtina nagrinėti visus susijusius procesus: nusėdimą ir resuspensiją, įterpį per šaknis, aktyvumo mažėjimą dėl radionuklido pusėjimo, radionuklido nuplovimo ir kt. (Nedveckaitė, 2004). Į radionuklidų sumažėjimą ruošiant maistą atsižvelgiama vertinant dozę ir atitinkamai koreguojant apšvitos dozės vertę bei užtikrinant, kad apšvitos dozė bus įvertinta tinkamai ir vertinimo rezultatas nebus labai padidintas. Nėra standartinės formos, kaip turi būti išreikštas išlikos faktorius, tačiau galimi keli išraiškos būdai. R_t faktoriumi žymima visa radionuklido išlika ruošiant maistą, kuri lygi radionuklido kiekio paruoštame maiste santykiui su šio radionuklido kiekiu neapdorotame maiste. R_d faktorius išreiškia tokį pat santykį sausame paruošto ir neparuošto maisto svoryje. Simboliu R_w žymimas išlikos faktorius, kuris išreiškiamas radionuklido kiekiu paruoštame maiste, perskaičiuotame neparuoštam produktui, su radionuklido kiekiu paruoštame maiste. Tačiau suvartojamo maisto kiekio duomenys dažniausiai pateikiami pagal neapdorotus produktus, todėl R_t faktorius naudojamas dažniausiai (Green, 1995; 1996). ^{137}Cs ir ^{90}Sr išlikos faktoriai maistą ruošiant įvairiais būdais pateikti Lietuvos higienos normoje (HN 84:1998). Šie faktoriai perkelti į higienos normą iš Tarptautinės atominės energijos agentūros techninių dokumentų. Šio darbo 1.5 lentelėje pateikiama ^{137}Cs ir ^{90}Sr išlikos faktoriai maistą ruošiant įvairiais būdais.

1.5 lentelė. ^{137}Cs ir ^{90}Sr išlikos faktoriai maistą ruošiant įvairiais būdais (HN 84:1998)

Produkto pavadinimas	Apdorojimo būdas	Cezio izotopų aktyvumo dalis, likusi apdorojus maisto produktą	Stroncio izotopų aktyvumo dalis, likusi apdorojus maisto produktą
Kopūstai	Plovimas	0,09	0,07
	Plovimas, virimas	0,7	0,3
Bulvės	Skutimas	0,8	0,9
	Skutimas ir virimas	0,6	0,8
Grūdai	Šviesieji miltai	0,6	0,6
	Tamsieji miltai	0,7	0,9
Pienas	Grietinė, grietinė	0,05	0,07
	Sviestas	0,01	0,006
	Išrūgos	0,9	0,8
Mėsa	Virimas	0,7	0,5
	Kepimas	0,8	0,8
	Marinavimas	0,6	–
Žuvis	Virimas	0,9	0,9
	Kepimas	0,9	–

Maisto ruošimo išlikos faktoriai, t. y. radionuklido kiekiai, likę paruoštame maiste, yra labai įvairūs ir priklauso nuo maisto produkto ir jo paruošimo būdo. Maisto produkto džiovinimas padidina radionuklido savitąjį aktyvumą apie 5 kartus. Mėsos virimas sumažina radionuklidų savitąjį aktyvumą mėsoje, tačiau radionuklidų turinis aktyvumas sultinyje padidėja, o sultinys gali būti suvartotas maistui kaip sriuba arba padažas. Mažesnis radionuklidų aktyvumas yra grietinėje, palygti su šviežiu pienu. Radionuklidų savitasis aktyvumas daržovėse sumažėja jas plaunant, skutant, verdant ar kitaip ruošiant. Grūdus malant, radionuklidų savitasis aktyvumas miltuose sumažėja ir didėja sėlenų savitasis aktyvumas. Valgant rupių miltų duoną, ^{137}Cs ir ^{90}Sr įterpis yra didesnis, nei valgant baltą duoną. Baltoje duonoje lieka tik 40% ^{137}Cs ir 20 % ^{90}Sr , buvusio kviečiuose. Sūrio gaminimas padidina ^{90}Sr savitąjį aktyvumą jame 5–10 kartų ir lieka tik 70% piene buvusio ^{137}Cs . Svieste beveik nelieta nei ^{137}Cs , nei ^{90}Sr , buvusių piene (Green, 1996).

1.2.4. Metinis maisto produktų suvartojimas vienam gyventojui

Apšvitos dozėms vertinti reikia metinio maisto produktų suvartojimo kiekio. Metinis suvartojamo maisto kiekis vienam gyventojui skiriasi įvairiose šalyse ir priklauso nuo mitybos įpročių, klimato sąlygų, maisto pakankamumo ir kitų veiksnių. Suvartojamo maisto vienam gyventojui metinis vidurkis gali būti nustatytas remiantis šalyje turimais statistiniais duomenimis, importo ir eksporto skaičiais. Jungtinių Tautų mokslinis komitetas (UNSCEAR) vidutinį metinį vieno gyventojo suvartojamo maisto kiekį prilygina 500 kg, suvartojamo pieno kiekį suaugusiam – 120 kg, vaikui – 110 kg (United, 2000). Metinis suvartojamo maisto vidurkis vienam gyventojui pasaulyje pateiktas šio darbo 1.6 lentelėje.

1.6 lentelė. Vidutinis metinis suvartojamo maisto kiekis vienam gyventojui, kg (United, 2000)

Produkto pavadinimas	Metinis suvartojamo maisto kiekis, kg		
	Kūdikio	Vaiko	Suaugusiojo
Pieno produktai	120	110	105
Mėsos produktai	15	35	50
Grūdų produktai	45	90	140
Lapinės daržovės	20	40	60
Šakninės daržovės ir vaisiai	60	110	170
Žuvų produktai	5	10	15

Vertinant dozę gali būti naudojamas metinio viso suvartoto maisto kiekio vidurkis, kai žinomi radionuklidų savitieji aktyvumai visame maiste. Toks pavyzdys gali būti apšvitos dozės vertinimas nustatant leistinuosius lygius maiste po branduolinės ar radiacinės avarijos, kai imamas viso suvartoto maisto kiekio metinis vidurkis šalyje (Report, 2005).

Metinis suvartojamo maisto kiekio vidurkis, 550 kg suaugusiam gyventojui ir 220 kg vienerių metų kūdikiui, nurodytas leistinuosius radionuklidų lygius po avarijos reglamentuojančio dokumento projekte (Report, 2005). Literatūroje pateikiami duomenys apie metinius suvartojamo maisto vienam gyventojui kiekius. 1989 metų duomenimis apie metinį atskirų produktų suvartojimą tuometinėje Čekoslovakijoje, pieno ir pieno produktų, perskaičiuotų į pieną, per metus vienam gyventojui teko 248 litrai, jautienos – 21,5 kg, kiaulienos – 39,5, grūdų – 157 kg, bulvių – 80 kg, kitų daržovių – 75 kg (Kliment, 1990).

Lietuvoje suvartojamo maisto produktų kiekis buvo įvertintas Respublikinio mitybos centro specialistų atliktos šalies gyventojų apklausos metu 1997 metais. Iki tol mitybos tyrimai mūsų šalyje atlikti nebuvo, buvo žinomi tik atskirų gyventojų grupių mitybos duomenys (Kadziauskienė, 1999). Apklausos metu ištirta 3000 gyventojų mityba, nustatytas maisto produktų suvartojimas per dieną tarp skirtingo amžiaus respondentų grupių.

1.7 lentelė. Suvartojamo vienam suaugusiam gyventojui maisto produktų kiekio vidurkiai, kg

Maisto produktų grupė	Suvartojimas per dieną (Kadziauskienė, 1999)	Suvartojimas per metus, kg		
		Šalyje (Kadziauskienė, 1999)	Pagal patvirtintą šalįje struktūrą (Dėl minimalaus, 2006)	Pasaulyje (United, 2000)
Daržovės	0,425 (įskaitant bulves)	155 (įskaitant bulves)	65,2	60 (lapinės)
Bulvės	0,238	87	131	170 (šakninės daržovės ir vaisiais)
Grūdų produktai	0,145	53	140,94 (be kruopų ir ankštinių, joms – 10,96)	140
Pienas ir pieno produktai	0,318	116	280,95	105
Mėsa ir mėsos produktai	0,155	57	35,1	50
Žuvis ir žuvų produktai	0,018	6,6	13,95	15

Lietuvos Respublikos sveikatos apsaugos ministras patvirtino minimalaus maisto produktų rinkinio struktūrą (Dėl minimalaus, 2006). Šios struktūros atskirų produktų grupių kiekiai pateikti šio darbo 1.7 lentelėje.

1.7 lentelėje matyti, kad apklausos duomenys, atlikti Lietuvoje 1997 metais, ir minimalus maisto produktų rinkinys, patvirtintas 2006 metais, skiriasi vidutinio metinio maisto produktų suvartojamo kiekio skaitine išraiška. Todėl iškyla problema, kuriuos duomenis naudoti vertinant vidutinę metinę šalies gyventojų gaunamą apšvitą dėl maiste esančių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės. Minimalaus rinkinio vertės, pateiktos 1.7 lentelėje ir pasaulinės vertės, grūdinių kultūrų produktų ir žuvų produktų suvartojami kiekiai yra panašūs.

1.3. Radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės nulemta žmogaus apšvita

1.3.1. Radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės nulemtos žmogaus apšvitos reglamentavimas

Apšvita – tai procesas, kurio metu jonizuojančiosios spinduliuotės srautas apšvitina žmogų ar aplinką (HN 73:2001). Gyventojų apšvita – tai iš spinduliuotės šaltinių gyventojų patirta apšvita, išskyrus profesinę ar medicininę apšvitą ir normaliąją vietinę foninę apšvitą, tačiau įskaitant apšvitą, susijusią su praktine veikla bei apšvitos sumažinimo situacijomis (Valiukėnas, 1999).

Vidinė apšvita – tai žmogaus patiriama apšvita, kai į jo organizmą kvėpuojant, su maistu arba tiesiog per odą patenka radionuklidai (Valiukėnas, 1999).

Vienas pagrindinių saugos nuo jonizuojančiosios spinduliuotės tikslų yra dozių, kurias dėl įvairių šaltinių gauna žmonės, įvertinimas. Europos Tarybos direktyva 96/29 (Official, 1996), reglamentuojanti pagrindinius darbuotojų ir gyventojų radiacinės saugos principus, reikalauja, kad būtų nuolat vertinama įvairių apšvitos šaltinių įtaka gyventojų apšvitai.

Apšvitos dozė apibrėžiama kaip kiekybinis jonizuojančiosios spinduliuotės įvertinimas (HN 73:2001). Sugertosios apšvitos dozės matavimo vienetas džaulis kilogramui (J/kg) vadinamas Gy.

Efektinė apšvitos dozė (E) – audinių lygiaverčių dozių, padaugintų iš atitinkamo audinio jautrio svorinio daugiklio (w_T), suma. (Valiukėnas, 1999). Kaupiamoji efektinė apšvitos dozė (E) skaičiuojama pagal formulę:

$$E = \sum_T w_T H_T = \sum_T w_T \sum_R w_R D_{T,R}, \text{ Sv}, \quad (1.2)$$

čia: H_T – T organo ar audinio lygiavertė apšvitos dozė (organo arba audinio sugertoji apšvitos dozė, padauginta iš atitinkamo audinio svorinio spinduliuotės daugiklio (w_R), Sv; w_T – svorinis audinių jautrio daugiklis, nedimensinis dydis, apibūdinantis tam tikro audinio jautrį jonizuojančiajai spinduliuotei (atsitiktinių reiškinių tikimybę) ir naudojamas efektinei dozei apskaičiuoti, kai žinoma lygiavertė audinio apšvitos dozė; $D_{T,R}$ – T audinio arba organo vidutinė sugertoji apšvitos dozė, Sv.

Leistinąją vidinę apšvitą apibūdina metinė patekimo į žmogaus organizmą riba. Vidinė ir išorinė apšvita neturi viršyti gyventojams 1 mSv metinės efektinės apšvitos dozės (HN 73:2003). Atsižvelgiant į galimą riziką, išskiriama nereguliuojamoji ir reguliuojamoji (apsaugomoji) veikla.

Nereguliuojamajai veiklai priskiriama veikla, dėl kurios žmogaus gaunama metinė efektinė apšvitos dozė neviršija 10 μ Sv arba veiklos metinė kolektyvinė apšvitos dozė neviršija 1 žmogus siverto (žmSv). Kitais atvejais, kada viršijami nereguliuojamieji lygiai, būtina imtis priemonių sumažinti žmonių apšvitą arba jos tikimybę ir taip apsaugoti jų sveikatą.

Leistuosius radionuklidų lygius maisto produktuose reglamentuoja Europos Komisijos direktyvos, kurių naudojimas šalyje įteisintas sveikatos apsaugos ministro įsakymu (Dėl leistinių, 2006). Didžiausi leistinieji cezio radionuklidų aktyvumų lygiai nurodyti 1990 m. kovo 22 d. Tarybos reglamento (EEB) Nr. 737/90 dėl reikalavimų, keliamų trečiųjų šalių kilmės žemės ūkio produktų importui po Černobylio atominės elektrinės avarijos, 3 straipsnyje ir 2000 m. kovo 20 d. Tarybos reglamento (EB) Nr. 616/2000, iš dalies pakeičiančio Reglamentą (EEB) Nr. 739/90 dėl reikalavimų, keliamų trečiųjų šalių kilmės žemės ūkio produktų importui po Černobylio atominės elektrinės avarijos, 1 straipsnyje. Taip pat 2000 m. liepos 24 d. Komisijos reglamento (EB) Nr. 1609/2000 priede patvirtintas produktų sąrašas, kuriems nebetaikomas Tarybos reglamentas (EEB) Nr. 737/90 dėl reikalavimų, keliamų trečiųjų šalių kilmės žemės ūkio produktų importui po Černobylio atominės elektrinės avarijos, ir kuriems taikomi išvardyti didžiausi leistini cezio radionuklidų aktyvumo lygiai. Tuo pačiu sveikatos apsaugos ministro įsakymu nustatyta, kad pavirtinti cezio radionuklidų aktyvumo lygiai taip pat taikomi Lietuvoje gaminamiems ir rinkai tiekiamiems bei eksportuojamiems maisto produktams, jeigu maisto produktus importuojanti trečioji šalis nėra nustačiusi kitokių cezio radionuklidų aktyvumo lygių. Šie lygiai yra: ^{137}Cs – 600 Bq/kg šviežio produkto ir 370 Bq/kg, l pienui ir pieno produktams bei

4–6 mėn. kūdikių maistui. ^{90}Sr aktyvumas normaliomis, ne avarinėmis, sąlygomis maiste nėra reglamentuojamas. Tokie pat leistinieji lygiai iki minėto sveikatos apsaugos ministro įsakymo buvo reglamentuoti Lietuvos higienos normoje HN 84:1998, kurios C priede nurodyta, kad po Černobylio atominės elektrinės avarijos taikomi minėti lygiai maisto produktuose ir maisto žaliavose.

Branduolinės ar radiacinės avarijos atveju nustatyti kitokie lygiai maiste. Jie įteisinti Lietuvos higienos normoje (HN 99:2000). Šiame dokumente nurodoma apriboti arba uždrausti pieno ir geriamojo vandens naudojimą, kai ^{137}Cs tūrinis aktyvumas didesnis kaip 300 Bq/l, bei apriboti arba uždrausti maisto produktų naudojimą, kai ^{137}Cs savitasis aktyvumas didesnis kaip 200 Bq/l.

2005 metais parengtas radionuklidų leistinių lygių maiste reglamentavimo po branduolinės ar radiacinės avarijos tarptautinėje prekyboje projektas (Report, 2005). Šį projektą parengė maisto priedų ir teršalų komiteto darbo grupė prie Maisto kodekso (Codex Alimentarius). Projekte pakoreguota naujai 1989 metais parengta radionuklidų maiste po branduolinės ar radiacinės avarijos reglamentavimo tvarka (CAC/GL 5–1989). Ankstesniame dokumente, priimtame Codex Alimentarius Komisijos 18-oje sesijoje, buvo reglamentuojami šešių radionuklidų (^{90}Sr , ^{131}I , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{239}Pu ir ^{241}Am) leistinieji lygiai vienerių metų laikotarpiui. Naujajame dokumente nurodyti leistinieji lygiai taikomi gyventojų vartojamam maistui ir tarptautinei prekybai po branduolinės ar radiacinės avarijos arba terorizmo atveju, kai į aplinką patektų dideli radionuklidų kiekiai, radionuklidų sąrašas papildytas aktualiais radionuklidais, kurie gali būti išmetalų šaltinyje. Leistinieji lygiai taikomi paruoštam vartojimui maistui, tačiau netaikomi džiovintam, koncentruotam maistui, ir remiasi metine 1 mSv doze. Jeigu leistinieji lygiai neviršija dokumente nurodytų radionuklidų aktyvumų, laikoma, kad maistas yra saugus vartoti. Tačiau tuo atveju, kai vertės viršijamos, šalies kompetentingos institucijos privalo imtis atitinkamų priemonių: uždrausti užteršto maisto produktų vartojimą ar parengti kitokią maisto produktų realizavimo tvarką. Jei šalies teritorija labai užteršta, šalies įgaliotosios institucijos gali priimti savo šalies teritorijoje vidiniams šalies vartojimo tikslams kitus leistinius lygius. Šis dokumentas nereglamentuoja radionuklidų kiekių maisto produktuose, vartojamuose mažais kiekiais – maisto prieduose, ir prieskoniuose. Šiems produktams leistinasis lygis gali būti padidintas 10 kartų. Dokumente minimi tik tie radionuklidai, kurie svarbūs patekimo mitybos grandinėmis aspektu ir dažniausiai egzistuoja ir susidaro iš branduolinių objektų jų veikimo metu

arba naudojami kaip jonizuojančiosios spinduliuotės šaltiniai tokiais kiekiais, kokiais avarijos arba teroro metu gali būti išmesti į aplinką ir užteršti didelę teritoriją bei sudaryti sąlygas maisto taršai radionuklidais. Radionuklidai sugrupuoti į dvi grupes – suaugusiųjų maiste ir vaikų maiste, perskaičiavus leistinus lygius atitinkamai pagal apšvitos dozės koeficientus suaugusiesiems ir vaikams (Report, 2005). Leistinieji lygiai nustatyti kiekvienai radionuklidų grupei atskirai, nesumuojant, tačiau grupės viduje radionuklidų sąlygojama apšvitos dozė turi būti sumuojama. Leistinieji lygiai parengti remiantis metiniu 550 kg suvartojamo maisto kiekiu vienam suaugusiam gyventojui ir 200 kg maisto ir pieno suvartojimu 1 metų kūdikiui (šio darbo 1.8 lentelė). Konservatyviausios apšvitos dozės koeficiento vertės, t. y. atsižvelgiant į radionuklidų chemines formas, kurios yra labiausiai įsisavinamos per virškinimo traktą, šioms amžiaus grupėms parinktos remiantis Tarptautinės atominės energijos agentūros 1986 metais išleistoje publikacijoje „Pagrindinės radiacinės saugos normos“ (International, 1986). Maisto produktuose esantiems gamtinės kilmės radionuklidams leistinieji lygiai neregamentuojami ir apšvitos dozė dėl gamtinės kilmės radionuklidų nėra įskaitoma.

Apšvitos dozės įvertinimas pirmaisiais metais po avarijos remiasi prielaida, kad importuojamas maistas iš užterštų radionuklidais vietovių ir toliau bus importuojamas ir vartojamas maistui, nes greitai pakeisti įvežamą maistą nėra galimybės. Todėl skaičiuojant imamas importuojamo maisto kiekio vidurkis, kuris pasaulio mastu lygus 0,1 (Pasaulio maisto organizacijos duomenys).

1.8 lentelė. Leistinieji radionuklidų lygiai maiste po branduolinės ar radiacinės avarijos, Bq/kg (Report, 2005)

Radionuklidai maiste	Leistinasis lygis	
	Kūdikių maistas	Suaugusiųjų maistas
^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am	1	10
^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{129}I , ^{131}I , ^{235}U	100	100
^{35}S , ^{60}Co , ^{89}Sr , ^{103}Ru , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{192}Ir	1000	1000
^3H , ^{14}C , ^{99}Tc	1000	10000

Tai rodo, kad vidutiniškai kiekvienos šalies importuojamas maistas tesudaro 10% viso suvartojamo maisto, ir šalies vidaus reikmėms paprastai vartojamas vietinės kilmės maistas.

Vėlesniu po avarijos laikotarpiu importuojamo užteršto maisto kiekis turi mažėti dėl importo pakeitimo maisto produktais iš mažiau užterštų vietovių, apsauginių priemonių ar kitų veiksmų taikymo, todėl importuojamo užteršto maisto kiekis turėtų sumažėti šimtus kartų.

Įsigaliojus šalyje leistiniems lygiams po avarijos, vidutinė efektinė apšvitos dozė skaičiuojama pagal metinį vieno gyventojo suvartojamo maisto kiekį, apšvitos dozės koeficientus ir importuojamo bei pagaminamo maisto santykį bei atsižvelgiant į tai, kad leistinieji lygiai importuojamame maiste nebus viršijami. Tokiu būdu vidinės apšvitos dozės gyventojui vidurkis E dėl radionuklidų kiekių importuojamame maiste apskaičiuojamas naudojantis formule (Report, 2005):

$$E = GL(A) \cdot M(A) \cdot e_{ing}(A) \cdot IPF, \text{ mSv}, \quad (1.3)$$

čia: $GL(A)$ – leistinasis lygis, Bq/kg; $M(A)$ – metinis atitinkamo amžiaus grupės gyventojo suvartojamo maisto kiekis, kg; $e_{ing}(A)$ – apšvitos dozės koeficientas atitinkamoms amžiaus grupėms, mSv/Bq; IPF – importo ir pagaminamo maisto santykio faktorius, nedimensinis dydis.

Šio darbo 1.9 lentelėje pateikiamos efektinės apšvitos dozės, įvertintos vieneriems metams po avarijos. Doses gyventojai gautų dėl importuojamo užteršto radionuklidais maisto vartojimo.

1.9 lentelė. Efektinės apšvitos dozės dėl importuoto užteršto radionuklidais maisto, įvertintos vieneriems metams nuo taršos pradžios, mSv

Radionuklidas	Leistinasis lygis, Bq/kg		Efektinė apšvitos dozė, mSv	
	Kūdikių maistas	Suaugusiųjų maistas	Vieneri metai nuo taršos pradžios	
			Kūdikis	Suaugęs
²³⁸ Pu	1	10	0,08	0,1
⁹⁰ Sr	100	100	0,5	0,2
¹³⁷ Cs	1000	1000	0,4	0,7
⁹⁹ Tc	1000	10000	0,2	0,4

Matyti, kad nė viena iš šių apšvitos dozės verčių neviršija 1 mSv. Apšvitos dozė suaugusiajam dėl ¹³⁷Cs jonizuojančiosios spinduliuotės importuotame užterštame radionuklidais maiste skaičiuota laikant, kad leistinasis lygis ¹³⁷Cs po avarijos yra 1000 Bq/kg, metinis suvartojamo maisto kiekis suaugusiam gyventojui yra 550 kg, apšvitos dozės koeficientas ¹³⁷Cs yra $1,3 \cdot 10^{-5}$ mSv/Bq, importo/pagaminamo maisto faktorius yra 0,1:

$$E = 1000 \text{ Bq/kg} \cdot 550 \text{ kg} \cdot 1,3 \cdot 10^{-5} \text{ mSv/Bq} \cdot 0,1 = 0,7 \text{ mSv}. \quad (1.4)$$

Taip apskaičiuotos ir kitos šio darbo 1.9 lentelėje pateiktos apšvitos dozės.

1.3.2. Gamtinės ir dirbtinės kilmės šaltinių jonizuojančiosios spinduliuotės sukeltos apšvitos dozės

Vertinant apšvitos dozes taikomas konservatyvusis apšvitos dozės vertinimo modelis, kuris remiasi nustatytais radionuklidų sklaidos aplinkoje ir žmogaus organizme parametrais (Generics, 2001).

Apšvitos dozės koeficientas yra dydis, parodantis kokią efektingą dozę nulemia 1 Bq radionuklido, patekusio į žmogaus organizmą įkvėpiant ar su maistu. Naudojant konservatyvųjį apšvitos dozės vertinimo modelį, apskaičiuota apšvitos dozė bus didžiausia, kurią gali gauti žmogus. Apšvitos dozės koeficientai dėl radionuklidų patekimo su maistu nustatyti remiantis virškinimo trakto modeliu, pateikiamu Tarptautinio radiacinės saugos komiteto (ICRP) publikacijose. Biokinetiniai modeliai remiasi radionuklidų elgesiu žmogui juos įkvėpus ar prarijus. Biokinetiniai modeliai parengti pagal standartinio žmogaus parametrus bei žmoguje ir gyvūnuose ištirto radionuklidų elgesio duomenis. Tais atvejais, kai fizinės ir cheminės radionuklidų formos skiriasi nuo naudojamų biokinetiniuose modeliuose, remiantis tiesioginiais bei netiesioginiais tyrimais turi būti sukurti tiems radionuklidams skirti modeliai, kad kaupiamoji efektingė bei kaupiamoji lygiavertė apšvitos dozės būtų įvertintos teisingai.

Ilgą laiką biokinetinis modelis, pateiktas darbe (Limits, 1979), buvo naudojamas apšvitos dozės koeficientams skaičiuoti. Modelis susideda iš keturių dalių, dalijančių virškinimo traktą į keturias dalis: skrandį, plonąją, viršutinę storąją ir apatinę storąją žarnyną. Vidutinis radionuklidų buvimo laikas virškinimo trakto dalyse yra atitinkamai 1, 4, 13 ir 24 valandos. Radionuklidų pereiga iš plonojo žarnyno į kraują yra apibrėžta tam tikrais nustatytais dydžiais, kurių reikšmės yra pateiktos šalies radiacinę saugą reglamentuojančiuose dokumentuose (HN 73:2001). Šis modelis, kuris tik iš dalies atspindi radionuklidų biokinetinį elgesį žmogaus organizme, vėliau buvo patobulintas ir sudarytas sudėtingesnis bei fiziologiškai pagrįstesnis.

Apšvitos dozės tam tikrai grupei žmonių (kritinei grupei) skaičiuojamos dėl branduolinio ciklo įmonių veiklos įtakos ir turi būti įvertintos prieš pradedant tokioms įmonėms veikti. Kritinė grupė apibrėžiama kaip grupė asmenų, gyvenanti vietovėje, kurioje yra didžiausi į biosferą patenkančio radionuklidų aktyvumo lygiai, ir gaunanti didžiausią metinę apšvitos dozę. Ši grupė turi būti gana maža, santykinai vienoda pagal amžių, mitybą ir kitas aplinkybes, turinčias įtakos

apšvitai (Nedveckaitė, 2004). Metodai kritinės grupės narių dozėms dėl išmetalų į aplinką įvertinti ir susisteminti yra pateikti TATENA publikacijoje (Generic, 2001).

Kolektyvinė apšvitos dozė rodo bendrą gyventojų apšvitą ir yra apskaičiuojama asmenų skaičių dauginant iš vidutinės apšvitos dozės kiekvienai gyventojų grupei bei išreiškiama vienetais žmSv. Šiuo atveju būtina apibrėžti populiaciją ir nurodyti apšvitos vertinimo laikotarpį (Nedveckaitė, 2004).

Apšvitos dozės dėl gamtinės kilmės šaltinių spinduliuotės yra didesnės, palyginti su apšvitos dozėmis dėl dirbtinės kilmės radionuklidų (Albulescu, 1998). Šio darbo 1.10 lentelėje pateikiamos vidutinės apšvitos dozės dėl įvairių gamtinės kilmės jonizuojančiosios spinduliuotės šaltinių pasaulyje.

1.10 lentelė. Apšvitos dozių, kurias lemia įvairūs gamtinės kilmės apšvitos šaltiniai, vidurkiai pasaulyje, mSv (United, 1999]

Apšvitos šaltinis	Metinės efektinės apšvitos dozės vidurkis, mSv
Kosminė spinduliuotė	
Tiesiogiai jonizuojančioji spinduliuotė	0,28
Neutronai	0,10
Kosmogeniniai radionuklidai	0,01
Grunte esančių radionuklidų spinduliuotė	
Lauke	0,07
Patalpose	0,41
Apšvita per kvėpavimo takus	
Urano ir torio skilimo grandinių radionuklidai	0,006
Apšvita per mitybos grandines	
⁴⁰ K	0,17
Urano ir torio skilimo grandinių radionuklidai	0,16
Radonas (²²² Rn)	0,83
Bendra apšvitos dozė	2,20

Visi gamtinės apšvitos šaltiniai Lietuvoje sąlygoja 2,1 mSv efektinę dozę, radonas individualiuose namuose – apie 1 mSv vidutinę metinę dozę, kosminės spinduliuotės metinė apšvitos dozė jūros lygyje yra 0,36 mSv (Morkūnas, 2000).

Apšvitos dozės dėl ⁴⁰K, ⁹⁰Sr ir ¹³⁷Cs neapdorotame maiste jonizuojančiosios spinduliuotės pateikiamos Radiacinės saugos centro metinėse ataskaitose (RSC, 2001; 2002) bei maisto radiologinį monitoringą aprašančiame leidinyje (Maisto, 2000).

⁹⁰Sr ir ¹³⁷Cs radionuklidų nulemtos apšvitos dozės yra mikrosyvertų eilės ir sudaro visos dėl maiste esančių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės (apie 0,2 mSv) apšvitos dozės

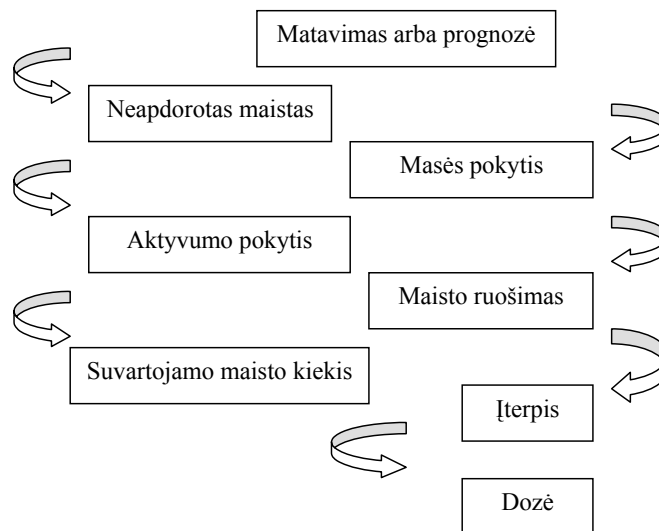
menką dalį. Žmogus, per metus suvalgęs 1 kg briedienos, dėl joje akumuliuoto ^{137}Cs jonizuojančiosios spinduliuotės vidutiniškai gauna 0,8–2 μSv , tik atskirais metais po avarijos apšvitos dozė galėjo siekti iki 4 μSv (Kiponas, 2002).

1.3.3. Apšvitos dozės dėl radionuklidų maiste jonizuojančiosios spinduliuotės įvertinimo būdai

Metodas, plačiai taikomas metinės efektinės apšvitos dozės vidutiniam populiacijos (šalies) gyventojui dėl maiste esančių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės vertinti, remiasi radiologinių tyrimų rezultatais, kai nustatomi radionuklidų savitieji arba tūriniai aktyvumai neapdorotuose maisto produktuose, dauginant šias reikšmes iš apšvitos dozės koeficiento radionuklidą prarijus (skirtingo amžiaus gyventojui) bei vieno gyventojų metinio suvartojamo produkto kiekio. Šis dozių įvertinimo modelis taikytas vidutinio Lietuvos gyventojų su maistu gaunamai apšvitos dozei nustatyti (Maisto, 1999).

Supaprastintas toks apšvitos dozės įvertinimo modelis (šio darbo 1.7 paveikslas) yra pateiktas darbe (Green, Wilkins, 1995). Apšvitos dozė dėl maiste esančių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės gali būti vertinama remiantis ir kitais parametrais. Kai kuriais atvejais apšvitos dozei vertinti naudojami radiologinių tyrimų duomenys neapdorotuose maisto produktuose ir radionuklidų išlikos faktoriai apdorojant šiuos produktus. Darbe (Green, 1995) pateikiami susisteminti duomenys apie radionuklidų aktyvumo sumažėjimą maistą ruošiant įvairiais būdais (verdant, kepant, džiovinant, sūdant ir kt.).

Naudojant išlikos faktorius turi būti žinomas atskirų produktų skirtingo kulinarinio ruošimo indėlis, pvz., koks vidutinis virtos, keptos, džiovintos, sūdytos ir kitaip paruoštos mėsos kiekis suvartojamas, norint įvertinti dozę, gaunamą dėl mėsoje esančių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės, kai turimi neapdorotos mėsos radiologiniai tyrimų rezultatai.



1.7 pav. Bendrojo atveju taikomas apšvitos dozės įvertinimo modelis (Green, Wilkins, 1995)

Dozei vertinti taikomi ir pernašos iš dirvožemio į žmogaus organizmą mitybos grandinėmis koeficientai, tokiu būdu įvertinant radionuklidų migraciją mitybos grandinės atskirose dalyse ir nustatant radionuklidų galimą pernašą į paskutinę grandį – žmogaus organizmą. Taigi, žinant radionuklidų savituosius aktyvumus dirvožemyje ir taikant perėjimo koeficientus į augalus bei gyvūninį maistą, įvertinami galimi radioaktyviosios taršos lygiai maiste bei geriamajame vandenyje.

Sudėtingus apšvitos dozės vertinimus ir jiems nustatyti vietinėmis sąlygomis reikalingus parametrus iliustruoja apšvitos dozės dėl radionuklidų grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės vertinimui naudojamos formulės (Nedveckaitė, 2003). Vertinant atsižvelgiama į tris galimos taršos kelius – dirvožemyje esančių radionuklidų šakninį įterpį, laistymą užterštu vandeniu ir dirvožemio dulkėjimą. Panašus vertinimas taikomas vartojant mėsą, pieną ir šaknines daržoves. Vertinimas apima daugybę įvairių parametrų, kurie turi būti nustatyti vietinėmis sąlygomis, arba galima naudoti kitoms aplinkos sąlygoms nustatytus parametrus, bet tada vertinimas bus netikslus. Daugelyje šalių vietiniai pernašos įvairiais aplinkos komponentais parametrai nėra nustatyti, todėl remiamasi jau turimais kitų šalių duomenimis, laikant, kad įvairių rūšių dirvožemio sandara yra panaši, bei kitomis prielaidomis.

Anglijoje taikomas matematinis sudėtingas modelis, jungiantis daugelį įvairių faktorių (Brown, 1995). Tam buvo nustatyti vietiniai pernašos parametrai daugelyje sistemų.

Vertinant apšvitos dozes, kai kuriuose modeliuose remiamasi radionuklidų kiekiu gyvūno pašaruose, pašarų rūšine sudėtimi, gyvūno per dieną pašaro kiekiu, radionuklido pernašos iš dirvožemio į pašarus koeficientais, ir kumuliacinėmis radionuklidų atsargomis dirvožemyje (Kiponas, 2002).

Pagal Marina Balt projektą buvo įvertintos kolektyvinės apšvitos dozės gyventojams, valgantiems Baltijos jūros žuvis ir kitus jūros produktus (Nielsen, 1995). Apšvitos dozės buvo įvertintos remiantis ^{137}Cs ir ^{90}Sr aktyvumu jūros biotos mėginiuose ir žuvininkystės statistiniais duomenimis. Kolektyvinė apšvitos dozė dėl ^{137}Cs ir ^{90}Sr jonizuojančiosios spinduliuotės lygi 2300 žmSv, iš kurių 60% priskiriama dėl iškritų po avarijos Černobylio atominėje elektrinėje, apie 30% priskiriama dėl branduolinio ginklo bandymų metu XX a. šeštajame dešimtmetyje, apie 10% – dėl veikiančių branduolinio kuro perdirbimo gamyklų išmetamų ir tik 0,03% priskiriama dėl atominių elektrinių ir kitų branduolinės energijos objektų išmetamų.

Tarptautinė atominės energijos agentūra yra parengusi dozių įvertinimo rekomendacijas kritinių grupių nariams (LAND 34–2000). Lietuvoje yra parengtas radioaktyviojo jodo sukeltų apšvitos dozių įvertinimo modelis (Maceika, 2001).

Darbe (Moreno, 1998) aprašomas dinaminis modelis radioaktyviojo cezio dinamikai šiaurės šalių ekologinėse sistemose įvertinti.

Yra įvairių apšvitos dozių įvertinimo metodikų ir programų, pagal kurias įvertinami dozei įtakos turintys skirtingi parametrai, atsižvelgiant į aplinkos sąlygas, mitybos įpročius ir kitus, su gyvenamąja aplinka susijusius veiksnius (Brown, 1995; Generic, 2002; Lujanienė, 2002; Maceika, 2001; Moreno, 1998).

Šiuo metu vidinei apšvitai vertinti yra autorinės, komercinės programos INDOS, CINDY, BAP, AGEDOS, GENMOD–PC, LUDEP 2.75 ir kt. Kai kurios iš jų vertina dozes ir dėl maiste esančių radionuklidų, tačiau visose reikia naudoti vietinių sąlygų parametrus, kurie priklauso nuo daugelio sąlygų ir dažnai nėra nustatyti (Nedveckaitė, 2004).

1.4. Radionuklidų savitųjų ir tūrinių aktyvumų maiste tyrimų metodai

Dažniausiai taikomi metodai, kuriuos galima pavadinti klasikineis metodais – radiometriniai ir spektrometriniai, prieš tai radionuklidą sukoncentravus ir atskyrus iš mišinio radiocheminiais metodais. Tyrimo procedūros sudėtinės dalys yra: mėginio ėmimas, mėginio

pirminis paruošimas, atskirų radionuklidų išskyrimas ir savitojo arba tūrinio aktyvumo matavimas.

1.4.1. Aplinkos mėginių ėmimo metodai

Metodikų, kaip atrinkti aplinkos mėginius, literatūros šaltiniuose pateikiama nedaug (Measurement, 1989; Isaksson, 2000). Mėginio atrinkimas gali daryti didelę įtaką tyrimo rezultatams, ir todėl atrinkimas yra labai svarbus, jis turi būti paremtas koncepcija, kuri leistų garantuoti, kad mėginys bus reprezentatyvus. Tarptautinė atominės energijos agentūra yra išleidusi dokumentą, apibendrinantį dirvožemio mėginių ėmimo metodus (IAEA, 2004). Mėginių ėmimo metodai trumpai pristatomi atskirų šalių radiologinių tyrimų ataskaitose (Rantavaara, 2001; Surveillance, 2005). Tačiau paprastai tai būna tik labai apibendrintas mėginio ėmimo aprašymas, nedetalizuojant atskirų procedūros dalių.

Bandymas susisteminti aplinkos (sausumos) mėginių ėmimo metodus, taikomus Šiaurės Europos šalyse, pateiktas darbe (Isaksson, 2000). Jame nurodoma, kaip imami žolės, dirvožemio ir lietaus iškritų mėginiai. Pateiktos metodikos skiriasi mėginių ėmimo taškų skaičiumi vietovėje, tų taškų parinkimo principu, mėginių ėmimo dažniu, dirvožemio mėginio ėmimo gyliu ir ėmimo plano parengimo principu.

Atskiruose darbuose aprašomi mėginių ėmimo būdai kaip atskiro darbo dalis, dirvožemio mėginiai rekomenduojami imti 15 cm plastikiniu žiedu 5 cm gyliu iš 8 taškų (Tsukada, 2003). Mėginių kiekiui optimizuoti gali būti naudojamos statistinės programos.

Dirvožemio mėginių ėmimo metodų standartizavimo klausimais Europos Komisija organizavo Vokietijoje 2005 metais seminarą, kuriame buvo pristatyti įvairūs Europos šalyse naudojami dirvožemio mėginių ėmimo būdai. Dirvožemio mėginių ėmimo metodai remiasi panašiais principais, tačiau unifikuotų metodų, kaip ir įrangos, nėra. Bandymas palyginti mėginių ėmimo metodikų efektyvumą ir galimą įtaką rezultatams aprašytas 1992 metais Danijos Riso nacionalinės laboratorijos išleistame leidinyje (Nielsen, 1992). Penkios laboratorijos dalyvavo imant augalų ir dirvožemio mėginius ir nustatant juose ^{137}Cs aktyvumą.

Aplinkos mėginių ėmimo metodai, taikyti atskiroms mėginių rūšims imant aplinkos mėginius regionuose, paveiktuose iškritų po avarijos Černobylio atominėje elektrinėje, pateikiami kitame darbe (LaRosa, 1997).

Taigi nėra vienodų aplinkos mėginių atrinkimo standartų, išskyrus geriamojo vandens mėginių ėmimą, kuriuos reglamentuoja ISO standartai.

Lietuvoje mėginių ėmimo metodikos įteisintos Lietuvos higienos normoje (HN 72:1997). Šioje normoje pateiktos maisto mėginių atrinkimo metodikos, tačiau dauguma metodikų susieta su pagamintos partijos higieniniu įvertinimui, o ne su tam tikroje teritorijoje ar ekonominiame vienetė pagaminta produkcija. Tai dokumentas, reglamentuojantis standartinius maisto mėginių atrinkimo metodus ir nurodantis pagrindinius akcentus, į kuriuos būtina atkreipti dėmesį imant maisto mėginius.

Mėginių ėmimo branduolinės ar radiacinės avarijos atveju metodai įteisinti šalyje galiojančiame dokumente (Ėminių, 2003). Tačiau šios taisyklės taip pat apibrėžia tik kaip imti mėginį, pateikia trumpas ėmimo instrukcijas ir ėmimo protokolus, bet nenurodo nei mėginių kiekio, nei mėginių ėmimo dažnio tam tikroje teritorijoje.

1.4.2. Maisto mėginių ėmimo metodai

Kaip aprašyta šio darbo 1.4.1 poskyryje, vienodų mėginių ėmimo metodikų aplinkos komponentų radiologiniams tyrimams nėra, išskyrus vandens mėginių ėmimą, nėra ir įteisintų metodų radiologinių tyrimų mėginiams imti.

Tarptautinė atominės energijos agentūros TATENA 1989 metais išleistame leidinyje pateikiami apibendrinti mėginių radiologiniams tyrimams ėmimo ir tyrimo metodai (Measurement, 1989). Šiame leidinyje apžvelgiamos metodikos, taikytinos aplinkos mėginių ėmimui bei radionuklidų aktyvumui maiste ir aplinkos mėginiuose nustatyti. Pieno mėginius rekomenduojama imti atskiruose ūkiuose arba tiesiog atskirų gyvulių pieną, pažymint ėmimo datą ir neilgai laikant iki tyrimo šaldytuve arba konservuojant formalinu, jeigu reikia palaikyti ilgiau. Pieno mėginiai taip pat gali būti imami iš pieno perdirbimo įmonių, ėmimo datą laikant pieno pagaminimo datą. Rekomenduojama tirti tokius maisto produktus, kurie sudaro 5% arba didesnę suvartojamo maisto produktų dalį. Maisto mėginių ėmimo programos turi būti parengtos atsižvelgiant į tipinį maisto produktų suvartojimą, atskirų regionų maisto produktų suvartojimo ypatumus, žemdirbystės pobūdį ir kitus vietos veiksnius. Programos turi būti optimalios ir ekonomiškai pagrįstos.

Rekomenduojama tyrimui imti atskirus maisto produktus, o ne paruoštą maistą arba maisto produktų mišinius. Atskirų maisto produktų radiologiniai tyrimai yra rekomenduojami todėl, kad taip galima nustatyti priežastis kaip mažinti apšvitos dozes (Measurement, 1989). Maisto produktų mėginių ėmimo programos turi būti paremtos maisto produktų suvartojimo statistika arba individualiu suvartojimu. Atskirų maisto produktų radiologiniai tyrimai turi būti atliekami tik po pirminio mėginių paruošimo, kai iš mėginio pašalinamos nevalgomos dalys. Rekomenduojama imti pieno, mėsos, žuvies, lapinių ir šakninių daržovių, grūdų mėginius. Pieno mėginius rekomenduojama imti todėl, kad tai vienas iš pagrindinių maisto produktų daugelyje šalių. Pieno produktai gali būti užteršti radionuklidais per labai trumpą laiką po radioaktyviųjų medžiagų iškritų aplinkoje, ypač tais atvejais, kai gyvuliai ganosi lauke. Mėsos mėginiai turi būti imami esant aplinkoje cezio radioaktyviųjų izotopų, nes mėsa tokiu atveju tampa vienu iš pagrindinių apšvitą sąlygojančių maisto produktų. Žuvis iš atvirų vandens telkinių tampa vienu iš pagrindinių vandens baseino produktų šaltinių, kuris gali sąlygoti vidinę gyventojų apšvitą, esant vandens telkinių taršai radionuklidais, nes atviri telkiniai surenka vandenį (kartu su jame esančiais tirpiaisiais radionuklidais) iš tam tikro regiono. Lapinės daržovės gali būti labai greitai užterštos dėl išmestų į aplinką radioaktyviųjų medžiagų. Todėl jų mėginių tyrimai rekomenduojami kaip paviršinės taršos indikatorius. Šaknines daržoves taip pat rekomenduojama tirti dėl dirvožemio taršos radionuklidais. Metodinėse rekomendacijose pažymima, kad daržovių mėginių ėmimo programa taip pat turi būti kruopščiai suplanuota (Measurement, 1989). Grūdų mėginius iš lauko rekomenduojama imti tuo atveju, kai jie auga užterštame dirvožemyje. Tuo atveju, kai iškritos užteršė teritoriją žiemą, grūdų mėginius rekomenduojama imti tik sekantį jų augimo sezoną.

Atskiruose darbuose pateikiama įvairių maisto mėginių ėmimo pavyzdžių. Škotijoje atliekant radiologinius laukinių grybų ir uogų mėginių, imtų atominių elektrinių galimos įtakos zonose, tyrimus, dozių, kurias gali sąlygoti šiuose maisto produktuose esantys radionuklidai, jų jonizuojančioji spinduliuotė, įvertinimo ėminių ėmimo programa parengta remiantis gyventojų surinktais produktais. Plane buvo numatyta teritorijos, kuriose laukiniai maisto produktai turi būti surinkti (Green, 1998). Vieni produktai buvo pristatyti tyrimui švieži, nes tokiu pavidalu ir yra vartojami maistui, kiti buvo paruošti taip, kaip paprastai yra ruošiami maistui (uogienė, džemas, vynas ir pan.). Toks mėginių ėmimo planas pasiteisino.

Egipte, tiriant gama spektrometriškai daržoves, kas mėnesį mėginiams imta įvairios, skirtingas augalų kategorijas atitinkančių, augalų rūšys, dažniausiai vartojamos maistui, jeigu tai buvo įmanoma augalo augimo metu. Mėginiai buvo įsigijami vietiniame turguje (Badran, 2003).

1.4.3. Mėginių pirminio paruošimo metodai

Mėginių paruošimo procedūros pirmoji grandis yra mėginio paruošimas, pašalinant iš mėginio visas nevalgomas dalis. Maisto mėginių pirminio paruošimo principai apibendrinti Tarptautinės atominės energijos agentūros leidinyje kaip rekomenduojami visiems, atliekantiems tokio tipo mėginių tyrimus (Measurement, 1989). Panašius pirminio mėginių paruošimo būdus naudoja daugelis radiologinių tyrimus atliekančių šalių institucijų (Surveillance, 2005).

Susmulkintas ir išgarintas (pieno) mėginys džiovinamas esant 105°C temperatūrai iki sausos masės. Džiovinimas trunka iki 8 val. priklausomai nuo mėginio dydžio. Išdžiovintas mėginys perkeliamas į deginimo indą ir dedamas į deginimo krosnį, kurioje nustatyta 400°C temperatūra. Ši temperatūra nurodoma kaip kritinė, virš kurios ^{137}Cs tampa lakus ir taip prarandama jo dalis (Measurement, 1989). Dažniausiai nurodoma tik viena 450°C temperatūra, kurios negalima viršyti deginant mėginius iki pelenų ^{137}Cs aktyvumui juose nustatyti (Measurement, 1989; Carpenter, Sanders, 1995; Šidiškienė, 2000). Todėl 400±50°C temperatūroje mėginys deginamas iki baltų pelenų, ir taip pašalinami visi organiniai mėginio komponentai. Šis procesas vadinamas sausąja mineralizacija ir labai palengvina tyrimo procesą, kai radiocheminiam išskyrimui pateikiamas tik iki baltų pelenų sudegintas mėginio likutis, nes nereikia atlikti didelių atskirų komponentų cheminių atskyrimo procedūrų. Toks mėginių paruošimas tyrimui plačiai naudojamas laboratorijose (Carpenter, 1995). Deginimas dažniausiai trunka iki 15 val. Toks paruoštas mėginys tinkamas tolesniam tyrimui, išskiriant reikalingą radionuklidą cheminėmis procedūromis.

1.4.4. Radiocheminių ir radiometrinių tyrimų metodai

Radiocheminiai ir radiometriniai tyrimo metodai, taikomi atskirų radionuklidų tūriniam ir savitajam aktyvumui maisto ir aplinkos mėginiuose nustatyti, iš esmės yra beveik vienodi tam

tikram radionuklidui, principinių skirtumų tarp jų nėra. Aptariami tik tyrimo metodai, taikomi ^{137}Cs ir ^{90}Sr tūriniam ir savitajam aktyvumui nustatyti.

Įvairių šalių institucijų pateikiamose ataskaitose apie radiologinį monitoringą arba atskirus tyrimus, jų rezultatus paprastai nurodomi ir tyrimo metodai, tačiau metodikos pateikiamos dažniausiai labai apibendrintai, konkrečiai nenurodant nei radiocheminių procedūrų sudėtinių dalių, nei matavimo įrangos techninių specifikacijų (Surveillance, 2005). Tas pats pasakytina apie Europos Komisijos parengtas radioaktyvumo lygių aplinkoje monitoringo ataskaitas (Environmental, 1994), kuriose bendrais bruožais apibūdinami tyrimo metodai, taikomi įvairiose Bendrijos šalyse.

^{137}Cs aktyvumas dažniausiai matuojamas gama spektrometriniu metodu (Surveillance, 2001), šis metodas įteisintas ir Lietuvoje (LAND 36–2000). Tačiau mažiems aktyvumams mėginiuose nustatyti gama spektrometrinius metodus taikyti nėra optimalu. Literatūroje nurodomi minimalūs detektuojami aktyvumai viršija pastaraisiais dešimtmečiais maisto produktuose esančio ^{137}Cs aktyvumą (Carpenter, 1995), pvz., matuojant 16 valandų 1–1,5 kg šviežio produkto mėginį, minimalus detektuojamas aktyvumas yra 0,1 Bq/kg. Atskiruose metodų aprašymuose nurodoma, kad gama spektrometriniai tiesioginiai matavimai taikomi mėginiams, kuriuose ^{137}Cs savitasis ir tūrinis aktyvumas svyruoja nuo 5 iki 10 Bq/kg, esant 0,1–1,0 Bq/kg aptikimo ribai (Measurement, 1989). Todėl ^{137}Cs mažiems aktyvumams nustatyti naudojamos sudeginto mėginio radiocheminės išskyrimo procedūros. Šis metodas minimas literatūros šaltiniuose kaip radiocheminis ^{137}Cs išskyrimo metodas (Marej, 1974; Carpenter, 1995; Šidiškienė, 2000). ^{137}Cs išskyrimo metodas, naudojant jonų mainų reakcijas ir CsPrCl_6 formos cezio izotopo išskyrimą matavimui aprašytas darbe (Carpenter, 1995).

Radiochemiją galima apibūdinti kaip medžiagų, turinčių radioaktyviųjų savybių (radioaktyviųjų elementų, izotopų ir jų junginių) bei procesų, sukeltų branduolinių virsmų, chemiją. Bruožas, skiriantis radiochemiją nuo kitų chemijos disciplinų, yra tas, kad radiochemija susijusi tik su medžiagomis, turinčiomis radioaktyviųjų savybių.

^{90}Sr išskyrimui taikomos radiocheminės procedūros. Vienos jų remiasi ^{90}Sr arba jo dukterinio izotopo ^{90}Y ekstrakcija tam tikru organiniu ekstragentu, po to vienaip ar kitaip paruošiant matavimui gautas ^{90}Sr arba ^{90}Y nitrates, oksalates arba hidroksido nuosėdas (Suomela, 1991; Maisto, 2000), kitos – nustatomo radionuklido ^{90}Sr išskyrimu iš terpės karbonato pavidalu (Measurement, 1989), naudojant rūkstančią azoto rūgštį.

Tokios procedūros vyravo iki XX a. devintojo dešimtmečio ir šiuo metu yra plačiai naudojamos. Apie 1980 metus pradėtos tobulinti radiocheminio atskirų radionuklidų išskyrimo metodikos, sujungiant keletą radionuklidų aktyvumo nustatymą viename mėginyje. Danijos Riso nacionalinės laboratorijos Branduolinės saugos tyrimų skyriaus specialistai nuo 1987 metų tobulino alfa ir beta spindulių aktyvumų nustatymo aplinkos, maisto, tarp jų ir žuvies, mėginiuose (Chen, 2002). Jungtinės radiocheminio išskyrimo metodikos taikomos ir maisto mėginiams tirti (LaRosa, 1997). Kai kurios iš jų buvo naudotos mėginiams, atrinktiems Černobylio atominės elektrinės avarijos paveiktuose regionuose, tirti. Šios metodikos yra kompleksinės, skirtos keletui radionuklidų išskirti iš tiriamojo mėginio, pakopiškai taikant atskyrimo metodus. Jos yra gana sudėtingos ir maisto mėginiams taikomos retai.

Parengtos greito nustatymo metodikos nedidelės masės mėginiuose, kurios gali būti taikomos įvykus branduolinei ar radiacinei avarijai (Green, 1993). Metodikose pateikiamas optimalus mėginio kiekis, nurodomas greičiausias mineralizavimo režimas, išdėstomos radionuklidų atskyrimo procedūros.

Literatūroje yra pateikiama daug modernių metodikų, taikant jonų mainų metodą atskirų radionuklidų išskyrimui iš tiriamo mėginio. Paprastai tokiose metodikose naudojamos įvairios joninės dervos (LaRosa, 1997), pvz., su TOA (trioktilaminu) (Kazachevskiy, 1998). Tačiau šie metodai nėra plačiai taikomi dėl savo sudėtingumo ir palyginti didelės tyrimo kainos, todėl plačiau taikomas radiocheminis ^{90}Sr išskyrimo metodas, tapęs pagrindu rengiant nacionalinę metodiką (LAND 64–2005).

1.5. Aplinkos komponentų ir maisto radiologinio monitoringo sistemos

Monitoringas – sistemingas ir nuolatinis apšvitos, apšvitos dozės ar taršos stebėjimas, įvertinimas ir jų padarinių prognozavimas (Valiukėnas, 1999). Monitoringo tikslas yra įvertinti radionuklidų kiekius aplinkoje ir nustatyti gyventojų gaunamas apšvitos dozes. Kitas monitoringo tikslas – stebėti radionuklidų aktyvumų aplinkos objektuose kaitą bei, remiantis šios stebėjimo rezultatais, užtikrinti gyventojų sveikatos apsaugą nuo jonizuojančiosios spinduliuotės (Surveillance, 2005).

Šiame darbe nėra aptariamas radiologinis monitoringas, kurį pagal galiojančius šalyje įstatymus privalo atlikti branduolinis objektas, kaip juridinis asmuo.

Monitoringas paprastai planuojamas ir atliekamas dirbtinių radionuklidų kiekiams aplinkoje stebėti, tačiau daugelyje šalių kartu matuojami ir kai kurie gamtiniai radionuklidai, paprastai tai gama spinduliai, nustatomi gama spektrometriniais metodais. Atmosferinių iškritų tarša tiriama galimos radioaktyviosios taršos pernešimui į šalies teritoriją stebėti. Dirvožemio radiologinis tyrimas atliekamas radiologinės taršos lygiams ariamoje dirvoje, kurioje auginamos bulvės ir kitos daržovės, stebėti bei radioaktyviosios taršos perėjimo iš dirvos į augalus kiekiams nustatyti.

1.5.1. Aplinkos radiologinio monitoringo struktūra užsienio šalyse

Europos Komisijos 2000 m. birželio 8 d. rekomendacijose (2000/473/Euratom) išdėstoma, kaip vykdyti aplinkos monitoringą įvertinant gyventojų apšvitą nuo visų galimų šaltinių, įgyvendinant Direktyvos 96/29 Euratomas 14 ir 45 straipsnių reikalavimus. Europos šalys yra parengusios ir vykdo aplinkos monitoringą pagal minėtas rekomendacijas. Valstybės turi nuo senų laikų egzistuojančią aplinkos monitoringo tvarką, kuri kito, kintant poreikiams stebėti atskirų radionuklidų aktyvumus, priklausomai nuo tų radionuklidų kiekių, išmetamų į aplinką ekonominės veiklos metu ar avarijų branduoliniuose objektuose, po bombų sprogdinimo atviroje atmosferoje. Aplinkos monitoringo sistemos apima oro, vandens, dirvožemio ir maisto bei geriamojo vandens radiologinį stebėjimą, mėginių ėmimo dažnumas yra panašus, skiriasi tik stebėjimo taškų kiekis kiekvienos šalies viduje, priklausomai nuo šalyje įteisintos tvarkos (Rajamae, 2002; Kownacka, 2002; Krejbichova, 1998; Skujina, 2002; Surveillance, 2005). Daugelyje Europos šalių maisto radiologinio monitoringo programos yra panašios, dažniausiai nustatomas ^{137}Cs ir ^{90}Sr tūrinis ir savitasis aktyvumas neapdorotuose vietinės kilmės maisto produktų ir paruošto maisto mėginiuose.

Lenkijoje valstybinio radiologinio monitoringo maisto ir geriamojo vandens radiologinius tyrimus atlieka veterinarijos tarnybos. Taip pat atliekamas monitoringas ir operatorių aplinkoje – Swierk įmonės apylinkėse (Kownacka, 2002).

Latvijoje dabartiniu momentu atliekami tokie maisto radiologinio monitoringo tyrimai: geriamasis vanduo iš aštuonių taškų tiriamas keturis kartus per metus, pieno mėginiai imami atliekant ir įmonių aplinkos monitoringą Salaspilio radioaktyviųjų atliekų saugyklos aplinkoje ir

Daugpilio apylinkėse, kurios ribojasi su Lietuvos Ignalinos atominės elektrinės zona (Skujina, 2002).

Estija monitoringui įdiegė programą, naudojamą Suomijoje, STUK. Jūros žuvis imamos iš dviejų mėginių ėmimo taškų, pienas tiriamas keturis kartus per metus iš keturių pieninių, mėsa (keturios rūšys) tiriama kas treji metai (Rajamae, 2002).

Suomijoje aplinkos radiologinį monitoringą atlikti įpareigota Suomijos branduolinės ir radiacinės saugos įgaliotoji institucija (STUK). Pieno mėginiai imami kas savaitę penkiose vietovėse ir sujungus tiriami kas mėnesį. Radionuklidų savitieji aktyvumai žmogaus kūne nustatomi viso kūno matuokliu. Šių tyrimų rezultatai leidžia įvertinti įterpį per maistą ir orą. Atskiri neapdoroti maisto produktai (gyventojų tipinio raciono sudėties) radiologiniams tyrimams yra išigijami parduotuvėse (šio darbo 1.8 paveikslas) tose vietovėse, kuriose yra pasirinkti monitoringo programoje atliekami paruošto maisto – paros raciono tyrimai.



1.8 pav. Maisto produktai, atrinkti parduotuvėje radiologiniam aplinkos monitoringui, iš kurių laboratorijoje paimamas tyrimui toks kiekis, kurį suvartoja gyventojas per dieną (Surveillance, 2005)

Atskiri produktai pasveriami, tyrimui imamas tik toks kiekis, kuris suvartojamas per parą. Atskirų maisto produktų mėginiai ir paruošto maisto mėginiai imami trijose vietovėse (Surveillance, 2005; Rantavaara, 2001).

Vokietijoje aplinkos radiologinis monitoringas pradėtas 1953 metais (Bayer, 1998). Aplinkos radiologinį monitoringą atlieka kelios institucijos, matuojami gama, beta, alfa spindulių aktyvumai įvairiose aplinkos terpėse, įskaitant maisto produktus ir gyvulių pašarą, vertinamos apšvitos dozės dėl gamtinių ir dirbtinių radionuklidų. Skaičiuojami pernašos parametrai, prognozei naudojami taršos dispersijos modeliai.

1.5.2. Maisto radiologinis monitoringas Lietuvoje

Lietuvoje egzistuojanti maisto monitoringo sistema yra panaši į kitose Europos šalyse vykdomus monitoringus. Monitoringo sistema aprašyta darbuose (Augulis, 1994; Mastauskas, 1995; Mastauskas, 1996; Drulia, 2001; Nedveckaitė, 2005), komentuojant tyrimų rezultatus ir maisto radiologinės taršos situaciją Lietuvoje. Monitoringo sistema aptariama ir autorės darbuose (1A, 4A, 5A, 8A, 12A, 14A). Apžvelgiant maisto radiologinių tyrimų raidą reikia paminėti, kad pirmoji radiologijos laboratorija buvo įsteigta 1965 metais Respublikinėje sanitarijos epidemiologijos stotyje (Šidiškienė, 2000). Maisto radiologiniai tyrimai Lietuvoje pradėti 1965 metais pagal buvusios Sovietų Sąjungos (TSRS) modelį. Kiekviena tuometinė sąjunginė respublika atliko radiologinius tyrimus, duomenys buvo siunčiami į bendrą duomenų bazę, buvusią Biofizikos institute Maskvoje. Iš čia duomenys buvo pateikiami Tarptautinės atominės energijos agentūrai (TATENA). 1965 metais buvo pradėti tyrimai DP–100 prietaisu, matuojant storo sluoksnio metodu maisto, vandens, kritulių, dirvožemio mėginius. Tais pačiais metais pradėtos taikyti ^{137}Cs ir ^{90}Sr cheminio išskyrimo metodikos. Nuo 1966 metų ^{137}Cs ir ^{90}Sr aktyvumas nustatomas maisto produktų mėginiuose iš Vilniaus, Kauno, Klaipėdos regionų, vėliau pradėti tirti maisto produktai ir iš Šiaulių bei Panevėžio regionų. Maisto mėginiai – mėsa (jautiena ir kiauliena), žuvis, pienas – buvo imami 2 kartus per metus, bulvės, kopūstai, burokėliai, dirvožemis – vieną kartą. Nuo 1976 metų stebėseną pradėta būsimos Ignalinos atominės elektrinės statybos regione 30 km atstumu aplink planuojamą statyti elektrinę (Lietuvos teritorijos dalyje – Utenos apskrities Utenos, Ignalinos, Zarasų rajonuose), po 1997 metų – 50 km zonoje, apimant ir Švenčionių rajoną. Pirmasis Ignalinos AE energetinis blokas pradėjo veikti 1983 metais, antrasis – 1987 m. rugpjūčio 15 d. Papildomai buvo tiriami rajonai, kurie buvo labiau paveikti avarijos Černobylio atominėje elektrinėje (Augulis, 1994).

Maisto mėginių ėmimo vietos jau 1966 metais Lietuvoje buvo parinktos kiekviename didesniame mieste ar Lietuvos regiono zonoje. Praktiškai mėginių ėmimo vietos ir mėginių rūšys beveik nesikeitė nuo stebėsenos pradžios – 1965 metų. Maisto, geriamojo artezinių ir šachtinių šulinių vandens bei dirvožemio taršos radionuklidais monitoringas buvo vykdomas pagal Sveikatos apsaugos ministerijos 1997 m. balandžio 24 d. įsakyme Nr. 219 „Dėl maisto taršos monitoringų“ patvirtintą tvarką. Lietuvos Respublikos Vyriausybė 1996 m. vasario 23 d. nutarimu Nr. 273 „Dėl paramos Ignalinos atominės elektrinės zonoje esančių rajonų (miestų)

savivaldybėms teikimo ir šios zonos gyventojų saugumo didinimo priemonių patvirtinimo“ įpareigojo Sveikatos apsaugos ministeriją organizuoti ir nuolat vykdyti pagal parengtą programą 50 km zonoje aplink Ignalinos atominės elektrinės maisto produktų, jų žaliavų, geriamojo vandens, gyventojų apšvitos ir jos įtakos sveikatai įvertinimo, tyrimo darbus ir teikti šią informaciją savivaldybėms (Šidiškienė, 2000).

2001 metais patvirtinta nauja 2001–2003 metų programa „Vilniaus, Klaipėdos, Kauno, Šiaulių apskričių ir Ignalinos atominės elektrinės 50 km zonos (Utenos apskrities Utenos, Zarasų, Ignalinos rajonų, taip pat ir Visagino savivaldybės) teritorijos maisto, jo žaliavų, geriamojo vandens ir kultivuojamojo dirvožemio radioaktyviosios taršos monitoringo ir apšvitos dozių, sąlygojamų maisto produktų, įvertinimo programa“.

Iki XX a. dešimtojo dešimtmečio Lietuvoje pagrindiniai maisto produktai buvo vartojami daugiausia vietinės kilmės su kai kuriomis išimtimis – produktus vežant iš buvusios Tarybų Sąjungos šalių. Po 1990 metų keitėsi mitybai vartojamų produktų kilmė, tipinį Lietuvos gyventojų racioną papildė atvežtiniai maisto produktai. Todėl 2002 metais Radiacinės saugos centre pradėti paruošto maisto (paros raciono) tyrimai.

Europos Komisijos reikalavimų pagrindu parengtas dokumentas, reglamentuojantis aplinkos radiologinį monitoringą Lietuvoje. Tai įteisinta Lietuvos Respublikos aplinkos ministro ir Lietuvos Respublikos sveikatos apsaugos ministro 2002 m. spalio 7 d. įsakymu Nr. 528/490 (Valstybinio, 2002). Tvarką papildantis dokumentas nusako, kaip ir kada imti mėginius bei kas už šių mėginių paėmimą yra atsakingas. Tam parengta tvarka, kaip turi būti imami mėginiai maisto monitoringui, ši tvarka išdėstyta dokumente („Maisto krepšelio“, 2004), kuris buvo patvirtintas sveikatos apsaugos ministro 2004 m. gegužės 3 d. įsakymu Nr. V–312.

Maisto radiologinės stebėsenos Lietuvoje duomenų bazės įprastai turi įstaigos, kurios ir atlieka maisto radiologinius tyrimus. Lietuvoje tokios institucijos yra Radiacinės saugos centras, Nacionalinė veterinarijos laboratorija (Drulia, 2001) ir Fizikos institutas, kuris duomenims saugoti yra sukūręs duomenų bazę LIETDOS. Tai radionuklidų migracijos ir radiologinių pasekmių vertinimo modelis, kuris vertina radionuklidų migraciją aplinkoje vertinant žmonių apšvitos dozes (Nedveckaitė, 2005).

Radiacinės saugos centras ir Nacionalinė veterinarijos laboratorija duomenis saugo Excel programomis sudarytose duomenų bazėse. Šalyje nėra bendros maisto radiologinės stebėsenos duomenų bazės. Tačiau nuo 2004 metų, kai buvo pradėti teikti Europos Bendrijų Komisijos

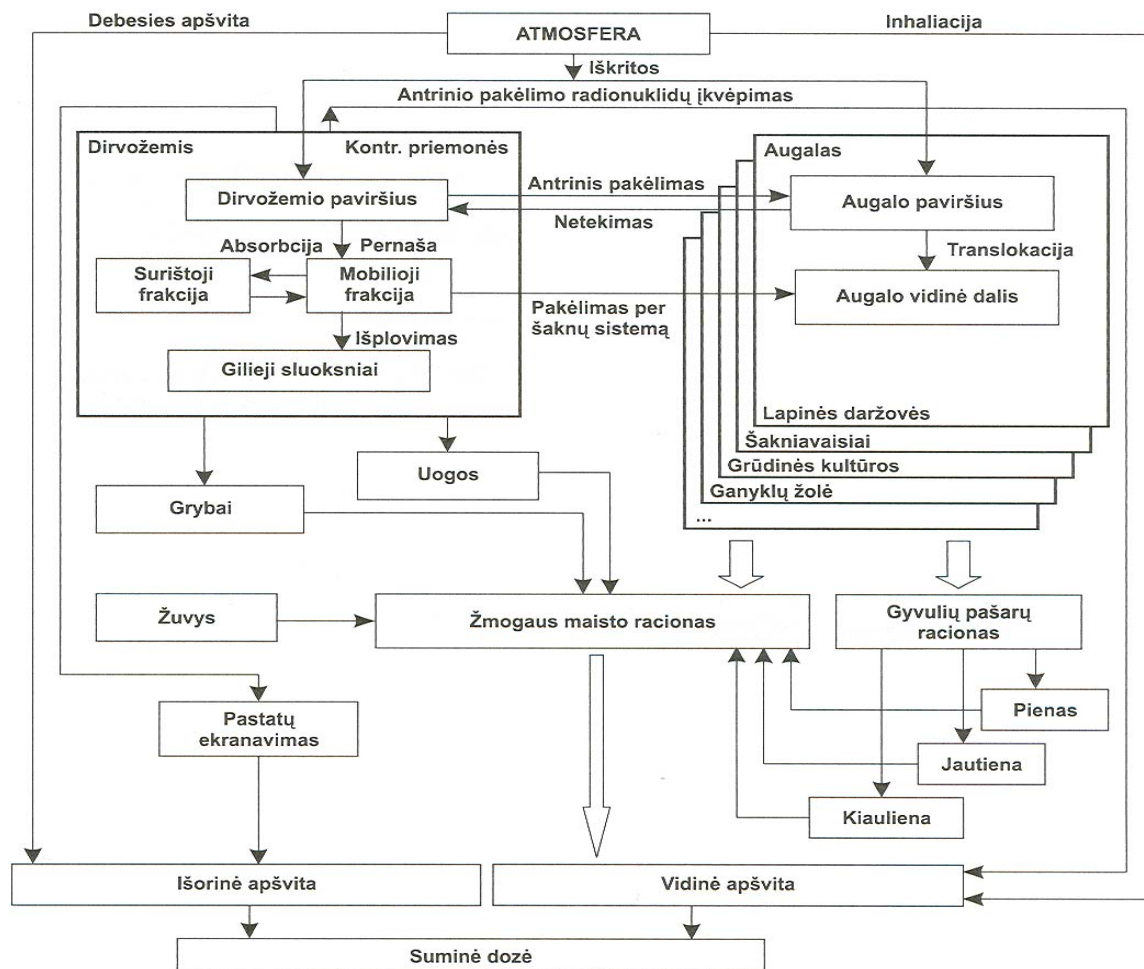
institutui aplinkos, taip pat ir maisto, radiologinių tyrimų duomenys, visos minėtos institucijos persiunčia tyrimų rezultatus Aplinkos apsaugos agentūrai, kuri disponuoja visais per metus atliktų tyrimų duomenimis. Duomenys pateikiami ir perduodami specialia programa Easy-Proteo, kurią turi tik Radiacinės saugos centras ir Aplinkos apsaugos agentūra. Ateityje reikėtų numatyti duomenis sujungti į vieną duomenų bazę, kad šia duomenų baze galima būtų naudotis vertinant gyventojų apšvitą.

1.6. Modeliai vidinės apšvitos dozei vertinti

1.6.1. Apšvitos dozės dėl radionuklidų maiste jonizuojančiosios spinduliuotės vertinimo modeliai

Radioaktyviąją taršą, taip pat ir maiste, nagrinėjantys modeliai apibendrinti TATENA išleistame leidinyje, kuriame pateikiami bendrieji modeliai radioaktyviųjų medžiagų išmetalų į aplinką poveikiui vertinti (Generic, 2001), taikytini dozėms vertinti kritinių grupių nariams. Šiuo metu pasaulyje yra sudaryti modeliai su atitinkamomis kompiuterinėmis programomis radionuklidų sklaidai biosferoje ir žmonių apšvitai vertinti, branduoliniams objektams veikiant normaliu režimu arba avarinėmis sąlygomis (Sazykina, 2000; Ward, 1990). Skirtingose institucijose skaičiavimų rezultatai labai skiriasi, juos sudėtinga įvertinti neatlikus modelio testavimo. Tai patvirtino TATENA organizuotos VAMP, BIOMOVs, BIOMASS ir kitos mokslinės programos (Thiessen, 1997). Buvo įrodyta, kad skirtingų modelių ir kompiuterinių programų skaičiavimo rezultatai gali skirtis iki 100 ir daugiau kartų (Nedveckaitė, 2005). Neapibrėžčių vertinimo skaičiavimus bandoma pagerinti naudojant matematinės statistikos metodus bei eksperimentinių duomenų skirstinius. Taip pat egzistuoja nemažai modelių radionuklidų pernašai iš dirvožemio į maisto produktus nagrinėti (Nedveckaitė, 2005). Lietuvos sąlygoms yra pritaikytas LIETDOS modelis, kuris nagrinėja radionuklidų migraciją ir sklaidą aplinkoje (Nedveckaitė, 2005) (šio darbo 1.9 paveikslas). Šio modelio sudėtinė dalis LIETDOS – FILTSEG algoritminė programa skirta nagrinėti radionuklidų sklaidą atmosferoje. LIETDOS nagrinėja radiologines pasekmes Ignalinos atominės elektrinei veikiant normaliuoju režimu arba radionuklidams patekus į aplinką po avarijos. Modelio parametrai atspindi vietines agrarines ir klimatinės sąlygas (Maceika, 1997). LIETDOS galimi tokie skaičiavimo rezultatai: pašarų bei

maistinių žaliavų taršos lygiai, maisto produktų taršos lygiai, įvairaus amžiaus žmonių išorinės ir vidinės apšvitos vertinimas.



1.9 pav. LIETDOS radionuklidų sklaidos sausumos biosferoje apibendrintas modelis (Nedveckaitė, 2004)

Šis modelis panaudotas Ignalinos atominės elektrinės išmetose esančių radionuklidų veikiamų gyventojų kritinių grupių narių efektingoms apšvitos dozėms skaičiuoti bei nustatant radionuklidų išmetų į aplinką normatyvus. Paprogramė LIETDOS – MITYBA panaudota vidutinės metinės individualiosios apšvitos dozės įvertinimo patikimumo priklausomybei nuo kritinės grupės narių skaičiaus nustatyti (Filistovič, 2003). Ši modelio dalis aprūpinta šalies maisto suvartojimo statistinių duomenų suvestine ir galimybe atsižvelgti į mitybos kaitą.

Kitas modelis, nagrinėjantis radionuklidų pernašą į maisto produktus, sudarytas Anglijos specialistų, pavadintas FARMLAND (Food Activity from Radionuclide Movement and LAND)

(Brown, 1995). Jis turi kelias dalis, kurios nagrinėja įvairiose terpėse galimą radionuklidų pernašą tarp jų ir iš dirvožemio į maisto produktus normaliomis sąlygomis dėl išmetalų ir branduolinių objektų arba įvykus avarijai

FARMLAND yra dinaminis modelis, kurio posistemės aprašo radionuklidų sklidimą atskiromis maisto grandinės dalimis. Posistemės priklauso nuo elemento ir radionuklido ypatumų, pvz., išskiriami keli dirvožemio sluoksniai, kurie tiksliau atspindi ir radionuklidų migraciją į gilesnius sluoksnius, ir jų fiksaciją, ir pernašą augalo šaknimis. Naudojant šį modelį, įvertintas kai kurių radionuklidų aktyvumas aplinkoje, kuris sąlygoja teisės aktuose nurodytus leidžiamus maistinės žaliavos taršos lygius (Kanapickas, 2002).

1.6.2. Mėginių ėmimo programų vertinimo modeliai

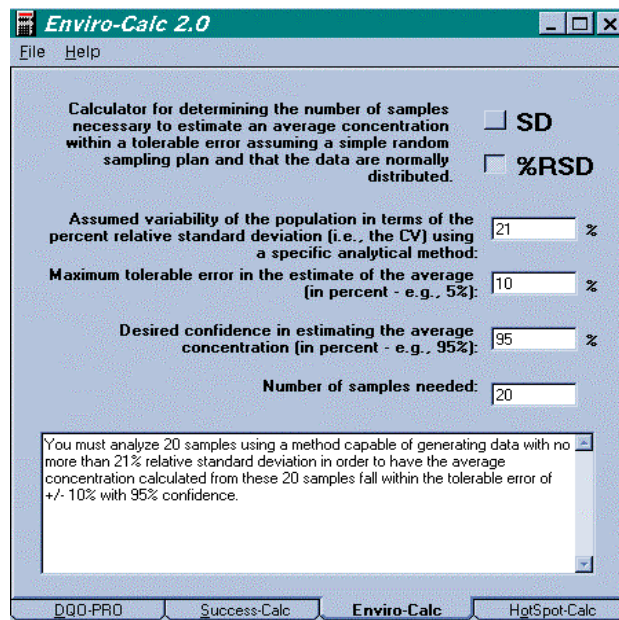
Aplinkos radiologinio monitoringo efektyvumui įvertinti JAV mokslininkai sudarė programos DQO–PRO versiją 2.0, kuri platinama nemokamai. Šios programos paketas ir aprašymas yra laisvai prieinami tinklalapyje <http://instantref.com>. Apie tokios programos (Envir–Calc) panaudojimą paminėta TATENA publikacijoje, kurioje rekomenduojama naudotis planuojant dirvožemio mėginių ėmimą (Soil, 2004) bei apie praktinį naudojimą – imant dumblo mėginius Ignalinos atominės elektrinės galimos taršos objekte (9A).

Šios programos skaičiuoklė yra pagalbinių priemonė, padedanti projektuoti mėginių ėmimą ir rengti tyrimų programas. DQO procese yra numatyta mėginių ėmimo procedūrų planavimas pagal pageidaujamus iš anksto parenkamus tam tikrus parametrus. Programa sudaryta iš specifinių klausimų, į kuriuos atsakius, pasirenkant tam tikrą riziką skaičiuojamas mėginių kiekis, būtinas pagal klausimuose pateiktus pradinis duomenis. DQO duoda išvadą, kuri leidžia kiekybiškai ir kokybiškai įvertinti planuojamą veiklą, numatyti norimus duomenis, jų imties dispersijas, numatyti statistinį duomenų dydį bei įvertinti, su kokia rizika bus galima apibrėžti visą tiriamą sritį, paėmus tam tikrą mėginių kiekį iš planuojamo tyrimui viso kiekio. Skaičiuoklė apima tris tyrimų tikslus. Pirmasis iš jų yra nustatyti tiriamos analizės vidutinę koncentraciją tam tikroje terpėje (pvz., vidutinę tiriamos analizės koncentraciją paviršiniame dirvožemio sluoksnyje tiriamame paviršiaus plote), antrasis – nustatyti situaciją, kada galimas neigiamų tyrimų kiekis viršys laboratorijos pasirinktą tyrimo rezultato ribą (pvz., nustatyti, kada neigiami tyrimų

rezultatai sudarys daugiau kaip 5% visos tyrimų sumos dėl taršos laboratorijoje lygio); trečiasis – nustatyti, ar numatytame plote egzistuoja numatyto dydžio ir formos taršos dėmė.

Programą sudaro trys skirtingos dalys: Enviro-Calc, Success-Calc ir HotSpot-Calc. Šiame disertaciniame darbe dirbta tik su Enviro-Calc, kuria patikrintas mėginių ėmimo programų patikimumas 1965–2003 metais, remiantis tyrimų rezultatais ir paimtų tyrimui mėginių skaičiumi. Ši skaičiuoklė daro prielaidą, kad analizės tyrimo rezultatai bus pasiskirstę pagal normalinį pasiskirstymą ir bus naudojamas atsitiktinis mėginių ėmimas. Nors normalinis pasiskirstymas yra mažiau tikėtinas, tačiau jo pakanka preliminariniams rezultatams apie tiriamąją terpę gauti. Gali prireikti pakartotinio antrojo mėginių ėmimo plano tikslesnei rezultatų dispersijai gauti, jeigu tai bus reikalinga tyrimui.

Ši skaičiuoklė remiasi prielaidomis ir lygtimis, pateiktomis R.O. Gilbertto statistiniame leidinyje (Gilbertt, 1987). Programos lango grafinis vaizdas, naudojant santykiniais vienetais išreikštas dimensijas, yra pateikiamas šio darbo 1.10 paveiksle. Analogiškas ir programos grafinis vaizdas, naudojant absoliutinius vienetus.



1.10 pav. Programos Enviro-Calc grafinis vaizdas, pateikiamas kaip pavyzdys, kuriame matyti pasirenkami parametrai ir mėginių ėmimo kiekio apskaičiavimas pagal užduotus parametrus

Tačiau literatūroje nėra aptikta nei vieno modelio, nagrinėjančio maisto radiologinio monitoringo tinklo tankį, šio tinklo optimalumą su tinkamu tikslumu vertinant gyventojų gaunamas apšvitos dozes.

1.7. Išvados ir darbo uždaviniai

Išvados

1. Lietuvos teritorija buvo užteršta ^{137}Cs ir ^{90}Sr dėl radioaktyviųjų iškritų branduolinio ginklo bandymų metu ir tarša padidėjo po avarijos Černobylio atominėje elektrinėje 1986 metais. Pastaruoju metu nedideli ^{137}Cs ir ^{90}Sr kiekiai patenka į šalies teritoriją dėl gaisrų užterštose po Černobylio atominės avarijos teritorijose.
2. Metinei efektinei apšvitos dozei dėl radionuklidų maiste jonizuojančiosios spinduliuotės įvertinti parengta modelių, kuriuose turi būti naudojami labai įvairūs vietinėms sąlygoms nustatyti parametrai ir kurių dažniausiai nėra nustatyta dėl jų įvertinimo sudėtingumo.
3. Vidutinės metinės efektinės apšvitos dozės vidutiniam šalies gyventojui dėl maiste esančių ^{137}Cs ir ^{90}Sr radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės vertinimas remiasi neapdorotų maisto produktų radiologinių tyrimų rezultatais, apšvitos dozės koeficientais radionuklidą prarijus, metiniu suvartojamo maisto produkto kiekiu vienam gyventojui ir ^{137}Cs bei ^{90}Sr išlikos paruoštame maiste faktoriais.
4. Enviro–Calc modelis mėginių kiekiui skaičiuoti, paremtas statistiniais metodais, leidžia nustatyti mažiausią būtiną mėginių kiekį pagal iš anksto pasirinktus tyrimų rezultatų sklaidos ir patikimumo parametrus.
5. Literatūroje neaprašytas modelis, nagrinėjantis maisto radiologinio monitoringo programos optimalumą vidutinei turinio arba savitojo aktyvumo vertei maiste nustatyti.

Todėl šiame darbe numatyta:

1. apskaičiuoti vidutinę metinę efektinę apšvitos dozę vidutiniam šalies gyventojui dėl ^{90}Sr arba ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės ir įvardyti faktorius, darančius įtaką apšvitos dozės vertei 1965–2003 metais;
2. nustatyti ^{90}Sr bei ^{137}Cs išlikos faktorius paruoštame maiste;
3. įvertinti maisto radiologinio monitoringo programų, nustatant ^{90}Sr ir ^{137}Cs turinį ir savitąjį aktyvumą 1965–2003 metais patikimumą ir įvertintos apšvitos dozės vertės tikrumą;
4. parengti maisto radiologinio monitoringo programos sudarymo rekomendacijas, įvertinant mėginių rūšis ir kieki.

2. TYRIMŲ OBJEKTAS IR METODAI

2.1. ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitojo ir tūrinio aktyvumo vietinės kilmės neapdorotuose maisto produktuose nustatymo metodika

Šiame darbe nenagrinėjami visi šalyje turimi šiuo laikotarpiu nustatyti maisto radiologinių tyrimų duomenys, o tik tie, kurie gauti vykdant Valstybinį maisto radiologinį monitoringą, už kurio programą 1965–2003 metais buvo atsakinga Lietuvos Respublikos sveikatos apsaugos ministerija, o jų dalį atliko autorė, vykdydama minėto monitoringo programą 1996–2003 metais.

2004–2005 metų duomenys nenagrinėjami disertaciniame darbe dėl tos priežasties, kad 2004 metais pasikeitė ^{137}Cs tūrinio ir savitojo aktyvumo nustatymo metodas, pradėjus šio radionuklido aktyvumą matuoti gama spektrometriniu metodu, kuris yra gana skirtingas nuo taikyto 1965–2003 metais. Taip buvo siekiama išvengti papildomo paklaidų šaltinio vertinant apšvitos dozes.

1965–2003 metais imti ir tirti mėginiai sugrupuoti į tokias grupes: pienas, mėsa, žuvis, bulvės, kopūstai, grūdai. Sugrupavimo metodika pristatyta (12A) darbe.

Keletas mėginių, kurių nėra daug, buvo paimti nestandartiniai, pvz., mėsa – kiauliena arba žuvis – karpiai. Jų tyrimų rezultatai sujungiami į atitinkamą mėginių grupę ir taip pat yra nagrinėjami.

Pienas buvo tiriamas liesas, nugriebtas. Į pieno grupę sudėti ir riebaus žaliavinio pieno tyrimų rezultatai, kadangi pagal metodiką (15A, 17A), toks pienas turėjo būti paliekamas nusistovėti ir riebalų sluoksnis nuimtas prieš tyrimą.

Mėsa buvo tiriama jautiena. ^{137}Cs nesikaupia riebaluose, todėl atsisakyta tyrimui imti kiaulienos, kurioje riebalų daugiau, mėginius (15A).

Buvo tiriamos plėšriųjų žuvų rūšys. Tyrimo rezultatai turėtų atspindėti biologinę grandinę nuo smulkiųjų žuvelių ir kitų vandens gyvūnų, mintančių dumblių ir vandens telkinių augalais, iki didžiųjų plėšrūnių, kurios maitinasi smulkesnėmis žuvimis. Tirtos lydekos, karšiai, ešeriai, raudės. Tačiau tyrimui buvo paimta keletas menkių, karpų ir stintų mėginių. Žuvų grupę sudaro įvairių rūšių žuvis ir visi tyrimų rezultatai sujungti į vieną grupę.

Tiriamos bulvės buvo nerūšiuojamos, tirti vasarinių ir vėlyvesnių veislių bulvių mėginiai.

Buvo tiriami baltieji kopūstai, daugiausia vasarinių veislių, nes mėginiai buvo imami vasaros pabaigoje, kaip tik per patį vasarinių veislių subrendimo sezoną.

Iš grūdų buvo tiriami kviečiai ir rugiai. Atskirais metais pasitaikė kvietrugių mėginių, į tyrimų grupę pateko keli grūdų mišinių mėginiai, 7-ąjį dešimtmetį – keletas duonos mėginių.

Maisto monitoringui atskiruose ūkiuose imti mėginiai atspindėjo tik nedidelį produkcijos kiekį iš nedidelės regiono teritorijos. Mėginiai, išigyti pieno surinkimo punktuose arba kombinatuose, parodė didesnio regiono taršą. Kadangi mėginio masė didelė (pieno – 2–6 litrai, mėsos – 2–4 kg, žuvies – 2–5 kg, kopūstų ir bulvių – 2–4 kg, grūdų – 1–3 kg), tai tikimybė, kad mėginį sudarė produkcija iš įvairių ūkių yra didesnė, nei tuo atveju, kai mėginys būtų mažos masės.

Lietuvos statistikos leidiniuose pateikiami sugrupuotų maisto produktų duomenys.

Šiame darbe nagrinėjami tyrimų rezultatai yra sugretinami su atitinkamų maisto produktų statistiniais duomenimis taip: duona ir grūdų produktai – su „duona, makaronai, perskaičiuoti miltai, miltai, kruopos ir pan.“ (Lietuvos statistikos, 2004); bulvės - su „bulvės“; kopūstai – su „daržovės, arbūzai, melionai ir pan.“ atitinkamai koregavus (analizuojama 3 skyriuje); žuvis – su „žuvis ir žuvies produktai“; pienas – su „pienas ir pieno produktai, perskaičiuoti pienu“; mėsa – su „mėsa ir mėsos produktai, perskaičiuoti mėsa“.

Mėginių ruošimo procedūros sudedamosios dalys pateikiamos autorės darbuose (10A, 12A, 14A, 15A, 17A). Pieno mėginio pirminis paruošimas neatliekamas. Dažniausiai pienas, išmatavus mėginio tūrį matavimo cilindru, yra supilamas į garinimo indą, kuriame paliekamas rauginimui iki 3 parų, priklausomai nuo patalpos temperatūros. Mėginys rauginamas tam, kad baltymams koaguliavus, mėginys išsisluoksniuoja, išrūgos lieka apatiniame sluoksnyje, baltyminė dalis pakyla į viršutinį sluoksnį (šio darbo 2.1 paveikslas) ir mėginio dalis, nusėdusi ant garinimo indo dugno. Jei ant rauginamo pieno paviršiaus atsiranda riebalų (grietinės) sluoksnis, jis yra nuimamas, pamatuojamas jo tūris ir atitinkamai perskaičiuojamas tiriamojo mėginio tūris. Nuėmus riebalinį sluoksnį, mėginys atsargiai garinamas iki beveik sausos masės garinimo inde, nuolat maišant šaukštu, vėliau perkeliamas ant bepelenio popieriaus lapo, kuris klojamas į džiovinimo indą, ir dedamas džiovinti.

Mėsos mėginio pirminis paruošimas atliekamas iš mėsos išpjaustant plėves, pašalinant riebalus, odos likučius, kitas įprastomis sąlygomis maistui nevartojamas mėsos dalis (šio darbo 2.1 paveikslas). Mėsa sumalama buitine mėsmale. Mėginys džiovinti taip pat dedamas ant

bepelenio popieriaus į džiovinimui skirtą indą tam, kad būtų išvengta mėginio nuostolių po džiovinimo perkeliant mėginį į deginimui skirtą indą. Sumaltas mėsos mėginys pasveriamas ir nustatoma mėginio masė. Ši masė yra laikoma mėginio mase ir jai perskaičiuojamas savitasis radionuklido aktyvumas, Bq/kg gryno svorio.



2.1 pav. Pieno mėginio pirminis paruošimas mėginį rauginant (kairėje) ir išpjaustant maistui nevertojamas dalis bei sumalant (dešinėje)

Ruošiant žuvies mėginį išimami viduriai, pašalinama galva, pelekai, kaulai, oda, kiek įmanoma išrenkami smulkiausi kauliukai. Tik labai smulkios ašakos gali likti mėginyje. Taip paruošta žuvies file yra sumalama. Sumaltas mėginys yra pasveriamas ir nustatoma mėginio masė.

Bulvių mėginys yra ruošiamas kaip įprasta namuose maistui: bulvės labai švariai nuplaunamos, nulupamos, išimamos „akytės“, nes mažiausi dirvožemio likučiai gali iškreipti tyrimo rezultata, taip tiriamajame mėginyje paliekama tik ta bulvių dalis, kuri paprastai yra vartojama maistui. Vėliau bulvės supjaustomos plonais griežinėliais, kad greičiau džiotų.

Grūdų mėginio pirminis paruošimas neatliekamas, iki džiovinimo aukštesnėje temperatūroje grūdai paliekami džioti kambario temperatūroje.

Ruošiant kopūstų mėginį pašalinami viršutiniai kopūsto gūžės lapai, kurie gali būti žemėti, išpjaunamas kotas, ir tyrimui paliekami tik žalieji lapai. Taip paruošti kopūstai yra smulkiai supjaustomi, kad greičiau džiotų.

Paruošto maisto (paros raciono) tirščių mėginys yra pasveriamas ir vėliau sumalamas buitine mėsmale, pasveriamas masės nustatymui ir džiovinamas. Skysčiai pamatuojami matavimo cilindru, fiksuojamas tūris ir perpilami į garinimo indą.

2.2. Paruošto maisto mėginių ėmimo metodika

Radiologinių paros raciono tyrimų metodika, nagrinėta autorės darbuose (10A, 16A), parengta ir ^{90}Sr bei ^{137}Cs savitojo aktyvumo tyrimai paros racione buvo atlikti autorės 2001–2003 metais.

Paruošto maisto tyrimui imtas visas paros racionas – vidutiniškai toks kiekis ir tokia maisto sudėtis, kokius suvartoja vidutinis šalies gyventojas kasdien, įskaitant pusryčius, pietus, vakarienę ir visus tarpinius užkandžius, taip pat skysčius, išgeriamus per parą. Paros racionui imti buvo pasirinktos dvi Vilniuje esančios ligoninės. Vienoje iš jų mėginiai imti vieną kartą per mėnesį, kitoje – keturias dienas per savaitę tris mėnesius. Imtas sąlyginai sveiko paciento paros racionas, atskirai tirščiai ir skysčiai į du indus. Skysčiai buvo išgarinami, o tirščiai sumalami ir išdžiovinami. Mėginių sudedamosios dalys gramu tikslumu buvo užrašomos mėginių ėmimo protokole pagal valgyklų sudarytus raciono aprašus, todėl galima buvo identifikuoti, kuris produktas lėmė didesnę vieno ar kito radionuklido aktyvumą.

Paros raciono energinė vertė buvo nuo 1917 kilo kalorijų (kcal) iki 2567 kcal, vidutinė buvo apie 2000 kcal (valgyklų darbuotojų pateiktais duomenimis). Darbe (Kadziauskienė, 1999) nurodyta, kad vidutinė energinė Lietuvos gyventojų suvartojamo per dieną maisto vertė yra 2234 ± 44 kcal, vyrų – 2621 ± 33 kcal, moterų – 1954 ± 25 kcal. Taigi ligoninėse imtų paros raciono mėginių energinė vertė atitiko vidutinio gyventojų suvartojamo maisto energinę vertę.

Paruoštas maistas studentų valgykloje buvo imtas sukomplektuojant dienos racioną iš paruoštų patiekalų. Tam buvo paimami pagaminti tipiniai patiekalai, kuriuos dažniausiai valgo studentai, kartu surenkant tipinius gėrimus (arbatą, gaiviuosius gėrimus, mineralinį vandenį ir kt.), užkandžius (bulvių traškučius, šokoladukus ir kt.), duonos ir pyrago gaminius. Visi patiekalai ir gėrimai buvo sujungiami į vieną mėginį, identifikuojama jo sudėtis gramais (pagal valgyklos darbuotojų pateiktus duomenis).

2.3. Tyrimo metodikos, taikytos nustatant ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitąjį ir tūrinį aktyvumą maiste

Tyrimus, nustatant mėginyje ^{137}Cs tūrinį bei savitąjį aktyvumą, 1996–2003 metais tęsė autorė pagal tyrimų metodiką, taikytą 1965–1995 metais. 1965 metais buvo pradėta taikyti ^{90}Sr radiocheminio išskyrimo metodika ir buvo taikoma iki 1996 metų. Autorė 1996 metais įdiegė naują ^{90}Sr tūrinio ir savitojo aktyvumo tyrimo metodiką, kurios tinkamumas buvo patikrintas pagal kokybės kontrolės principus, tarp jų tyrimo rezultatų vertes palyginant su anksčiau taikyta metodika, taip pat buvo įvertinta tyrimo neapibrėžtis.

Visų trijų metodikų principai aprašyti ir palyginti autorės darbuose (10A, 13A, 15A, 16A). Radiocheminis išskyrimas atliekamas iš mėginio pelenų, prieš tai mėginį išgarinus arba išdžiovinus ir sudeginus 400°C temperatūroje (šio darbo 2.2 paveikslas). Tyrimo metodikos trumpai buvo pristatytos autorės darbuose (1A, 2A, 3A, 4A, 5A, 6A, 7A, 10A, 12A, 13A, 15A, 16A, 17A).



2.2 pav. Mėginio sukonzentravimas džiovinant iki sausos masės (kairėje) ir sudeginimas iki baltų pelenų (dešinėje)

^{137}Cs radiocheminiam išskyrimui per visą nagrinėjamą laikotarpį taikytas Radiocheminis cezio–137 nustatymo metodas maisto ir aplinkos bandiniuose (Marej, 1974). Pagal metodą, mėginio pelenai tirpinami praskiestoje azoto rūgštyje, ^{137}Cs išskiriamas iš tirpalo sukonzentruojant nikelio ferocianidu ir nusodinant $\text{Cs}_3\text{Sb}_2\text{J}_9$ nuosėdų pavidalu. Cheminė išeiga nustatoma gravimetriškai į tiriamąjį tirpalą dedant neaktyviojo cezio nešiklio. Matavimo efektyvumo koeficientas nustatytas naudojant etaloninę medžiagą – ^{137}Cs tirpalą. Aptikimo riba lygi 10 mBq/bandiniui, metodo išplėstinė neapibrėžtis, esant aprėpties daugikliui $k=2$, yra 10–15% (nurodoma metodo aprašyme).

^{90}Sr radiocheminis išskyrimas iš rūgštyje tirpintų mėginio pelenų buvo atliekamas ekstrahuojant ^{90}Sr organiniu tirpalu ir matuojant gautose nuosėdose ^{90}Sr beta aktyvumą UMF tipo beta radiometru (Marej, 1974). Aptikimo riba lygi 20 mBq/mėginiui, metodo išplėstinė neapibrėžtis, esant aprėpties daugikliui $k=2$, yra 15–30%.

Po 1996 metų nustatant ^{90}Sr tūrinį ir savitąjį aktyvumą buvo taikoma metodika, besiremianti ^{90}Y ekstrakcija iš tirpalų organiniu ekstrahentu HDEHP (di(2-etil-heksil) meta fosforo rūgštimi ($\text{CH}_3(\text{CH}_2)\text{CH}(\text{CH}_2\text{CH}_3)\text{CH}_2\text{O})\text{PO}_2\text{H}$) ir Čerenkovo spinduliuotės matavimu, pervedus itrio hidroksidą į tirpią formą. Išeiga buvo nustatoma įdedant neaktyviojo itrio nešiklio į pradinę tyrimo stadiją ir, atlikus aktyvumo matavimą, tiriamąjį tirpalą titruojant trilono B 0,1 M koncentracijos tirpalu. Metodo eiga buvo tokia: mėginio pelenai tirpinami koncentruotoje azoto rūgštyje, po to, išgarinus iki sausos liekanos, tirpinami 1M HCl. Itris ekstrahuojamas HDEHP benzole tirpalu, nusodinamos itrio hidroksido nuosėdos, kurios tirpinamos 1M HNO_3 rūgštyje, ir matuojamas Čerenkovo spinduliuotės aktyvumas (Suomela, 1993). Matavimo indas – plastikinis, 20 ml talpos, matuojama 0,0–200,0 keV energetiniame lange, matavimo trukmė – nuo 120 iki 200 min., matavimo efektyvumas nustatomas naudojant etaloninę medžiagą – stroncio ir itrio ($^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$) tirpalą. Matavimo efektyvumo koeficientas – 0,55, foninė spinduliuotė – 2,30 impulsų per minutę, itrio cheminė išeiga pieno mėginiuose paprastai būdavo gana didelė, – 0,40–0,87, kitose terpėse – šiek tiek mažesnė. Išplėstinė neapibrėžtis, esant aprėpties daugikliui $k=2$, yra 10–30%, priklausomai nuo vertės dydžio.

Iki 1996 metų ^{137}Cs bei ^{90}Sr beta spinduliuotei matuoti buvo naudotas UMF tipo beta radiometras su torsiniu SBT–13 tipo skaitikliu. Nuo 1996 metų ^{90}Sr aktyvumas buvo nustatomas matuojant jo dukterinio ^{90}Y izotopo spinduliuotę skysčio scintiliacijos skaitikliu Tri–Carb TR/SL 2770 (šio darbo 2.3 paveikslas).

Beta radiometras UMF (mažo fono įrenginys) su SBT–13 tipo torciniu skaitikliu buvo kalibruojamas, nustatant aktyvumo matavimo koeficientą, iš etaloninės medžiagos tirpalo pasigaminus žinomo aktyvumo atitinkamus tirpalus ir matuojant jų aktyvumą. Ruošiant radiometrą darbui buvo atliekami du foninės spinduliuotės ir vidinio etalono aktyvumo matavimai.



2.3 pav. Radiometras UMF (mažo fono įrenginys) su SBT–13 tipo skaitikliu, naudotas 1965–2003 metais beta dalelėms matuoti (kairėje), skysčio scintiliacijos skaitiklis Tri–Carb 2770 TR/SL, naudotas 1996–2003 metais ^{90}Sr aktyvumui nustatyti (dešinėje)

Kiekvieno mėginio aktyvumas buvo matuojamas mažiausiai du kartus, po to skaičiuojama vidutinė aktyvumo matavimo vertė. Iš jos atimama vidutinė foninės spinduliuotės (paprastai iki 5 impulsų per minutę) vertė. ^{137}Cs aktyvumo nustatymo koeficientas buvo pastovus ir lygus 0,33. ^{90}Sr nustatymo efektyvumo koeficientas apie 0,29.

Skysčio scintiliacijos skaitikliu Tri–Carb 2770 TR/SL buvo matuojamas itrio aktyvumas, fiksuojant Čerenkovo spinduliuotės beta daleles. Matavimai buvo atliekami vandeninėje terpėje, nes Čerenkovo spinduliuotę sukelia tik itrio beta dalelės, turinčios didelę (didesnę kaip 2 MeV) energiją. Šių dalelių aktyvumas buvo matuojamas didesniu efektyvumu (koeficientas lygus 0,60), matavimo įranga kalibruojama naudojant vidinius etaloninius tirpalus su žinomu etaloninės medžiagos kiekiu. Matavimui naudotas įrenginys su automatine mėginių padavimo sistema, leidžiantis dirbti nepertraukiamu režimu.

2.4. Statistinio mėginių kiekio įvertinimo, naudojant Enviro–Calc programą, metodika

Maisto radiologinio monitoringo optimalumui įvertinti buvo naudotasi JAV sukurta nemokamai platinama programos DQO–PRO versija 2.0, kurios aprašymas pateiktas šio darbo 1.7.2 poskyryje. Ši programa yra vienintelė programa, nurodoma literatūros šaltiniuose, skirta mėginių ėmimo programoms planuoti. Šiame darbe minėta programa naudojama maisto radiologinio monitoringo programų patikimumui įvertinti. Programos naudojimas pristatytas autorės darbuose (12A, 17A).

Vienodas pirminės sąlygos duomuo, taikomas visuose skaičiavimuose, buvo vidurkio įvertinimo pasikliovimo lygmuo, lygus 0,95. Kiti du įvedami parametrai buvo skaičiuojami pagal metodiką, pateikiamą žemiau.

Kadangi programos lange reikia įvesti procentinį imties kitimo koeficientą, šis dydis buvo skaičiuotas kiekvienam produktui kiekvienais metais ir kiekvienam iš dviejų nagrinėjamų radionuklidų.

Tam pirmiausia Excel programa buvo skaičiuojamas imties vidurkis kiekviename maisto produkte atskirais metais ir kiekvienam iš dviejų radionuklidų pagal formulę (Čekanavičius, 2003):

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n x_j, \text{ Bq/kg, l,} \quad (2.1)$$

čia: $\bar{x}$ – imties vidurkis, Bq/kg, l; n – tyrimų kiekis, vnt.; x_j – imties elementas – tūrinis arba savitasis aktyvumas, Bq/kg, l; j – elemento eilės numeris.

Skaičiuotas metinio radionuklido aktyvumo maisto produkte vidurkio standartinis nuokrypis. Standartinio nuokrypio privalumas yra duomenų koncentracijos apie vidurkį tiesioginė priklausomybė nuo standartinio nuokrypio dydžio. Standartinis nuokrypis skaičiuotas naudojant formulę (Čekanavičius, 2003):

$$s = \sqrt{s^2}, \text{ Bq/kg, l,} \quad (2.2)$$

čia: s – imties standartinis nuokrypis, Bq/kg, l; s^2 – imties dispersija, Bq²/kg², l², tyrimo duomenų sklaida apie imties vidurkį vienam iš radionuklidų, skaičiuojama pagal formulę (Čekanavičius, 2003):

$$s^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{j=1}^n (x_j - \bar{x})^2, \text{ Bq}^2/\text{kg}^2, \text{ l}^2, \quad (2.3)$$

čia: s^2 – imties dispersija; Bq^2/kg^2 , l^2 ; $\bar{x}$ – imties vidurkis, Bq/kg , l ; n – tyrimų kiekis, vnt.; x_j – imties elementas – tūrinis arba savitasis aktyvumas, Bq/kg , l ; j – imties elemento eilės numeris, nedimensinis dydis.

Gautas rezultatas paverstas procentiniu imties kitimo koeficientu naudojant tokią formulę (Čekanavičius, 2003):

$$cv = \frac{s}{\bar{x}} 100 \%, \quad (2.4)$$

čia: cv – procentinis imties kitimo koeficientas, procentais; $\bar{x}$ – imties vidurkis, Bq/kg , l ; s – imties standartinis nuokrypis, Bq/kg , l ; 100 – procentų išraiška. Toliau tekste procentinis imties kitimo koeficientas vadinamas imties kitimo koeficientu, % arba pateikiama santrumpa cv .

Pagal formulę (2.4) gauti skaičiavimo rezultatai naudoti statistiniam vykdyto monitoringo programų patikimumui įvertinti, skaičiuojant Enviro–Calc programa ir įvedant rezultatus į pirmąjį langą.

Kitas parametras, reikalingas įvesti į programą, yra imties vidurkio nustatymo tikimybė – prognozuojamo ir tikrojo imties vidurkio sutapimas, procentais (žr. šio darbo 2.6 poskyryje). Nuo jos vertės priklauso prognozuojamas mėginių kiekis. Šiai vertei optimizuoti buvo atlikti skaičiavimai, kurių grafinė išraiška pateikta šio darbo 2.4 paveiksle. Buvo parinktos kelios imties kitimo koeficiento vertės (cv), atitinkamai 28%, 30%, 45%, 50%, 70% ir 100%. Programa mėginių kiekio nevertina, esant cv vertėms nuo 0% iki 28%, t. y. kai tyrimo rezultatų vertės yra panašios. Vertė 28% yra mažiausia, kai programa dirba.

Skaičiuotas mėginių kiekis, keičiant prognozuojamo ir tikrojo imties vidurkio standartinį nuokrypį (žr. 2.8 formulę, toliau tekste – d) nuo 5% iki 100%. Gautos kreivės rodo, kaip, esant skirtingam d , kinta mėginių kiekis. Kai jo vertės nedidelės, iki 20% procentų, statistinis įvertinimas reikalauja palyginti didelio mėginių kiekio ir todėl statistinis monitoringo patikimumo vertinimas nėra atliktas, esant d vertėms nuo 0% iki 30%.

Skaičiuojant mėginių kiekį, reikalingą statistiškai patikimai ištirti imtį ir nustatyti imties vidurkį, parinkus vieną d vertę, mėginių kiekis paprastai yra didelis iki d siekia 30% ir palaipsniui mažėja, kol pasiekia sąlyginai mažiausias vertes. Po to, priklausomai nuo cv , vėl pradeda staigiai

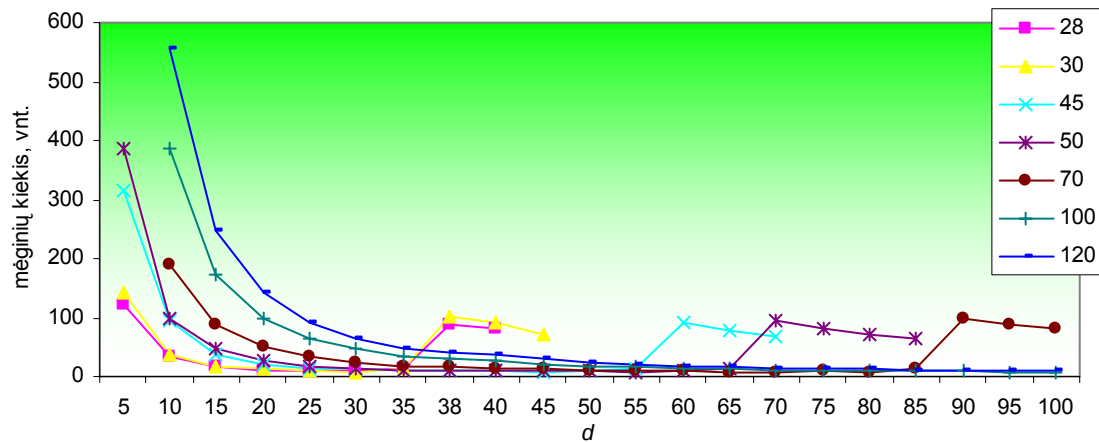
didėti. Todėl maisto radiologinio monitoringo optimalumui įvertinti reikėjo parinkti tokį optimalų d , kuris reikalautų kuo mažesnio mėginių kiekio.

Skaičiavimai, naudojantis programa, atlikti, esant cv nuo 30% iki 200%. Iš tuščių langelių šio darbo 2.1 lentelėje matyti, kad pagal dalį užduodamų pradinių parametrų programa skaičiavimų neatlieka. Todėl nors ir atrodytų, kad pagal vidutinį mėginių skaičių būtų optimalu parinkti d 50–55%, 65% arba 80–85%, bet tokiomis sąlygomis pavyktų skaičiuoti tik labai nedideliu cv intervalu (ties tais pradiniais parametrais 2.1 lentelėje matyti tuščių langelių, kur mėginių kiekio programa neskaičiuoja).

d buvo parinktas iš tos cv vertės intervalo, kur skaičiavimai atliekami beveik visu intervalu. Mėginių kiekio kitimas, matyti šio darbo 2.5 paveiksle, kur parodytos tik dvi iš daugybės galimų cv verčių (50% ir 100%). Mėginių kiekis labai skiriasi, parinkus skirtingą d dydį. Todėl kiekvienu konkrečiu atveju reikėtų parinkti tokią jo vertę, kad mėginių kiekis būtų skaičiuojamas mažiausias, esant tam tikrai cv vertei.

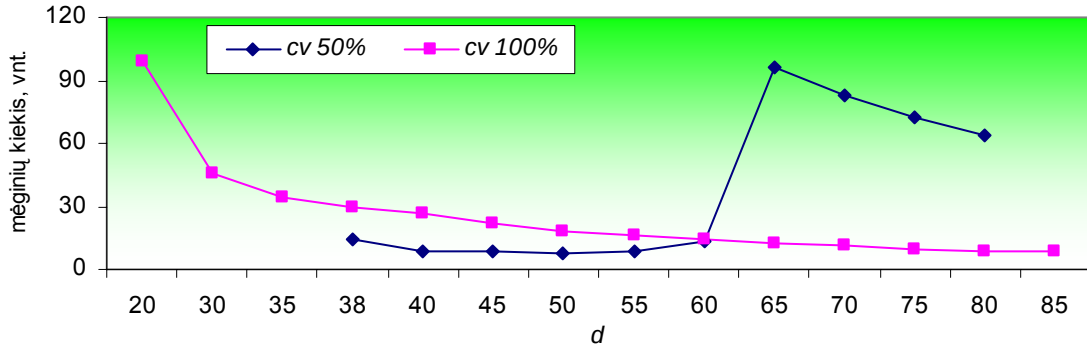
2.1 lentelė. Mėginių kiekis, keičiant d . Vidurkio įvertinimo pasiklivimo lygmuo, lygus 0,95

Prognozuojamo ir tikrojo imties vidurkio standartinis nuokrypis, % (d)	Imties kitimo koeficientas (cv), %						
	28	30	45	50	70	100	120
5	123	141	314	387	–	–	–
10	33	38	95	99	191	387	556
15	16	18	38	46	87	174	246
20	11	12	22	27	50	99	141
25	9	9	15	18	33	64	91
30	9	8	12	14	24	46	64
35	12	14	10	11	18	34	48
38	88	101	9	10	16	30	41
40	80	91	9	11	15	27	38
45	–	–	8	9	13	22	30
50	–	–	9	9	11	18	25
55	–	–	13	8	10	16	21
60	–	–	91	9	9	14	18
65	–	–	78	13	8	12	16
70	–	–	67	96	8	11	14
75	–	–	–	83	9	10	13
80	–	–	–	72	8	10	12
85	–	–	–	64	13	9	11
90	–	–	–	–	98	9	10
95	–	–	–	–	88	8	9
100	–	–	–	–	80	8	9



2.4 pav. Mėginių kiekis, esant d nuo 5% iki 100 % ir cv kintant nuo 28 iki 120% (nurodyta dešinėje), vnt. Vidurkio įvertinimo pasiklojimo lygmuo lygus 0,95

Šiame darbe nagrinėjami jau nustatyti rezultatai, todėl jų patikimumas atspindėti viso suvartoto maisto taršą ^{90}Sr ir ^{137}Cs buvo įvertintas pasirinkus vieną iš galimų d verčių. Šio darbo 2.4 paveiksle ir 2.1 lentelėje matyti, kad tinkama vertė būtų lygi 35%.



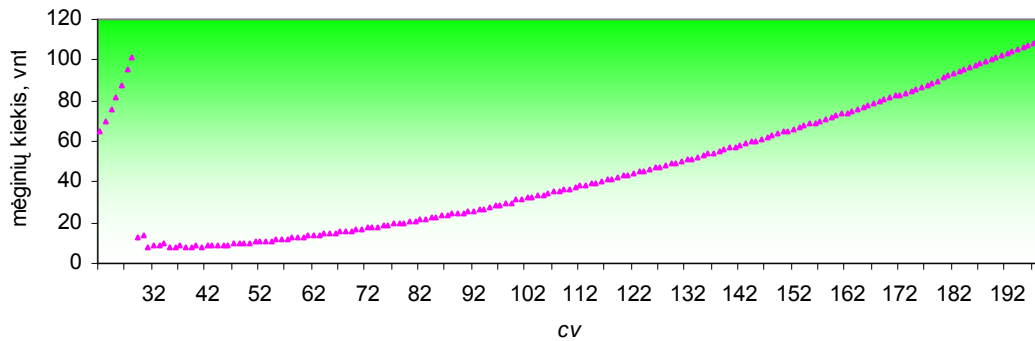
2.5 pav. Mėginių kiekis, esant skirtingai d vertei, vnt. Vidurkio įvertinimo pasiklojimo lygmuo, lygus 0,95

Šiame disertaciniame darbe maisto radiologinio monitoringo optimalumas įvertintas, priimant prielaidą, kad prognozuojamo ir tikrojo radionuklido aktyvumo maisto produkte vidurkių standartinis nuokrypis lygus 38%. Jeigu įvertinus maisto radiologinio monitoringo optimalumą, kai vidurkių (prognozuojamo ir tikrojo) standartinis nuokrypis lygus 38%, mėginių kiekis būtų nustatytas optimalus, galima būtų teigti, kad monitoringo programa tam tikro maisto produkto vidutinei taršos nagrinėjamais radionuklidais vertei visame produkto metiniame kiekyje nustatyti buvo tinkama. Jeigu būtų apskaičiuota, kad mėginių kiekis paimtas per mažas, reikėtų

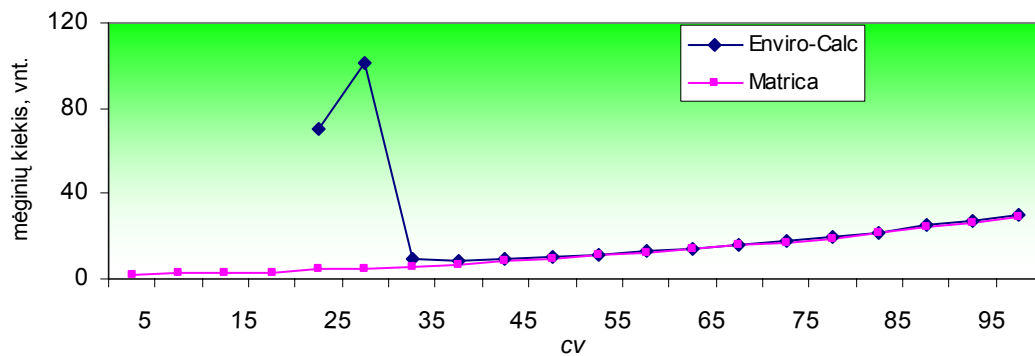
didinti prognozuojamo ir tikrojo vidurkio sutapimą, t. y. mažinti nesutapimo procentą, ir skaičiavimus atlikti iš naujo.

Šio darbo 2.6 paveiksle pateikiamas mėginių kiekio įvertinimas Enviro–Calc programa, parinkus d lygų 38%, ir vidurkio įvertinimo pasiklovimo lygmenį, lygų 0,95, kai cv kinta nuo 30% iki 200%. Pateikiami duomenys naudoti 1965–2003 metų maisto radiologinio monitoringo statistiniam patikimumui įvertinti.

Maisto radiologinio monitoringo optimalumas įvertintas dviem statistinius metodus naudojančiomis programomis: anksčiau pristatyta Enviro–Calc ir šiame darbe sudaryta matrica (4.2.3 poskyris).



2.6 pav. Mėginių kiekis, kintant cv , kai d lygus 38%, vnt. Vidurkio įvertinimo pasiklovimo lygmuo lygus 0,95



2.7 pav. Mėginių kiekis, kintant cv , kai d lygus 38%, vnt. Vidurkio įvertinimo pasiklovimo lygmuo lygus 0,95. Nustatyta Enviro–Calc ir darbe sudaryta programomis (matrica)

Šiame darbe sudarytoje matricoje parinktos tokios pat pradinės sąlygos kaip ir Enviro–Calc programoje: d lygus 38%, vidurkio įvertinimo pasiklovimo lygmuo lygus 0,95. Atliekant skaičiavimus, ^{90}Sr ir ^{137}Cs aktyvumo vidurkio dispersija, procentais (cv), maisto produktuose 1965–2003 metais buvo nuo 30% iki 300%.

Šio darbo 2.7 paveiksle palyginimui pateikiamas mėginių skaičius, nustatytas abiem programomis, esant vienodoms pradinėms sąlygoms, ir matyti, kad neatitikimas yra mažesnio *cv* srityje, kitose srityse skaičiuojamas panašus mėginių kiekis.

2.5. Metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr arba ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės įvertinimo metodika

Apšvitos dozės įvertinimo, taikant šią metodiką, atvejai nagrinėti autorės darbuose (15A, 17A). Metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr arba ^{137}Cs neapdorotuose maisto produktuose jonizuojančiosios spinduliuotės skaičiavimui naudota tokia formulė:

$$D = C \cdot m \cdot e(g) \cdot f, \text{ Sv/metai}, \quad (2.5)$$

čia: D – metinė efektinė apšvitos dozė dėl ^{90}Sr arba ^{137}Cs neapdorotame maisto produkte jonizuojančiosios spinduliuotės, Sv/metai; C – ^{90}Sr arba ^{137}Cs turinis arba savitasis aktyvumas neapdorotame maisto produkte, Bq/kg, l; m – vidutinis metinis suvartojamo maisto produkto kiekis vienam gyventojui, kg/metai; $e(g)$ – gyventojų sukauptoji efektinė apšvitos dozė į organizmą patekusio (prarijus) radionuklido aktyvumo vienetui, Sv/Bq, pateikiama (HN 73:2001) B.4 lentelės 10 skiltyje; f – radionuklido išlikos paruoštame maiste faktorius.

Metinei efektinei apšvitos dozei vidutiniam suaugusiam Lietuvos gyventojui dėl ^{90}Sr arba ^{137}Cs paruoštame maiste jonizuojančiosios spinduliuotės įvertinti naudota tokia formulė (10A, 16A):

$$D = C \cdot p \cdot e(g), \text{ Sv/metai}, \quad (2.6)$$

čia: D – metinė efektinė apšvitos dozė vidutiniam suaugusiam Lietuvos gyventojui dėl ^{90}Sr arba ^{137}Cs paruoštame maiste jonizuojančiosios spinduliuotės, Sv/metai; C – ^{90}Sr arba ^{137}Cs savitasis aktyvumas paros racione, Bq, skaičiuojamas savitąjį aktyvumą mėginio masės vienetu (Bq/kg) padauginant iš mėginio masės (kg); p – parų skaičius metuose (365 paros); $e(g)$ – gyventojų, vyresnių kaip 17 metų, sukauptoji efektinė apšvitos dozė į organizmą patekusio (prarijus) radionuklido aktyvumo vienetui, Sv/Bq, pateikiama (HN 73:2001) B.4 lentelės 10 skiltyje.

Gyventojų, atsižvelgiant į jų amžių, sukauptoji efektinė apšvitos dozė į organizmą patekusio (prarijus) radionuklido aktyvumo vienetui arba sutrumpintai – apšvitos dozės koeficientai – buvo naudoti tokie: vyresniam kaip 17 metų gyventojui – ^{137}Cs $1,3 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq ir ^{90}Sr $2,8 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq, kūdikiui iki vienerių metų – ^{137}Cs $2,1 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq ir ^{90}Sr $2,3 \cdot 10^{-7}$ Sv/Bq.

2.6. Mėginių kiekio apskaičiavimo matematinės programos metodika

Radionuklido aktyvumo maisto produktuose prognozuojamo vidurkio a pasiklivimo intervalas gali būti apskaičiuotas remiantis klasikine formule:

$$P\left(\bar{x} - t_{\gamma, n-1} \frac{s}{\sqrt{n}} < a < \bar{x} + t_{\gamma, n-1} \frac{s}{\sqrt{n}}\right) = \gamma, \quad (2.7)$$

čia: $\bar{x}$ – turimų mėginių aktyvumo tikrasis vidurkis; s – vidutinis kvadratinis nuokrypis; n – mėginių kiekis; $t_{\gamma, n-1}$ – Stjudento skirstinio su $n-1$ laisvės laipsniu $(1-\gamma)/2$ kvantilis.

Kadangi apdorojant radionuklidų aktyvumo tyrimų rezultatus, įprasta naudoti prognozuojamo ir tikrojo imties vidurkio standartinį nuokrypį:

$$d = \left| \frac{a}{\bar{x}} - 1 \right| \cdot 100\%, \quad (2.8)$$

tai pertvarkius (2.7) formulę, gaunama:

$$P\left(d < t_{\gamma, n-1} \frac{cv}{\sqrt{n}}\right) = \gamma, \quad (2.9)$$

čia: $cv = \frac{s}{\bar{x}} \cdot 100\%$ – imties kitimo koeficiento procentinė išraiška. Todėl norint nustatyti mažiausią mėginių kiekį, reikia apskaičiuoti mažiausią nelygybės sprendinį n :

$$n \geq \left(t_{\gamma, n-1} \frac{cv}{\sqrt{n}} \right)^2, \quad (2.10)$$

Jo radimui galima naudotis Stjudento skirstinio lentelėmis. Tačiau šis procesas nesunkiai programuojamas pasitelkus bet kurį kompiuterinį paketą, įgalinantį atlikti paprasčiausius statistinius skaičiavimus. Iš tikrųjų ieškomas skaičius n nedaug skiriasi nuo atitinkančio normalųjį skirstinį skaičiaus $n_0 = \left(t_\gamma \frac{cv}{\sqrt{n}} \right)^2$, kuris apskaičiuojamas betarpiškai. Dabar iš eilės įrašius skaičius $n = n_0 + 1, n_0 + 2, n_0 + 3, \dots$ į nelygybę (2.10), sužinomas mažiausias iš jų, tenkinantis šią nelygybę. Tokios programos realizacija pateikta lentelėse, kai $\gamma = 0,95$ ir $\gamma = 0,99$, parametrai d ir cv kinta nuo 5% intervalu nuo 5% iki 100% (šio darbo 4.1 poskyris). Matematinės programos algoritmas ir matricos parengtos naudojant matematinį paketą Maple 7.

2.7. Išvados

1. Radiologinių maisto tyrimų rezultatai suskirstyti pagal šešias maisto produktų grupes: pienas, mėsa, grūdai, bulvės, kopūstai ir žuvis. Pieno mėginių grupę sudaro lieso pieno mėginiai, mėsos grupę – jautienos, žuvų grupę – įvairių plėšriųjų rūšių žuvų, kopūstų grupę – baltųjų vasarinių veislių kopūstų, grūdų grupę – kviečių ir rugių mėginiai. Bulvių grupę sudaro tik bulvių mėginiai.
2. Paruošto maisto tyrimui imtas paros racionas – vidutinis šalies gyventojo arba jų grupės per dieną suvartojamas maistas, įskaitant pusryčius, pietus, vakarienę ir visus tarpinius užkandžius, taip pat skysčius, išgeriamus per parą.
3. Maisto radiologinio monitoringo optimalumui įvertinti naudotasi Enviro–Calc programa, kuria patikrintas mėginių kiekio 1965–2003 metais pakankamumas atspindėti viso suvartoto maisto kiekį.
4. Apšvitos dozės dėl ^{90}Sr arba ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės skaičiuotos neapdorotuose maisto produktuose ir paruoštame maiste.
5. Sudarytos matematinės programos mėginių kiekiui skaičiuoti realizacija pateikta lentelėse, kai $\gamma = 0,95$ ir $\gamma = 0,99$, o parametrai d ir cv kinta 5% intervalu nuo 5% iki 100%.

3. DARBO REZULTATAI IR JŲ ANALIZĖ. APŠVITOS DOZIŲ DĖL ^{90}Sr IR ^{137}Cs MAISTE JONIZUOJANČIOSIOS SPINDULIUOTĖS KAITOS TENDENCIJŲ, JAS LEMIANČIŲ FAKTORIŲ ĮVERTINIMAS 1965–2003 METAIS IR MAISTO RADIOLOGINIO MONITORINGO PROGRAMOS REKOMENDACIJOS

3.1. ^{90}Sr ir ^{137}Cs turinio ir savitojo aktyvumo neapdorotuose maisto produktuose tyrimų duomenų suvestinių sudarymas

Tyrimų rezultatai, radiologiškai tiriant neapdorotus maisto produktus, nustatyti autorės 1996–2003 metais, bei archyviniai 1965–1995 metų tyrimų duomenys suvesti į Excel programos bylas. Tam buvo sudarytos duomenų bazės pagal atskirus produktus bei atskiros bylų dalys kiekvienam iš dviejų radionuklidų – ^{90}Sr ir ^{137}Cs . Duomenų bazės išsamios, tačiau duomenų kiekis svyruoja tiek atskirais metais, tiek pagal produktus. Nagrinėtų duomenų suvestinė pateikta šio darbo 3.1 lentelėje.

3.1 lentelė. ^{90}Sr ir ^{137}Cs turinio ir savitojo aktyvumo neapdorotuose maisto produktuose tyrimų duomenų, nagrinėjamų šiame darbe, suvestinė

Maisto produktas	^{90}Sr tyrimo duomenų kiekis, vnt.	^{137}Cs tyrimo duomenų kiekis, vnt.
Pienas	843	836
Mėsa	370	379
Grūdai	121	123
Bulvės	246	188
Žuvys	361	302
Kopūstai	141	138
Iš viso	2076	1966
Bendras kiekis, vnt.	4042	

Radiologinių tyrimų duomenys naudoti metinei kaupiamajai efektinei apšvitos dozei dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės įvertinti ir statistiniam maisto radiologinio monitoringo programos 1965–2003 metais optimalumui nustatyti. Visi turimi duomenys pateikti grafiškai paveiksluose šio darbo priede. Paveiksluose aiškiai matyti rezultatų verčių intervalas kiekvienais metais.

Šio darbo priede esančiuose 1–12 paveiksluose matyti, kad kai kuriais metais tyrimų rezultatų nėra, tai nulėmė įvairios priežastys, kurias šiuo metu sunku įvardyti. 1986 metais tyrimų

pobūdis keitėsi, matuojant tuo metu maisto produktuose radioaktyviojo jodo radionuklidų aktyvumą.

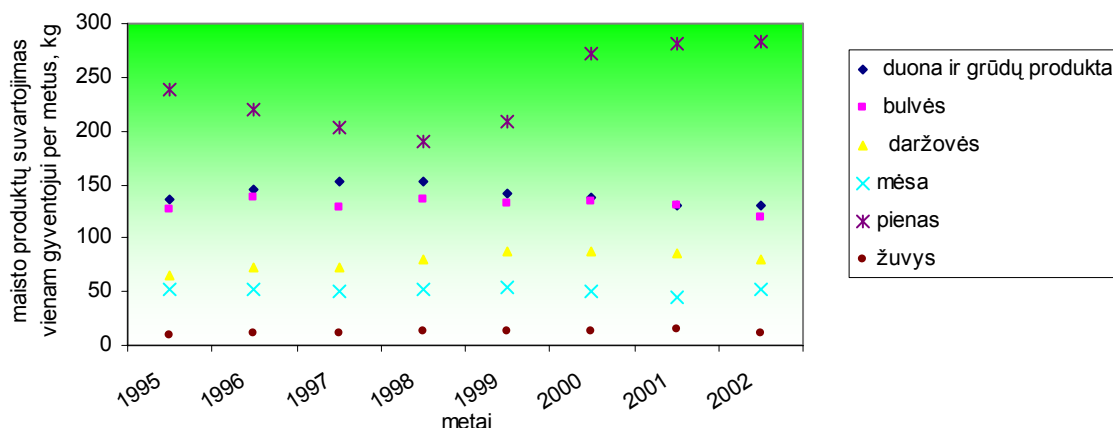
3.2. Maisto produktų suvartojimo vienam šalies gyventojui per metus įtakos metinei efektinei apšvitos dozei 1965–2003 metais kaitos tendencijų įvertinimas

Pagrindiniai šio poskyrio teiginiai paskelbti autorės darbuose (12A, 15A, 17A).

Apšvitos dozei dėl radionuklidų maiste jonizuojančiosios spinduliuotės vertinti reikalingi duomenys apie maisto produktų suvartojimą vienam gyventojui per metus. Duomenys apie suvartojamų maisto produktų kiekį, tenkantį vienam Lietuvos gyventojui per metus statistikos leidiniuose rasti tik nuo 1995 metų (Lietuvos statistikos 2003; 2001) (šio darbo 3.1 paveikslas). Duomenys, pateikti nurodytuose leidiniuose, remiasi 2001 metų gyventojų surašymo duomenimis ir apskaičiuoti suvartotų produktų per metus bendrą kiekį padalijus iš vidutinio metinio gyventojų skaičiaus. Visų pagrindinių maisto produktų suvartojimas vienam gyventojui per metus kito nedaug, didesnė suvartojimo kaita tik pieno, kai pieno suvartojimas buvo sumažėjęs 1996–2000 metais, tačiau vėlesniais metais grįžo į ankstesnį lygį.

Pagal 3.1 paveiksle pateiktus duomenis apskaičiuotas toks aritmetinis maisto produkto suvartojimo vienam gyventojui per metus vidurkis 1995–2002 metais: pieno – 237 ± 26 kg, mėsos – 51 ± 2 kg, duonos ir grūdų produktų – 141 ± 6 kg, bulvių – 131 ± 4 kg, žuvų – 12 ± 1 kg, daržovių – 79 ± 6 kg (iš jų kopūstų – 32 ± 2 kg). Vidurkis apskaičiuotas su aprėpties koeficientu $k=2$, kuris reiškia 95,5% pasiklivimo intervalą. Didžiausias suvartojimo per metus vienam šalies gyventojui standartinis nuokrypis nuo vidurkio, procentais, yra: pieno – 11%, žuvų – 8%, kopūstų – 7%, ir mažiausias – duonos ir grūdų produktų (4%) bei bulvių (3%). Iš viso suvartojama 651 ± 28 kg pagrindinių maisto produktų per metus. Šios vertės naudotos vidutinei metinei apšvitos dozei dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maisto produktuose jonizuojančiosios spinduliuotės vertinti. Šios vertės buvo pasirinktos kaip nekintančios nagrinėjama 1965–2003 metais (žr. šio darbo 3.2.2 – 3.2.3 poskyriuose). Vieninteliai oficialūs suvartojimo vienam gyventojui per metus duomenys, rasti statistikos leidiniuose, yra apie žuvų suvartojimo kiekį. Ankstesnių metų leidiniuose pateikiami duomenys apie šalies žvejų sužvegotų žuvų kiekį įvairiuose vandenynuose ir jūrose, tačiau duomenų apie tai, kiek žuvų produktų pagaminta vidaus reikmėms ir suvartota šalyje, nėra. Todėl visą nagrinėjimą laikotarpį, skaičiuojant vidutinę metinę apšvitos dozę dėl ^{90}Sr

ir ^{137}Cs žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės, imama vidutinė metinio žuvų suvartojimo vienam gyventojui vertė, lygi 12 kg.



3.1 pav. Maisto produktų suvartojimas vienam gyventojui per metus Lietuvoje 1995–2002 metais, kg (Lietuvos statistikos 2003; 2001)

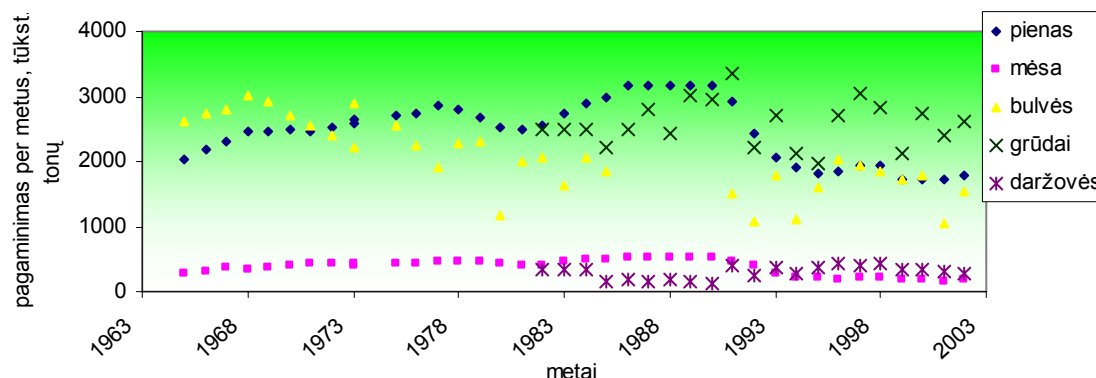
Šie duomenys panašūs į literatūros šaltiniuose nurodoma metinį suvartojamo žuvų kiekį vienam gyventojui: mūsų šalyje – 13,95 kg (Lietuvos Respublikos sveikatos, 2006) ir pasaulyje – 15 kg (United, 2000), tačiau yra 2 kartus daugiau, nei pagal duomenis, gautus 1997 metais gyventojų apklausos metu – 6,6 kg (Kadziauskienė, 1999).

3.2.1. Maisto produktų pagaminimo šalyje kaitos tendencijų įvertinimas

Vertinant dozes 1965–2003 metais, reikalingi maisto produktų suvartojimo vienam gyventojui per metus duomenys kiekvienais šio laikotarpio metais. Tam, kad galima būtų įvertinti, koks buvo suvartojimas vienam šalies gyventojui per metus, buvo nagrinėjama oficiali informacija, prieinama Lietuvos statistikos departamento išleistuose statistikos leidiniuose (Lietuvos žemės 2002; Lietuvos statistikos 2003; 2001; 1990; 1996; 1985; 1980). Statistiniai duomenys, kurie pateikiami nuo 1965 metų, yra apie atskirų maisto produktų grupių pagaminimą šalyje (šio darbo 3.2 paveikslas). Šie duomenys buvo panaudoti pagaminamo maisto produkto vidurkiui 1965–2003 metais įvertinti. Vidurkis skaičiuotas su aprėpties koeficientu $k=2$, kuris reiškia 95,5% pasiklovimo intervalą.

Nuo 1965 iki 2002 metų mėsos buvo pagaminama vidutiniškai 375 ± 38 tūkst. tonų per metus (šio darbo 3.2 paveikslas). Standartinis nuokrypis nuo vidurkio, procentais, sudaro 10%.

Per tą patį laikotarpį pieno pagaminta vidutiniškai 2466 ± 145 tūkst. tonų per metus, (standartinis nuokrypis nuo vidurkio – 6%) bulvių – 2057 ± 174 tūkst. tonų per metus (standartinis nuokrypis nuo vidurkio – 9%) (šio darbo 3.2 paveikslas).



3.2 pav. Mėsos, pieno, bulvių, grūdų ir daržovių pagaminimas Lietuvoje per metus 1965–2002 metais, tūkst. tonų (Lietuvos žemės 2002, Lietuvos statistikos 2003; 2001; 1990; 1996; 1985; 1980)

1982–2002 metais grūdų buvo pagaminama vidutiniškai 2578 ± 146 tūkst. tonų per metus (standartinis nuokrypis nuo vidurkio lygus 6%), daržovių pagaminama 296 ± 43 tūkst. tonų per metus (standartinis nuokrypis nuo vidurkio lygus 14%).

Pagal pateiktus duomenis nustatyta, kad per nagrinėjamą laikotarpį pagrindinių maisto produktų pagaminimas šalyje kito nedaug. Daugiausia kito daržovių pagaminimas per metus, bet tai sudarė tik 14% nuokrypį nuo vidutinio pagaminimo kiekio per 20 metų.

3.2.2. Maisto produktų kiekio ir rūšių suvartojimo šalies vidaus reikmėms kaitos tendencijų įvertinimas

Pagaminimo duomenys negali būti naudojami apšvitai dozei vertinti dėl tos priežasties, kad ne visa pagaminta produkcija buvo suvartota šalies reikmėms. Todėl buvo nagrinėjami suvartojimo vidaus reikmėms statistiniai duomenys. Šio darbo 3.2–3.6 lentelėse pateikiami duomenys apie maisto produktų pagaminimą ir suvartojimą vidaus reikmėms, importą ir eksportą 1997–2002 metais Lietuvoje, tūkstančiais tonų. Iš 3.2–3.6 lentelėse pateiktų duomenų apie pieno, mėsos, daržovių, bulvių ir grūdų suvartojimą vidaus reikmėms 1997–2002 metais matyti, kad suvartojimas vidaus reikmėms kito nedaug. Visų pagrindinių produktų, išskyrus pieną ir grūdus, pagaminimas ir suvartojimas šalies vidaus reikmėms yra panašus. Tik pieno ir grūdų buvo

pagaminama apie 2 kartus daugiau nei suvartojama. Atsižvelgiant į tai, kad vartojimo kultūra šalyje nesikeitė, daroma prielaida, kad suvartojimas vidaus reikmėms 1965–2002 metais buvo toks pat, koks jis pateikiamas statistikos leidiniuose (šio darbo 3.2–3.6 lentelės).

3.2 lentelė. Duomenys apie mėsos pagaminimą ir suvartojimą vidaus reikmėms, importą ir eksportą 1997 – 2002 metais Lietuvoje, tūkstančiais tonų (Lietuvos žemės, 2003)

Metai	Pagaminta	Suvargota vidaus reikmėms	Importas	Eksportas
1997	200,9	189,1	17	28,2
1998	202,3	198,0	18,3	9,6
1999	192,9	197,1	15,6	15,3
2000	186,4	182,7	21,4	32,2
2001	150,5	158,8	18,2	11,4
2002	173,6	187,4	22,6	7,4
Vidurkis	184	186	19	17
Standartinis nuokrypis nuo vidurkio	20	14	3	10
Pasiklivimo vidurkio intervalas	16	11	2	8

3.3 lentelė. Duomenys apie pieno pagaminimą ir suvartojimą vidaus reikmėms, importą ir eksportą 1997 – 2002 metais Lietuvoje, tūkstančiais tonų (Lietuvos žemės, 2003)

Metai	Pagaminta	Suvargota vidaus reikmėms	Importas	Eksportas
1997	1949,7	988,2	100,2	965,6
1998	1929,9	913,0	54,8	1168,8
1999	1714,2	945,7	43,4	715,8
2000	1724,7	1199,5	170,5	700,2
2001	1729,8	1214,9	134,1	668
2002	1770,9	1211,0	61,4	615,4
Vidurkis	1803	1079	94	806
Standartinis nuokrypis nuo vidurkio	108	144	50	215
Pasiklivimo vidurkio intervalas	86	115	40	172

Įrodymui, kad suvartojimas šalies vidaus reikmėms buvo panašus ir 1965–2002 metais, išnagrinėti duomenys apie mėsos eksportą. Mėsos produktų kiekis, likęs šalies vidaus reikmėms, buvo apskaičiuotas iš duomenų apie mėsos eksportą į sąjunginį (TSRS) fondą. Rasti 1985–1990 metų duomenys (Lietuvos statistikos, 1990) (šio darbo 3.7 lentelė). Anksčiau pateiktas vidutinis metinis mėsos pagaminimas 1965–2002 metais buvo 375 ± 38 tūkst. tonų (šio darbo 3.2 paveikslas).

3.4 lentelė. Duomenys apie bulvių pagaminimą ir suvartojimą vidaus reikmėms, importą ir eksportą 1997 – 2002 metais Lietuvoje, tūkstančiais tonų (Lietuvos žemės, 2003)

Metai	Pagaminta	Suvargota vidaus reikmėms	Importas	Eksportas
1997	1929,8	1958,0	0,4	4,5
1998	1849,2	1834,2	5,3	1,5
1999	1708,1	1729,9	9,1	3,5
2000	1791,6	1761,2	10,4	17,2
2001	1054,4	1703,4	13,7	18,1
2002	1531,3	1338,0	30,5	17,4
Vidurkis	1644	1721	12	10
Standartinis nuokrypis nuo vidurkio	319	209	10	8
Pasiklivimo vidurkio intervalas	256	167	8	6

3.5 lentelė. Duomenys apie daržovių pagaminimą ir suvartojimą vidaus reikmėms, importą ir eksportą 1997 – 2002 metais Lietuvoje, tūkstančiais tonų (Lietuvos žemės, 2003)

Metai	Pagaminta	Suvargota vidaus reikmėms	Importas	Eksportas
1997	415,0	372,3	143,6	35,9
1998	436,9	423,9	80,2	20,5
1999	325,1	412,5	55,9	21,3
2000	329,4	384,4	151,2	13,8
2001	322,0	384,8	121,3	14,1
2002	290,0	357,8	186,7	12,3
Vidurkis	353	389	143,6	20
Standartinis nuokrypis nuo vidurkio	59	25	15	9
Pasiklivimo vidurkio intervalas	47	20	12	7

3.6 lentelė. Duomenys apie grūdų pagaminimą ir suvartojimą vidaus reikmėms, importą ir eksportą 1997 – 2002 metais Lietuvoje, tūkstančiais tonų (Lietuvos žemės, 2003)

Metai	Pagaminta	Suvargota vidaus reikmėms	Importas	Eksportas
1997	3051,7	2901,1	143,6	156,8
1998	2820,9	2814,2	80,2	181,7
1999	2112,4	2344,6	55,9	325,0
2000	2730,7	2423,7	151,2	136,2
2001	2397,5	2352,1	121,3	153,3
2002	2602,0	2486,5	186,7	254,4
Vidurkis	2619	2554	123	201
Standartinis nuokrypis nuo vidurkio	331	243	48	74
Pasiklivimo vidurkio intervalas	265	194	39	59

Šis kiekis yra beveik toks pat, kaip likęs mėsos kiekis (352 ± 18 tūkst. tonų) kiekvienais 1987–1990 metų metais, eksportavus tam tikrą kiekį (apie 50% visos pagamintos produkcijos) į sąjungines respublikas. Iš to daroma išvada, kad mėsos pagaminimas ir suvartojimas vidaus reikmėms 1965–2002 metais kito nežymiai.

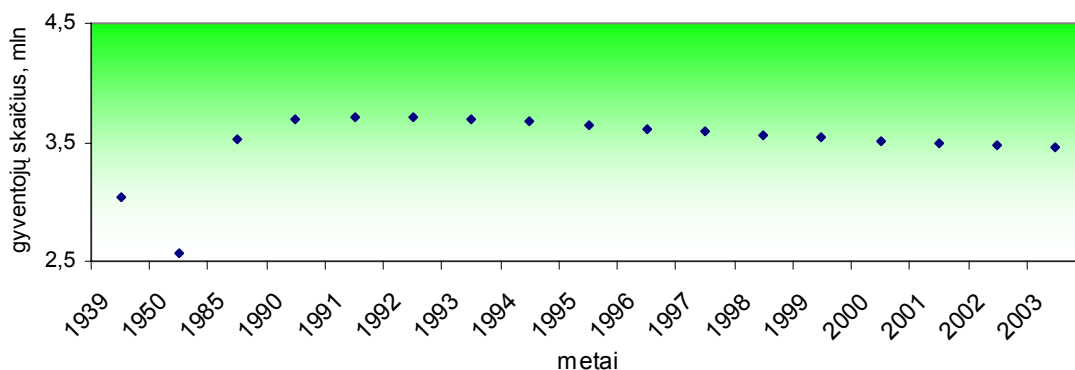
3.7 lentelė. Mėsos pagaminimas ir eksportas į sąjungines respublikas (TSRS) 1985–1990 metais, tūkstančiais tonų (Lietuvos statistikos, 1990)

Metai	Pagaminta	Eksportuota	Liko Lietuvoje, tūkst. tonų	Liko Lietuvoje, procentais
1985	504	175	329	65
1986	530,8	180	350,8	66
1987	530,8	187	343,8	65
1988	530,8	196	334,8	63
1989	530,8	169,4	361,4	68
1990	530,8	139	391,8	74
Vidurkis	526	174	352	67
Standartinis nuokrypis nuo vidurkio	11	20	23	4
Pasiklivimo vidurkio intervalas	9	16	18	3

Kaip jau buvo parodyta, suvartojimas vidaus reikmėms mažai kito nagrinėjamais 1965–2003 metais. Oficialūs statistikos duomenys apie gyventojų skaičių šalyje rodo, kad gyventojų skaičius Lietuvoje 1965–2002 metais kito nežymiai (šio darbo 3.3 paveikslas). Gyventojų skaičiaus vidurkis 1965–2003 metais buvo $3437,9 \pm 77,2$ tūkst. gyventojų ir nuokrypis nuo vidurkio tesudarė 2,3%.

Remiantis gyventojų kaitos ir maisto suvartojimo vidaus reikmėms tendencijomis, galima daryti išvadą, kad suvartojimo viename gyventojui per metus kaita 1965–2003 metais taip pat nėra didelė. Todėl laikoma, kad vertinant dozę 1965–2003 metais dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės maisto produkto suvartojimas viename šalies gyventojui per metus yra vienodas.

Statistikos duomenų pagal atskirų daržovių rūšių suvartojimo viename gyventojui per metus nėra. Šio darbo 3.8 lentelėje pateikti duomenys rodo, kad kopūstai, kurių radiologiniai tyrimų duomenys nagrinėjami šiame darbe, sudaro apytiksliai apie 2/5 visų užauginamų daržovių kiekio (Lietuvos žemės, 2002).



3.3 pav. Gyventojų Lietuvoje skaičius 1939–2002 metais, mln (Lietuvos žemės 2002; Lietuvos statistikos 2003; 2001; 1990; 1996; 1985; 1980)

3.8 lentelė. Daržovių derlius pagal rūšis 1996–2001 metais, tūkst. tonų (Lietuvos žemės, 2002)

	1996 m.	1997 m.	1998 m.	1999 m.	2000 m.	2001 m.
Lauko daržovės	425,2	389,9	407,9	298,3	304,8	296,7
Kopūstai	201,5	172,5	171,9	119,6	125,7	121,3
Agurkai	12,2	17,5	17,9	14,2	8,6	8,0
Pomidorai	8,1	9,6	9,4	6,8	5,1	4,4
Burokėliai	99,9	95,0	90,2	71,0	64,8	64,2
Morkos	67,4	61,3	64,9	47,4	65,3	61,6
Svogūnai	18,9	19,4	28,4	23,1	20,3	22,7
Šiltnamių daržovės	7,4	16,1	29,0	26,8	24,6	25,3

Atsižvelgiant į tai, kad kopūstai neauginami eksportui, daroma prielaida, kad visą metinį derlių suvartoja šalies gyventojai. Anksčiau buvo įrodyta, kad daržovių pagaminimas per nagrinėjamą laikotarpį kito nedaug, todėl, vertinant vidutinę metinę dozę 1965–2003 metais dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės imama vidutinė metinė kopūstų suvartojimo vienam gyventojui vertė lygi 32 ± 2 kg (2/5 metinio daržovių suvartojimo vienam gyventojui) (šio darbo 3.1 paveikslas). Tai, kad daugiausia iš lauke auginamų daržovių užauginama kopūstų (agurkų, pomidorų – žymiai mažiau), rodo, kad kopūstų kaip indikatoriaus dėl tiesioginių iškritų ant auginamų daržovių pasirinkimas radiologiniams tyrimams pagal monitoringo programą buvo teisingas.

Radiologiniams tyrimams buvo imami kviečių ir rugių mėginiai, kaip pagrindas duonos ir miltų gaminiams. Statistikos leidiniuose pateikiamas metinis „duona, makaronai, perskaičiuoti miltai, miltai, kruopos ir pan.“ suvartojimas vienam gyventojui. Šio darbo 3.9 lentelėje pateikti duomenys rodo, kad daugiausia iš grūdinių kultūrų vienam gyventojui per metus suvartojama kviečių ir rugių – apie 96%. Todėl laikant, kad duonos ir kitų miltų produktų vartojimas nekito

nagrinėjamu laikotarpiu, metinis grūdų ir duonos suvartojimas vienam gyventojui laikomas 141 kg (šio darbo 3.1 paveikslas), nekoreguojant pagal grūdų rūšį. Tai, kad daugiausia suvartojama kviečių ir rugių rodo, kad šios dvi grūdų rūšys radiologiniams tyrimams pagal monitoringo programą buvo pasirinktos teisingai.

3.9 lentelė. Grūdų suvartojimas vienam gyventojui 2003 metais, kg (Lietuvos žemės, 2005)

Iš viso	Kviečiai	Rugiai	Miežiai	Avižos	Ankštiniai
120,7	100,6	15,0	1,5	0,6	3,0

1965–2003 metais buvo tiriama jautiena. Statistikos duomenys (Lietuvos... plėtra, 2004) rodo, kad daugiausia šalyje suvartojama kiaulienos (šio darbo 3.10 lentelė), t. y. apie pusė visų mėsos produktų, todėl rekomenduojama imti kiaulienos mėginius apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs mėsoje jonizuojančiosios spinduliuotės įvertinimui. Toliau tekste „apšvitos dozė dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs mėsoje jonizuojančiosios spinduliuotės“ yra apšvitos dozė dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs jonizuojančiosios spinduliuotės jautienoje.

3.10 lentelė. Mėsos suvartojimas vienam gyventojui 2000–2004 metais, kg

Mėsos rūšis	2000 m.	2001 m.	2002 m.	2003 m.	2004 m.
Iš viso	50	44	52	59	64
Jautiena	14,0	12,8	10,0	12,9	11,1
Kiauliena	26,0	22,0	26,2	27,3	34,0
Paukštiena	10,0	10,6	11,8	11,6	18,8

3.2.3. Importuojamų maisto produktų, galinčių nulemti papildomą gyventojų apšvitą, kaitos tendencijų įvertinimas

Pagrindiniai šio poskyrio teiginiai nagrinėti autorės darbe (12A). Duomenys apie maisto produktų importą į šalies rinką literatūros šaltiniuose rasti tik nuo 1995 metų ir jie pateikiami šio darbo 3.11 lentelėje (Lietuvos statistikos 2003; 2001). Per paskutiniuosius šešerius metus ženkliai didėja tik daržovių importas, jis sudaro vidutiniškai 36%. Daugiausia importuojama šiltnaminių daržovių, todėl kopūstų žymiai mažiau. Mėsos importas didėja ne taip ženkliai ir 1997–2002 metais jis sudarė apie 10% bendro pagaminamo mėsos kiekio. Bulvių importas nagrinėjamu laikotarpiu yra labai nežymus ir sudaro tik apie 1% viso kiekio, pieno ir grūdų

importuojama vidutiniškai iki 5%. Galima teigti, kad atvežtinis maistas tesudaro nežymią viso suvartojamo maisto dalį.

3.11 lentelė. Duomenys apie maisto produktų importo dalį 1997–2002 metais, procentais pagaminto kiekio (Lietuvos žemės 2002)

Metai	Mėsos importas	Pieno importas	Bulvių importas	Grūdų importas	Daržovių importas
1997	8	5	0,02	5	35
1998	9	3	0,29	3	18
1999	8	3	0,53	3	17
2000	11	10	0,58	6	46
2001	12	8	1,30	5	38
2002	13	3	1,99	7	64
Vidurkis	10	5	0,8	5	36
Standartinis nuokrypis nuo vidurkio	2	3	0,7	2	18
Pasiklivimo vidurkio intervalas	2	2	0,6	1	14

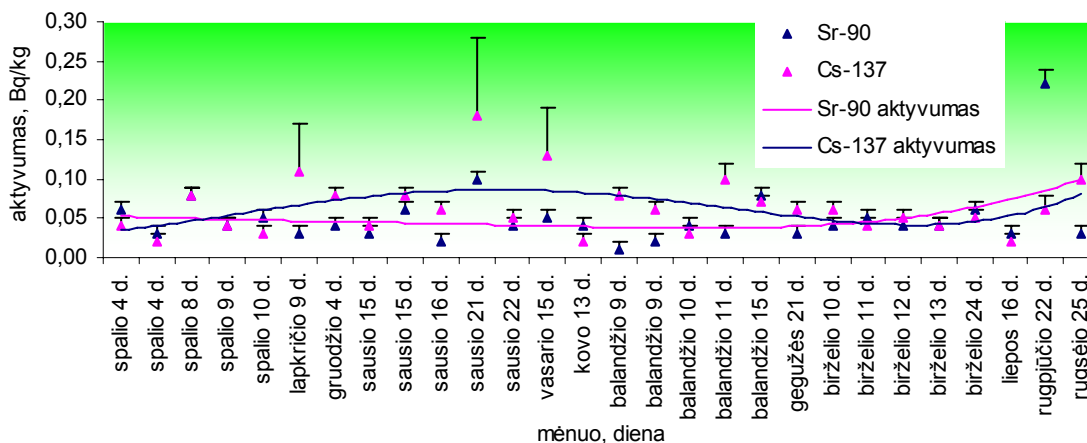
Vertinant dozę dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės 1965–2003 metais laikoma, kad maistui vartojami tik vietinės kilmės maisto produktai ir vertinimui naudojami tik vietinių neapdorotų maisto produktų mėginių radiologinių tyrimų rezultatai.

3.3. ^{90}Sr ir ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste faktoriaus nustatymas

Nagrinėjant paruošto maisto, imto dviejose Vilniaus ligoninėse 2001, 2002 ir 2003 metais, radiologinių tyrimų, atliktų šio darbo autorės, rezultatus, buvo apskaičiuoti ^{90}Sr ir ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste faktoriai. Mėginiai imti Vilniuje, 2001–2002 metais Sapiegos ligoninės ir Vilniaus universiteto ligoninės Santariškių klinikų maisto paruošimo virtuvėse, 2003 metais – Sapiegos ligoninės virtuvėje. Imtas visas per parą santykinai sveikam pacientui tiekiamas maistas, įskaitant ir skysčius. Mėginių paruošimas ir tyrimų metodikos pateiktos šio darbo 2 skyriuje.

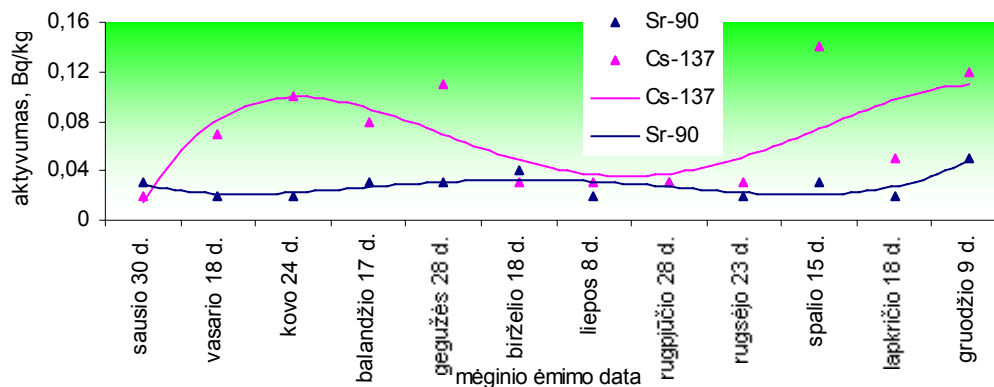
Sapiegos ligoninėje mėginiai imti kartą per mėnesį (12 mėginių), Santariškių klinikose mėginiai imti keturias dienas per savaitę, kas ketvirtį (16 mėginių). Mėginių masė buvo nuo 1,12 kg iki 3,23 kg ir vidutiniškai sudarė $1,90 \pm 0,14$ kg. Įterpis skaičiuotas savitojo aktyvumo vertė Bq/kg padauginant iš mėginio masės. Ištyrus 28 mėginius, vidutinis ^{90}Sr įterpis buvo $0,09 \pm 0,01$ Bq per parą, ^{137}Cs – $0,12 \pm 0,01$ Bq per parą. ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitasis aktyvumas paros

racione 2001 ir 2002 metais, Bq/kg, pateiktas šio darbo 3.4 paveiksle. Tyrimų neapibrėžtis yra tik matavimų neapibrėžtis, skaičiuota su aprėpties koeficientu $k=2$, kuris reiškia 95,5% pasiklioavimo intervalą.



3.4. pav. ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitasis aktyvumas paros racione 2001 ir 2002 metais, Bq/kg. Mėginiai numeruoti pagal ėmimo datą (2001 m. spalio 4 d. – 2002 m. rugsėjo 25 d.)

2003 metais imta 12 mėginių Sapiegos ligoninėje, kiekvieną mėnesį nuo sausio 30 iki gruodžio 9 d. (šio darbo 3.5 paveikslas). Mėginių masė buvo nuo 1,663 kg iki 1,94 kg, vidutinė mėginio masė – $1,79 \pm 0,06$ kg. Nustatytos mėginiuose ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitojo aktyvumo vertės pateiktos šio darbo 3.5 paveiksle. ^{90}Sr įterpis per parą lygus $0,05 \pm 0,01$ Bq, ^{137}Cs – $0,12 \pm 0,04$ Bq. Tyrimų neapibrėžtis kaip ir ankstesniu atveju yra tik matavimų neapibrėžtis, skaičiuota su aprėpties koeficientu $k=2$, kuris reiškia 95,5% pasiklioavimo intervalą. Naudojant regresijų lygtyse 4 laipsnio daugianarius, grafikuose parodyta ^{137}Cs ir ^{90}Sr aktyvumo kitimo eiga. Tačiau aktyvumo mėginiuose kaita nėra susijusi su aktyvumo kaita laiko prasme, o tik su skirtingais mėginių sudarančiais atskirų maisto produktų komponentais, kurie buvo mėginyje, bei jų savituoju aktyvumu. Mėginių sudėtis nėra detalizuojama šiame darbe, bet jinai buvo žinoma. Todėl, lyginant savituosius aktyvumus paruošto maisto mėginiuose su ^{137}Cs ir ^{90}Sr savitaisiais aktyvumais neapdorotuose maisto produktuose, manoma, kad didesnę ^{137}Cs savitąjį aktyvumą mėginiuose lėmė žuvų produktai, didesnę ^{90}Sr – šviežių kopūstų salotos. Tokios pat išvados, padarytos iš vėlesnių paros raciono tyrimų 2004–2005 metais, pateikiamos darbe (16A).



3.5 pav. ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitasis aktyvumas paros racione 2003 metais, Bq/kg

Šie duomenys naudoti metinei efektinei apšvitai dozei dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs paros racione jonizuojančiosios spinduliuotės skaičiuoti. Skaičiavimui naudota formulė (2.6), pateikta šio darbo 2 skyriuje. Apšvitai dozės skaičiavimo rezultatai pateikiami šio darbo 3.12 lentelėje.

3.12 lentelė. Vidutinė metinė efektinė apšvitai dozė dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs paros racione jonizuojančiosios spinduliuotės 2002 ir 2003 metais, μSv

Metai	Radionuklidas	Įterpis per parą, Bq	Apšvitai dozės koeficientas, Bq/Sv	Vidinė metinė efektinė apšvitai dozė dėl radionuklido jonizuojančiosios spinduliuotės, μSv
2002	^{90}Sr	0,09	$2,8 \cdot 10^{-9}$	0,92
	^{137}Cs	0,12	$1,3 \cdot 10^{-8}$	0,57
2003	^{90}Sr	0,05	$2,8 \cdot 10^{-9}$	0,51
	^{137}Cs	0,12	$1,3 \cdot 10^{-8}$	0,57

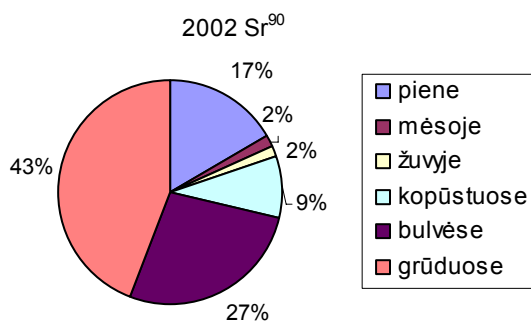
Iš šio darbo 3.12 lentelėje pateiktų duomenų matyti, kad vidutinė metinė efektinė apšvitai dozė dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs paros racione jonizuojančiosios spinduliuotės 2002 metais sudarė 1,49 μSv , o 2003 metais – 1,08 μSv . Dvejų metų paros raciono radiologinių tyrimų rezultatų pagrindu paskaičiuotos dozių vertės skiriasi 16%.

Radionuklidų ^{90}Sr ir ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste faktoriai nustatyti lyginant su apšvitai doze dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs neapdorotuose maisto produktuose jonizuojančiosios spinduliuotės. Metinės efektinės apšvitai dozės dėl radionuklido neapdorotuose maisto produktuose jonizuojančiosios spinduliuotės, μSv , parodytos šio darbo 3.13 lentelėje.

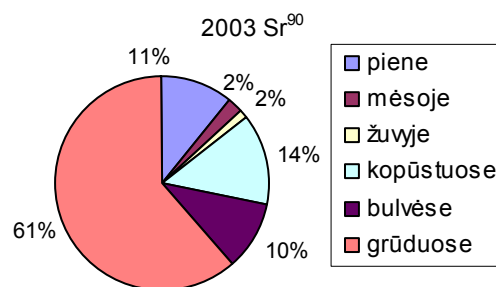
3.13 lentelė. Vidutinę metinę efektinę dozę dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs atskiruose neapdorotuose maisto produktuose jonizuojančiosios spinduliuotės sąlygojantys komponentai 2002 ir 2003 metais, μSv

Metai	Radionuklidas	Apšvitos dozė dėl radionuklido jonizuojančiosios spinduliuotės, μSv					
		piene	mėsoje	žuvyse	kopūstuose	bulvėse	grūduose
2002	^{90}Sr	0,329	0,033	0,032	0,174	0,540	0,880
	^{137}Cs	0,174	0,226	0,333	0,020	0,114	0,094
2003	^{90}Sr	0,093	0,018	0,013	0,113	0,084	0,513
	^{137}Cs	0,110	0,080	0,289	0,029	0,051	0,079

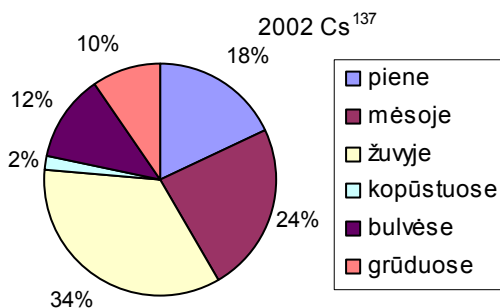
Apšvitos dozės vertintos pagal šio darbo 2.5 poskyryje aprašytą metodiką. Apšvitos dozė dėl abiejų radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės 2002 metais lygi 2,95 μSv , 2003 – 1,45 μSv (šio darbo 3.6–3.9 paveikslai, 3.14 lentelė).



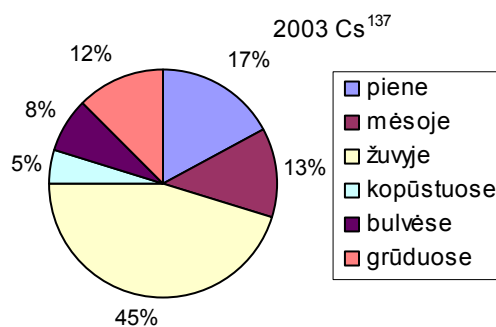
3.6 pav. Vidutinę metinę efektinę dozę dėl ^{90}Sr atskiruose neapdorotuose maisto produktuose jonizuojančiosios spinduliuotės sąlygojantys komponentai 2002 metais, %



3.7 pav. Vidutinę metinę efektinę dozę dėl ^{90}Sr atskiruose neapdorotuose maisto produktuose jonizuojančiosios spinduliuotės sąlygojantys komponentai 2003 metais, %



3.8 pav. Vidutinę metinę efektinę dozę dėl ^{137}Cs atskiruose neapdorotuose maisto produktuose jonizuojančiosios spinduliuotės sąlygojantys komponentai 2002 metais, %



3.9 pav. Vidutinę metinę efektinę dozę dėl ^{137}Cs atskiruose neapdorotuose maisto produktuose jonizuojančiosios spinduliuotės sąlygojantys komponentai 2003 metais, %

3.14 lentelė. Vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs atskiruose neapdorotuose maisto produktuose jonizuojančiosios spinduliuotės 2002 ir 2003 metais, μSv

Apšvitos dozė dėl radionuklido jonizuojančiosios spinduliuotės, μS	2002 m.	2003 m.	Vidurkis
^{90}Sr	1,99	0,83	$1,41 \pm 1,13$
^{137}Cs	0,96	0,64	$0,80 \pm 0,32$
Visa apšvitos dozė dėl abiejų radionuklidų	2,95	1,45	$2,21 \pm 1,45$

Kadangi apšvitos dozė dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs paros racione jonizuojančiosios spinduliuotės 2002 metais sudarė 1,49 μSv , o 2003 metais – 1,08 μSv , ^{90}Sr ir ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste bendras faktorius lygus atitinkamai 0,54 ir 0,74 (šio darbo 3.15 lentelė).

3.15 lentelė. ^{90}Sr ir ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste bendro faktoriaus nustatymas

Apšvitos dozė dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs jonizuojančiosios spinduliuotės, μS	2002 m.	2003 m.
Neapdorotuose maisto produktuose	2,95	1,45
Paruoštame maiste	1,49	1,08
Santykis paruoštame maiste ir neapdorotuose produktuose	0,50	0,73
Santykio vidurkis	$0,63 \pm 0,22$	

Vidutiniškai apšvitos dozė sumažėja 37% (faktorius lygus 0,63) (šio darbo 3.15 lentelė). ^{90}Sr išlikos paruoštame maiste faktoriaus skaičiavimas pateiktas 3.16 lentelėje, ^{137}Cs – 3.17 lentelėje. ^{90}Sr išlikos paruoštame maiste faktoriaus vertė yra mažesnė už ^{137}Cs .

3.16 lentelė. ^{90}Sr išlikos paruoštame maiste faktoriaus nustatymas

Apšvitos dozė dėl ^{90}Sr jonizuojančiosios spinduliuotės, μS	2002 m.	2003 m.
Neapdorotuose maisto produktuose	1,99	0,83
Paruoštame maiste	0,92	0,51
Santykis paruoštame maiste ir neapdorotuose produktuose	0,46	0,61
Santykio vidurkis	$0,54 \pm 0,15$	

3.17 lentelė. ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste faktoriaus nustatymas

Apšvitos dozė dėl ^{137}Cs jonizuojančiosios spinduliuotės, μS	2002 m.	2003 m.
Neapdorotuose maisto produktuose	0,96	0,64
Paruoštame maiste	0,57	0,57
Santykis paruoštame maiste ir neapdorotuose produktuose	0,59	0,89
Santykio vidurkis	$0,74 \pm 0,29$	

Jeigu abiejų radionuklidų sumažėjimas yra apie 37%, tai ruošiant maistą pagal šalies gyventojų mitybos įpročius ^{90}Sr aktyvumas sumažėja paruoštame maiste apytiksliai 46%, o ^{137}Cs – tik 26%. ^{90}Sr išlikos paruoštame maiste faktoriaus vertės 2002 ir 2003 metais skiriasi 20%, ^{137}Cs išlikos faktoriaus – 29%. Apšvitos dozei, kurią gavo šalies gyventojas 1965–2003 metais dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės, įvertinti naudoti išlikos paruoštame maiste faktoriai: ^{90}Sr – 0,5, ^{137}Cs – 0,7.

Nustatytus ^{90}Sr ir ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste faktorius sunku lyginti su kitose šalyse nustatytais išlikos faktoriais atskiruose produktuose (Green, Wilkins, 1995; 1996) dėl tos priežasties, kad nustatyti faktoriai atspindi šalyje paplitusius maisto ruošimo būdus. Šalyje populiariu ruošti maistą verdant, kepanč, žalių daržovių vartojama palyginti nedaug, rupių miltų produktai taip pat nėra dominuojantys. Kadangi būtent šiuose produktuose yra palyginti didesnis ^{90}Sr kiekis, tai jo didesnė dalis yra prarandama maistą ruošiant. Gautus faktorius galima būtų palyginti su jau žinomais kiekiais minėtų radionuklidų, likusių paruoštame maiste. Todėl išlikos faktoriai nustatyti ^{90}Sr ir ^{137}Cs paruoštame maiste yra vidutinis radionuklido kiekis, likęs labiausiai šalyje paplitusiais būdais paruoštame maiste, yra bendri paruoštam maistui ir taikytini skaičiuojant dozę dėl radionuklido kiekio neapdorotame produkte.

3.4. Metinės efektinės apšvitos dozės vidutiniam suaugusiam šalies gyventojui dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės kaita 1965–2003 metais

Apšvitos dozės įvertintos pagal šio darbo 2.5 poskyryje pateiktą (2.5) formulę. Dozei vertinti naudoti suvartojamo vienam gyventojui per metus maisto produktų kiekiai, pateikti šio darbo 3.2 poskyryje, bei ^{90}Sr ir ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste faktoriai, pateikti šio darbo 3.3 poskyryje.

Vertinama apšvitos dozė yra įmanomai didžiausia. Įvertinimo paklaidas lemia vidutinio metinio suvartojamo maisto kiekio vienam gyventojui neapibrėžtis, radionuklido išlikos paruoštame maiste faktoriaus neapibrėžtis ir tyrimų neapibrėžtis. Vidutinio metinio suvartojamo maisto kiekio vienam gyventojui neapibrėžtis nuo vidurkio, procentais, sudaro pienui 16%, mėsai – 6%, grūdams – 6%, bulvėms – 5%, žuvims – 12%, kopūstams – 10%, ^{90}Sr išlikos paruoštame maiste faktoriaus neapibrėžtis – 25%, ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste faktoriaus neapibrėžtis – 29%, vidutinės metodų aprašymuose nurodytos paklaidos yra apie 30%. Vidutinė apšvitos dozės įvertinimo paklaida, paskaičiuota kaip visų neapibrėžčių komponentų kvadratų sumos kvadratinė šaknis, nėra didesnė kaip 40%.

Vertinant vidutinę metinę efektinę dozę dar reikia įvertinti ir aktyvumo metinio vidurkio skaičiavimo neapibrėžtį. Tai priklauso nuo tyrimų rezultatų dispersijos. Didžiausia dispersija, apskaičiuota iš turimų tyrimų rezultatų, buvo apie 300%. Todėl didžiausia paklaida, kuri įmanoma įvertinant vidutinę metinę efektinę dozę dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maisto produktuose jonizuojančiosios spinduliuotės, apskaičiuota anksčiau nurodytu būdu, yra apie 100%.

Vidutinės apšvitos dozės vertės šiame darbe pateiktos su standartinio nuokrypio žymėmis logaritminėje skalėje.

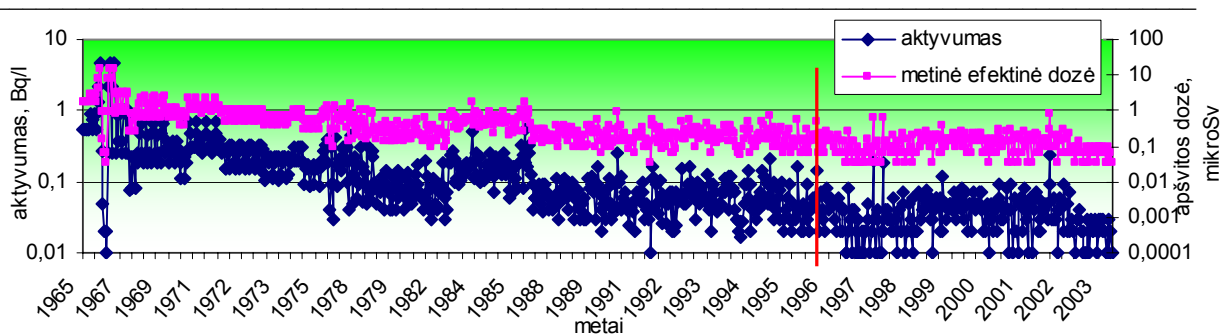
3.4.1. Apšvitos dozės, kurias gavo gyventojas, vartodamas pieną

Šiame poskyryje aptariami teiginiai yra pateikti autorės darbuose (12A, 13A, 15A, 17A). Metinės efektinės apšvitos dozės vidutiniam suaugusiam šalies gyventojui dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs piene jonizuojančiosios spinduliuotės 1965–2003 metais skaičiuotos naudojant 237 kg suvartojamo pieno vienam gyventojui per metus ir ^{90}Sr bei ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste faktorius.

Šio darbo 3.10 ir 3.11 paveiksluose pateikiama ^{90}Sr ir ^{137}Cs turinio aktyvumo piene ir efektinės apšvitos dozės dėl šių radionuklidų piene jonizuojančiosios spinduliuotės dinamika 1965–2003 metais. Šiuose paveiksluose pateikiamos apšvitos dozės vertės, apskaičiuotos pagal visus turimus radiologinių tyrimų rezultatus. Tūrinis aktyvumas mažėja (iš dalies dėl radionuklidų skilimo). ^{137}Cs didesnis tūrinis aktyvumas buvo 1986 metais. Tokia tendencija nustatyta ir apšvitos dozėms dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs piene jonizuojančiosios spinduliuotės. Didžiausia apšvitos dozė dėl ^{90}Sr piene jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1966 metais, lygi 15,7 μSv , mažiausia – pradedant 1991 metais iki 2003 metų ir lygi 0,033 μSv . Didžiausia apšvitos dozė dėl ^{137}Cs piene jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1986 metais, lygi 55 μSv , mažiausia – pradedant 1996 metais iki 2003 metų – 0,022 μSv . Vidutinės metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs piene jonizuojančiosios spinduliuotės pateiktos šio darbo 3.12 ir 3.13 paveiksluose. Vidutinės apšvitos dozės vertės nurodytos su standartiniu nuokrypiu. Juose matyti, kaip tirtų dviejų radionuklidų aktyvumas mažėja dėl radionuklidų skilimo ir migracijos į gilesnius, augalų šaknims nepasiekiamus sluoksnius. Šiuose paveiksluose matyti ryškus apšvitos dozės dėl ^{137}Cs piene jonizuojančiosios spinduliuotės padidėjimas 1986 metais dėl iškritų šalies teritorijoje po avarijos Černobylio atominėje elektrinėje. ^{90}Sr tokio ryškaus apšvitos dozės padidėjimo nebuvo.

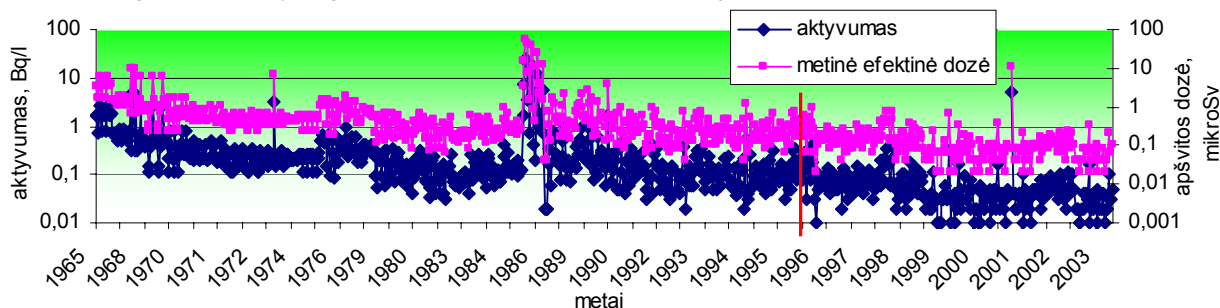
Didžiausia vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė, kurią gavo šalies gyventojas dėl ^{90}Sr piene jonizuojančiosios spinduliuotės, buvo 1966 metais ir lygi 5,6 μSv . 1986 metais apšvitos dozė dėl ^{90}Sr piene jonizuojančiosios spinduliuotės nežymiai padidėjo. Tačiau po metų apšvitos dozė pradėjo mažėti ir mažėja nuolat.

Didžiausia vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė, kurią gavo šalies gyventojas dėl ^{137}Cs piene jonizuojančiosios spinduliuotės, buvo 1986 metais ir lygi 16,3 μSv .



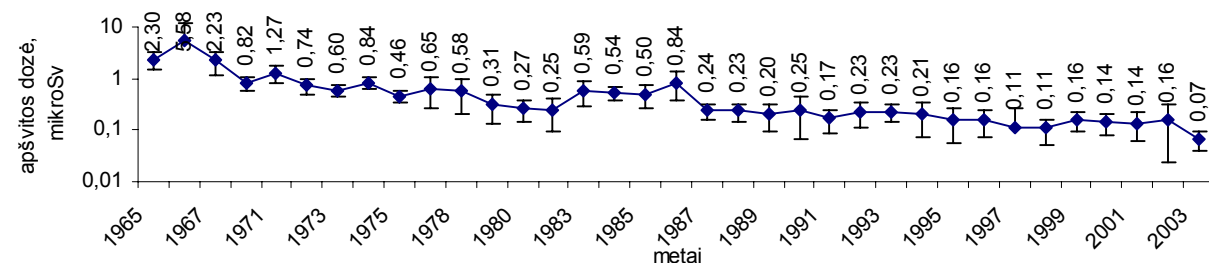
3.10 pav. ^{90}Sr tūrinis aktyvumas piene, Bq/l, ir metinė efektinė apšvitosis dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{90}Sr piene jonizuojančiosios spinduliuotės, μSv , 1965–2003 metais*

*1996–2003 metų ^{90}Sr tūrinio aktyvumo piene tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



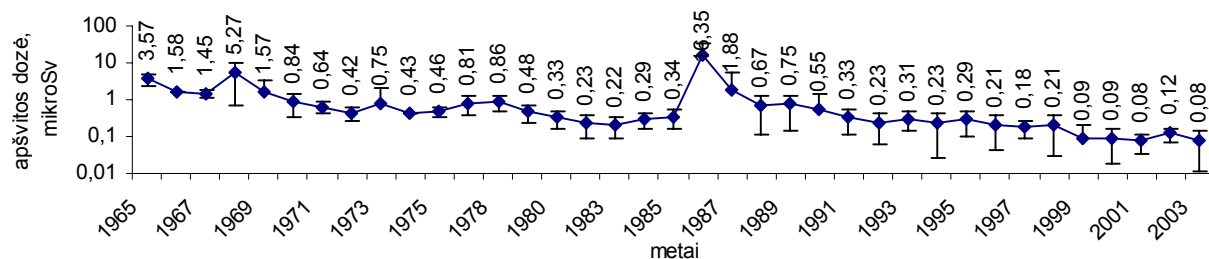
3.11 pav. ^{137}Cs tūrinis aktyvumas piene, Bq/l, ir metinė efektinė apšvitosis dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{137}Cs piene jonizuojančiosios spinduliuotės, μSv , 1965–2003 metais*

*1996–2003 metų ^{137}Cs tūrinio aktyvumo piene tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



3.12 pav. Vidutinė metinė efektinė apšvitosis dozė dėl ^{90}Sr piene jonizuojančiosios spinduliuotės 1965–2003 metais, μSv *

*įvertinta pagal 1996–2003 metų ^{90}Sr tūrinio aktyvumo piene tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo



3.13 pav. Vidutinė metinė efektinė apšvitosis dozė dėl ^{137}Cs piene jonizuojančiosios spinduliuotės, 1965–2003 metais μSv *

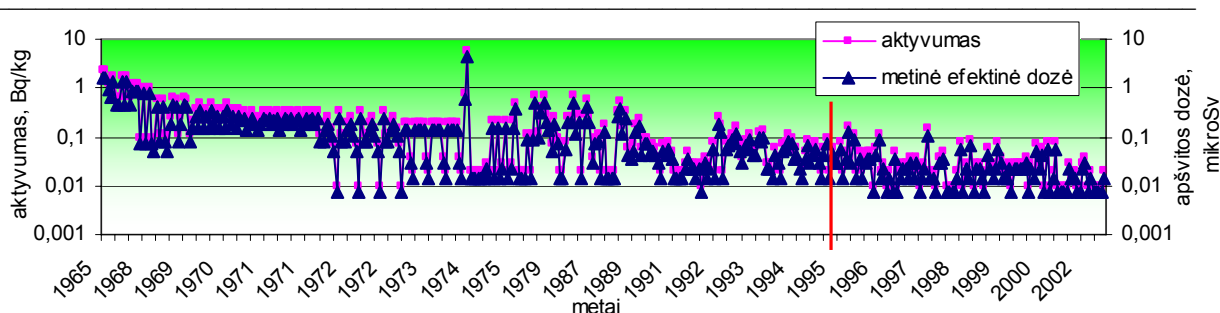
*įvertinta pagal 1996–2003 metų ^{137}Cs tūrinio aktyvumo piene tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo

Po metų (1987 metais) apšvitos dozė sumažėja iki $1,9 \mu\text{Sv}$, tačiau pasiekia iki 1986 metų buvusį lygį ($0,33 \mu\text{Sv}$) tik 1991 metais. Šio darbo 3.13 paveiksle matyti, kad apšvitos dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{137}Cs piene jonizuojančiosios spinduliuotės, mažėja nuo 1965 metų iki 1986 metų. Apšvitos dozė 1965–1986 metais sukelta dėl iškritų šalies teritorijoje bandant branduolinius ginklus. Didžiausia vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė dėl ^{137}Cs piene jonizuojančiosios spinduliuotės 1965–1986 metais buvo 1968 metais, lygi $5,3 \mu\text{Sv}$.

3.4.2. Apšvitos dozės, kurias gavo gyventojas, vartodamas mėsą

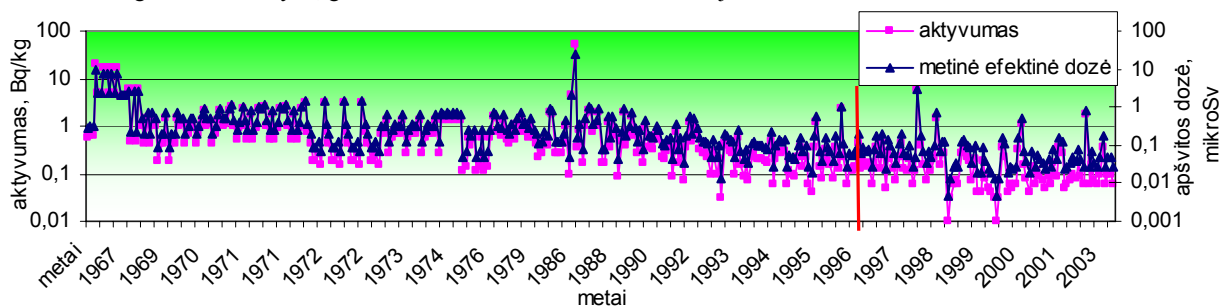
Metinės efektinės apšvitos dozės vidutiniam suaugusiam šalies gyventojui dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs mėsoje jonizuojančiosios spinduliuotės 1965–2003 metais skaičiuotos naudojant 51 kg suvartojamos mėsos vienam gyventojui per metus ir ^{90}Sr bei ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste faktorius. Šio darbo 3.14 ir 3.15 paveiksluose pateikiama ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitojo aktyvumo mėsoje ir metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr mėsoje jonizuojančiosios spinduliuotės dinamika 1965–2003 metais. Didžiausia apšvitos dozė dėl ^{90}Sr mėsoje jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1974 metais, ji lygi $4,2 \mu\text{Sv}$, mažiausia – 1992–2003 metais ir lygi $0,007 \mu\text{Sv}$. Didžiausia apšvitos dozė dėl ^{137}Cs mėsoje jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1986 metais ($24 \mu\text{Sv}$), mažiausia apšvitos dozė – 1998 metais ir lygi $0,005 \mu\text{Sv}$.

Vidutinės metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs mėsoje jonizuojančiosios spinduliuotės pateiktos šio darbo 3.16 ir 3.17 paveiksluose. Standartinio nuokrypio žymens dydis parodo, kokių intervalu kito apšvitos dozė, įvertinta pagal atskirų mėsos mėginių radiologinių tyrimų rezultatus. Vidutinės metinės efektinės apšvitos dozės dėl abiejų radionuklidų mėsoje mažėja tiek dėl radionuklidų skilimo, tiek dėl kitų radionuklidų aplinkoje mažėjimo faktorių – migracijos į gilesnius sluoksnius ir radionuklidų cheminių formų kaitos, susidarant netirpiems junginiams. Vidutinės apšvitos dozės dėl ^{137}Cs mėsoje jonizuojančiosios spinduliuotės išlieka didesnės nei apšvitos dozės dėl ^{90}Sr mėsoje jonizuojančiosios spinduliuotės. Tai galima paaiškinti dėl didesnės aplinkos taršos šiuo radionuklidu. Iš šio darbo 3.17 paveikslo matyti, kaip vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė dėl ^{137}Cs mėsoje jonizuojančiosios spinduliuotės padidėjo po iškritų avarijos Černobylio atominėje elektrinėje (1986 metais lygi $2,4 \mu\text{Sv}$). Didžiausia vidutinė apšvitos dozė dėl ^{137}Cs mėsoje jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1966 metais ir lygi $6,4 \mu\text{Sv}$. Didžiausia vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė dėl ^{90}Sr mėsoje jonizuojančiosios spinduliuotės nustatyta 1965 metais ir buvo lygi $1,2 \mu\text{Sv}$. Kaip matyti, vidutinė apšvitos dozė dėl ^{137}Cs mėsoje



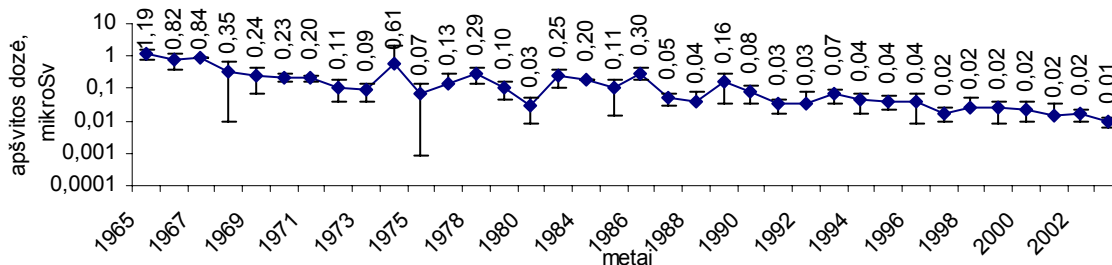
3.14 pav. ^{90}Sr savitasis aktyvumas mėsoje, Bq/kg, ir metinė efektinė apšvitos dozė, μSv, kurią gavo gyventojas dėl ^{90}Sr mėsoje jonizuojančiosios spinduliutės, 1965–2003 metais*

*1996–2003 metų ^{90}Sr savitojo aktyvumo mėsoje tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



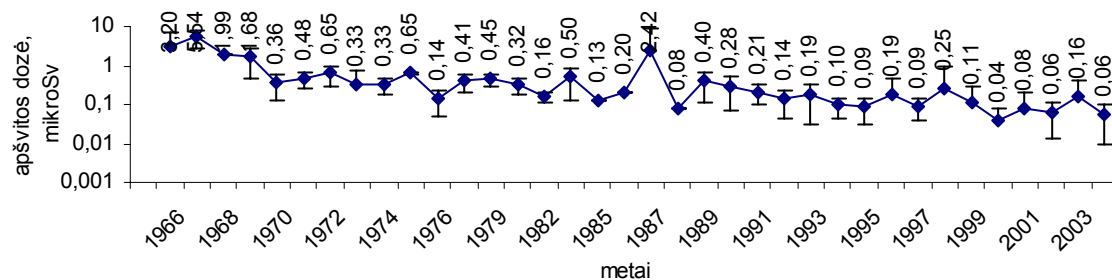
3.15 pav. ^{137}Cs savitasis aktyvumas mėsoje, Bq/kg, ir metinė efektinė apšvitos dozė, μSv, kurią gavo gyventojas dėl ^{137}Cs mėsoje jonizuojančiosios spinduliutės, 1965–2003 metais*

*1996–2003 metų ^{137}Cs savitojo aktyvumo mėsoje tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



3.16 pav. Vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{90}Sr mėsoje jonizuojančiosios spinduliutės, 1965–2003 metais, μSv*

*įvertinta pagal 1996–2003 metų ^{90}Sr savitojo aktyvumo mėsoje tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo



3.17 pav. Vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{137}Cs mėsoje jonizuojančiosios spinduliutės, 1965–2003 metais, μSv*

*įvertinta pagal 1996–2003 metų ^{137}Cs savitojo aktyvumo piene tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo

jonizuojančiosios spinduliuotės buvo didesnė, nei apšvitos dozė dėl ^{90}Sr mėsoje jonizuojančiosios spinduliuotės. Vidutinė apšvitos dozė dėl ^{90}Sr mėsoje jonizuojančiosios spinduliuotės 1986 metais padidėjo nežymiai, tačiau tais metais ištirti tik 2 mėsos mėginiai, todėl tyrimų rezultatai nėra tikras tų metų situacijos atspindys. Vėliau apšvitos dozė palaipsniui mažėja, laikui bėgant po iškritų dėl avarijos Černobylio atominėje elektrinėje, pasiekdama nedidelį padidėjimą 1989 metais (iki $0,16 \mu\text{Sv}$). Į tai, kad keičiantis aplinkos taršai radionuklidais, ^{137}Cs palyginti greitai susikaupia mėsoje ir nulemia didesnes dozes, reikėtų atsižvelgti, planuojant maisto radiologinį monitoringą.

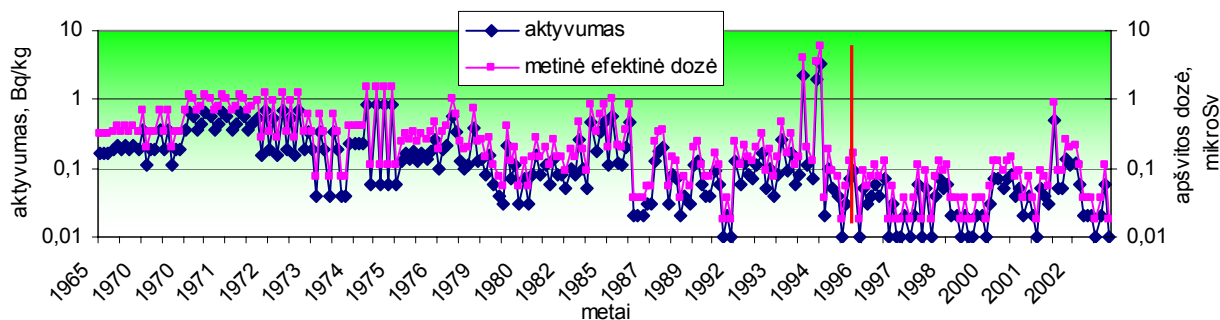
3.4.3. Apšvitos dozės, kurias gavo gyventojas, vartodamas bulves

Metinės efektinės apšvitos dozės vidutiniam suaugusiam šalies gyventojui dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs bulvėse jonizuojančiosios spinduliuotės 1965–2003 metais skaičiuotos naudojant 131 kg suvartojamų bulvių vienam gyventojui per metus ir ^{90}Sr bei ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste faktorius.

Šio darbo 3.18 ir 3.19 paveiksluose pateikiama ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitojo aktyvumo bulvėse ir metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr bulvėse jonizuojančiosios spinduliuotės dinamika 1965–2003 metais. Didžiausia apšvitos dozė dėl ^{90}Sr bulvėse jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1994 metais, lygi $6,0 \mu\text{Sv}$, mažiausia – pradedant 1992 metais iki 2003 metų, lygi $0,02 \mu\text{Sv}$. Didžiausia apšvitos dozė dėl ^{137}Cs bulvėse jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1994 metais, lygi $4,6 \mu\text{Sv}$, mažiausia apšvitos dozė – pradedant 1997 metais iki 2003 metų – $0,012 \mu\text{Sv}$.

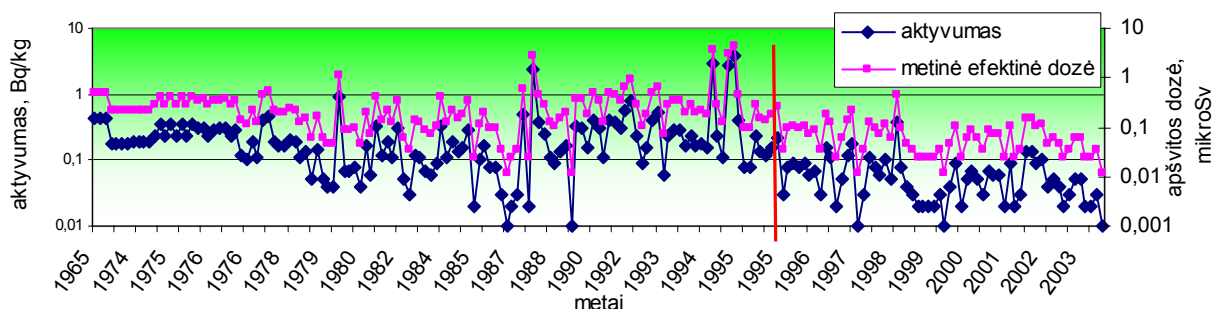
Šio darbo 3.20 ir 3.21 paveiksluose pateikiamos vidutinės metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs bulvėse jonizuojančiosios spinduliuotės kaita 1965–2003 metais. Didžiausia vidutinė apšvitos dozė dėl ^{90}Sr bulvėse jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1994 metais, lygi $2,04 \mu\text{Sv}$, mažiausia – 1986 metais ir lygi $0,037 \mu\text{Sv}$. Didžiausia vidutinė apšvitos dozė dėl ^{137}Cs bulvėse jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1994 metais, lygi $1,74 \mu\text{Sv}$, mažiausia – 1987 metais – $0,027 \mu\text{Sv}$.

Vidutinės apšvitos dozės vertės dėl abiejų radionuklidų bulvėse yra panašios. Vidutinės apšvitos dozės padidėjimą 1994 metais paaiškinti galima trimis galimomis priežastimis. Viena iš galimų apšvitos dozės 1994 metais padidėjimo priežasčių yra ta, kad tarša į šalies teritoriją pateko iš užterštų teritorijų kaimyninėse šalyse, kaip nurodoma autorės (2A, 4A) darbuose. Toks pat vidutinės metinės efektinės apšvitos dozės, kurią gavo šalies gyventojas, padidėjimas buvo 1994 metais nagrinėjant dozes, sukeltas ^{137}Cs ir ^{90}Sr kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės. Šio



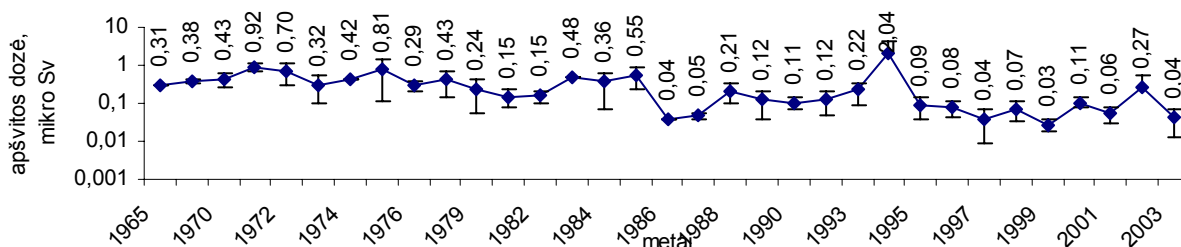
3.18 pav. ^{90}Sr savitasis aktyvumas bulvėse, Bq/kg, ir metinė efektinė apšvitos dozė, µSv, dėl ^{90}Sr bulvėse jonizuojančiosios spinduliuotės, 1965–2003 metais*

*1996–2003 metų ^{90}Sr savitojo aktyvumo bulvėse tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



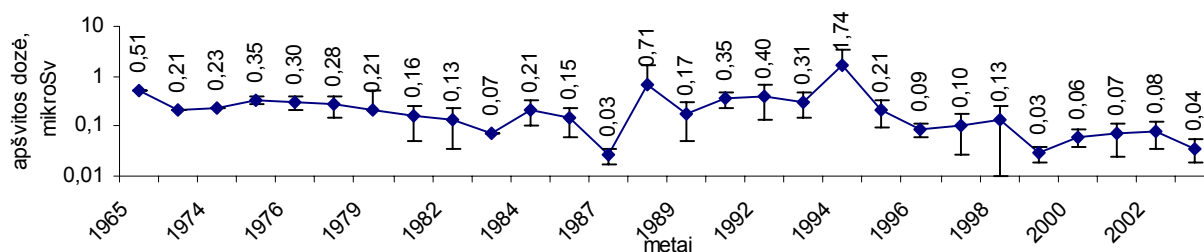
3.19 pav. ^{137}Cs savitasis aktyvumas bulvėse, Bq/kg, ir metinė efektinė apšvitos dozė, µSv, dėl ^{137}Cs bulvėse jonizuojančiosios spinduliuotės, 1965–2003 metais*

*1996–2003 metų ^{137}Cs savitojo aktyvumo bulvėse tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



3.20 pav. Vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{90}Sr bulvėse jonizuojančiosios spinduliuotės, 1965–2003 metais, µSv*

*įvertinta pagal 1996–2003 metų ^{90}Sr savitojo aktyvumo bulvėse tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo



3.21 pav. Vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{137}Cs bulvėse jonizuojančiosios spinduliuotės, 1965–2003 metais, µSv*

*įvertinta pagal 1996–2003 metų ^{137}Cs savitojo aktyvumo bulvėse tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo

padidėjimo priežastis galėtų būti paaiškinta dėl papildomos taršos, patekusios į šalies teritoriją tais metais. Fizikos institute iširta, kad po miškų gaisrų Baltarusijoje ^{137}Cs turinis aktyvumas atmosferoje Vilniuje padidėdavo šimtus kartų. Tokie reiškiniai buvo 1992 metų rudenį ir 1996 metų pavasarį bei 2002 rudenį (Lujanienė, 2003). Tačiau būtent 1994 metais padidėjusi atmosferos tarša nėra nustatyta. Kultivuojamų laukų dirvožemiai iš 8 šalies vietų buvo tiriami Radiacinės saugos centre. Dirvožemių radiologiniai tyrimai rodė padidėjusį ^{137}Cs ir ^{90}Sr savitąjį aktyvumą dirvožemiuose 1994 ir 1996 metais (Radiacinės, 1999). Kadangi tiek savitojo aktyvumo, tiek apšvitos dozės padidėjimas 1994 metais yra palyginti ryškus, daroma išvada, kad iškritos galėjo patekti vasarą, jau augant kultūroms, kadangi po avarijos Černobylio atominėje elektrinėje nustatyta, kad perėjimo iš dirvožemio į augalus koeficientas buvo didesnis pietinėje Europos dalyje, kur iškritos pateko jau ant pradėjusių augti grūdinių kultūrų, palyginti su šiaurine Europos dalimi, kur grūdinės kultūros dar tik buvo sėjamos (United, 2000).

Toks taršos padidėjimas sietinas su kalio ir kalcio, kaip ^{137}Cs ir ^{90}Sr analogų, sumažėjimu (Rosen, 1997) šalies dirvožemiuose dėl tuo periodu sumažėjusio laukų tręšimo ir kalkinimo, sugriuvus kolūkinei santvarkai ir neatsistačius normaliam žemdirbystės mastui.

Dar viena apšvitos dozės padidėjimo priežastis galėtų būti nederbamų dirvožemių naudojimas žemdirbystei. Po 1989 metų dalis dirbamos žemės nebuvo kultivuojama, tik vėliau, po kelerių metų pradėta ją naudoti. Todėl tarša, migravusi į gilesnius sluoksnius, pasiskirstė ant augalų šaknų prieinamame gylyje.

Planuojant maisto radiologinį monitoringą, reikėtų atsižvelgti į tą faktą, kad bulvės ir kopūstai yra aplinkos taršos ^{137}Cs indikatorius, labai greitai reaguojantis į taršos pokyčius aplinkoje.

Vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{137}Cs bulvėse jonizuojančiosios spinduliuotės padidėjo iki $0,70\ \mu\text{Sv}$ 1988 metais, praėjus dvejiems metams po radioaktyviojo debesies iškritų dėl avarijos Černobylio atominėje elektrinėje. 1986 metais bulvės radiologiškai nebuvo tirtos tuometinėje Radiacinės saugos centro laboratorijoje, todėl didžiausių iškritų metu dozių įvertinti negalima. 1987 metų bulvių radiologinių tyrimų rezultatų pagrindu įvertintos vidutinės metinės apšvitos dozės vertės didesnio padidėjimo dėl radioaktyviųjų iškritų nerodo. Tačiau 1988 metais vidutinės apšvitos dozės dėl ^{137}Cs bulvėse jonizuojančiosios spinduliuotės padidėjimas buvo trumpalaikis, palaipsniui apšvitos dozė ėmė mažėti ir nuolat mažėjo iki 2003 metų (iš dalies dėl radionuklidų skilimo).

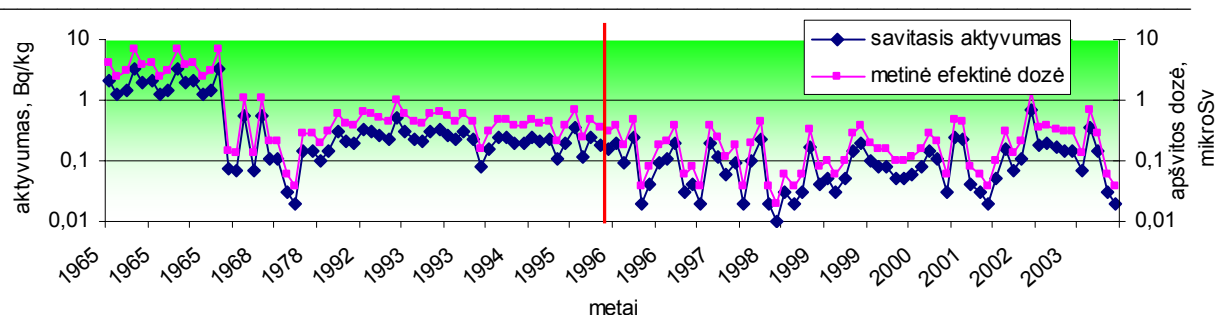
Ši situacija panaši į literatūroje nurodomą aktyvumo padidėjimą grūduose po vienerių metų pasklidus aplinkoje iškritoms. Vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė, kurią gavo

gyventojas dėl ^{90}Sr bulvėse jonizuojančiosios spinduliuotės, nemažėja nuo 1995 metų. Atsižvelgiant į radionuklido skilimą, apšvitos dozės vertės turėtų palaipsniui mažėti. Ši tendencija patvirtina faktą, kad daržovėms, kurios auga užterštame dirvožemyje, ^{90}Sr įterpis per šaknis, palyginti su ^{137}Cs įterpiu, didėja laikui bėgant nuo iškritų patekimo dėl didesnio ^{90}Sr judrumo dirvožemyje (Surveillance, 2001).

3.4.4. Apšvitos dozės, kurią gavo gyventojas, vartodamas grūdus

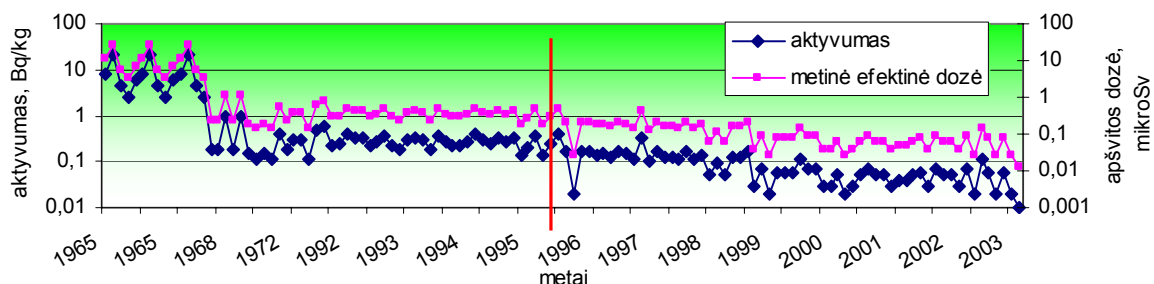
Metinės efektinės apšvitos dozės vidutiniam suaugusiam šalies gyventojui dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės 1965–2003 metais skaičiuotos naudojant 141 kg suvartojamų grūdų vienam gyventojui per metus ir ^{90}Sr bei ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste faktorius. Šio darbo 3.22 ir 3.23 paveiksluose pateikiama ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitojo aktyvumo grūduose ir metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės dinamika. Didžiausia apšvitos dozė dėl ^{90}Sr grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1965 metais, lygi 6,7 μSv , mažiausia – 1998 metais ir lygi 0,02 μSv . Didžiausia apšvitos dozė dėl ^{137}Cs grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1965 metais, lygi 27 μSv , mažiausia apšvitos dozė nustatyta 2003 metais – 0,01 μSv . Vidutinės metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės pateiktos šio darbo 3.24 ir 3.25 paveiksluose. Grūdų radiologiniai tyrimai nevykdyti kelerius metus po avarijos Černobylio atominėje elektrinėje 1986 metais. Grūdai tirti iki 1979 metų ir tyrimai vėl atnaujinti nuo 1992 metų. Apšvitos dozės dėl abiejų radionuklidų nuolat mažėja nuo 1965 metų, žymesnių apšvitos dozės padidėjimų per nagrinėjamą laikotarpį nebuvo pastebėta.

Didžiausia vidutinė apšvitos dozė dėl ^{90}Sr grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1965 metais ir lygi 4,1 μSv , didžiausia vidutinė apšvitos dozė dėl ^{137}Cs grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1965 metais 11,0 μSv . 1965 metais apšvitos dozė dėl ^{137}Cs grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės buvo didesnė, negu apšvitos dozė dėl ^{90}Sr grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės, vėliau apšvitos dozės dėl abiejų radionuklidų tampa panašios. Tačiau apšvitos dozės dėl ^{137}Cs grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės mažėjimo tendencija yra ryškesnė. Apšvitos dozės dėl ^{90}Sr grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės ryškios mažėjimo tendencijos nėra, vidutinės apšvitos dozės vertė išlieka pastovi, nors dėl radionuklido skilimo turėtų mažėti. Tai patvirtina (Surveillance, 2001) darbe pateiktą teiginį, kad, bėgant metams nuo iškritų patekimo į aplinką, didėja ^{90}Sr įterpis per šaknis ir jis yra didesnis nei ^{137}Cs .



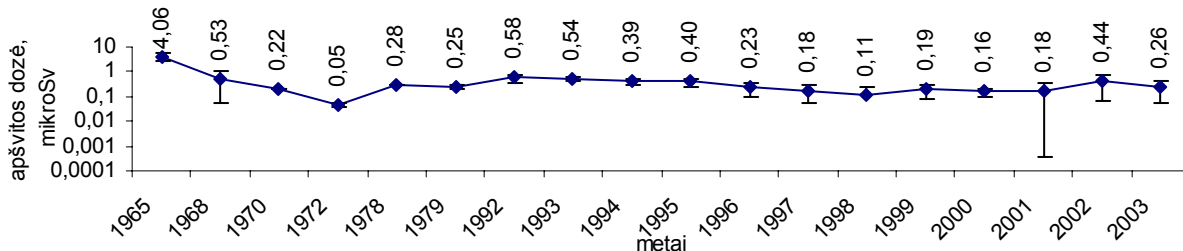
3.22 pav. ^{90}Sr savitasis aktyvumas grūduose, Bq/kg, ir metinė apšvitos dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{90}Sr grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės, μSv , 1965–2003 metais*

*1996–2003 metų ^{90}Sr savitojo aktyvumo grūduose tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



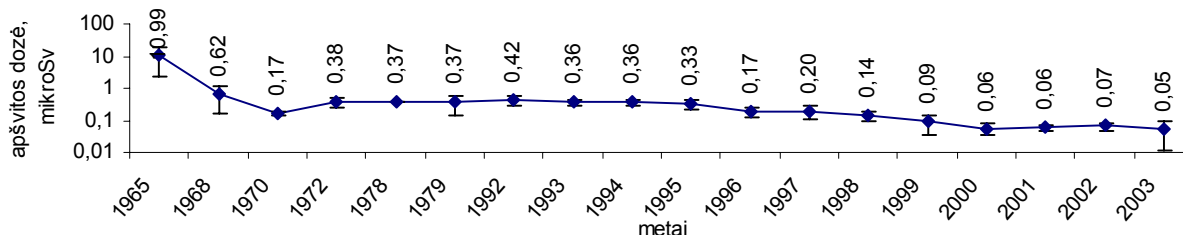
3.23 pav. ^{137}Cs savitasis aktyvumas grūduose, Bq/kg, ir metinė apšvitos dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{137}Cs grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės, μSv , 1965–2003 metais*

*1996–2003 metų ^{137}Cs savitojo aktyvumo grūduose tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



3.24 pav. Vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{90}Sr grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės, 1965–2003 metais, μSv *

*įvertinta pagal 1996–2003 metų ^{90}Sr savitojo aktyvumo grūduose tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo



3.25 pav. Vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{137}Cs grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės, 1965–2003 metais, μSv *

*įvertinta pagal 1996–2003 metų ^{137}Cs savitojo aktyvumo grūduose tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo

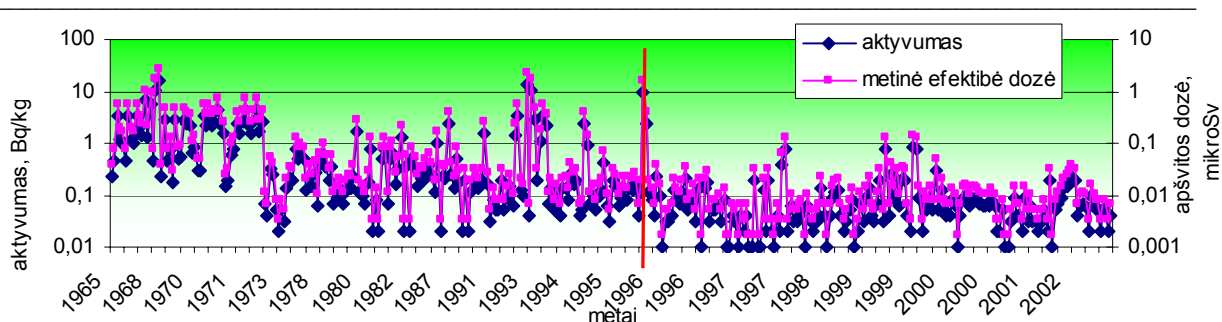
Šia išvada rekomenduojama vadovautis planuojant radiologinį monitoringą. Apšvitos dozės padidėjimo 1994 metais, kaip buvo dėl taršos padidėjimo bulvėse, grūdų atveju nėra.

3.4.5. Apšvitos dozės, kurią gavo gyventojas, vartodamas žuvis

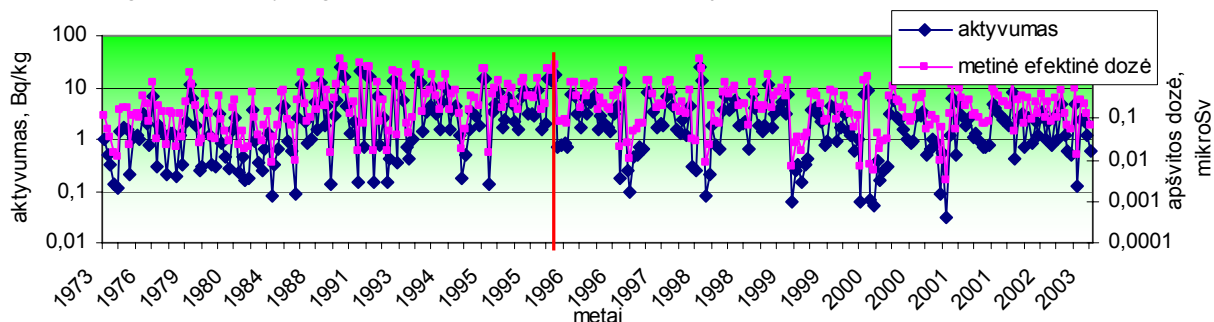
Metinės efektinės apšvitos dozės vidutiniam suaugusiam šalies gyventojui dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės 1965–2003 metais skaičiuotos, naudojant 12 kg suvartojamų žuvų vienam gyventojui per metus ir ^{90}Sr bei ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste faktorius.

Šio darbo 3.26 ir 3.27 paveiksluose pateikiama ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitojo aktyvumo žuvyse ir metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės kaita. Didžiausia apšvitos dozė dėl ^{90}Sr žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1968 metais, lygi 2,6 μSv , mažiausia – 1996 metais, lygi 0,0017 μSv . Apšvitos dozė dėl ^{90}Sr žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės kinta nuo 1997 metų iki 2003 metų 0,0017– 0,015 μSv intervalu. Didžiausia apšvitos dozė dėl ^{137}Cs žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1998 metais, lygi 2,7 μSv , mažiausia apšvitos dozė – 2000 metais – 0,005 μSv . Apšvitos dozė dėl ^{137}Cs žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės kinta 0,003–2,7 μSv intervalu visais laikotarpio metais. Apšvitos dozė dėl ^{137}Cs žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės yra didesnė nei apšvitos dozė dėl ^{90}Sr žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės. Šio darbo 3.28 ir 3.29 paveiksluose pateikiama vidutinės metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės kaita 1965–2003 metais. Didžiausia vidutinė apšvitos dozė dėl ^{90}Sr žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1993 metais, lygi 0,66 μSv . Panaši apšvitos dozės vertė buvo ir 1968 metais, lygi 0,55 μSv , mažiausia – 1987 metais, lygi 0,003 μSv . 1986 metais ištirtas tik vienas žuvų mėginys, todėl rezultatai tikrai neatspindi tikros situacijos tuo metu.

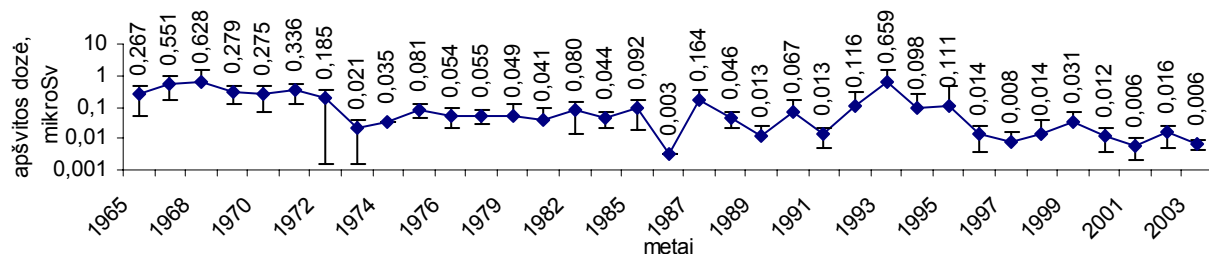
1987 metais buvo vidutinės metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės padidėjimas, kuris išliko iki 1996 metų. Šis padidėjimas siejamas su vandens telkinių taršos po iškritų dėl avarijos Černobylio atominėje elektrinėje padidėjimu. Žuvų taršos padidėjimas, tuo pačiu ir vidutinės metinės efektinės apšvitos dozės dėl šios taršos žuvyse padidėjimas, atsirado praėjus keleriems metams po minėtos avarijos. Darbe nustatyta, kad vandens telkinių padidėjusi tarša ^{90}Sr labiausiai pasireiškia žuvyse tik praėjus 5 metams po iškritų patekimo į šalies teritoriją. Tai sąlygoja laikas, per kurį į vandens telkinius tarša tekančio vandens



3.26 pav. ^{90}Sr savitasis aktyvumas žuvyse, Bq/kg, ir metinė efektinė apšvitos dozė, μSv, kurią gavo gyventojas dėl ^{90}Sr žuvyse jonizuojančiosios spinduliutės, 1965–2003*
 *1996–2003 metų ^{90}Sr savitojo aktyvumo žuvyse tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija

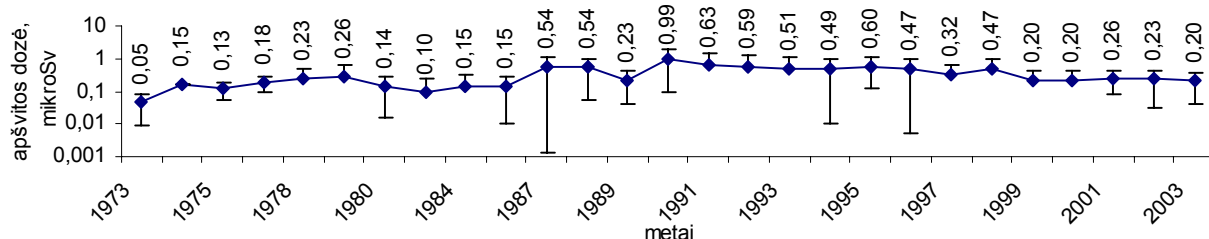


3.27 pav. ^{137}Cs savitasis aktyvumas žuvyse, Bq/kg, ir metinė efektinė apšvitos dozė, μSv, kurią gavo gyventojas dėl ^{137}Cs žuvyse jonizuojančiosios spinduliutės, 1965–2003 metais*
 *1996–2003 metų ^{137}Cs savitojo aktyvumo žuvyse tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



3.28 pav. Vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{90}Sr žuvyse jonizuojančiosios spinduliutės, 1965–2003 metais, μSv.

*įvertinta pagal 1996–2003 metų ^{90}Sr savitojo aktyvumo žuvyse tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo



3.29 pav. Vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{137}Cs žuvyse jonizuojančiosios spinduliutės, 1965–2003 metais, μSv*

*įvertinta pagal 1996–2003 metų ^{137}Cs savitojo aktyvumo žuvyse tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo

sunešama iš baseino teritorijos, ir tam tikras laikotarpis, kol ^{90}Sr pereina iš vandens į augalus bei smulkius gyvūnus – žuvų pašarą. Didžiausia vidutinė apšvitos dozė dėl ^{90}Sr žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės nustatyta 1993 metais. Vėliau ši apšvitos dozė palaipsniui mažėja, tačiau dar kelerius metus lieka didesnė, nei iki avarijos.

Didžiausia vidutinė apšvitos dozė dėl ^{137}Cs žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1990 metais, lygi $1,0\ \mu\text{Sv}$, mažiausia – 1973 metais – $0,05\ \mu\text{Sv}$.

1986 metais žuvų mėginiai nebuvo tirti. Vidutinė metinė apšvitos dozė dėl ^{137}Cs žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės padidėjo 1987 metais, tačiau didžiausią vertę pasiekė po 4 metų nuo iškritų dėl avarijos Černobylio atominėje elektrinėje. Šiuo atveju nustatyta tokia pat tendencija, kaip ir ^{90}Sr , kai apšvitos dozės žuvyse padidėjimas dėl vandens telkinių taršos pasireiškė tik po kelerių metų. Apšvitos dozė dėl ^{137}Cs žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės padidėjo vieneriais metais anksčiau, nei apšvitos dozė dėl ^{90}Sr žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės. Į šią išvadą reikėtų atsižvelgti planuojant maisto radiologinio monitoringo programą, pasikeitus aplinkos taršai ^{137}Cs ir ^{90}Sr .

Tačiau jeigu ^{90}Sr apšvitos dozės padidėjimas buvo trumpalaikis, užtruko tik 3 metus, tai ^{137}Cs apšvitos dozė, padidėjusi 1990 metais, išlieka didesnė iki pat 2003 metų. Jinai viršija apšvitos dozės vertes, buvusias 1965–1986 metais.

Apšvitos dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{137}Cs žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės, išliko didesnė už gyventojų gaunamą dozę dėl ^{90}Sr jonizuojančiosios spinduliuotės ir pastaruoju laikotarpiu. Nors žuvų sudedamoji bendro metinio suvartojamo maisto kiekio dalis nesudaro 5% ir, pagal pasaulinę praktiką (Measurements, 1989), žuvis neturėtų būti įtrauktos į šalies maisto radiologinio monitoringo programą, tačiau apšvitos dozės dėl ^{137}Cs žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės dalis į bendrą dozę dėl maisto produktų yra palyginti didelė, iki 45%. Į šį faktą taip pat reikėtų atsižvelgti planuojant gyventojų apšvitos dėl maiste esančių radionuklidų tyrimus.

Kiekvienais metais, vykdam valstybinį maisto radiologinį monitoringą, atliekami įvairių plėšriųjų rūšių žuvų radiologiniai tyrimai. Įvairių rūšių žuvyse, priklausomai nuo žuvies amžiaus, gyvenamosios aplinkos, sėslumo ir kitų parametrų, ^{90}Sr ir ^{137}Cs kaupiasi skirtingai. Tokios išvados pateiktos autorės pranešime 2006 metais įvykusioje konferencijoje, ištyrus trijuose šalies ežeruose gyvenančias taikaus būdo ir plėšriąsias, sėsliąsias ir migruojančias dviejų rūšių žuvis. Drūkšių, Lūksto ir Dusios ežeruose paimti taikaus mitybos būdo – kuojų (*Rutilus rutilus*) ir

plėšraus mitybos būdo žuvų – ešerių (*Perca fluviatilis*) mėginiai. Radiologiniai tyrimai atlikti žuvų raumenyse ir kauluose.

Gauti duomenys rodo, kad kuojose ^{137}Cs akumuliacijos lygiai nepriklauso nuo jų amžiaus, o ešeriuose, didėjant jų amžiui, didėja ir šio radionuklido akumuliacijos lygiai. Kuojose nustatyti mažesni ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitieji aktyvumai, nei plėšraus mitybos būdo žuvyse – ešeriuose. Didesnė teritorijos tarša nulemia ir didesnius savituosius aktyvumus žuvyse. Didesnis ^{137}Cs savitasis aktyvumas nustatytas ešeriuose iš Lūksto ežero šalies vakarinėje dalyje, kuri buvo labiau užteršta šiuo radionuklidu po avarijos Černobylio atominėje elektrinėje 1986 metais.

Taip pat faktorius, turintis įtakos taršai radionuklidu, yra radionuklido tirpumas vandenyje. Nustatyta, kad Drūkšių ežere sugautuose ešeriuose ^{90}Sr aktyvumas buvo didžiausias – $1,31 \pm 0,34$ Bq/kg, palyginti su aktyvumu žuvyse iš kitų ežerų, ir tai paaiškinama tuo, kad dėl padidėjusios vandens temperatūros šiame ežere ^{90}Sr tirpumas didesnis ir jo koncentracija vandenyje yra didesnė (Dušauskienė, 2002).

Todėl planuojant maisto radiologinio monitoringo programą žuvų mėginiams imti, būtina numatyti mėginių ėmimo vietas – vandens telkinius vietovėse, kuriose radioaktyviųjų iškritų tankis buvo didesnis, bei mėginius būtina paimti ežeruose, kuriuose dėl tam tikrų sąlygų – vandens baseino terminio režimo, jo mineralizacijos ir pratakumo – radionuklidų ^{90}Sr ir ^{137}Cs tirpumas yra didesnis.

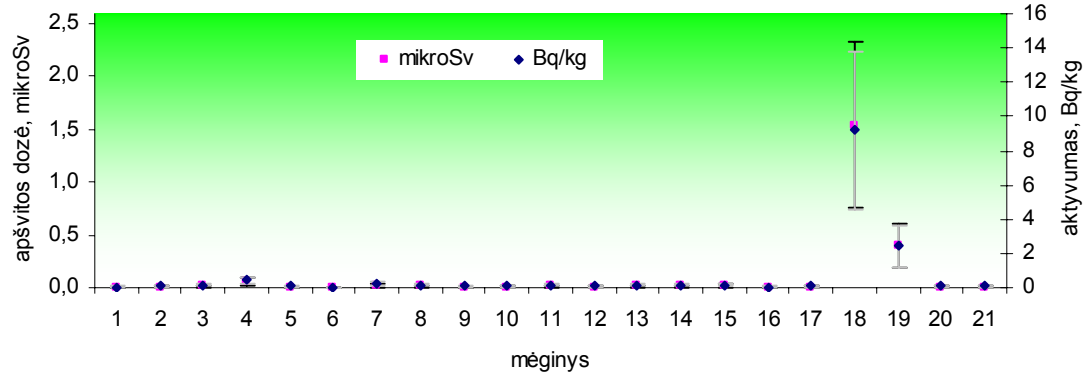
Kaip ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitieji aktyvumai skiriasi įvairių rūšių žuvų mėginiuose, parodo vienerių metų (1995 m.) tyrimų rezultatai, pateikti šio darbo 3.30 ir 3.31 paveiksluose. Būtent 1995 metais nustatyta didžiausia duomenų apie vidutinę vertę dispersija per visus 1965–2003 metus.

Žuvų radiologinių tyrimų rezultatų sujungimas į vieną grupę ir vidurkio verčių dispersija reikalauja didelio mėginių kiekio vidutinės rezultatų vertės statistiniam patikimumui garantuoti.

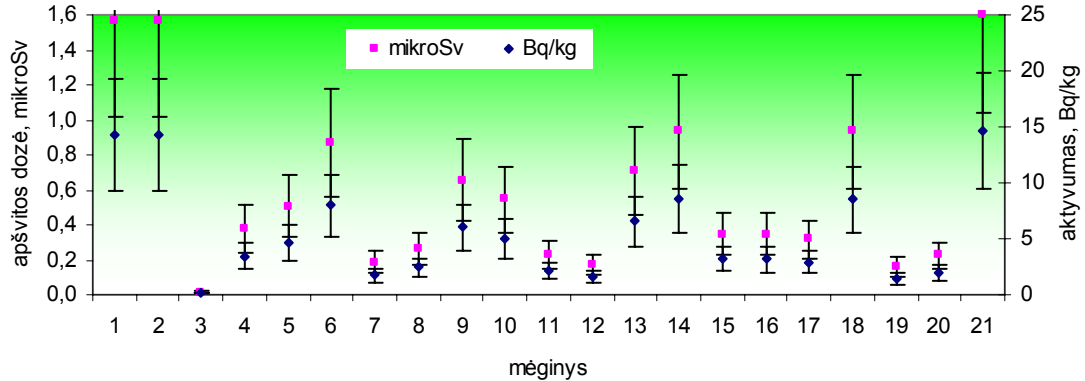
1995 metais ištirtas 21 žuvų mėginys. ^{90}Sr savitasis aktyvumas kito $0,03 \div 9,20$ Bq/kg intervalu, vidurkis $0,66 \pm 0,86$ Bq/kg.

Metinė efektinė apšvitos dozė dėl ^{90}Sr žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės kito $0,007 \div 1,546$ μSv intervalu, vidurkis $0,11 \pm 0,15$ μSv (šio darbo 3.30 paveikslas). Standartinis nuokrypis nuo vidurkio yra 130%.

^{137}Cs savitojo aktyvumo ir jo žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės nulemtos apšvitos dozės dinamika pateikta šio darbo 3.31 paveiksle. Procentinis imties kitimo koeficientas 80%.



3.30 pav. ^{90}Sr savitasis aktyvumas, Bq/kg, įvairių rūšių žuvų mėginiuose ir ^{90}Sr žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės nulemta apšvitos dozė, μSv , 1995 metais



3.31 pav. ^{137}Cs savitasis aktyvumas, Bq/kg, įvairių rūšių žuvų mėginiuose ir ^{137}Cs žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės nulemta apšvitos dozė, μSv , 1995 metais

^{137}Cs savitasis aktyvumas kito $0,14 \div 14,62$ Bq/kg intervalu, vidurkis $5,5 \pm 1,9$ Bq/kg. Metinė efektinė apšvitos dozė dėl ^{137}Cs žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės kito $0,02 \div 1,60$ μSv intervalu, vidurkis $0,60 \pm 0,21$ μSv (šio darbo 3.31 paveikslas). Standartinis nuokrypis nuo vidurkio lygus 35%.

Šio darbo 3.30 paveiksle matyti, kaip įvairių rūšių žuvų tyrimų rezultatų sujungimas į vieną grupę padidina mėginių kiekį, būtiną ištirti vidutinės vertės tinkamą įvertinimą pasirinktu patikimumo intervalu. Pagal statistikos dėsnius, didžiausią gautą vertę reikėtų atmesti iš visos serijos kaip atsitiktinę, tačiau šiuo atveju tai padaryti nėra tikslinga, nes žuvis, kuriose nustatytas didžiausias ^{90}Sr savitasis aktyvumas, gali būti suvartotos maistui ir nulemti gyventojų apšvitą.

3.4.6. Apšvitos dozės, kurią gavo gyventojas, vartodamas kopūstus

Metinės efektinės apšvitos dozės vidutiniam suaugusiam šalies gyventojui dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės 1965–2003 metais skaičiuotos naudojant 32 kg suvartojamų kopūstų vienam gyventojui per metus ir ^{90}Sr bei ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste faktorius.

Šio darbo 3.32 ir 3.33 paveiksluose pateikiama ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitasis aktyvumas kopūstuose ir metinė efektinė apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės vertės.

Didžiausia apšvitos dozė dėl ^{90}Sr kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1994 metais, lygi 0,6 μSv , mažiausia – 1996 metais (lygi 0,005 μSv). Apšvitos dozė dėl ^{90}Sr kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės kinta nuo 1997 metų 0,005 – 0,255 μSv intervalu.

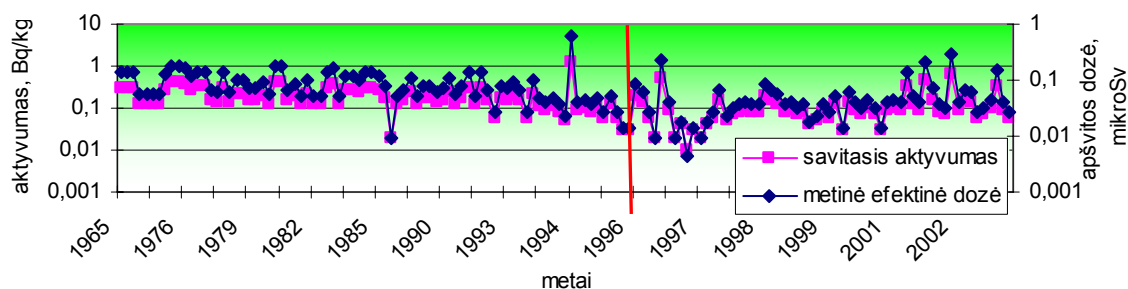
Didžiausia apšvitos dozė dėl ^{137}Cs kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1965 metais, lygi 1,52 μSv , mažiausia apšvitos dozė nustatyta 1997 metais – 0,003 μSv . Apšvitos dozė dėl ^{137}Cs kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės nėra ženkliai didesnė nei apšvitos dozė dėl ^{90}Sr kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės.

Vidutinės metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės pateiktos šio darbo 3.34 ir 3.35 paveiksluose. Kopūstų mėginiai nebuvo tirti 1966–1974 metais.

Didžiausia vidutinė efektinė metinė apšvitos dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{90}Sr kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės, buvo 0,16 μSv 1976 metais. Apšvitos dozės dėl ^{90}Sr kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės, palyginti su apšvitos dozėmis dėl kituose maisto produktuose ^{90}Sr jonizuojančiosios spinduliuotės, yra nedidelės.

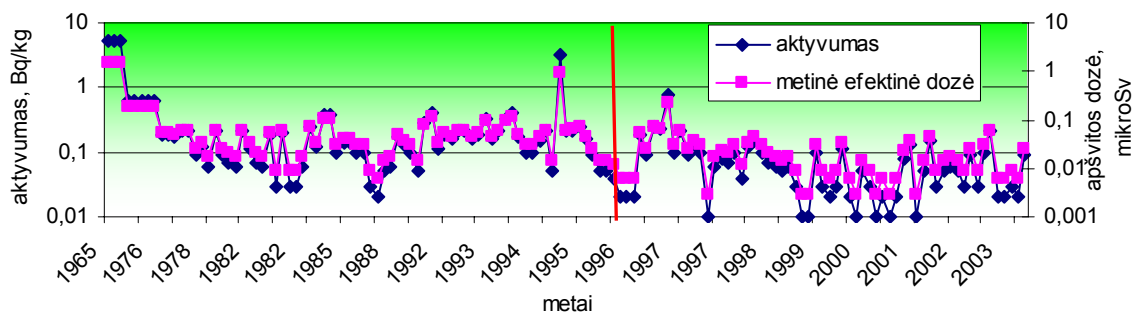
Kaip ir bulvėse, 1994 metais buvo nedidelis apšvitos dozės padidėjimas. Kitas nedidelis padidėjimas nustatytas 1996 metais. Apšvitos dozė dėl ^{90}Sr kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės nemažėja, kaip turėtų būti dėl ^{90}Sr skilimo metams bėgant. Kopūstams, kaip ir bulvėms, pasitvirtina nustatytas ir literatūroje pateikiamas santykio ^{90}Sr ir ^{137}Cs didėjimas dirvožemyje augančiuose augaluose laikui bėgant nuo radioaktyviosios taršos patekimo (Surveillance, 2001).

Didžiausia vidutinė efektinė metinė apšvitos dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{137}Cs kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės, buvo 1,52 μSv 1965 metais. 1986 metais kopūstų



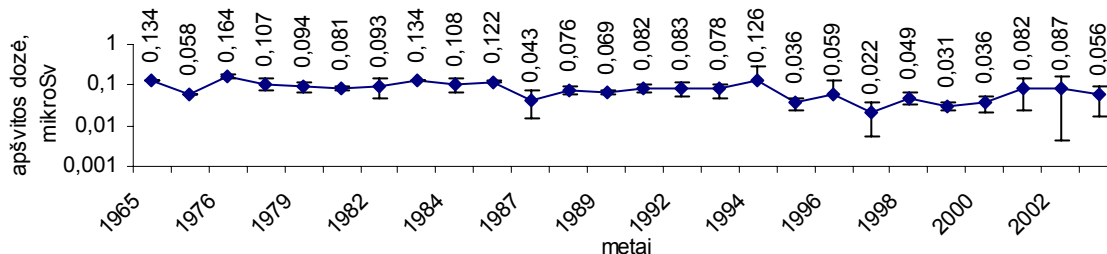
3.32 pav. ^{90}Sr savitasis aktyvumas kopūstuose, Bq/kg, ir metinė efektinė apšvitos dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{90}Sr kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės, μSv, 1965–2003*

*1996–2003 metų ^{90}Sr savitojo aktyvumo kopūstuose tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



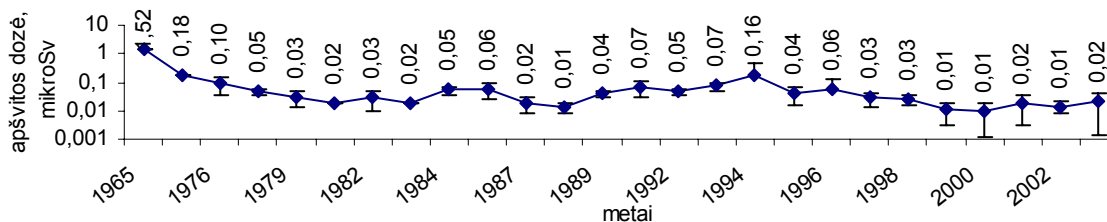
3.33 pav. ^{137}Cs savitasis aktyvumas kopūstuose, Bq/kg, ir metinė efektinė apšvitos dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{137}Cs kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės, μSv, 1965–2003 metais*

*1996–2003 metų ^{137}Cs savitojo aktyvumo kopūstuose tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



3.34 pav. Vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{90}Sr kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės, 1965–2003 metais, μSv*

*įvertinta pagal 1996–2003 metų ^{90}Sr savitojo aktyvumo kopūstuose tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo



3.35 pav. Vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė, kurią gavo gyventojas dėl ^{137}Cs kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės, 1965–2003 metais, μSv*

*įvertinta pagal 1996–2003 metų ^{137}Cs savitojo aktyvumo kopūstuose tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo

mėginių netirta. Apšvitos dozė dėl ^{137}Cs kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės didėja nuo 1987 metų ir pasiekia didžiausią vertę 1994 metais, lygią $0,16\ \mu\text{Sv}$. Kitas nedidelis apšvitos dozės padidėjimas nustatytas 1996 metais. Vėlesniais metais apšvitos dozė dėl ^{137}Cs kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės mažėja. Apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės padidėjimas 1994 ir 1996 metais paaiškinamas tomis pačiomis priežastimis, kaip ir apšvitos dozės padidėjimas bulvėse.

3.5. Apšvitos dozės, kurias gavo atskiros šalies gyventojų grupės

Apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės įvertintos skirtingoms šalies gyventojų grupėms – vidutiniam suaugusiam gyventojui (šio darbo 3.4 poskyris), kūdikiui iki vienerių metų, studentui, medžiotojui bei jo šeimos nariui. Tai atlikta siekiant palyginti, kaip skiriasi apšvitos dozės, gaunamos gyventojų grupių, kurių grupių nariai vartoja grupei būdingus maisto produktus.

Metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės vidutiniam suaugusiam šalies gyventojui ir kūdikiui iki vienerių metų įvertintos pagal 1965–2003 metų maisto radiologinių tyrimų rezultatus.

Metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės studentui ir medžiotojui bei jo šeimos nariui įvertintos pagal 2004–2005 metų radiologinių tyrimų rezultatus.

3.5.1. Apšvitos dozės, kurias gavo vidutinis suaugęs šalies gyventojas

Šio darbo 3.18 lentelėje pateikiamos didžiausios ir mažiausios apskaičiuotos apšvitos dozės vertės vidutiniam suaugusiam šalies gyventojui 1965–2003 metais (šio darbo 3.4 poskyris).

Šio darbo 3.18 lentelės duomenys rodo, kad didžiausia per nagrinėjamą laikotarpį apšvitos dozė dėl ^{137}Cs jonizuojančiosios spinduliuotės buvo piene 1986 metais – $55\ \mu\text{Sv}$, o tais pačiais metais apšvitos dozė dėl ^{137}Cs mėsoje jonizuojančiosios spinduliuotės buvo du kartus mažesnė – $24\ \mu\text{Sv}$. Didžiausią dozę dėl ^{137}Cs piene jonizuojančiosios spinduliuotės nulėmė šalies teritorijos tarša po avarijos Černobylio atominėje elektrinėje. Apšvitos dozės dėl ^{137}Cs piene jonizuojančiosios spinduliuotės, nulemtos iškritų dėl branduolinių ginklų bandymų atviroje

atmosferoje, yra mažesnės nei dėl radioaktyviojo debesies iškritų po avarijos Černobylio atominėje elektrinėje 1986 metais. Tai patvirtina, kad pienas yra jautriausias į radioaktyviasias iškritas reaguojantis maisto produktas dėl pašarų radionuklidais taršos (Nedveckaitė, 2004).

3.18 lentelė. Didžiausios ir mažiausios metinės efektinės apšvitos dozės dėl radionuklidų maiste jonizuojančiosios spinduliuotės 1965–2003 metais, μSv

Maisto produktas	Radionuklidas	Didžiausia metinė efektinė apšvitos dozė dėl radionuklido maiste jonizuojančiosios spinduliuotės, μSv		Mažiausia metinė efektinė apšvitos dozė dėl radionuklido maiste jonizuojančiosios spinduliuotės, μSv	
		Metai	Apšvitos dozė, μSv	Metai	Apšvitos dozė, μSv
Pienas	^{90}Sr	1966	15,7	1991÷2003	0,033
	^{137}Cs	1986	55	1996÷2003	0,022
Mėsa	^{90}Sr	1974	4,2	1992÷2003	0,007
	^{137}Cs	1986	24	1998	0,005
Bulvės	^{90}Sr	1994	6,0	1992÷2003	0,02
	^{137}Cs	1994	4,6	1997÷2003	0,012
Grūdai	^{90}Sr	1965	6,7	1998	0,02
	^{137}Cs	1965	27	2003	0,01
Žuvis	^{90}Sr	1968	2,6	1996	0,0017
	^{137}Cs	1998	2,7	2000	0,005
Kopūstai	^{90}Sr	1994	0,6	1996	0,005
	^{137}Cs	1965	1,52	1997	0,003

Didžiausia per visą nagrinėjamą laikotarpį apšvitos dozė dėl ^{137}Cs grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1965 metais – 27 μSv . Tai rodo, kad grūdinių kultūrų taršai ^{137}Cs didžiausią poveikį turėjo branduolinių ginklų bandymų metu susidariusios radioaktyviosios iškritos.

Didžiausia apšvitos dozė dėl ^{90}Sr jonizuojančiosios spinduliuotės buvo 1966 metais dėl ^{90}Sr piene ir buvo lygi 15,7 μSv . Tai paaiškinama tuo, kad avarijos Černobylio atominės elektrinės metu 1986 metais į aplinką pateko mažesni ^{90}Sr kiekiai (Aarkrog, 1994; Šidiškienė, 2001), todėl tais metais ir apšvitos dozės dėl ^{90}Sr piene jonizuojančiosios spinduliuotės ryškaus padidėjimo nėra. Didžiausią įtaką dozei dėl ^{90}Sr piene jonizuojančiosios spinduliuotės turėjo sprogdinimai atviroje atmosferoje XX a. šeštajame dešimtmetyje ir jų metu pasklidusios radioaktyviosios iškritos. Didžiausios apšvitos dozės dėl ^{90}Sr kituose maisto produktuose jonizuojančiosios spinduliuotės buvo mažesnės kaip 10 μSv .

Nustatyta, kurie iš maisto produktų nulemia didžiausią indėlį į bendrą dozę dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės normaliomis ir avarinėmis sąlygomis, kai į aplinką pateko radioaktyviųjų iškritų.

Šio darbo 3.13 lentelėje parodytos atskiros apšvitos dozės dėl ^{90}Sr maiste jonizuojančiosios spinduliuotės sudedamosios dalys normaliomis, ne avarinėmis sąlygomis. Nustatyta, kad didžiausią indėlį į dozę, nulemtą ^{90}Sr maiste jonizuojančiosios spinduliuotės, sudaro šio radionuklido aktyvumas grūduose, bulvėse ir piene, didžiausią apšvitos dozės dėl ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės indėlį nulemia šio radionuklido kiekiai žuvyse, piene ir mėsoje.

Visu nagrinėjamu laikotarpiu apšvitos dozės dėl ^{90}Sr maiste jonizuojančiosios spinduliuotės yra mažesnės nei apšvitos dozės dėl ^{137}Cs jonizuojančiosios spinduliuotės. Tai paaiškinama tuo, kad ^{90}Sr iškritos buvo mažesnės šalies teritorijoje bei ^{90}Sr išlikos paruoštame maiste faktoriaus vertė yra mažesnė, gaminant maistą šalyje paplitusiais maisto gamintojų būdais.

Apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės avarinėmis sąlygomis padidėjimą lemiantys maisto produktai nustatyti, remiantys 1986 metais į aplinką patekusia padidėjusia ^{90}Sr ir ^{137}Cs tarša dėl iškritų po avarijos Černobylio atominėje elektrinėje. Nustatyta, kad, esant didelėms iškritoms ir padidėjus aplinkos taršai ^{90}Sr ir ^{137}Cs , dozę dėl šių radionuklidų maiste jonizuojančiosios spinduliuotės lemiantys produktai tampa pienas ir grūdinės kultūros. Dozių dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės įvertinimas parodo, kad bulvės, grūdai, žuvis ir kopūstai nėra tie produktai, kurie ženkliai nulemia apšvitos dozės padidėjimą keičiantys radionuklidų kiekiams aplinkoje iš karto po iškritų patekimo į aplinką. Todėl didžiausias dėmesys pirmaisiais metais po ^{90}Sr ir ^{137}Cs iškritų patekimo atkreiptinas į pieno ir mėsos produktų taršą ir šios taršos lemiamas dozės.

Nustatyta, kad po kurio laiko nuo ^{90}Sr ir ^{137}Cs iškritų patekimo į aplinką, šių radionuklidų pernaša į maisto produktus yra didžiausia. Pienas ir mėsa yra tie produktai, kurių tarša dėl avarinių ^{90}Sr ir ^{137}Cs iškritų lemia didžiausias dozes gyventojui pirmaisiais metais po avarijos. Apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs bulvėse jonizuojančiosios spinduliuotės padidėjimas pasireiškė tik antraisiais metais praėjus nuo radioaktyviųjų iškritų patekimo. Grūduose ir kopūstuose ryškaus ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitojo aktyvumo padidėjimo dėl avarinių iškritų nebuvo. ^{90}Sr savitojo aktyvumo padidėjimas žuvyse nustatytas po 5 metų nuo iškritų patekimo į šalies teritoriją, ^{137}Cs – po 4 metų.

Nustatyta, kad apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės padidėjimą gali nulemti ir ariamų dirvožemių tręšimas bei naujų ariamų plotų, kurie buvo užteršti dėl radioaktyviųjų iškritų, naudojimas žemdirbystei. Tai nustatyta nagrinėjant dozes dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs bulvėse ir kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės. Apšvitos dozės padidėjimas nustatytas 1994 metais, praėjus 8 metams po radioaktyviųjų iškritų į šalies aplinką patekimo, ir apšvitos dozės padidėjimą tiesiogiai sieti su pernaša po 8 metų į bulves ir kopūstus negalima. Tai nulėmė kitos, galbūt ir autorės šiame darbe nurodytos priežastys.

Nustatyta, kad apšvitos dozė dėl ^{90}Sr grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės nemažėja metams bėgant nuo iškritų patekimo į aplinką. Į šį faktorių būtina atsižvelgti planuojant maisto radiologinį monitoringą.

Nustatyta, kad ^{137}Cs žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės sukelta metinė efektinė apšvitos dozė išlieka padidėjusi po ^{137}Cs iškritų į aplinką ilgą laiką (padidėjusi apšvitos dozė buvo visus 18 metų nuo avarijos Černobylio atominėje elektrinėje) ir ši apšvitos dozė yra, palyginti, didesnė nei nuo kitų maisto produktų normaliomis, ne avarinėmis sąlygomis.

3.5.2. Apšvitos dozės, kurias gavo šalies kūdikis iki vienerių metų

Apšvitos dozės kūdikiui iki vienerių metų įvertintos pagal šio darbo 2.5 poskyryje pateiktą (2.5) formulę. Duomenų apie kūdikio iki vienerių metų maisto suvartojimą per metus mūsų šalyje nėra. Todėl dozei vertinti naudoti vidutiniai produktų kiekiai, nustatyti pasaulio mastu (United, 2000) (šio darbo 3.19 lentelė) bei ^{90}Sr ir ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste faktoriai, pateikti šio darbo 3.3 poskyryje. Įvertinant dozes dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs bulvėse jonizuojančiosios spinduliuotės, buvo imtas šakninių daržovių ir vaisių suvartojimo per metus kiekis, įvertinant dozes dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs kopūstuose jonizuojančiosios spinduliuotės – lapinių daržovių kiekis.

3.19 lentelė. Vidutinis maisto produktų suvartojimas per metus 1 metų kūdikiui, kg (United, 200)

Produkto pavadinimas	Suvartojimas per metus 1 metų kūdikiui, kg
Pieno produktai	120
Mėsos produktai	15
Grūdų produktai	45
Lapinės daržovės	20
Šakninės daržovės ir vaisiai	60
Žuvų produktai	5

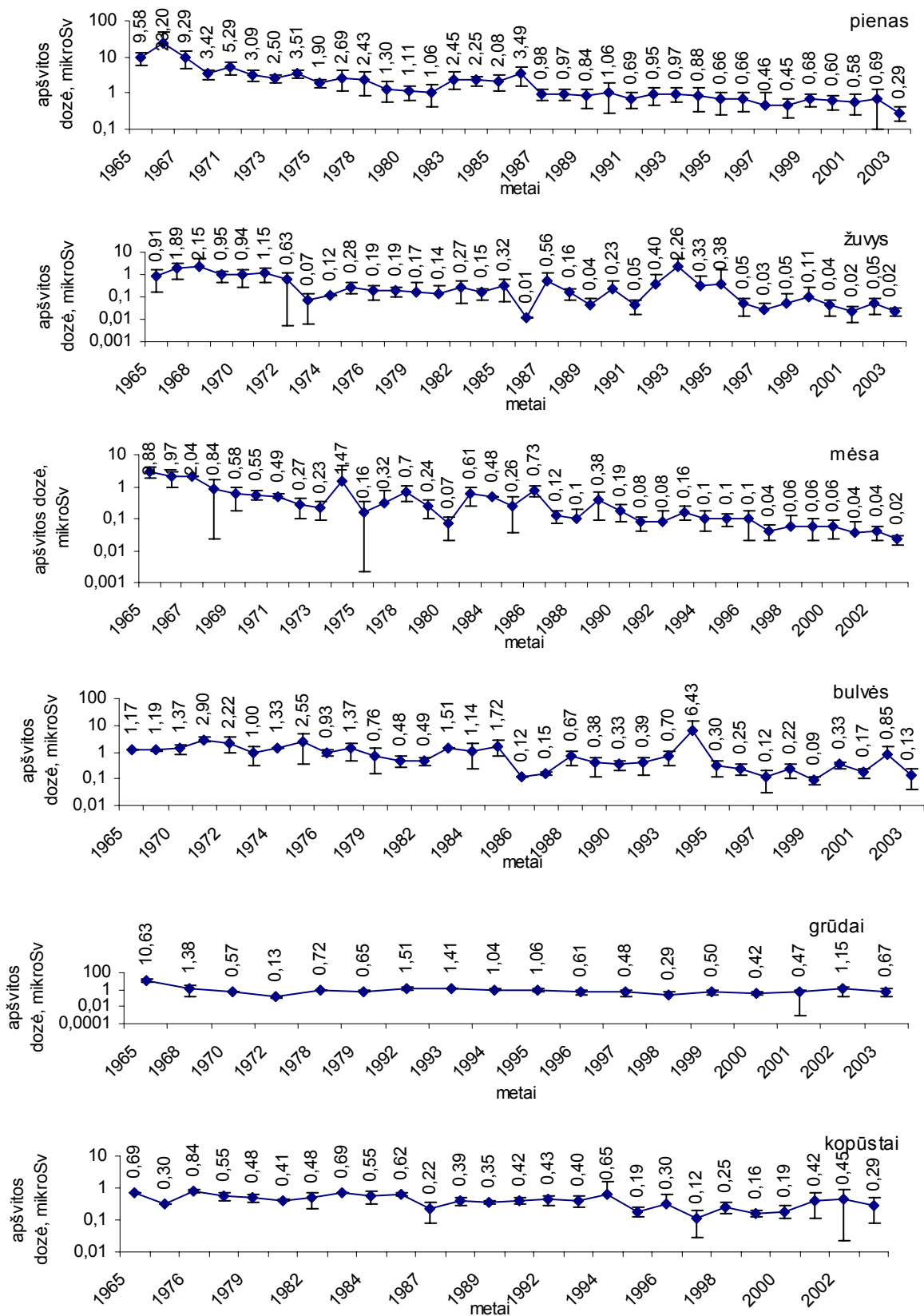
Apšvitos dozės koeficientai kūdikiui iki vienerių metų yra ^{137}Cs $2,1 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq ir ^{90}Sr $2,3 \cdot 10^{-7}$ Sv/Bq. Vidutinės metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės kūdikiui iki vienerių metų pateikiamos šio darbo 3.36 ir 3.37 paveiksluose.

Šio darbo 3.36 ir 3.37 paveiksluose parodyta, kad didžiausia vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė dėl ^{90}Sr jonizuojančiosios spinduliuotės 1965 metais buvo dėl šio radionuklido kiekio piene ir lygi 23 μSv , didžiausia apšvitos dozė dėl ^{137}Cs jonizuojančiosios spinduliuotės 1986 metais buvo dėl šio radionuklido kiekio piene – 13,4 μSv . Kitos buvusios didžiausios vidutinės metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės kūdikiui iki vienerių metų pateiktos šio darbo 3.20 lentelėje.

3.20 lentelė. Didžiausios vidutinės metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės kūdikiui iki vienerių metų, μSv

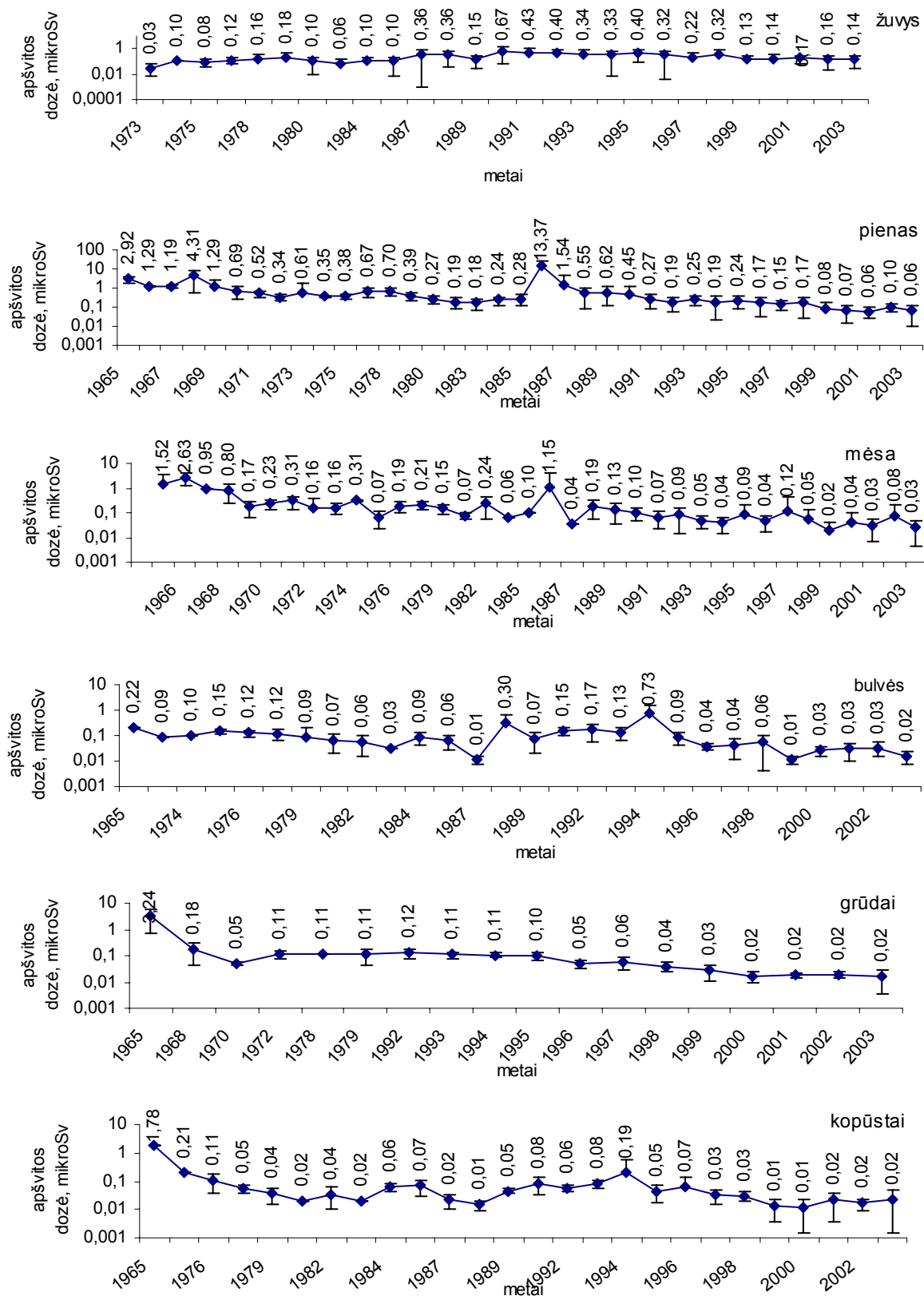
Maisto produktas	Radionuklidas	Didžiausia metinė efektinė apšvitos dozė dėl radionuklido jonizuojančiosios spinduliuotės maiste, μSv	
		Metai	Apšvitos dozė, μSv
Pienas	^{90}Sr	1966	23
	^{137}Cs	1986	13,4
Mėsa	^{90}Sr	1974	1,5
	^{137}Cs	1986	1,15
Bulvės	^{90}Sr	1994	6,4
	^{137}Cs	1994	0,73
Grūdai	^{90}Sr	1965	10,6
	^{137}Cs	1965	3,2
Žuvis	^{90}Sr	1993	2,3
	^{137}Cs	1990	0,67
Kopūstai	^{90}Sr	1993	0,65
	^{137}Cs	1994	0,19

Vidutinės metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr maiste jonizuojančiosios spinduliuotės kūdikiui iki vienerių metų yra didesnės, nei jas 1965–2003 metais gavo suaugęs gyventojas. Pastaruoju metu dominuojantis indėlis į bendrą dozę dėl ^{90}Sr maiste jonizuojančiosios spinduliuotės kūdikiui iki vienerių metų yra dėl pieno, grūdų ir kopūstų taršos ^{90}Sr . Didžiausias indėlis į dozę dėl ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės kūdikiui iki vienerių metų pastaruoju metu yra dėl pieno ir žuvies taršos ^{137}Cs .



3.36 pav. Vidutinės metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{90}Sr maiste jonizuojančiosios spinduliuotės kūdikiui iki vienerių 1965–2003 metais, μSv^*

*įvertinta pagal 1996–2003 metų ^{90}Sr turinio ir savitojo aktyvumo maisto produktuose tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo



3.37 pav. Vidutinės metinės efektinės apšvitos dozės, sukeltos ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės, kūdikiui iki vienerių 1965–2003 metais, μSv^*

*įvertinta pagal 1996–2003 metų ^{137}Cs turinio ir savitojo aktyvumo maisto produktuose tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo

3.5.3. Apšvitos dozės, kurias gavo šalies medžiotojas ir jo šeimos narys

Atskirų gyventojų grupių, vartojančių skirtingą maistą, būdingas atvejis yra medžiotojai ir jų šeimos nariai, vartojantys maistui žvėrieną. Kadangi darbuose (Surveillance, 2002; 2005) nurodoma, kad žvėriena yra labiau užteršta ^{90}Sr ir ^{137}Cs radionuklidais, tai ir jų jonizuojančiosios spinduliuotės sukeltos apšvitos dozės yra didesnės. Apšvitos dozės šalies medžiotojui ir jo šeimos nariui dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs žvėrienoje jonizuojančiosios spinduliuotės įvertintos pagal 2004–2005 metais atliktus žvėrienos radiologinius tyrimus. Ištirta 17 šernienos, elnienos, briedienos ir stirnienos bei subproduktų mėginių. Mėginių ėmimo vietos parinktos atsitiktinai. Gyvūnai buvo sumedžioti Varėnos, Ukmergės, Ignalinos, Šalčininkų ir Lazdijų rajonuose. Gyvūnų amžius buvo įvairus, nuo 1 iki 4 metų. Mėginių vidutinė masė buvo $0,77 \pm 0,16$ kg. ^{90}Sr savitasis aktyvumas buvo nuo 0,01 Bq/kg (elnienos mėginyje) iki 0,22 Bq/kg (elnių kraujo mėginyje), ^{137}Cs – nuo 0,01 Bq/kg (šernienos mėginyje) iki 30,8 Bq/kg (briedienos mėginyje). Vidutinis ^{90}Sr savitasis aktyvumas buvo $0,06 \pm 0,03$ Bq/kg, ^{137}Cs – $7,8 \pm 4,6$ Bq/kg.

Metinei efektinei apšvitos dozei dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs žvėrienoje jonizuojančiosios spinduliuotės vertinti naudotasi tyrimų rezultatais, apšvitos dozės koeficientais ir vidutiniu žvėrienos suvartojimu vienam medžiotojui ir jo šeimos nariui. Skaičiuojant buvo laikoma, kad vidutinis medžiotojo šeimos narių skaičius buvo du. Remiantis Lietuvos medžiotojų draugijos duomenimis, 1999–2003 metais šalyje buvo apie 26 740 medžiotojų ir tik apie pusė jų aktyviai dalyvavo medžioklėse. Todėl vidutinis asmenų, vartojusių žvėrieną, skaičius buvo 24 tūkstančiai. Vidutinis gyvūno svoris buvo apskaičiuotas, imant suaugusiojo patino, suaugusiosios patelės ir jauniklio vidutinį svorį, ir apskaičiuojant jų svorio vidurkį. Laikyta, kad vidutinio gyvūno valgomosios mėsos išeiga yra vienas jo trečdalis svorio. Nustatyta, kad 1999–2003 metais sumedžiotų per metus gyvūnų vidutinis skaičius buvo 330 briedžių, 8000 šernų, 9000 stirnų ir 850 elnių. Laikant, kad vidutinis briedžio svoris 230 kg, šerno – 70 kg, stirnos – 50 kg ir elnio – 144 kg, gauta, kad vidutiniškai vienas medžiotojas ar jo šeimos narys per metus suvartoja 1 kg briedienos, 7 kg šernienos, 6 kg stirnienos ir 1,5 kg elnienos. Šie duomenys naudoti metinei efektinei apšvitos dozei dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs žvėrienoje jonizuojančiosios spinduliuotės nustatyti. Dozių įvertinimo duomenys pateikti šio darbo 3.21 lentelėje. Šio darbo 3.21 lentelėje pateikti duomenys rodo, kad didžiausios apšvitos dozės buvo gautos dėl ^{137}Cs šernienuose ir

stirnienoje jonizuojančiosios spinduliuotės. Apšvitos dozės dėl ^{90}Sr žvėrienoje jonizuojančiosios spinduliuotės yra žymiai mažesnės, nei dėl ^{137}Cs .

3.21 lentelė. Vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs žvėrienoje jonizuojančiosios spinduliuotės, μSv

Radionuklidas	Metinė efektinė apšvitos dozė dėl radionuklido jonizuojančiosios spinduliuotės, μSv			
	elnienoje	briedienoje	stirnienoje	šernienoje
^{90}Sr	$(1,4 \pm 0,6) \cdot 10^{-3}$	$(3,6 \pm 3,0) \cdot 10^{-3}$	$(2,4 \pm 0,6) \cdot 10^{-2}$	$(9,4 \pm 4,1) \cdot 10^{-3}$
^{137}Cs	$(1,2 \pm 0,5) \cdot 10^{-1}$	$(4,0 \pm 0,2) \cdot 10^{-1}$	$2,2 \pm 0,2$	$(4,3 \pm 6,7) \cdot 10^{-1}$

Visa vidutinė metinė apšvitos dozė, kurią gautų medžiotojas arba jo šeimos narys, valgydamas visų rūšių žvėrieną, yra $3 \mu\text{Sv}$. Ją sudaro $0,038 \mu\text{Sv}$ apšvitos dozė dėl ^{90}Sr jonizuojančiosios spinduliuotės ir $2,95 \mu\text{Sv}$ apšvitos dozė dėl ^{137}Cs jonizuojančiosios spinduliuotės. Šios apšvitos dozės įvertintos pagal neapdorotuose mėginiuose nustatytus radionuklidų aktyvumus. Remiantis tuo, kad žvėriena yra vartojama tik kulinariškai paruošta, tikrosios apšvitos dozės yra mažesnės atitinkamai 50% ^{90}Sr ir 70% ^{137}Cs . Tačiau ir tuo atveju, jeigu vertinant apšvitos dozes būtų įskaičiuoti autorės nustatyti išlikos paruoštame maiste faktoriai, apšvitos dozė dėl ^{137}Cs žvėrienoje jonizuojančiosios spinduliuotės yra didesnė už dozę, gaunamą vidutinio šalies gyventojų nuo viso suvartojamo maisto.

Didesnes apšvitos dozes dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs žvėrienoje jonizuojančiosios spinduliuotės, palyginti su apšvitos dozėmis dėl radionuklidų visame maiste jonizuojančiosios spinduliuotės, nulemia didesni savitieji šių radionuklidų aktyvumai miško dirvožemyje, kur iškritos yra migravusios iki 20 cm gyliu (Butkus, 2002). Augalų, kuriais minta gyvūnai, šaknys kaip tik išsidėsčiusios šiame sluoksnyje ir tarša pernešama mitybos grandinėmis į gyvūnus. Didesnes metines efektinės apšvitos dozes dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs briedienoje ir stirnienoje jonizuojančiosios spinduliuotės nulemia augalų, kuriais gyvūnai minta, tarša.

3.5.4. Apšvitos dozės, kurias gavo šalies studentas

Pagrindiniai šio poskyrio teiginiai pateikti autorės darbe (16A). Studentai yra gyventojų grupė, kurios maisto racionas skiriasi nuo vidutinio gyventojų dėl tų priežasčių, kad šiai grupei būdinga vartoti tik tam tikrus maisto produktus, dažniausiai jau pagamintus populiarius užkandžius ir gėrimus. Tam, kad būtų nustatyti ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitieji aktyvumai ir jų sukeltos

metinės efektinės apšvitos dozės būdingi vidutinį tipinį studento racioną vartojančiam gyventojui (pagal studentų įvertinimą), 2004–2005 metais buvo atlikti paruošto maisto iš Vilniaus Gedimino technikos universiteto studentų valgyklos mėginių tyrimai. Imta 13 mėginių nuo 2004 m. spalio mėn. iki 2005 m. gruodžio mėn., po vieną kas mėnesį, išskyrus 2005 m. liepos ir rugpjūčio mėnesius. Iš pusryčių dažniausiai buvo imti pyragaičiai su įdarais, varškės patiekalai, įvairios salotos, arbata, iš pietų – antrasis pagrindinis patiekalas, populiarūs gėrimai Sprite ir kt., iš vakarienės – keptos bulvės, kefyras, arbata, mineralinis vanduo, duona ir pyrago gaminiai, užkandžiai (bulvių traškučiai ir pan.). Mėginių masė buvo nuo 1,37 kg iki 2,36 kg ir vidutiniškai sudarė $1,85 \pm 0,06$ kg. Skysčių mėginių tūris buvo nuo 0,5 iki 1,0 litro (vidutinis tūris – 0,82 litro). Nustatytos tokios vidutinės savitojo aktyvumo vertės paros mėginiuose: ^{90}Sr – $0,02 \pm 0,01$ Bq/kg, ^{137}Cs – $0,04 \pm 0,02$ Bq/kg. Įvertinus studento gaunamas metines efektines dozes, gauta, kad metinė efektinė apšvitos dozė dėl ^{90}Sr studentų maiste jonizuojančiosios spinduliuotės yra nuo $0,17 \pm 0,08$ μSv iki $0,46 \pm 0,30$ μSv , apšvitos dozė dėl ^{137}Cs jonizuojančiosios spinduliuotės yra nuo $0,07 \pm 0,05$ μSv iki $0,66 \pm 0,30$ μSv . Vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė dėl ^{90}Sr – $0,44 \pm 0,20$ μSv , dėl ^{137}Cs – $0,32 \pm 0,14$ μSv , bendra apšvitos dozė dėl abiejų radionuklidų paruoštame maiste jonizuojančiosios spinduliuotės – $0,74$ μSv . Apšvitos dozė dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs studentų maiste jonizuojančiosios spinduliuotės mažesnė, nei gauta tiriant ligoninėse imtus paruošto maisto mėginius. Tai paaiškinama tuo, kad studentų maiste dominavo gaivieji gėrimai, mažai padažų ir sriubos, nedaug žuvų patiekalų ir žalių lapinių salotų, t. y. vyravo tie produktai, kuriuose, kaip rodo ilgamečiai radiologiniai tyrimai, ir neapdorotuose yra palyginti mažesni ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitieji ir tūriniai aktyvumai.

3.6. Maisto radiologinio monitoringo Lietuvoje 1965–2003 metais optimalumo įvertinimas, naudojant Enviro–Calc programą ir parengtą matematinę programą

3.6.1. Skaičiavimų, naudojant Enviro–Calc programą, eiga ir rezultatai

Statistiniam radiologinio monitoringo, nustatant ^{90}Sr ir ^{137}Cs neapdorotuose vietinės kilmės maisto produktuose, įvertinimui naudota Enviro–Calc programa. Į programą įvesti ir naudoti koeficientai, pateikti šio darbo 2.4 poskyryje.

Pateikiami trys pavyzdžiai, kurie atspindi įvairius laikotarpius su skirtingais taršos ^{90}Sr ir ^{137}Cs lygiais maiste (šio darbo 3.22 lentelė). 1978 metai buvo pasirinkti kaip didesnės taršos ^{90}Sr aplinkoje, taip pat ir maisto produktuose, laikotarpis, 1986 metai – laikotarpis po avarijos Černobylio atominėje elektrinėje, kai į šalies aplinką pateko nemaži išmetų iš avariją patyrusio reaktoriaus kiekiai, 2002 metai – vadinamasis počernobilinis laikotarpis, kai aplinkoje vis dar buvo likę ankstesnių išmetų likučiai.

Aptariant šio darbo 3.22 lentelės duomenis, reikia pažymėti, kad tik 1986 metais, kai po avarijos buvo pakeista monitoringo programa siekiant nustatyti kitų (radioaktyviojo jodo) į aplinką išmestų radionuklidų aktyvumus maisto produktuose, ir ^{90}Sr bei ^{137}Cs tyrimų atlikta palyginti nedaug, mėginių kiekis buvo nepakankamas vidutinei aktyvumo vertei nustatyti tam tikru tikslumu.

3.22 lentelė. Faktinės ir skaičiuotos, naudojant Enviro–Calc programą, pieno mėginių ėmimo programų palyginimas*

Metai	Radionuklidas	Imties kitimo koeficientas, %	Ištirtas mėginių kiekis, vnt.	Mėginių kiekis, kuris turėjo būti ištirtas, vnt.
1978	^{90}Sr	63,7	21	14
	^{137}Cs	44,7	21	9
1986	^{90}Sr	56,8	7	12
	^{137}Cs	105,7	15	33
2002	^{90}Sr	88,4	28	22
	^{137}Cs	40,0	28	8

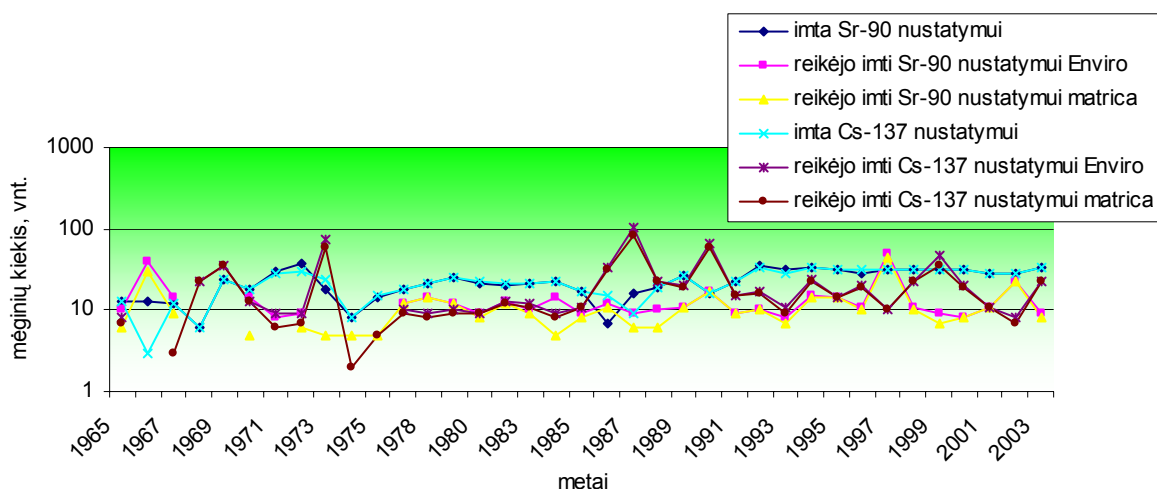
*palyginimas atliktas pagal 2002 metų ^{90}Sr ir ^{137}Cs piene tūrinio aktyvumo tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1978 bei 1986 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo

Tuo atveju, kai tyrimų rezultatų imties kitimo koeficientas siekė daugiau kaip 100%, mėginių kiekis išauga, esant tokioms pat kitoms pradinėms sąlygoms. Kaip pavyzdį galima pateikti 2002 metus, kai buvo ištirti 28 pieno mėginiai, ir gali atrodyti, kad šis mėginių kiekis yra per didelis.

Didelis mėginių kiekis reikalingas ir palyginti „ramiu“ radionuklidų kiekių aplinkoje laikotarpiu, kai aktyvumai piene yra maži, tačiau atskiros tyrimų vertės tarpusavyje skiriasi daugiau kaip 40%, priimant sąlygą, kad prognozuojamojo ir tikrojo aktyvumo piene vidurkių sutapimo standartinis nuokrypis yra 38%. Šio darbo 2.6.2.–2.6.7 poskyriuose parodoma, koks mėginių skaičius paimtas ir kokį reikėjo paimti. Reikalingas paimti kiekis apskaičiuotas Enviro–Calc programa ir šiame darbe sudaryta matematine programa, toliau vadinama matrica. Mėginių kiekis nurodytas logaritminėje skalėje.

3.6.2. Pieno radiologinio monitoringo įvertinimas

Šio darbo poskyrio pagrindiniai teiginiai nagrinėti autorės (12A, 17A) darbuose. Šio darbo 3.38 paveiksle parodyta, kad pieno radiologinio monitoringo programa, vykdyta 1965–2003 metais, buvo su nedidelėmis išimtimis optimali visai pieno taršai ^{90}Sr ir ^{137}Cs įvertinti.



3.38 pav. Mėginių, imtų ^{90}Sr ir ^{137}Cs piene tūriniam aktyvumui nustatyti, ir Enviro–Calc programa bei šiame darbe sudaryta matrica apskaičiuotas mėginių kiekis 1965–2003 metais, vnt.*

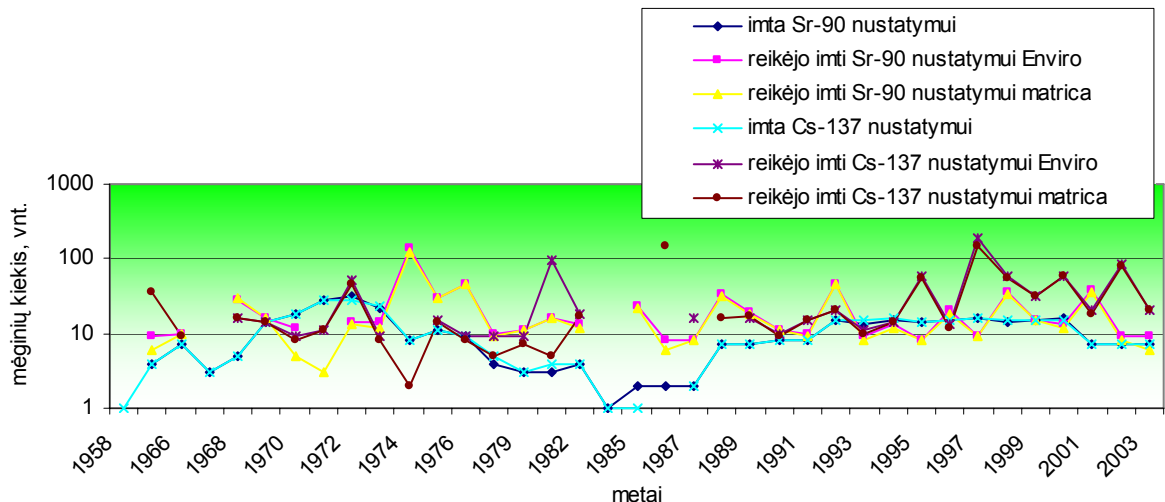
*skaičiavimai atlikti pagal 1996–2003 metų ^{90}Sr ir ^{137}Cs piene tūrinio aktyvumo tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo

Paimtas mėginių kiekis yra pakankamas, išskyrus trejetą atvejų. 1998 metais nustatant ^{90}Sr piene tūrinį aktyvumą, dauguma tyrimo rezultatų buvo $0,01 \div 0,02 \text{ Bq/l}$, tačiau dviejuose mėginiuose nustatytos didesnės tūrinio aktyvumo vertės $0,18 \text{ Bq/l}$ ir $0,2 \text{ Bq/l}$. ^{137}Cs didesnis mėginių kiekis buvo reikalingas paimti 1986 ir 1990 metais, kai atitinkamai imties kitimo koeficientas buvo 191% ir 154%. Jeigu paimtas mėginių skaičius yra per didelis ^{90}Sr tūriniam aktyvumui nustatyti, tai toks mėginių skaičius dėl ^{137}Cs įvertinimo yra optimalus.

3.6.3. Mėsos radiologinio monitoringo įvertinimas

Vertinant mėsos radiologinio monitoringo programą ^{90}Sr atveju, tik 1970, 1972, 1973, 1993–1995, 1997 ir 2000 metais mėginių reikėjo imti mažiau, negu buvo imta (šio darbo 3.39 paveikslas). Išvardytais metais imti mėginiai statistiškai patikimai atspindėjo visos mėsos taršą ^{90}Sr . Kitais metais mėginių kiekis turėjo būti didesnis. Didžiausias mėginių kiekis buvo reikalingas 1974 metais, kai viename mėginyje nustatytas $5,9 \text{ Bq/kg}$ savitasis aktyvumas, o

kituose tirtuose mėginiuose ^{90}Sr savitasis aktyvumas daugiausia buvo 0,02 Bq/kg. ^{137}Cs atveju (šio darbo 3.39 paveikslas), tik 1970, 1971, 1973, 1993, 1994 ir 1996 metais mėginių kiekis buvo pakankamas atspindėti mėsos taršą ^{137}Cs .



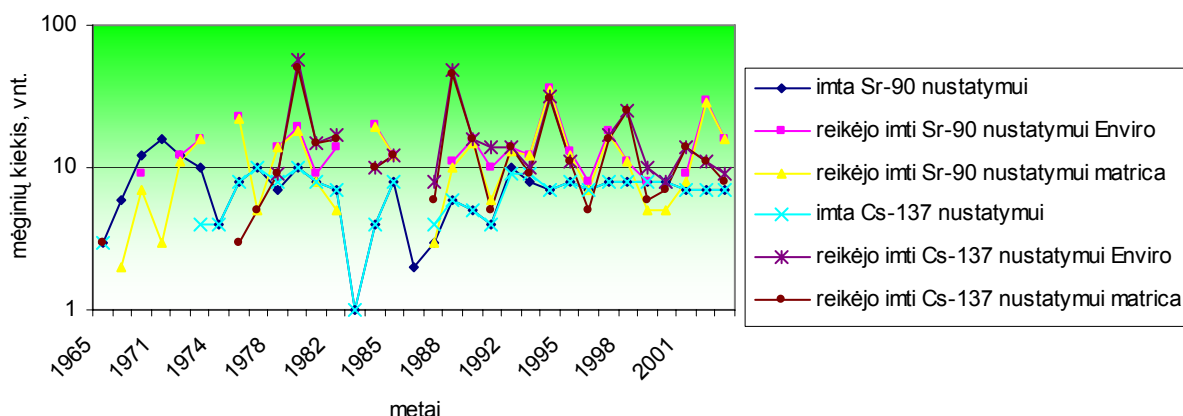
3.39 pav. Mėginių, imtų ^{90}Sr ir ^{137}Cs mėsoje savitajam aktyvumui nustatyti, ir Enviro–Calc programa bei šiame darbe sudaryta matrica apskaičiuotas mėginių kiekis 1965–2003 metais, vnt.*

*skaičiavimai atlikti pagal 1996–2003 metų ^{90}Sr ir ^{137}Cs mėsoje savitojo aktyvumo tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo

Ypač didelis neatitikimas tarp imto ir reikalingo imti mėginių kiekio akivaizdus 1986 metais, kai buvo ištirta 13 mėginių. Juose ^{137}Cs savitasis aktyvumas svyravo nuo 0,1 Bq/kg iki 51,87 Bq/kg. Tam, kad statistiškai patikimai būtų įvertinta mėsos tarša ^{137}Cs , reikėjo paimti 179 mėginius, skaičiuojant Enviro–Calc, arba 150 mėginių, skaičiuojant matrica. Kitas neatitikimas buvo ir 1997 metais, kai vyraujant 0,1÷0,2 Bq/kg savitajam aktyvumui, viename mėginyje nustatytas 6,03 Bq/kg ^{137}Cs savitasis aktyvumas. Šiuo atveju abejomis programomis paskaičiuota, kad reikėjo imti apie 190 mėginių, bet buvo paimta tik 16. Tačiau pirminė sąlyga atliekant šiuos skaičiavimus, buvo ta, kad d lygus 38%. Priimant sąlygą, kad sutapimo tikimybė yra didesnė, mėsos radiologinio monitoringo statistinis patikimumas būtų didesnis.

3.6.4. Bulvių radiologinio monitoringo įvertinimas

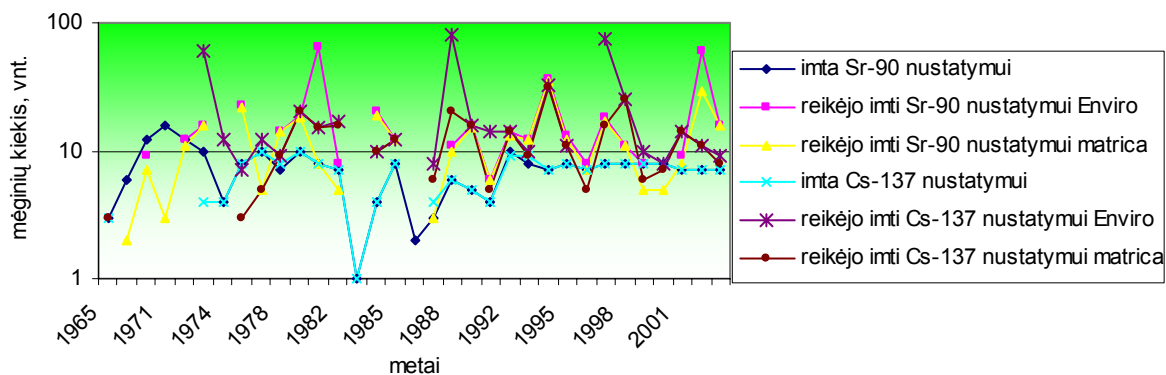
Šio darbo 3.40 paveiksle pateiktas bulvių radiologinio monitoringo įvertinimas, kai d lygus 38%, vidurkio įvertinimo pasiklivimo lygmuo lygus 0,95, o šio darbo 3.41 paveiksle – d lygus 65%, vidurkio įvertinimo pasiklivimo lygmuo tas pats.



3.40 pav. Mėginių, imtų ^{90}Sr ir ^{137}Cs bulvėse savitajam aktyvumui nustatyti, ir Enviro–Calc programa bei šiame darbe sudaryta matrica apskaičiuotas mėginių kiekis 1965–2003 metais, vnt. d lygus 38%, vidurčio įvertinimo pasiklivimo lygmuo lygus 0,95*

* skaičiavimai atlikti pagal 1996–2003 metų ^{90}Sr ir ^{137}Cs bulvėse savitojo aktyvumo tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo

Palyginus šio darbo 3.40 ir 3.41 paveikslus matyti, kad didėjant prognozuojamo ir tikrojo imties vidurčio sutapimui, mėginių kiekis, kuris reikalingas statistiškai patikimai įvertinti imties vidurkį, mažėja ir daugeliu atveju yra panašus į imtų mėginių kiekį. Todėl galima teigti, kad bulvių radiologinis monitoringas buvo optimalus vidutinei radionuklidų vertei imtyje nustatyti ir vidutinei gyventojų gaunamai metinei efektinei dozei įvertinti. Žymiai didesni mėginių kiekį reikėjo paimti 1994 ir 2002 metais. 1994 metais trijuose iš septynių tirtų mėginių nustatytas didesnis ^{90}Sr savitasis aktyvumas $2,19 \div 3,29 \text{ Bq/kg}$, 2002 metais viename mėginyje ^{90}Sr savitasis aktyvumas ($0,5 \text{ Bq/kg}$) savo verte skyrėsi nuo kituose mėginiuose nustatytų aktyvumų ($0,05 \div 0,12 \text{ Bq/kg}$).



3.41 pav. Mėginių, imtų ^{90}Sr ir ^{137}Cs bulvėse savitajam aktyvumui nustatyti, ir Enviro–Calc programa bei šiame darbe sudaryta matrica apskaičiuotas mėginių kiekis 1965–2003 metais, vnt. d lygus 65%, vidurčio įvertinimo pasiklivimo lygmuo lygus 0,95*

*skaičiavimai atlikti pagal 1996–2003 metų ^{90}Sr ir ^{137}Cs bulvėse savitojo aktyvumo tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo

Vertinant ^{137}Cs bulvėse savitajam aktyvumui nustatyti imtų mėginių kiekį ir juose nustatytą ^{137}Cs savitąjį aktyvumą (šio darbo 3.40 paveikslas), 1979, 1988, 1994 ir 1998 metais buvo reikalinga paimti žymiai didesnę mėginių kiekį nei buvo paimta. 1979 metais viename mėginyje nustatytas 0,9 Bq/kg savitasis aktyvumas, kuris skyrėsi nuo aktyvumų, nustatytų kituose devyniuose mėginiuose (vidutinis aktyvumas buvo lygus 0,4 Bq/kg). 1988 metais viename mėginyje nustatytas žymiai didesnis savitasis aktyvumas nei kituose. 1994 metais trijuose mėginiuose savitasis aktyvumas buvo $2,68 \div 3,86$ Bq/kg, o 1998 metais viename mėginyje nustatytas 0,37 Bq/kg savitasis aktyvumas. Šie didesni savitieji aktyvumai sąlygojo, kad statistiškai patikimam ^{137}Cs bulvėse įvertinimui tais metais reikėjo imti didesnę mėginių kiekį.

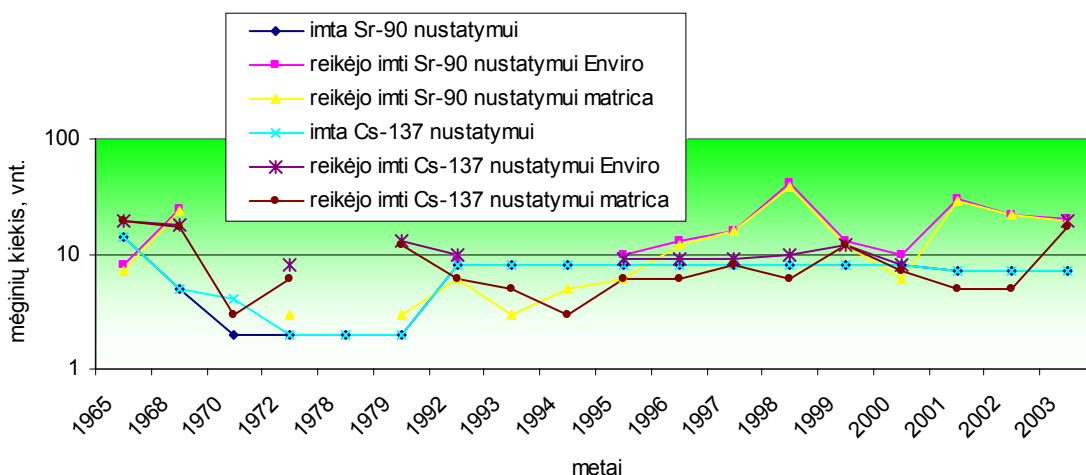
Vertinant šio darbo 3.41 paveiksle pateiktą bulvių radiologinio monitoringo optimalumą, kai d lygus 65%, matyti, kad penkiais atvejais Enviro–Calc programa reikalauja didelio mėginių kiekio, kuris nėra nustatytas kita, šiame darbe sudaryta matrica. Šiuo atveju darbe sudaryta matrica įvertinus bulvių radiologinio monitoringo optimalumą, paimtų ir reikalingų paimti mėginių kiekis yra labai panašus, beveik visais monitoringo vykdymo metais jis buvo optimalus vidutinei aktyvumo vertei bulvėse nustatyti. Tai įrodo, kad imties vidurkio vertė yra artima statistiškai prognozuojamai vertei.

Šiame darbe pateikti 3.40 ir 3.41 paveikslai parodo, kaip parinkus tinkamą prognozuojamo ir tikrojo imties vidurkio standartinio nuokrypio vertę, galima optimizuoti imties dydį. Todėl vertinant ir kitų maisto produktų radiologinio monitoringą reikėtų taikyti didesnę atitikmenį tarp prognozuojamo ir tikrojo vidurkio, tačiau, kaip paaiškinta šio darbo 2.4 skyriuje, pasirinkta vertė d lygi 38%, kai programa Enviro–Calc dirba plačiausiu intervalu. Šio darbo 3.41 paveiksle parodyta, kad programa Enviro–Calc kai kuriems taškams paskaičiuoja labai didelį mėginių kiekį, kuris skiriasi nuo apskaičiuojamo šiame darbe sudaryta matrica.

3.6.5. Grūdų radiologinio monitoringo įvertinimas

Vertinant ^{90}Sr savitojo aktyvumo tyrimus grūduose (šio darbo 3.42 paveikslas), didesnis mėginių kiekis buvo reikalingas paimti 1998 metais. Tais metais dviejuose mėginiuose nustatytas didesnis ^{90}Sr savitasis aktyvumas (0,22 ir 0,10 Bq/kg), o ^{90}Sr savitasis aktyvumas kituose mėginiuose buvo $0,1 \div 0,3$ Bq/kg aktyvumo intervale. ^{137}Cs savitojo aktyvumo grūduose tyrimų

atveju (šio darbo 3.42 paveikslas), imtas mėginių kiekis ir reikalingas paimti kiekis yra labai panašūs, todėl šiuo atveju galima teigti, kad monitoringo sistema buvo optimali.

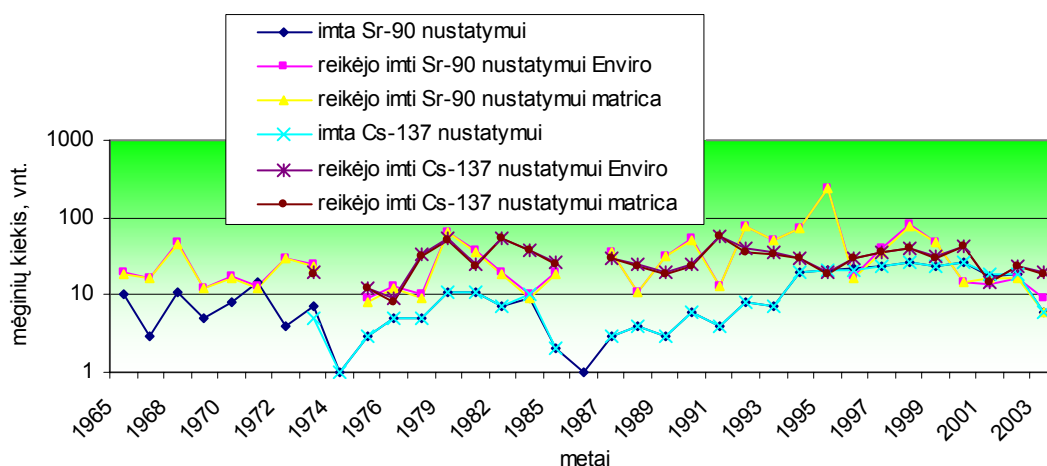


3.42 pav. Mėginių, imtų ^{90}Sr ir ^{137}Cs grūduose savitajam aktyvumui nustatyti, ir Enviro–Calc programa bei šiame darbe sudaryta matrica apskaičiuotas mėginių kiekis 1965–2003 metais, vnt.*

*skaičiavimai atlikti pagal 1996–2003 metų ^{90}Sr ir ^{137}Cs grūduose savitojo aktyvumo tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo

3.6.6. Žuvų radiologinio monitoringo įvertinimas

Vertinant ^{90}Sr žuvyse savitojo aktyvumo tyrimų optimalumą (šio darbo 3.43 paveikslas), visais metais, išskyrus 1971, 1984, 2000, 2001 ir 2002 metus, imtas mėginių kiekis turėjo būti didesnis.



3.43 pav. Mėginių, imtų ^{90}Sr ir ^{137}Cs žuvyse savitajam aktyvumui nustatyti, ir Enviro–Calc programa bei šiame darbe sudaryta matrica apskaičiuotas mėginių kiekis 1965–2003 metais, vnt.*

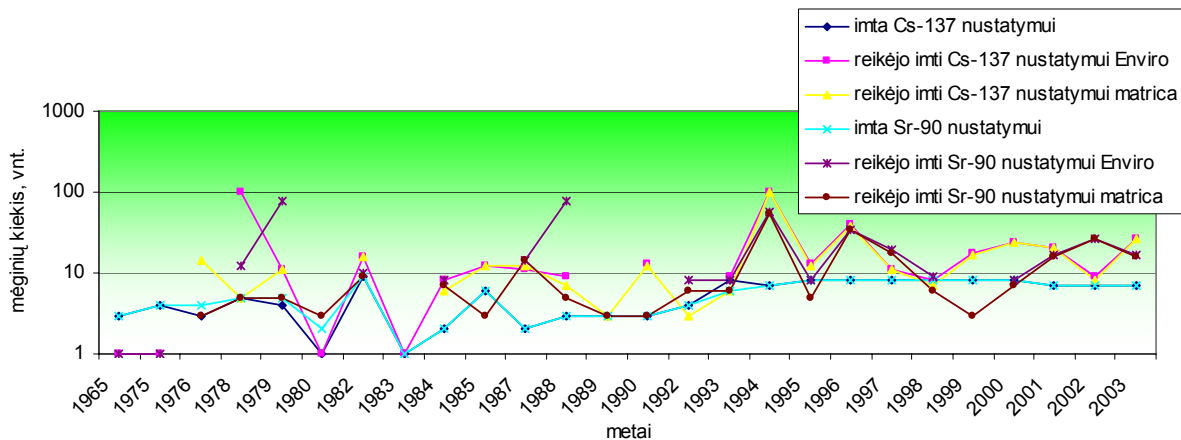
*skaičiavimai atlikti pagal 1996–2003 metų ^{90}Sr ir ^{137}Cs žuvyse savitojo aktyvumo tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo

Didžiausias neatitikimas tarp imto ir apskaičiuoto kiekio nustatytas 1995 metais, kai didžiausia ^{90}Sr savitojo aktyvumo vertė buvo lygi 9,2 Bq/kg (šio darbo 3.43 paveikslas), vyraujant kitoms vertėms $0,1 \div 0,2$ Bq/kg. Ši vertė sąlygojo didelį imties kitimo koeficientą (299%), naudojant Enviro–Calc programą ir šiame darbe sudaryta matricą nustatyta, kad reikėjo paimti apie 240 mėginių, o buvo paimtas tik 21 mėginys. Tačiau nereikia užmiršti, kad d lygus 38% ir tai yra atvejis, reikalaujantis ne didžiausio, tačiau ir ne paties mažiausio mėginių kiekio iš visų galimų variantų. Parinkus kitą jo vertę, kada vidurkių vertės yra panašesnės, mėginių kiekį galima parinkti žymiai mažesnį.

3.6.7. Kopūstų radiologinio monitoringo įvertinimas

Šio poskyrio pagrindiniai teiginiai pristatyti autorės straipsnyje (12 A). Aptariant ^{90}Sr kopūstuose savitojo aktyvumo tyrimus (šio darbo 3.44 paveikslas), Enviro–Calc programos skaičiavimai taikyti tik nedaugeliui metų iš nagrinėjamo periodo, nes tais metais, kai tyrimų rezultatų reikšmės yra artimesnės nei 28%, programa mėginių skaičiaus, statistiškai patikimo imties įvertinimui, neskaičiuoja. Todėl šio darbo 3.44 paveiksle matyti tik kelios šia programa skaičiuotos reikšmės, ir trimis atvejais (1994, 1996 ir 2002 metais) mėginių kiekis turėjo būti paimtas didesnis, kai ^{90}Sr savitasis aktyvumas, nustatytas tais metais tirtuose mėginiuose, skyrėsi nuo 0,01 Bq/kg iki 2,1 Bq/kg. Matrica leidžia apskaičiuoti mėginių kiekį didesniu imties kitimo koeficiento verčių intervalu.

Komentuojant ^{137}Cs kopūstuose savitojo aktyvumo tyrimus, šio darbo 3.44 paveiksle matyti, kad 1994 metais reikėjo paimti žymiai didesnį mėginių skaičių. Vyraujančios ^{137}Cs savitojo aktyvumo reikšmės buvo nustatytos $0,10 \div 0,21$ Bq/kg ir tik viename mėginyje nustatytas ^{137}Cs savitasis aktyvumas 3,18 Bq/kg būtent ir sąlygojo tai, kad reikėjo paimti 98 mėginius, kurių tyrimai leistų statistiškai patikimai įvertinti visų suvartotų maistui kopūstų taršą ^{137}Cs . Šiuo minimu atveju procentinis populiacijos kitimo koeficientas lygus 189%.



3.44 pav. Mėginiai, imti ^{90}Sr ir ^{137}Cs kopūstuose savitajam aktyvumui nustatyti, ir Enviro–Calc programa bei šiame darbe sudaryta matrica apskaičiuotas mėginių kiekis 1965–2003 metais, vnt.*

*skaičiavimai atlikti pagal 1996–2003 metų ^{90}Sr ir ^{137}Cs kopūstuose savitojo aktyvumo tyrimų duomenis, nustatytus autorės, ir 1965–1995 metų tyrimų duomenis, paimtus iš Radiacinės saugos centro archyvo

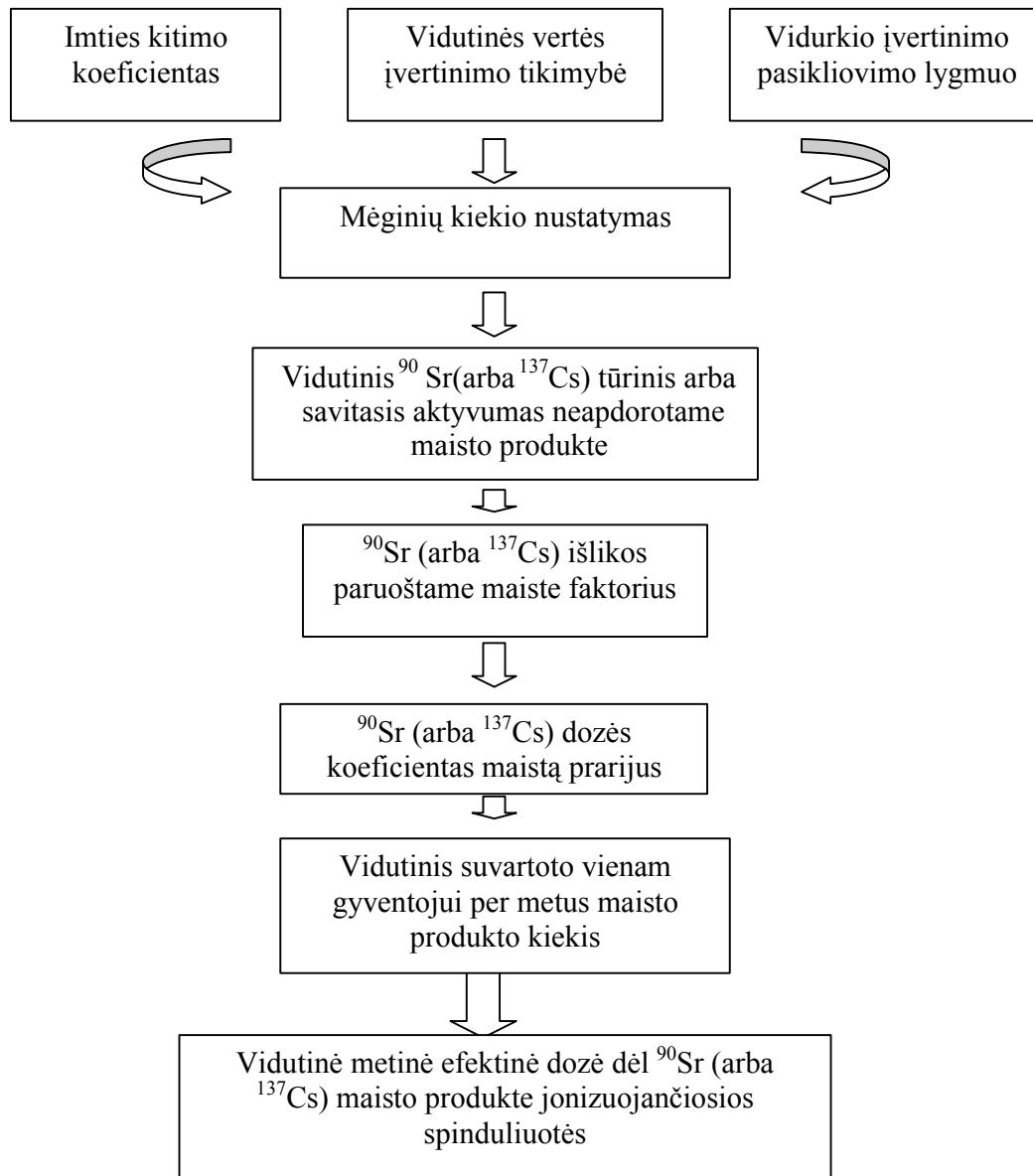
3.7. Maisto radiologinio monitoringo programos sudarymo, įvertinant mėginių rūšis ir kiekį, rekomendacijos

Vertinant dozę, sukeltą radionuklidų maiste jonizuojančiosios spinduliuotės, reikia žinoti radiologinių tyrimų neapdorotuose maisto produktuose rezultatus, maisto suvartojimo vienam gyventojui per metus kiekį, vietinėmis mitybos sąlygomis nustatytus radionuklidų išlikos paruoštame maiste faktorius bei apšvitos dozės įvertinimo paklaidas.

Schematiškai vidutinės metinės efektinės apšvitos dozės vidutiniam suaugusiam Lietuvos gyventojui dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės įvertinimas pavaizduotas šio darbo 3.45 paveiksle.

Šiame darbe autorės nustatytas vienas iš reikalingų parametrų – ^{90}Sr ir ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste faktoriai pagal šalies gyventojų mitybos ypatumus (šio darbo 3.3 poskyris) ir parengta matematinė programa (matrica) mėginių kiekiui apskaičiuoti, kad apšvitos dozė būtų įvertinta tam tikru pasirinktu tikslumu (šio darbo 4 skyrius).

Apšvitos dozės vertinimas pateikiamas suaugusiam gyventojui. Vertinant dozę kitoms amžiaus grupėms, reikia atsižvelgti į vidutinį atskirų maisto produktų suvartojimą vienam asmeniui per metus ir naudoti kitoms amžiaus grupėms nustatytus apšvitos dozės koeficientus (HN 73:2001). Apšvitos dozės įvertinimo struktūra (šio darbo 3.45 paveikslas) yra tokia pati ir šiais atvejais.



3.45 pav. Vidutinės metinės efektinės apšvitos dozės suaugusiam gyventojui dėl ⁹⁰Sr (arba ¹³⁷Cs) maisto produkte jonizuojančiosios spinduliuotės įvertinimo schema

Vertinant vidutinę metinę efektinę apšvitos dozę gyventojui dėl ⁹⁰Sr ir ¹³⁷Cs importuotame maiste jonizuojančiosios spinduliuotės taip pat naudojama šio darbo 3.45 paveiksle pateikta schema.

Vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė vidutiniam suaugusiam Lietuvos gyventojui dėl ⁹⁰Sr arba ¹³⁷Cs vietinės kilmės maiste jonizuojančiosios spinduliuotės skaičiuojama pagal formulę:

$$D = \sum_{n_v} C_v \cdot m_v \cdot e(g) \cdot f, \text{ Sv/metai}, \quad (3.1)$$

čia: D – metinė efektinė apšvitos dozė vidutiniam suaugusiam Lietuvos gyventojui dėl ^{90}Sr arba ^{137}Cs neapdorotame vietinės kilmės maisto produkte jonizuojančiosios spinduliuotės, Sv/metai; C_v – ^{90}Sr arba ^{137}Cs turinys arba savitasis aktyvumas neapdorotame vietinės kilmės maisto produkte, Bq/kg, l; m_v – vidutinis metinis suvartojamo vietinės kilmės maisto produkto kiekis vienam gyventojui, kg/metai; $e(g)$ – gyventojų, vyresnių kaip 17 metų, sukauptoji efektinė apšvitos dozė į organizmą patekusio (prarijus) radionuklido aktyvumo vienetui, Sv/Bq, pateikta (HN 73:2001) B.4 lentelės 10 skiltyje; f – radionuklido išlikos paruoštame maiste faktorius, nustatytas pagal šalies gyventojų mitybos įpročius, nedimensinis dydis.

Apšvitos dozės įvertinimas atliekamas kiekvienam produktui atskirai, bendra apšvitos dozė lygi dozių nuo atskirų produktų sumai. Tokiu būdu galima identifikuoti, koks atskirų maisto produktų indėlis į bendrą dozę. Tuo atveju, kai metinė apšvitos dozės riba gyventojui būtų viršyta, galima būtų numatyti priemones, kurio produkto reikėtų atsisakyti maistui arba jį keisti kitu, taip užtikrinant gyventojų apsaugą nuo jonizuojančiosios spinduliuotės.

Maisto suvartojimo kiekio įvertinimas aptartas šio darbo 3.2 poskyryje. Produktai, dažniausi šalies gyventojų racione, yra pienas, duona ir grūdai, bulvės, mėsa ir kopūstai. Žuvis sudaro mažiau kaip 5% viso suvartojamo maisto (laikant 651 kg metiniu suvartojamo maisto kiekiu šalyje, šio darbo 3.2.1 poskyris) Rekomenduojama įtraukti į monitoringo programą tuos produktus, kurie sudaro daugiau kaip 5% bendro suvartojamo maisto kiekio per metus (Measurements, 1989). Šie visi išvardyti produktai, kurių suvartojama daugiau kaip 5% viso maisto, sudaro tipinio šalies gyventojų raciono pagrindą ir praktiškai jų suvartojimas išlieka beveik vienodas per paskutiniuosius keturiasdešimt metų. Todėl apšvitos dozei įvertinti rekomenduojama maisto radiologijos monitoringo programoje numatyti lieso pieno, kiaulienos, kviečių ir rugių, bulvių ir kopūstų mėginių tyrimus. Kadangi dabartiniu laikotarpiu apšvitos dozė dėl ^{137}Cs žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės yra nemaža visos apšvitos dozės dėl ^{137}Cs dalis (iki 45%), į šį faktą reikėtų atsižvelgti planuojant maisto radiologijos monitoringą.

Importuojamo į Lietuvą maisto kiekio dinamika pateikta šio darbo 3.2 poskyryje. Remiantis pasauline praktika ir esant dabartiniam importuojamų maisto produktų kiekiui, kai importuoti pagrindiniai maisto produktai siekia ne daugiau kaip 10%, apšvitos dozės vertinimo korekcija dėl importuoto maisto nereikalinga, žinant, kad importuotam maistui yra taikomi

nustatyti leidžiamieji lygiai ir padidėjusios taršos maisto produktai negali būti tiekiami šalies rinkai. Statistinių maisto pagaminimo, suvartojimo ir importuojamų produktų duomenų analizė šio darbo 3 skyriuje parodė, kad nuo 1965 metų iš esmės maistui vartojami vietinės kilmės produktai. Mažai tikėtina, kad ši tendencija žymiai keistųsi, turint omenyje, kad Lietuva visada apsirūpino pagrindiniais maisto produktais, kurie yra gyventojų mėgstami.

Tačiau kintant importuojamo maisto kiekiui, reikia atsižvelgti į šį parametą, vertinant vidutinę šalies gyventojo gaunamą apšvitą dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės. Tokiu atveju turėtų būti identifikuojami didžiausią dalį sudarantys importuojami maisto produktai, nustatytas jų suvartojimas vienam gyventojui per metus ir apskaičiuojama apšvitos dozė, kurią gauna gyventojas dėl importuojamuose maisto produktuose esančių radionuklidų. Ši apšvitos dozė susumuojama su apšvitos doze dėl vietinės kilmės maisto produktų. Bendra gyventojo apšvitos dozė dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės neturi viršyti reglamentuojamos tiek normaliomis, tiek avarinės situacijos sąlygomis.

Vidutinei metinei efektinei apšvitos dozei vidutiniam suaugusiam Lietuvos gyventojui dėl ^{90}Sr arba ^{137}Cs vietinės kilmės ir importuojamame maiste jonizuojančiosios spinduliuotės apskaičiuoti taikytina formulė:

$$D = \sum_{n_v} C_v \cdot m_v \cdot e(g) \cdot f + \sum_{n_i} C_i \cdot m_i \cdot e(g) \cdot f, \text{ Sv/metai}, \quad (3.2)$$

čia: D – metinė efektinė apšvitos dozė vidutiniam suaugusiam Lietuvos gyventojui dėl ^{90}Sr arba ^{137}Cs neapdorotame vietinės kilmės maisto produkte jonizuojančiosios spinduliuotės, Sv/metai; C_v – ^{90}Sr arba ^{137}Cs tūrinis arba savitasis aktyvumas neapdorotame vietinės kilmės maisto produkte, Bq/kg, l; m_v – vidutinis metinis suvartojamo vietinės kilmės maisto produkto kiekis vienam gyventojui, kg/metai; $e(g)$ – gyventojų, vyresnių kaip 17 metų, sukauptoji efektinė apšvitos dozė į organizmą patekusio (prarijus) radionuklido aktyvumo vienetui, Sv/Bq; f – radionuklido išlikos paruoštame maiste faktorius, nustatytas pagal šalies gyventojų mitybos įpročius, nedimensinis dydis; n_v – atskiri pagrindiniai vietinės kilmės maisto produktai; n_i – atskiri importuoti maisto produktai; C_i – ^{90}Sr arba ^{137}Cs importinės kilmės maisto produkte tūrinis arba savitasis aktyvumas, Bq/kg, l; m_i – vidutinis metinis suvartojamo importuoto maisto produkto kiekis vienam gyventojui, kg/metai.

Normaliomis, pastarojo laikotarpio sąlygomis, būtina radiologiškai tirti didžiausią indėlį į metinę efektinę dozę dėl ^{90}Sr maiste jonizuojančiosios spinduliuotės lemiančius produktus – grūdus, bulves ir pieną ir didžiausią metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės indėlį lemiančius produktus – žuvis, pieną ir mėsą. Padidėjus aplinkos taršai ^{90}Sr ir ^{137}Cs , radiologinio monitoringo plane būtina numatyti tirti pieną ir grūdus, kaip metinę efektinę dozę dėl šių radionuklidų maiste jonizuojančiosios spinduliuotės lemiančius produktus. Planuojant monitoringo programą, būtina atsižvelgti į laikotarpį, per kurį po iškritų į aplinką patekimo radionuklidų ^{90}Sr ir ^{137}Cs tarša maisto produktuose padidėja: bulvėms tai būtų vieneri metai, žuvims – 4 metai. Grūdų mėginių ėmimą būtina planuoti atsižvelgiant į tą faktą, kad apšvitos dozė dėl ^{90}Sr grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės nemažėja metams bėgant nuo iškritų patekimo į aplinką. Mėginių ėmimo programai optimizuoti rekomenduojama naudoti šiame darbe sudarytą matematinę programą (matricą), kuri leidžia pasirinkti mėginių kiekį su tam tikru vidutinės vertės nustatymo tikslumu, atsižvelgiant į prognozuojamą apšvitos dozės dydį (šio darbo 4 skyrius).

3.8. Išvados

1. Pagrindinių maisto produktų metinio suvartojimo vienam gyventojui 1965–2003 metais kaita neturėjo įtakos metinės efektinės apšvitos dozės vertės dydžiui, nes šis rodiklis kito ne daugiau kaip 10%, todėl vertinant apšvitos dozę laikyta, kad vidutiniškai Lietuvos gyventojas 1965–2003 metais per metus suvartojo: pieno – 237 ± 26 kg, mėsos – 51 ± 2 kg, grūdų – 141 ± 6 kg, bulvių – 131 ± 4 kg, žuvies – 12 ± 1 kg, kopūstų – 32 ± 2 kg.
2. ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitojo ir tūrinio aktyvumo išlikos paruoštame maiste pagal šalies mitybos įpročius faktoriai: ^{90}Sr – 0,5, ^{137}Cs – 0,7.
3. Didžiausia per nagrinėjamą laikotarpį metinė efektinė apšvitos dozė, kurią gavo suaugęs šalies gyventojas dėl ^{137}Cs jonizuojančiosios spinduliuotės, buvo 1986 metais. Dėl pieno taršos ^{137}Cs ši dozė buvo $55 \mu\text{Sv}$. Didžiausia apšvitos dozė, kurią gavo šalies gyventojas dėl ^{90}Sr jonizuojančiosios spinduliuotės, buvo 1966 metais dėl pieno taršos ^{90}Sr – $16 \mu\text{Sv}$.
4. Pastaraisiais metais didžiausią indėlį į metinę efektinę dozę dėl ^{90}Sr maiste jonizuojančiosios spinduliuotės sudaro šio radionuklido aktyvumas grūduose, bulvėse

- ir piene, didžiausią metinės efektinės apšvitos dozės dėl ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės – šio radionuklido kiekiai žuvyse, piene ir mėsoje.
5. Padidėjus aplinkos taršai ^{90}Sr ir ^{137}Cs , metinę efektinę dozę dėl šių radionuklidų maiste jonizuojančiosios spinduliuotės lemiančiais produktais tampa pienas ir grūdinės kultūros.
 6. Apšvitos dozė dėl ^{90}Sr grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės nemažėja laikui bėgant nuo iškritų patekimo į aplinką.
 7. Naudojant statistines programas ir jose parinktas tam tikras pradines sąlygas, įvertinta, kad ne visu 1965–2003 metų laikotarpiu maisto radiologinis monitoringas buvo patikimas vidutinei ^{90}Sr ir ^{137}Cs turinio ir savitojo aktyvumo vertei įvertinti, tačiau daugeliu atveju jis buvo optimalus.
 8. Šiame darbe sudarytą programą (matricą), pagal kurią apskaičiuojamas mėginių kiekis su tam tikru vidutinės vertės nustatymo tikslumu, galima naudoti planuojant maisto radiologinį monitoringą.
 9. Rekomenduojama:
 - a) metinės efektinės apšvitos dozes vidutiniam Lietuvos gyventojui vertinti dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs taršos piene, kviečiuose ir rugiuose, bulvėse, kiaulienoje ir kopūstuose, be to atsižvelgti į tai, kad apšvitos dozė dėl ^{137}Cs žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės yra nemaža visos apšvitos dozės dėl ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės dalis pastaruoju laikotarpiu;
 - b) padidėjus aplinkos taršai ^{90}Sr ir ^{137}Cs , maisto radiologinio monitoringo plane numatyti tirti pieną ir grūdus, kaip metinę efektinę dozę dėl šių radionuklidų maiste jonizuojančiosios spinduliuotės lemiančius produktus;
 - c) atsižvelgti į laikotarpį, per kurį nuo iškritų patekimo į aplinką radionuklidų ^{90}Sr ir ^{137}Cs tarša maisto produktuose padidėja: bulvėms tai vieneri, žuvims – 4 metai;
 - d) planuoti grūdų radiologinį monitoringą atsižvelgiant į tai, kad metinė efektinė apšvitos dozė dėl ^{90}Sr grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės nemažėja laikui bėgant nuo iškritų patekimo į aplinką.

4. MATEMATINĖ PROGRAMA MAŽIAUSIAM STATISTIŠKAI PATIKIMAM MĖGINIŲ KIEKIUI APSKAIČIUOTI

4.1. Matematinė programa mėginių kiekiui nustatyti, leidžianti numatyti įvertintos apšvitos dozės tikslumą

Naudojant (2.7–2.10) formules, pateiktas šiame darbe, apskaičiuotas mažiausias reikalingas mėginių kiekis, keičiant du parametrus – prognozuojamo ir tikrojo imties vidurkio standartinę nuokrypį ir imties dispersiją. Skaičiuojama buvo dviem atvejais, kai vidurkio įvertinimo pasiklovimo lygmuo buvo 0,95 ir 0,99.

Žemiau pateikiamas sudarytas skaičiavimo algoritmas matematiname pakete Maple 7.

Imties kitimo koeficientas tiesiogiai rodo vidutinės vertės standartinio nuokrypio dydį apskaičiuojant dozę. Todėl remiantis šio darbo 4.1 lentelėje pateikta matrica, galima sudaryti mėginių ėmimo programą arba jau modifikuoti esamą pagal pasirinktą apšvitos dozės įvertinimą, taip numatant, kokių tikslumu bus įvertinta apšvitos dozė dėl radionuklidų maiste jonizuojančiosios spinduliuotės. Apšvitos dozės įvertinimo parametrai – apšvitos dozės koeficientas, suvartojamo vienam gyventojui per metus maisto kiekis – yra pastovūs, radionuklido aktyvumo maisto produkte vertės dispersiją (tuo pačiu įvertintos vidutinės apšvitos dozės standartinę nuokrypį) galima prognozuoti.

Pagal šiame darbe sudarytą matematinę programą (matricą) apskaičiuojamas vienodas mėginių kiekis visais atvejais, esant tam tikriems užduotiems parametrams. Todėl mėginių kiekis pateikiamas be paklaidų.

Ši matrica taikom ir kitais atvejais, ne tik šiame darbe nagrinėjamiems ^{90}Sr ir ^{137}Cs radionuklidams.

Skaičiavimo algoritmas, imant vidurkio įvertinimo pasiklovimo lygmenį 0,99, žingsnius taikant kas 5 vnt., pateikiamas žemiau:

restart; with(stats): p:=0.99;

*st:=(j,d)->(statevalf(icdf,studentst(j-1))/((1+p)/2)*cv/d)^2;*

for cv from 5 by 5 to 100 do for d from 5 by 5 to 100 do

*n0:=(statevalf(icdf,normald(0,1))/((1+p)/2)*cv/d)^2;*

n1:=max(2,floor(n0)); n2:=n1+5; nn:=n1..n2;

```

sp:=n->spline((seq(i,i=nn)),(seq(st(i,d),i=nn)),n):
if n0<1 and 1>sp(1.) then N(cv,d):=1: elif n0<0.05 and 2>sp(2.) then N(cv,d):=2: else
N(cv,d):=fsolve(sp(n)=n,n,nn);fi:
print('cv'=cv, 'd'=d, 'N'=evalf(3)(N(cv,d))); od:od:

```

Skaičiavimo duomenys, kai vidurkio įvertinimo pasiklivimo lygmuo 0,95, pateikti šio darbo 4.1 lentelėje ir 4.1 ir 4.2 paveiksluose, kai vidurkio įvertinimo pasiklivimo lygmuo 0,99, – 4.2 lentelėje ir 4.3 ir 4.4 paveiksluose.

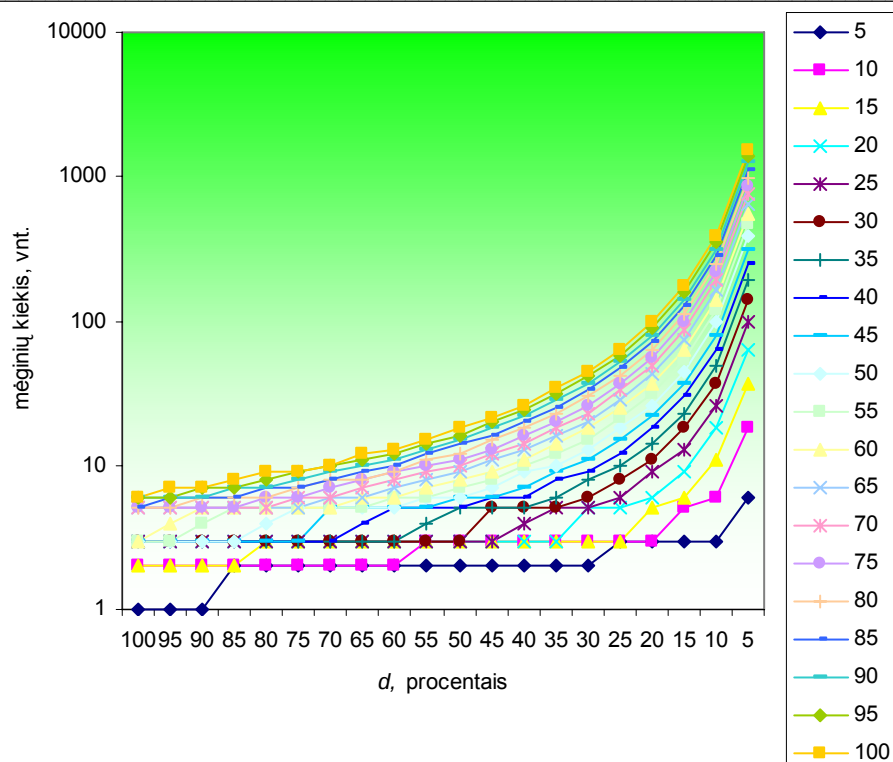
Iš šių paveikslų matyti, kad esant aukštesniam vidurkio pasiklivimo lygmeniui, reikia imti didesnę mėginių kiekį. Tai ypač išryškėja didėjant imties dispersijai ir mažėjant atitikčiai tarp prognozuojamo ir tikrojo imties vidurkio. Tačiau tais atvejais, kai prognozuojamo ir tikrojo imties vidurkių standartinis nuokrypis yra mažesnis kaip 50% ir imties kitimo koeficientas mažesnis kaip 40%, skirtumas labai nežymus.

Šio darbo 4.2 paveiksle pateiktas modifikuotas 4.1 paveikslo variantas, atmetus d 5–15% ribose. Iš grafiko matyti, kad esant prognozuojamo ir tikrojo imties vidurkio atitikčiai geresnei nei 55%, mėginių kiekis visais imties kitimo atvejais yra mažesnis nei 20 mėginių. Optimalus prognozuojamo ir tikrojo imties vidurkio standartinis nuokrypis 45%, kuriuo reiktų vadovautis planuojant mėginių ėmimo programas netgi tais atvejais, kai tikimasi palyginti didelės tyrimų rezultatų dispersijos. Parinkus tinkamą prognozuojamo ir tikrojo vidurkio standartinio nuokrypio reikšmę, galima sumažinti mėginių skaičių ir esant didesniai imties kitimo koeficientui. Šio darbo 4.2 paveiksle mėginių kiekis pateiktas tiesinėje skalėje, todėl šio paveikslo grafikais galima naudotis tiesiogiai, skaičiuojant reikalingą imti mėginių kiekį ir sudarant mėginių ėmimo programą. Parinkus prognozuojamo ir tikrojo vidurkio standartinį nuokrypį, mėginių kiekis net tuo atveju, kai duomenys skiriasi tarpusavyje 100%, yra ne didesnis nei 20 mėginių. Naudojant matematinės programos algoritmą, galima apskaičiuoti mėginių kiekį ir didesnei duomenų dispersijos vertei. Taip pat reiktų pastebėti, kad apskaičiuotas mėginių kiekis yra tam tikrai imčiai. Metinei efektinei apšvitos dozei vertinti apskaičiuotas mėginių kiekis yra apskaičiuojamas visiems metams, todėl šį kiekį galima išskirstyti metų laikotarpiui pagal pageidaujamus kriterijus.

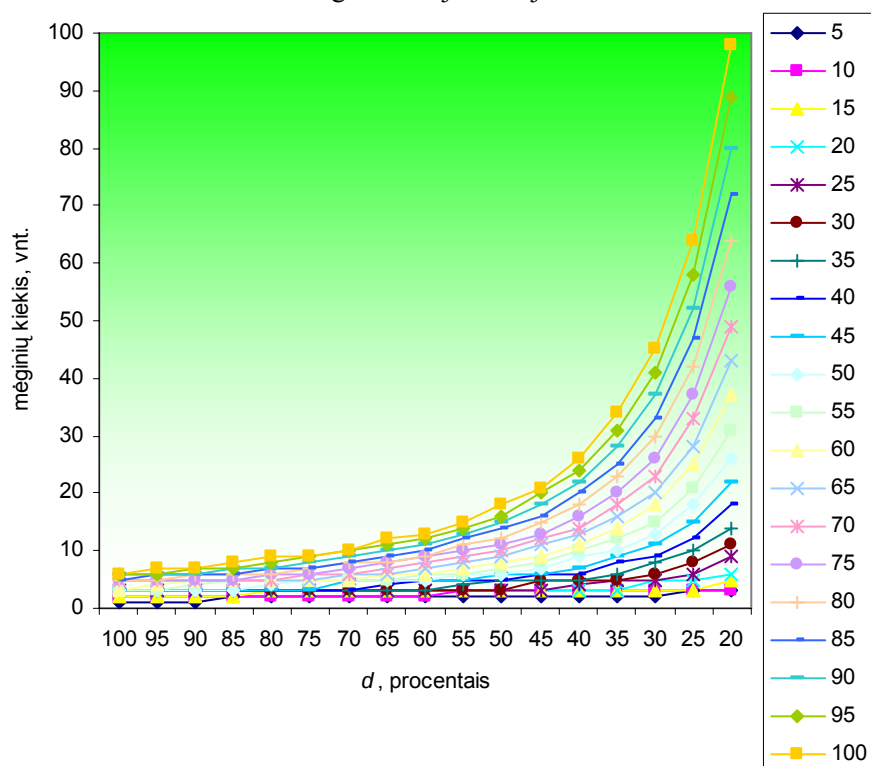
Lyginant šio darbo 4.1 paveikslą su 4.3 paveikslu matyti, kad esant didesniai pasiklivimo lygmeniui, reikalingas didesnis mėginių kiekis.

4.1 lentelė. Mėginių kiekis, esant d 5–100% intervalu ir cv 5–100% intervalu kas 5%, vnt. Vidurkio įvertinimo pasikliovimo lygmuo 0,95

Imties kitimo koeficientas (cv), %	d , %																			
	100 %	95 %	90 %	85 %	80 %	75 %	70 %	65 %	60 %	55 %	50 %	45 %	40 %	35 %	30 %	25 %	20 %	15 %	10 %	5 %
5	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	3	3	6
10	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	5	6	18
15	2	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	5	6	11	37
20	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	5	5	6	9	18	64
25	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	4	5	5	6	9	13	26	98
30	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	5	5	5	6	8	11	18	37	141
35	3	3	3	3	3	3	3	3	3	4	5	5	5	6	8	10	14	23	49	191
40	3	3	3	3	3	3	3	4	5	5	5	6	6	8	9	12	18	30	64	248
45	3	3	3	3	3	3	5	5	5	5	6	6	7	9	11	15	22	37	80	314
50	3	3	3	3	4	5	5	5	5	6	6	7	9	10	13	18	26	45	98	387
55	3	3	4	5	5	5	5	5	6	6	7	8	10	12	15	21	31	54	119	467
60	3	4	5	5	5	5	5	6	6	7	8	9	11	14	18	25	37	64	141	556
65	5	5	5	5	5	5	6	6	7	8	9	11	13	16	20	28	43	75	165	652
70	5	5	5	5	5	6	6	7	8	9	10	12	14	18	23	33	49	86	191	755
75	5	5	5	5	6	6	7	8	9	10	11	13	16	20	26	37	56	98	219	867
80	5	5	6	6	6	7	8	8	9	11	12	15	18	23	30	42	64	112	248	986
85	5	6	6	6	7	7	8	9	10	12	14	16	20	25	33	47	72	126	280	1113
90	6	6	6	7	7	8	9	10	11	13	15	18	22	28	37	52	80	141	314	1247
95	6	6	7	7	8	9	10	11	12	14	16	20	24	31	41	58	89	157	349	1389
100	6	7	7	8	9	9	10	12	13	15	18	21	26	34	45	64	98	173	387	1539



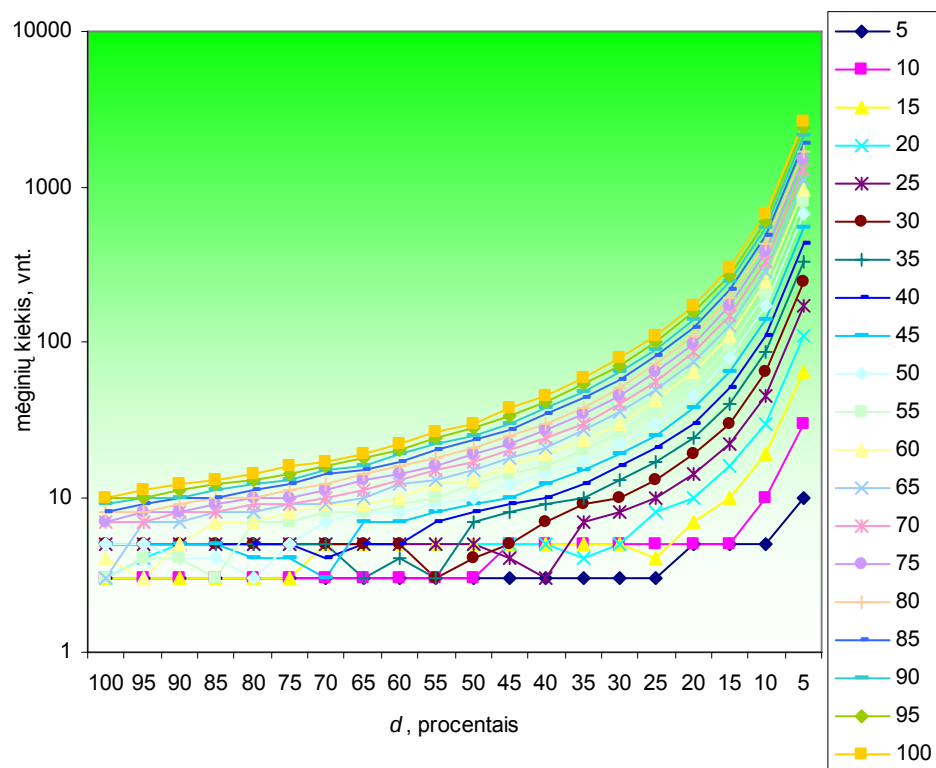
4.1 pav. Mėginių kiekis, kintant d 5–100% intervalu ir cv 5–100% intervalu kas 5% (vertės pateiktos dešinėje pusėje), vnt. Vidurkio įvertinimo pasikliovimo lygmuo 0,95. Mėginių kiekis vienetais logaritminėje skalėje



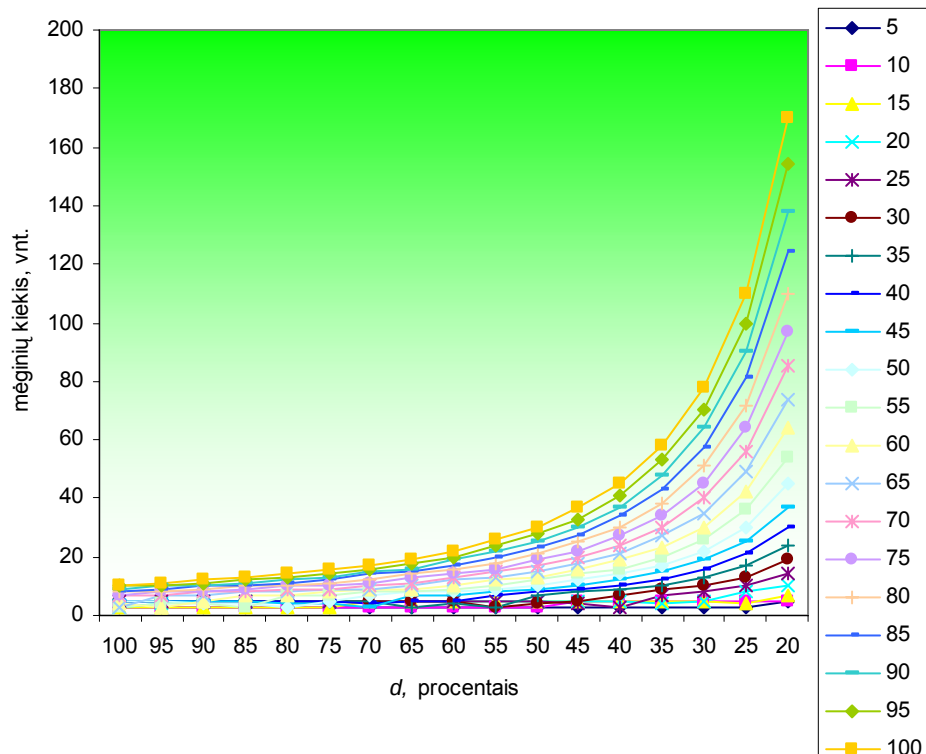
4.2 pav. Mėginių kiekis, kintant d 20–100% intervalu ir cv 5–100% intervalu kas 5% (vertės pateiktos dešinėje pusėje), vnt. Vidurkio įvertinimo pasikliovimo lygmuo 0,95. Mėginių kiekis vienetais tiesinėje skalėje

4.2 lentelė. Mėginių kiekio dinamika, kintant d 5–100% intervalu ir cv 5–100% intervalu kas 5%. Vidurčio įvertinimo pasikliovimo lygmuo 0,99

Inties kitimo koeficientas, (cv), %	d , %																			
	100 %	95 %	90 %	85 %	80 %	75 %	70 %	65 %	60 %	55 %	50 %	45 %	40 %	35 %	30 %	25 %	20 %	15 %	10 %	5 %
5	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	5	5	5	10
10	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	5	5	5	5	5	5	5	10	30
15	3	3	3	3	3	3	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	7	10	19	64
20	3	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	5	8	10	16	30	110
25	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	3	7	8	10	14	22	45	170
30	5	5	5	5	5	5	5	5	5	3	4	5	7	9	10	13	19	30	64	243
35	5	5	5	5	5	5	5	3	4	3	7	8	9	10	13	17	24	40	85	329
40	5	5	5	5	5	5	4	5	5	7	8	9	10	12	16	21	30	51	110	428
45	5	5	5	5	4	4	3	7	7	8	9	10	12	15	19	25	37	64	138	541
50	5	5	4	4	3	5	7	8	8	9	10	12	14	17	22	30	45	78	170	667
55	3	4	4	3	7	7	8	8	9	10	12	14	16	20	26	36	54	93	205	807
60	4	3	5	7	7	8	9	9	10	12	13	16	19	23	30	42	64	110	243	959
65	3	7	7	8	8	9	9	10	12	13	15	18	21	27	35	49	74	128	284	1125
70	7	7	8	8	9	9	10	11	13	15	17	20	24	30	40	56	85	148	329	1304
75	7	8	8	9	10	10	11	13	14	16	19	22	27	34	45	64	97	170	377	1497
80	8	8	9	10	10	11	12	14	16	18	21	25	30	38	51	72	110	193	428	1702
85	8	9	10	10	11	12	14	15	17	20	23	27	34	43	57	81	124	217	483	1921
90	9	10	10	11	12	13	15	16	19	22	25	30	37	48	64	90	138	243	541	2154
95	10	10	11	12	13	14	16	18	20	24	28	33	41	53	70	100	154	270	603	2399
100	10	11	12	13	14	16	17	19	22	26	30	37	45	58	78	110	170	299	667	2658



4.3 pav. Mėginių kiekis, kintant d 5–100% ir cv 5–100% intervalu kas 5% (vertės pateiktos dešinėje pusėje), vnt. Vidurkio įvertinimo pasiklioymo lygmuo 0,99. Mėginių kiekis vienetais logaritminėje skalėje



4.4 pav. Mėginių kiekis, kintant d 20–100% ir cv 5–100% intervalu kas 5% (vertės pateiktos dešinėje pusėje), vnt. Vidurkio įvertinimo pasiklioymo lygmuo 0,99. Mėginių kiekis vienetais tiesinėje skalėje

Statistinių metodų taikymas rodo, kad, nors apšvitos dozės dėl maiste esančių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės yra nedidelės, tačiau norint tiksliai įvertinti apšvitos dozę, (tam, kad apšvitos dozė atspindėtų realią aplinkos taršos situaciją), reikalingas statistiškai patikimas tyrimų skaičius. Šiame darbe sudaryta matrica gali būti sėkmingai naudojama ir tuo atveju, kai taršos lygiai šalies teritorijoje nėra vienodi. Tada tyrimų rezultatų reikšmių dispersija bus didelė, ir reikės papildomai imti didesnę mėginių kiekį vidutinei apšvitos dozei įvertinti. Tyrimų skaičiaus įtaka gyventojų gaunamai dozei turi būti pagrįsta ekonomiškai, optimizuojant monitoringo programą. Dabartiniu periodu, kai metinė efektinė apšvitos dozė dėl radionuklidų maiste yra tik nedidelė visos leistinosios apšvitos dozės gyventojui dalis, apšvitos dozės įvertinimo paklaidos gali būti didesnės, nesukeliant pavojaus gyventojui gauti didesnę apšvitą. Tačiau tuo atveju, kai numatomos apšvitos dozės vertės yra arti leistinosios apšvitos dozės gyventojui, apšvitos dozės įvertinimas būtinas su nedidele paklaida, ir šiuo atveju reikėtų parinkti tinkamas prognozės rodiklių vertes. Be to, sudarant monitoringo programas, reikia atsižvelgti į tyrimų sąnaudas, neatmetant gyventojų apsaugos nuo jonizuojančiosios spinduliuotės reikalavimų.

Mėginių ėmimo programa turėtų būti sudaroma, apskaičiuojant mėginių kiekį, tam tikslui parinkus imties kitimo koeficientą bei prognozuojamo ir tikrojo imties vidurkio standartinį nuokrypį, ir vėliau, atlikus radiologinius tyrimus bei žinant tyrimų rezultatus, palyginti prognozuotas ir realias šių dviejų rodiklių vertes. Tuo atveju, jeigu mėginių kiekis būtų per mažas pagal sudarytą prognozę, turėtų būti dar kartą apskaičiuotas mėginių kiekis pagal praktiškai nustatytus minėtus rodiklius ir imami papildomi mėginiai, jeigu tai įmanoma.

4.2. Išvados

1. Optimalus prognozuojamo ir tikrojo imties vidurkio standartinis nuokrypis yra 45%, kuriuo reiktų vadovautis, planuojant mėginių ėmimo programas netgi tais atvejais, kai tikimasi palyginti didelės tyrimų rezultatų dispersijos.
2. Šiame darbe sudaryta matrica taikoma mėginių ėmimo programai sudaryti ir kitais atvejais, ne tik šiame darbe nagrinėjamiems ^{90}Sr ir ^{137}Cs radionuklidams.

BENDROSIOS IŠVADOS IR REKOMENDACIJOS

Išvados

1. Nustatyta, kad metinės efektinės apšvitos dozės vidutiniam suaugusiam šalies gyventojui dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs maiste jonizuojančiosios spinduliuotės vidurkio dydį 1965–2003 metais lėmė tik ^{90}Sr arba ^{137}Cs savitasis ir tūrinis aktyvumas maiste, nes vidutinis metinis maisto produktų suvartojimas vienam gyventojui per metus kito ne daugiau kaip 10%, todėl ši kaita įtakos metinei efektinei dozei dėl ^{90}Sr arba ^{137}Cs jonizuojančiosios spinduliuotės neturėjo. Vertinant metinę efektinę apšvitos dozę 1965–2003 metais laikyta, kad Lietuvoje tais metais vidutiniškai vienas gyventojas suvartojo per metus: pieno – 237 ± 26 kg, mėsos – 51 ± 2 kg, grūdų – 141 ± 6 kg, bulvių – 131 ± 4 kg, žuvies – 12 ± 1 kg, kopūstų – 32 ± 2 kg.
2. Nustatyta, kad importuotas maistas sudarė ne daugiau kaip 10% viso suvartojamo šalyje maisto, todėl dozei vertinti 1965–2003 metais pataisa dėl importuoto maisto kiekio netaikyta.
3. Nustatyti ^{90}Sr bei ^{137}Cs išlikos paruoštame maiste faktoriai pagal šalyje priimtus maisto ruošimo būdus: ^{90}Sr – 0,5, ^{137}Cs – 0,7.
4. Apskaičiuota, kad didžiausią 1965–2003 metais metinę efektinę apšvitos dozę suaugęs šalies gyventojas gavo 1986 metais dėl ^{137}Cs taršos piene – $55 \mu\text{Sv}$ (dėl iškritų po avarijos Černobylio atominėje elektrinėje) ir 1966 metais dėl ^{90}Sr taršos piene – $16 \mu\text{Sv}$ (dėl iškritų po branduolinio ginklo bandymų).
5. Apskaičiuota, kad didžiausią 1965–2003 metais metinę efektinę apšvitos dozę Lietuvoje kūdikis iki vienerių metų gavo 1966 metais dėl ^{90}Sr taršos piene – $23 \mu\text{Sv}$ (dėl iškritų po branduolinio ginklo bandymų) ir 1986 metais dėl ^{137}Cs taršos piene – $13 \mu\text{Sv}$ (dėl iškritų po avarijos Černobylio atominėje elektrinėje).
6. Apskaičiuota, kad 2004–2005 metais vidutinė metinė efektinė apšvitos dozė medžiotojui ir jo šeimos nariui dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs žvėrienoje jonizuojančiosios spinduliuotės buvo $3 \mu\text{Sv}$ ir ji didesnė už dozę, gaunamą vidutinio šalies gyventojų nuo viso suvartojamo maisto.
7. Naudojant programą Enviro–Calc ir šiame darbe sudarytą matricą, nustatyta, kad ne visais 1965–2003 metais maisto radiologinis monitoringas buvo statistiškai patikimas vidutinei

^{90}Sr ir ^{137}Cs turinio ir savitojo aktyvumo vertei įvertinti, tačiau daugeliu atveju jis buvo optimalus.

8. Įrodyta, kad pagal šiame darbe sudarytą matricą galima pasirinkti mėginių kiekį su tam tikru vidutinės vertės nustatymo tikslumu ir ją galima naudotis mėginių ėmimo programoms sudaryti planuojant maisto radiologinį monitoringą.

Rekomendacijos

Planuojant maisto radiologinį monitoringą rekomenduojama:

1. įtraukti į maisto radiologinio monitoringo programą tuos maisto produktus, kurie sudaro daugiau kaip 5% bendro metinio suvartojamo maisto kiekio;
2. dozes vertinti dėl ^{90}Sr ir ^{137}Cs taršos piene, kviečiuose ir rugiuose, bulvėse, kiaulienoje ir kopūstuose;
3. atsižvelgti į tai, kad apšvitos dozė dėl ^{137}Cs žuvyse jonizuojančiosios spinduliuotės yra nemaža visos apšvitos dozės dėl ^{137}Cs jonizuojančiosios spinduliuotės dalis (iki 45%) dabartiniu laikotarpiu;
4. padidėjus aplinkos taršai ^{90}Sr ir ^{137}Cs , maisto radiologinio monitoringo plane numatyti tirti pieną ir grūdus, kaip metinę efektinę dozę dėl šių radionuklidų maiste jonizuojančiosios spinduliuotės lemiančius produktus;
5. atsižvelgti į laikotarpį, per kurį nuo iškritų į aplinką patekimo radionuklidų ^{90}Sr ir ^{137}Cs tarša maiste padidėja: bulvėms tai vieneri metai, žuvims – 4 metai;
6. planuoti grūdų radiologinį monitoringą atsižvelgiant į tai, kad apšvitos apšvitos dozė dėl ^{90}Sr grūduose jonizuojančiosios spinduliuotės mažėja laikui bėgant nuo iškritų patekimo į aplinką;
7. naudoti prognozuojamo ir tikrojo imties vidurkio standartinio nuokrypio vertę, lygią 45%, kuria reiktų vadovautis planuojant mėginių ėmimo programą ir apskaičiuojant mėginių kiekį šiame darbe sudaryta ir pateikta matrica;
8. palyginti teorinius prognozei pasirinktus rodiklius apskaičiuojant mėginių kiekį šiame darbe sudaryta bei pateikta matrica ir gautus praktiškai po radiologinių tyrimų atlikimo bei planuoti imti papildomą mėginių kiekį, jeigu rodikliai nesutampa.

Literatūra

1. Aarkrog, A. *Man-made radioactive contamination of the biosphere – A 50 years retrospective*. Riso National Laboratory, Denmark, 1994, 39 p.
2. Albulescu, L.; Gheorghe, R.; Griua, D.; Dadulescu, E. Estimation of ^{226}Ra and ^{40}K urinary level in case of people living in agricultural zone. In *Booklet of Abstracts of 13th Radiochemical Conference*. Marianske Lazne–Jachymov, 1998, p. 76.
3. Augulis, J.; Juraitytė, A. Lietuvos pietvakarinių rajonų 1990–1993 m. radiologinių tyrimų apžvalga. *Higiena ir epidemiologija*, 1994, Nr.7(29), p. 19–23.
4. Avery Simon, V. Fate of Caesium in the Environment: Distribution Between the Abiotic and Biotic Components of Aquatic and Terrestrial Ecosystems. *J. Environ. Radioactivity*, 1996, vol. 30, No.2, p. 139–171.
5. Badran, H.M.; Sharshar, T.; Elnimer T. Levels of ^{137}Cs and ^{40}K in edible parts of some vegetables consumed in Egypt. *Journal of Environ. Radioactivity*, 2003, vol 67, issue 3, p. 181–190.
6. Bayer, A. The Monitoring of Radioactive Contamination and Radiation Exposure in the Environment in Germany. Tasks, Techniques, Realizations. *Updated and translated version of the essay with the same title which appeared in the journal Kerntechnik*, 1997, vol 62, 1997, p. 53–66; 1998, 56 p.
7. Beinaravicius, R. Evaluation of Main Factors Influencing ^{137}Cs Transfer from Soil to the Tree. Iš 6-osios tarptautinės konferencijos „Aplinkos inžinerija“ Aplinkos apsaugos sekcijos (6th International Conference „Environmental Engineering“: selected papers), vykusi Vilniuje 2005 m. gegužės 26–27 d., medžiaga. ISBN 9986-05-850-3. Vilnius: Technika, 2005, p. 34–39.
8. Brown, J; Simmonds, J.R. *FARMLAND. A Dynamic Model for the Transfer of Radionuclides through Terrestrial Foodchains*. National Radiological Protection Board, NRPB-R273 (London: HMSO), 1995, 76 p.
9. Butkus, D.; Lebedytė, M. Ilgalaikės dirvožemių užtaršos ^{137}Cs kaita Lietuvoje. Vilnius: *Sveikatos mokslai*, 2002, Nr.2, p. 21–23.
10. Butkus D., Beinaravičius R., Narmontas A. Radionuklidų migracija sistemoje „dirva – medis“, *Aplinkos inžinerija*. Vilnius: Technika, 2002, X tomas, Nr. 3, p. 116–120.
11. Butkus D., Beinaravičius R. Medžio įtaka ^{137}Cs pasiskirstymui dirvožemyje. Vilnius: *Sveikatos mokslai*, 2002, p. 56–58.

12. Codex Guideline Levels for Radionuclides in Foods Following Accidental Nuclear Contamination for Use in International Trade (CAC/GL 5–1989) [interaktyvus] [žiūrėta 2006 m. rugpjūčio 10 d.]. Prieiga per internetą: <www.ipfsaph.org/servlet/downloaderservlet/codex19>.
13. Carpentier, R.C.; Sanders, T.W.; Vernon, L.M. et al. The Determination of Low Levels of Radiocesium and Radioruthenium in Foodstuffs. *The Science of the Total Environment*, 1995, Nr. 173/174, p. 196–178.
14. Chamberlain, A.C. Interception and Retention of Radio-active Aerosols by Vegetation. *Atmosf. Environ*, 1970, vol. 4, p. 57–78.
15. Chamberlain, A.C.; Garland, J. A. *Interception and Retention of Radio-active Fallout by Vegetation*. AERE-R-13826, 1991, 16 p.
16. Chen, Q.; Aarkrog, A.; Nielsen, S. P.; Dahlgaard, H.; Lind, B.; Kolstad, A.K.; Yu, Y. *Procedures for Determination of $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{237}Np , $^{234,238}\text{U}$, $^{228,230,232}\text{Th}$, ^{99}Tc and ^{210}Pb – ^{210}Po in Environmental Materials*, Riso National laboratory, Roskilde, 2001, 33 p.
17. Chen, Q.; Hiu, X. et al. Separation of Sr from Ca, Ba and Ra by means of $\text{Ca}(\text{OH})_2$ and $\text{Ba}(\text{Ra})\text{Cl}_2$ or $\text{Ba}(\text{Ra})\text{SO}_4$ for the Determination of Radiostrontium. *Analytica Chimica Acta*, 2002, 466, p. 10–116.
18. Council Directive 96/29/EURATOM of 13 May 1996. *Official Journal of the European Communities*, 1996, No L 159/1, of 29.6.96, p. 41–58.
19. Čekanavičius, V.; Murauskas, G. *Statistika ir jos taikymas, I dalis*. Vilnius, 2003, 239 p.
20. Drulia, P. Valstybinių maisto ir veterinarijos laboratorijų veikla sprendžiant gyvūnų ir gyvūninių maisto produktų radiacinės saugos klausimus. *Sveikatos aplinka*, 2001, priedas Nr. 2, p. 57–59.
21. Dušauskienė – Duž, R. ^{90}Sr – ilgalaikis hidroekosistemos taršos veiksnys. Vilnius: *Sveikatos mokslai*, 2002, Nr., 2, p. 33–36.
22. Edvardson, K. Fallout Over Sweden from the Chernobyl accident. In: *The Cherbobyl Fallout in Sweden* (L. Moberg, ed.). Swedish Radiation Protection Institute, Stocholm, 1991, 47–65 p.
23. *Environmental Radioactivity in the European Community, 1987–1988–1989–1990*. EUR 15699, Luxemborug: Office for Official Publications of the European Community, 1994, 154 p.
24. Ėminių ėmimo, įvykus branduolinei ar radiacinei avarijai, taisyklės, patvirtintos Lietuvos Respublikos sveikatos apsaugos ministro ir Lietuvos Respublikos aplinkos ministro 2003 m. spalio 6 d. Įsakymu Nr. V-584/186. *Valstybės žinios*, 2003, Nr. 99–4457.
25. Filistovič, V.; Nedveckaitė, T. The investigation of the effect of critical group size on the realibility of the mean annual individual dose using site-specific dietary parameter values. Vilnius: *Sveikatos mokslai*, 2004, Nr. 3, p. 8–11.

26. *Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment*. Safety Reports Series No. 19, International Atomic Energy Agency, Vienna, 2001, 216 p.
27. Gilbertt, R.O. *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*. Van Nostrand Reinhold, 1987, p. 30–34.
28. Green, N.; Hammond, D.J. and others. *Evaluation of the Radiological Impact of Free Foods Found in the Vicinity of Nuclear Sites*. National Radiological Protection Board, NRPB–M1018, 1998, 37 p.
29. Green, N.; Johnson, D.; Wilkins, B. T. Factors Affecting the Transfer of Radionuclides to Sheep Grazing on Pasture Reclaimed from the Sea. *J. Environ. Radioact.*, 1996, vol. 30, p. 173–183.
30. Green, N.; Wilkins, B. T.; Hammond, D.J. The Transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr along the Soil–Pasture–Cows Milk Pathway in an Area of Land Reclaimed from the Sea. *J. Environ. Radioact.*, 1994, vol. 23, p. 151–170.
31. Green, N.; Wilkins, B. T. *Effects of Processing on Radionuclide Content of Foods: Derivation of Parameter Values for Use in Radiological Assessments*. National Radiological Protection Board, NRPB–M587, 1995, 56 p.
32. Green, N.; Wilkins, B.T. Effects of Processing on Radionuclide Content of Food – Implications for Radiological Assessments. *Radiation Protection Dosimetry*, 1996, vol 67, No. 4, p. 281–286.
33. Green, N. An Evaluation of Rapid Methods of Radionuclide Analysis for Use in the Aftermath of an Accident. *The Science of the Environment*, 1993, vol 130/131, p. 207–218.
34. Howard, B.J. Radioactivity in Terrestrial and Freshwater Foodstuffs. In *Book of Abstracts, Stakeholders' Conference on Approaches to the Environmental Radioactivity*, Luxembourg, 2–3 December, 2000, p. 35–38.
35. *Guidance on the realistic assessment of the radiation doses to members of the public due to the operation of nuclear installations under normal conditions*. RP 129, EC DG Environment, Luxembourg, 2002, 86 p.
36. International Basic Safety Standards for Protection Against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources [interaktyvus] [žiūrėta 2006 m. rugpjūčio 10 d.]. Prieiga per internetą: <<http://www-ns.iaea.org/standards/documents>>.
37. instantref. Environmental Consulting, Expert Witness Testimony, Training, and Publishing, *DQO-PRO* [interaktyvus] [žiūrėta 2006 m. rugpjūčio 10 d.]. Prieiga per internetą: <<http://instantref.com>>.

38. Isaksson, M. *Sampling methods. A Survey of Methods in Use in the Nordic Countries*. Nordic Nuclear Safety Research, Riso, Denmark, 2000, 20 p.
39. Kadziauskienė, K.; Bartkevičiūtė, R. ir kiti. *Suaugusių Lietuvos žmonių gyvensenos ir faktiškos mitybos tyrimas 1997–1998*. Vilnius, 1999, 92 p.
40. Kanapickas, A.; Norvaišaitė, L. Maisto žaliavoms leistino ribinio radionuklidų aktyvumo aplinkoje įvertinimas. Vilnius: *Sveikatos mokslai*, 2002, p. 75–78.
41. Kazachevskiy, I.V.; Chumikov, G.N.; Lukashenko, S.N. et al. Complex Radiochemical Technique for the Determination of Pu, Am and Sr-90 in soil samples of the SNTS. In *Booklet of Abstracts of 13th Radiochemical Conference*, Marianske Lazne–Jachymov, 1998, p. 93.
42. Kiponas, D. ¹³⁷Cs migracija mitybinėje grandinėje miško augalas–gyvūnas–žmogus. Vilnius: *Sveikatos mokslai*, 2002, Nr. 2, p. 45–48.
43. Kliment, V.; Bučina, I. Contamination of Food in Czechoslovakia by Caesium Radioisotopes from the Chernobyl Accident. *J. Environ. Radioactivity*, 1990, vol. 12, p. 167–178.
44. Konstantinova, M.; Butkus, D. Natūralios kilmės gama spindulių, esančių dirvoje, sukeltos išorinės lygiavertės apšvitos dozės galios įvertinimas. Vilnius: *Sveikatos mokslai*, 2004, Nr.3, p. 50–54.
45. Koulikov, A.O.; Mieli, M. Modelling the Dynamics of Fish Contamination by Chernobyl Radioceasium and Analytical Solution Based on Potassium Mass Balance. *Journal of Environ. Radioactivity*, 2003, vol. 66, issue 3, p. 309–326.
46. Kownacka, L.; Radwan, I. Radiological Monitoring of the Environment in the Surrounding of Nuclear and Waste Disposal Facilities. In *Proceedings of Seminar on Monitoring Strategies and Programmes*. Riso National Laboratory, Denmark, 2002, p. 113.
47. Krejbichova, Z. Radioactivity of Mineral Waters in Bohemia. In *Booklet of Abstracts of 13th Radiochemical Conference*, Marianske Lazne–Jachymov, 1998, p. 95.
48. LAND 34–2000 „Radionuklidų nebekontroliuojamieji lygiai; medžiagų pakartotinio naudojimo ir atliekų šalinimo sąlygos“. *Valstybės žinios*, 2000, Nr.38–1075.
49. LAND 36–2000 „Aplinkos elementų užterštumo radionuklidais matavimas – mėginių gama spektrinė analizė spektrometru, turinčiu puslaidininkinį detektorių“. Vilnius, 2000, 31 p.
50. LAND 64–2005 „Radioaktyvaus stroncio–90 nustatymas aplinkos elementų mėginiuose. Radiocheminis metodas“. *Valstybės žinios*, 2005, Nr. 24–786.
51. LaRosa, J.J.; Cooper, E.L.; Ghods–Esphahani et al. Radiochemical Methods Used by the IAEA’s Laboratories at Seibersdorf for the Determination of ⁹⁰Sr, ¹⁴⁴Ce and Pu Radionuclides in Environment Samples Collected for the International Chernobyl Project. *J. Environ. Radioactivity*, 1992, vol. 17, p. 183–209.

52. Lietuvos higienos norma HN 72:1997 „Maisto produktų, pašarų, dirvožemio ir vandens bandinių atrinkimo metodai radionuklidų savitajam ir tūriniam aktyvumui nustatyti“. Vilnius: UAB Rekona, 1997, 11 p.
53. Lietuvos higienos norma HN 99:2000 „Gyventojų apsauga įvykus radiacinei ar branduolinei avarijai“. Vilnius: UAB Rekona, 2000, 29 p.
54. Lietuvos higienos norma HN 73:2001 „Pagrindinės radiacinės saugos normos“. *Valstybės žinios*, 2002, Nr. 11–388.
55. Lietuvos Respublikos radiacinės saugos įstatymas. *Valstybės žinios*, 1999, Nr. 11–239.
56. Lietuvos statistikos metraštis 1980. Vilnius, 1981, 260 p.
57. Lietuvos statistikos metraštis 1985. Vilnius, 1986, 222 p.
58. Lietuvos statistikos metraštis 1990. Vilnius, 1991, 218 p.
59. Lietuvos statistikos metraštis 1994–1995. Vilnius, 1995, 476 p.
60. Lietuvos statistikos metraštis 2001. Vilnius, 2003, 636 p.
61. Lietuvos statistikos metraštis 2002. Vilnius, 2003, 686 p.
62. Lietuvos statistikos metraštis 2003. Vilnius, 2004, 655 p.
63. Lietuvos žemės ūkis 2001. Vilnius, 2002, 113 p.
64. Lietuvos žemės ūkis 2002. Vilnius, 2003, 114 p.
65. Lietuvos žemės ūkis ir kaimo plėtra 2004. Vilnius, 2005, 203 p.
66. *Limits for Intakes of Radionuclides by Workers*. Publication No. 30, Part 1, 1979, 89 p.
67. Lubyte, J.; Antanaitis, A. Migration of Radionuclides in Arable Land of Lithuania. *Environmental Engineering and Landscape Management*, 2004, vol. XII, No 1, Vilnius: Technika, p. 22–29.
68. Lujanienė, G.; Gudelis, A. Radionuklidų nešiklių įtakos efektinei dozei vertinimas. Vilnius: *Sveikatos mokslai*, 2002, Nr. 2, p. 36–39.
69. Lujanienė, G.; Lujanas, V.; Mikelinskienė, A. Forest fires as possible mechanism of redistribution of radioactive contamination. Vilnius: *Sveikatos mokslai*, 2003, Nr. 3, p. 11–16.
70. Maceika, E.; Nedveckaitė, T.; Filistovičius, V. Lėtinės gyventojų apšvitos vertinimas determinuotaisiais ir stochastiniais metodais. Vilnius: *Sveikatos aplinka*, 2002, priedas Nr. 2, p. 37–42.
71. Maceika, E.; Tamulenaite, O. Experimental determination of site-specific transfer parameter F_m and F_f values for ^{137}Cs and ^{90}Sr in agriculture ecosystem. *Ekologija*, 1997, Nr. 4, p. 99–106.
72. „Maisto krepšelio“ radiologinio monitoringo vykdymo reikalavimai, patvirtinti Lietuvos Respublikos sveikatos apsaugos ministro 2004 m. gegužės 3 d. įsakymu Nr. V-312. *Valstybės žinios*, 2004, Nr. 89–3298.

73. *Maisto produktų, jų žaliavų ir kitų produktų bei medžiagų, galinčių įtakoti gyventojų apšvitą, taršos radionuklidais monitoringas*. Vilnius, 2000, 12 p.
74. Marej, A. N. *Методические указания по санитарному контролю за содержанием радиоактивных изотопов во внешней среде*. Москва, 1974, 346 p.
75. Martinėnas, B. *Eksperimento duomenų statistinė analizė. Mokomoji knyga*. 2-asis pataisytas ir papildytas leidimas. Vilnius: Technika, 2004, 101 p.
76. Mastauskas, A.; Juraitytė, A.; Šidiškienė, D.; Nedveckaitė, T.; Filistovičius, V. Maisto produktų ir geriamojo vandens radiologinių tyrimų rezultatai Ignalinos AE įtakos zonoje. Vilnius: *Higiena ir epidemiologija*, 1996, Nr.4(48), p. 21–25.
77. Mastauskas, A.; Šidiškienė, D.; Juraitytė, A.; Nedveckaitė, T.; Filistovičius, V. Radioaktyvių izotopų paplitimas žemės ūkio produktuose ir geriamajame vandenyje Ignalinos AE regione. Iš *Mokslinių straipsnių rinkinys „Ignalinos atominės elektrinės poveikis gamtai ir visuomenei“*. Vilnius, 1995, p. 86–91.
78. Marčiulionienė, D. Aplinkos tarša radionuklidais Černobylio AE avarijos labiausiai paveiktose teritorijose (literatūros apžvalga). Vilnius: *Sveikatos mokslai*, 2002, p. 59–63.
79. Mažeika, J. *Radionuklidų migracijos ir transformacijos dėsningumai Lietuvos geologinėje aplinkoje*. Vilnius, 1999, p. 13–14.
80. *Measurement of Radionuclides in Food and the Environment*. A Guidebook, Technical Reports Series No 295, Viena, 1989, 169 p.
81. Minimali maisto produktų rinkinio struktūra, patvirtinta Lietuvos Respublikos sveikatos apsaugos ministro 2006 m. kovo 8 d. įsakymu Nr. 157. *Valstybės žinios*, 2006, Nr. 30–1053.
82. Moreno, R.A. *Radiocesium Transfer to Roe Deer and Moose, Modelling and Experimental Studies*. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Sweden, 1998, 37 p.
83. Morkūnas, G. Radiacinė sauga: žmogui, visuomenei ar aplinkai? Vilnius: *Sveikatos aplinka*, 2000, priedas Nr.3, p. 1–4.
84. Narmontas, A.; Butkus, D. ^{137}Cs ir ^{40}K pasiskirstymo dirvožemyje po medžių laja įvertinimas. Vilnius: *Sveikatos mokslai*, 2003, Nr. 3, p. 59–64.
85. Nedveckaitė T., Filistovič V., Tamulėnaitė O., Maceika E. Experimental determination of site-specific transfer of ^{131}I , $^{134,137}\text{Cs}$ and ^{210}Pb from fodder into milk and meat. In *Proceeding of IRPA Congress „Ionising Radiation“*, 1996, p. 634–639.
86. Nedveckaitė, T. *Radiacinė sauga Lietuvoje*. Vilnius, 2004, 239 p.
87. Nielsen, P.S.; Ohlenschleger, M.; Karlberg, O. *The Radiological Exposure of Man from Ingestion of Cs-137 and Sr-90 in Seafood from the Baltic Sea*. Riso National Laboratory, Roskilde, 1995, 53 p.

88. Nielsen, S.P.; Aarkrog, A.; Colgan, P.A.; McGee, E.; Synnott, H.J.; Johansson, K.J. et al. *An Intercomparison of Sampling Techniques among five European Laboratories for measurements of radiocaesium in Upland Pasture and Soil*. Riso National Laboratory, Roskilde, 1992, 12 p.
89. Nisbet, A.F.; Shaw, S. Summary of a Five-year Lysimeter Study on the Time-dependent Transfer of ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{241}Am to Crops from Three Contrasting Soil Types. 2. Distribution between Different Plant Parts. *J. Environ. Radioact.*, 1994, vol. 3, p. 171–187.
90. Nisbet A., Woodman R. Soil-to-plant transfer factors for radioceasium and radiostrontium in agriculture systems. *Health Phys.*, 2000, vol 78, p. 279–288.
91. *Radiacinės saugos centro ataskaita „Vykdant Lietuvos Vyriausybės 1996 02 23 nutarimą Nr. 273 „Dėl paramos Ignalinos atominės elektrinės zonoje esančių rajonų (miestų) savivaldybėms teikimo ir šios zonos gyventojų saugumo didinimo priemonių pateikimo“ bei vykdant Sveikatos apsaugos ministerijos 1997 04 24 įsakymą Nr. 219, vykdytų programų ataskaita“*. Vilnius, 1999, 19 p.
92. *Radiacinės saugos centro metinė ataskaita 2001*. Vilnius: Kriventa, 2002, 40 p.
93. *Radiacinės saugos centro metinė ataskaita 2002*. Vilnius: Kriventa, 2003, 36 p.
94. Rajamae, R. Monitoring Environmental radioactivity in Estonia. In *Proceedings of Seminar on Monitoring Strategies and Programmes*, Riso National Laboratory, 2002, p. 113.
95. Rantavaara, A.; Kostianen, E. Samples of 24 hour meals in monitoring of ingestion dose. In *Proceedings of 8th Nordic Radioecological Seminar*, Rovaniemi, Suomija, 2001, 3 p.
96. *Report of the Working Group Meeting on the Revized Codex Guideline Levels for Radionuclides in Food for Use in International Trade*. Report for Meeting held 8–9 September 2005. Vienna, 7 p.
97. Rosen, K.; Fircks, Y.; Sennerby-Forsse, L. *Uptake and activity concentration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in *Salix viminalis**. Swedish University of Agriculture Sciences, Uppsala, 1997, 1 p.
98. Sazykina, T. ECOMOD – An ecological approach to radioecological modelling. *J. Environ. Radioact.*, 2000, vol. 50 (30), p. 207–220.
99. Skujina, A. Environmental Monitoring in Latvia. In *Proceedings of Seminar on Monitoring Strategies and Programmes*, Riso National Laboratory, 2002, p. 113.
100. *Soil Sampling for Environmental Contaminants*. IAEA TECDOC Series No 1415, Vienna, 2004, 81 p.
101. Suomela, J.; Wallberg, L.; Melin, J. *Methods for determination of strontium-90 in food and environmental samples by Cherenkov counting*. SSI – rapport 93–11, Stockholm, 1993, 19 p.
102. *Some aspects of strontium radiobiology*. Recommendations of the National Council on Radiation Protection and Measurements. JAV, 1991, 95 p.

103. *Surveillance of Environmental Radiation in Finland. Annual report 2001*. STUK, Dark Oy, Vantaa/Finland, 2002, 65 p.
104. *Surveillance of Environmental Radiation in Finland. Annual report 2004*. STUK, Dark Oy, Vantaa/Finland, 2005, 54 p.
105. Šidiškienė, D. Černobylio atominės elektrinės avarija. Pasiruošimas branduolinei avarijai Lietuvoje. Vilnius: *Sveikatos aplinka*, 2001, 2 priedas, p. 1–7.
106. Šidiškienė, D. Maisto radioaktyviosios taršos monitoringo raida, rezultatai ir taršos normavimas. Vilnius: *Sveikatos aplinka*, 2000, priedas Nr. 3, p. 1–17.
107. Thiessen, K. M. and others. Environmental models undergo international test: The science and art of exposure assessment modeling were tested using real-world data from the Chernobyl accident. *Environ. Sci. And Techn. News*, 1997, vol. 31 (8), p. 353–363.
108. Tsukada, H.; Hisamatsu, S.; Inaba, J. Transfer of ^{137}Cs and stable Cs in soil–grass–milk pathway in Aomori, Japan. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2003, vol. 255, No. 3, p. 455–458.
109. *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Exposures from Natural Radiation Sources*. Viena, 1999. 78 p.
110. *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and Effects of Ionizing Radiation*. United nations, New York, 2000, 654 p.
111. Vaitiekunas, P.; Tomilina, T. Simulation of Radionuclides Transfer Processes in the Environment. Iš 6-osios tarptautinės konferencijos „Aplinkos inžinerija“ Aplinkos apsaugos sekcijos, vykusios Vilniuje 2005 m. gegužės 26–27 d, medžiaga. Vilnius: Technika, 2005, p. 276–281.
112. Valiukėnas, V.; Makariūnienė, E.; Morkūnas G. *Jonizuojančiosios spinduliuotės ir radiacinės saugos terminų žodynas*. Vilnius: Litimo, 1999, 150 p.
113. Valstybinio radiologinio monitoringo organizavimo, vykdymo ir informacijos teikimo valstybės valdymo ir savivaldos institucijoms, Europos Bendrijų Komisijai bei visuomenei tvarka. *Valstybės žinios*, 2002, Nr. 100–4460.
114. Ward, G. M.; Whicker, F.W. Milk distribution and and feeding practice data for the PATHWAY model. *Health Phys.*, 1990, vol. 59 (5), p. 637–643.
115. Wilkins, B. T.; Cooke, A. I.; Green, N.; Rimmer, D. L.; Weekes, T. E. The Availability of Soil-Associated Radionuclides for Uptake by Ruminants: Implications for Radiological Assessment Models. *Radiation Protection Dosimetry*, 1997, vol. 69, Nr. 2, p. 111–116.

Autorės publikacijų disertacijos tema sąrašas

1A. Šidiškienė, D.; Ladygienė, R.; Juraitytė, A.; Žukauskaitė, V. Ignalinos AE regiono gyventojų ir AE darbuotojų apšvita ir jos poveikis žmonių sveikatai ir genetinėms struktūroms. Iš *Lietuvos valstybinė mokslo programa „Atominė energetika ir aplinka“*. Mokslinių ataskaitų rinkinys 1993–1997, penktas sąsiuvinis. Vilnius, 1997, p. 17–23.

2A. Lujanienė, G.; Lujanas, V.; Mastauskas, A.; Ladygienė, R.; Ogorodnikov, B. I. and Stelingis K. Influence of Physico – Chemical Forms of radionuclides on their Migration in the Environment. *Radiochim. Acta*, 1998, vol. 82, p. 305–310.

3A. Lujaniene, G.; Lujanas, V.; Jankunaite, D.; Ogorodnikov, B. I.; Mastauskas, A.; Ladygiene, R. Speciation of Radionuclides of the Chernobyl Origin in Aerosol and Soil Samples. *Czechoslovak Journal of Physics*, 1999, vol. 49, Suppl. S1, p. 107–114.

4A. Ladygienė, R. Ar valgoje radiologiškai švarų maistą. *Sveikata*. ISSN 1392–4907, Vilnius: Spauda, 2001, Nr. 1, p. 15–18.

5A. Ladygienė, R.; Pilkytė, L.; Morkūnas, G. Maisto produktų radioaktyviosios taršos lygiai Lietuvoje praėjus 15 metų po Černobylio atominės elektrinės avarijos. *Sveikatos aplinka*. ISSN 1392–4176, Vilnius: Naujoji Matrica, 2001, priedas Nr. 2, p. 8–13.

6A. Ladygienė, R.; Morkūnas, G.; Pilkytė, L.; Gricienė, B. Darbuotojų vidinės apšvitos pagal nustatytus atskirų radionuklidų aktyvumus biologiniuose ėminiuose įvertinimo sistemos kūrimas. *Sveikatos mokslai*. ISSN 1392–6373, Vilnius: Spauda, 2002, Nr. 2, p. 13–18.

7A. Gricienė, B.; Ladygienė, R.; Morkūnas, G.; Pilkytė, L.; Žiliukas, J. Radiacinės saugos tiriamieji darbai: rezultatai ir perspektyvos. *Sveikatos mokslai*. ISSN 1392–6373, Vilnius: Spauda, 2002, Nr. 2, p. 9–12.

8A. Griciene, B.; Ladygiene, R.; Morkunas, G. and Pilkyte, L. Current Status of Internal Dosimetry in Lithuania. *Radiation Protection Dosimetry*. ISBN 1 870965 88 4, Kent: Nuclear Technology Publishing, UK, 2003, vol. 105, No. 1–4, p. 491–494.

9A. Ladygienė, R.; Morkūnas, G.; Pilkytė, L. Dozių, kurias gali nulemti nuotėkų dumble esantys radionuklidai, įvertinimas priklausomai nuo dumblo panaudojimo būdo. *Sveikatos mokslai*. ISSN 1392–6373, Vilnius: Spauda, 2003, Nr. 3, p. 54–59.

10A. Ladygienė, R.; Butkus, D. Gyventojų paros maisto raciono radiologinis įvertinimas. Iš *6-osios jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“*, įvykusios

Vilniuje, 2003 m. kovo 2 d., pranešimų medžiaga: aplinkos apsaugos inžinerija. Vilnius: Technika, 2003, p. 189–197.

11A. Ladygienė, R.; Morkūnas, G.; Pilkytė, L. Regulatory and scientific aspects of environmental studies. *Sveikatos mokslai*. ISSN 1392–6373, Vilnius: Baltijos kopija, 2004, Nr. 2, p. 2–5.

12A. Ladygienė, R.; Butkus, D. Maisto radiologinio monitoringo Lietuvoje statistinis patikimumo įvertinimas. Iš 7-osios jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“, įvykusios Vilniuje 2004 m. kovo 25 d., pranešimų medžiaga: aplinkos apsaugos inžinerija. ISBN 9986–05–755–8. Vilnius: Technika, 2004, p. 236–247.

13A. Ladygienė, R.; Butkus, D.; Kleiza, J. Estimation of change dynamics of milk contamination with ^{90}Sr and ^{137}Cs in Lithuania in 1965–2003. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*. ISSN 1648–6897. Vol. XIII, 2005, No 1, p. 9–16.

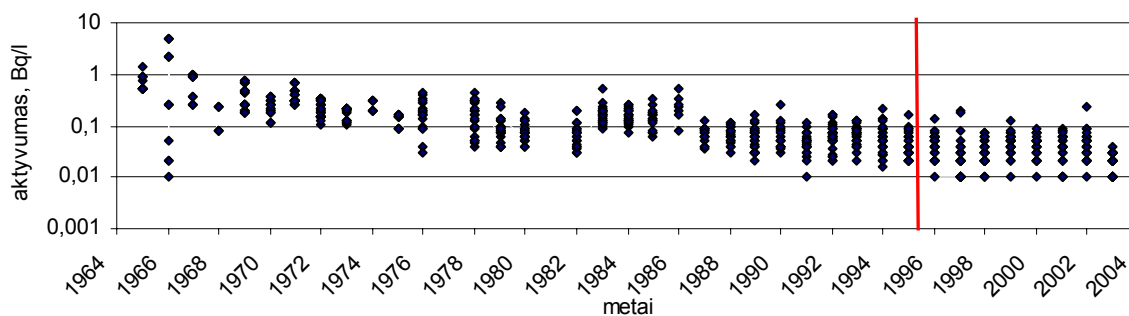
14A. Ladygienė, R.; Butkus, D. Aplinkos radiologinio monitoringo Lietuvoje principai. Iš 8-osios jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“, įvykusios Vilniuje, 2005 m. kovo 24 d., pranešimų medžiaga: aplinkos apsaugos inžinerija. ISBN 9986–05–876–7. Vilnius: Technika, 2005, p. 338–346.

15A. Ladygienė, R.; Butkus, D.; Kleiza, J. Evaluation of range of internal dose from ^{90}Sr and ^{137}Cs in milk and meat in Lithuania for period 1965–2003. Iš 6-osios tarptautinės konferencijos „Aplinkos inžinerija“ Aplinkos apsaugos sekcijos (6-th International Conference „Environmental Engineering“: selected papers), vykusios Vilniuje, 2005 m. gegužės 26–27 d., medžiaga. ISBN 9986–05–850–3. Vilnius: Technika, 2005, p. 139–142.

16A. Butkus, D.; Laučytė, I.; Ladygienė, R. Estimation of Effective Dose Caused by ^{40}K , ^{90}Sr and ^{137}Cs in Daily Food. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*. ISSN 1648–6897. Vol. XIV, 2006, No. 2, p. 77–83.

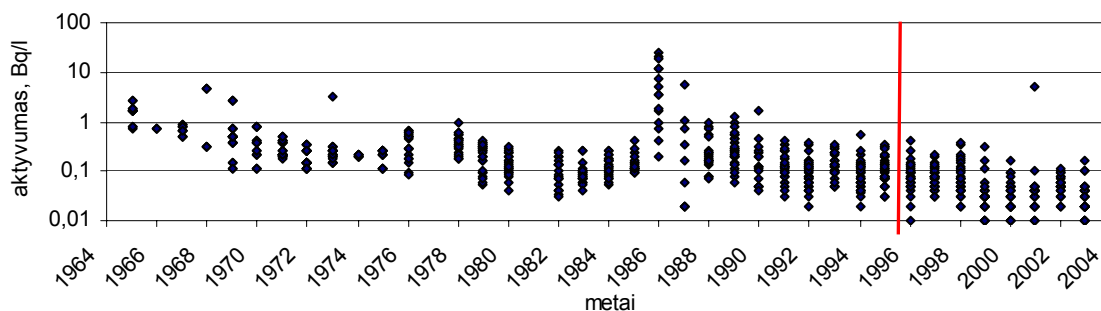
17A. Pieno radiologinių tyrimų Lietuvoje 1965–2003 m. optimalumas. Iš 9-osios tarptautinės jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“, įvykusios 2006 m. kovo 30 d., pranešimų medžiaga: aplinkos apsaugos inžinerija. Vilnius: Technika, 2006, p. 61–69.

PRIEDAS. RADIOLOGINIŲ TYRIMŲ, NUSTATANT ^{90}Sr IR ^{137}Cs TŪRINIUS IR SAVITUOSIUS AKTYVUMUS MAISTE 1965–2003 METAIS, DUOMENYS



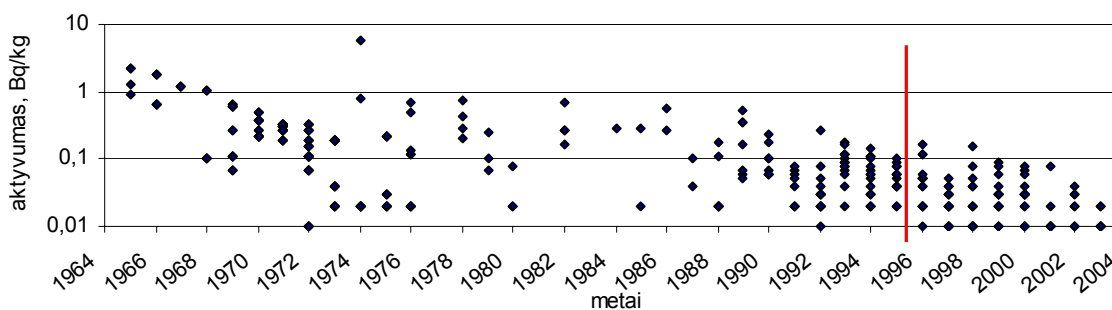
1 pav. ^{90}Sr piene tūrinis aktyvumas, Bq/l, 1965–2003 metais*

*1996–2003 metų ^{90}Sr piene tūrinio aktyvumo tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



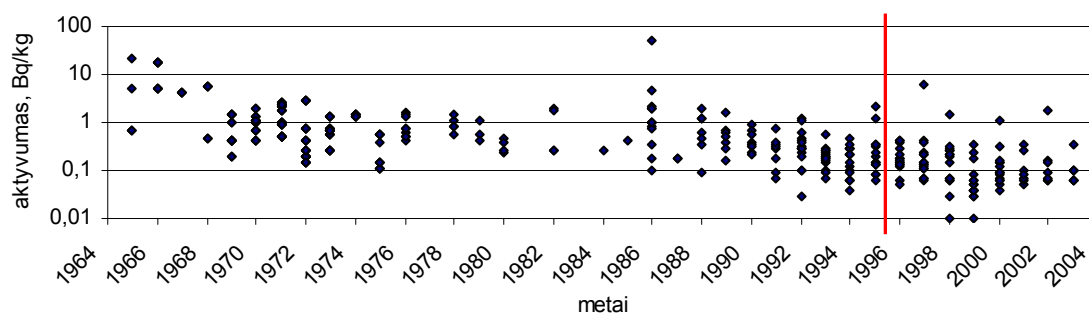
2 pav. ^{137}Cs piene tūrinis aktyvumas, Bq/l, 1965–2003 metais*

*1996–2003 metų ^{137}Cs piene tūrinio aktyvumo tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



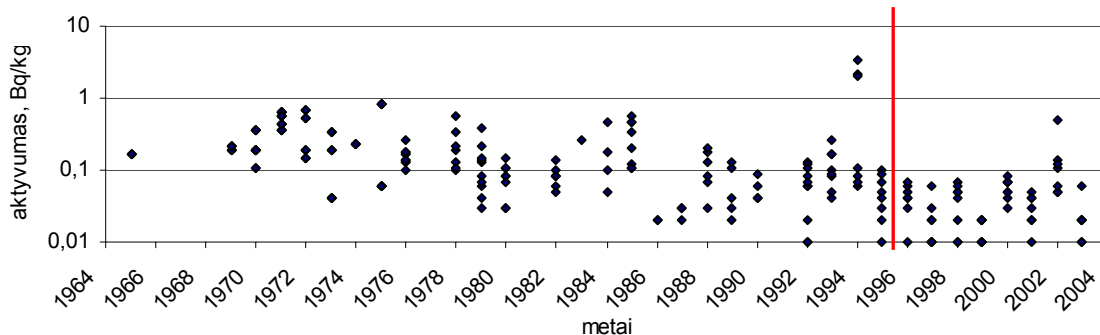
3 pav. ^{90}Sr mėsoje savitasis aktyvumas, Bq/kg, 1965–2003 metais*

*1996–2003 metų ^{90}Sr mėsoje savitojo aktyvumo tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



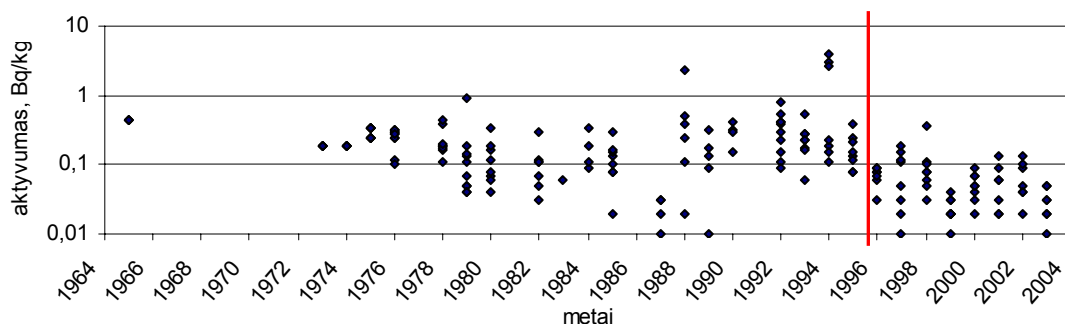
4 pav. ^{137}Cs mėsoje savitasis aktyvumas, Bq/kg, 1965–2003 metais*

*1996–2003 metų ^{137}Cs mėsoje savitojo aktyvumo tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



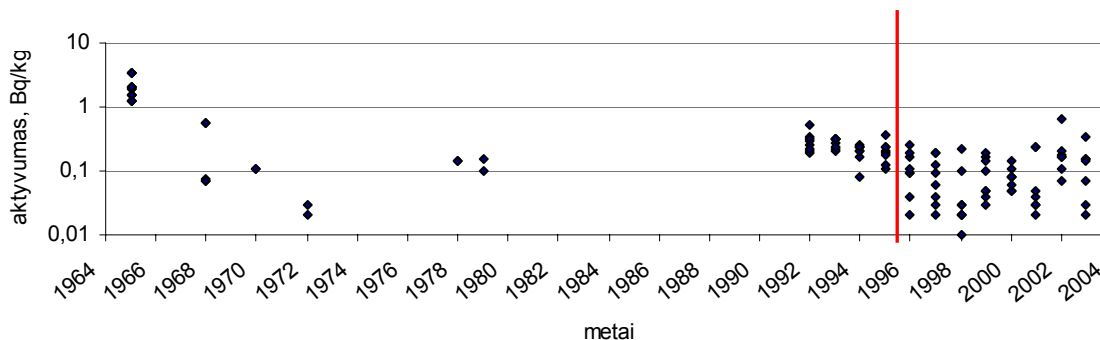
5 pav. ^{90}Sr bulvėse savitasis aktyvumas, Bq/kg, 1965–2003 metais*

*1996–2003 metų ^{90}Sr bulvėse savitojo aktyvumo tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



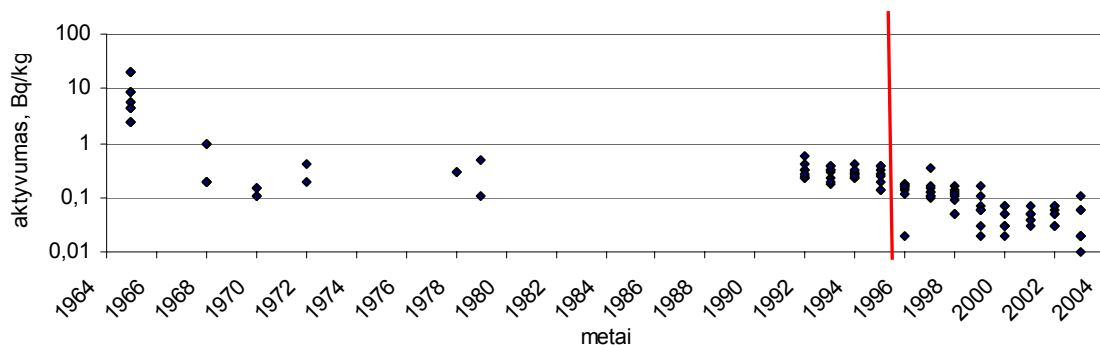
6 pav. ^{137}Cs bulvėse savitasis aktyvumas, Bq/kg, 1965–2003 metais*

*1996–2003 metų ^{137}Cs bulvėse savitojo aktyvumo tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



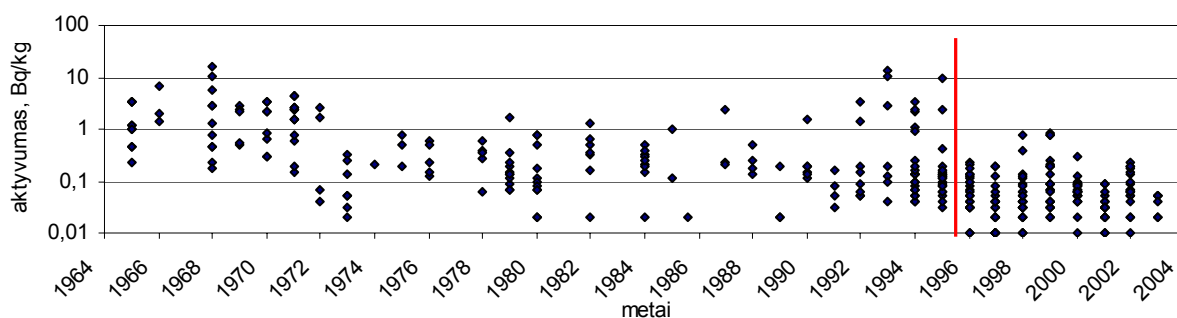
7 pav. ^{90}Sr grūduose savitasis aktyvumas, Bq/kg, 1965–2003*

*1996–2003 metų ^{90}Sr grūduose savitojo aktyvumo tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



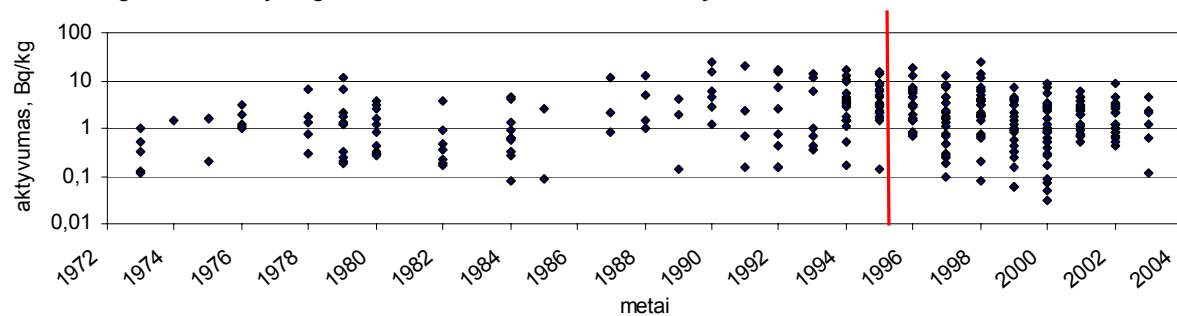
8 pav. ^{137}Cs grūduose savitasis aktyvumas, Bq/kg, 1965–2003 metais*

*1996–2003 metų ^{137}Cs grūduose savitojo aktyvumo tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



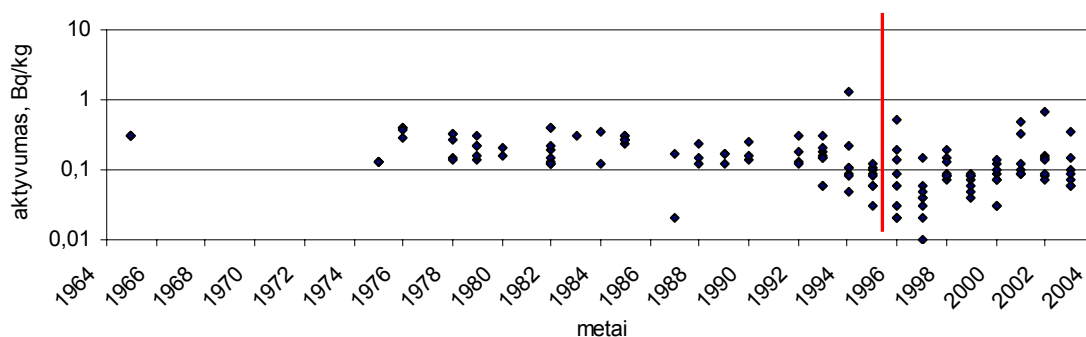
9 pav. ^{90}Sr žuvyse savitasis aktyvumas, Bq/kg, 1965–2003 metais*

*1996–2003 metų ^{90}Sr žuvyse savitojo aktyvumo tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



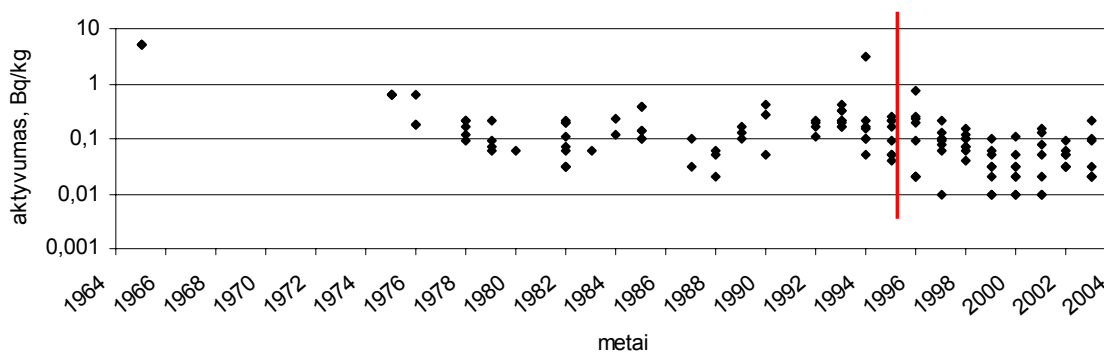
10 pav. ^{137}Cs žuvyse savitasis aktyvumas, Bq/kg, 1965–2003 metais*

*1996–2003 metų ^{137}Cs žuvyse savitojo aktyvumo tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



11 pav. ^{90}Sr kopūstuose savitasis aktyvumas, Bq/kg, 1965–2003*

*1996–2003 metų ^{90}Sr kopūstuose savitojo aktyvumo tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija



12 pav. ^{137}Cs kopūstuose savitasis aktyvumas, Bq/kg, 1965–2003 metais*

*1996–2003 metų ^{137}Cs kopūstuose savitojo aktyvumo tyrimų duomenys nustatyti autorės, 1965–1995 metų tyrimų duomenys paimti iš Radiacinės saugos centro archyvo, grafikuose atskirti vertikalia raudona linija

Padėka

Autorė dėkoja mokslinio darbo vadovui prof. habil. dr. Donatui Butkui, moksliniams konsultantams dr. Gendručiui Morkūnui ir doc. dr. Jonui Kleizai už suteiktą metodinę paramą rengiant disertacinį darbą, Vilniaus Gedimino technikos universiteto Aplinkos apsaugos katedros moksliniam kolektyvui už vertingas pastabas ir pasiūlymus, Radiacinės saugos centro vadovybei už galimybę naudotis centro archyvine medžiaga ir visokeriopą pagalbą, Radiacinės saugos centro darbuotojoms – Astai Čiuberkytei, Aldonai Juraitytei, Auksei Skripkienei, Vidai Žukauskaitei – už betarpišką indėlį atliekant radiologinius maisto tyrimus.