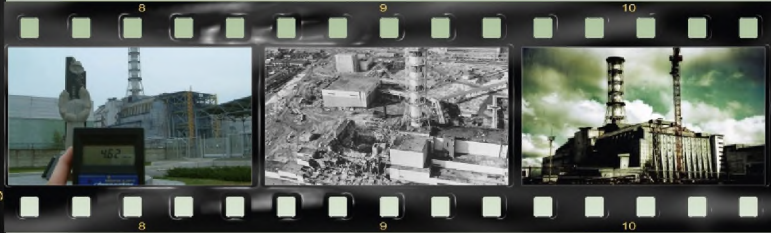


**Радіоекологічна оцінка формування дозового навантаження
у мешканців сільських територій Полісся України**

Л.Д. Романчук



**Радіоекологічна оцінка формування
дозового навантаження у мешканців
сільських територій Полісся України**

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ЖИТОМИРСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ
УНІВЕРСИТЕТ

Л.Д. РОМАНЧУК

РАДІОЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ФОРМУВАННЯ
ДОЗОВОГО НАВАНТАЖЕННЯ У МЕШКАНЦІВ
СІЛЬСЬКИХ ТЕРИТОРІЙ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

Монографія

Рекомендовано до друку Вченою радою Житомирського
національного агроекологічного університету
(протокол № 1 від 31 серпня 2015 р.)

Житомир
2015

УКД 631.648:614.79(477.41/.42)

ББК 28.081.2

Рецензенти:

Перепелятніков Г.П., доктор біологічних наук, старший науковий співробітник, Український науково-дослідний інститут цивільного захисту, співробітник відділу техногенної безпеки

Вінічук М.М., доктор біологічних наук, професор, Житомирський державний технологічний університет, професор кафедри екології

Янович Л.М., доктор біологічних наук, доцент, Житомирський державний університет ім. І.Я. Франка, перший проректор, проректор з навчальної роботи

Р 69 Романчук Л.Д. Радіоекологічна оцінка формування дозового навантаження у мешканців сільських територій Полісся України [Текст]: монографія / Л.Д. Романчук – Житомир: Полісся, 2015. – с. 300.

ISBN 978-966-655-780-6

В монографії викладено теоретичний і експериментальний матеріал з вивчення шляхів потрапляння радіонуклідів до організму людей, які мешкають на територіях з різними щільностями забруднення ґрунтів Північної частини України.

Досліджено щільність забруднення ґрунтів за ^{127}I , ^{129}I , ^{137}Cs та ^{90}Sr . Доведено, що ^{129}I , який міститься в ґрунтах, дає можливість провести ретроспективну дозиметрію радіоактивного опромінення щитоподібної залози ^{131}I через тривалий час після того, як ці радіонукліди були викинуті в атмосферу.

Доведено, що формування дозового навантаження на організм людей в першу чергу залежить від раціону їх харчування. Значну частку у внутрішню дозу опромінення організму людей вносять продукти харчування лісового походження, молоко та картопля.

Вивчено динаміку накопичення радіонуклідів в органах і тканинах гусей та свиней при утриманні їх на територіях з різною щільністю забруднення ґрунтів. Свиней часто використовують як біологічну модель людини, тому проведені дослідження дали змогу екстраполювати отримані дані на організм людини і спрогнозувати розподіл радіонуклідів у всіх внутрішніх органах і тканинах.

Книга буде корисною для фахівців у галузі екології, радіоекології, радіобіології, а також для студентів екологічного та агрономічного факультетів вищих навчальних закладів та аспірантів.

ISBN 978-966-655-780-6

УКД 631.648:614.79(477.41/.42)

ББК 28.081.2

© Л.Д.Романчук, 2015

УМОВНІ ПОЗНАЧЕННЯ, СИМВОЛИ, ОДИНИЦІ, СКОРОЧЕННЯ

А_{добовий раціон} – добова активність раціону в Бк
АЕС – атомна електростанція
АТФ – аденозинтрифосфорна кислота
Бк – бекерель
Бк/л – бекерель на 1 л
ВБЕ – відносна біологічна ефективність
Гр – грей
ДНК – дизоксирибонуклеїнова кислота
ДР – допустимий рівень
Д_{річна} – річна доза опромінення
ЖНАЕУ – Житомирський національний агроекологічний університет
Зв – зіверт
кБк – кілобекерель (10^3 Бк)
кБк/м² – кілобекерель на м²
Кі/км² – кюри на км²
Бк/кг – бекерель на 1 кг
К_н – коефіцієнт накопичення
К_{раціон} – дозовий коефіцієнт для конкретного радіонукліду
К_п – коефіцієнт переходу
ЛВЛ – лічильник випромінювання людини
ЛД – летальна доза
мБк – мілібекерель (10^{-3} Бк)
мЗв – мілізіверт (10^{-3} Зв)
мЗв/рік – мілізіверт за рік
НДІ – науково-дослідний інститут
НКДАР ООН – Науковий комітет з дії атомної радіації ООН
НП – населений пункт
ООН – організація об'єднаних націй
ПБк – пікобекерель (10^{12} Бк)
ПП – приватне підприємство
рДНК – дизоксирибонуклеїнова кислота
рН – одиниця виміру кислотності
СТОВ – селянське товариство з обмеженою відповідальністю

T/2 – період напіввиведення
T_{1/2} – період напіврозпаду
ТБк – терабекерель (10¹² Бк)
T_{ефѳ} – ефективний період напіввиведення
тис. км² – тисяча квадратних кілометрів
ТОВ – товариство з обмеженою відповідальністю
ТУЕ – трансуранові елементи
ЧАЕС – Чорнобильська атомна електростанція
ШКТ – шлунково-кишковий тракт
GSH – гутатіон в організмі у відновленій формі
¹²⁷, ¹²⁹, ¹³¹I – радіоактивний ізотоп йоду - 127, 129, 131
¹³⁷Cs – радіоактивний ізотоп цезію - 137
⁹⁰Sr – радіоактивний ізотоп стронцію - 90
GSSG – гутатіон в організмі в окисленій формі
min – мінімальний показник
max – максимальний показник
TL – термолюмінесцентні дозиметри

ВСТУП

Сучасний етап розвитку світу характеризується яскраво вираженими тенденціями погіршення екологічного стану навколишнього середовища, що набувають глобальних масштабів і катастрофічних наслідків.

Окрім ядерних установок різного призначення, наразі у світі тільки на АЕС є більше 450 ядерних промислових енергоблоків, і жоден з них не захищений на 100% від аварійних ситуацій, при яких штучні радіонукліди можуть надходити в атмосферу. Навіть найвищі сучасні технології не можуть гарантувати безперебійну роботу АЕС за стихійних лих, що продемонстровано аваріями на японських АЕС Онагава і Фукусіма - 1, викликаних землетрусом 11-12 березня 2011 р.

Радіоактивне забруднення навколишнього середовища - неминучий фактор атомної ери. При використанні атомної енергії в навколишнє середовище потрапляє певна кількість радіонуклідів, незважаючи на застосування засобів радіаційного захисту. Особливо значне радіоактивне забруднення біосфери відбувається за аварійних ситуацій.

Аварія на Чорнобильській АЕС в 1986 р. виявилась глобальною катастрофою, що не має аналогів у світі, як за площею, яка була піддана радіоактивному забрудненню, так і за масштабами її наслідків. Ця катастрофа негативно вплинула на всі сфери життя регіонів, що постраждали. Вона призвела до серйозного соціального і психологічного надлому в житті людей, яких вона торкнулась, і нанесла значні економічні збитки. На ліквідацію наслідків Чорнобильської катастрофи за ці роки витрачено більше ніж 20 млрд доларів США. Загальна кількість людей, які були задіяні на той період у ліквідації Чорнобильської катастрофи, склала 227 тис. чоловік, що отримали певну дозу радіоактивного опромінення.

Техногенна діяльність людей призвела до забруднення навколишнього природного середовища радіонуклідами і важкими металами, що стало надзвичайно серйозною проблемою виробництва екологічно чистої сільськогосподарської та продовольчої сировини [222].

Міжнародною конференцією «15 років аварії на ЧАЕС. Досвід подолання» визнано аварію на ЧАЕС як «комунальну сільську аварію», яка перекреслила внесок в побут потерпілого сільського населення і змінила зв'язки людей із навколишнім середовищем.

Наслідки аварії виявилися особливо тяжкими для населення зони Полісся – північної частини Волинської, Житомирської, Київської, Рівненської і Чернігівської областей – території, яка зазнала найбільшого радіоактивного забруднення в результаті аварії. На цій території сільське господарство було основним сектором раціональної економіки, природні ландшафти – луки, пасовища і ліс – давали значну частку продукції, а доза опромінення населення формувалася, в основному, за рахунок споживання продуктів харчування місцевого виробництва. За останні роки на фоні загальнодержавного економічного занепаду це становище збереглося і ускладнилося. Через 29 років після аварії, питома вага (приватного сектору) у загальному обсязі валової продукції сільського господарства в зазначених регіонах складає понад 75%. При цьому, в особистих господарствах населення виробляється близько 60% м'яса і 75% молока, споживання яких зумовлює формування до 90% дози внутрішнього опромінення населення, ця продукція використовується самим виробником і надходить на споживчий ринок України. Не викликає сумніву і те, що потреба в контрзаходах для особистих підсобних господарств критичних населених пунктів повинна бути задоволена повністю. Проте, за останні роки копоти на контрзаходи в сільськогосподарському виробництві, які забезпечують одержання «чистої» продукції і недопущення опромінення населення вище встановлених меж, фактично не виділялися.

Паспортна середньорічна ефективна доза в Україні, що має використовуватися для прийняття рішення і оптимізації проведення захисних заходів, розраховується за «Методикою – 96» [21] на основі вимірювань середньої питомої активності ^{137}Cs у молоці та картоплі. За 15 років з моменту затвердження цієї методики суттєво змінилася структура, обсяги сільськогосподарського виробництва і споживання основних

продуктів харчування населення. Крім того, у зв'язку з безробіттям у регіоні, молоко стало чи не головною товарною продукцією населення, що призвело до зменшення його споживання самим виробником. Це є однією з причин, яка викликала значні розбіжності (у деяких населених пунктах у 45 разів) в оцінці внутрішнього опромінення населення, визначеною за «Методикою - 96» і дозою внутрішнього опромінення за даними ЛВЛ - вимірювань [86, 133].

На думку провідних екологів, радіоекологів та радіобіологів, аварія на Чорнобильській АЕС спричинила екологічно несприятливі умови життєдіяльності населення, яке зазнає хронічного опромінення іонізуючою радіацією [37, 50, 66, 109, 133].

Однією з принципових помилок у ході ліквідації Чорнобильської аварії було прийняття в якості основного критерію радіаційної безпеки щільності радіоактивного забруднення територій, а не дози опромінення людини. В якості граничного значення забруднення по ^{137}Cs було вибрано значення 15 Ки/км^2 (555 кБк/м^2). Це, а також недостатня кількість прямих визначень доз, одержаних населенням, призвело до помилкових оцінок, перш за все на території Полісся, де просторовий розподіл дози внутрішнього опромінення визначається в значно більшій мірі екологічними факторами, ніж щільністю випадінь ^{137}Cs . У віддалених на 300 км від ЧАЕС населених пунктах на торф'яних ґрунтах за рівнів забруднення менше 15 Ки/км^2 доза виявилась вищою, ніж поблизу до епіцентру аварії на мінеральних ґрунтах [33]. На жаль, лише на 25-му році після аварії приймається вірне рішення про те, що в основі оцінок радіаційної небезпеки повинні бути дози опромінення людей.

Особливу увагу привертають населені пункти, де дози внутрішнього опромінення населення протягом усіх років були значно вищі від очікуваних, розрахункових. Дозове навантаження на організм людей передусім зумовлене включенням радіонуклідів до харчових ланцюгів «ґрунт - рослина - тварина - людина», що значною мірою залежить від екологічних та технологічних умов сільськогосподарського

виробництва. Екологічні особливості проживання населення північних районів Українського Полісся, їх органічне поєднання з навколишніми лісами, болотами сприяє формуванню напруженої радіоекологічної ситуації навіть за низької щільності радіонуклідного забруднення ґрунтів внаслідок значних коефіцієнтів переходу радіонуклідів із ґрунту в рослинну продукцію. Лісові та лучні екосистеми впливають на сезонні особливості дозових навантажень на угіддя особистих підсобних господарств громадян через такі чинники, як сіно, підстилка, гній, дрова та попіл, які є джерелом горизонтального переносу радіонуклідного забруднення.

Дерново-підзолисті ґрунти Українського Полісся з малим вмістом глинистих мінералів і збільшенням піщаної фракції та низьким вмістом обмінного калію зумовлюють слабку фіксацію радіонуклідів цезію ґрунтом та визначають інтенсивне їх надходження в рослини через кореневі системи. У зв'язку з цим на Поліссі в рослинних продуктах, грибах, м'ясі, молоці та рибі міститься у декілька разів більше радіоцезію, ніж у таких же продуктах на деяких інших територіях з такою ж щільністю випадіння радіоактивних осадів [204].

Оцінка дозових навантажень на сільське населення, яке мешкає на забруднених радіонуклідами територіях, свідчить, що головною в структурі річної дози опромінення є доза внутрішнього опромінення з 1992 р. [7, 91, 109, 145, 169], яка відзначається збільшенням вмісту інкорпорованого цезію в організмі людини, що зумовлено практичним згортанням контрзаходів з профілактики внутрішнього опромінення внаслідок економічного спаду в країні, і, як наслідок, вживання населенням продуктів харчування, вироблених у приватних господарствах громадян [92, 125, 142].

У 1995–2000 рр. дози внутрішнього опромінення у деяких населених пунктах перевищили значення доз, що були у перші роки після аварії [145].

Наукові результати, одержані автором, розвивають теорію екобезпечного проживання населення, яке мешкає на забруднених радіонуклідами територіях північної частини України.

Вагомі дослідження щодо вивчення джерел надходження радіонуклідів до організму мешканців сільських територій Полісся України були проведені у лісових та агроекосистемах після радіоактивних викидів внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС.

Всі результати досліджень були апробовані на Міжнародних, Всеукраїнських та регіональних конференціях, а окремі результати були опубліковані автором у серії статей у співпраці з професором, директором радіаційного центру та радіоекології Ганноверського університету (Німеччина) Р. Міхелем, та доктором Й. Хандлом. Мета цієї книги узагальнити отримані знання і показати їх у більш широкому контексті.

РОЗДІЛ 1

ОЦІНКА РАДІОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ НА ТЕРИТОРІЇ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ ТА ФОРМУВАННЯ ДОЗОВИХ НАВАНТАЖЕНЬ НА НАСЕЛЕННЯ

Наслідки Чорнобильської катастрофи ліквідовуються вже 29 років, проте, це і наразі продовжується усвідомлення і узагальнення одержаних результатів досліджень.

Радіоактивні наслідки, що утворилися в результаті Чорнобильської аварії, формувалися в складних умовах, що підлягають конкретному математичному моделюванню. Викид радіоактивних речовин відбувався протягом достатньо тривалого часу з різних частин активної зони, із різним ступенем вигорання палива і, отже, із різним радіонуклідним складом викиду [60, 259]. Фізико-хімічні властивості радіонуклідів, що викидалися в атмосферу, також змінювалися в залежності від часу викиду. Метеорологічні умови, що також змінювалися протягом часу, призвели до того, що радіоактивне забруднення території виявилось надто складним і неоднорідним, як за рівнем забруднення, так і за радіонуклідним складом. Все це сильно ускладнювало роботу щодо оцінки радіоактивного забруднення територій [58, 65, 164, 264, 343].

Внаслідок Чорнобильської катастрофи значна територія колишнього Радянського Союзу, а саме Білорусі, Росії, України, а також Західної Європи – перш за все країн Скандинавії та Альпійського регіону – зазнала найбільшого забруднення [227]. Підвищені рівні радіоактивного забруднення за межами зони відчуження Чорнобильської АЕС обумовлені наступним: викидом забруднених мас в атмосферу на висоту до 2000 м та їх інтенсивним переміщенням на цій висоті; випаданням дощів; наявністю складних ландшафтних форм, які зумовлювали зміну напрямків та висоти руху забруднених повітряних мас [2, 26, 257, 294].

Висота викиду радіоактивних речовин визначила глобальний характер забруднення, а дощі та ландшафти обумовили строкатість (плямистість) забруднення територій [31, 54].

Атмосферні опади, які випали під час переміщення забруднених хмар над територією України, зокрема, у Народицькому та Лугинському районах Житомирської області, південних районах Київської області, на Черкащині, Поділлі та Прикарпатті, обумовили формування зон з підвищеними рівнями $^{134,137}\text{Cs}$. Такі метеорологічні фактори зумовили вимивання радіоактивних речовин, аерозолів із тропосфери і утворення зон з підвищеними рівнями радіоактивного забруднення також на території Білорусії, Росії, Швеції, Фінляндії, Німеччини, Австрії, Швейцарії, Словенії, Греції, Болгарії, Румунії, Грузії [18, 275, 270].

Утворення локального максимуму забруднення ^{131}I та ^{137}Cs територій у передгір'ях Альп, Балкан на відстанях 800–1400 км від Чорнобильської АЕС обумовлено також і вертикальним переміщенням повітряних потоків, що є характерним для гірських масивів [312, 324].

Загальна площа території країн Західної Європи з рівнями забруднення ^{137}Cs , у зв'язку з Чорнобильською катастрофою понад 20 Бк/м² (майже у 10 разів вище за глобальний фон) становила близько 280 тис. км² [18, 330].

1.1. Радіоекологічна ситуація в Українському Поліссі

Майже 75% території України зазнало радіоактивного забруднення ^{137}Cs , що більш ніж удвічі перевищувало доаварійні рівні. Загальна активність ^{137}Cs , що знаходилася за межами об'єкта «Укриття» (без урахування тієї кількості, коли радіоактивні відходи містились у відповідних сховищах та тимчасових пунктах зберігання), перевищила 13 ПБк [54]. Аналіз співвідношення ^{131}I та ^{137}Cs у викидах зі зруйнованого реактора та вивчення його поширення у гостру фазу аварії дозволили стверджувати, що більше половини дитячого населення України зазнало негативного впливу від радіоактивних ізотопів йоду [18].

Природні процеси розпаду радіонуклідів за 29 років, що минули після аварії на Чорнобильській АЕС, внесли суттєві

корективи у структуру розподілу радіонуклідів на території України. За цей період майже вдвічі скоротилася площа території, де рівні забруднення ^{137}Cs перевищують 10 кБк/м² (табл. 1.1). Більше ніж утричі зменшилася територія, де рівень забруднення ^{90}Sr перевищував 4 кБк/м² (табл. 1.2), тобто майже на 90% території України спостерігаються дозварійні рівні забруднення ^{90}Sr .

Таблиця 1.1

**Площа забруднення території Полісся України ^{137}Cs
у 1986 та 2011 роках, [55]**

Область	Площа області, тис. км ²	Рік	Площа території зі щільністю забруднення ^{137}Cs , кБк/м ²					
			<2	2-10	10-40	40-185	185-555	>555
Волинська	20,2	1986	0,3	12,7	7,0	0,2	-	-
		2011	2,0	14,9	3,3	-	-	-
Житомирська	29,9	1986	0,5	9,5	8,9	8,7	1,7	0,64
		2011	2,3	13,6	6,2	6,3	1,1	0,33
Київська	28,9	1986	-	3,4	14,1	8,8	1,6	1,0
		2011	-	8,3	14,4	4,6	0,9	0,7
Рівненська	20,1	1986	-	6,4	5,8	7,8	0,1	-
		2011	-	8,6	7,9	3,6	-	-
Чернігівська	31,9	1986	0,6	16,5	12,6	2,1	0,1	-
		2011	5,3	17,1	8,3	1,2	-	-
Зона відчуження	2,6*	1986	-	-	-	0,8	0,9	0,9
		2011	-	-	0,5	0,8	0,8	0,5
Загалом по Поліссю	133,6	1986	2,8	48,5	96,8	28,4	4,4	2,54
		2011	9,6	125	40,6	16,5	2,8	1,53

Таблиця 1.2

**Площа забруднення території Полісся України ^{90}Sr
у 1986 та 2011 роках, [55]**

Область	Площа області, тис. км ²	Рік	Площа території зі щільністю забруднення ^{137}Cs , кБк/м ²			
			<2	2-4	4-10	>10
Волинська	20,2	1986	19,9	0,3	-	-
		2011	20,1	0,1	-	-
Житомирська	29,9	1986	10,9	10,1	8,9	-
		2011	20,0	6,3	3,6	-
Київська	28,9	1986	1,3	5,4	20,8	1,4
		2011	5,8	9,9	12,2	1,0
Рівненська	20,1	1986	12,7	6,9	0,5	-
		2011	19,3	0,7	0,1	-
Чернігівська	31,9	1986	16,2	9,9	5,8	-
		2011	25,9	3,9	2,1	-
Зона відчуження	2,6*	1986	-	-	1,2	1,4
		2011	-	-	1,6	1,0
Загалом по Поліссю	133,6	1986	122	32,6	37,2	2,8
		2011	91,1	20,9	19,6	2

* - площа території зони відчуження та зони безумовного обов'язкового відселення, яка розташована на території Київської області.

Примітка: у таблицях у першому рядку дана площа забруднення станом на 10.05.1986 року, а у другому - станом на 26.04.2011 р.

Рівень і масштаби забруднення території України ізотопами плутонію фактично не змінилися. Активність ^{241}Am

поступово зростає, за рахунок розпаду ^{241}Pu , а площа його поширення з рівнями понад $0,2 \text{ kBк/м}^2$ на 30% перевищує площу випадів з такою ж щільністю ізотопів плутонію [18, 171].

Площа території Полісся України, що забруднена ^{90}Sr та ^{241}Am , ізотопами Pu суттєво менша, ніж ^{137}Cs [18, 54]. Оскільки переважна кількість цих радіонуклідів (не ^{137}Cs) надійшла до атмосфери у першу (експозиційну) та третю (високотемпературну) фази аварії і пов'язана, головним чином, з гарячими частинками [284], то найбільшого поширення вони набули в межах зони відчуження ЧАЕС [18].

Зона Українського Полісся – північна частина Волинської, Житомирської, Київської, Рівненської і Чернігівської областей – територія, яка піддалася найбільшому радіоактивному забрудненню внаслідок катастрофи.

Через високий ступінь забруднення території радіонуклідами та значну деградацію, виведено з обігу 180 тис. га сільськогосподарських угідь. Внаслідок фізичного розпаду радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr за 29 років після катастрофи їхній вміст в ґрунті знизився приблизно на 45-48%. Горизонтальна й вертикальна міграція цих радіонуклідів не викликала значного перерозподілу їх у природних і штучних ландшафтах. На орних землях, через плужну підшову, не більше 20% усього вмісту цезію зосереджена в орному шарі.

З більшою інтенсивністю ^{137}Cs мігрує в торфових ґрунтах, збіднених на глинисті мінерали. На таких ґрунтах 1-2% ^{137}Cs розповсюдилось по профілю до метрової глибини [49].

Дослідженнями науковців інституту сільського господарства Полісся НААН України щодо розподілу радіонуклідів в ґрунтовому профілю всіх типів ґрунтів встановлено, що основна кількість радіоцезію у віддалений період після катастрофи на ЧАЕС все ще зосереджена в орному шарі ґрунту. Зокрема, середньозважені показники вмісту радіоцезію в шарі 0-20 см дерново – підзолистого сушіщеного ґрунту становили в середньому 67,1-78,8%, в 20-30 см горизонту – 10,7-17,1%, решта радіонуклідів перебувала глибше 30-сантиметрової відмітки. У 30-40-сантиметровому шарі вміст

радіоцезію був у межах 4,1-11,3% загальної кількості його у ґрунті. В шарі 40-50 см цей показник знаходився в межах 0,9-1,0%, а нижче 50 см він варіював по низхідній – від 1,5 до 0,4%. Практично, таку саму тенденцію по вертикальному розподілу радіонуклідів відмічено і у торфо-болотному ґрунті. Концентрація радіонуклідів в орному шарі (0-20 см) становила 81,4%, в шарі 20-40 см – майже 11% і після 40 см – 7,5%. Тобто, це вказує на те, що основна частка радіонуклідів знаходиться ще й досі в кореневмісному шарі ґрунту, а тому, найближчим часом, не слід сподіватися на швидке переміщення їх у більш глибокі горизонти, і, як наслідок, на зменшення надходження їх у рослинницьку продукцію, а потім до тварин та організму людей.

Ґрунти Полісся недостатньо забезпечені елементами мінерального живлення, мають низький вміст доступного рослинам калію, підвищену кислотність, низький вміст гумусу та увібраних основ, що зумовлює накопичення радіонуклідів у сільськогосподарській продукції. Саме 9% таких ґрунтів, з рН більше 5, серед забруднених радіонуклідами, налічується в зоні Полісся.

Тому після катастрофи на ЧАЕС в Україні було провапновано 1,5 млн га забруднених ґрунтів. Внесення вапна на забрудненій радіонуклідами території, в поєднанні з добривами, дало змогу знизити вміст радіонуклідів у сільськогосподарській продукції у 2,5-5 разів.

Проте, починаючи з 1994 по 2008 рік, обсяги цих робіт невинно скорочувались, а відтак, спостерігається від'ємний баланс елементів мінерального живлення в землеробстві Полісся, що неминуче викличе посилення міграції радіонуклідів по трофічних ланцюгах та підвищення рівня радіоактивного забруднення продукції рослинництва і тваринництва.

На Поліссі, згідно з чинним законодавством, до зон радіоактивного забруднення віднесено 2052 населених пунктів (НП), або майже 90% від загальної їх кількості, віднесених у – 1991-1995 рр. (табл. 1.3).

Таблиця 1.3

Кількість населених пунктів України, віднесених до зон радіоактивного забруднення [54]

№ з/п	Область	Кількість населених пунктів, віднесених до зон радіоактивного забруднення				Разом
		1-а	2-а	3-а	4-а	
1	Житомирська	7	63	301	363	734
2	Київська	69	20	33	438	560
3	Рівненська	-	1	273	65	339
4	Чернігівська	-	2	61	190	253
5	Волинська	-	-	166	-	166
Разом		76	86	834	1056	2052

Якщо середня річна розрахункова ефективна еквівалентна доза опромінення людини була основним критерієм віднесення населених пунктів до 3-ої зони (добровільного гарантованого відселення), то до 2-ої зони (безумовного (обов'язкового) відселення) переважна більшість була віднесена постановами Уряду України, які були прийняті у 1989-1990 рр., базуючись на оцінках щільності забруднення і прогнозної дози опромінення з урахуванням територіально-адміністративних зв'язків. Головним критерієм для формування переліку населених пунктів 4-ої зони (посиленого радіоекологічного контролю) була щільність забруднення території ^{137}Cs . Зона відчуження – 1-а зона, утворена на території, з якої було евакуйоване населення у 1986 р. (переважно у кінці квітня та у перший тиждень травня, головним чином з 30-кілометрової зони навколо ЧАЕС), підставами для евакуації були оцінки потужності експозиційної дози та невпевненість у повному припиненні викидів зі зруйнованого 4-го блоку ЧАЕС.

Високий рівень радіоактивного забруднення не завжди є причиною виникнення радіоекологічних проблем. Порівняння

результатів дозиметричної паспортизації з даними щільності забруднення підтверджує цей висновок, оскільки за наявності ґрунтів, в яких ^{137}Cs набуває більшої біодоступності, критичними для життєдіяльності можуть стати території із порівняно помірними (навіть меншими 37 kBк/м^2) рівнями забруднення цим радіонуклідом. Так, значна частина лісів належить до таких територій, де невисокий рівень забруднення ^{137}Cs обумовив перевищення його вмісту в лісових травах та продуктах лісового походження (грибах, ягодах) понад рівні, регламентовані ДР – 2006 р. [57].

Враховуючи те, що з часом, внаслідок природних процесів розпаду радіонуклідів, щільність радіонуклідного забруднення територій суттєво зменшилася, зазнали змін згідно з критеріями зонування і позиції населених пунктів щодо належності до відповідних зон (табл. 1.4).

За 29 років після аварії радіоекологічна ситуація у порівнянні з 1986 та 1991 рр. значно покращилася. У той же час, у межах 3-ої зони (а це територія майже 200 населених пунктів) ще необхідно здійснювати заходи, спрямовані на зменшення доз опромінення, які може отримувати населення за рахунок споживання продуктів харчування місцевого виробництва.

У межах зони відчуження ще сотні років залишатимуться непридатними для проживання території (майже 300 км^2) з високим рівнем радіоактивного забруднення (більше $1,5 \text{ MBк/м}^2$ за ^{137}Cs). Водозбірні території будуть залишатися довготривалим джерелом забруднення поверхневих та підземних вод внаслідок поверхневого змиву та вертикальної міграції відповідно.

Формування післяаварійних доз опромінення населення Полісся України – це процес, що визначається не тільки безпосередньо масштабами та особливостями викидів, але й комплексом діючих на момент аварії та після аварії на ЧАЕС природних та соціальних факторів [91,96, 97, 164].

На цей процес, крім рівнів, масштабів та радіонуклідного складу забруднення, значною мірою впливають:

– екологічні параметри агроценозів (тип ґрунту, зволоження), що визначають темпи включення радіонуклідного

Таблиця 1.4

Кількість населених пунктів, які за критеріями розмежування зон, згідно з чинним законодавством, можуть бути віднесені до зон радіоактивного забруднення [54]

№ з/п	Область	За дозиметричною паспортизацією						За щільністю забруднення радіонуклідами						Віднесено до зон
		I	II	III	IV	V	разом	I	II	III	IV	V	разом	
1	Волинська	-	-	76	90	-	166	-	-	-	9	157	166	166
2	Житомирська	-	-	80	126	490	696	-	11	45	371	307	734	734
3	Київська	-	-	4	20	446	470	20	11	54	189	286	560	560
4	Рівненська	-	1	75	167	96	339	-	-	-	133	206	339	339
5	Чернігівська	-	-	1	42	210	253	-	-	1	80	172	253	253
Разом		-	-	236	445	1242	1924	20	22	100	782	1128	2052	2052

забруднення в трофічні ланцюги та заглиблення радіонуклідів у глибинні шари ґрунту;

- соціально-економічні фактори, що впливають на інформованість населення та масштабність державних контрзаходів (відселення, повне вилучення землі з використання, поліпшення ґрунтів, зміна структури їх використання, вилучення та розподіл забрудненої сільгосппродукції, завезення у забруднені регіони чистих продуктів);

- характер харчування населення, типовий для забруднених радіонуклідами місцевостей;

- впровадження індивідуальних контрзаходів (обізнаність людей, організація побуту, бажання та можливість харчуватися чистими продуктами).

Оцінюючи реалії після аварійної ситуації в Україні, треба відзначити надто складний збіг обставин, за яких майже кожен із перерахованих факторів проявляється з негативного боку. Погіршення економічної ситуації обумовило те, що соціальний буфер, який мав пом'якшувати дію екологічних негараздів, майже зник, і рівень забруднення продуктів харчування та їх територіальний розподіл, майже безпосередньо, визначається дією природних факторів та особливостей аварії. У цих реаліях сучасної України найбільш складним стало питання визначення доз опромінення населення, пов'язаних з вживанням продуктів місцевого походження.

Відомо, що одним з головних наслідків Чорнобильської аварії є радіонуклідне забруднення майже 9% сільськогосподарських угідь України з різноманітними екологічними характеристиками, в першу чергу, різним типом ґрунтів та рівнем їх зволоження. Тип ґрунту та його зволоження є головними природними чинниками, які визначають інтенсивність включення радіонуклідів у трофічні ланцюги, і, таким чином, інтенсивність забруднення всіх продуктів харчування як рослинного, так і тваринного (через корми) походження. Розмаїття природних характеристик забруднених територій стало важливим фактором, що обумовлює складну динамічну картину формування радіаційних наслідків аварії за

рахунок трофічного шляху надходження радіонуклідів в організм людини [91, 162].

Розташування ЧАЕС в зоні лісів та складна динаміка аварійного викиду радіонуклідів, їх атмосферного перенесення на значні відстані зумовило радіоактивне забруднення значних площ лісів України [239]. Особливої уваги заслуговують забруднені радіонуклідами екосистеми лісів та сільськогосподарських угідь, які сьогодні залучені до виробництва в зоні Полісся. Ризики отримання високих рівнів забруднення радіонуклідами кінцевої продукції обумовлені як строкатістю ландшафтних умов, за яких формуються дані екосистеми, так і фізико-хімічними особливостями радіоактивних викидів [123, 147, 248]. Крім того, Поліські землі характеризуються ще й особливо високими коефіцієнтами переходу в ланцюзі «грунт – трава – молоко» [91, 164].

Щільність радіоактивного забруднення в лісах у середньому на 25-30% вища, ніж на територіях, розташованих поряд [215]. У регіональному і глобальному масштабах санітарно-радіологічна роль лісів незначна, проте, в локальному – вона є досить ваговою. Ліси у післяаварійний період міцно утримують значну кількість радіонуклідів, тим самим захищаючи від радіоактивного забруднення поверхневі і ґрунтові води, а також суміжні ландшафти. Ліси, забруднені радіонуклідами, зберегли і свої санітарно-захисні функції, що виявляються в запобіганні вторинному перенесенню радіонуклідів [225].

У той же час, ліси є критичними з погляду формування значних доз внутрішнього опромінення населення при вживанні лісових харчових продуктів, головним чином, грибів та ягід [133]. Обумовлено це кількома факторами:

- більшим радіоактивним забрудненням лісових ландшафтів у порівнянні з відкритими [215];
- значно вищими (на один-три порядки) коефіцієнтами переходу ^{137}Cs та ^{90}Sr до харчових продуктів лісу у порівнянні із сільськогосподарськими продуктами [27, 74, 225];
- неможливістю активно вплинути на швидкість реабілітації лісів після радіоактивного забруднення, домінуванням процесу автореабілітації лісових ландшафтів [21,

67], що обумовлює надзвичайно низькі темпи цього процесу, які визначаються, головним чином, швидкістю фізичного розпаду радіонуклідів;

- давнім, традиційним масовим використанням харчових продуктів лісу населенням приліських районів, зокрема, від 1/3 до 2/3 населення Полісся регулярно вживає у їжу дикорослі гриби і ягоди [24, 344].

1.2. Особливості міграції довгоживучих радіонуклідів у трофічних ланцюгах та забруднення ними продуктів харчування

Згідно із законом біогенної міграції атомів, сформульованим В.І. Вернадським, живі організми рослини, тварини активно впливають на міграцію елементів [1, 78]. Радіонукліди цезію та стронцію, маючи хімічні властивості подібні, відповідно, до калію та кальцію, досить часто легко по трофічному ланцюгу включаються у біогенну міграцію й накопичуються у продуктах харчування [135].

Споживання населенням продукції, забрудненої ^{137}Cs і ^{90}Sr , призводить до додаткового внутрішнього опромінення організму людини понад природні рівні [165, 252, 304]. Вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді повинен забезпечити не перевищення прийнятої річної ефективної дози внутрішнього опромінення до 1 мЗв/рік [73]. На територіях із рівнями забруднення, що допускають ведення сільськогосподарської діяльності, доза опромінення хоч і не перевищує встановленої межі, проте великий контингент населення зазнає опромінення низькими дозами, що збільшує ймовірність прояву віддалених радіобіологічних ефектів (розвитку пухлин, мутацій, зниження імунітету). Окрім того, в організмі людини концентрація ^{137}Cs швидко наближається до рівноваги з вмістом його в раціоні й поступово виводиться за його зменшення, тоді як ^{90}Sr накопичується в організмі протягом усього життя людини, опромінюючи кістковий мозок [48].

Поводження радіонуклідів у ґрунті і їх метаболізм у рослинах, в основному, підкоряються тим же закономірностям, які характерні для стабільних ізотопів елементів – хімічних аналогів радіонуклідів, що присутні у ґрунтах [19, 20].

Спостереження за поведженням глобальних випадінь радіонуклідів у природних умовах, як і результати модельних експериментів зі штучним внесенням радіонуклідів, показують, що ґрунти, на поверхню яких потрапили радіоактивні речовини, активно включаються у процеси вертикальної міграції [94].

Численними дослідженнями й спостереженнями було доведено, що інтенсивність вертикальної міграції визначається механічними й фізико-хімічними властивостями ґрунту, а також хімічною природою радіонуклідів. При цьому, міграція радіоактивних речовин по профілю ґрунту може бути наслідком як механічного переносу часток випадінь або ґрунтових часток із сорбованими на них радіонуклідами, так і переміщення вільних іонів або їхніх комплексів з органічною речовиною в результаті дифузії, конвективного переносу зі струмками води, утворення легких сполук.

Як показують дані багатьох досліджень, 85–90% випадінь радіонуклідів акумульовані у верхньому шарі природних угідь або орному шарі ґрунтів, звідки вони через кореневі системи рослин активно залучаються до трофічних ланцюгів. Таким чином, незважаючи на процеси сорбції, перерозподілу радіонуклідів по ґрунтовому профілю, вони залишаються в зоні посиленого засвоєння рослинами [53, 89].

Відомо, що інтенсивність міграції радіонуклідів залежить від багатьох факторів, серед яких особливе значення мають агрохімічні – вмісту у ґрунті калію, кальцію, фосфору, кислотність ґрунтового розчину. Вже понад двадцять дев'ять років забруднені ґрунти деградують, що сприяє підвищеному забрудненню рослин. Запаси калію, фосфору в ґрунтах 3-ої Чорнобильської зони зменшились на 18-34%, площі кислих ґрунтів збільшилися у 2,0-2,5 рази і в окремих господарствах вони займають до 87%. Проте, на значній частині орних земель, всіх площах пасовищ і сіножатей у 3-ій зоні, вже понад 15 років агрохімічне обстеження не проводили.

На окремих територіях відбувається вторинний перерозподіл і нагромадження їх в акумулятивних ландшафтах внаслідок водного переносу. Типовими екосистемами цих ландшафтів є низинні болота, які не були суцільно обстежені. Методиками не було передбачено особливостей обстеження заплавл, акумулятивних терас рік та озер. Через це нерідко на елементарних ділянках поєднувались елементи елювіальних, транзитних і акумулятивних ландшафтів, які характеризувались одним змішаним зразком ґрунту [53, 89, 119, 228, 229].

Темпи вертикальної міграції радіонуклідів у ґрунтах природних біогеоценозів залежать від водного режиму ґрунтів. Експериментальні дані показують, що через 10 років після внесення ^{90}Sr на глибину 40–50 см у луговий зволожений ґрунт близько 30% нукліда перемістилося доверху від місця глибокого захоронення і лише незначна його кількість мігрувала в нижні шари ґрунту. При зміні коефіцієнта обводненості від 0,1 до 20,0 у вологих ґрунтах сумарна кількість ^{90}Sr у ґрунтовому розчині зростає від 4 до 20 разів, а ^{137}Cs – на два порядки величин [84].

Проявом специфічності радіонуклідів, що перебувають у природних умовах в ультрамікрокількостях, є відносно низька їх міграційна рухливість у ґрунті в порівнянні зі стабільними макроаналогами і це призводить до того, що основна частка радіонуклідів (95–99%), які надійшли на поверхню, затримуються протягом тривалого часу у верхньому 1–2 – сантиметровому шарі ґрунту. У експериментах зі штучним внесенням деяких продуктів поділу на поверхню ґрунту луків істотних розходжень у характері первинного розподілу радіонуклідів, що відрізняються фізико-хімічними властивостями, по вертикальному профілі ґрунту не виявлено, тоді як через п'ять років ці розходження стають помітними. Більше 90% загальної кількості радіонуклідів, затриманих у перший рік на рослинності, переходить у ґрунт, а з тієї кількості радіонуклідів, що потрапили в ґрунт, 60–85% перерозподіляється у верхньому 3–5-сантиметровому шарі. При цьому ^{90}Sr більше мобільний у порівнянні з ^{137}Cs [157].

Розходження у швидкості міграції радіонуклідів у різних шарах ґрунту можуть бути пояснені знаходженням радіонуклідів у різних формах, що розрізняються за

інтенсивністю міграції, або розходженнями в рухливості їхніх обмінних форм у різних генетичних горизонтах. Дослідження міцності зв'язку ^{137}Cs і ^{90}Sr на різних глибинах підтверджує положення про велику рухливість форм радіонуклідів, що проникли в шари ґрунту на 5-20 см. [144].

В агроєкосистемах сільськогосподарські культури є важливою ланкою трофічного ланцюга, по якому ^{137}Cs і ^{90}Sr надходять в організм тварини та людини. Наразі основним шляхом надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr до рослин є кореневий. Поведінка цих радіонуклідів у ланці «ґрунт – рослина» в основному визначається мінералогічним складом ґрунтів, їх фізико-хімічними властивостями та біологічними особливостями рослин [1, 9, 104, 132, 241].

Інтенсивність перенесення радіонуклідів по трофічних ланцюгах, в тому числі у ланці «ґрунт – рослина», залежить від вмісту їх носіїв. Для ^{90}Sr – стабільного стронцію, що є ізотопним носієм та неізотопного носія – стабільного кальцію, а для ^{137}Cs відповідно, стабільного цезію та калію. При цьому роль неізотопного носія значно важливіша, ніж ізотопного, так як вміст неізотопних носіїв у ґрунті значно вищий, ніж ізотопних. Тому для оцінки міграції радіонуклідів по трофічних ланцюгах було введено поняття стронцієві та цезієві одиниці, що показують відношення вмісту цих радіонуклідів до вмісту їх в неізотопних носіїв, відповідно кальцію та калію. Схожість у поведінці радіоактивного цезію із калієм значно менша, ніж у стронцію з кальцієм [159, 167, 242].

Радіонукліди можуть надходити до рослини через коріння із ґрунту або з іншого живильного середовища (кореневий або ґрунтовий шлях), а також через надземні частини – листя, стебла, суцвіття, плоди при осадженні твердих або рідких аерозолів (аеральний або позакореневий шлях). Як правило, аеральний шлях надходження радіонуклідів у рослини домінує відносно короткий проміжок часу, коли в атмосфері присутні радіоактивні речовини [69, 206]. Після стабілізації даного становища (припинення викиду, закінчення випаднів) провідним довготерміновим шляхом надходження стає кореневий [216],

який розглянемо більш детально на прикладі Північної частини України [216].

Основними факторами, що визначають надходження радіонуклідів у рослини кореневим шляхом, є сполука ґрунтового розчину й концентрація в ньому радіонукліда, фізико-хімічні характеристики радіонуклідів, агрохімічні властивості ґрунтів, біологічні особливості рослин і агротехніка обробітку культур [89, 139, 216, 218].

Фізико-хімічні властивості ґрунту надзвичайно впливають на інтенсивність надходження радіонуклідів із ґрунту в рослини. Численними науковцями показано, що з підвищенням родючості ґрунту інтенсивність нагромадження радіонуклідів рослинами значно знижується [15, 51, , 151, 214, 338].

Залежно від фізико-хімічних властивостей ґрунту розходження в нагромадженні радіостронцію у врожаї сільськогосподарських рослин можуть сягати до 50 разів для зерна зернових і силосних культур, до 20 разів – для соломи зернових культур, до 10-15 – для бульб і бадилля картоплі [14].

Одним із проявів впливу фізико-хімічних характеристик ґрунту на перехід радіонуклідів у рослини є зональність. Зі зміною природних зон змінюються фізико-хімічні властивості ґрунтів і, відповідно, міняються кількісні залежності їх надходження. Максимальне нагромадження радіостронцію рослинами, вирощеними на підзолістому ґрунті, перевищувало мінімальне його нагромадження із чорноземного ґрунту степової зони: зерном – в 48 разів, соломою – в 26 разів, силосними – в 45 і бадиллям картоплі – в 15 разів [14, 354].

У численних дослідженнях була відзначена обернена залежність між вмістом у ґрунті обмінного кальцію – основного неізотопного носія цього радіонукліда і нагромадженням радіостронцію рослинами. Так, за допомогою дисперсійного і кореляційного аналізів показано, що серед всіх ґрунтових властивостей вміст обмінного кальцію в ґрунті робить основний і незалежний вплив на надходження ^{90}Sr у пшеницю [4, 217].

Інтенсивно накопичують ^{137}Cs калієлюбиві рослини, тому що його поглинання рослинами із ґрунту пов'язане із засвоєнням калію. Зі збільшенням вмісту обмінного К у ґрунтах

нагромадження ^{137}Cs у рослинах зменшується, однак, оберненої лінійної залежності між цими величинами не встановлено [4, 124].

Серед фізико-хімічних характеристик ґрунту виділяють близько десяти параметрів, які вважають найбільш важливими для визначення поведінки радіонуклідів у ґрунті й переходу їх у рослини. У загальному вигляді вплив ґрунту виявляється в зниженні біологічної рухливості радіонуклідів, у першу чергу ^{137}Cs і ^{90}Sr , при збільшенні вмісту в ґрунті обмінних катіонів, органічної речовини, фізичної глини й мулу, мінералів монтморилонітової групи, ємності поглинання. Спрямованість впливу кислотності, карбонатів і вологості ґрунтів залежить від фізико-хімічних властивостей радіонуклідів [4, 217].

Проведена статистична обробка експериментальних даних щодо надходження ^{137}Cs у рослини показала, що до числа властивостей ґрунтів, які найбільш впливають на надходження ^{137}Cs , відносяться: вміст органічного вуглецю, рН сольової витяжки, вміст валового кальцію, сума обмінних катіонів кальцію і магнію, ємність поглинання, вміст обмінного ^{137}Cs [84, 126].

Експериментально встановлено, що при збільшенні кислотності зростає інтенсивність надходження радіонуклідів у рослини [4].

Багаторічні спостереження за нагромадженням радіонуклідів у рослинах у зв'язку з агрометеорологічними факторами показали, що найбільше значення має співвідношення між температурою і вологою. Формування погодних умов посушливого типу супроводжується підвищенням концентрації радіонуклідів у рослинах. Перевага протягом вегетаційного періоду вологого типу погодних умов призводить до зниження рівня забруднення [151]. Однак, існують спостереження, з яких випливає, що збільшення атмосферних опадів підвищує нагромадження ^{90}Sr рослинами, особливо в тих випадках, коли врожайність культур змінюється незначно. Збільшення ж кількості опадів, що призводить до збільшення врожайності, практично не впливає на нагромадження ^{90}Sr рослинами [14].

Істотним фактором, що впливає на перехід радіонуклідів у рослини, є час їхньої взаємодії із ґрунтом. У природних умовах у

перший рік внесення ^{90}Sr у ґрунт його перехід у рослини на 20-30% більше, ніж у наступні роки [157]. У багаторічних польових дослідках, встановлено, що якщо прийняти нагромадження ^{137}Cs у рослинах у перший рік за 100%, то в другий рік засвоєння становить 30, а в третій – 20%. У процесі взаємодії свіжовнесених радіонуклідів із ґрунтом з часом відбувається перехід їх у менш доступну для рослин форму [157].

Надходження ^{137}Cs у рослини із ґрунту в середньому в 5-10 разів менше, ніж ^{90}Sr , однак для окремих районів зі своєрідними ґрунтово-кліматичними умовами K_H ^{137}Cs досягає досить високих значень – до 4,5 на дерново- підзолистих і піщаних ґрунтах, слабо насиченими основами.

Багатьма дослідниками відзначений вплив біологічних особливостей рослин на нагромадження радіонуклідів із ґрунту. Так, серед 75 вивчених сортів зернових і бобових культур, вирощених на одному ґрунті, різниця в концентрації ^{90}Sr становила 85 разів, а в 170 сортів коренеплодів і овочевих культур – 350 разів [157].

По акумуляції рослинами хімічні елементи поділяються на 5 груп: із сильним накопиченням (коефіцієнт накопичення >10), зі слабким накопиченням (1-10), з відсутністю акумуляції (0,1-1), зі слабкою дискримінацією (0,01-0,1) і із сильною дискримінацією ($<0,01$) [5].

Так, ^{90}Sr у 2-6 разів інтенсивніше поглинається бобовими культурами, ніж злаковими. Його вміст, як правило, вище в зернобобових культурах у порівнянні зі злаковими. Найбільш інтенсивно проходить нагромадження радіонуклідів у листках і стеблах і значно слабше – в генеративних органах рослин. Низькими рівнями забруднення характеризуються коренеплоди (просапні культури): буряк, морква, а бульби картоплі мали найменший коефіцієнт переходу.

Нагромадження радіонуклідів різними видами і сортами сільськогосподарських культур визначається особливістю мінерального живлення, тривалістю вегетаційного періоду, характером розподілу кореневих систем у ґрунті, різною продуктивністю та іншими біологічними особливостями. Зернобобові культури, як правило, інтенсивніше поглинають

більшість радіонуклідів порівняно із злаковими. Розміри переходу радіонуклідів у рослини змінюють також способи обробітку ґрунту (табл. 1.5, 1.6) [241, 242].

Таблиця 1.5

Середні значення коефіцієнтів переходу ($K_{\text{п}}$) ^{137}Cs в урожай сільськогосподарських культур, Бк/кг: кБк/м² [241, 242]

Культура	Частина урожаю	Дерново-підзолисті ґрунти		
		піщані і супіщані	легко- і середньо-суглинкові	важко-суглинкові
Жито озиме	зерно	0,10	0,03	0,02
	солома	0,20	0,06	0,03
Пшениця озима	зерно	0,20	0,03	0,03
	солома	0,30	0,06	0,03
Ячмінь ярий	зерно	0,10	0,05	0,02
	солома	0,20	0,13	0,06
Картопля	бульби	0,10	0,60	0,04
Буряки столові	коренешлоди	0,50	0,40	0,10
Овочі (томат)		0,06	0,03	0,03
Гречка	зерно	0,75	0,08	0,05

Таблиця 1.6

Середні значення коефіцієнтів переходу (Кп) ^{90}Sr в урожай сільськогосподарських культур, Бк/кг: кБк/м² [241, 242]

Культура	Частина урожаю	Дерново-підзолисті ґрунти		
		піщані і супіщані	легко- і середньо-суглинкові	важко-суглинкові
Пшениця озима	зерно	1,0	0,6	0,3
	солома	5,0	3,0	1,5
Ячмінь	зерно	5,0	3,0	1,5
	солома	25,0	15,0	7,5
Горох	зерно	7,0	4,0	2,0
	солома	35,0	20,0	10,0
Гречка	зерно	5,0	3,0	1,5
Картопля	бульби	2,6	1,7	0,8
Буряки столові	коренеплоди	6,0	3,0	1,6
Капуста	головка	1,2	0,6	0,3

Зернові, бульбоплоди, коренеплоди і овочеві культури мають дуже низькі значення коефіцієнту переходу радіонуклідів з ґрунту. Крім цього, ці культури традиційно вирощуються на більш родючих типах ґрунтів, і найчастіше – із застосуванням добрив. Тому у віддалений період після аварії майже на всій території вміст радіоцезію в цій рослинницькій продукції не перевищував ДР-2006. Однак, при використанні населенням для

вирощування городини, в основному картоплі, на чорноземних та дерново-підзолистих піщаних і супіщаних ґрунтах питома активність ^{137}Cs у продукції може досягати рівня ДР-2006, а іноді і перевищувати його. Прикладом цього є перевищення в останні роки допустимого рівня вмісту ^{137}Cs в овочах і картоплі, що вирощуються на торфових ґрунтах. За щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs біля 100 кБк/м² питома активність радіоцезію в овочах і картоплі перевищує ДР-2006 [11, 87, 88].

Величина Кп ^{137}Cs і ^{90}Sr в усіх сільськогосподарських культур, як у рік випадінь, так і в наступні роки значно відрізнялися у різних типах ґрунтів. Для всіх видів культур на торфово-болотному ґрунті Кп ^{137}Cs більші у 7-15 разів ніж на дерново-підзолистому, у 10-20 разів – на сірому лісовому, та 15-30 разів – на чорноземі. Найбільші значення Кп ^{90}Sr – на дерново-підзолистому ґрунті, і менші, майже в 5 разів, – на сірому лісовому ґрунті і в 10 разів – на чорноземі [86].

Такі значні розбіжності вказують на те, наскільки сильно значення коефіцієнта переходу ^{137}Cs і ^{90}Sr залежить від типу ґрунту, на якому вирощується сільськогосподарська продукція, і який, в свою чергу, має певні агрохімічні властивості.

За період після аварії значення Кп радіонуклідів у культури зменшилися для ^{137}Cs на органічних ґрунтах – до 100 разів, на мінеральних – до 10–30 разів, а для ^{90}Sr на мінеральних ґрунтах – до 3 разів. Вагомим фактором, що значно змінює радіаційний стан на забруднених територіях, є іммобілізація радіонуклідів ґрунтово-вбирним комплексом. Причому періоди напівзменшення коефіцієнтів накопичення радіонуклідів рослинами за рахунок цього процесу для ^{137}Cs і ^{90}Sr значно менші, ніж періоди напіврозпаду радіонуклідів, що свідчить про більший, ніж розпад, внесок процесів іммобілізації в покращення радіаційної ситуації [120, 121].

В останні роки, у зв'язку з важким економічним становищем в країні, в радіоактивно забруднених регіонах спостерігаються випадки перевищення ДР-2006 вмісту радіонуклідів у сільськогосподарській продукції, що виробляється в громадському секторі. Так, в 2009 році було відмічене перевищення в 2 рази допустимого вмісту ^{90}Sr у

продовольчому зерні, що виробляється на бідних дерново-підзолистих піщаних ґрунтах Полісся України на території зони добровільного гарантованого відселення (3-я зона). Існує дві причини такого факту. По-перше, на цій території в аварійних радіоактивних випадках ^{90}Sr знаходився в матриці частинок опроміненого ядерного палива і був недоступний рослинам. З часом відбулося розчинення паливних частинок та перехід ^{90}Sr у ґрунтовий розчин з наступним включенням його у міграційні процеси. По-друге, останній раз вапнування за кошти Чорнобильського фонду кислих ґрунтів проводилося в 2006 році.

Продукція тваринництва відіграє надзвичайно важливу роль у харчуванні людини. З молоком та м'ясом в організм людини разом із поживними речовинами надходить і значна кількість радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr , що зумовлює додаткове внутрішнє опромінення населення [105, 106, 146].

У міграції радіонуклідів, ^{137}Cs і ^{90}Sr стають однією із ланок трофічного ланцюга до тварини. Рослинний корм є джерелом надходження радіонуклідів в організм сільськогосподарських тварин. При цьому найбільше рослинного корму трансформується організмом великої рогатої худоби, що сприяє залученню до біогенної міграції значних обсягів ^{137}Cs і ^{90}Sr . При пасовищному утриманні певна кількість радіонуклідів може надходити із частинками землі, що заковтуються разом із травою [8, 200].

Наприкінці 90-х років на радіоактивно забруднених територіях були ліквідовані колгоспи і радгоспи, відбулося розпаювання сільськогосподарських угідь. При розпаюванні землі населенню для випасів та сінокосів були виділені угіддя, розміщені в критичних, з точки зору накопичення радіонуклідів, ландшафтах. У п. 3.22 «Концепції ведення агропромислового виробництва на забруднених радіонуклідами територіях та їх комплексної реабілітації на період 2000-2010 рр.» застережено, що «...безпечне користування такими ділянками може бути гарантоване тільки за умови, що вони перебувають у володінні КСП або у державному резерві» [91].

Проте, велика частка виділених селянам сінокосів і пасовищ знаходяться на гідроморфних органогенних чи

дерново-підзолистих піщаних і супіщаних ґрунтах, розміщених, частіше за все, в зволжених низовинах і заплавах річок з високим рівнем ґрунтових вод, де Кп ^{137}Cs і ^{90}Sr з таких типів ґрунту в рослинність досить високі, тому корми для відгодівлі худоби у населення характеризуються підвищеним рівнем радіоактивного забруднення. Внаслідок цього, у значній кількості приватних підсобних господарствах ще й досі виробляється молочна і м'ясна продукція, вміст радіонуклідів в якій значно перевищує встановлені державні нормативи.

Так, кількість зразків сільськогосподарської продукції із вмістом радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr , що перевищує допустимі рівні, у 2006 рр. становила – 2,2%, у 2007 р. – 1,4%, у 2008 – 1,3% (табл. 1.7).

Таблиця 1.7

Перевищення вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr при радіологічному контролі сільськогосподарської продукції, 2006-2009 рр. [55]

Область	Зразків сільськогосподарської продукції							
	2006		2007		2008		2009	
	усього	>ДР-06	усього	>ДР-06	усього	>ДР-06	усього	>ДР-06
Волинська	64508	3182	59205	2681	48740	1774	39145	1080
Житомирська	38813	1848	38581	1202	16833	741	14451	415
Київська	71859	185	119435	48	55724	163	64282	54
Рівненська	49377	872	40869	1194	26122	676	9500	458
Черкаська	912	-	833	-	788	-	1408	-
Чернігівська	54170	61	104000	62	96200	68	106200	22
Разом	279639	6148	362923	5187	244407	3422	234986	2029

На даний час у Поліссі залишається близько 20 населених пунктів, де питома активність ^{137}Cs у молоці та м'ясі постійно перевищує ДР-2006 (100 і 200 Бк/кг відповідно) в 3-10 разів, і близько 100 населених пунктів, де рівень радіоактивного забруднення молока приблизно в третини приватних підсобних господарствах може перевищувати ДР- 2006.

Згідно з прогнозом забруднення сільськогосподарської продукції внаслідок значного уповільнення автореабілітаційних процесів рівні її радіоактивного забруднення і, як наслідок, дози внутрішнього опромінення населення в критичних населених пунктах без застосування контрзаходів будуть зменшуватися дуже повільно, з періодом напівзменшення у 20-30 років [150].

У шлунку та кишечнику за фізичного подрібнення корму, дія ферментів, кислого середовища шлункового соку, жовчі та інших факторів, радіонукліди переходять в легкодоступну форму для всмоктування. На процеси їх всмоктування і депонування впливають вік, вид та фізіологічний стан тварин, наявність у раціоні клітковини, хімічних аналогів радіонуклідів. Інтенсивність і величина всмоктування радіонуклідів в шлунково-кишковому тракті (ШКТ) залежить від хімічної форми сполуки, до складу якої він входить. Добре всмоктуються радіонукліди, що знаходяться у вигляді іонів. Майже не всмоктуються радіонукліди, що входять до складу оплавлених силікатних частинок [8, 32, 106, 200].

З ШКТ моногастрічних тварин (свині, коні) з раціону всмоктується до 100% цезію, а у жуйних (велика рогата худоба, вівці, кози) в кров переходить відповідно 50-75%, 57% та 68% радіонуклідів. Рівні всмоктування радіонуклідів стронцію з ШКТ коливається в межах від 5 до 60%, складаючи в середньому 30% [8, 200].

Швидкість надходження радіонуклідів в ШКТ, органи і тканини значно перевищує швидкість виведення їх з організму. Тому за постійного надходження радіонуклідів відбувається їх накопичення в організмі.

Встановлено, що радіонукліди, які потрапили в кров, включаються у процеси обміну речовин, розподіляються по органах та тканинах, а також виводяться із організму з калом,

сечею, у лактуючих тварин з молоком, у вагітних тварин з організмом новонароджених.

Час, протягом якого з організму виводиться половина радіонуклідів, називають ефективним періодом напіввиведення. Зменшення вмісту радіонуклідів в організмі відбувається як за рахунок їх біологічного виведення у процесі обміну речовин, так і за рахунок їх фізичного розпаду. Радіоцезій виводиться з організму переважно у процесах обміну, тобто біологічним шляхом, а радіостронцій – за допомогою обох шляхів. Ефективний період напіввиведення радіоцезію у корів, залежно від рівня їх продуктивності, коливається в межах 20-40 діб, у свиней він складає 15-30 діб. У м'яких тканинах концентрація радіостронцію зменшується у 2 рази через 2,5-8,5 діб. Із скелета тварин до 30% радіостронцію виводиться з ефективним періодом напіввиведення 90-360 діб. Це так званий обмінний стронцій. Репшта його фіксується у мінеральній матриці кісток і практично не виводиться з організму тварин. Притому, що концентрація радіостронцію в кістках постійно збільшується, збільшуючи і радіаційний вплив на клітини кісткової тканини та на кістковий мозок. Ефективний період напіввиведення для 70% радіостронцію із скелету складає 10-15 років [48, 200].

Радіонукліди з током крові переносяться до тканин та органів, частково затримуючись та вибірково накопичуючись в них. Радіонукліди цезію накопичуються переважно дифузно в усіх м'яких органах та тканинах, а стронцій – у кістках. Відсоток переходу радіоцезію у м'ясо тварин досить високий. У середньому в 1 кг яловичини переходить 4% ^{137}Cs з раціону, у конину – до 9%, свинину – 25%, у баранину – 15%. Максимальні коефіцієнти переходу ^{90}Sr у корів з раціону в 1 кг кісток становлять 7,7%, м'язової тканини – 0,06%. У 1 кг свинини з корму переходить 0,3% ^{90}Sr [33, 200].

Накопичення цих радіонуклідів в організмі залежить від рівня вмісту в раціоні калію і кальцію, збільшення їх вмісту зменшує інтенсивність накопичення відповідно ^{137}Cs і ^{90}Sr [80, 195, 198]. У молодому організмі інтенсивність накопичення радіонуклідів вища, ніж в дорослому. Так, у одному кілограмі м'язової тканини телят 2-місячного віку накопичується 55%, 4-

місячного – 36, 6-місячного – 16, 12-місячного – 7-8, більше 18-ти місяців – 4% ^{137}Cs , від кількості, яка надійшла з раціоном. Максимальна концентрація радіостронцію в скелеті відмічається через 260-270 діб. Дослідженнями встановлено, що через 55 днів після переведення тварин на годівлю чистими кормами у великої рогатої худоби виводиться 65% ^{137}Cs [8, 82].

Перехід радіонуклідів з кормів у продукцію тваринництва залежить від рівня повноцінності годівлі тварин [42, 202, 203], їх віку, фізіологічного стану, продуктивності, тому в умовах рівноважного стану в одному кілограмі м'язової тканини великої рогатої худоби накопичується 0,02-0,06% ^{90}Sr та 4-9% ^{137}Cs , що надійшли із добовим раціоном. У корів у період рівноваги з 1 л молока виводиться 0,46-1,25% ^{137}Cs та 0,12-0,16 % ^{90}Sr від добового надходження його до організму з кормом. У високопродуктивних тварин Кп ^{137}Cs з раціону в молоко складають 0,7%, а для пасовищного періоду – 0,9%. Це зумовлено поїданням тваринами разом з травою дернини та ґрунту [59, 60, 70].

При тривалому надходженні в організм тільної корови радіонуклідів у плоді накопичується до моменту народження до 1% ^{90}Sr та 0,5% ^{137}Cs , які надійшли з кормом в організм тварини [28, 30, 200].

Аналіз літературних джерел свідчить, що питання щодо міграції радіонуклідів у трофічних ланцюгах вивчені ще не досить детально [30, 43, 142, 199].

1.3. Формування доз внутрішнього опромінення населення у віддалений період

Не дивлячись на те, що наразі значна частина радіонуклідів з невеликим періодом напіврозпаду практично припинила своє існування, природні і сільськогосподарські екосистеми Полісся і до сьогодні залишаються забрудненими радіоізотопами [46, 64]. Серед них ^{137}Cs , ^{90}Sr , ізотопи трансурованих елементів: плутоній – 238, 239, 240, 241 і америцій – 241. Для трансурованих елементів характерний ріст питомої

активності за рахунок природного розпаду плутонію – 241 і утворення дочірнього америцію – 241, радіотоксичність якого набагато вища, ніж материнського нукліду, і ця ситуація в найближчому майбутньому не зміниться.

Відсутність контрзаходів у сільському господарстві Полісся України зумовило погіршення ситуації з надходженням радіонуклідів в організм населення, яке мешкає на даній території. Вміст ^{137}Cs в продуктах харчування на Поліссі зменшується за рахунок природних процесів, проте він все ще залишається високим. Економічна криза посилила використання населенням для власного споживання овочевої продукції, вирощеної в приватних підсобних господарствах, випасання худоби на лісових угіддях та луках, що призвело до підвищення ризиків споживання радіоактивно забруднених продуктів харчування.

Мешканці забруднених територій не завжди враховують потенційний ризик від споживання радіоактивно забруднених продуктів харчування, зокрема, лісових ягід і грибів. Лісові продукти харчування відіграють важливу роль не лише як складова традиційної поліської кухні, але й як джерело доходу мешканців сільських територій, які збирають їх і для продажу. Є всі підстави очікувати, що зниження рівня добробуту населення в цьому регіоні призведе не лише до підвищення споживання продуктів харчування, вирощених на присадибних ділянках, а також і дарів лісу, але й до більшої залежності домогосподарства від збирання та продажу радіоактивно забруднених продуктів лісового походження.

Внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС радіонуклідами було забруднено території 12 областей України. Радіологічному контролю підлягало більш як 3 млн осіб. У післяаварійні роки проводяться масові виміри рівнів внутрішнього опромінення населення, що постраждало внаслідок аварії. Результати вимірювань свідчать, що динаміка доз внутрішнього опромінення дуже нестабільна. До 1992 р. завдяки проведенню профілактичних заходів практично у всіх регіонах України зареєстровано систематичне зниження вмісту інкорпорованого радіоцезію (до 35% на рік). У 1992 році відмічається його зростання на 30-80% щорічно, що обумовлено практичним

згортанням контрзаходів стосовно профілактики внутрішнього опромінення внаслідок економічного спаду у країні, і, як наслідок, вживанням населенням місцевих продуктів харчування. У 1995-1998 рр. дози внутрішнього опромінення у деяких населених пунктах перевищили значення доз у перші роки аварії. Починаючи з 2009 р., ЛВЛ – моніторинг населення припинено, незважаючи на те, що в найближчі роки залишається надзвичайно важливим контроль внутрішнього опромінення населення забруднених радіонуклідами регіонів. Як показав досвід минулих років (1992-1997), населення таких територій потребує постійного моніторингу продуктів харчування на вміст радіонуклідів, оскільки економічна криза спонукає населення до збільшення в раціоні харчування частки продуктів власного виробництва та продуктів природного походження, що сприятиме зростанню доз внутрішнього опромінення [53, 55].

Важливою проблемою екології є вивчення радіоекологічних аспектів впливу дії іонізуючих випромінювань радіонуклідів на живі організми навколишнього середовища (біоти) особливо на людину, оцінка індивідуальних і колективних еквівалентних доз опромінення на окремі органи і тканини, стану обмінних процесів в організмі внаслідок тривалого проживання на забруднених радіонуклідами територіях [108]. Слід зазначити принципові відмінності при оцінці впливу радіонуклідів на біоту і людину. Якщо для біоти основним показником дії іонізуючого випромінювання є здатність популяції підтримувати свою чисельність, то для людей, що проживають на забруднених радіонуклідами територіях – це стан здоров'я і генетичні порушення у потомстві [66, 215, 345].

Міграційні процеси радіонуклідів в екосистемі характеризуються коефіцієнтами накопичення і переходу радіонуклідів в системі «грунт – рослина – людина» та «грунт – рослина – тваринницька продукція – людина» (рис. 1.1). Як відомо, коефіцієнт накопичення ^{137}Cs значною мірою залежить від ступеня кислотності ґрунтів. Велика кількість протонів у ґрунті спричиняє статистичний перерозподіл атомів цезію між ґрунтовим розчином і колоїдними частинками ґрунту в бік збільшення ймовірності їх знаходження у розчині, тобто в

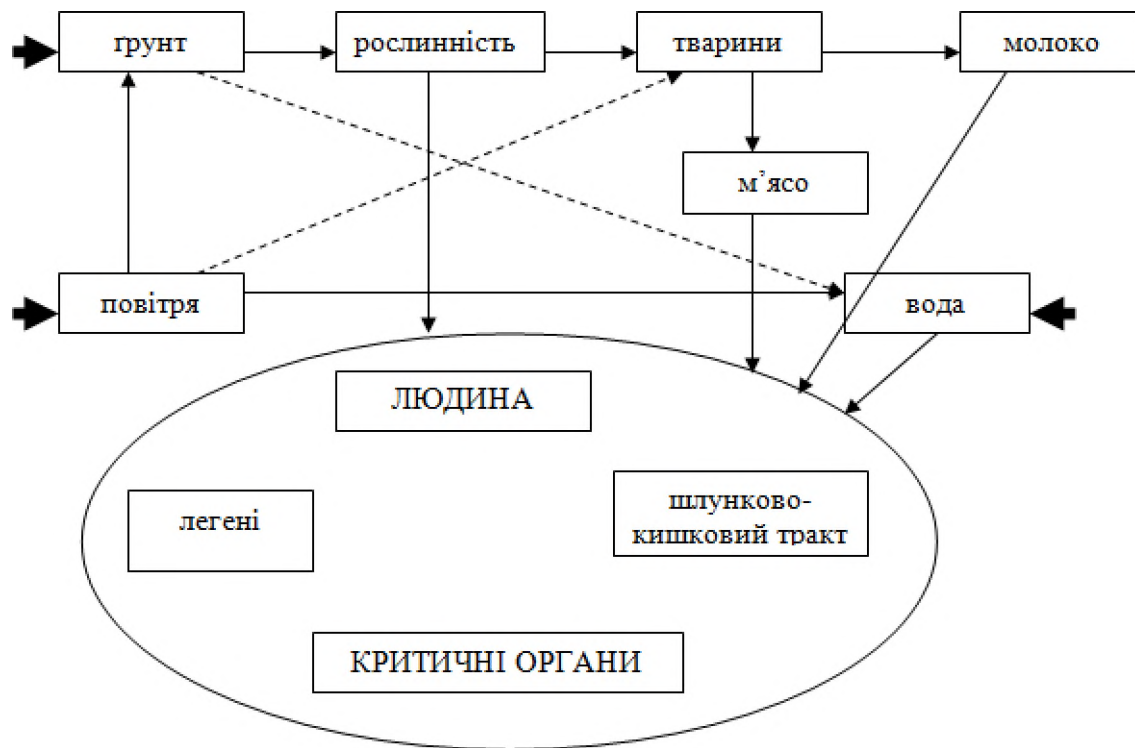


Рис 1.1. Формування дози внутрішнього опромінення населення

біологічно доступній формі [151]. Таким чином, підвищена кислотність, що характерна для ґрунтів Полісся, які становлять 10% площі забруднених угідь, а з вмістом калію меншим 8 мг на 100 г ґрунту – близько 20%, на таких ґрунтах коефіцієнти переходу радіоцезію в ланці «ґрунт – рослина» перевищують у 10-100 разів відповідні характеристики на забезпечених мінеральних ґрунтах, таких як сірі лісові та чорноземи.

Рівні забруднення радіонуклідами сільськогосподарської продукції визначаються не тільки щільністю забруднення ґрунтів, а й їх типом та агрохімічними властивостями. Про значний вплив екологічних умов (тип ландшафту та ґрунту) на рівні надходження радіоцезію до організму людини свідчать дані загальнодержавної паспортизації населених пунктів України (табл. 1.8).

Таблиця 1.8

Середні ефективні дози опромінення населення районів із щільністю забруднення 25 кБк/м² і співвідношення зовнішнього і внутрішнього опромінення [72, 73]

Область	Тип ґрунту	Доза	Роки							
			1986		1987-1990		1991-2000		1986-2000	
			зовн.	вн.	зовн.	вн.	зовн.	вн.	зовн.	вн.
Вінницька	чорнозем	%	31	69	94	6	92	8	52	48
Волинська	торфовий	від Σ	31	69	10	90	8	92	12	88
Вінницька	чорнозем	mSв	1,8		0,55		0,45		2,8	
Волинська	торфовий		2,1		5,0		4,9		12	

У першій рік після аварії, коли переважало аеральне забруднення рослинності, внески доз зовнішнього і внутрішнього опромінення у сумарну дозу опромінення населення були однаковими в двох областях з однаковим рівнем забруднення ґрунту, але різними ґрунтовими умовами. Вже на другий рік, коли основним шляхом надходження радіонуклідів до рослин

став кореневий, внесок дози внутрішнього опромінення на органічних торфових ґрунтах був більший у 10 разів, ніж на мінеральному чорноземі. Окрім того, величина сумарної ефективної дози опромінення населення, яка в рік аварії була майже однакова на обох типах ґрунтів, у 1987-2000 рр. на торфовому ґрунті була майже в 10 разів більша, ніж на чорноземі. Це ще раз підкреслює важливу роль екологічних факторів у формуванні дози опромінення населення після аварії на ЧАЕС.

Як індикатор радіаційної ситуації на забруднених територіях було прийнято рішення використовувати коефіцієнти переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини. Врахування щільності забруднення ґрунту дозволило порівнювати їх накопичення рослинами з одиниці площі різних типів ґрунтів і надалі враховувати властивості ґрунту при прогнозуванні впливу радіоактивного забруднення сільськогосподарської продукції на формування дозового навантаження на організм людей.

Однією з принципових помилок у ході ліквідації наслідків Чорнобильської аварії (на ранньому етапі) було прийняття за критерій радіаційної небезпеки граничної щільності забруднення ґрунту, а не дози опромінення людини. В якості граничної щільності ґрунту за ^{137}Cs було вибрано рівень у 555 КБк/м^2 . Це, а також недостатня кількість прямих вимірювань доз призвело до помилкових оцінок. Найбільший прояв це мало на території Українського Полісся, а саме, у віддалених на 300 км від ЧАЕС населених пунктах при рівнях забруднення переважно нижчим 185 КБк/м^2 .

Доза внутрішнього опромінення населення виявилася значно вищою, ніж поблизу епіцентру аварії з набагато більшою щільністю забруднення.

Тільки у 1987 році Рада Міністрів України дала доручення щодо детального обстеження територій північних районів Рівненської, Волинської та Житомирської областей і з 1988 р. на цих територіях почали здійснювати сільськогосподарські контрзаходи. Таким чином, у перші найбільш критичні роки контрзаходи на цих територіях не проводили, хоча рекомендації з їх застосування вже існували [154, 160, 172]. Отже, одним із важливих уроків ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС є «дозовий»

урок: основним параметром для оцінки небезпеки і прийняття рішення щодо проведення контрзаходів є сумарна доза опромінення населення, а інформація про щільність забруднення ґрунту є лише однією з її складових поряд з екологічними, демографічними та іншими особливостями територій.

Другою причиною, яка також зумовлює великі значення коефіцієнта переходу радіонукліда, є зволоженість ґрунтів.

Відомо, що одним з головних наслідків Чорнобильської аварії є радіоактивне забруднення сільськогосподарських угідь з різними екологічними параметрами, в першу чергу, типом ґрунтів та їх зволоженням, що є головними природними чинниками, які визначають інтенсивність включення радіонуклідів у трофічні ланцюги. Така закономірність впливає, в свою чергу, на інтенсивність забруднення продуктів харчування рослинного і тваринного походження. Неоднорідність забруднення територій стала важливим чинником, що зумовлює складну динамічну картину формування доз опромінення у населення за рахунок трофічного шляху надходження радіонуклідів до організму людини [91, 228].

Для населення Українського Полісся, в якому ліси є поширеними екосистемами, ця проблема залишається актуальною і дотепер. Полісся – найзабрудненіший після аварії на ЧАЕС регіон України [339], його площа складає близько 20% площі України [374], а площа лісів – близько 38% від всієї площі лісового фонду України.

Формування доз опромінення населення у віддалений період після аварії на ЧАЕС – це процес, що визначається не тільки масштабами забруднення радіонуклідами територій, але й природними і соціальними чинниками [97, 164], фізико-хімічними параметрами агроценозів, що визначають коефіцієнти переходу радіонуклідів трофічними ланцюгами, соціально-економічними чинниками, що впливають на масштабність контрзаходів, зумовлених зменшенням переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини та інформованість населення (обізнаність населення, бажання та можливість харчуватися чистими продуктами, організація побуту).

Складна динаміка розповсюдження радіонуклідів, їх перенесення на значні відстані зумовило радіоактивне забруднення значних територій. Особливу увагу заслуговують забруднені радіонуклідами екосистеми луків, боліт, лісів та сільськогосподарських угідь в зоні Українського Полісся. Ризики отримання високих рівнів забруднення радіонуклідів багато в чому визначаються природними умовами та фізико-хімічними властивостями ґрунтів. Ці причини зумовлюють характерні для даної території великі значення коефіцієнтів переходу радіонуклідів у ланцюзі «ґрунт – рослина – молоко» [97, 164].

Радіоекологічні обставини багато в чому визначаються природними умовами. Для адекватної оцінки радіоекологічної ситуації у радіаційно забруднених населених пунктах важливим є виділення критичних у радіоекологічному розумінні екосистем та їх питомого внеску в загальне радіаційне навантаження на населення.

Ліси, що займають значні площі на території Українського Полісся, є критичними екосистемами з погляду формування доз внутрішнього опромінення населення при вживанні продуктів харчування лісового походження [133] зумовлено це кількома чинниками:

- щільність радіоактивного забруднення у лісах в середньому на 25-30% вища [215], тому в локальному значенні санітарно-радіологічна роль лісів є визначальною;

- у післяаварійний період лісові екосистеми міцно утримують значну кількість радіонуклідів, тим самим захищаючи від радіоактивного забруднення поверхні і ґрунтові води, а також суміжні ландшафти;

- ліси, забруднені радіонуклідами, зберегли і свої санітарно-захисні функції, що виявляються в запобіганні вторинного перенесення радіонуклідів [225].

З літературних джерел відомо, що між споживанням харчових продуктів лісового походження та вмістом ^{137}Cs в організмі жителів існує тісний зв'язок [282]. Формування дози внутрішнього опромінення залежить від щільності забруднення території, лісорослинних умов, видового складу та ресурсів грибів і

ягід, етнічних особливостей дієти та кулінарної обробки і може становити від 12-40% у всього населення та до 50-95% у його критичних груп [218, 353]. Крім того, для радіоактивного забруднення продуктів харчування лісу характерною є ще й певна багаторічна динаміка, що залежить від кліматичних умов року та видова специфічність накопичення радіонуклідів [286, 353].

Вплив людини на реабілітацію лісових екосистем, у порівнянні з іншими екосистемами, обмежений, тому такі екосистеми можуть стати придатними для господарського використання залежно від швидкості їх автореабілітації.

В останнє десятиріччя майже кожен із перерахованих чинників повною мірою не виконується. Погіршення економічної ситуації в державі зумовило те, що соціальний чинник, який мав би пом'якшувати дію екологічних проблем, майже зник, і рівень забруднення продуктів харчування населення та їх територіальний розподіл майже безпосередньо визначається дією природних чинників та особливостями аварії. В цих реаліях сучасної України найбільш складним стало питання визначення доз опромінення населення, пов'язаних з вживанням продуктів харчування місцевого походження, що і стало основою при написанні монографії.

1.4. Характеристика найбільш значущих радіонуклідів, що виникли внаслідок аварії на ЧАЕС

У результаті аварії на Чорнобильській АЕС в навколишнє середовище було викинуто близько $1,85 \times 10^{18}$ Бк радіоактивних речовин, із яких $7,4 \times 10^{16}$ Бк припадає на частку радіоцезію [79].

Для порівняння слід відмітити, що під час проведення ядерних вибухів в біосферу надійшло $9,6 \times 10^{17}$ Бк радіоцезію. Таким чином, аварія на ЧАЕС підвищила глобальні запаси цього радіонукліду приблизно на 8% [3, 44, 92].

Внаслідок аварії постраждали мільйони людей, зазнали радіоактивного забруднення 110 тис. км² сільськогосподарських

угідь та майже всі ліси України. До забруднених територій було віднесено 12 областей та 74 райони.

Житомирщина одна з перших відчула на собі наслідки аварії. Забруднення її території, в основному, відбулося 26-27 квітня 1986 року. Найбільш виражений радіоактивний слід виявився у північних районах області. До зони радіоактивного забруднення віднесено половину її території, третину сільськогосподарських угідь і майже стільки ж орних земель. Територія забруднення ^{137}Cs понад 37 кБк/м^2 ($>1,0 \text{ Ки/км}^2$) становить 977,6 тис. га. В зону радіоактивного забруднення відійшло 9 районів, 734 населених пунктів в яких проживало 386,3 тисячі чоловік.

За даними радіологічного обстеження, проведеного в 2008 році, з 377,3 тис. га сільськогосподарських угідь шести північних районів області ^{137}Cs забруднено 259,5 тис. га, або 68,8%, в тому числі по районах: Коростенському - 88,7; Лугинському - 48,7; Малинському - 88,7; Народицькому - 88,7; Овруцькому - 44,3; Олевському - 73,9%.

За часткою забруднення рілля мало відрізняється від сільськогосподарських угідь в цілому. Загалом частка радіоактивно забрудненої ріллі становить 74,7% (246,3 тис. га) від загальної площі забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угідь. При цьому, до 1 Ки/км^2 забрудненість ріллі становить 52,9%, від 1 до 5 - 44,7% і від 5 до 15 Ки/км^2 - 2,4% загальної площі ріллі.

До категорії районів зі щільністю забруднення сільськогосподарських угідь ^{137}Cs до 1 Ки/км^2 відноситься більшість районів Житомирської області, окрім шести вищеназваних та трьох районів (Новоград-Волинський, Володарсько-Волинський та Ємільчинський), де щільність забруднення території до 37 кБк/км^2 становить 91,7-99,5%, решта земель має радіоактивність площі від 37 до 185 кБк/м^2 (0,5-8,3% забруднених сільськогосподарських угідь).

Територія північних районів області за градацією по ^{137}Cs розподілилась наступним чином: від 1 до 5 Ки/км^2 , % - Коростенський - 44,7, Лугинський - 90,2, Малинський - 19,8, Овруцький - 84,6, Народицький - 81,2, Олевський - 61,9% від загальної площі забрудненої території. Частка території зі

щільністю забруднення від 5 до 15 Кі/км² займає, %: Коростенський - 2,9, Лугинський - 2,4, Малинський - 0,2, Овруцький - 1,0, Народицький - 13,1, Олевський - 13,3 (табл. 1.9).

Таблиця 1.9

**Забрудненість території Північних районів
Житомирської області ¹³⁷Cs, станом на 01.01.2008 р. [90]**

Райони	Площа, тис. га	Щільність забруднення за градацією (кБк/м ²)			
		<37	37-185	185-555	>555
Нов.-Волинський	78,3	77,9	0,4	-	-
Вол.-Волинський	39,6	37,3	2,3	-	-
Ємільчинський	70,2	64,4	5,8	-	-
Коростенський	74,9	39,2	33,5	-	-
Лугинський	24,6	1,8	22,2	0,6	-
Малинський	56,6	45,3	11,2	0,1	-
Овруцький	48,8	7,0	41,3	0,5	-
Народицький	26,0	1,5	21,1	3,4	-
Олевський	28,6	7,1	17,7	3,8	-
Всього	447,60	281,50	153,20	8,40	-

Це вказує на те, що значна частина території північних районів Житомирської області (10,6 тис. га) потребує застосування реабілітаційних заходів для отримання сільськогосподарської продукції з даних територій, яка відповідала б встановленим санітарно-гігієнічним нормативам (ДР-2006).

У діапазоні радіоактивного забруднення сільськогосподарських угідь ⁹⁰Sr від 0,02 до 0,15 Кі/км² знаходиться основна частина території області з площею 679,5 тис. га (62,7%), в тому числі по північних районах: Коростенському - 59,1; Лугинському - 60,2; Малинському - 98,4; Овруцькому - 59,6; Народицькому - 47,7; Олевському - 88,1%. Частка забрудненої ріллі від загальної площі сільськогосподарських угідь становить 76,7% .

У межах радіоактивного забруднення сільськогосподарських угідь ^{90}Sr від 0,15 до 3,0 Кі/км знаходиться 45,8 тис. га (4,3% від загальної кількості забруднених сільськогосподарських угідь), однак, всі забруднені території знаходяться лише у північних районах області, в тому числі: Коростенському - 2,2 тис. га (2,9%), Лугинському - 9 (36,6%), Малинському - 0,3 (0,5%), Овруцькому - 19,5 (40,0%), Народицькому - 13,4 (51,5%), Олевському - 0,8 (2,8%) та Ємільчинському - 0,6 тис. га (1,5%). Частка забрудненої ріллі від загальної площі сільськогосподарських угідь становить 69,0%.

За наведеними даними в табл. 1.10 можна зробити висновок, що стан забруднення сільськогосподарських угідь і ріллі ^{90}Sr - більш загрозливий, ніж - ^{137}Cs , тому що радіотоксичність ^{90}Sr у 10 разів більша, ніж ^{137}Cs [322, 356]. Дуже небезпечним є також ^{239}Pu , радіотоксичність якого, якщо він потрапить до організму, у 100 разів вища від радіотоксичності ^{90}Sr [90].

Таблиця 1.10

**Забрудненість території північних районів
Житомирської області ^{90}Sr , станом на 01.01.2008 р [90]**

Райони	Площа, тис. га	Щільність забруднення за градацією (кБк/м ²)		
		< 0,74	0,74-5,55	5,55-111,0
Нов.-Волинський	78,3	4,1	74,2	-
Вол.-Волинський	39,6	7,7	31,3	0,6
Ємільчинський	70,2	11,1	59,1	-
Коростенський	74,9	28,4	44,3	2,2
Лугинський	24,6	0,8	14,8	9,0
Малинський	56,6	0,6	55,7	0,3
Овруцький	48,8	0,2	29,1	19,5
Народицький	26,0	0,2	12,4	13,4
Олевський	28,6	2,6	25,2	0,8
Всього	447,6	55,7	346,1	45,8

На таких територіях отримати в радіаційному відношенні «чисту» продукцію не вдається. І це незважаючи на те, що з моменту аварії на ЧАЕС минуло вже 29 років.

Дозові навантаження на організм людей становлять в межах 1– 5 мЗв на рік, а в ряді місць перевищують 5 мЗв на рік.

Традиційно вважається, що ^{90}Sr , накопичуючись разом з кальцієм у скелеті, створює загрозу тільки для клітин червонокісткового мозку – депо всіх клітин крові. Але добре відомо, що кальцій є основним мінеральним компонентом оболонок рослинних клітин і у підвищених кількостях накопичується саме в усіх типах клітин. Є всі підстави вважати, що разом з ним накопичується і ^{90}Sr , піддаючи опроміненню ядра як соматичних, так і статевих клітин. Тому слід переглянути деякі загальні і дещо спрощені погляди відносно розподілу певних радіонуклідів у рослинах і в організмі тварини і людини. Особливо це стосується радіоцезію, про який склалася тверда упереджена думка, що він, накопичуючись у м'язах тварин, рівномірно розподіляється по організму, визначаючи опромінення, аналогічне зовнішньому. Аналогічна думка існує і щодо розподілу радіоцезію в рослинах.

Важливу проблему утворюють радіонукліди альфа-випромінюючих трансуранових елементів (ТУЕ), особлива небезпека яких добре відома радіобіологам [212]. Якщо абсолютна кількість радіонуклідів у навколишньому середовищі, як це прийнято вважати, з роками зменшується за рахунок фізичного розпаду, то це у даній ситуації відноситься тільки до ^{90}Sr і ^{137}Cs , періоди піврозпаду котрих складають, відповідно, 29 і 30 років, і кількість яких за 25 років зменшилася лише на третину [212].

Іонізуючі випромінювання є потужним імунодепресантом – фактором, який пригнічує захисні реакції організму. Чи впливають низькі дози хронічного опромінення на імунітет рослин, тварин, людей? Досвід радіобіології свідчить, що цей ефект не має порогу. І певне зростання захворюваності сільськогосподарських рослин і тварин у зонах радіаційного впливу аварії, а також і населення по країні в цілому у післяаварійний період [85, 112, 130] може бути пов'язане не тільки

з наслідками опромінення у рік аварії, але й з дією радіації наразі саме у такому аспекті [85, 112, 130].

Найбільшу небезпеку з радіаційного впливу і у зв'язку з міграцією по кормових і харчових ланцюгах становлять ізотопи йоду, радіостронцію і радіоцезію. Ступінь небезпеки того чи іншого радіоактивного ізотопу визначається біологічною доступністю, що залежить від його хімічних властивостей та наявності в організмі стабільних хімічних аналогів. З плином часу провідна роль кожного з найбільш небезпечних радіонуклідів змінюється. На прикладі ситуації, що склалася у сфері агропромислового виробництва після Чорнобильської аварії у перші 1-3 місяці після аварії основними дозоутворюючими ізотопами і забруднювачами продукції тваринництва були короткоживучі ізотопи йоду, що мають високу біологічну доступність і рухливість в трофічних ланцюгах [268, 269, 271].

У перші години та в наступні сім діб після аварії на ЧАЕС найбільш небезпечним радіонуклідом був йод -131.

Йод (від грец. Iodes – фіолетовий) відкритий в 1811 році Б. Куртуа (Париж, Франція). Йод – твердий чорний неметал, з блиском. Атомний номер 53, відносна атомна маса – 126,90447; поширений у природі майже повсюди, переважно у вигляді йодистих солей натрію, кальцію, магнію, але розсіяно. Вміст в організмі людини (маса тіла 70 кг) становить 12-20 мг. Природний йод складається з одного стабільного ізотопу ^{127}I . Радіоактивні ізотопи з масовими числами 115-126 і 128-141. Велику небезпеку становить ^{131}I , β - і γ - випромінювачі, з періодом напіврозпаду $T_{1/2}$ – 8,04 доби. За токсичністю відноситься до групи Б (висока радіотоксичність). ^{131}I включається в компоненти біосфери (грунт-вода-флора-фауна) і бере участь у біологічному циклі обміну речовин. В організм тварин і людини ^{131}I потрапляє через органи дихання, травлення, шкіру, кон'юнктиву, рани. Швидко всмоктується з шлунково-кишкового тракту (100%) у кров і до 60% відкладається в щитоподібній залозі, яка є критичним органом для йоду. З організму йод виводиться з сечею (до 70-80%), калом, молоком, а у птахів з яйцями. У лактуючих корів з 1 л молока виділяється 0,4-1,1% від кількості ^{131}I який надійшов за

добу. Ефективний період напіввиведення ($T_{\text{ефф}}$) ^{131}I з організму людини становить 7,6 доби.

У результаті аварії на ЧАЕС з реактора було викинуто 7×10^{20} Бк радіоактивного йоду. Період йодної небезпеки після аварії на ЧАЕС тривав 1,5-2 місяці [334, 335]. За цей час щитоподібна залоза виявилася опроміненою у 1,5 млн чоловік, в тому числі у 160 тисяч дітей. У щитоподібній залозі, після попадання в організм, радіоактивний йод реєструється кілька годин по тому, де за його участю проходить утворення гормонів (тироксин, трийодтиронін), що регулюють ріст, обмін речовин, стан нервової системи і багатьох інших функцій організму.

Гігієнічне значення радіоізоотопів йоду обумовлено не тільки тим, що він входить у структуру гормонів щитоподібної залози, без яких неможливе функціонування організму, але і більшим виходом їх при розподілі важких ядер, летючістю й високою хімічною активністю, а також здатністю інтенсивно включатися в біологічний кругообіг і без дискримінації мігрувати по біологічних ланцюгах, кінцевою ланкою яких може бути людина. Викиди радіоізоотопів йоду в навколишнє середовище в аварійних ситуаціях на АЕС могли бути дуже великими. Про це свідчить аварія на АЕС в Уіндскейлі в 1957 р., де радіоізоотопи йоду були критичним компонентом радіоактивного забруднення навколишнього середовища, а також аварія на Чорнобильській АЕС, коли значення радіоактивного йоду як джерела опромінення у перший період (перші 30-40 діб.) після катастрофи було визначальним.

Біологічне значення радіоізоотопів йоду визначається, у першу чергу, вибіркоvim нагромадженням їх у щитоподібній залозі. Радіоізоотопи йоду (^{131}I , ^{132}I , ^{133}I , ^{134}I , ^{135}I) при розпаді випускають бета-частинки й гамма-кванти різної енергії. Поглинена доза в щитоподібній залозі формується за рахунок всіх радіоізоотопів йоду. При надходженні в організм радіоактивних продуктів поглинена доза в щитоподібній залозі формується за рахунок радіоізоотопів йоду, не тільки депонованих у ній, але й циркулюючих у крові.

Руйнування щитоподібної залози настає за дози опромінення, рівної 100 Гр. Стійкий гіпотеріоз спостерігали за

доза близько 30 Гр. За дози 10 Гр у найближчий період можна чекати підвищення функціональної активності залози з наступним її зниженням [127].

Радіаційний вплив радіоізоотопів йоду не зводиться лише до ушкодження щитоподібної залози, а й викликає загальне захворювання організму із залученням у патологічний процес всіх органів і систем. При ушкодженні щитоподібної залози порушується, в першу чергу, синтез гормонів у ній, а потім уже – їх виведення. Зниження рівня гормонів в організмі, їхня неповноцінність, а також підвищена потреба в них призводять до порушення нейроендокринних корелятивних зв'язків у ланці гіпофіз – щитоподібна залоза з наступним залученням у процес і інших ендокринних органів. Тривала функціональна напруга органу може призвести до опосередкованої й дифузної гіперплазії його, а потім до можливого пухлинного переродження. Дефіцит йоду в раціоні сприяє бластомогенній дії ^{131}I та перетворенню доброякісних пухлин у злоякісні. Розвиток пухлинного процесу пов'язаний з дисгормональними порушеннями, пусковим механізмом є ушкодження щитоподібної залози радіоізоотопами йоду. Не виключається безпосередня дія випромінювання всіх радіонуклідів на трофічні й генетичні структури клітин.

Латентний період розвитку пухлин щитоподібної залози залежно від умов опромінення радіоактивним йодом становить 10-25 і навіть 40 років, а у дітей він коротший. Відомо, що в дітей Маршаллових островів, що потрапили під хмару термоядерного вибуху, гіпотиреоїдний стан і доброякісні пухлини щитоподібної залози за перевагою типу вузлуватого зоба виникли через 9-11 років [362, 363].

Для щитоподібної залози мінімальна бластомогенна доза дорівнює 0,5 Гр, оптимальна – 2-10 Гр [127]. Небезпека більш низьких доз опромінення щитоподібної залози (десятки сантигрей), які не позначаються на її функціональному стані, також пов'язують із їх бластомогенною дією. Відомо, що спонтанний рак щитоподібної залози зустрічається рідко. Тому, виявлені випадки раку після опромінення з достатнім ступенем ймовірності можна вважати радіогенними. У дітей, в окремих

випадках, були зареєстровані пухлини за дози локального опромінення залози порядку одиниць сантигрей. Статистично значиме почастішання пухлин відзначене за дози опромінення 0,5 Гр. У потерпілих у Хіросімі й Нагасакі (доза опромінення щитоподібної залози яких досягала 0,09-7,8 Гр), а також жителів Маршаллових островів (0,24-11,5 Гр) частота пухлин збільшувалася з підвищенням дозоопромінення. У жінок та потерпілих дитячого віку пухлини виникали в 2-2,5 рази частіше, ніж у чоловіків.

Особлива небезпека виникає при надходженні радіоіотопів йоду в організм вагітних жінок і дітей. Гормональні порушення небезпечні на всіх стадіях вагітності, впливають на ріст і диференціювання тканин. Порушення функції щитоподібної залози викликає затримку росту й формування кісток, гальмує розвиток центральної нервової системи. Для йоду характерна висока швидкість проникнення з організму матері в організм плода. Активну роль у транспортуванні й нагромадженні йоду в організмі плода відіграє плацента, при цьому створюється небезпека безпосереднього опромінення плода. У щитоподібній залозі плода можуть створюватися високі концентрації радіоактивного йоду, що перевищують концентрації його в залозі матері. Багато дослідників вважають, що вади розвитку плода можливі навіть при вкрай незначній дозі його опромінення.

У результаті аварії на Чорнобильській АЕС після розпаду радіоіотопів йоду основними дозоутворюючими радіонуклідами став ^{137}Cs .

Цезій відкритий в 1860 році Р. Бунзенем і Г. Р. Кірхгофа (Гейдельберг, Німеччина). Блискучий, сріблястого кольору, м'який метал. Атомний номер 55. Відносна атомна маса 132,9054. У земній корі міститься 7×10^{-4} мас.%. Зустрічається у розсіяному стані і в мінералах. Вміст в організмі середньої людини становить 1,5 мг. Стабільний ізотоп ^{137}Cs . Найбільш значущі радіоактивні ізотопи ^{134}Cs і ^{137}Cs . ^{134}Cs – β - і γ - випромінювач, $T_{1/2}=2,065$ років. ^{137}Cs має $T_{1/2}=30,17$ років. При розпаді дає β -випромінювання. Дочірній елемент ^{137}Ba ($T_{1/2}=2,55$ хв) при розпаді дає γ -випромінювання, тому ^{137}Cs вважають β - і γ - випромінюючим

радіонуклідом. В склад продуктів поділу входить два радіоізотопи – це ^{134}Cs і ^{137}Cs , які відносяться до числа біологічно рухливих по сільськогосподарських ланцюгах і представляють серйозну радіологічну небезпеку при потраплянні в сільськогосподарські екосистеми.

Велика рухливість ^{137}Cs визначається тим, що цей радіоізотоп лужного елемента, хімічного аналога біогенно важливого елемента К, який в природних системах є хімічним носієм ^{137}Cs [136].

^{137}Cs – лужний метал першої групи періодичної системи елементів, він має властивості, близькі до властивостей калію і рубідію. Як і у всіх лужних металів, більшість його солей легко розчинні у воді. Незважаючи на хімічну схожість між цезієм і калієм, їх метаболічна поведінка не ідентична, і хоча калій часто використовується як модель для переносу цезію в навколишньому середовищі, більша схожість може бути між кальцієм і цезієм. Група токсичності В (середньорадіотоксичний). Наразі ^{137}Cs є основним дозоутворюючим радіонуклідом після аварії на ЧАЕС. З результатів прогнозування випливає, що до 2016 року площа забруднення території України ^{137}Cs знизиться і складе приблизно 16%, а до 2046 року – 10%.

^{137}Cs – довгоживучий радіонуклід, надходить в організм людини переважно з харчовими продуктами (через органи дихання попадає приблизно 0,25% його кількості). ^{137}Cs практично повністю всмоктується в травному каналі. Приблизно 80% його відкладається в м'язовій тканині, 8% – у кістках. За ступенем концентрування ^{137}Cs , всі тканини розподіляються в такий спосіб: м'язи > нирки > печінка > кістки > кістковий мозок > еритроцити > плазма крові. Передбачається, що усередині клітини ^{137}Cs перебуває в 3-ох хімічних формах: іонній, проміжковій, органічно зв'язаній і кінцевій, органічно зв'язаній, а поза клітиною – тільки в іонній формі. Близько 10% резорбованого ^{137}Cs швидко екскриментується з організму, близько 90% його виводиться більш повільними темпами [231].

Ефективність екскреції ^{137}Cs обумовлена біологічним періодом напіввиведення і варіює залежно від віку й статі. Між періодом напіввиведення й масою тіла кореляція відсутня, тому

що маса тіла обумовлена кількістю м'язових волокон, а нагромадження ^{137}Cs – їхньою товщиною.

За даними НКДАР ООН, біологічний період напіввиведення цього радіонукліда в дорослих коливається від 10 до 200 діб, становлячи в середньому 100 діб. В 95% випадків він дорівнює 35-194 діб, у середньому 75-89 діб. Згідно з даними А.М. Марєя й співавторів (1974 р.), середня величина періоду напіввиведення ^{137}Cs у немовлят становить 10 діб, у дітей 6-16 років – 47-57 діб, у дорослих чоловіків – 82-115 діб. Оскільки ефективний і біологічний періоди напіввиведення ^{137}Cs у середньому дорівнює близько 100 діб, вміст його в організмі людини практично повністю визначається його надходженням з раціоном протягом року. Рівновага між вмістом ^{137}Cs в організмі і його надходженням з раціоном настає через кілька місяців. Виділяється він з організму переважно із сечею. За даними одних авторів, так виводиться більше 90% його, за даними інших дослідників – тільки 75%, тобто в середньому із сечею його виводиться майже в 4 рази більше, ніж з калом.

Дослідження вмісту ^{137}Cs у зовнішньому середовищі показали, що у верхніх 20-30 см орного шару ґрунту він становить до 90%. За даними А.Н. Марєя й співавторів (1974 р.), за рахунок проникнення радіонукліда в нижні шари ґрунту, недоступні кореневій системі, а також фіксації частками ґрунту втрачається в середньому 0,7% ^{137}Cs у рік. Посилання на роботи закордонних авторів А.А. Моїсєєва та ін. [127] вказують, що в Данії через 3 роки після введення мораторію на випробування атомної зброї ступінь забруднення пшениці й зерна ^{137}Cs (її радіоактивність становила близько 37 Бк/кг) знизилася в 10 разів, а в Японії активність ^{137}Cs з 1967 по 1976 р. зменшилася з 133 Бк/кг до 37 Бк/кг. До аварії на Чорнобильській АЕС особливості структури харчування були причиною більш високих рівнів вмісту ^{137}Cs у організмі жителів Росії, Білорусії й України в порівнянні з жителями Середньої Азії, тому що для останніх характерне низьке споживання молока (у 2 рази менше, ніж у Росії), овочів (у 7-11 раз менше).

При поверхневому забрудненні рослин ^{137}Cs може частково проникати усередину значно швидше, а нерідко й у більшій кількості, ніж ^{90}Sr . Поверхнєве забруднення рослин змінюється

протягом вегетативного періоду, зростаючи перед збиранням урожаю. Існує три механізми поверхневого забруднення рослин: листкове, флоральне (захоплення суцвіттями) та поглинання з дернини. При аерогенному забрудненні овочів, фруктів, грибів механічне очищення, зазвичай використовується в процесі приготування їжі, що дозволяє видалити близько 50% радіоактивних речовин, які перебувають на поверхні харчового продукту. Внесення калію, особливо обмінного, істотно знижує поглинання ^{137}Cs рослинами. Аналогічним ефектом володіють фосфати, сульфати виконують зворотню дію. Максимальні рівні ^{137}Cs виявляють у рослинах, мінеральне харчування яких здійснюється у верхніх шарах ґрунту.

Вміст ^{137}Cs у раціоні залежить від ступеня забруднення складових його харчових продуктів місцевого виробництва, від співвідношення в раціоні привозних і місцевих продуктів, від структури самого раціону. У США головними джерелом ^{137}Cs є молоко та м'ясо (до 60-70% загального його споживання), у Білорусько-Українському Поліссі – молоко (понад 70% добового надходження) і картопля (10-27%), але не хлібопродукти, як в інших регіонах. Це пояснюється тим, що хлібопродукти тут завезені з чистих територій, і місцеві фактори не впливають на концентрацію в них ^{137}Cs . Внесок ^{137}Cs , з рибою у дозу опромінення не перевищує 1,6-3,6%. Однак, її споживання збільшується приблизно в 5 разів у жителів, що проживають на берегах рік і озер. В яйцях водошлюбної птиці накопичується 2,3-3,3% добової активності, що надійшла з ^{137}Cs . Найбільше накопичується його в неїстівній частині яйця – у шкаралупі. М'ясо свинини містить у 2-3 рази менше радіоцезію, ніж яловичина, що обумовлено розходженнями в годівлі даних тварин.

Наразі не менш значущим радіоізопопом при формуванні внутрішньої дози опромінення людей є і радіостронцій.

Стронцій виявили в мінералі стронціаніті, знайденому в 1764 році в свинцевому руднику поблизу шотландського села Строншиан і був названий в подальшому на честь Шотландії – Strontian ідентифікований в 1790 році А. Крофордом (Единбург,

Шотландія). Виділено в чистому вигляді Хемфрі Деві в 1808 р. [197].

^{90}Sr – сріблястий кальцієподібний метал, покритий оксидною оболонкою, погано вступає в реакцію, включаючись в метаболізм екосистеми по мірі формування складних Ca – Fe – Al – Sr – комплексів. Природній вміст стабільного ізотопу в ґрунті, кістках, в навколишньому середовищі сягає до $3,7 \times 10^{-2}\%$, в морській воді, м'язових тканинах – $7,6 \times 10^{-4}\%$. Біологічні функції не виявлені: нетоксичний, може замінювати кальцій. Атомний номер 38. Відносна атомна маса 87,62. Володіє високою хімічною активністю, у повітрі швидко реагує на вологу і кисень, покриваючись жовтою оксидною плівкою. Вміст його в земній корі – 0,384%, у вільному стані стронцій не зустрічається. Він входить до складу більше 40 мінералів. Частіше всього стронцій присутній як суміш в різних кальцієвих мінералах.

Стронцій міститься в морській воді (0,1 мг/л), в ґрунтах (0,035 мас %). У природі стронцій зустрічається у вигляді суміші 4 стабільних ізотопів ^{84}Sr (0,56 %), ^{86}Sr (9,86 %), ^{87}Sr (7,02 %), ^{88}Sr (82,56 %) [209].

3 радіоактивних ізотопів найбільше біологічне значення мають ^{89}Sr і ^{90}Sr . ^{89}Sr є β - і γ -випромінювачем з $T_{1/2}=50,52$ дня. Група токсичності Б (висока радіотоксичність). Вміст їх в організмі середньої людини становить 320 мг.

У перші місяці після аварії на ЧАЕС ^{89}Sr був одним з провідних радіонуклідів, що визначають сумарну β -активність суміші продуктів ядерного поділу. ^{90}Sr – це β -випромінювач, що має $T_{1/2}=29,1$ роки. Зазнаючи бета-розпад, ^{90}Sr перетворюється на радіоактивний елемент ітрій - 90 ($T_{1/2}=64,2$ год., β -випромінювач) [89].

В організм людей стронцій може надходити через органи дихання, травлення та шкіру. Рівень всмоктування з шлунково-кишкового тракту становить від 5 до 100% і це в першу залежить від віку, структури раціону, функціонального стану кишечника, фізико-хімічних властивостей з'єднання та ін. Стронцій є аналогом кальцію, має скелетний тип розподілу. Це створює пряме опромінення скелета і кісткового мозку. При цьому вражається система кровотворення, розвиваються лейкози, остеосаркоми, новоутворення молочних залоз, яєчників, гіпофіза,

катаракти очей, порушується функція печінки, нирок і знижується імунна реактивність організму.

За постійного надходження ^{90}Sr з їжею в організмі дорослої людини спочатку затримується до 20% від його загальної кількості, а потім, по мірі насиченості ним кісткової тканини, утримання його знижується до нуля. На відміну від ^{137}Cs (практично весь, понад 99%, затриманий в організмі) ^{90}Sr відкладається в кістковій тканині. У зв'язку з більшою інтенсивністю обміну в кістковій тканині у дітей частка стронцію, що надходить в їх організм разом з продуктами харчування і входить до складу кісткової тканини, приблизно в 5-7 разів вище, ніж у дорослих.

Кальцій є аналогом стронцію в обмінних процесах. Тому ступінь засвоєння й нагромадження ^{90}Sr залежить від вмісту кальцію в харчовому раціоні. Припускають, що обмежене споживання молока й молочних продуктів населенням радіоактивно забруднених районів є однією із причин більш високого нагромадження стронцію в кістковій тканині [210, 211]. Низький вміст кальцію й фтору в питній воді також може впливати на обмін і нагромадження ^{90}Sr в організмі. Варто враховувати, що із твердої питної води може надходити до 20% добового споживання кальцію.

При вагітності ^{90}Sr проникає через плаценту й накопичується в кістковій тканині плода. Ці процеси найбільш інтенсивні в перші й останні місяці вагітності. Так, якщо за перші 5-6 місяців вагітності активність ^{90}Sr у кістках плода збільшується майже в 3 рази, то за останній місяць у кістках накопичується така ж його кількість, як за весь період вагітності. Можна стверджувати, що при хронічному надходженні ^{90}Sr в організм матері, накопичення його в кістковій тканині немовляти буде в кілька разів перевищувати його вміст у раціоні матері.

При переході ^{90}Sr і кальцію через біологічні бар'єри (слизистої оболонки тонкого кишечника, плаценти) організм в переважній більшості утримує кальцій, а не стронцій.

При хронічному надходженні ^{90}Sr накопичується в кістковій тканині. Згодом у кістках концентрується велика кількість радіоактивного стронцію, що знаходиться в різних

парах кісткової тканини, а також у зонах її росту. Формуються ділянки з дуже високою радіоактивністю в області з більш дифузійним розподілом ^{90}Sr , особливо в корковій частині кістки. В осіб молодого віку, в порівнянні з дорослими, а також у губчатій тканині, в порівнянні з компактною, відбувається більш інтенсивне утворення нової кістки, тому в них відзначаються більші концентрації ^{90}Sr і більше плямистий його розподіл.

Виділяється стронцій з організму із калом, сечею, молоком, а у птахів – з яйцями. Період напіввиведення ^{90}Sr з м'яких тканин складає 2,5-8,5 доби, а з кісток – 90-145 діб.

Основний механізм поглинання ^{90}Sr твердою фазою ґрунтів – іонний обмін. Властивості ґрунту за зменшенням значущості незалежного впливу на K_p ^{90}Sr розташовуються в ряд: вологість > вмісту обмінних Ca й Mg > ємність обміну > вмісту органічної речовини > рН [126, 308].

На думку Ф.І. Павлоцької [140], закріплення й розподіл ^{90}Sr у компонентах ґрунтів в основному визначається закономірностями поведінки ізотопного носія – стабільного стронцію, а також хімічного аналога Ca. Ступінь окислювання стронцію в будь-яких природних середовищах +2. Сорбція ^{90}Sr твердою фазою ґрунтів сильно залежить від присутності макроконцентрацій катіонів у розчині. Спостерігаються наступні ряди зменшення впливу конкуруючих іонів на сорбцію ^{90}Sr твердою фазою ґрунтів: $\text{Al}^{3+} > \text{Fe}^{3+} > \text{Ba}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Sr}^{2+} = \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^{+} > \text{NH}_4^{+} > \text{Na}^{+}$ [138].

При збільшенні в ґрунті аніонів PO_4^{3-} , SO_4^{2-} і CO_3^{2-} сорбція Sr зростає у першу чергу за рахунок осадів із водорозчинними сполуками Ca, Sr і Fe. Глинистою фракцією ґрунтів може бути сорбовано до 99% Sr. Переважно ^{90}Sr поглинається такими мінералами, як асканіт, бетоніт, вермикуліт, флогопіт і гумбрін, в значно меншому ступені – гідромусковітом і гідрогетітом [138].

На поведінку ^{90}Sr у ґрунті значно впливає органічна речовина [212]. Розподіл і рухливість ^{90}Sr у значній мірі визначаються кількістю і якістю сполуки гумусу. У переважній більшості ^{90}Sr зв'язують з фульвокислотами [161].

Зниження частки іонообміннозв'язаних форм ^{90}Sr у ґрунтах із часом відбувається досить повільно. Вапнування кислих ґрунтів

і внесення фосфатів калію підвищує міцність закріплення ^{90}Sr ґрунтами й сприяє перетворенню радіонуклідів з водорозчинної і обмінної форм у необмінну. Так, при внесенні в дерново-підзолистий ґрунт однозаміщеного фосфату Са водорозчинна частка ^{90}Sr становить 2,7%; обмінна – 44%, кількість ^{90}Sr , який знаходиться у необмінному стані, дорівнює 41%, тоді як у вихідному ґрунті вміст ^{90}Sr в обмінній формі становить 85%. Вміст необмінних форм ^{90}Sr зростає із внесенням у ґрунт фосфорних добрив і вапна від 1,5 до 4 разів [13].

Таким чином, проведений аналіз щодо характеристики найбільш значущих радіонуклідів внаслідок аварії на ЧАЕС показує, що пізніше домінуюча роль стала належати довгоживучим ізотопам стронцію і цезію, які надходять у тваринницьку продукцію, представляючи небезпеку для людини. Радіонукліди з ґрунту надходять у воду, рослини, атмосферу, включаються в кормові і харчові ланцюжки, створюючи тим самим множинність шляхів зовнішнього і внутрішнього опромінення населення.

1.5. Біологічні ефекти при опроміненні організму малими дозами радіації

У перші дні-тижні після аварії на Чорнобильській АЕС складно було уявити, що її наслідки будуть відчутні через чверть століття. Аварія стала унікальною не тільки за масштабами – кількістю викинутих в атмосферу радіонуклідів, площами забруднених територій, колективній дозі одержаної населенням і ліквідаторами аварії, але й у зв'язку зі незвичайно сильним «йодним ударом» і наявністю мільйонів людей, які одержали «малі дози» радіації, котрі вважалися абсолютно безпечними. Наразі погляд на дію малих доз іонізуючої радіації змінився. Тому з'ясування механізмів дії малих доз і їх біологічних ефектів є однією з фундаментальних проблем радіобіології і загальної екології [29].

Численними дослідженнями, проведеними в Україні, Білорусії і Росії встановлено, що серед опроміненого населення, ліквідаторів аварії та дітей, які мешкають на забруднених радіонуклідами територіях, захворюваність по багатьох хворобах збільшилась після аварії в декілька разів.

Науковцями на основі багатьох досліджень виявлено ряд особливостей біологічної дії малих доз радіації:

1) малі дози опромінення активно впливають на метаболізм тварин і людини;

2) у визначених інтервалах доз низько інтенсивне опромінення більш ефективно, ніж гостре;

3) залежність ефекту від дози опромінення може носити нелінійний, немонотонний, полімодальний характер;

4) дози, при яких спостерігається екстремуми, залежать від потужності (інтенсивності) опромінення і зменшуються при її зниженні;

5) опромінення в малих дозах призводить до змін (у більшості випадків – до збільшення) чутливості до дії пошкоджуючих факторів.

Існують значні відмінності впливу радіації на людину і біоту якщо навіть вони знаходяться в однаковому середовищі і в один і той же час [220].

Отже, можуть існувати відмінності в результуючих дозах, отриманих різними рослинами і тваринами, і в потужностях доз, з якими вони піддаються опроміненню (на кілька числових порядків) [220]. Різні дози отримують різні тканини і органи. Належність до різних типів випромінювання, а також зв'язок із зовнішніми і внутрішніми джерелами може привести до того, що опромінюються різні тканини і органи, все це викличе різні біологічні наслідки для різних видів тварин і рослин. Це особливо стосується β - і γ -випромінюючих нуклідів. Зазначені відмінності вже були предметом багатьох оглядів. Таким чином, цей розділ коротко розглядає деякі із загальних рис впливу радіації на живі істоти.

ДНК – основна критична мішень при виникненні біологічних радіаційних ефектів у всіх живих організмах. Це було доведено багатьма радіобіологічними дослідженнями, у яких

використовувалися різні типи клітин тварин і рослин. Діаметр всіх молекул ДНК близько 2 нм, і, з точки зору чутливості структур до поглинання енергії, це призводить до значної подібності у реакції на радіаційний вплив у різних організмів [358, 359].

Іонізуюча радіація індукує значну кількість різних типів пошкоджень ДНК, і не всі вони будуть однаково важливі для кінцевих клітинних ефектів, які представляють інтерес для радіаційного захисту. Пошкодження, які можуть вести до втрати або зміни генетичної інформації в ДНК, розглядаються як найбільш критичні зміни ДНК з точки зору інактивації клітин, виникнення мутацій, хромосомних аберацій і клітинної смерті. Особливо важливими є подвійні розриви, які, як вважають науковці, складно піддаються точному відновленню [261].

Хоча клітини більшості ссавців містять приблизно однакову кількість ДНК, вони проявляють різну радіочутливість. Радіочутливість також змінюється в залежності від фази клітинного циклу, і регулювання клітинного циклу суттєво впливає на радіочутливість. Дійсно, догма радіобіології, сформульована ще в 1906 р. Бергоньє і Трибондо [234], стверджує, що клітини радіочутливі, якщо вони мітотично активні, проходять багаторазові поділи і є функціонально недиференційованими.

У ссавців велика частина відтворення клітин відбувається в кістковому мозку і тонкому кишечнику. Для інших тканин, наприклад, тканини центральної нервової системи, найбільша радіочутливість відзначається під час раннього розвитку, коли зростають нейроblastи. Можна очікувати, що реакція на опромінення цих тканин у ссавців і, можливо, у всіх хребетних аналогічна реакції у людини. В інших організмів радіочутливими можуть виявитися зовсім інші частини: у рослин, зазвичай, тканини меристеми, розташовані в коренях і пагонах, а в деревах – кільце клітин деревини навколо центрального стовбура. Це поверхневе розташування меристеми робить її особливо чутливою до опромінення від випадаючих радіонуклідів [359].

Концепція поглиненої дози дає гарний опис поглинання енергії в біологічних системах. За малих доз або в низьких

потужностях дози відбувається гетерогенний просторовий розподіл поглиненої енергії, і опромінення при цьому може призводити до різних біологічних ефектів для однієї і тієї ж поглиненої дози [368.]. Ця відмінність може бути кількісно описана за допомогою поняття відносної біологічної ефективності (ВБЕ), яка пов'язується з певним біологічним кінцевим ефектом в конкретних організмах або тканинах.

Для людини радіаційний ваговий фактор виводиться з даних по ВБЕ, але ці дві величини сильно розрізняються. Радіаційний ваговий фактор – це узагальнений кількісний параметр, що представляє всі відповідні кінцеві ефекти у всіх тканинах тіла, і виведення цього параметра пов'язане зі значними припущеннями. Рекомендації Комісії 1990 р. для людини пропонують радіаційний ваговий фактор 1 для фотонів і електронів, 5 - для деяких нейтронів (<10 кеВ і > 20 МеВ) і 20 – для α -частинок [22, 273].

Останнім часом виявився великий інтерес до використання аналогічної методології і параметрів для тварин і, в першу чергу, для рослин при оцінці наслідків впливу радіації з високою щільністю іонізації. Був запропонований широкий набір цих параметрів [361].

Великі дози опромінення можуть вбити значну кількість клітин, або порушити функцію життєвих органів і тканин. Вище певної порогової дози заподіюється детермінаційна шкода, а тяжкість ураження зростає з дозою. Рак, або спадкові ефекти є стохастичними, зазвичай викликаються пошкодженням у окремі клітині, і ймовірність їх появи – але не ступінь шкоди, передбачається пропорційним дозі в області малих доз їх низьких потужностей. Отже, передбачається, що для людини стохастичні ефекти є безпороговими. Це припущення одержує все більшу підтримку, як результат вивчення механізмів біологічної дії іонізуючих випромінювань [360]. Для захисту видів, що не відносяться до ссавців, було б передчасним на цьому етапі намагатися відрізнити детерміністичні та стохастичні ефекти. Радіаційні ефекти можна було б послідовно, раціонально згрупувати за кількома широкими категоріями, такими як передчасна смертність (організм вмирає раніше, ніж це сталося б,

якби він не піддавався опроміненню), «захворюваність» (погіршення загального фізичного або ментального стану, включаючи ефекти росту і поведінки) та зниження репродуктивних потенцій (у тому числі ефекти фертильності та плідності). Передбачається, що захворюваність і порушення репродуктивних потенцій відбуваються при дозах, набагато менших, ніж дози, що призводять до смертності.

Іонізуюча радіація може також викликати пошкодження, які проявляються в наступних поколіннях. НКДАР ООН для людини дає оцінку ризику спадкових ефектів у потомстві опромінених індивідуумів близько 10% від ризику захворювання на рак у опромінених батьків [357]. Для живих організмів, крім людини, зрозуміти ступінь значущості спадкових ефектів на рівні популяції (тобто здоров'я популяції і її виживання) ще складніше через наявність природного відбору. Тільки у випадках, коли мутації надають селективні переваги у зв'язку з особливими умовами навколишнього середовища, вони будуть поширюватися в популяції. "Шкідливі" мутації звичайно будуть селектовані з популяції, а «нейтральні» мутації можуть зберігатися через багато поколінь. Таке поняття в теорії мутацій, як селективний баланс, обговорювалося НКДАР ООН [357].

Всі перераховані вище категорії включають в себе велику кількість різних радіаційних ефектів на рівні окремих організмів, і всі разом вони відбивають обмеженість наших знань наразі. Але вони аналогічні кінцевим ефектом, що часто використовуються при оцінці ризику для інших факторів стресу в навколишньому середовищі. Ці категорії ефектів відображають потреби захисту навколишнього середовища і його збереження.

Ефекти на більш високих рівнях біологічної організації (популяції та екосистеми) спостерігаються тільки за умови, якщо відзначається вплив на окремі організми. Таким чином, дані по ефектах, як правило, збираються для окремих індивідуумів, а не для більш високих рівнів організації. Необхідно бути обережним при аналізі ситуацій, в яких вплив на індивідуумів не може бути легко розпізнано, а вплив на популяцію може проявитися. У залежності від обставин і потреб оцінки радіаційних ефектів можна провести на рівні індивідуумів, популяцій, угруповань чи

екосистем. Такі оцінки можуть виявитися надзвичайно складними і будуть залежати від багатьох факторів, таких як число індивідумів всередині популяції, які зазнали впливу, природа різних типів популяцій всередині угруповань тощо. У природному середовищі ситуація може ускладнитися через взаємодії між кожним індивідумом і його оточенням. Ці дії також можуть бути видозмінені під впливом інших факторів стресу в навколишньому середовищі, або комбінованих ефектів, пов'язаних з наявністю інших забруднювачів, а також взаємодії на різних харчових рівнях.

Важливим чинником в екології є взаємозалежність популяцій і угруповань. Зміни в одному екологічному показнику можуть мати сильний вплив на інші. Екосистема складається з певної кількості біотичних і абіотичних компонент, і радіаційні наслідки залежать частково від радіочутливості окремих біотичних складових, що переважають у цій екосистемі.

Вплив на екосистеми зазвичай спостерігається на популяційному або більш високих рівнях організації, тоді як дані по дозовій реакції, як правило, збирають на індивідуальному рівні (організмі). Таким чином, існує необхідність виявлення концептуальних зв'язків між молекулярними ефектами на рівні індивідуума з потенційними ефектами на рівні популяції і екосистеми. Вони можуть бути численними і складними (рис. 1.2), а оцінка впливу факторів стресу в навколишньому середовищі, в тому числі і іонізуючої радіації, за межами рівня індивідуума обмежена дефіцитом інформації.

Радіогенні ефекти іонізуючої радіації виявляються в модифікації активності рецепторів, іонних каналів, цитоплазматичних протеїназ, які відіграють важливу роль у процесах апоптозу (запрограмованої загибелі клітин), регуляції клітинного циклу, репродуктивних механізмах та онкогенезі. Тому за останні роки зріс інтерес до дослідження молекулярних механізмів дії радіації в малих дозах [148].

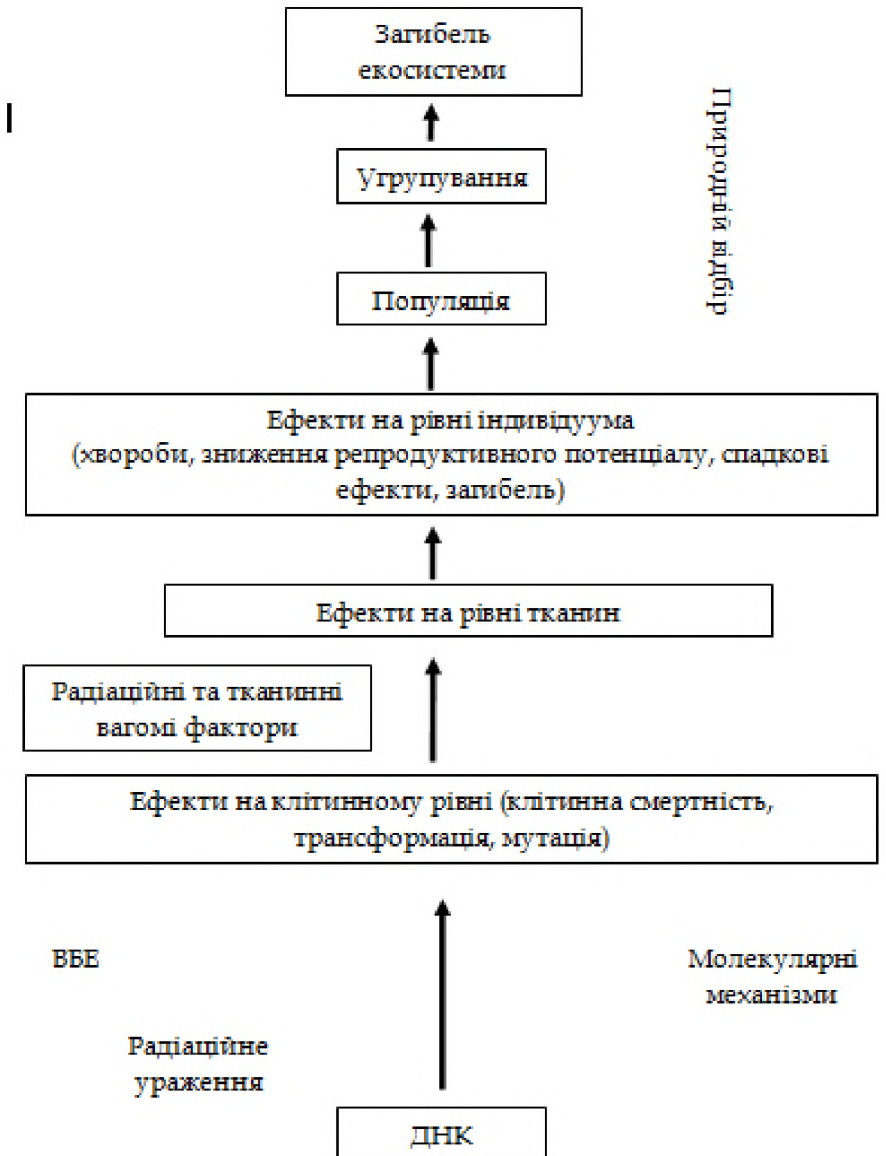


Рис. 1.2. Радіогенні ефекти іонізуючої радіації [148]

Виділяють дві принципові особливості дії іонізуючої радіації у малих дозах на клітини [207]:

1. У діапазоні малих доз при збільшенні останніх від фонових значень до межі дози одиничної дії, яка обмежує їх діапазон, дозозалежною величиною є число клітин, які отримали малу дозу, а не середнє число пошкоджень у кожній клітині, яке в цьому діапазоні не залежить від дози.

2. Інволюційно вироблені, індуковані фоновими дозами, механізми реакцій клітин повинні зберігатися у всьому діапазоні малих доз.

Під впливом іонізуючого випромінювання в малих дозах індукується низка ефектів, які не спостерігаються в більших дозах [45]:

- адаптивна відповідь – зростання стійкості до дії підвищених доз іонізуючого опромінення. При цьому перевага організмів, у яких сформувалась адаптивна відповідь, над тими, що не отримали малої адаптивної дози, виявлятиметься за несприятливих умов росту та розвитку;

- стимуляція проліферативної активності бактеріальних, тваринних та рослинних клітин у культурі;

- інтенсифікація різних біохімічних та фізіологічних процесів унаслідок опромінення клітин та багатоклітинних організмів, яка може супроводжуватися загальною активізацією процесів життєдіяльності організму, що виражаються в посиленні росту, нагромадженні маси, прискоренні темпів розвитку – радіостимуляція або радіаційний гормезис [76].

Гормезис виявляється в широкому інтервалі доз, починаючи від дуже малих – порядку 10^{-2} Гр, та закінчуючи в межах області декількох грей. Встановлено, що при опроміненні ембріонів курей сумарною дозою $7,5 \times 10^{-4}$ Гр відбувається збільшення поділу клітин та прискорюються процеси диференціації. За даними О.М. Кузіна, опромінення шурят на 21 добу постнатального розвитку малою дозою 2,88 сГр призводить до прискореного розвитку (маса становить 121% порівняно з контролем). Для пояснення природи гормезису запропоновано низку гіпотез. Найбільш мотивованою з них є

гіпотеза О.М. Кузіна [101], за якою гормезис зумовлюється активацією певних генів під впливом так званих «тригер-ефекторів», що регулюють репресію окремих ділянок геному. Під впливом малих доз іонізуючої радіації спостерігається функціональне перепрограмування геному. Це явище може бути наслідком виявленого ефекту зміщення прицентромірних ділянок хромосом до центру ядра в опроміненних клітинах. За гіпотезою О.М. Кузіна, «тригер-ефектори» належать до тих систем клітини, які контролюють експресію генів. Остання ж визначається взаємодіями ДНК з ядерними білками. Внаслідок опромінення в малих дозах змінюються взаємодії ядерних білків із різними за ступенем метилювання рибосомними генами – рДНК. Ці зміни зумовлені тим, що за дії малих доз зменшується обсяг метилювання рДНК. Вважають, що існує три причини, які свідчать про можливість радіаційного гормезису [76]:

- збільшення кількості перехоплювачів вільних радикалів, що перевершують потребу в нейтралізації радикалів, які виникають за таких доз;
- посилення процесів репарації ДНК;
- стимуляція відтворення клітин, особливо клітин імунної системи.

Явище гормезису аж ніяк не свідчить про те, що малі дози є безпечними для біологічних систем. Гормезис є проявом соматичних реакцій, і, водночас, із ним можуть виникати молекулярні ушкодження, внаслідок яких формуються стохастичні ефекти – генетичні порушення та трансформація клітини. Адже передавання клітині енергії іонізуючого випромінювання в трепці зарядженої частинки або γ -фотона спричиняє дозозалежне ураження, а тому й радіаційне ушкодження, частота якого залежить від значення дози, має бути повним. Адже організм – це цілісна взаємопов'язана система, і будь-які зміни структури та метаболізму можуть призвести до порушення фізіолого-біохімічних процесів в опроміненому організмі (клітині). За умов незмінного енергетичного балансу стимуляція будь-яких процесів може бути причиною інгібування інших процесів. Водночас стимулюючий ефект може бути

наслідком регуляторних процесів, індукованих пошкодженням інших тканин (органел клітини) [101].

Дія малих доз іонізуючої радіації на живий організм викликає зміни в структурних елементах клітини. Таким структурним елементом є плазматична мембрана. Плазматичні мембрани є інтегруючою і регулюючою ланкою у реалізації клітинних функцій та в управлінні метаболічними процесами.

Багато фізіологічних реакцій будь-яких клітин і формених елементів крові залежать від фізико-хімічних властивостей поверхневої мембрани клітини, а також від її мікрооточення. Як відомо, у склад цитоплазменних мембран клітин крові свавців входять заряджені макромолекулярні компоненти, які мають гідрофільні іонізовані полярні групи. За рахунок переваги аніонних груп на поверхні клітин крові утворюється надлишковий від'ємний заряд, який є однією з основних фізико-хімічних характеристик біомембран. Електрофізичними характеристиками клітин крові визначається агрегатна стійкість та деформація формених елементів, утворення та підтримка певної структури крові, яка рухається в кровоносних судинах та капілярах, антигенів і антитіл на клітинних поверхнях, адсорбцію та обмін речовин, які потрапляють в кров та інші важливі фізіологічні функції. Величина поверхневого потенціалу визначає концентрацію біологічно активних лігандів в примембранному шарі, і за рахунок цього значною мірою керує взаємодією рецепторів клітини із сигнальними молекулами. Від поверхневого заряду суттєво залежать міжклітинні взаємодії. Таким чином, коливання заряду поверхні мембрани служить цінним джерелом інформації про структуру клітинної поверхні й характер впливу різних фізико-хімічних чинників на живу клітину. Дослідженнями С.А. Баджинян та ін. [77] було показано зменшення мембранного потенціалу еритроцитів на сьому добу під впливом іонізуючого γ -випромінювання.

Одним із можливих механізмів, які пояснюють ефект опромінення в малих дозах, є порушення під дією радіації функцій плазматичної й внутрішньоклітинної мембран. Встановлено, що в кооперативній системі білок-ліпідного матрикса мембран радіаційно-індуковані порушення структури

мембрани призводять до змін властивостей інтегральних білків. Виявлено, що вплив іонізуючої радіації у дозі 4×10^{-3} Гр на плазматичні мембрани еритроцитів зменшує активність Ca^{2+} -АТФази, у 3,4 рази збільшує від'ємний заряд мембрани в області Ca^{2+} -зв'язуючого центру Ca^{2+} -АТФази і Mg^{2+} -АТФ-зв'язуючого центру. Це означає, що при опроміненні плазматичної мембрани еритроцитів у цій дозі структурні зміни Ca^{2+} АТФази в першу чергу впливають на Ca^{2+} зв'язуючий центр. Таке, опромінення понижує мікрров'язкість мембранних ліпідів на 25%, змінює поверхневий потенціал мембран і інтенсивність процесів перекисного окислення ліпідів. Досліджено, що хронічне внутрішнє γ -опромінення (^{137}Cs) поглиненою дозою 0,26–0,08 Гр викликає зміну кількості числа еритроцитів в крові, а також призводить до значних змін фізичного стану і білкового компонентів мембран еритроцитів, зменшення осмотичної стійкості еритроцитів [77].

Показником функціональної активності плазматичної мембрани вважають зміну електричних властивостей клітинної поверхні. Встановлено також зменшення електрофоретичної рухливості під впливом малих доз радіації. Виділяють два основних механізми зниження електрофоретичної рухливості клітин під впливом радіації [45]:

- а) відщеплення від'ємно заряджених вуглеводних залишків;
- б) перерозподіл зарядів на глибині глікокалікса, який супроводжується зміною вкладів окремих груп у величину електрокінетичного потенціалу.

Вплив іонізуючої радіації на живу систему реалізується через утворення в останній іонів, збудження електронного стану молекул та виникнення радикалів H^+ , OH^+ , O^{+2} , HO^{+2} , а також перекису водню H_2O_2 [47]. Саме ці активні продукти ініціюють розвиток вільнорадикальних реакцій у водних та особливо у ліпідних структурах клітини.

На думку Серкіза Я.І. та ін. [165], ймовірність розвитку вільнорадикальних реакцій в клітинах значно вища за низької щільності іонізуючого випромінювання, що забезпечує більшу питому (на одиницю поглиненої дози) біологічну ефективність. Із зменшенням щільності випромінювання ймовірність

пошкодження клітини підсилюється. Чутливими мішенями пошкодження клітин є мембрани. Згідно з цим припущенням, можна вважати, що чим вища інтенсивність випромінювання, тим вищою є щільність іонізації і тим менша ймовірність досягнення утворюваними активними радикалами чутливих мішеней мембран клітин. З одного боку, відомо, що чим вища щільність іонізації, тим більше активів рекомбінації радикалів вона спричиняє. З іншого – плазматична мембрана клітини має електричне поле, яке притягує від'ємно заряджені радикали. Доведено, що із збільшенням щільності радикалів величина електричного поля зменшується.

Ці дослідження підтверджують більшу ефективність процесів перекисного окислення ліпідів за умов низьких величин потужності доз порівняно з високими. Встановлено, що активність ферментів антиоксидантивного захисту (гаммаглутамілтрансепептидази та глутатіон-S-трансферази) змінюється більше від хронічного опромінення порівняно з одноразовим в тій самій дозі.

До того ж, слід мати на увазі, що здатним до фагоцитозу клітинам крові взагалі властива здатність до підвищення рівня вільнорадикальних процесів, оскільки генерація активних форм кисню є обов'язковим елементом їх внутрішньоклітинної O₂-цитотоксичності. Відомо, що для поліморфноядерних лейкоцитів за фагоцитозу властивий дихальний вибух – різке підсилення споживання O₂, що супроводжується генерацією значної кількості вільних радикалів та перекисів, активацією хеміломінесценції.

При цьому, наприклад кисневі радикали, що продукуються нейтрофілами за їх активації під час запалення, спричиняють навіть пошкодження ендотелію та базальної мембрани судинної стінки. Вироблення активних форм кисню в лімфоцитах обов'язково потребує наявності Ca²⁺ та глюкози. Встановлено, що зовнішнє опромінення в дозах до 100 мкГр стимулює окиснюваний вибух у щільній крові людей.

Антиоксидантні системи захисту організму від ушкоджень внаслідок перекисного окиснення ліпідів можна умовно розділити на ферментативні та не ферментативні. До перших відносять ферменти, що інактивують вільні радикали та

перекиси (супероксиддисмутаза, каталаза, глутатіонпероксидаза та інші пероксидази, до певної міри – церулоплазмін тощо), і відновні ферменти, що відновлюють окиснені сполуки (глутатіонредуктаза, глюкозо-6-фосфат-дегідрогеназа, метгемоглобінредуктаза та ін.); до неферментативних слід віднести речовини – антиоксиданти та відновлюючі (вітаміни А, С, Е, Р, К, відновлений глутатіон, естрогени тощо).

Одним з найважливіших ендогенних антиоксидантів є глутатіон, який є трипептидом, утвореним цистеїном, глутаміновою кислотою та гліцином. Глутатіон присутній в організмі як в окисненій (GSSG), так і у відновленій (GSH) формах є основним клітинним фондом мобільних сульфгдрильних груп.

Антиоксидантна дія глутатіону каталізується спеціальними ферментами, серед яких глутатіонпероксидаза, глутатіонредуктаза та глутатіон-S-трансфераза.

Вплив малих доз іонізуючого випромінювання на глутатіон-залежну антиоксидантну систему клітин крові вивчено мало. Встановлено, що разове рентгенівське опромінювання морських свинок за дози близько 0,1 Гр через добу після опромінювання призводить до двократного збільшення рівня кінцевих продуктів перекисного окиснення ліпідів у лімфоцитах периферичної крові, при цьому в них значно зростає рівень відновленого глутатіону, що вказує на мобілізацію ендогенних антиоксидантних ресурсів.

У лімфоцитах селезінки встановлено, що через 3-12 годин після рентгенівського опромінювання у малих дозах виявили додозалежні односпрямовані зміни вмісту відновленого глутатіону та активність глутатіонтрансферази. Рівень відновленого глутатіону збільшується на 93% через 12 год. після опромінювання за дози 0,13 мКл/кг (близько 0,5 сГр) та на 151% – за дози 0,26 мКл/кг (близько 1 сГр). Активність глутатіонтрансферази підвищується на 57% вже через 6 годин і залишається на такому рівні через 12 годин. У цей період не спостерігається підвищення рівня продуктів перекисного окиснення ліпідів, ймовірно, за рахунок адаптивних змін глутатіон-залежної системи [165].

Отже, ефекти опромінення клітин в малих дозах дуже різноманітні: деякі з них свідчать про активацію фізіологічних процесів, деякі про негативні зсуви у функціях окремих систем організму. Тому проблема біологічної дії малих доз іонізуючого випромінювання є надзвичайно важливою з огляду на необхідність визначення ступеня небезпеки малих доз для здоров'я людини й унормування дозових навантажень.

Одним із найбільш згубних екологічних наслідків аварії на ЧАЕС стало радіоактивне забруднення сільськогосподарських угідь Поліського регіону, що визначило в кінцевому рахунку надходження радіонуклідів в організм людини і подальше його опромінення [320]. А тому, зазначену техногенну катастрофу в історії людства вчені розглядають як «сільську аварію».

На думку Р.М. Алексахіна [6], такий висновок цілком обґрунтований з багатьох причин. По-перше, забруднення сільськогосподарських угідь і викликане цим виробництво та споживання продукції з підвищеним вмістом радіоактивних речовин були і залишаються одним із основних джерел опромінення населення, що проживає на забруднених територіях [266, 267]. По-друге, радіоактивне забруднення сільськогосподарської сфери розповсюдилось на досить великі території. По-третє, серед населення, що отримало додаткову дозу опромінення внаслідок забруднення навколишнього середовища, переважають сільські жителі [287]. Слід також зазначити, що дози опромінення селян від 1,3 до 4-х разів вищі, ніж дози опромінення населення, що проживає в містах [235].

Особливо інтенсивного забруднення зазнали північні райони Київської, Житомирської, Рівненської і Волинської областей, північні і західні райони Чернігівської області. Зазначений регіон (Українське Полісся) в межах країни представляє більшу частину окремої фізико-географічної (агрогрунтової) зони сосново-широколистяних лісів [34] з характерними для цієї зони і достатньо поширеними лісовими екосистемами і заплавними луками.

Підсумовуючи аналіз оцінки радіологічної ситуації на території Полісся України та формування дозових навантажень населення слід зазначити, що незважаючи на значний

теоретичний і експериментальний обсяг інформації з цієї тематики мало вивченими залишаються проблеми зменшення міграційної здатності радіонуклідів по ланцюгах живлення від різноманітних джерел їхнього надходження до організму людей, що мешкають на радіоактивно забруднених територіях Північної частини України.

Вирішенню поставленої наукової проблеми і присвячена дана монографія.

РОЗДІЛ 2

ОСОБЛИВОСТІ НАКОПИЧЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ГРУНТАХ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ

2.1.Коротка характеристика природно-кліматичних умов регіону досліджень

Своєрідна за природно-ландшафтними характеристиками поліська зона являє собою терасову знижену рівнину, що охоплює басейни рік Прип'яті, середнього Дніпра, середньої та нижньої течії р.Десни. В зону Полісся входить також Мале Полісся, що займає північну частину Львівської, Тернопільської та Хмельницької областей.

Полісся займає в загальному понад 11 млн. га, або 18% усієї території України. Сільськогосподарські угіддя розміщено на площі 5,9 млн. га, в тому числі рілля і перелоги – 3,9 млн. га. Рівень розораності угідь – понад 49%, що є найвищим показником серед аналогічних показників лісових зон розвинутих європейських країн.

За своєю структурною будовою ґрунтовий покрив Полісся надто складний і різноманітний, що зумовлено як наявністю великої кількості ґрунтових відмін, так і дуже частим чергуванням їх на відносно невеликих земельних ділянках.

Особливості геоморфологічної та геологічної будови Полісся, зокрема часта зміна ґрунтоутворних порід та рельєфу, зумовили формування тут великої різноманітності ґрунтів та різноманітних структур ґрунтового покриву. Течія річок в цій зоні через рівнинний рельєф надто повільна, а дренавальна роль їх незначна. Тому на рівнинних елементах рельєфу підґрунтові води залягають неглибоко від поверхні, що призводить до заболочування та оглеєння значної частини ґрунтів. На невеликих піщаних рівнинах чітко виражені піщані гриви, пасма та дюни. На цих підвищених елементах рельєфу рівень

підґрунтових вод істотно глибший і на ґрунтоутворення не впливає.

Наявність корінних кристалічних порід (гранітів, гранітогнейсів, базальтів, крейди, крейדיаних мергелів тощо) – характерна риса геологічної будови Полісся. Крейдіано-мергельні породи на значних територіях виходять на поверхню у північних районах Львівської, у центральних районах Волинської, північно-західних районах Рівненської областей та Новоград-Волинському районі Житомирської області. На більшій частині Полісся кристалічні породи прикриті водно-льодовиковими та річковими відкладами, переважно піщаного гранулометричного складу, мореною та лисуватими суглинками. Особливості геоморфологічних та геологічних умов, близькість підґрунтових вод, лісова, переважно соснова, рослинність, вологий клімат сприяли формуванню ґрунтів дерново-підзолистого типу, які становлять 60% загальної площі Полісся. Глибина гумусового горизонту часто-густо збігається з глибиною орного шару з різним переходом до малородючого елювіального горизонту. У піщаних і зв'язано-піщаних неоглесних ґрунтах майже відсутні щільні прошарки, які затримують воду і поживні речовини в зоні кореневої системи рослин. Тому водно-повітряний режим їх нестійкий і повністю залежить від частоти випадання атмосферних опадів у вегетаційний період.

Загальними характерними особливостями ґрунтового покриву зони Полісся є такі:

- висока мозаїчність і комплексність ґрунтового покриву;
- домінування в ґрунтовому покриві кислих поверхнево оглесених, заболочених і болотних ґрунтів;
- висока контрастність зміни окисно-відновного потенціалу по профілю ґрунтів і в часовому вимірі;
- низький вміст гумусу і органіко-мінеральних, насичених кальцієм колоїдів;
- низька здатність до забезпечення рослин поживними елементами;
- високий рівень екологічної вразливості, піддатливості деградаційним процесам і виснаженню.

Клімат зони Полісся помірно-континентальний, літо тепле, вологе. Температури січня з заходу на схід змінюється від - 4,5 до - 8°C.

Середня температура найбільш теплового місяця (липня) в зоні Полісся коливається в межах 18–20°C .У середньому за рік в Українському Поліссі випадає 600-880 мм опадів. Кліматичні умови і рельєф зумовлюють велику густоту річкової сітки, утворення боліт. Природну рослинність складають лісові, лучні і болотні види. З лісів переважають соснові (бори), дубово-соснові (субори) і дубово-грабові. У 16-17 ст. вся територія Полісся на захід від Дніпра була покрита лісами. Нині лісистість становить лише 30%. Середня розораність Полісся – понад 30%, а ділянки середньопідзолистих (досить родючих) ґрунтів розорені на 80%. Луки займають 10% території. Багато боліт осушено і перетворено в сільгоспугіддя.

Українське Полісся поділяється на п'ять фізико-географічних областей: Волинське, Житомирське, Київське, Чернігівське і Новгород – Сіверське Полісся.

Природні особливості території північної частини Українського Полісся характеризуються широкими заболоченими річковими долинами, позитивним балансом вологи, пануванням дерново-підзолистих і болотних ґрунтів, які сформувалися переважно на піщаному субстраті, високим рівнем ґрунтових вод, значним поширенням соснових лісів із домішкою широколистяних порід. На Поліссі спостерігається велике різноманіття природних територіальних комплексів, що ускладнює сільськогосподарське використання території. Головною причиною своєрідності і різноманіття природи Полісся є походження і розвиток в антропогенному періоді. У рельєфі поліської низовини головну роль відіграють річкові долини, зандрові, моренно-зандрові та моренні рівнини, частково моренно-горбистий рельєф і денудаційні форми на корінних (докембрійських і крейдових) відкладах. Поліська низовина з півночі і півдня обмежена височинами, із яких до Прип'яті стікається значна кількість приток. Такий характер рельєфу разом із геологічними, гідрологічними особливостями та

кліматичними умовами сприяє значному заболоченню і зволоженню Полісся.

Найбільше поширення на Поліссі мають низинні болота, які живляться річковими водами (переважно) навесні, коли річки розливаються). Найбільш заболочене є волинське Полісся, яке займає Волинську область і частину Рівненської. Особливістю ґрунтового покриву Полісся є велика строкатість, зумовлена рельєфом і характером ґрунтоутворюючих порід, глибиною залягання ґрунтових вод. Полісся сформувалося переважно на безкарбонатних піщаних і супіщаних відкладах легкого механічного складу, в умовах значного зволоження, під мішаними лісами з густим трав'янистим покривом. В таких умовах сформувалися дерново-підзолисті ґрунти різного механічного складу, ступеня оглеєності і підзолистості, а також болотні. На «лесових» островах зустрічаються сірі та темно-сірі лісові ґрунти [38, 103, 125, 128].

Серед дерново-підзолистих ґрунтів найбільше поширення мають дерново-слабопідзолисті й дерново-середньопідзолисті. Дерново-середньопідзолисті займають переважно вододільні простори, складені сушіщаними водно-льодовиковими та льодовиковими відкладами. Властивістю цих ґрунтів є підвищена кислотність. Іноді серед дерново-підзолистих ґрунтів плямами зустрічаються сильно підзолисті.

На Поліссі розвинені також дерново-підзолисті глеюваті й глейові ґрунти. Значну роль у ґрунтовому покриві Полісся відіграють болотні ґрунти. Вони займають в основному сучасні й давні річкові долини та улоговини. Великі масиви болотних ґрунтів зосереджені у північних районах. Луки на Поліссі займають значні площі та є важливими природними кормовими угіддями.

Специфічні природні умови регіону – кисла реакція ґрунтів, бідність їх глинистими та слюдистими мінералами, висока зволоженість території, наявність великої кількості лісів, боліт і торфовищ сприяють посиленій міграції радіонуклідів з ґрунту в рослини та по трофічних ланцюгах до людини. І, як наслідок, навіть через чверть століття після аварії на

Чорнобильській АЕС спостерігаються високі рівні забруднення рослин і, відповідно, продукції рослинництва, кормів, продукції тваринництва та продуктів харчування людей [54]. Споживання продукції, вирощеної на присадибних ділянках, вагома частка у раціоні населення лісових ягід та грибів спричиняють високі рівні надходження радіонуклідів до організму людей, які мешкають на забруднених радіонуклідами територіях. Тому в цьому регіоні зафіксовані найвищі паспортні дози опромінення населення.

Для дослідження концентрації ^{127}I , ^{129}I , ^{137}Cs та ^{90}Sr та їх міграції по профілях ґрунту в 1995-2012 рр. відібрані та досліджені ґрунти із різних територій Північної України. Ділянки, де проводився відбір зразків, охоплюють райони, які майже не постраждали від випадіння радіоактивних речовин під час Чорнобильської аварії – Житомирський район, сильно забруднені території Північної України – це Коростенський та Народицький райони. Ділянки, де проводили відбори проб в Коростенському районі – зі щільністю випадіння ^{137}Cs між 185-555 кБк/м² (5-15 Кі/км²); ділянки у Народицькому районі – зі щільністю випадіння ^{137}Cs між 555-1480 кБк/м² (> 15 Кі/км²).

Житомирський район розташований у 160 км на північний захід від ЧАЕС і цей район вважається найменш забруднений радіонуклідами. Ділянки відбору зразків включали наступні населені пункти: Барапівка, Давидівка, Левків, Озерянка. Коростенський район знаходиться в 120 км на захід від ЧАЕС і відноситься до 3-ї зони радіоактивного забруднення територій, тобто це територія середньої забрудненості. Відбір зразків проводили поблизу сіл Немирівка, Воронево, Чигирі та Купеч. Народицький район знаходиться на відстані 70 км від ЧАЕС на крайньому заході і віднесений до 2-ї зони. Він є одним з найбільш радіаційно забруднених територій України. Ґрунтові профілі відбиралися біля 3-х населених пунктів: Христинівка, Нове Шарно та Ноздрище (рис. 2.1).

Зразки ґрунту відбирали методом «конверту» відповідно до загальноприйнятих методик [122].

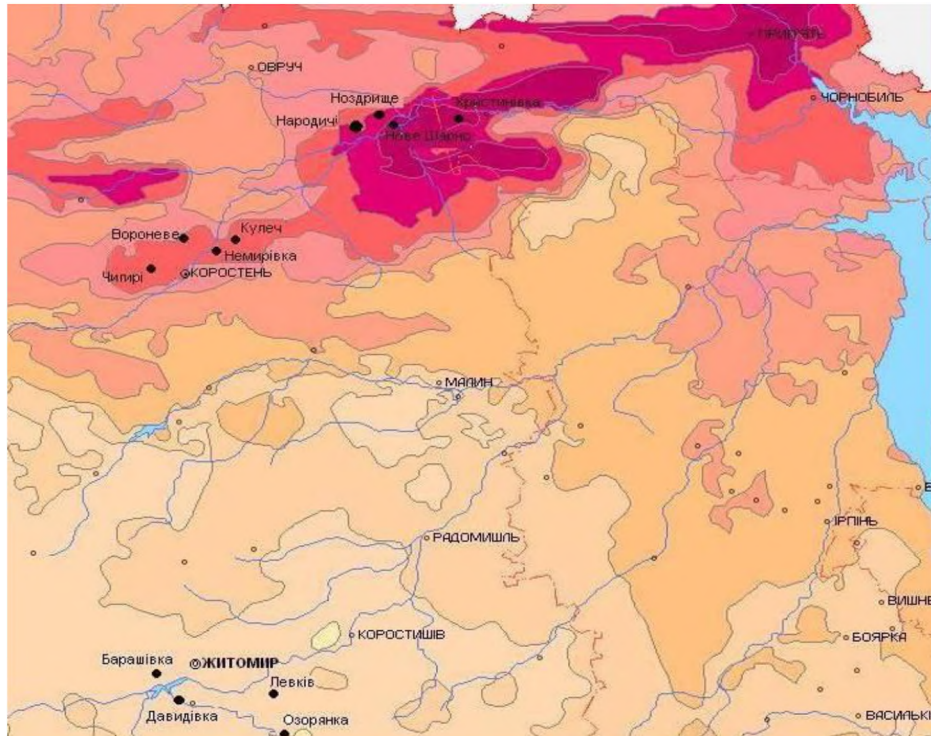


Рис. 2.1. Карта радіоактивного забруднення та місця відбору зразків ґрунту у Північній частині України.

*Примітка: чорними кружечками позначені місця відбору зразків ґрунту

На кожній ділянці було безсистемно відібрано до 7 зразків ґрунту, взятих з території площею в 4 км².

Дослідження концентрації ¹²⁹I, ¹³⁷Cs та міграції їх по профілю ґрунту у північних районах України проводили також в 47-ми населених пунктах Народницького, Коростенського та Овруцького районів Житомирської області та деяких населених пунктах Київської області. Зразки ґрунту відбирали в 5-ти точках в кожному населеному пункті на початку, всередині та в кінці села. Глибина відбору ґрунту становила 40 сантиметрів (рис. 2.2)

Ділянки, на яких проводилися відбори зразків, охоплюють територію, яка постраждала від випадіння радіоактивних речовин внаслідок аварії на ЧАЕС, а це, в переважній більшості, населені пункти, які були віднесені до 1-ої та 2-ої зони з щільністю забруднення ґрунтів більше як 555 кБк/м² (>15 Ки/км²).

Дослідження ґрунтів також проводили в критичних населених пунктах Народницького, Овруцького та Коростенського районів Житомирської області з метою виявлення критичних ділянок на сільськогосподарських угіддях щодо забруднення їх ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr.

Зразки ґрунту відбирали у фермерських господарствах, присадибних ділянках громадян та на природних угіддях за схемою представленою в таблиці 2.1.

Після зважування сирової маси, матеріал було висушено при кімнатній температурі до повітряно-сухого стану, розмелено і після цього просіяно через сито з отворами 2 мм.

Активність ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr визначали на германійових детекторах високої точності. Час вимірювань тривав від 2 до 16 год.

Активність ¹²⁷I та ¹²⁹I в ґрунтах визначали за допомогою радіохімічного аналізу нейтронної активації (РАНА) та іонної хроматографії (ІХ), активність ¹²⁹I визначали шляхом (РАНА) та акселерації мас спектрометрії (АМС) в центрі радіаційного захисту та радіоекології Ганноверського університету (Німеччина).

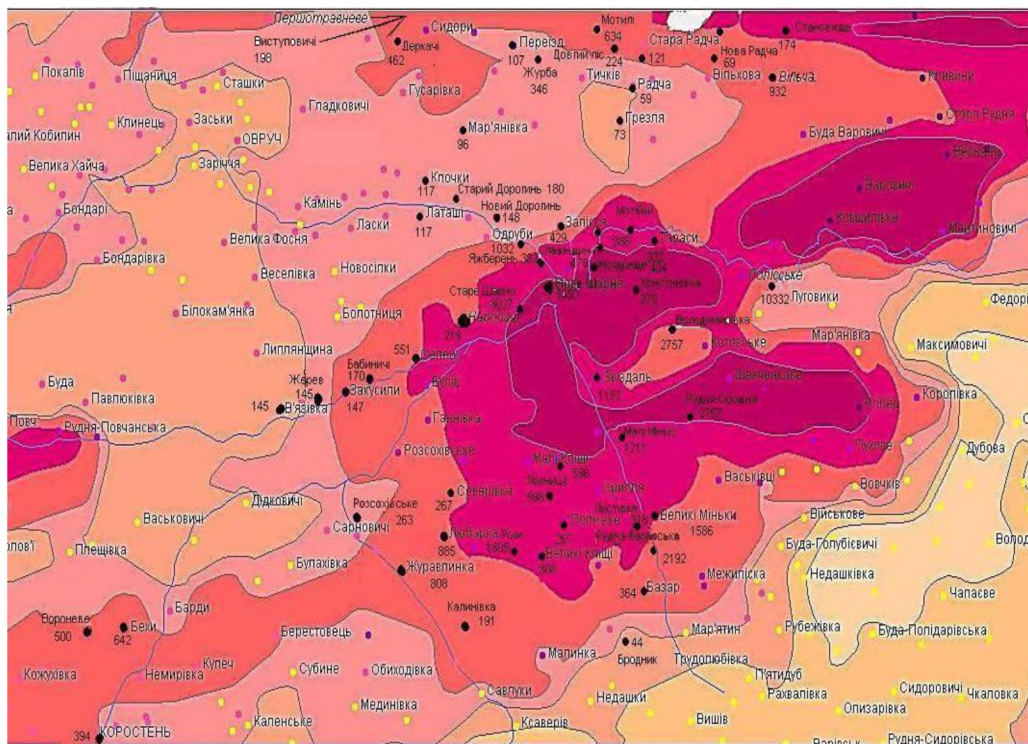


Рис. 2.2. Карта відбору зразків в 47-и населених пунктах північної України.

*Примітка: чорними кружками на карті позначені населені пункти, де були відібрані зразки

Таблиця 2.1

Схема відбору зразків ґрунту

Фермерські господарства	Присадибні ділянки громадян	Природні угіддя
<i>Народицький район</i>		
СТОВ «Україна»	с. Болотниця	СТОВ «Україна»
ТОВ «Норинцівське»	с. Латаші	ТОВ «Норинцівське»
ТОВ «Норинці-2»	с. Ст. Дорогинь	ТОВ «Стародорогинське»
ТОВ «Стародорогинське»	смт Народичі	СТОВ «Зоря»
СТОВ «Зоря»	с. Селець	ТОВ «Еліта-Агро»
ТОВ «Еліта-Агро»		
<i>Коростенський район</i>		
НДІ «Грозіно»	с. Закусили	НДІ «Грозіно»
СТОВ «Відродження»	с. Сингаї	СТОВ «Відродження»
КФТ ЛК «Україна»	с. Бехи	КФТ ЛК «Україна»
СТОВ «Перемога»		СТОВ «Перемога»
ТОВ «Перемога»		ПОСТ «Мединівське»
ПОСТ «Мединівське»		ПОСТ «Нива»
ПОСТ «Нива»		ТОВ «Ленком Центр»
ЛК «Україна»		
ТОВ «Ленком Центр»		
<i>Обруцький район</i>		
СТОВ «Черепинське»	с. Піщаниця	СТОВ «Бондарівське»
СТОВ «Полісся»	с. Шоломки	ТОВ «В. Фоснянське»
СТОВ «Нове життя»	СТОВ «Бондарівське»	СТОВ «Можарівське»
ТОВ «Невгодивське»	с. Фосня	ПП «Веледники»
СТОВ «Бондарівське»	с. Можари	
ТОВ «В. Фоснянське»	с. Веледники	
СТОВ «Можарівське»		
ПП «Веледники»		

Загальні значення повних аналізів ^{129}I були встановлені за допомогою йоду Вудварда, який використовувався як уловлювач мікроелементів. Нами встановлено, що радіохімічний метод нейтронної активації підходить лише для виявлення ^{129}I у верхньому шарі ґрунту, а для більш глибоких шарів ґрунту вміст ^{129}I можна визначати за допомогою (АМС).

Коефіцієнти переходу (Кп) розраховували як відношення активності радіонукліда в 1 кг маси урожаю продукції рослинництва до щільності забруднення ґрунту [36]:

$$\text{Кп} = \text{Бк/кг: кБк/м}^2 \quad (2.1)$$

2.2. Концентрація ^{127}I і ^{129}I та їх міграція в глибоких профілях ґрунту

Аналіз ^{129}I в зразках з навколишнього середовища, зокрема в ґрунтах, дає можливість провести ретроспективну дозиметрію опромінення людини, викликаного короткоживучими ізотопами йоду, такими як ^{131}I , через довгий час після того, як радіонукліди були викинуті в навколишнє середовище в результаті різного роду аварій. Існує декілька вимог щодо того, як можна провести ретроспективну дозиметрію ^{129}I , який потрапив в навколишнє середовище в результаті аварії. Він не повинен був зникнути з аналізованих ґрунтових горизонтів через міграцію в більш глибокі шари ґрунту, і його слід відрізнити від радіоактивних опадів, який потенційно мав місце до аварії [35, 232, 319, 336, 337].

Метою наших досліджень було вивчити поведінку в навколишньому середовищі різних радіонуклідів, які потрапили туди в результаті Чорнобильської аварії, а також дослідити рівень радіаційного опромінення мешканців сильно забруднених районів в Північній Україні і можливість використання ^{129}I як індикатора для визначення рівня випадіння ^{131}I після Чорнобильської аварії [249, 254, 340, 366, 396].

Довгоживучий радіонуклід ^{129}I ($T_{1/2}=15,7$ Ма, $E_{\beta\text{max}}=0,2$ MeV, $E_{\gamma}=39,58$ keV, $I_{\gamma}=0,0752$) утворюється в природі завдяки індукваному космічному випромінненню розпаду ксенону в атмосфері та спонтанному розщепленню у геосфері. Встановлено, що загальна природна кількість ^{129}I в літосфері складає 50000 кг (327 ТБк) [238]. Встановлено також, що з цієї кількості лише 263 кг (1,7 ТБк) знаходяться у вільному стані в атмосфері, гідросфері та біосфері, змішуючись зі стабільним ^{127}I [246, 335]. Природні кількості ^{129}I повсюди та постійно змінювались через викиди його в навколишнє середовище в результаті антропогенної діяльності. ^{129}I антропогенного походження утворюється, в першу чергу, як результат розщеплення ^{235}U та ^{239}Pu з ізобаричними потужностями розщеплення, індукваного термальними нейтронами 0,68% і 1,6% відповідно. Йод утворюється при термальному розщепленні ^{235}U з ізотопними співвідношеннями $^{131}\text{I}/^{129}\text{I}$ $i=3,82$ та $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$, що $=6,06$ [244, 278].

Було підраховано, що кількість ^{129}I , який потрапив в навколишнє середовище в результаті вибухів ядерної зброї, коливається між 43 кг (0,28 ТБк) та 150 кг (0,98 ТБк) [236, 243, 253]. А. Шмідт та ін. [335] в 1998 р. встановили, що в результаті Чорнобильської аварії у навколишнє середовище потрапило менше 2 кг (0,013 ТБк) ^{129}I . Більша кількість ^{129}I антропогенного походження в довкіллі пояснюється викидами переробних заводів. Наприклад, близько 3500 кг (23 ТБк) ^{129}I було випущено у навколишнє середовище переробними заводами Європи до 2000 р., а 70% з цієї кількості припадає на переробний завод в Гаазі [323, 262]. Із всієї кількості ^{129}I , що потрапив у навколишнє середовище з Гаазького заводу, 97% припадає на рідкі викиди. Для порівняння: на Селлафільдському заводі рідких викидів було 85%. Велика кількість антропогенного ^{129}I все ще знаходиться у відпрацьованому ядерному паливі. Як підраховано, в 1990 р. його було 5660 кг (37 ТБк) [258]. Відомі факти викидів у навколишнє середовище на американських військових переробних заводах [309, 310], практично не існує жодних публікацій про аналогічні заводи в колишньому СРСР та інших східних країнах.

Антропогенний ^{129}I потрапляє в кругообіг йоду в навколишньому середовищі та змінює природні ізотопні кількості йоду. Природні співвідношення $^{129}\text{I} / ^{127}\text{I}$, у океанічному шарі, що зміщується, були змінені у всьому світі на 2 порядки, приблизно $1,5 \times 10^{-12}$ [309, 310, 321], приблизно до 10^{-10} в регіонах, віддалених від місць, де траплялись ці викиди, та на цілі порядки в сторону збільшення в районах, близьких до джерел викидів [323, 331, 332]. І хоча ці зміни мають безпосереднє відношення до радіоекології лише в регіонах, що розташовані в безпосередній близькості до переробних заводів, їх слід ретельно моніторити, а потенціал ^{129}I , як антропогенного ізотопного маркера процесів, що відбуваються в навколишньому середовищі, повинен бути використаний повністю. Це потребує детального розуміння базових значень доатомної ери, антропогенних змін, радіоекології ^{129}I та інваєронментальної хімії йоду. І все ж, радіоекологія ^{129}I все ще недостатньо зрозуміла через аналітичні і методологічні проблеми [348, 350, 351].

Були проведені систематичні дослідження, щоб створити надійні аналітичні протоколи для проведення аналізу ^{129}I і ^{127}I в різних матеріалах навколишнього середовища, для того щоб заповнити окремі пробіли в наших знаннях з радіоекології ^{129}I [334, 335, 336, 347, 349].

І нарешті, радіоекологічне моделювання для виявлення зв'язку між щільністю випадіння ^{131}I , яка прораховується по щільності випадіння ^{129}I , та дозою, яку отримує щитоподібна залоза, повинне бути абсолютно надійним [75, 277, 310, 325].

Математична модель для ретроспективної дозиметрії опромінення ^{131}I через дані по ^{129}I представлена наступним рівнянням (2.2):

$$H_{\text{щитовид}} = (D(^{129}\text{I}) - D_{\text{дочорнов}}(^{129}\text{I})) \frac{A_{131}}{A_{129}} DC_{131} f(t), \quad (2.2.)$$

де $H_{\text{щитовид}}$ – очікувана еквівалентна доза щитоподібної залози через вплив ^{131}I (в Зв);

D (^{129}I) – інтегральна щільність випадіння ^{129}I на досліджуваній ділянці (в Бк/м²);

$D_{\text{дочорноб.}}$ (^{129}I) – інтегральна щільність випадіння ^{129}I в дочорнобильських опадах (в Бк/м²);

A_{131} / A_{129} – співвідношення рівня радіоактивності ^{129}I і ^{131}I під час аварії;

DC_{131} – коефіцієнт сукупної дози опромінення щитоподібної залози ^{131}I за одне ядерне перетворення у процесі вивільнення радіації ($3\text{в} \times \text{Бк}/\text{м}^2$), розраховували за допомогою радіоекологічної моделі;

$f(t)$ – коефіцієнт, який пояснює розпад ^{131}I в проміжку між аварією та його попаданням на місцевість, що піддається опроміненню.

У принципі, ^{129}I в рівнянні міг би бути замінений іншими радіонуклідами, такими як ^{137}Cs та ^{90}Sr , якби емісія та атмосферний транспорт були б гомогенними, як у випадку з випадінням радіоактивних опадів у результаті випробування ядерної зброї. У випадку з Чорнобильською аварією різні елементи були видозмінені хімічно під час вибуху та наступних емісій, вони видозмінювались і надалі в залежності від атмосферного руху в тропосфері у вигляді радіоактивних шлейфів з різним складом радіонуклідів [289, 328].

Грунтові профілі на глибину 0-40 см з Північних областей України були взяті в 1996-2008 рр. відповідно. Ділянки, на яких проводився відбір зразків, охоплюють райони, які майже не постраждали від випадіння радіоактивних речовин під час Чорнобильської аварії – це Житомирський район та середньо і сильно забруднені території в Коростенському та Народицькому районах. Відстань ділянок, де проводився відбір зразків ґрунту від Чорнобильської АЕС була від 8 до 400 км. Мінливість вмісту ^{129}I була значно більшою, ніж ^{127}I . Мінливість ізотопних співвідношень $^{127}\text{I}/^{129}\text{I}$ у верхньому шарі ґрунту була також значно вищою, ніж мінливість вмісту ^{129}I . Це явище можна пояснити лише відмінностями вмісту ^{127}I в ґрунтах, якими не слід нехтувати при інтерпретації ізотопного співвідношення $^{127}\text{I}/^{129}\text{I}$. Отже, концентрації ^{127}I повинні бути представлені першочергово.

2.2.1. Вміст ^{127}I в ґрунтах

Для визначення вмісту ^{127}I і ^{129}I на різних глибинах по мірі зростання, підраховують за наступним рівнянням в (2.3) одиницях, $\text{г}/\text{м}^2$ та $\text{мБк}/\text{м}^2$:

$$A_f(d_{\max}, d_{\min}) = \int_{d_{\max}}^{d_{\min}} C(d)p(d)dd, \quad (2.3)$$

де:

d_{\max} = 40 см - максимальна глибина відбору проб зразка;

d_{\min} - глибина верхнього шару секції, де проводився відбір, питома радіоактивність, або концентрація маси на глибині d ^{129}I і ^{127}I відповідно та $p(d)$ - щільність всієї маси сухого ґрунту на глибині d .

Нашими дослідженнями встановлено, що концентрація ^{127}I в ґрунтах Народницького та Коростенського районів варіювала в межах від 0,42 до 8,0 $\text{мг}/\text{кг}$ (рис.2.3.-2.4.).

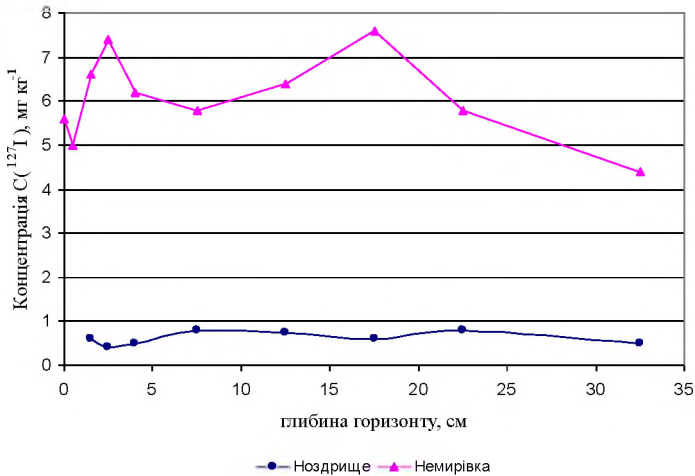


Рис. 2.3. Концентрація ^{127}I с. Ноздрище Народницького р-ну та с. Немирівка Коростенського р-ну за глибиною горизонту

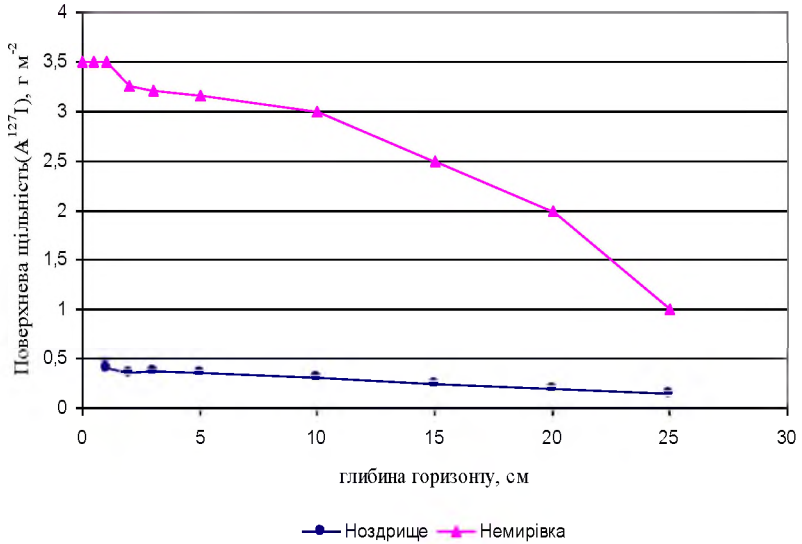


Рис. 2.4. Поверхнева щільність ^{127}I в ґрунтах с. Ноздрище Народницького р-ну та с. Немирівка Коростенського р-ну за глибиною горизонту

Концентрація ^{127}I в ґрунті с. Ноздрище була в межах 0,42 мг/кг і по профілю ґрунту його концентрація майже не змінювалась. У с. Немирівка концентрація ^{127}I у верхньому шарі ґрунту сягала майже до 8,0 мг/кг і на глибині 30 см була 4,2 мг/кг.

За умов, що всі радіонукліди містяться у профілях ґрунту на глибині $d_{\text{max}}=40$ см, то їх загальний рівень D підраховуємо за формулою (2.4):

$$D \approx A_F(d_{\text{max}}, 0) = \int_{d_{\text{max}}}^0 C(d) p(d) dd, \quad (2.4)$$

Залежність вмісту ^{127}I від глибини ґрунтового профілю, по мірі зростання, показано на рисунку 2.4. Різниця в його концентрації в профілі ґрунту варіює в широких межах ~ 10 разів.

Це здається досить неймовірним. Різні концентрації йоду в повітрі та опадах можна очікувати тільки на дуже великих ділянках суші (материках і т.д.). Таким чином, виявлену таку велику різницю можна пояснити тільки різними властивостями ґрунту та гідрологічними умовами. Низька концентрація ^{127}I та, внаслідок цього, низький загальний рівень радіоактивності вказують на значні втрати природного йоду протягом часу перебування в атмосфері. Висока концентрація ^{127}I та високий загальний рівень радіоактивності, вказують на знижену, але все ще неможливу для підрахунку втрату йоду. Отже, по йоду краще підраховувати реальну інтегральну щільність випадіннь стабільного йоду. Високий загальний рівень радіоактивності вказує на меншу міграцію на глибину і на більш ефективну сорбцію або акумуляцію у певному ґрунті, низький рівень – на більшу міграцію і менш активну сорбцію або акумуляцію.

Як наслідок різних процесів переміщення, задіяних у міграції йоду в ґрунтах, припускається, що довготривалі випадіння в опадах ^{127}I призводять до зменшення рівня його вмісту на різних глибинах по мірі зростання глибини ґрунту. Рівень радіоактивності ^{127}I на різних глибинах погано узгоджується з очікуваними даними (рис. 2.2). Рівень ^{127}I значно зменшується з рівнем глибини по ґрунтовому профілю між 19 і 24 см. Загальний рівень ^{127}I коливається від 0,39 до 3,4 г/м². Його рівень на різних глибинах зменшується майже втричі, в цілому по глибинних профілях. Різниця між загальним рівнем радіоактивності у різних місцевостях показує, що значна кількість природнього йоду, яка існувала протягом тисячоліть, проникла у різних місцевостях у більш глибокі, насичені водою, ґрунтові зони завдяки індивідуальним властивостям ґрунту, гідрологічним умовам та гідродинамічній дисперсії. Після такого висновку постає дуже важливе питання: чи є зони з водоненасиченим ґрунтом надійним сховищем для ^{129}I з метою ретроспективної дозиметрії ¹³¹.

2.2.2. Вміст ^{129}I в ґрунтах

Так як вміст ^{129}I в зразках з навколишнього середовища, зокрема в ґрунтах, дає можливість провести ретроспективну дозиметрію радіоактивного опромінювання, викликаного короткоживучими ізотопами йоду, такими як ^{131}I , через тривалий час після того, як радіонукліди були викинуті в навколишнє середовище в результаті різного роду аварій, то наші дослідження присвячені саме визначенню вмісту ^{129}I та міграції його в ґрунтах Північної України, яка постраждала внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС (рис. 2.5.-2.7.).

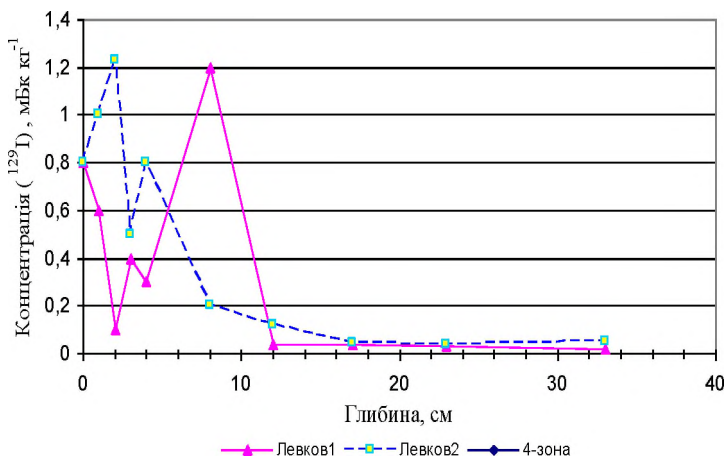


Рис. 2.5. Питома радіоактивність ^{129}I у глибинних профілях населених пунктів Житомирського району

Встановлено, що питома радіоактивність ^{129}I у глибинних профілях охоплює майже 4 рівня величини, коливаючись у широких межах.

Залежність питомої радіоактивності ^{129}I від глибини ґрунтового профілю на територіях з різними щільностями забруднення показано на рис. 2.6.-2.7.

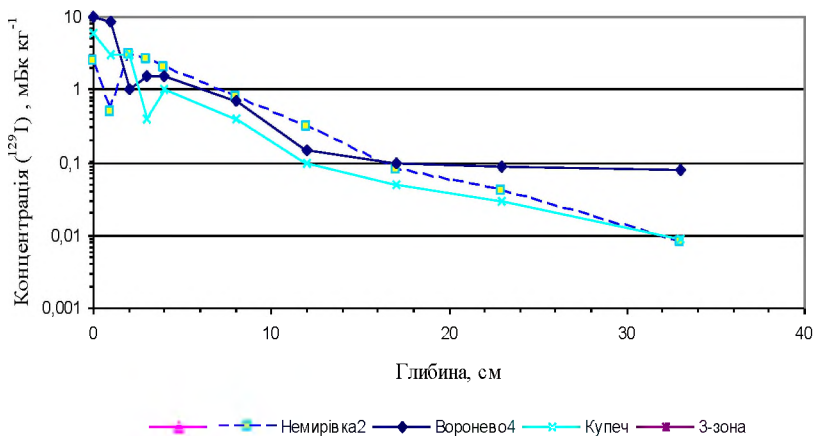


Рис. 2.6. Питома радіоактивність ¹²⁹I у глибинних профілях населених пунктів Коростенського району

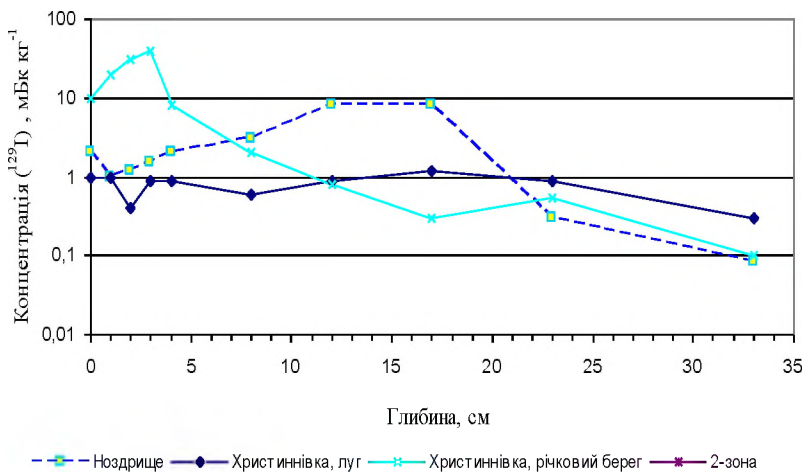


Рис. 2.7. Питома радіоактивність ¹²⁹I у глибинних профілях населених пунктів Народицького району

На територіях, які були не значно забруднені Чорнобильськими опадами, вона варіює від ~ 1 мБк/кг на поверхні ґрунту до $\sim 0,01$ мБк/кг в найнижчому шарі. Питома радіоактивність ^{129}I у ґрунті зменшується майже рівномірно і постійно. Зразки ґрунту з с. Вороневе показали, що питома активність ^{129}I становила від 10 до 0,1 мБк/кг, а населених пунктів Немирівки, Купеч та Чернянки – від 1 до 0,01 мБк/кг.

Ґрунти з населених пунктів Ноздрище та Христинівки, які розташовані у 2-ій зоні, значно відрізняються від інших. Відібрані зразки ґрунту з берега річки Уж у с. Христинівці показали, що вміст ^{129}I був максимальним – 24,5 мБк/кг у шарі 2-3 см, потім йде рівномірне зменшення до 0,1 мБк/кг. На луках у с. Христинівці загальний рівень питомої радіоактивності ^{129}I у ґрунті був відносно низький (1,1-0,2 мБк/кг). Після незначного віддалення від поверхні, дані показують максимум його концентрації на глибині від 10 до 30 см. Питома радіоактивність змінюється на 1 порядок величини по усьому профілю, у той час як в інших профілях питома радіоактивність знижується на 2 порядки.

За результатами досліджень по концентрації ^{129}I у зразках ґрунту з 47-ми вище зазначених населених пунктів встановлено, що найвища його концентрація була в м. Поліському – 2060 мБк/м², с. Старому Шарно – 1281, с. Володимирівці – 748, Рудні Осошні – 748 мБк/м² (рис. 2.8).

В 12-ти населених пунктах вміст ^{129}I був в межах 123-578 мБк/м², в останніх 31-му населеному пункті концентрація ^{129}I становила від 44 до 120 мБк/м².

Досліджені були також глибинні зразки ґрунту спільно з центром радіаційного захисту та радіоекології Ганноверського університету (Німеччина) в трьох населених пунктах Довгий Ліс, Журба та Христинівка, які розташовані на Півночі Житомирщини протягом 2007-2008 рр. з визначення міграції ^{129}I по ґрунтових профілях. Проби ґрунту відбирали на глибину до 200 сантиметрів по шарах горизонтів (рис. 2.9).

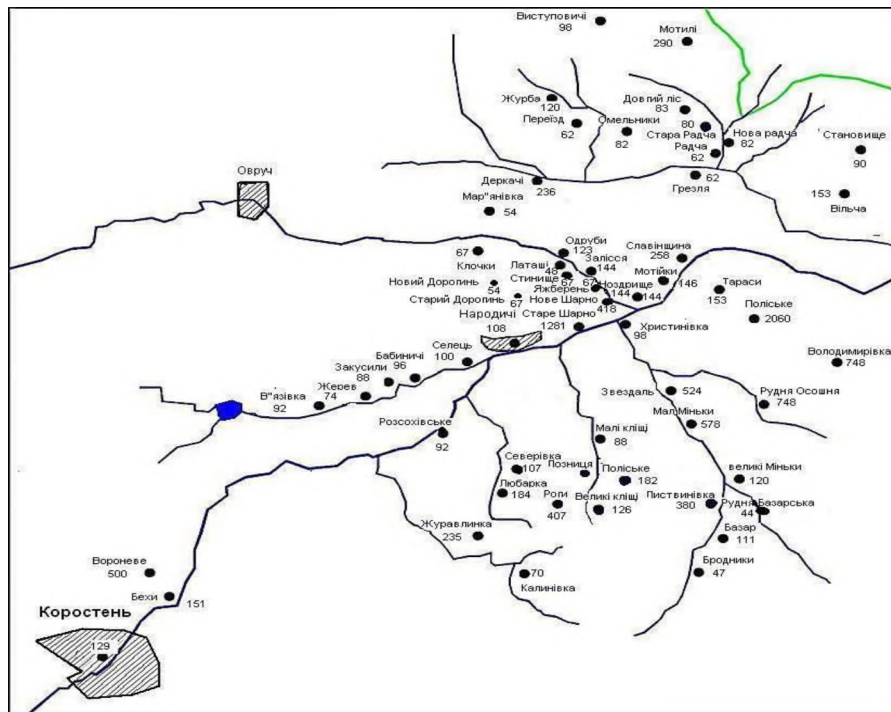


Рис. 2.8. Середні значення концентрації ^{129}I в населених пунктах Північних районів України, мБк/м²

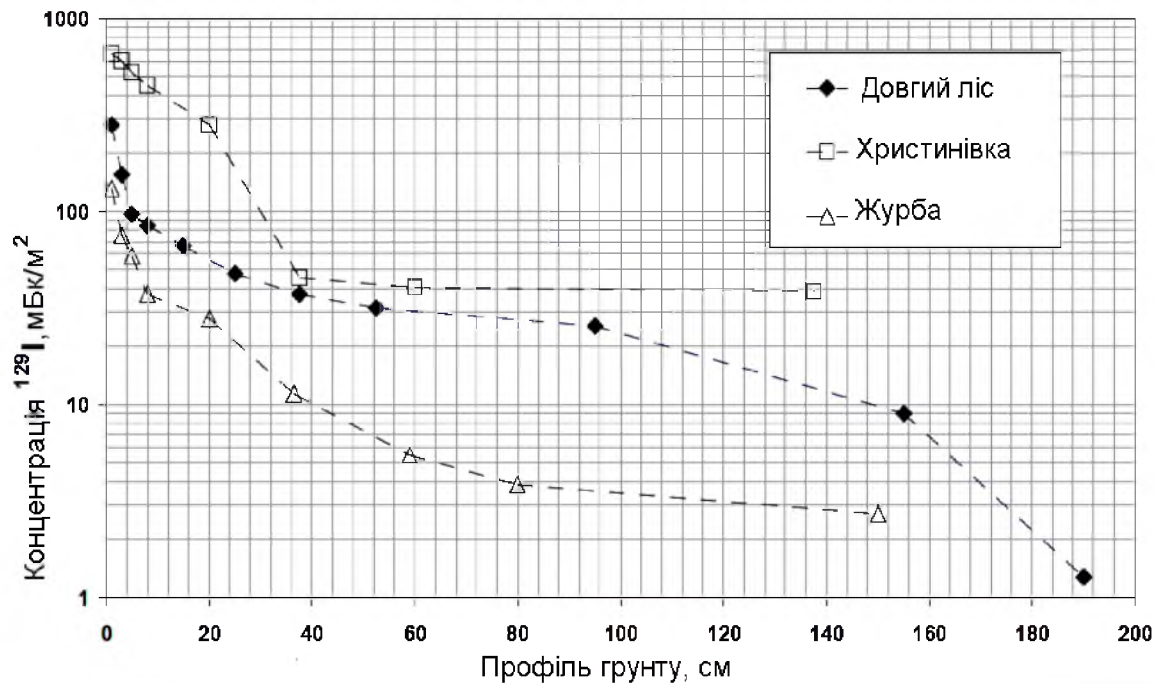


Рис. 2.9. Концентрації ^{129}I по профілю ґрунту

Нами встановлено, що навіть і через 25 років після аварії на Чорнобильській АЕС найвища концентрація ^{129}I була у верхньому шарі ґрунту по всіх трьох глибоких профілях [279, 297, 298]. Так, в селі Христинівка (неподалік річки Уж) концентрація ^{129}I була в межах 850 мБк/м^2 , відмічаємо, що сліди цього ізотопу, виявлені на глибині 138 см, а ґрунтові води залягають на глибині 145-150 см. В с. Довгий Ліс концентрація ^{129}I становила 485 мБк/м^2 і по профілю ґрунту його знайдено на глибині 195 см, ґрунтові води знаходяться нижче досліджуваного профілю (200 см). Концентрація ^{129}I в с. Журба у верхньому шарі ґрунту була в межах 223 мБк/м^2 і по профілю ґрунту сліди цього ізотопу знайдено на глибині 150 см, ґрунтові води знаходилися на глибині 180-190 см [184].

Ізотопні співвідношення $^{127}\text{I}/^{129}\text{I}$ в ґрунтових профілях із с. Немирівки та Ноздрищ зменшуються рівномірно від його поверхні до глибини (рис. 2.10).

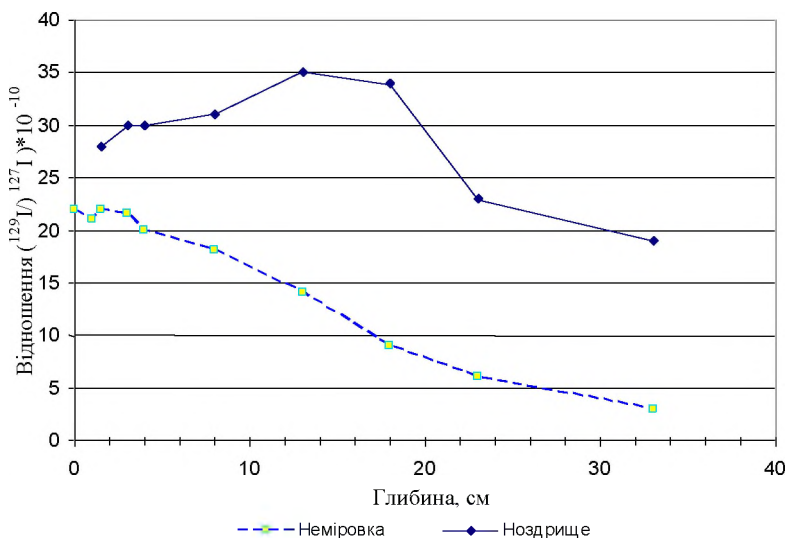


Рис. 2.10. Співвідношення $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ у профілях ґрунту з сіл Немирівка та Ноздрище

Поверхнєві співвідношення (10-20 см) були в межах між 2×10^{-8} до 5×10^{-9} , а нижче 20 см співвідношення падає більше, ніж на порядок величини – до 2×10^{-8} . Для обох профілів характерно, що навіть для зразків, які відібрані на самій більшій глибині, характерний вплив антропогенного ^{129}I . Самі низькі ізотопні співвідношення на глибині перевищували доядерні на більш як два порядки.

2.2.3. Інтегральна щільність випадінь ^{129}I в Україні

Рівні радіоактивності ^{129}I та ^{137}Cs на різних глибинах були підраховані за питомою радіоактивністю ^{129}I і ^{137}Cs в глибинних профілях як інтегральна щільність випадінь (рис. 2.11-2.13).

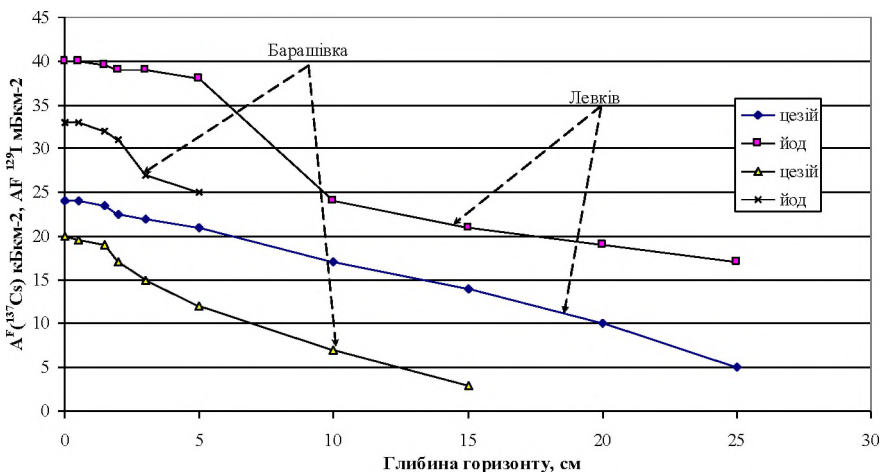


Рис. 2.11. Концентрація ^{129}I і в глибоких профілях ґрунтів поблизу Житомира

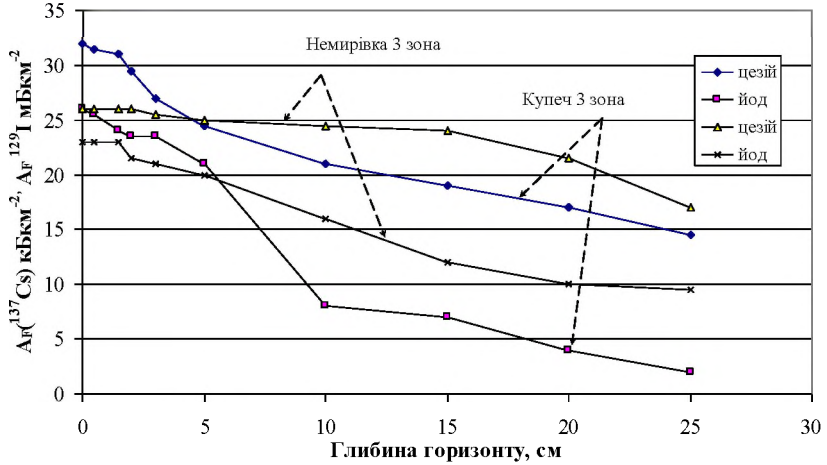


Рис. 2.12. Концентрація ^{129}I в глибоких профілях ґрунтів у Коростенському районі (3-я зона)

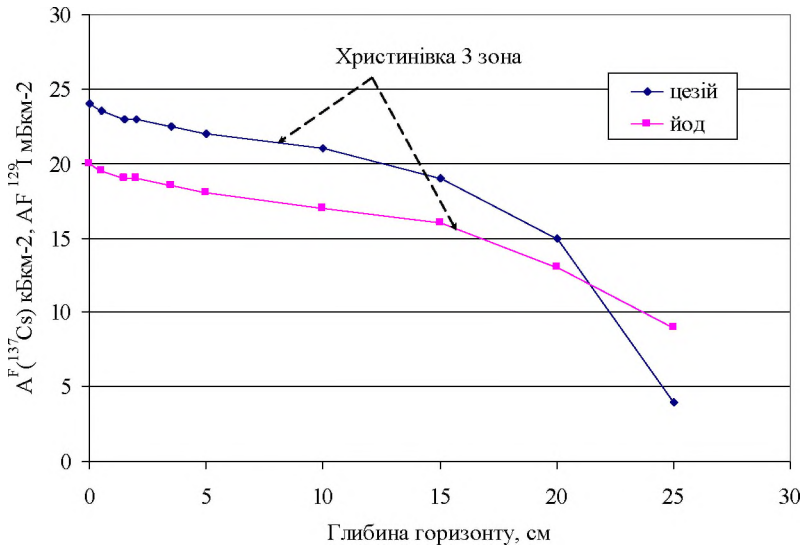


Рис. 2.13. Концентрація ^{129}I в глибоких профілях ґрунтів у Народицькому районі (2-га зона)

На відміну від відповідних даних для ^{129}I рівні радіоактивності ^{129}I та ^{137}Cs на різних глибинах зменшуються з глибиною приблизно на 2 порядки, більш різко, ніж показники ^{127}I . Навіть профілі з місцевостей, на які не вплинула Чорнобильська катастрофа, наприклад з Левкова та Барапівки, демонструють таку ж картину. Це підтверджує наше припущення, що більша частина радіоактивних опадів все ще знаходиться у верхньому 40-сантиметровому шарі ґрунту. У нижчих шарах (25-40см) глибинних профілів спостерігається лише від 1% до 10% загального рівня ^{129}I , а у випадку з ^{137}Cs – навіть менше (до 0,2%).

В табл. 2.2 підсумовуються результати досліджень за загальним рівнем радіоактивності ^{129}I та ^{137}Cs на незабруднених, середньозабруднених та високозабруднених територіях внаслідок аварії на ЧАЕС [305].

Таблиця 2.2

Загальні рівні ^{129}I та ^{137}Cs по трьох різних місцевостях з різними щільностями забруднення ґрунтів [279]

Місцевість, номер зразка	Тип зразка	^{129}I (мБк/м ²)		^{137}Cs (кБк/м ²)	
		D	u(D)	D	u(D)
1	2	3	4	5	6
Незабруднені території					
Барапівка 1	профіль	32,1	9,1	3,14	0,30
Барапівка 2	середнє	25,4	2,8	5,88	0,47
Барапівка 3	середнє	34,2	3,8	4,28	0,35
Барапівка 4	середнє	29,8	5,1	3,69	0,33
Озерянка 1	середнє	44,2	4,6	6,36	0,50
Озерянка 2	середнє	17,7	1,9	3,57	0,31
Озерянка 3	середнє	34,4	3,6	6,79	0,40
Давидівка 1	середнє	28,6	3,1	4,64	0,41
Давидівка 2	середнє	47,4	4,9	4,32	0,40
Левків 1	профіль	81,6	8,2	5,27	0,46
Левків 2	профіль	101	11	6,22	0,47

Продовження табл. 2.2

1	2	3	4	5	6
Середньоабруднені території (зона 3)					
Немирівка 2	профіль	186	14	492	44
Немирівка 3	середнє	237	25	454	50
Немирівка 4	середнє	74,4	7,8	394	51
Вороневе 1	середнє	195	32	527	54
Вороневе 2	середнє	116	12	375	41
Вороневе 3	середнє	172	31	356	84
Вороневе 4	профіль	218	24	851	110
Вороневе 5	середнє	175	19	612	60
Вороневе 6	середнє	181	19	598	55
Вороневе 7	середнє	85,7	9,2	296	19
Купець-Чернянка 1	профіль	197,0	19	332	31
Купець-Чернянка 2	середнє	100	11	277	21
Чигирі 1	профіль	300	29	320	37
Чигирі 2	середнє	78,8	8,1	338	34
Чигирі 3	профіль	138	16	397	41
Чигирі (цвинтар 1)	середнє	88,2	8,0	356	43
Чигирі (цвинтар 2)	середнє	168	15	237	23
Чигирі (цвинтар 3)	середнє	97,0	8,8	528	52
Чигирі (міст 2)	середнє	81,5	8,4	350	38
Чигирі (міст 3)	середнє	139	14	556	51
Чигирі (ферма 1)	середнє	105	11	381	36
Чигирі (ферма 2)	середнє	72,7	7,5	360	39
Чигирі (хмільник 1)	середнє	111	11	532	52
Чигирі (хмільник 2)	середнє	95,6	9,9	442	39
Сильноабруднені території (зона 2)					
Ноздрище 2	профіль	1390	100	5229	327
Ноздрище 3	середнє	653	71	2587	1382
Нове Шарне 2	середнє	974	97	3318	237
Нове Шарне 3	середнє	811	80	3479	276
Нове Шарне 4	середнє	1212	120	3916	457
Христинівка (берег річки)	профіль	1098	122	4218	436
Христинівка (луг)	профіль	388	44	738	50

Вміст ^{129}I в зразках ґрунту із Житомира в середньому склав 38 мБк/м^2 , з 3-ої зони забруднення – 130 мБк/м^2 та 848 мБк/м^2 з 2-ої зони.

Середнє значення рівня ^{137}Cs – $4,6 \text{ кБк/м}^2$ для Житомира підтверджує незначний вплив Чорнобильських ядерних опадів у цих місцевостях. Набагато більше ядерних опадів в атмосфері стало після ядерних вибухів. Середні значення по щільності забруднення ^{137}Cs на територіях 3-ої зони були в межах $431,7$, а 2-ої – $3355,4 \text{ кБк/м}^2$ відповідно.

Результати аналізів ґрунтових профілів по ^{129}I з місцевостей Житомира показують набагато нижчий рівень радіації, ніж зразки з 7 ґрунтових профілів, взятих у 1999 р. неподалік Ганновера у Нижній Саксонії (Німеччина), які показали сумарну радіоактивність ^{129}I – 168 мБк/м^2 [305]. Таким чином, виявляється, що в Західній Європі випало більше ^{129}I , як наслідок емісії з переробних заводів у Гаазі та Селлафілді, ніж в Україні.

У той час, як процес випадіння радіоактивного ^{129}I для Європи досліджувався [348, 349, 350, 351], то для України та Росії такі дослідження не проводились.

Співвідношення $D(^{129}\text{I})/D(^{137}\text{Cs})$ загального рівня радіації ^{129}I і ^{137}Cs дають деякі відомості про походження в навколишньому середовищі ^{129}I , оскільки ^{129}I і ^{137}Cs , які з'явилися в навколишньому середовищі в результаті ядерних вибухів, повинні відображати ізобаричну потужність розпаду ядра, у той час як ^{129}I викинутий переробними заводами в переважний більшості випромінюється.

На околицях м. Житомира співвідношення $D(^{129}\text{I})/D(^{137}\text{Cs})$ показують середнє арифметичне $8,5 \times 10^{-6}$ з відхиленням від стандарту $1,6$. У 2-ій та 3-ій зонах співвідношення $D(^{129}\text{I})/D(^{137}\text{Cs})$ було майже на 2 порядки нижче. У 3-ій зоні вони показують середнє геометричне $2,0 \times 10^{-7}$ з відхиленням від стандарту $1,9$ а у 2-ій зоні середнє геометричне $2,8 \times 10^{-7}$ з відхиленням від стандарту $1,3$. Останні 2 середні співвідношення близькі до значень, які можна очікувати, зробивши підрахунки за рівнянням $2,5$ для співвідношення радіоактивності $A_{\text{fission}}(^{129}\text{I})/A_{\text{fission}}(^{137}\text{Cs})$ в опадах

при атмосферних випробуваннях ядерної зброї і в невизначених радіоактивних ізотопах Чорнобильського походження:

$$\frac{A_{fission}({}^{129}\text{I})}{A_{fission}({}^{137}\text{Cs})} = \frac{Y(129)\lambda({}^{129}\text{I})}{Y(137)\lambda({}^{137}\text{Cs})} = \frac{0,0065 \cdot 1,4 \cdot 10^{-15} \text{ s}^{-1}}{0,0626 \cdot 7,3 \cdot 10^{-10} \text{ s}^{-1}} = 2,0 \cdot 10^{-7}, \quad (2.5)$$

де $Y(A)$ – ізобарична потужність поділу ядра $A=129$ і $A=137$ і λ – константа розпаду ${}^{129}\text{I}$ і ${}^{137}\text{Cs}$.

У 2-ій зоні співвідношення $D({}^{129}\text{I})/D({}^{137}\text{Cs})$ трохи більші, ніж значення розпаду, і показують невелику мінливість. У 3-ій зоні вони співпадають із значенням розпаду в середньому, але окремі співвідношення відрізняються на порядок величини. Те, що співвідношення для околиць м. Житомира майже на два порядки більші, ясно вказують на наявність додаткового джерела ${}^{129}\text{I}$, скоріш за все, це вплив Європейських переробних заводів. Сумарна радіоактивність ${}^{129}\text{I}$ підтверджує це припущення, оскільки вона набагато вища, ніж загальна радіоактивність ${}^{129}\text{I}$, що потрапила в навколишнє середовище внаслідок радіоактивних опадів, викликаних атмосферними ядерними випробуваннями у північній півкулі. Підрахунки показують, що випадіння ${}^{129}\text{I}$ в результаті випробування ядерної зброї, складає між $1,4 \text{ мБк/м}^2$ [325] та $2,9 \text{ мБк/м}^2$ [314, 321].

2.2.4. Міграція та щільність забруднення ${}^{127}\text{I}$ та ${}^{129}\text{I}$ в ґрунтах

Як і в більшості випадків при вивченні міграції ${}^{127}\text{I}$ та ${}^{129}\text{I}$ досліджені профілі бралися лише з верхнього ненасиченого водою шару ґрунту. Доведено, що концентрація ${}^{127}\text{I}$ майже однакова у профілях різної глибини, але суттєво різняться в різних місцях. Це відповідає результатам досліджень по більш глибоких профілях ґрунту з глибини до 2 м. Також спостерігалось, що концентрація ${}^{129}\text{I}$ була досить однорідною в окремих профілях верхніх неглибоких шарів ґрунту, але вона постійно знижувалась в більш глибоких шарах від 1 до $0,06 \text{ мг/кг}$.

Це спостереження було незалежним від землевикористання, і так як глибинні профілі аналізувались з повним урахуванням характеристик ґрунту, воно не може пояснюватись біологічними відмінностями або біотурбацією.

Відмінності, що спостерігались у концентрації ^{127}I і сумарною радіоактивністю, можна пояснити лише відмінностями міграційної поведінки в ґрунті. Як це вже детально обговорювалось Т. Ернстом та ін. [305], концентрацію природної стабільності йоду в ґрунтах не можна пояснювати концентрацією йоду в материнській породі, а це є наслідком вологих чи сухих осадів атмосферного йоду морського походження. Такі концентрації стабільного йоду є результатом тисячолітніх накопичень, так як щорічна норма щільності відкладень з опадами коливається від 1 до 6 мг/м² на рік [334]. Протягом довгих періодів часу різниця в очевидній інтегральній щільності відкладень ^{127}I не може також пояснюватись відмінностями завдяки вологим або сухим відкладам, так само, як не можна порівнювати лісовий та нелісовий ландшафти.

Концентрація йоду у верхньому ненасиченому водою шарі ґрунту є результатом конкуренції між міграцією донизу та накопиченням, що випаровується і направлене вгору. Міграція – це рух йоду з поверхні в глибші шари ґрунту у результаті різних процесів переміщення. Процеси, що призводять до міграції, можуть також сприяти накопиченню йоду в деяких верхніх шарах ґрунту. Накопичені речовини, що містяться в опадах, і, відповідно, переносяться в ґрунтову воду у вигляді розчиненої речовини (як самої речовини або колоїдів) означає зростання концентрації у верхньому ненасиченому водою шарі ґрунту при випаровуванні води. Процес випаровування примушує воду рухатись в протилежному до міграції напрямку, не виключаючи її міграції. Розмиті пограничні пласти, що утворені з абсорбованої та капілярної води в матриці ґрунту, сприяють накопиченню та різним формам фізичної та хімічної сорбції, що з'являється з часом, та впливають на накопичення і міграцію. Йод, що досягає насичені водою шари ґрунту, зникає із системи вилугування ґрунту та перенесення води і, відповідно,

відмінності в щільності інтегральних осадів ^{129}I можна легко пояснити втраченою стійкою йоду з ґрунту протягом тривалого часу.

Невідомо чи був втрачений ^{129}I з недавніх радіоактивних опадів через міграцію із ґрунту, взятих на різній глибині, що є суттєвим для ретроспективної дозиметрії. В існуючих даних по ^{129}I не можливо отримати свідчення про те, якими будуть його втрати через короткі проміжки часу до десятків років. Однак, дані рисунку 2.12-2.14 показують, що до і післячорнобильський ^{129}I все ще знаходиться у верхньому 40-сантиметровому шарі, проте ми не можемо підрахувати, яка кількість його втрачена.

Дослідження ґрунтових профілів із Нижньої Саксонії в Німеччині продемонстрували, що антропогенний ^{129}I досягнув глибини 2,5 м [246]. Самі низькі співвідношення ізотопів $^{127}\text{I}/^{129}\text{I}$ були $\sim 10^{10}$. Однак, в ґрунтових профілях із Нижньої Саксонії було виявлено від 77 до 96% ^{129}I у верхньому 40-сантиметровому шарі ґрунту. Вміст ^{127}I у верхньому шарі (до 40 см) був від 17 до 81%.

Порівняння глибинної залежності вмісту ^{129}I і ^{137}Cs у глибинних профілях Північної частини України, демонструє суттєві відмінності між міграційною поведінкою обох радіонуклідів, і це наглядно видно на рисунку 2.12, по профілях з територій, які не постраждали від чорнобильських радіоактивних осадів. Глибинна залежність вмісту ^{137}Cs є більшою, ніж ^{129}I , що вказує на більш високу мобільність останнього радіонукліда. Два профілі з с. Левкова є цілком подібними стосовно ^{137}Cs , але суттєво відрізняються щодо ^{129}I . У верхній частині профілю ґрунту з с. Барашівки очевидні різні функціональні поведінки. У профілях з с. Барашівки 1 в 25-40-сантиметровому шарі ^{137}Cs не виявлено.

Глибинні профілі по вмісту ^{129}I також значно відрізняються в ґрунтах в 3-ій та 2-ій Чорнобильських зонах (табл. 2.2). У зразках з найнижчих пластів ґрунту вміст ^{129}I виявився значно більшим, ніж вміст інших радіонуклідів у 3-ій зоні, таким чином, підкреслюючи відмінності міграції його на різних територіях. Показники міграції в глибинних профілях ґрунту з

Христинівського луку та узбережжя річки Уж показують, що міграція ^{137}Cs і ^{129}I проходить приблизно паралельно (рис. 2.13-2.14). У той же час видно, що цілком відмінна міграційна ситуація на Христинівських луках так само впливає і на ^{137}Cs , тобто, міграція в даній місцевості є швидшою. Профіль ґрунту для Христинівського луку є виключним. Відхилення співвідношення активності $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ від співвідношення $1,88\pm 0,05$ в момент Чорнобильської аварії свідчать, що навіть цезій чорнобильського походження вже досяг 25-40-сантиметрової глибини в районі Христинівського луку, а ^{137}Cs з випадінь, внаслідок використання ядерної зброї вже зник в ґрунтових колонках (зразках). ^{129}I також, схоже, втрачається в цих ґрунтових профілях.

Глибинні залежності ^{129}I та ^{127}I різних профілів більш складно пояснити тому, що вони відображають суміш довготривалих впливів для ^{127}I та короткотривалих для ^{129}I . Більш повільне зменшення співвідношення ізотопів ^{129}I з глибиною спостерігається в місцях з більш низьким загальним вмістом ^{127}I і більш швидкою його міграцією. Найінтенсивніше зменшення ^{129}I на два порядки величин, спостерігалось в профілі з с. Немирівка 2, що мала найвищий загальний вміст ^{127}I . Ґрунт в с. Ноздрищах 2 мав найменший загальний вміст ^{127}I за рахунок великої міграції та низького накопичення йоду. Співвідношення $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ показує максимальну величину на глибині, очевидно, що чорнобильський ^{129}I вже суттєво перемістився на глибину ґрунтового профілю.

Підсумовуючи вищевикладене, можна констатувати, що глибина відбору до 40 см може бути достатньою, щоб визначити кількість випадінь ^{129}I .

2.2.5. Дочорнобильський вміст ^{129}I в ґрунтах

Можливість ретроспективної дозиметрії ^{131}I через ^{129}I також сильно залежить від питання, чи може ^{129}I від чорнобильського викиду бути відокремлений від відкладень дочорнобильського

^{129}I , який з'явився в результаті випробувань ядерної зброї, або від рідких та ерозольних викидів ^{129}I переробними заводами та їх наступним атмосферним перенесенням.

Дочорнобильський загальний радіоактивний рівень оцінювали в 12 ґрунтових профілях, відібраних на околицях м. Житомира. Спираючись на дані сумарної радіоактивності ^{137}Cs та відсутність ^{134}Cs у цих профілях, можна відмітити, що цей регіон практично незабруднений чорнобильським викидом, і, таким чином, може бути зразком для оцінювання. У профілях із м. Житомира, встановили, що $D_{129 \text{ дочорноб}} = (47 \pm 27)$ мБк/м². Якщо наші результати досліджень порівняти із даними, які були одержані по профілях з Москви, де $D_{129 \text{ дочорноб}} = (51 \pm 19)$ [278], то проаналізувавши їх, отримуємо $D_{129 \text{ дочорноб}} = (44 \pm 24)$, як найкращу оцінку дочорнобильської радіоактивності ^{129}I .

Ця величина в 44 мБк/м² є значно вищою, ніж величина, підрахована для загального рівня ^{129}I через світове використання ядерної зброї, яка знаходиться між 1,4 та 2,9 мБк/м² [347].

Для Східної Європи існує лише декілька оцінок дочорнобильської сумарної радіоактивності ^{129}I [327, 329, 333, 346].

Т. Штрауме та ін. [346] вивчали можливість ретроспективної дозиметрії ^{131}I через ^{129}I . Вони проаналізували зразки ґрунту з Білорусії, які були взяті з глибини 30 см, для визначення вмісту ^{129}I використовували методику АМС. Встановили наявність дочорнобильського ^{129}I в ґрунтах, аналізуючи зразок ґрунту з долини Сен Жоакін в Штаті Каліфорнії (США), який показав концентрацію атомів ^{129}I 6×10^7 г. Приймаючи цю величину за типову для 30 см глибини, а щільність ґрунту за 1,5 г/см², то ця концентрація атома дорівнює еквівалентній сумарній радіоактивності в 26 мБк/м². Достатньо близьке співпадіння з нашою оцінкою здається нам випадковим, оскільки не брались до уваги ні залежність радіоактивних випадів внаслідок випробування ядерної зброї в атмосфері і географічної широти ні те, що навіть більш важливо, викидів від переробних заводів, які є різними в Європі та північній Америці.

Н. Райтмаєр та ін. [2002] опублікували деякі дані про концентрацію ^{129}I і ізотопних співвідношень $^{127}\text{I}/^{129}\text{I}$ в шести

озерах (Аммерзес, Лаго-Маджоре, Лаго ді Гарда, Байкал, Балхаш, і Іссик-Куль) і обговорили реконструкцію дози ^{131}I через ^{129}I в колишньому Радянському Союзі. Вони стверджують, що їх дані дозволили зробити оцінку загальній радіоактивності дочорнобильського ^{129}I , яка по озеру Байкал становила $7,4 \pm 1,3 \times 10^{12}$ мБк/м² [327]. Їх оцінки значно нижчі, ніж наші дані по дочорнобильській радіоактивності ^{129}I північної частини України.

В. Міронов та ін. [307] використали дані щодо ^{129}I і ^{137}Cs , щоб встановити сумарну радіоактивність ^{131}I Чорнобильського походження в Білорусії. З аналізу дочорнобильських зразків ґрунту, взятих за 400 км на північ від Чорнобиля в 1985 р. (тобто ще до аварії) і, припустивши, що максимальна глибина проникнення як для ^{129}I , так і для ^{137}Cs є 20 см, вони вивели значення дочорнобильської радіоактивності в 26 мБк/м² і 2,4 кБк/м² для ^{129}I та ^{137}Cs відповідно. Вони відмітили, що співвідношення $^{129}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ можна пояснити тільки лише за наявності додаткового джерела ^{129}I в Білорусії, окрім атмосферних їх випадіннь від випробування ядерної зброї. Одержані ними значення добре узгоджуються в діапазоні даних наших досліджень.

Дочорнобильська радіоактивність, виміряна або встановлена, для Східної Європи, відрізняється від рівня Західної Європи в місцях, далеких від переробних заводів. Нижня Саксонія отримала незначну кількість радіоактивних випадіннь внаслідок Чорнобильської аварії і також може підходити для оцінки дочорнобильських випадіннь ^{129}I . Однак, науковці знайшли в Нижній Саксонії щільність відкладень ^{129}I в 168 мБк/м² [305], що є значно вищим, ніж у м. Житомирі. Це можна пояснити тим фактом, що в Нижній Саксонії існує постійне безперервне випадіння ^{129}I через викиди з заводів Селлафілде та Гааге, що сягають величин – до 20 мБк/м² на рік через опади (дані кінця 1990-х). Випадіння ^{129}I зросли від 0,014 мБк/м² в рік в 1950 р. до ~ 0,8 мБк/м² на рік в 1984/85 рр. в Швейцарії. З 1997 до 2000 р., щорічні відкладення ^{129}I в Нижній Саксонії коливались між 2 та 19 мБк/м² на рік [370, 373]. Немає наявних даних для оцінки

викидів з переробних заводів в Білорусії, України та Росії. Немає також свідчень, згідно з якими можна було б щоб судити про важливість викидів з російських переробних заводів. Саме тому були використані дані по профілях з м. Житомира.

Як ми вважаємо, недоліком попередніх підрахунків є те, що науковці не враховували похибки дочорнобильської радіоактивності. Похибка u ($D_{\text{до-Чорноб}}(^{129}\text{I})$) є вирішальною щодо можливості розрізнити дочорнобильські радіоактивні випадіння від тих, які були після аварії на Чорнобильській АЕС. Пороговою величиною D_{129} , яка показує, чи перевищує рівень D (^{129}I) дочорнобильських випадіннь, чи відповідає ISO 11929-7 [280, 281]:

$$D^*_{129} = k_{1-\alpha} \sqrt{2u}(D_{\text{pre-Ch.}}(^{129}\text{I})), \quad (2.6)$$

де $u(D_{\text{дочорноб}}(D_{129}))$ є стандартною похибкою при оцінці $D_{\text{дочорноб}}(^{129}\text{I})$, згідно з ISO «Керівництвом для вираження похибок при вимірюваннях» (ISO, 1995 р.). Таким чином виникає питання про те, чи можлива ретроспективна дозиметрія може залежати від того, наскільки точно можуть бути визначені дочорнобильські радіоактивні випадіння.

Тільки тоді, коли виміряний рівень ^{129}I перевищує 100 мБк/м^2 ($=D_{\text{дочорноб.}}(^{129}\text{I})+D^*_{129}$), можна зробити висновок, що їх джерелом є радіоактивні випадіння в результаті Чорнобильської аварії. Це призводить до висновку, що ^{129}I від Чорнобильської аварії можна спостерігати лише на територіях із високою щільністю забруднення радіонуклідами ґрунтів, віднесених до 2-ої та 3-ої Чорнобильської зони. Більше того, дані отримані для 2-ої та 3-ої зон, повинні коректуватись для дочорнобильського випадіння в 47 мБк/м^2 .

2.2.6. Сумарна радіоактивність ^{129}I чорнобильського походження

Для порівняння радіоактивності ^{129}I були використані дані, повідомлені В. Міроновим [307] і Т. Штрауме [346] для ґрунтів з Білорусії. Крім того, показані середні дані загальної радіоактивності ^{129}I та ^{137}Cs з семи глибинних профілів Нижньої Саксонії (Німеччина) [246].

Дані одержані Т. Штрауме [346], В. Міроновим та ін. [307] показують ті ж самі тенденції, що і наші дані. Більше того, вони заповнюють пробіл в наших даних по загальній радіоактивності ^{137}Cs між 10 та 200 кБк/м², де цілий ряд зразків виявляється сильно забруднені ^{129}I внаслідок Чорнобильської аварії. Великі коливання даних по вмісту ^{129}I , з крайніми коливаннями сумарної радіоактивності ^{129}I для інтегральних щільностей відкладень ^{137}Cs більше 1 МБк/м², що спостерігались нами і Т. Штрауме [346] чітко показують, що ретроспективна дозиметрія опроміювання ^{131}I через ^{137}Cs не має сенсу.

Це є підтвердженням дійсних відмінностей між загальною радіоактивністю ^{131}I і ^{137}Cs , які з'явилися через фракціонування залежних від часу елементів під час емісії та атмосферного перенесення. UNSCEAR [364] повідомили величини від 10 до 30 для цього співвідношення, а Н. Талерко обчислив співвідношення радіоактивності ^{131}I та ^{137}Cs в межах від 5 та 28 для України, враховуючи тривалу емісію та фактичні погодні умови [352].

Л. Хоу та ін. [277] також досліджували ^{129}I та ^{137}Cs на 11 ґрунтах з Білорусії та Росії. Їх дані по загальній радіоактивності ^{137}Cs , що перевищує 100 кБк/м² цілком узгоджуються з нашими даними. Однак, існує проблема оцінки дочорнобильської радіоактивності. За їх даними найнижчий рівень радіоактивності ^{129}I складав в межах 10 мБк/м² для одного зразка і з рівнем ^{137}Cs лише 0,91 кБк/м². Остання величина є не виправдано низькою, так як радіоактивні випадіння від випробування ядерної зброї дорівнюють близько 5 кБк/м². Такі дані акцентують увагу на варіабельності $D_{\text{дочорноб.}}(^{129}\text{I})$, якщо порівнювати дані із Нижньої

Саксонії і дані, одержані в зразках ґрунту із Росії і України. Отже, це є в абсолютній мірі необхідно для того, щоб ретроспективна дозиметрія через ^{129}I дала достовірні результати і реальну оцінку по $D_{\text{дочорноб.}}(^{129}\text{I})$. Одержана $D_{\text{дочорноб.}}(^{129}\text{I})$ в 4,8 кБк/м² для Нижньої Саксонії [246] є також достовірною оцінкою для дочорнобильської інтегральної щільності радіонуклідів ^{137}Cs в Україні, Білорусії та Росії.

У 2-ій та 3-ій Чорнобильській зоні радіоактивного забруднення сумарна радіоактивність ^{129}I є значно вищою, ніж в м. Житомирі і дозволяє дати оцінку внеску від радіоактивних випадів внаслідок аварії на ЧАЕС, скорегувавши дані по радіонукліду по дочорнобильських випадіннях. Загальна тенденція зростання активності ^{129}I збільшується з активністю ^{137}Cs , але широке коливання рівня ^{129}I на одиницю ^{137}Cs не дозволяє замінювати ^{129}I на ^{137}Cs у цілях ретроспективної дозиметрії. Це відбувається через відмінності поведінки ^{137}Cs і ^{129}I під час атмосферного розсіювання. Доказом є той факт, що райони Коростеня і Народи́чів отримали осад з наступних поривів, а не з першого пориву (поток) повітря, який пішов на північ, особливо вразивши Білорусію, де [346] спостерігають і до тепер найвищі рівні ^{129}I .

Окремі населені пункти в 2-ій та 3-ій зонах, досліджені нами, також показують суттєві коливання загальних рівнів як для ^{129}I , так і для ^{137}Cs [233, 266]. Щоб пояснити великі коливання загальних рівнів ^{129}I ми підраховали очікувані загальні величини для кожного досліджуваного населеного пункту, припускаючи логарифмічно нормальний розподіл загального рівня. З середнім арифметичним μ і стандартними квадратичними відхиленнями σ природних логарифмів загальних рівнів випромінювання, очікувана величина $E(D(^{129}\text{I}))$ виражається:

$$E(D(^{129}\text{I})) = \exp(\mu + \sigma^2 / 2), \quad (2.7)$$

З очікуваними величинами загального рівня ^{129}I були обчислені величини ^{131}I , щоб визначити дози опромінення для людей, що мекають у цих населених пунктах. Однак, спершу слід обговорити співвідношення активності $^{131}\text{I}/^{129}\text{I}$ на момент аварії.

2.2.7. Співвідношення активності $^{131}\text{I}/^{129}\text{I}$ в ґрунтах

Існує декілька оцінок ізотопного співвідношення $^{129}\text{I}/^{131}\text{I}$ на момент аварії. Штрауме та ін. [346] оцінили ізотопне співвідношення на основі вимірів ^{129}I чотирьох ділителів одного зразка ґрунту з Гомеля, для якого виміри ^{131}I були наявними і отримали $^{129}\text{I}/^{131}\text{I}=12\pm 3$; окремі величини коливались від 10 до 14. Це ізотопне співвідношення еквівалентне співвідношенню активності $^{131}\text{I}/^{129}\text{I}$ в $5,9\times 10^7$. В. Міронов та ін. [307] використали той же метод і отримали $^{129}\text{I}/^{131}\text{I}=15,2\pm 4,7$ з аналізів 24 ґрунтових зразків. В. Міддлсворт і Й. Хандл [369] досліджували щитоподібні залози у тварин і отримали $^{129}\text{I}/^{131}\text{I}=27\pm 10$, окремі величини коливались від 18,6 до 89,3. С. Шидат і ін. [349] аналізували стічний бруд і виявили співвідношення $^{129}\text{I}/^{131}\text{I}=34\pm 2,8$. З аналізів зразків дощу з Ізраїлю та Мюнхена (Німеччина) була отримана середня величина $^{129}\text{I}/^{131}\text{I}=19\pm 5$, окремі зразки коливались від 9 до 35 [289, 296, 319]. Також існують підрахунки $^{129}\text{I}/^{131}\text{I}$ і 22,8, в той час як А. Єрмілов та ін. [245] оцінили спектр даних між 11 та 15 для співвідношення $^{129}\text{I}/^{131}\text{I}$.

Неоднозначність різних показників мають різні причини. Одна стосується експлуатаційної історії реактора і вірогідності підрахунків, проведених зразу ж після аварії. Друга – те, що великі корегування по розпаду ^{129}I до аварії на ЧАЕС, який міг з'явитися в пробах ґрунту з навколишнього середовища, невідома. Третя – в тому, що значні зміни розпаду ^{131}I під час довготривалих емісій і після емісійних фаз впливають на точність визначення співвідношення показників [351].

Перша причина неоднозначності показників вплинула на результати А. Єрмілова та ін. [245] та Г. Кірхнера і С. Ноака [289], які є дуже суперечливими. Проби дощової води [296, 319], стічних вод [334] і щитоподібних залоз тварин [369], ймовірно, зазнали впливу 2-ої і 3-ої причини. Співвідношення ізотопів у щитоподібних залозах великої рогатої худоби у Австрії і оленів з Баварії (Німеччина), у пробах, взятих у травні-червні 1986 р., чітко показують максимум внаслідок аварії на ЧАЕС з тенденцією

коливання співвідношень йодних ізотопів у західній Європі [347]. Однак, враховуючи похибки в оцінці появи радіоактивної хмари, знаючи наскільки ефективно проходить перенесення ^{131}I , то міг би потрапити і антропогенний ^{129}I іншого походження, ми вважаємо, що результати по атомних співвідношеннях $^{129}\text{I} / ^{131}\text{I}$, ймовірно, були дуже завищеними.

Тому ми надаємо перевагу показникам, отриманим по пробах ґрунту з Білорусії. Ці показники не зазнали впливу з теоретичних міркувань. Білорусія була першою країною, що отримала радіоактивний викид і разом з іншими східними Європейськими державами мала менший вплив радіації до аварії. Якщо дочорнобильські радіоактивні викиди є незначними, то найменше співвідношення ізотопів $^{129}\text{I}/^{131}\text{I}$ повинно мати найвищу вірогідність. Середнє ізотопне співвідношення, розраховане в праці Т. Штрауме та ін. [346] і В. Міронова та ін. [306, 307] для $^{129}\text{I}/^{131}\text{I}$ складає $13,6 \pm 2,8$, і ми приймаємо його тут за найточнішу оцінку.

На основі сумарної радіоактивності ^{129}I загальних уточнених показників викиду ^{129}I до аварії, які складають 47 мБк/м^2 , було розраховано загальну кількість радіоактивності ^{131}I шляхом використання початкового ізотопного співвідношення $^{129}\text{I}/^{131}\text{I}$ з викиду після аварії на ЧАЕС в $13,6 \pm 2,8$ еквівалентного співвідношення активності :

$$A_{131}/A_{129}=(5,3 \pm 0,3) \times 10^7, \quad (2.8)$$

2.3. Коефіцієнти сукупної дози опромінення ^{131}I

Ретроспективна дозиметрія дози опромінення ^{131}I через визначення ^{129}I в ґрунтах потребує наявності коефіцієнтів сукупної дози опромінення ^{131}I в одиницях Зв на мБк/м^2 , щоб перевести загальний внесок ^{131}I (встановленого від загальних показників ^{129}I) в розрахунки ^{131}I еквівалентних доз опромінення

щитоподібної залози, який залежить від достовірності радіоекологічного моделювання [347].

Р. Робл та ін. (1997) використовували ECOSYS модель [333], щоб обрахувати кількість ^{131}I , який потрапив до організму через дихальні шляхи і органи травлення, в залежності від того, які погодні умови були під час викиду. Ці автори звертають особливу увагу на те, що основна похибка в розрахунках по цій моделі залежить від того, за яких погодних умов (вологих чи сухих), відбувся викид.

Той факт, що радіоактивні викиди в Північних областях України відбувалися головним чином, за сухих погодних умов, Н. Талерко [213] робить цю проблему менш значною. Однак, на жаль, коефіцієнти сукупної дози опромінення не можуть бути встановлені за працею Р. Робла та ін. [245, 333].

До тепер Ц. Пьєтзак-Фліс та ін. (2003 р.) [329] були єдиними авторами, які встановили фактичні показники доз ^{131}I на основі ретроспективної дозиметрії, використовуючи ^{129}I . Вони використали модель CLRП [291] у вигляді комп'ютерного коду Краєвського [292], щоб встановити потрібні коефіцієнти дози опромінення. Виходячи з даних, приведених в їх публікації, коефіцієнти сукупної дози опромінення можуть бути встановлені по 3-х вікових групах. Згідно з їхніми розрахунками за моделлю, коефіцієнти дози опромінення, очікувані еквівалентні дози опромінення щитоподібної залози, будуть $(2,5 \pm 0,1) \times 10^{-7} \text{ Зв}^{-1} \text{ Бк/м}^2$ для 5-річних дітей, $(1,7 \pm 0,1) \times 10^{-7} \text{ Зв}^{-1} \text{ Бк/м}^2$ – для 10-річних дітей і $(5,9 \pm 0,3) \times 10^{-7} \text{ Зв Бк/м}^2$ – для дорослих. Ці останні моделі ми використаємо для попередньої оцінки доз опромінення щитоподібної залози на основі нашої інтегральної щільності викиду ^{129}I в Коростенському та Народицькому районах [298, 299, 300, 301, 303].

Необхідно зазначити, що ці коефіцієнти доз опромінення є набагато нижчими, ніж ті, які розраховані німецькими науковцями «Всезагальна основа розрахунку» (ВМІ, 1979 р.) і «Основа розрахунку» (ВМІ, 1977 р.): $1,3 \times 10^6 \text{ Зв}^{-1} \text{ Бк/м}^2$ – для 1-річної дитини і $0, 22 \times 10^{-6} \text{ Зв}^{-1} \text{ Бк/м}^2$ – для дорослої людини. Однак, в основному різниця у коефіцієнтах сукупної дози

опромінення існує внаслідок різних модельних припущень і лише в меншій мірі – внаслідок різниць між застарівшими (ВМІ, 1989 р.) і новішими ICRP коефіцієнтами дози, які є частиною основних європейських норм безпеки (табл. 2.3) [237].

Таблиця 2.3

Розрахункові еквівалентні дози опромінення щитоподібної залози ^{131}I розраховані через вміст ^{129}I в ґрунтах за формулою Pietzak-Flis et. al. [329]

Населені пункти	E ($D_{\text{corr}}(^{129}\text{I})$) (Бк/м ²)	E ($D(^{131}\text{I})$) (10 ⁶ Бк/м ²)	Розрахункові еквівалентні дози опромінення щитоподібної залози (Зв)		
			5-річні діти	10-річні діти	доросле населення
<i>Середньозабруднені території (3-тя зона) поблизу Коростеня</i>					
Немирівка	0,122	6,41	1,6	1,1	0,38
Вороневе	0,124	6,5	1,6	1,1	0,38
Купеч	0,119	6,25	1,5	1,0	0,37
Чигирі	0,078	4,10	1,0	0,7	0,24
<i>Високозабруднені території (2-га зона) поблизу Народиць</i>					
Ноздрище	1,060	55,7	14	9,3	3,3
Нове Шарне	0,962	50,5	13	8,4	3,0
Христинівка	0,824	43,3	11	7,2	2,6

Для того щоб отримати більш детальні оцінки дози, підрахунки радіоактивних опадів (із врахуванням реальних кліматичних умов у квітні і травні 1986 р.) потрібно об'єднати з підрахунками із використанням радіоекологічної моделі. Такі підрахунки радіоактивних опадів були проведені Н. Галерко [329], а радіологічне моделювання переносу радіонуклідів із радіоактивних опадів до організму людини з врахуванням реальних екологічних умов в момент аварії все ще до цього часу відсутні.

У таблиці 2.3 ми наводимо результати досліджень опромінення щитоподібної залози, на основі коефіцієнтів загальної дози, що були отримані з формули у праці

Ц. Пьєтзрака-Фліса та ін. [329]. Ми не брали до уваги тимчасову поправку в період розпаду ^{131}I із реактора під час Чорнобильської катастрофи та до потрапляння на територію Коростенського та Народицького районів. Є офіційні докази, що радіоактивна хмара з'явилася вже 27 квітня 1986 р в Народичах і що рівень дози опромінення з навколишнього середовища, швидко знизився після 28 квітня 1986 р.

Відповідно до наших розрахунків, можна припустити, що опромінення ^{131}I щитоподібної залози у дітей, які проживали поблизу Народичів в 1986 р. була в межах 10 Зв, так як в той час не було прийнято ніяких заходів безпеки і населення не було навіть попереджене про необхідність залишатися вдома чи небезпеку вживання молока та овочів. Для дорослого населення доза опромінення щитоподібної залози становила близько 3 Зв. Що стосується дітей поблизу Коростеня, то дози опромінення були більші 1 Зв і близько 0,4 Зв у дорослих.

Всі ці показники доз опромінення узгоджуються з даними щодо опромінення щитоподібної залози, які були отримані при дослідженнях дітей віком до 7 років у Гомелі (Білорусія) [293, 313], а саме – між 0,3 і 40 Зв [312]. Ці дані також схожі з показниками по опроміненню щитоподібної залози у дітей з Білорусії, представлені Радою безпеки ООН [364, 365] і показниками характерної дози опромінення щитоподібної залози в окремих людей у Північних областях України [355]. Характерно те, що ці останні індивідуальні дози опромінення демонструють у кожній віковій групі великі відхилення (на порядок чи більше). Ці оцінювання сходяться з розглянутими відхиленнями оцінки щільності випадінь ^{129}I у викиду з геометричними стандартними відхиленнями на два порядки. Ці нестандартні підходи ми використовуємо, якщо хочемо одержати точні коефіцієнти доз опромінення щитоподібної залози при проведенні ретроспективної дозиметрії ^{131}I , використовуючи ^{129}I . Відтак, наші відомості саме оцінюють можливу величину розподілу характерних доз опромінення щитоподібної залози.

Наразі ^{137}Cs також використовується дуже часто для відтворення даних опромінення щитоподібної залози ^{131}I , а ніж ^{129}I

[370]. Ж.Є. Крюк та ін. на основі узагальнених результатів досліджень представили нову формулу розрахунку моделі для Білорусії. Вони розглянули реальні погодні і екологічні умови під час аварії і всю можливу інформацію про співвідношення у викидах ^{131}I і ^{137}Cs . Ми використовували їх результати коефіцієнтів сукупної дози опромінення у селах Північної України, де більше, ніж 10 показників ^{131}I і ^{137}Cs у викиду були доступними ($3,6 \times 10^{-6}$ Зв на Бк/м² для 5-річних дітей, $2,3 \times 10^{-6}$ Зв на Бк/м² для 10-річних дітей і $1,5 \times 10^{-6}$ Зв на Бк/м² – для дорослих), щоб перетворити щільність випадінь ^{137}Cs на дози опромінення щитоподібної залози. Обчислені таким чином дози опромінення щитоподібної залози співпадають з нашими показниками, отриманими через ^{129}I по 1-у чи 2-х факторам для дорослих і на 30% – для 5-річних дітей. Однак залишається застереження, що це співпадіння залежить від даних про співвідношення фактичного ^{131}I і ^{137}Cs у викиді.

Таким чином, ретроспективна оцінка опромінення ^{131}I через ^{129}I у ґрунті є можливою, незважаючи на те, що неоднозначність отриманих доз опромінення є, безперечно, високою. Безсумнівно, наявні прямі показники опромінення після аварії мають перевагу. Однак, для районів, де такі показники відсутні, ретроспективна дозиметрія через ^{129}I стане цінним інструментом для визначення наслідків аварій, подібних на Чорнобильській АЕС.

2.4. Концентрація ^{137}Cs та ^{90}Sr у ґрунтах Полісся України

Радіоактивне забруднення території Житомирщини в основному сформувалось протягом 26-27 квітня 1986 р. Ареал забруднення охоплює територію Народицького, Овруцького, Олевського, Лугинського, Ємільчинського, Коростенського, Малинського, частково Новоград-Волинського і Володарсько-Волинського районів, а також м. Коростеня.

Радіоактивне забруднення характеризується значною плямистістю, території з низькими рівнями забруднення

перемежуються з ділянками із "піковими" показниками забруднення.

Радіонуклідний склад, головним чином, представлений радіоізотопами цезію.

Найвищі рівні забруднення радіоцезієм в перші роки після аварії на ЧАЕС були виявлені в Народицькому - 217 Кі/км² (с. Звіздаль), Олевському - 89 Кі/км² (Діброва, Завод), Коростенському - 46,5 Кі/км² (с. Чигирі), Овруцькому - 33,9 Кі/км² (с. Виступовичі) районах та у м. Коростені - 102,7 Кі/км² [115].

У післячорнобильський період, уточнення щільності забруднення чорнобильськими радіонуклідами сільськогосподарських угідь і аналіз забруднення продукції, яка вирощена на цих ґрунтах, показали, що рівень забруднення у першу чергу залежить від типу ґрунту. Це пояснюється тим, що для Українського Полісся характерні дерново-підзолисті, піщані і супіщані, дерново-болотні ґрунти, які мають високий вміст глинистих мінералів, що визначають процеси необмінної сорбції цезію та його високу біологічну доступність для рослин. Різноманітність за ступенем прояву процесів, що відбуваються як самостійно, так і у поєднанні, призвела до формування широкого спектра ґрунтових відмінностей і мозаїчності радіоактивного забруднення ґрунтів та ґрунтових покривів. Навіть через 29 років після аварії радіонукліди, що випали, все ще знаходяться у верхніх горизонтах, а опромінення живих організмів обумовлене переважно за рахунок зовнішнього гамма-випромінювання внаслідок розпаду ¹³⁷Cs та внутрішнього - за рахунок міграції його харчовими ланцюгами [177, 180, 183].

Нашими дослідженнями доведено, що щільність випадінь ¹³⁷Cs в районах Північної України свідчать про велику різницю у рівнях забруднення.

Так, Житомирський район, який розташований на відстані 160 км на південний захід від ЧАЕС, вважається найменш забрудненою частиною Північної України. Проби були взяті на території населених пунктів Барашівка, Давидівка, Левків та Озерянка.

Коростенський район, який знаходиться на відстані 120 км на захід від ЧАЕС, вважається територією з середньою щільністю забруднення. Зразки було взято на околиці сіл Немирівки, Вороневе, Чигирів та Купеч.

Народицький район, розташований на відстані 70 км від ЧАЕС, є однією з найбільш забруднених територій України. Зразки ґрунту були відібрані в трьох населених пунктах Христинівка, Нове Шарне та Ноздрище (табл. 2.4).

Таблиця 2.4

**Щільність забруднення ґрунтів ^{137}Cs 3-х районів
Північної частини Житомирщини [279]**

Місце відбору проб	Щільність забруднення, кБк/м ²
Слабозабруднені території (Житомирський район)	
Барапівка	4,3 ± 1,2
Озерянка	5,6 ± 1,7
Давидівка	4,5 ± 0,2
Левків	5,8 ± 0,6
Середнє	5,05±0,93
Помірнозабруднені території (Коростенський район)	
Немирівка	394 ± 114
Вороневе	474 ± 186
Купеч	305 ± 39
Чигирі	407 ± 97
Середнє	395±109
Сильнозабруднені території (Народницький район)	
Ноздрище	4176 ± 1400
Нове Шарне	2862 ± 1441
Христинівка (берег річки)	4218 ± 436
Христинівка (луки)	738 ± 50
Христинівка (орні землі)	680 ± 115
Христинівка (ліс)	3501 ± 549
Середнє	2695,8±665,2

Всі зразки ґрунтів представляють як культурні, так і природні екосистеми, та були відібрані на колективних та приватних господарствах цих трьох районів, а також у лісах поблизу с. Христинівки.

Рівень радіоактивного забруднення у Житомирському районі має низькі показники щільності опадів з середнім арифметичним значенням у $4,9 \pm 1,3$ кБк/м². У Коростенському районі середній показник становив 426 ± 139 кБк/м², що відповідає межах 3-ої зони. Територія навколо Народиців перевищує максимальні показники з середньою щільністю забруднення у 2732 ± 1439 кБк/м² і відноситься до 2-ої зони. Така ж сама ситуація спостерігається і на окремих ділянках Народницького району, де щільність випадіння варіює дуже в широких межах від 680 до 4176 кБк/м².

Є підстава вважати, що радіоактивне забруднення території, на відстані 10-15 км на південь від Житомира є, в основному, наслідком випробувань ядерної зброї у 1950-1960 рр., а не внаслідок Чорнобильської аварії. Це підтверджується тим фактом, що певний відсоток ¹³⁷Cs спостерігається тільки в декількох зразках, взятих у Житомирському районі. З показників коефіцієнту активності $1,88 \pm 0,05$, виявленому у Коростенському та Народницькому районах, можна зробити висновок, що в Житомирському районі менше 10% опадів ¹³⁷Cs є результатом радіоактивного викиду внаслідок Чорнобильської аварії.

Досліджені профілі ґрунту луків та лісів характеризуються непорушеною структурою (рис. 2.14 і 2.15).

Як видно, переважна більшість активності ¹³⁷Cs все ще виявляється в органічних шарах ґрунту.

З оглядом на активність ¹³⁷Cs у верхніх шарах ґрунту існує вірогідність його високої наявності у рослинах [255].

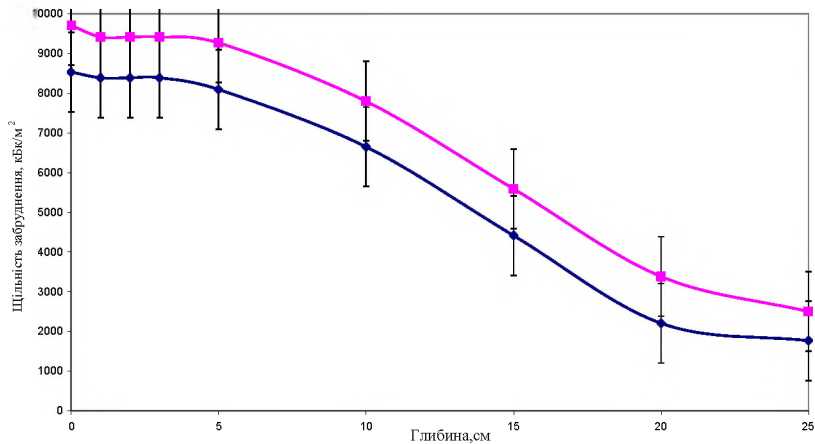


Рис. 2.14. Міграція ^{137}Cs і ^{134}Cs в залежності від глибини горизонту (с. Ноздрище, 2-га зона)

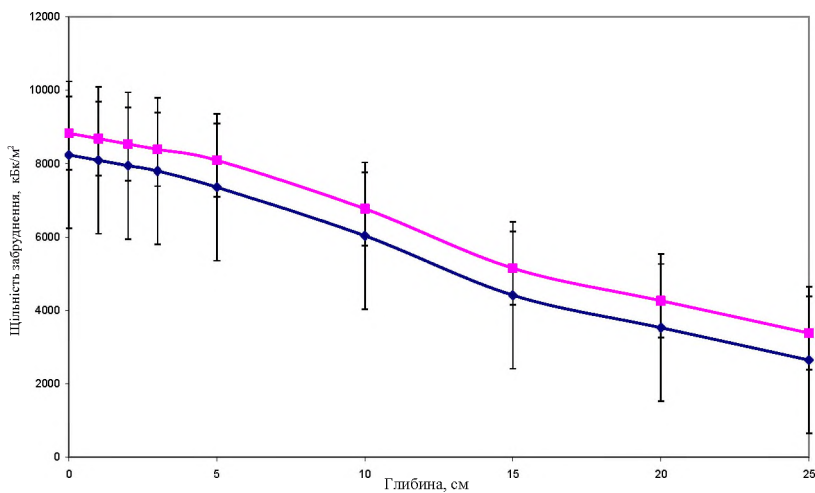


Рис. 2.15. Міграція ^{137}Cs і ^{134}Cs у залежності від глибини горизонту (с. Нове Шарно, 1-а зона)

Але на відміну від грибів та лісових ягід, сільськогосподарські продукти, взяті на території с. Христинівки, показали дуже низький рівень поглинання ^{137}Cs з ґрунту через кореневу систему. Це вказує на дуже низьку біодоступність ^{137}Cs , завдячуючи більш за все типу ґрунтів 2-ої зони та їх фізико-хімічним характеристикам.

У 2006-2009 рр. за спільними дослідженнями з центром радіаційного захисту та радіоекології Ганноверського університету (проф. Р. Міхель) були відібрані зразки ґрунту у 47-ми населених пунктах Народницького, Коростенського та Овруцького районів Житомирської області та деяких населених пунктах Київської області. Ці населені пункти в основному відносяться до 2-ої та 3-ої зони радіоактивного забруднення, лише деякі з них віднесені до 1-ої зони – зони відчуження.

Аналіз результатів досліджень щільності забруднення ґрунтів ^{137}Cs у ґрунтах свідчить про широкий спектр мозаїчності (рис. 2.16).

Так, щільність забруднення ґрунтів ^{137}Cs в 40-сантиметровому шарі ґрунту була найвищою у м. Поліському Київської області – 10332 кБк/м^2 , с. Старому Шарному – 8027 кБк/м^2 та с. Новому Шарному – 3450 кБк/м^2 (Народницького району Житомирської області). Саме ці населені пункти були відселені у перші дні після аварії на Чорнобильській АЕС. У восьми населених пунктах щільність забруднення ^{137}Cs була в межах від 1032 до 2757 кБк/м^2 (села Малі Міньки, Журавлінка, Звіздаль, Великі Міньки, Великі Кліщі, Рудня Осошня, Одруби, Снитище). У одинадцяти населених пунктах вона варіювала в межах – 470 - 932 кБк/м^2 і у 25-и населених пунктах становила в межах від 44 до 429 кБк/м^2 .

Аналізуючи результати досліджень за щільністю забруднення ^{90}Sr у ґрунтах Північної частини України слід відмітити, що її значення в ґрунтах населених пунктів Давидівка, Левків, Барашівка Житомирського району досить низькі, від $1,2$ до $1,6 \text{ кБк/м}^2$. Можливо, ці території не зазнали забруднення ^{90}Sr внаслідок Чорнобильської катастрофи (табл. 2.5).

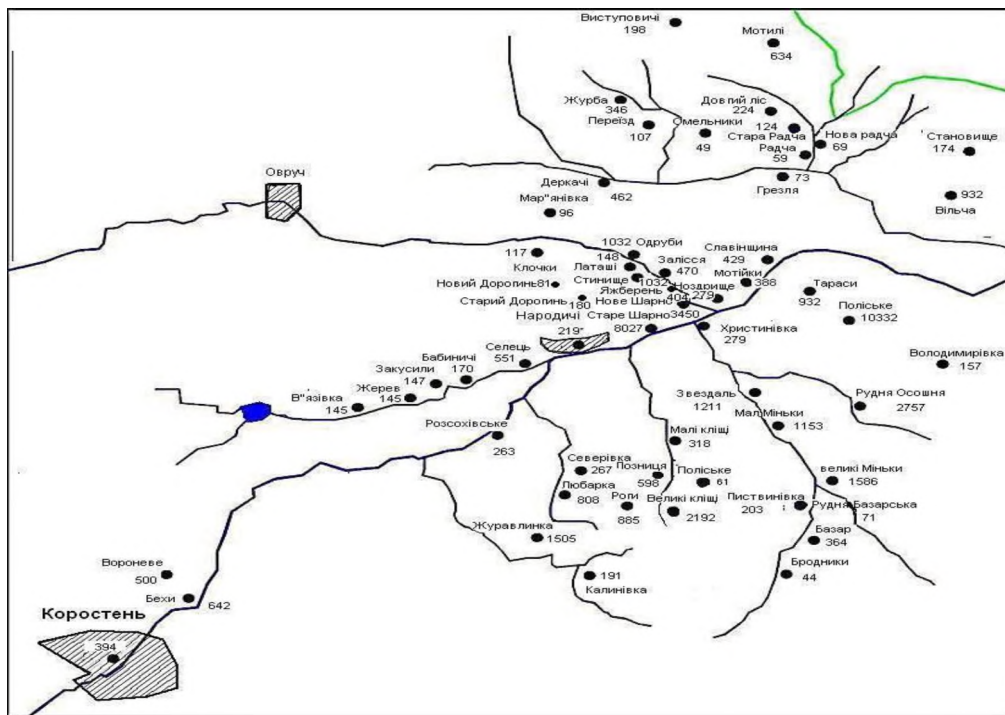


Рис. 2.16. Середні значення рівнів щільності забруднення ґрунтів ^{137}Cs в 47 населених пунктів, kBq/m^2

Щільність радіоактивних відкладень ^{90}Sr у ґрунтах 3-ої зони – с. Немирівка, Купеч, Чигирі й Воронеж – сягає приблизно 3-4 кБк/м², тобто у 3-4 рази вища, ніж у ґрунтах того ж градуса широти внаслідок наземних випробувань ядерної зброї. Найвищі показники відкладень ^{90}Sr (21 кБк/м² і 30 кБк/м²) були виявлені у ґрунтах Народницького району (с. Христинівка та Нове Шарне).

Відношення ^{90}Sr до ^{137}Cs у населених пунктах Житомирського району становило від 0,2 до 0,4. Показники щільності забруднення ґрунтів населених пунктів, які переважно були забруднені ^{90}Sr внаслідок аварії на ЧАЕС, показали низьке співвідношення від 0,005 до 0,012.

Таблиця 2.5

Щільність забруднення ґрунтів ^{90}Sr у трьох районах Півночі України [279]

Місцевість	Щільність забруднення ^{90}Sr , Бк/м ²	Щільність забруднення ^{137}Cs , кБк/м ²	Співвідношення $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$
Слабо забруднені площі, (Житомирський район)			
Давидівка	1646	4,6	0,358
Левків	1194	5,3	0,225
Барашівка	1530	5,2	0,294
Помірно забруднені площі, (Коростенський район)			
Немирівка	2970	394,0	0,008
Купеч 1	5103	332,0	0,015
Купеч 2	3860	332,0	0,012
Чигирі	3573	332,0	0,011
Воронове	3825	375,0	0,010
Дуже забруднені площі, (Народницький район)			
Христинівка	5912	738,0	0,008
Христинівка, берег річки	21220	4218,0	0,005
Нове Шарне	30258	3480,0	0,009

Це співвідношення не відповідає тому, яке за даними UNSOO дорівнює 0,11 і свідчить також про трофічний нерівномірний розподіл радіонуклідів [288, 297].

Радіаційний моніторинг довкілля і, насамперед, у сфері агропромислового комплексу відіграє важливу роль за оцінки впливу радіаційних факторів на сукупність живих істот. Важливе значення при цьому має аналіз міграції радіонуклідів трофічними ланцюгами, тому у зв'язку зі споживанням продуктів харчування, які містять радіоактивні речовини, у багатьох ситуаціях – додаткове опромінення населення. Останнє наразі особливо актуальним у зв'язку зі змінами поглядів багатьох вчених-радіобіологів на вплив “малих доз” опромінення на організм [269, 316].

Вміст радіонуклідів у ґрунті є головним джерелом, що обумовлює забруднення ними сільгосппродукції, визначає зовнішні та внутрішні дозові навантаження на організм людини (у північно-західних Поліських районах понад 90% загальної додаткової ефективної дози опромінення населення формується за рахунок споживання сільгосппродукції).

Подальші наші дослідження були направлені на виявлення критичних ділянок сільськогосподарських угідь щодо забруднення їх ^{137}Cs та ^{90}Sr у критичних населених пунктах Народицького, Овруцького та Коростенського районів Житомирської області (рис. 2.17-2.19).

Аналіз показників рівня радіоактивного забруднення ґрунтів ^{137}Cs у фермерських господарствах показав, що в Народицькому районі щільність забруднення ^{137}Cs становила – 128,6 кБк/м², в Коростенському районі цей показник був у межах 88,4 кБк/м², а щільність забруднення ґрунтів Овруцького району була у два рази меншою – 57,5 кБк/м² (рис. 2.17). Таку ж саму тенденцію ми спостерігаємо за результатами досліджень по щільності забруднення ґрунтів ^{137}Cs на присадибних ділянках громадян (рис. 2.1).

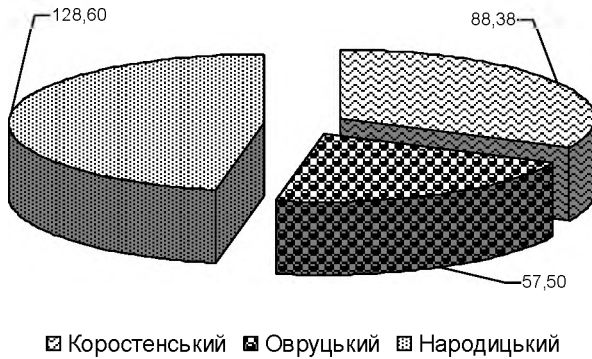


Рис. 2.17. Середня щільність забруднення ґрунтів за ^{137}Cs у фермерських господарствах, $\text{кБк}/\text{м}^2$

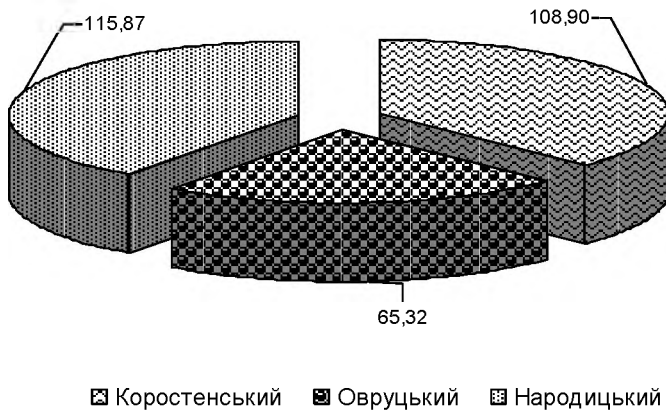


Рис. 2.18. Середня щільність забруднення ґрунту за ^{137}Cs на присадибних ділянках громадян, $\text{кБк}/\text{м}^2$

Встановлено, що щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs з присадибних ділянок громадян була у Народницькому та Коростенському районах – 115,9 та 108,9 кБк/м² відповідно, тоді як цей показник в Овруцькому районі становив 65,3 кБк/м², що майже у два рази менший, ніж у попередніх двох районах.

Децю меншим був рівень забруднення ґрунтів на природних угіддях (рис. 2.19).

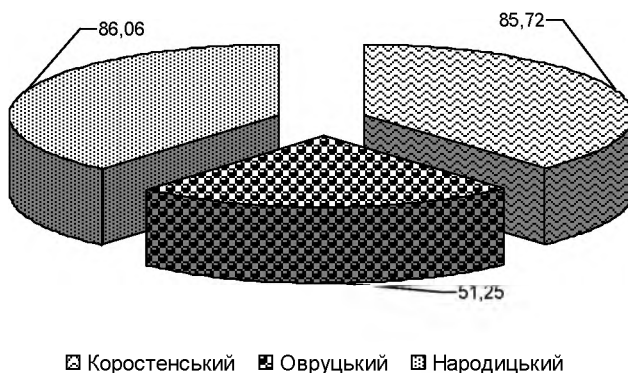


Рис. 2.19. Середня щільність забруднення ґрунтів за ^{137}Cs на природних угіддях, кБк/м²

Аналізуючи результати досліджень за щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs на природних угіддях слід відмітити, що в Коростенському і Народницькому районах вона була майже однаковою, в середньому становила 86,0 кБк/м². В Овруцькому районі рівень забруднення ґрунтів був значно менший і становив 51,3 кБк/м².

Підсумовуючи результати досліджень за щільністю забруднення ґрунтів у вище зазначених районах, можна констатувати, що найвищою вона була в Народницькому районі, а в Овруцькому – майже у два рази нижчою, як у ґрунтах колективних господарств, так і присадибних ділянках громадян та природних угіддях.

Середні показники щільності забруднення ґрунтів за ^{90}Sr , по районах представлені на рис. 2.20-2.22.

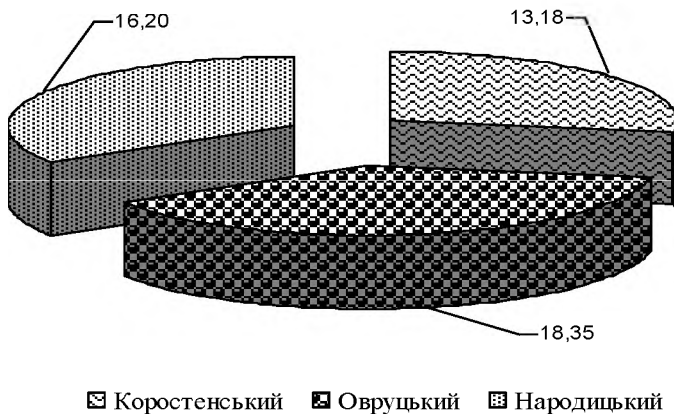


Рис. 2.20. Середня щільність забруднення ґрунту за ^{90}Sr у фермерських господарствах, кБк/м²

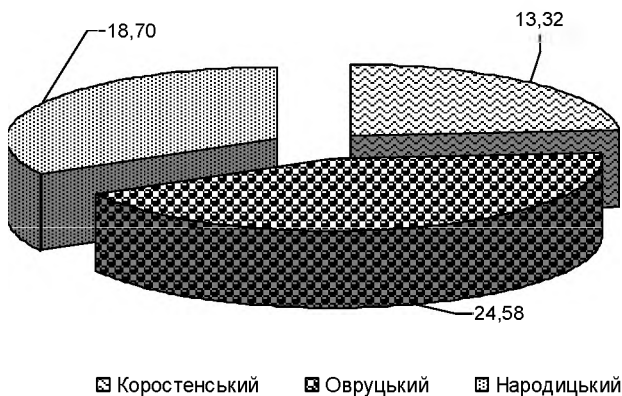


Рис. 2.21. Середня щільність забруднення ґрунту за ^{90}Sr на присадибних ділянках громадян, кБк/м²

Щільність забруднення ґрунту за ^{90}Sr не мала значних коливань в розрізі господарств районів і становила в межах 13,2–18,4 кБк/м².

Найбільший показник забруднення ґрунту за ^{90}Sr був в Овруцькому районі – 18,4 кБк/м².

Аналіз результатів досліджень показав, що щільність забруднення ґрунту за ^{90}Sr на присадибних ділянках громадян була найбільшою в Овруцькому та Народицькому районах – 24,6 і 18,7 кБк/м² відповідно, а в Коростенському районі лише – 13,3 кБк/м².



Рис. 2.22. Середня щільність забруднення ґрунту за ^{90}Sr на природних угіддях, (кБк/м²)

Щільність забруднення ґрунтів за ^{90}Sr на природних угіддях у Коростенському та Народицькому районах становила 13,2 та 13,5 кБк/м² відповідно. На природних угіддях в Овруцькому районі ґрунти були більш забруднені і їх показник становив 22,0 кБк/м².

Таким чином, результати досліджень свідчать про те, що радіоактивне забруднення Полісся Житомирщини характеризується значною плямистістю, територія з низьким

рівнем забруднення перемижується з ділянками із високими показниками забруднення.

Отже, підсумовуючи вище викладене доведено, що вміст стабільного ізотопу ^{127}I в ґрунтах Народицького району Житомирської області коливається в межах від 0,42 до 0,78 мг/кг і по всій глибині ґрунтового профілю майже не змінюється. В ґрунтах Коростенського району цей показник становив близько 8,0 мг/кг і на глибині 30 см його концентрація зменшилась удвічі.

Дослідження, проведені в 47-ми населених пунктах Північної України дозволили встановити велику розбіжність у вмісті в ґрунтах радіоактивного ізотопу ^{129}I . Так, найвища його щільність була зареєстрована в місті Поліському – 2060 і с. Володимирівці – 748 мБк/м² Київської області та с. Старому Шарному – 1281 і Рудні Осошні – 748 мБк/м² Житомирської області. В 12-ти населених пунктах концентрація ^{129}I варіювала в межах 123-578 мБк/м², в решті 31-му населеному пункті – від 44 до 120 мБк/м².

Встановлено, що найнижче, на глибині 195 см, сліди ^{129}I виявлено в с. Довгий Ліс, де ґрунтові води залягають на глибині близько двох метрів та безпосередньо впливають на ґрунтоутворення та міграційні процеси.

Після атомних аварій, таких як Чорнобильська катастрофа, довгоживучий ^{129}I в ґрунтах може бути використаний для ретроспективної оцінки опромінення щитоподібної залози ^{131}I . У випадку із Чорнобильською аварією це можливо тільки в регіонах з високим рівнем радіоактивності по ^{129}I , яка значно перевищує дочорнобильські випадіння в результаті випробування ядерної зброї, або викидів європейських переробних заводів. Але великі неточності вимірювання дози опромінення, визначеної через ^{129}I , залишаються, і вони пов'язані з все ще недостатньо вивченою міграцією ізотопів йоду в ґрунті, про початкове співвідношення активності $^{131}\text{I}/^{129}\text{I}$ та коефіцієнти загальної дози ^{131}I . Незважаючи на ці відкриті питання, ретроспективна дозиметрія через ^{129}I може дати цінну інформацію про викид радіоактивного ізотопу ^{131}I в регіонах, де

безпосередніх замірів опромінення щитоподібної залози не існує, і так як ^{137}Cs не може бути використаний для цієї цілі.

Щільність радіоактивного забруднення за ^{137}Cs агроландшафтів Північної частини Житомирської області варіює в широких межах – від 27,1 в СТОВ «Черепинське» Овруцького району до 197,3 кБк/м² в СТОВ «Перемога» Коростенського району. У підсобних господарствах – від 34,9 с. Можари Овруцького району до 210,8 кБк/м² в с. Беги Коростенського району та на природних угіддях – від 26,3 кБк/м² в СТОВ «Відродження» Коростенського району до 173,3 кБк/м² НДІ «Грозине».

Радіонуклідне забруднення сільськогосподарських угідь нерівномірне, відмічаються ділянки у формі плям з високим рівнем забруднення. Різниця в щільності забруднення полів фермерських господарств за ^{137}Cs перевищує в 7 разів, у приватних господарствах та природних угіддях у 6 разів.

Щільність забруднення за ^{90}Sr у фермерських господарствах варіює від 6,2 в ТОВ «Стародорогинське» Народицького району до 32,7 кБк/м² в СТОВ «Полісся» Овруцького району; в приватних господарствах – від 8,9 смт. Народичі Народицького району до 38,6 кБк/км² с. Пішаниця Овруцького та на природних угіддях – від 3,1 кБк/м² СТОВ «Відродження» Коростенського району до 32,7 кБк/м² в СТОВ «Полісся» Овруцького району.

Різниця в щільності забруднення за ^{90}Sr в колективних господарствах перевищує у 5 разів, в приватних господарствах – в 4 рази, та на природних угіддях – майже в 11 разів.

РОЗДІЛ 3

ОСОБЛИВОСТІ ДОЗООТВОРЕННЯ ТА РОЗРАХУНОК ДОЗ ВНУТРІШНЬОГО ОПРОМІНЕННЯ НАСЕЛЕННЯ ПІВНІЧНОЇ ЧАСТИНИ УКРАЇНИ

3.1. Щільність забруднення ґрунтів в особистих підсобних господарствах громадян

Для кількісної оцінки біологічної ефективності дії будь-яких чинників техногенного та природного походження (хімічних, біологічних, радіаційних тощо), присутності у довкіллі використовують амплітуду індукованих чинником змін різних біологічних показників у певний час, що минув після їх дії [10, 260]. Такий підхід дав змогу сформулювати постулат, який було визнано в радіобіології класичним: за різних інших умов одноразове опромінення є ефективнішим за тривале фракційне [102].

Водночас, як свідчать численні публікації останніх років, тривале опромінення тварин і рослин викликає більш негативні ефекти, ніж очікуються згідно з уявленнями класичної радіобіології [50]. Особливо чітко це проявляється після Чорнобильської аварії, коли почали вивчати біологічну дію радіонуклідів аварійного походження [208, 247]. Як правило, такі ефекти у тварин спостерігаються в діапазоні від так званих малих доз до сублетальних доз радіації за тривалого надходження радіонуклідів до організму. Вони підтверджуються також і у людини згідно з даними епідеміологічних спостережень за станом здоров'я населення, яке мешкає на забруднених радіонуклідами територіях [50, 221].

Підвищення рівня техногенного (хімічного та радіонуклідного) тиску на довкілля збільшує ризики виникнення негативних наслідків у населення, яке тривалий час зазнає опромінення, в тому числі зумовленого інкорпорованими радіонуклідами, зокрема ^{137}Cs та ^{90}Sr . Маючи відносно великий період напіврозпаду (близько 30 років), вони мігрують в

атмосфері та біосфері Землі, що становлять потенційну загрозу для населення [372].

Найбільшу небезпеку радіаційного впливу і у зв'язку з міграцією по кормових і харчових ланцюжках становлять ізотопи йоду, стронцію і цезію [39, 129, 295]. Радіонукліди з ґрунту надходять у воду, рослини, атмосферу, включаються в кормові і харчові ланцюги, створюючи тим самим безліч пгяхів зовнішнього і внутрішнього опромінення населення [37, 131, 125, 274, 290].

Незважаючи на очевидний успіх по ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС, радіаційна ситуація в районах інтенсивного радіоактивного забруднення залишається і наразі складною. Зниження річної індивідуальної дози зовнішнього опромінення населення складає 5-15%, і основна частка припадає на внутрішнє опромінення [143, 173].

Відомо, що на території Житомирщини є багато сіл, які забруднені такими радіонуклідами, як ^{137}Cs та ^{90}Sr [193, 194, 196]. Зрозуміло, що такі екосистеми можуть мати особливості радіоекологічних процесів та формування дозових навантажень на населення. Це пов'язано, насамперед, з великими значеннями коефіцієнтів переходу в ланці «ґрунт – рослина» та високими рівнями забруднення сіна, молока, м'яса, лісових продуктів – грибів та ягід [109, 117, 168, 169, 176].

Для того, щоб дослідити міграцію ^{137}Cs та ^{90}Sr по трофічному ланцюгу до продуктів харчування, які споживались населенням, було проведено детальне вивчення раціонів харчування мешканців населених пунктів Полісся Житомирщини.

Для виконання поставлених завдань упродовж 2004-2012 рр. було проведено відбір зразків ґрунту на присадибних ділянках громадян, продуктів харчування людей рослинного, тваринного та лісового походження, які мешкають на найбільш радіоактивно забруднених територіях Північної частини Житомирської області.

Дослідження розпочинали з вибору критичних населених пунктів, які віднесені до 2-ї та 3-ої зони радіоактивного забруднення територій, зі щільністю забруднення ґрунтів 185-555 кБк/м² та більше 555 кБк/м² (табл. 3.1).

Таблиця 3.1.

Схема відбору зразків продуктів харчування в населених пунктах 2-ої та 3-ої зон радіоактивного забруднення територій Житомирської області в 2003-2012 рр.

№ з/п	Райони	Щільність забруднення, кБк/м ²	
		185-555	555-1480
		2-га зона	3-я зона
		Населені пункти	
1	Народицький	смт Народичі, Христинівка	Базар, Селець, Розсохівське
2	Коростенський	Обиходи	Берестовець, Немирівка, Воронева, Бехи
3	Овруцький	Рудня, Виступовичі	Можарі, Веледники, Словечне, Листвин
4	Лугинський	Рудня-Повчанська, Малахівка, Рудня-Жеревці	Степанівка, Червона Волока, Волошине, Жеревці, Зарічка
5	Ємільчинський	—	Руденька, Горбове, В. Глумча, Хочичине, Рудня Іванівська
6	Олевський	Рудня Радовельська	Дружба, Рудня, Перга, Хочинська, Радовель
7	Малинський	Рудня Калинівська	Ксаверів, Савтуки, Вишів
8	Новоград- Волинський	—	Дубники, Броницька Гута, Липине
9	Володарсько- Волинський	—	Ірпанськ, Гута-Добринь, Краївщина

*Примітка: населені пункти 2-ої зони відбирали ті, де проживають люди

Відбір проб проводили згідно з методиками і рекомендаціями ("Методичні вказівки щодо проведення обстеження сільгоспугідь у господарствах забрудненої радіонуклідами зони в 1991-1992 р.", Довідник для радіологічних служб Мінсільгоспроду України, Київ, 1997).

Зразки рослин були висушені при t 35°C та подрібнені. Щоб мінімізувати поверхневе забруднення рослин частинками

грунту, піднятими у повітря дощовими бризками, рослини ретельно промивали перед просушуванням та подрібненням.

Питому активність ^{137}Cs та ^{90}Sr в зразках навколишнього середовища визначали на германійових детекторах високої точності в центрі радіаційного захисту та радіоекології Ганноверського університету (Німеччина).

Розрахунок внутрішньої дози опромінення проводили за формулою [272]:

$$D_{\text{річна}} = K_{\text{радіон.}} \times A_{\text{добовий раціон}} \times 365 \quad (3.1)$$

де, $D_{\text{річна}}$ – річна доза внутрішнього опромінення;

$K_{\text{радіон.}}$ – дозовий коефіцієнт для конкретного радіонукліду;

$A_{\text{добовий раціон}}$ – добова активність раціону в Бк;

365 – кількість діб в році.

Метою даного етапу досліджень було порівняння особливостей формування дозового навантаження на організм людей, які мешкають на територіях з різним рівнем радіоактивного забруднення Полісся Житомирської області (табл. 3.2).

Таблиця 3.2.

Щільність забруднення ґрунтів на присадибних ділянках населених пунктів північної частини України

N п/п	Район	Населений пункт	Зона	Щільність забруднення, кБк/м ²	
				^{137}Cs	^{90}Sr
1	2	3	4	5	6
1	Народицький	смт Народичі	2	363,5 _{+17,3}	26,2 _{+5,3}
		Христинівка	2	568,7 _{+24,5}	22,6 _{+3,8}
		Базар	3	489,3 _{+41,4}	19,8 _{+2,7}
		Селець	3	622,7 _{+28,4}	24,9 _{+4,2}
		Розсохівське	3	290,4 _{+19,3}	10,4 _{+1,9}
2	Коростенський	Обиходи	2	84,7 _{+14,2}	16,9 _{+2,7}
		Берестовець	3	252,1 _{+11,4}	19,1 _{+4,8}
		Немирівка	3	191,0 _{+21,7}	12,0 _{+2,7}
		Вороневе	3	345,1 _{+9,2}	17,9 _{+1,6}
		Беги	3	367,9 _{+11,8}	22,7 _{+3,9}

Продовження табл. 3.2

1	2	3	4	5	6
3	Овруцький	Рудня	2	271,8+39,3	27,6+5,1
		Виступовичі	2	671,6+61,8	28,0+4,9
		Можарі	3	141,1+24,6	24,0+6,3
		Веледники	3	202,9+17,8	19,8+3,6
		Словечне	3	175,7+13,7	23,1+4,9
		Листвин	3	105,3+29,7	15,5+7,1
4	Лугинський	Рудня-Повчанська	2	381,6+41,6	16,3+4,3
		Малахівка	2	377,8+39,3	17,6+2,9
		Рудня-Жеревці	2	290,1+23,9	18,4+3,6
		Степанівка	3	106,4+17,1	14,0+2,7
		Червона Волока	3	167,9+29,2	17,7+3,9
		Волошине	3	151,4+37,1	18,0+3,2
		Жеревці	3	237,9+19,6	18,6+6,1
		Зарічка	3	136,8+11,9	21,4+3,1
5	Ємільчинський	Руденька	3	191,2+14,3	14,4+2,8
		Горбове	3	148,0+10,7	10,2+3,0
		В. Глумча	3	93,0+13,9	12,7+2,6
		Хочичине	3	184,6+21,9	16,9+7,3
		Рудня-Іванівська	3	188,9+14,3	17,1+6,1
6	Олевський	Рудня Радовельська	3	253,8+41,8	22,7+5,2
		Дружба	3	224,1+39,5	18,9+4,1
		Рудня-Хочинська	3	159,9+28,7	17,8+17,8
		Перга	3	91,2+14,9	8,3+18,3
		Радовель	3	163,2+31,4	19,7+19,7
7	Малинський	Рудня-Калинівська	2	282,2+21,6	7,6+7,6
		Ксаверів	3	125,9+6,1	13,5+7,1
		Савлуки	3	49,2+11,4	5,6+15,6
		Вишів	3	126,3+7,9	10,7+10,7
8	Новоград-Волинський	Дубники	3	95,7+14,6	14,5+14,5
		Броницька Гута	3	123,6+8,4	21,0+7,6
		Липине	3	35,9+6,8	6,4+3,1
9	Володарсько-Волинський	Іршанськ	3	43,4+11,6	7,6+3,9
		Гута-Добринь	3	51,8+14,2	8,3+1,8
		Краївщина	3	34,9+9,8	6,9+2,6

Було встановлено, що найвища щільність забруднення ^{137}Cs ґрунтів присадибних ділянок громадян була в с. Виступовичі Овруцького району – 671,6 кБк/м², с. Селець, Христинівка, Базар Народицького району – 622,7; 568,7; 489,3 кБк/м² відповідно. Щільність забруднення ґрунтів була значно нижчою в Малинському, Новоград-Волинському та Володарсько-Волинському районах і варіювала в межах 282,2-34,9 кБк/м².

Що стосується щільності забруднення ґрунтів ^{90}Sr , то найвищими показниками характеризувалися ґрунти з присадибних ділянок с. Виступовичі та Рудня Овруцького району – 28,0 та 27,6, смт. Народичі та Базар Народицького району – 26,2 та 24,9 кБк/м² відповідно. Більш низький показник щільності забруднення ґрунтів як ^{90}Sr , так і ^{137}Cs , був на присадибних ділянках громадян Малинського, Новоград-Волинського та Володарсько-Волинського районів.

3.2. Специфіка раціону харчування населенням Українського Полісся

Для дослідження міграції ^{137}Cs та ^{90}Sr трофічними ланцюгами з ґрунту до продуктів харчування, було проведене детальне вивчення звичок харчування мешканців населених пунктів Полісся Житомирщини шляхом індивідуального опитування та анкетування.

Результатом цього опитування, проведеного в 2003-2004 рр. стало складання добового раціону, що є типовим для населення, яке мешкає на радіоактивно забруднених територіях Українського Полісся.

Встановлено, що раціон харчування мешканців Поліського регіону значно відрізняється від раціону населення в цілому по Україні (табл. 3.3). Середньорічне споживання на Поліссі України молока, м'яса та м'ясопродуктів, картоплі і риби більше на 62,2%, 58,6%, 40,8, та 19,6% відповідно. За великої наявності лісів,

характерною особливістю для жителів Полісся є споживання ними грибів та лісових ягід, що становили у межах 36,5 та 40,2 кг в рік (у сирому вигляді).

Таблиця 3.3

Споживання основних продуктів харчування населення України та Українського Полісся (на одну особу за рік, кг)

Найменування продуктів	Україна	Полісся України
Хліб та хлібопродукти	116,0	150,0
М'ясо та м'ясопродукти	46,0	73,0
Молоко та молокопродукти	225,0	365,0
Яйця, шт.	252,0	51,0
Картопля	130,0	183,0
Овочі та багаторічні	118,0	37,0
Риба та рибні продукти	15,3	18,3
Фрукти	42,0	36,5
Лісові ягоди (у сирому вигляді)	0,01*	36,5
Гриби (у сирому вигляді)	0,01*	40,2

Примітка: * споживання грибів та лісових ягід по Україні (в сухому вигляді)

За виключенням хліба, всі складові раціону склалися із продуктів харчування, вироблених у власному господарстві та продуктів з лісу та водойм. Питна вода з місцевих колодязів виявилась безпечною щодо радіоактивного забруднення.

3.2.1. Вміст радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та дози внутрішнього опромінення за їх рахунок

Відомо, що доза внутрішнього опромінення організму людей, що мешкають на забруднених радіонуклідами територіях, формується за рахунок продуктів харчування, з якими може надходити від 50 до 95% радіонуклідів.

За результатами наших досліджень встановлено, що в населених пунктах, які віднесені до 2-ої зони радіоактивного забруднення, найвищий вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr був у грибах, відповідно 159401 та 72 Бк/кг, лісових ягодах – 4766 і 59 Бк/кг, молоці та молокопродуктах – 78 і 6,6 Бк/кг (табл. 3.4).

Низьким вмістом радіонуклідів характеризувалися продукти харчування рослинного походження.

Внутрішня доза опромінення у мешканців населених пунктів 2-ої зони становила 9,24 мЗв/рік.

Встановлено, що 91,1% у річну дозу опромінення вносять гриби, а всі інші продукти не мали значного впливу на формування дозового навантаження на організм людей, які мешкають на цій території.

Аналізуючи результати досліджень у населених пунктах Народицького району, які відносяться до 3-ої зони радіоактивного забруднення, можна констатувати, що найвища концентрація ^{137}Cs була також у грибах та лісових ягодах 16801 та 1191 Бк/кг відповідно (табл. 3.5).

Найбільша кількість радіоцезію до організму людей потрапила з грибами – 168 Бк, а молоком і молочними продуктами – 13,1 Бк. Вагомий внесок у річну дозу опромінення внесли гриби – 52,9%, молоко та молочні продукти – 35,6% і лісові ягоди – 4,1%. Всі інші продукти харчування не мали значного внеску у дозу опромінення за ^{137}Cs . Найвища концентрація ^{90}Sr була у рибі та молоці – 5,3 і 5,2 Бк/кг відповідно.

Таблиця 3.4.

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та дози внутрішнього опромінення у жителів 2-ої зони Народицького району, $M\pm m$, $P=0,95$

Продукти харчування	Щодобове споживання продукту, кг	Концентрація радіонуклідів, Бк/кг		Щодобове надходження, Бк		% від загального надходження		Річна доза опромінення, мЗв/рік	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Хліб та хлібопродукти	0,41	22,3±0,63	0,4±0,01	9,1	0,148	0,52	1,39	0,047	0,0042
Молоко і молокопродукти	1,00	78,0±0,19	6,6±0,08	78,0	6,600	4,46	62,36	0,399	0,1886
М'ясо	0,20	28,7±7,03	0,4±0,06	5,7	0,075	0,33	0,71	0,029	0,0021
Риба	0,05	38,8±4,41	4,9±0,08	1,9	0,245	0,11	2,31	0,01	0,0070
Яйця	0,14	2,5±0,01	0,12±0,01	0,4	0,027	0,02	0,25	0,002	0,0008
Картопля	0,50	9,6±0,19	2,95±0,08	4,8	1,475	0,27	13,94	0,025	0,0421
Овочі кореневі	0,05	19,1±0,16	2,5±0,03	1,0	0,124	0,065	1,17	0,005	0,0036
Овочі листові	0,05	13,2±0,89	3,5±0,01	0,7	0,171	0,048	1,61	0,003	0,0049
Фрукти	0,40	4,7±0,03	0,8±0,04	1,9	0,318	0,107	3,00	0,010	0,0091
Лісові ягоди	0,011	4766,0 ±120,7	59,0±0,91	52,4	0,649	2,996	6,13	0,268	0,0185
Гриби	0,01	159401,0±456,5	72,0±7,59	1594	0,752	91,091	7,11	8,145	0,0215
Разом	2,821	-		1749,9	10,58	100	100	8,940	0,30
Річна доза опромінення, мЗв/рік								9,24	

Таблиця 3.5.

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та дози внутрішнього опромінення у жителів 3-ої зони Народицького району, $M \pm m$, $p=0,95$

Продукти харчування	Щодобове споживання продукту, кг	Концентрація радіонуклідів, Бк/кг		Щодобове надходження, Бк		% від загального надходження		Річна доза опромінення, мЗв/рік	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Хліб та хлібопродукти	0,41	20,2±0,73	0,5±0,03	8,3	0,185	2,612	2,08	0,042	0,0053
Молоко і молокопродукти	1,00	113,0±17,5	5,2±0,54	113,0	5,160	35,638	58,06	0,577	0,1474
М'ясо	0,20	27,8±0,35	0,5±0,07	5,6	0,085	1,754	0,96	0,028	0,0024
Риба	0,05	28,8±0,66	5,3±0,31	1,4	0,267	0,454	3,00	0,007	0,0076
Яйця	0,14	2,5±0,06	0,3±0,02	0,4	0,036	0,11	0,41	0,002	0,0010
Картопля	0,50	7,9±0,93	3,8±0,07	4,0	1,900	1,246	21,38	0,02	0,0543
Овочі кореневі	0,05	19,9±0,8	2,93±0,12	1,0	0,146	0,314	1,65	0,005	0,0042
Овочі листові	0,05	10,1±1,07	3,4±0,07	0,5	0,171	0,159	1,92	0,003	0,0049
Фрукти	0,40	4,7±0,07	0,4±0,04	1,9	0,150	0,593	1,69	0,01	0,0043
Лісові ягоди	0,011	1191,0±50,6	30,2±2,86	13,1	0,332	4,132	3,74	0,067	0,0095
Гриби	0,010	16801,0±392,5	45,6±1,68	168	0,456	52,988	5,13	0,859	0,0130
Разом	2,821	-	-	317,2	8,888	100	100	1,62	0,29
Річна доза опромінення, мЗв/рік									1,91

Річна доза опромінення у мешканців цієї зони становила 1,91 мЗв/рік.

До 2-ої зони радіоактивного забруднення в Коростенському районі віднесено один населений пункт – с. Обиходи, але ніхто із мешканців цього села не відселився. Нашими дослідженнями встановлено, що всі продукти харчування в цьому населеному пункті мали низький вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr . Найбільше ^{137}Cs до організму людей надходило з грибами – 71,2 Бк, молоком та молочними продуктами ^{137}Cs – 20,4 Бк і ^{90}Sr – 6,3 Бк (табл. 3.6).

Найбільший внесок у формування внутрішньої дози опромінення ^{137}Cs зробили гриби – 60,7% і молоко та молокопродукти – 17,3%, найбільше ^{90}Sr надійшло до організму з молоком та молокопродуктами – 72,7% та картоплею – 10,9%.

Річна доза внутрішнього опромінення мешканців даного населеного пункту становила 0,85 мЗв.

Що стосується жителів населених пунктів Коростенського району, які віднесені до 3-ої зони радіоактивного забруднення то слід відмітити, що продукти харчування лісового походження – гриби та ягоди, мали найвищу питому активність – 16522 і 2071,3 Бк/кг відповідно (табл. 3.7).

У молоці та молочних продуктах концентрація ^{137}Cs становила 33,0, хлібопродуктах – 25,1; м'ясі – 17,3 та рибі – 22,7 Бк/кг. Всі інші продукти харчування мали низьку концентрацію ^{137}Cs . Річна доза опромінення ^{137}Cs становила 1,24 мЗв/рік, а за ^{90}Sr доза опромінення склала – 0,25 мЗв/рік.

Концентрація ^{90}Sr була найвищою в грибах та лісових ягодах, але найбільше його надходило в організм з молоком та молокопродуктами і картоплею.

Основний внесок у річну дозу внесли молоко та молочні продукти – 64,8%, картопля – 15,0%, лісові ягоди і гриби – 5,3% та хлібопродукти – 1,8%.

Таблиця 3.6

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr в продуктах харчування та дози внутрішнього опромінення у жителів 2-ої зони Коростенського району, М±m, r=0,95

Продукти харчування	Щодобове споживання продукту, кг	Концентрація радіонуклідів, Бк/кг		Щодобове надходження, Бк		% від загального надходження		Річна доза опромінення, мЗв/рік	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Хліб та хлібопродукти	0,41	23,8±0,97	0,14±0,01	9,8	0,057	8,28	0,66	0,05	0,0016
Молоко і молокопродукти	1,00	20,4±0,52	6,31±0,18	20,4	6,310	17,3	72,69	0,104	0,1803
М'ясо	0,20	9,7±0,43	0,42±0,02	1,9	0,084	1,65	0,97	0,01	0,0024
Риба	0,05	19,4±0,43	2,70±0,07	1,0	0,135	0,82	1,56	0,005	0,0039
Яйця	0,14	1,8±0,04	0,13±0,01	0,3	0,018	0,21	0,21	0,001	0,0005
Картопля	0,50	5,3±0,18	1,90±0,07	2,7	0,950	2,25	10,94	0,014	0,0271
Овочі кореневі	0,05	7,7±0,25	0,80±0,06	0,4	0,040	0,33	0,46	0,002	0,0011
Овочі листові	0,05	12,5±0,19	1,75±0,04	0,6	0,088	0,53	1,01	0,003	0,0025
Фрукти	0,40	3,0±0,2	0,93±0,03	1,2	0,372	1,02	4,29	0,006	0,0106
Лісові ягоди	0,011	775,0±8,03	24,10±0,52	8,5	0,265	7,23	3,05	0,044	0,0076
Гриби	0,010	7122,4±190,98	36,20±0,31	71,2	0,362	60,4	4,17	0,37	0,0103
Разом	2,821			118	8,681	100	100	0,603	0,25
Річна доза опромінення, мЗв/рік								0,85	

• Приліпка: табл. 3.6. вклучас дані по одному населеному пункті (Обиходи)

Таблиця 3.7.

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та дози внутрішнього опромінення за їх рахунок у жителів 3-ої зони Коростенського району, $\text{M}\pm\text{m}$, $\rho=0,95$

Продукти харчування	Щодобове споживання продукту, кг	Концентрація радіонуклідів, Бк/кг		Щодобове надходження, Бк		% від загального надходження		Річна доза опромінення, мЗв/рік	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Хліб та хлібопродукти	0,41	25,1±0,68	0,37±0,03	10,3	0,152	4,25	1,75	0,053	0,0043
Молоко і молокопродукти	1,00	33,0±10,3	5,62±0,11	33,0	5,620	13,63	64,83	0,169	0,1606
М'ясо	0,20	17,3±2,77	0,44±0,2	3,5	0,088	1,43	1,02	0,018	0,0025
Риба	0,05	22,7±1,74	3,95±0,07	1,1	0,198	0,47	2,28	0,006	0,0056
Яйця	0,14	1,8±0,01	0,16±0,01	0,3	0,022	0,10	0,26	0,001	0,0006
Картопля	0,50	6,6±0,62	2,60±0,16	3,3	1,300	1,36	15,00	0,017	0,0371
Овочі кореневі	0,05	15,4±1,29	0,76±0,03	0,8	0,038	0,32	0,44	0,004	0,0011
Овочі листові	0,05	15,3±1,85	2,91±0,13	0,8	0,146	0,32	1,68	0,004	0,0042
Фрукти	0,40	3,0±0,04	0,46±0,02	1,2	0,184	0,5	2,12	0,006	0,0053
Лісові ягоди	0,01	2071,3±71,66	42,00±0,99	22,8	0,462	9,40	5,33	0,116	0,0132
Гриби	0,010	16522,0±507,1	46,00±1,12	165,2	0,460	68,22	5,31	0,844	0,0131
Разом	2,821	-		242,3	8,669	100	100	1,238	0,25
Річна доза опромінення, мЗв/рік								1,49	

Аналізуючи результати досліджень, проведених у населених пунктах 2-ої зони радіоактивного забруднення (села Рудня і Виступовичі) Овруцького району, слід відмітити, що сільськогосподарська продукція, така як картопля, фрукти, овочі тощо мали низьку концентрацію ^{137}Cs , а тому і суттєвого впливу на формування дозового навантаження на організм людей які мешкають на цій території не мали (табл. 3.8).

На відміну від цього серед їстівних лісових продуктів харчування (лісові ягоди і гриби), які аналізувались у цих дослідженнях, саме гриби є найбільш важливим джерелом надходження ^{137}Cs до організму людей і склали 96,9% від загального надходження радіонуклідів. ^{90}Sr до організму людей надійшло 13,9 Бк і найбільше з такими продуктами харчування, як молоко – 5,2 Бк та картопля – 6,2 Бк.

Річна внутрішня доза опромінення мешканців 2-ої зони становила 14,6 мЗв.

За результатами досліджень встановлено, що всі компоненти раціону в населених пунктах Овруцького району, які відносяться до 3-ої зони радіоактивного забруднення, складаються із своїх власних продуктів харчування, вироблених в особистих підсобних господарствах, та продуктів лісового походження, за винятком хліба (табл. 3.9).

Так, найбільший вміст ^{137}Cs мали гриби – 19788 та лісові ягоди – 2209 Бк/кг відповідно. Решта продуктів харчування мала невисокий вміст ^{137}Cs . Що стосується ^{90}Sr , то найбільше його надходило до організму людей з картоплею, молоком та молокопродуктами – 5,2 та 4,2 Бк відповідно. Найбільший внесок у річну дозу опромінення людей за ^{137}Cs внесли гриби – 80,7% та лісові ягоди 9,9%. Всі інші продукти харчування не мали суттєвого впливу на формування дози внутрішнього опромінення.

Таблиця 3.8

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та дози внутрішнього опромінення за їх рахунок у жителів 2-ої зони Овруцького району, $M \pm m$, $p=0,95$

Продукти харчування	Щодобове споживання продукту, кг	Концентрація радіонуклідів, Бк/кг		Щодобове надходження, Бк		% від загального надходження		Річна доза опромінення, мЗв/рік	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Хліб та хлібопродукти	0,41	10,7±0,36	0,61±0,01	4,4	0,250	0,158	1,80	0,022	0,0071
Молоко і молокопродукти	1,00	36,8±0,92	5,2±0,02	36,8	5,200	1,325	37,50	0,188	0,1486
М'ясо	0,2	21,7±1,81	0,40±0,01	4,3	0,080	0,156	0,58	0,022	0,0023
Риба	0,05	18,4±0,47	4,70±0,07	0,9	0,235	0,033	1,69	0,005	0,0067
Яйця	0,14	2,5±0,02	0,20±0,01	0,4	0,028	0,013	0,20	0,002	0,0008
Картопля	0,5	12,5±0,46	12,30±0,07	6,3	6,150	0,225	44,36	0,032	0,1757
Овочі кореневі	0,05	19,2±2,06	2,76±0,6	1,0	0,138	0,035	1,00	0,005	0,0039
Овочі листові	0,05	31,4±2,16	2,09±0,1	1,6	0,105	0,057	0,75	0,008	0,0030
Фрукти	0,4	4,7±0,01	0,38±0,01	1,9	0,150	0,068	1,08	0,010	0,0043
Лісові ягоди	0,011	2569±55,7	49,30±0,78	28,3	0,542	1,018	3,91	0,144	0,0155
Гриби	0,01	269091±4475,2	98,70±0,58	2690,9	0,987	96,913	7,12	13,75	0,0282
Разом	2,821	-	-	2776,6	13,865	100	100	14,189	0,3961
Річна доза опромінення, мЗв/рік								14,59	

Таблиця 3.9

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr в продуктах харчування та дози внутрішнього опромінення за їх рахунок у жителів 3-ої зони Обв'язкового району, Мѳм, $p=0.95$

Продукти харчування	Щодобове споживання продукту, кг	Концентрація радіонуклідів, Бк/кг		Щодобове надходження, Бк		% від загального надходження		Річна доза опромінення, мЗв/рік	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Хліб та хлібопродукти	0,41	10,6±2,0	0,37±0,02	4,3	0,152	1,772	1,37	0,020	0,0043
Молоко і молокопродукти	1,00	5,6±1,19	4,20±0,05	5,6	4,200	2,283	37,81	0,030	0,1200
М'ясо	0,20	15,8±3,08	0,31±0,02	3,2	0,062	1,288	0,56	0,020	0,0018
Риба	0,05	19,5±0,53	4,27±0,03	1,0	0,214	0,398	1,92	0,005	0,0061
Яйця	0,14	2,5±0,01	0,19±0,03	0,4	0,027	0,143	0,24	0,002	0,0008
Картопля	0,50	10,0±0,84	10,30±0,11	5,0	5,150	2,039	46,36	0,026	0,1471
Овочі кореневі	0,05	15,1±3,22	2,01±0,04	0,8	0,101	0,308	0,90	0,004	0,0029
Овочі листові	0,05	20,1±3,40	1,81±0,02	1,0	0,091	0,410	0,81	0,005	0,0026
Фрукти	0,40	4,7±0,01	0,33±0,01	1,9	0,132	0,767	1,19	0,010	0,0038
Лісові ягоди	0,011	2209,0±206	45,10±8,46	24,3	0,496	9,908	4,47	0,124	0,0178
Гриби	0,01	19788,0±297,8	48,60±8,87	197,9	0,486	80,68	4,37	1,011	0,0381
Разом	2,821	-		245,3	11,110	100	100	1,253	0,3174
Річна доза опромінення, мЗв/рік								1,60	

Внутрішня доза опромінення мешканців на цій території становила 1,6 мЗв/рік.

За результатами досліджень, проведених в населених пунктах 2-ої зони радіоактивного забруднення Лугинського району (села Рудня Вовчанська, Малахівка, Рудня-Жеревці) встановлено, що річна доза опромінення за рахунок продуктів харчування була в межах 2,2 мЗв (табл. 3.10).

Встановлено, що найбільший вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr був у грибах та лісових ягодах – 28185 і 3030 Бк/кг відповідно. Молоко та картопля мали порівняно невисокий вміст ^{90}Sr , але при їх добовому споживанні в кількості 1 л та 0,5 кг, ці продукти харчування внесли ^{90}Sr до організму 41,1 та 42% відповідно.

Всі інші продукти харчування як рослинного, так і тваринного походження мали низький вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr в межах 4,7–25,5 Бк/кг відповідно. Так, як і в попередніх наших дослідженнях, констатуємо, що основним джерелом радіоцезію були продукти харчування лісового походження, а продукти харчування з власних підсобних господарств в меншій мірі впливають на дозове навантаження організму людини. Річна доза внутрішнього опромінення мешканців цих територій склала 2,17 мЗв.

Результати досліджень по вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування в населених пунктах Степанівна, Червона Волока, Волошине, Жеревці, Зарічка Лугинського району, які віднесені до 3-ої зони радіоактивного забруднення показали незначне забруднення цими радіонуклідами продуктів харчування рослинного та тваринного походження, вироблених у власних підсобних господарствах, та високий вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у грибах і лісових ягодах, в межах 26679–838,0 Бк/кг відповідно (табл. 3.11).

Основний внесок у дозу опромінення мешканців 3-ої зони радіоактивного забруднення зробили продукти харчування лісового походження – 91,3%. Найбільше ^{90}Sr до організму людей надійшло з картоплею та молоком і молокопродуктами 4,5 і 4,2 Бк відповідно.

Таблиця 3.10

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr в продуктах харчування та дози внутрішнього опромінення за їх рахунок у жителів 2-ої зони Лутинського району, $M \pm m$, $p=0.95$

Продукти харчування	Щодобове споживання продуктів, кг	Концентрація радіонуклідів, Бк/кг		Щодобове надходження, Бк		% від загального надходження		Річна доза опромінення, мЗв/рік	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Хліб та хлібопродукти	0,41	13,6±0,1	0,53±0,01	5,6	0,217	1,571	1,71	0,028	0,0062
Молоко і молокопродукти	1,00	16,1±2,83	5,23±0,06	16,1	5,230	4,537	41,07	0,082	0,1494
М'ясо	0,2	25,0±1,02	0,46±0,02	5,0	0,091	1,409	0,72	0,026	0,0026
Риба	0,05	25,5±1,25	5,78±0,01	1,3	0,289	0,359	2,27	0,007	0,0083
Яйця	0,14	2,5±0,01	0,23±0,01	0,4	0,032	0,099	0,25	0,002	0,0009
Картопля	0,50	15,4±1,13	10,70±0,51	7,7	5,350	2,170	42,01	0,039	0,1529
Овочі кореневі	0,05	23,3±1,82	2,09±0,08	1,2	0,105	0,328	0,82	0,006	0,0030
Овочі листові	0,05	12,1±0,84	2,45±0,03	0,6	0,123	0,171	0,96	0,003	0,0035
Фрукти	0,4	4,7±0,01	0,45±0,02	1,9	0,181	0,530	1,42	0,010	0,0052
Лісові ягоди	0,011	3030±249,1	53,90±8,58	33,3	0,593	9,393	4,66	0,170	0,0169
Гриби	0,01	28185±259,6	52,50±7,47	281,9	0,525	79,432	4,12	1,440	0,0150
Разом	2,821		-	354,8	12,736	100	100	1,813	0,36
Річна доза опромінення, мЗв/рік								2,17	

Таблиця 3.11

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та дози внутрішнього опромінення у жителів 3-ої зони Лугинського району, $M \pm m$, $p=0,95$

Продукти харчування	Щодобове споживання продукту, кг	Концентрація радіонуклідів, Бк/кг		Щодобове надходження, Бк		% від загального надходження		Річна доза опромінення, мЗв/рік	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Хліб та хлібопродукти	0,41	8,6±0,79	0,41±0,02	3,5	0,168	1,043	1,59	0,018	0,0048
Молоко і молокопродукти	1,00	10,2±1,7	4,23±0,17	10,2	4,230	3,016	39,99	0,052	0,1209
М'ясо	0,20	21,8±0,6	0,34±0,02	4,4	0,069	1,289	0,65	0,022	0,0020
Риба	0,05	25,6±0,92	4,1±0,37	1,3	0,205	0,378	1,94	0,007	0,0059
Яйця	0,14	2,5±0,01	0,23±0,01	0,4	0,032	0,103	0,30	0,002	0,0009
Картопля	0,50	12,5±1,6	8,9±0,23	6,3	4,450	1,848	42,07	0,032	0,1271
Овочі кореневі	0,05	16,5±2,24	1,89±0,07	0,8	0,095	0,244	0,89	0,004	0,0027
Овочі листові	0,05	10±1,52	2,37±0,04	0,5	0,119	0,148	1,12	0,003	0,0034
Фрукти	0,40	4,7±0,01	0,25±0,04	1,9	0,102	0,556	0,97	0,010	0,0029
Лісові ягоди	0,01	3838,0±190,7	54,5±4,24	42,2	0,600	12,484	5,67	0,216	0,0171
Гриби	0,01	26679,0±183	50,9±3,38	266,8	0,509	78,890	4,81	1,363	0,0145
Разом	2,821	-		338,2	10,578	100	100	1,728	0,30
Річна доза опромінення, мЗв/рік								2,03	

Річна доза внутрішнього опромінення за рахунок продуктів харчування склала 2,03 мЗв.

У таблиці 3.12 представлено дані щодо вмісту ^{137}Cs у складових раціону жителів населених пунктів, які віднесені до 3-ої зони радіоактивного забруднення (села Руденька, Горбове, Велика Гута, Кочичине, Рудня Іванівська) Ємільчинського району.

Встановлено, що найбільший вміст ^{137}Cs мали лісові ягоди та гриби 14945 та 13036 Бк/кг відповідно, а найнижчу – яйця та фрукти 2,5-4,7 Бк/кг (табл. 3.12). Найбільшу частку ^{137}Cs у річну дозу внесли лісові ягоди – 49,1%, гриби – 46,43%, молоко та молочні продукти – 21,8%, а ^{90}Sr – молоко та молокопродукти – 56,6%, картопля – 20,3%, продукти лісового походження – 12,8%, всі інші продукти харчування не мали вагомого впливу на формування річної дози опромінення.

Річна доза опромінення в цих населених пунктах в середньому становила 2,35 мЗв.

До 2-ої зони радіоактивного забруднення в Олевському районі віднесено один населений пункт – це Рудня-Радовельська, де встановлено, що річна доза опромінення за рахунок продуктів харчування становила 1,22 мЗв. (табл. 3.13).

Найбільшу частку у дозове навантаження мешканців цього населеного пункту на відміну від попередніх, внесло молоко та молокопродукти – 40,1%, а продукти лісового походження (гриби, лісові ягоди) – 30,6 і 21,2% відповідно. Внесок всіх інших продуктів харчування у річну дозу опромінення був у межах від 0,2 до 2,5%. За ^{90}Sr найбільший внесок у дозове навантаження внесли молоко і молокопродукти – 65,6% та картопля – 16,3%.

Аналізуючи результати досліджень, проведених в населених пунктах с. Дружба, Рудня Хочинська, Перга та Радовель Олевського району, які відносяться до 3-ої зони радіоактивного забруднення, встановлено, що з лісовими ягодами та грибами надійшло найбільше ^{137}Cs – 85,8 та 82,1 Бк відповідно, з молоком та молочними продуктами – 52,5 Бк (табл. 3.14).

Таблиця 3.12

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та дози внутрішнього опромінення у жителів 3-ої зони Ємільчинського району, $M \pm m$, $p=0,5$

Продукти харчування	Щодобове споживання продукту, кг	Концентрація радіонуклідів, Бк/кг		Щодобове надходження, Бк		% від загального надходження		Річна доза опромінення, мЗв/рік	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Хліб та хлібопродукти	0,41	3,8±0,07	0,41±0,01	1,6	0,168	0,40	1,59	0,008	0,0048
Молоко і молокопродукти	1,00	85,6±25,39	6,00±0,07	85,6	6,000	21,80	56,60	0,437	0,1714
М'ясо	0,20	17,4±0,66	0,45±0,01	3,5	0,090	0,90	0,85	0,018	0,0026
Риба	0,05	17±0,47	5,20±0,05	0,9	0,260	0,30	2,45	0,004	0,0074
Яйця	0,14	2,5±0,01	0,20±0,01	0,4	0,028	0,09	0,26	0,002	0,0008
Картопля	0,50	8,0±1,35	4,30±0,09	4,0	2,150	1,01	20,28	0,020	0,0614
Овочі кореневі	0,05	6,1±0,46	3,30±0,09	0,3	0,165	0,08	1,56	0,002	0,0047
Овочі листові	0,05	6,8±0,33	4,10±0,06	0,3	0,205	0,09	1,93	0,002	0,0059
Фрукти	0,40	4,7±0,01	0,45±0,01	1,9	0,182	0,50	1,72	0,010	0,0052
Лісові ягоди	0,011	14945±209	84,70±2,81	164,4	0,932	41,90	8,79	0,840	0,0266
Гриби	0,01	13036±1086	42,10±4,49	130,4	0,421	33,20	3,97	0,666	0,0120
Разом	2,82	-		393,1	10,601	100	100	2,009	0,30
Річна доза опромінення, мЗв/рік								2,35	

Таблиця 3.13

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та дози внутрішнього опромінення у жителів 2-ої зони Олевського району, М±m, $\rho=0,95$

Продукти харчування	Щодобове споживання продукту, кг	Концентрація радіонуклідів, Бк/кг		Щодобове надходження, Бк		% від загального надходження		Річна доза опромінення, мЗв/рік	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Хліб та хлібопродукти	0,41	3,5±0,03	2,30±0,1	1,4	0,943	0,961	5,89	0,007	0,0269
Молоко і молокопродукти	1,00	59,8±2,17	10,50±0,19	59,8	10,500	40,066	65,61	0,30	0,3000
М'ясо	0,20	16,4±0,18	0,67±0,01	3,3	0,134	2,198	0,84	0,010	0,0038
Риба	0,05	17,3±0,35	5,30±0,18	0,9	0,265	0,580	1,66	0,004	0,0076
Яйця	0,14	2,5±0,01	0,23±0,01	0,4	0,032	0,234	0,20	0,002	0,0009
Картопля	0,50	7,3±0,21	5,20±0,1	3,7	2,600	2,445	16,25	0,023	0,0743
Овочі кореневі	0,05	7,0±0,12	3,80±0,37	0,4	0,190	0,234	1,19	0,002	0,0054
Овочі листові	0,05	7,7±0,13	4,20±0,1	0,4	0,210	0,258	1,31	0,002	0,0060
Фрукти	0,40	4,7±0,01	0,5±0,02	1,9	0,212	1,260	1,32	0,010	0,0061
Лісові ягоди	0,01	2878,1±39,2	52,10±0,64	31,7	0,573	21,212	3,58	0,170	0,0164
Гриби	0,01	4560,0±16,4	34,3±0,49	45,6	0,343	30,552	2,14	0,230	0,0098
Разом	2,821	-		149,3	16,003	100	100	0,763	0,46
Річна доза опромінення, мЗв/рік									1,22

Таблиця 3.14

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та дози внутрішнього опромінення у жителів 3-ої зони Олевського району, $M \pm m$, $p=0,95$

Продукти харчування	Щодобове споживання продукту, кг	Концентрація радіонуклідів, Бк/кг		Щодобове надходження, Бк		% від загального надходження		Річна доза опромінення, мЗв/рік	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Хліб та хлібопродукти	0,41	4,6±0,07	3,1±0,09	1,9	1,271	0,801	6,98	0,010	0,0363
Молоко і молокопродукти	1,00	52,5±10,61	13,2±0,24	52,5	13,200	22,287	72,46	0,268	0,3771
М'ясо	0,20	27,9±7,82	0,5±0,04	5,6	0,094	2,369	0,52	0,029	0,0027
Риба	0,05	17,6±0,46	4,3±0,12	0,9	0,216	0,374	1,18	0,004	0,0062
Яйця	0,14	2,5±0,01	0,13±0,01	0,4	0,018	0,149	0,10	0,002	0,0005
Картопля	0,50	7,7±0,89	3,8±0,04	3,9	1,900	1,634	10,43	0,020	0,0543
Овочі кореневі	0,05	7,5±0,29	3,7±0,13	0,4	0,185	0,159	1,02	0,002	0,0053
Овочі листові	0,05	7,5±0,52	3,6±0,01	0,4	0,180	0,159	0,99	0,002	0,0051
Фрукти	0,40	4,7±0,01	0,3±0,04	1,9	0,110	0,798	0,61	0,010	0,0032
Лісові ягоди	0,01	7800,0-383	61,2±1,62	85,8	0,673	36,423	3,70	0,438	0,0192
Гриби	0,01	8209,0±645	37,0±1,88	82,1	0,370	34,848	2,03	0,419	0,0106
Разом	2,821	-		235,6	18,218	100	100	1,204	0,52
Річна доза опромінення, мЗв/рік								1,72	

Із іншими продуктами харчування надходила незначна кількість ^{137}Cs , яка не могла суттєво впливати на формування дозового навантаження людей. ^{90}Sr найбільше надійшло до організму з молоком та молокопродуктами – 13,2 і картоплею – 1,9 Бк. Річна доза опромінення склала 1,72 мЗв.

У Малинському районі до 2-ої зони радіоактивного забруднення віднесений єдиний населений пункт – Рудня Калинівська, де річна доза опромінення за рахунок продуктів харчування становила 0,8 мЗв (табл. 3.15).

Встановлено, що лісові ягоди та гриби мали найвищий вміст ^{137}Cs і внесли в річну дозу опромінення 59,1%, продукти тваринного походження – близько 19%, рослинного – в межах 20%, а ^{90}Sr найбільше надійшло до організму з молоком та молокопродуктами – 39,7% і картоплею – 35,4%.

Всі інші продукти харчування суттєвого впливу на формування внутрішнього опромінення людей не мали.

Концентрація радіонуклідів в продуктах харчування у жителів 3-ої зони Малинського району та формування дозового навантаження наведена в таблиці 3.16.

Аналіз результатів досліджень показав, що 40,9% від загального надходження радіоцезію до організму людей внесли лісові ягоди, гриби – 22,5%, картопля – 11,3%, молоко і молочні продукти – 7,6%, хлібопродукти – 6,0%, всі інші продукти харчування мали низьку концентрацію ^{137}Cs і значного впливу на формування дози опромінення людей не мали.

Найбільшу частку ^{90}Sr до організму внесли такі продукти харчування, як молоко і молокопродукти – 56,6% та картопля – 32,1%. Річна доза опромінення становила 0,84 мЗв.

Результати досліджень у населених пунктах с. Дубники, Броницька Гута, та Липине Новоград-Волинського району, які віднесені до 3-ої зони радіоактивного забруднення, показали, що найбільше радіоцезію до організму людей надходило з грибами та лісовими ягодами – 25,6 і 19,1 Бк відповідно, з картоплею – 11,8 та м'ясом – 3,5 Бк, а ^{90}Sr – з молоком і молокопродуктами та картоплею – 7,5 і 7,9 Бк відповідно (табл. 3.17).

Таблиця 3.15

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та дози внутрішнього опромінення у жителів 2-ої зони Малинського району, $M \pm m$, $p=0,95$

Продукти харчування	Щодобове споживання продукту, кг	Концентрація радіонуклідів, Бк/кг		Щодобове надходження, Бк		% від загального надходження		Річна доза опромінення, мЗв/рік	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Хліб та хлібопродукти	0,41	2,9±0,02	5,5±0,13	1,2	2,255	1,856	13,756	0,006	0,0644
Молоко і молокопродукти	1,00	8,5±0,15	6,5±0,08	8,5	6,500	13,266	39,651	0,043	0,1857
М'ясо	0,20	15,5±0,22	0,7±0,03	3,1	0,140	4,838	0,854	0,016	0,0040
Риба	0,05	13,8±0,58	6,3±0,32	0,7	0,315	1,077	1,922	0,004	0,0090
Яйця	0,14	2,5±0,01	0,29±0,01	0,4	0,041	0,546	0,248	0,002	0,0012
Картопля	0,50	16,8±0,18	11,6±0,19	8,4	5,800	13,110	35,381	0,043	0,1657
Овочі кореневі	0,05	25,0±1,51	3,7±0,05	1,3	0,185	1,951	1,129	0,006	0,0053
Овочі листові	0,05	17,6±0,36	5,3±0,11	0,9	0,265	1,373	1,617	0,004	0,0076
Фрукти	0,40	4,7±0,01	0,7±0,01	1,9	0,224	2,934	1,366	0,010	0,0064
Лісові ягоди	0,01	2058,3±18,67	40,5±1,11	22,6	0,446	35,337	2,718	0,116	0,0127
Гриби	0,01	1519,2±21,5	22,3±0,85	15,2	0,223	23,711	1,360	0,078	0,0064
Разом	2,821	-		64,1	16,393	100	100	0,327	0,47
Річна доза опромінення, мЗв/рік								0,8	

Таблиця 3.16

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та дози внутрішнього опромінення за у жителів 3-ої зони Малинського району, $M \pm m$, $p = 0,95$

Продукти харчування	Щодобове споживання продукту, кг	Концентрація радіонуклідів, Бк/кг		Щодобове надходження Бк		% від загального надходження		Річна доза опромінення, мЗв/рік	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Хліб та хлібопродукти	0,41	2,9±0,02	5,5±0,13	1,2	2,255	1,856	0,41	11,0±0,96	0,48±0,01
Молоко і молокопродукти	1,00	8,5±0,15	6,5±0,08	8,5	6,500	13,266	1,00	5,7±0,52	9,10±0,06
М'ясо	0,20	15,5±0,22	0,7±0,03	3,1	0,140	4,838	0,2	16,2±0,34	0,29±0,01
Риба	0,05	13,8±0,58	6,3±0,32	0,7	0,315	1,077	0,05	16,2±0,29	4,40±0,03
Яйця	0,14	2,5±0,01	0,29±0,01	0,4	0,041	0,546	0,14	2,5±0,01	0,19±0,01
Картопля	0,50	16,8±0,18	11,6±0,19	8,4	5,800	13,110	0,50	16,9±0,95	10,30±0,17
Овочі кореневі	0,05	25,0±1,51	3,7±0,05	1,3	0,185	1,951	0,05	28,1±3,29	2,93±0,07
Овочі листові	0,05	17,6±0,36	5,3±0,11	0,9	0,265	1,373	0,05	21,0±1,65	3,23±0,16
Фрукти	0,40	4,7±0,01	0,7±0,01	1,9	0,224	2,934	0,40	4,7±0,01	0,47±0,01
Лісові ягоди	0,01	2058,3±18,67	40,5±1,11	22,6	0,446	35,337	0,01	2790,0±159	52,00±4,00
Гриби	0,01	1519,2±21,5	22,3±0,85	15,2	0,223	23,711	0,01	1688,0±81,99	24,20±7,4
Разом	2,821	-	-	64,1	16,393	100	100	2,821	-
Річна доза опромінення, мЗв/рік								0,84	

Таблиця 3.17

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та дози внутрішнього опромінення у жителів 3-ої зони Новоград-Волинського району, $M \pm m$, $p=0,95$

Продукти харчування	Щодобове споживання продукту, кг	Концентрація радіонуклідів, Бк/кг		Щодобове надходження Бк		% від загального надходження		Річна доза опромінення, мЗв/рік	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Хліб та хлібопродукти	0,41	2,9±0,02	5,5±0,13	1,2	2,255	1,856	0,41	0,41	4,2±0,2
Молоко і молокопродукти	1,00	8,5±0,15	6,5±0,08	8,5	6,500	13,266	1,00	1,00	10,3±1,42
М'ясо	0,20	15,5±0,22	0,7±0,03	3,1	0,140	4,838	0,2	0,20	17,4±0,250
Риба	0,05	13,8±0,58	6,3±0,32	0,7	0,315	1,077	0,05	0,05	17,1±0,26
Яйця	0,14	2,5±0,01	0,29±0,01	0,4	0,041	0,546	0,14	0,14	2,5±0,01
Картопля	0,50	16,8±0,18	11,6±0,19	8,4	5,800	13,110	0,50	0,50	23,5±3,61
Овочі кореневі	0,05	25,0±1,51	3,7±0,05	1,3	0,185	1,951	0,05	0,05	17,9±1,81
Овочі листові	0,05	17,6±0,36	5,3±0,11	0,9	0,265	1,373	0,05	0,05	19,6±1,61
Фрукти	0,40	4,7±0,01	0,7±0,01	1,9	0,224	2,934	0,40	0,40	4,7±0,01
Лісові ягоди	0,01	2058,3±18,67	40,5±1,11	22,6	0,446	35,337	0,01	0,01	1740,2±301
Гриби	0,01	1519,2±21,5	22,3±0,85	15,2	0,223	23,711	0,01	0,01	2558,5±279,4
Разом	2,821	-		64,1	16,393	100	100	2,821	2,821
Річна доза опромінення, мЗв/рік									0,88

Ці продукти харчування внесли 75,9% ^{137}Cs до організму людей. Найбільша кількість ^{90}Sr надійшла з картоплею – 46,4% і молоком та молокопродуктами – 44,0%.

Всі інші продукти харчування не мали значного впливу на формування дозового навантаження на організм.

Середня річна доза опромінення мешканців вищеназваних населених пунктів склала 0,88 мЗв/рік.

У Володарсько-Волинському районі до 3-ї зони радіоактивного забруднення віднесено населені пункти Іршанськ, Гута-Добринь та Краївщина. Результати досліджень свідчать про відносно низьку кількість радіонуклідів у продуктах харчування жителів критичних населених пунктах даного району (табл. 3.18).

Найбільше ^{137}Cs до організму надходило з продуктами харчування лісового походження – близько 38,7 Бк та з молоком і молокопродуктами – 18,9 Бк всього. ^{90}Sr до організму надійшло 5,4 Бк і основна частка – 3,54 Бк припадала на молоко та молокопродукти. Основними дозоутворюючими продуктами харчування за ^{137}Cs були гриби, лісові ягоди та молоко і молокопродукти – 26,4; 23,0 і 34,1% відповідно, а за ^{90}Sr – молоко і молокопродукти та картопля – 65,0 та 10,6 % відповідно.

Річна доза внутрішнього опромінення організму складала 0,55 мЗв.

Аналізуючи результати досліджень з формуванню дози внутрішнього опромінення за ^{137}Cs у людей, які мешкають на забруднених радіонуклідами територіях 2-ої зони Північної частини Житомирської області, слід відмітити, що найбільшу дозу внутрішнього опромінення за рахунок продуктів харчування одержали жителі Овруцького, Народицького, Лугинського та Олевського районів – 14,2; 8,9; 2,17; 1,22 мЗв/рік відповідно, а в Малинському та Коростенському районах вона склала в межах 0,8 мЗв/рік (рис. 3.1).

Встановлено, що річна внутрішня доза опромінення людей за ^{90}Sr найвищою була у мешканців критичних населених пунктів Малинського, Олевського, Овруцького та Лугинського районів – 0,47; 0,46; 0,40; 0,36 мЗв відповідно (рис. 3.2). Жителі Народицького та Коростенського районів отримали дозу опромінення 0,25 та 0,3 мЗв/рік.

Таблиця 3.18

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та дози внутрішнього опромінення за їх рахунок у жителів 3-ої зони Володарсько-Волинського району, $M \pm m$, $p=0,95$

Продукти харчування	Щодобове споживання продукту, кг	Концентрація радіонуклідів, Бк/кг		Щодобове надходження, Бк		% від загального надходження		Річна доза опромінення, мЗв/рік	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Хліб та хлібопродукти	0,41	3,40±0,11	0,32±0,02	1,39	0,131	1,8	2,408	0,0100	0,0037
Молоко і молокопродукти	1,00	18,87±0,81	3,54±0,52	18,87	3,540	24,1	64,983	0,090	0,1011
М'ясо	0,20	21,67±1,2	0,32±0,02	4,33	0,064	5,5	1,175	0,020	0,0018
Риба	0,05	17,67±1,23	2,24±0,14	0,88	0,112	1,1	2,056	0,0042	0,0032
Яйця	0,14	3,30±0,14	0,11±0,01	0,46	0,015	0,6	0,283	0,0020	0,0004
Картопля	0,50	14,87±0,89	1,16±0,09	7,43	0,580	9,5	10,647	0,0400	0,0166
Овочі кореневі	0,05	27,07±2,89	0,60±0,1	1,35	0,030	1,7	0,551	0,0100	0,0009
Овочі листові	0,05	27,80±1,08	1,06±0,26	1,39	0,053	2,0	0,973	0,0100	0,0015
Фрукти	0,40	8,63±0,43	0,65±0,1	3,45	0,260	4,0	4,773	0,0200	0,0074
Лісові ягоди	0,011	1636,60±82,3	36,0±1,41	18,00	0,396	23,0	7,269	0,0900	0,0113
Гриби	0,01	2067,60±34,3	26,6±0,86	20,68	0,266	26,4	4,883	0,100	0,0076
Разом	2,821	-		78,23	5,448	100	100	0,3942	0,16
Річна доза опромінення, мЗв/рік									0,55

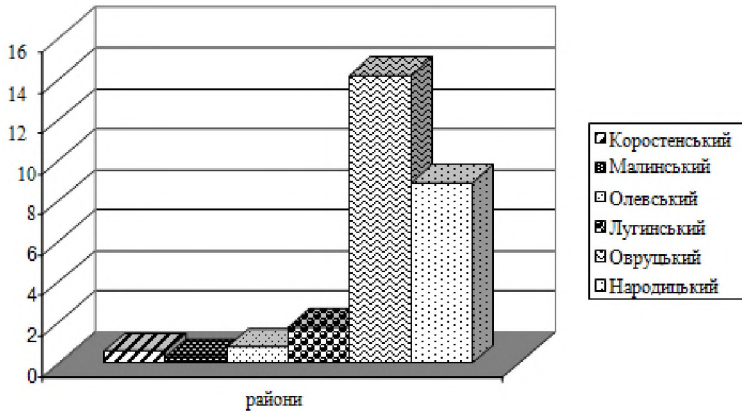


Рис. 3.1. Середньорічна доза опромінення мешканців північних районів Житомирської області 2-ої зони за ^{137}Cs , мЗв/рік

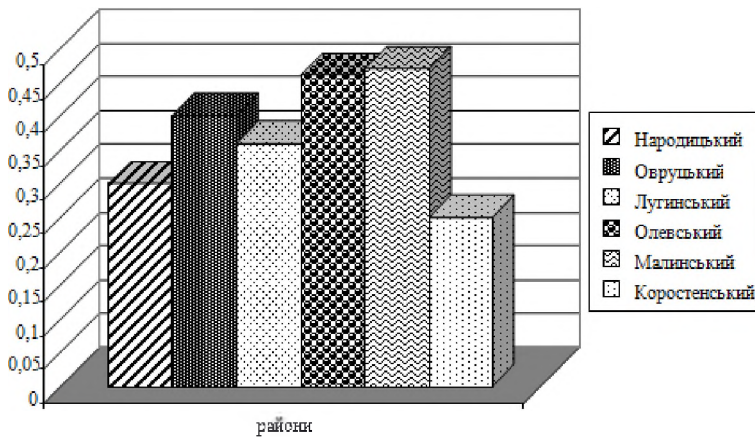


Рис. 3.2. Середньорічна доза опромінення мешканців північних районів Житомирщини (2 зона) за ^{90}Sr , мЗв/рік

Що стосується населення, яке мешкає в критичних населених пунктах 3-ої зони радіоактивного забруднення, встановлено, що внутрішня доза опромінення за ^{137}Cs за рахунок продуктів харчування була найвищою у жителів Ємільчинського,

Лугинського, Народицького та Овруцького районів – 2,0; 1,7; 1,6; 1,3 мЗв/рік відповідно, а за ^{90}Sr – у мешканців Олевського, Новоград-Волинського та Малинського районів – 0,52; 0,49 та 0,46 мЗв/рік. (рис. 3.3). У наступних шести районах внутрішня доза опромінення була в межах 0,25-0,30 мЗв/рік.

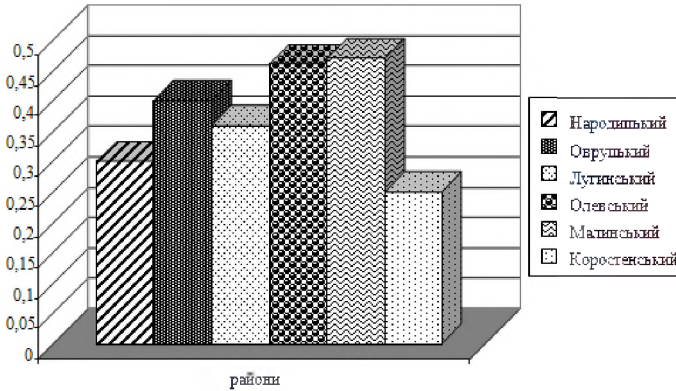


Рис. 3.3. Середньорічна доза опромінення мешканців північних районів Житомирської області (3 зона) за ^{137}Cs , мЗв/рік

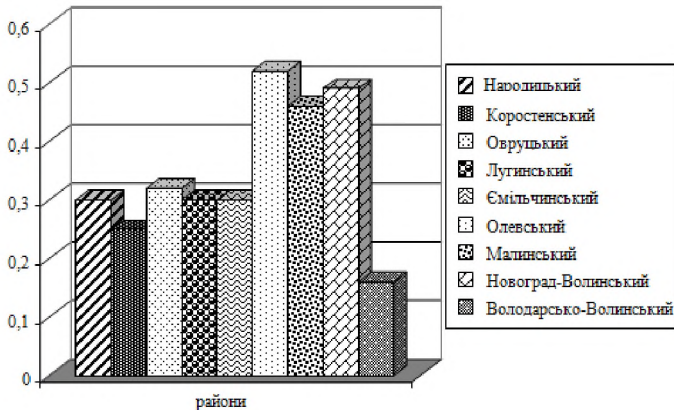


Рис. 3.4. Середньорічна доза опромінення мешканців північних районів Житомирської області (3 зона) за ^{90}Sr , мЗв/рік

Найвища доза внутрішнього опромінення жителів критичних населених пунктів північної частини Житомирщини, які віднесені до 2-ої зони радіоактивного забруднення, була у мешканців Овруцького та Народицького районів – 14,6 та 9,2 мЗв/рік відповідно (табл. 3.19).

Таблиця 3.19

Середньорічна доза опромінення населення Житомирської області, яке проживає на радіоактивно забруднених територіях (2-ої та 3-ої зони)

№ з/п	Район	2 зона		Загальна доза опромінення, мЗв/рік	3 зона		Загальна доза опромінення, мЗв/рік
		¹³⁷ Cs, мЗв/рік	⁹⁰ Sr, мЗв/рік		¹³⁷ Cs, мЗв/рік	⁹⁰ Sr, мЗв/рік	
1	Народицький	8,9	0,3	9,2	1,6	0,3	1,90
2	Коростенський	0,6*	0,25	0,25	1,2	0,25	1,45
3	Овруцький	14,2	0,4	14,6	1,3	0,32	1,62
4	Лугинський	1,8	0,36	2,16	1,7	0,3	2
5	Ємільчинський	-	-	-	2	0,3	2,30
6	Олевський	0,8	0,46	1,26	1,2	0,52	1,72
7	Малинський	0,3*	0,47	0,47	0,4	0,46	0,86
8	Новоград-Волинський	-	-	-	0,4	0,49	0,89
9	Володарсько-Волинський	-	-	-	0,4	0,16	0,56

У населених пунктах, які віднесені до 3-ої зони, найвища внутрішня доза опромінення була у жителів Ємільчинського, Народицького, Олевського Овруцького та Коростенського районів – 2,30; 1,90; 1,72; 1,62 та 1,45 мЗв/рік. У Малинському, Новоград-Волинському та Володарсько-Волинському районах доза внутрішнього опромінення була нижчою 1 мЗв/рік.

Характеризуючи внесок кожної групи продуктів харчування у річну дозу внутрішнього опромінення населення ^{137}Cs , (в критичних населених пунктах 2-ої зони) встановлено, що найбільшу частку його вносять продукти лісового походження (табл. 3.20, рис. 3.5-3.6). Так, в Овруцькому, Народицькому Лугинському, Коростенському, Малинському та Олевському районах цей показник становив – 97,9; 94,1; 88,8; 67,6; 59,6 і 51,8% відповідно. Значний внесок ^{137}Cs ці продукти зробили і до організму людей, які мешкають на території радіоактивного забруднення віднесеної до 3-ої зони. Їх частка у дозі внутрішнього опромінення була в Лугинському, Овруцькому, Коростенському, Ємільчинському, Олевському, Новоград-Волинському та Володарсько-Волинському районах – 91,4; 90,6; 77,6; 75,0; 71,3; 58,1; 57,1 і 49,4% відповідно. Продукти харчування тваринного походження також мали вагомий внесок у формування дози внутрішньої опромінення людей північних районів області. В Олевському, Коростенському та Малинському районах їх відсоток склав: 42,5; 19,2; 18,6% відповідно, а в інших шести районах цей показник варіював у межах 1,5-6,0% (2-га зона). В Народицькому, Володарсько-Волинському, Олевському та Ємільчинському районах – 37,5; 30,2; 24,8; 22,7; а в наступних районах цей показник був меншим за 20% (3-я зона). Частка продуктів харчування рослинного походження у формуванні дози опромінення склала в Малинському та Новоград-Волинському районах у межах 23%, а в інших семи районах від 2,1 до 13%. Річкова риба рідко споживається мешканцями критичних населених пунктів північної частини області і тому суттєвого впливу на формування дози внутрішнього опромінення не мала.

Таблиця 3.20

Внесок продуктів харчування у річну дозу опромінення населення Житомирської області, яке проживає на радіоактивно забруднених територіях, за рахунок ¹³⁷Cs, % (3-я і 2-а зони)

№ п/п	Райони	¹³⁷ Cs								
		Продукти харчування, %								
		рослинного походження		тваринного походження		риба річкова, озерна та ставкова		лісового походження		
		Зони								
		2-а	3-я	2-а	3-я	2-а	3-я	2-а	3-я	
1	Народицький	1,0	4,9	4,8	37,5	0,1	0,45	94,1	57,1	
	Річна доза опром., Зв/рік	0,09	0,08	0,43	0,61	0,01	0,007	8,4	0,93	
2	Коростенський	12,4	6,7	19,2	15,2	0,82	0,47	67,6	77,6	
	Річна доза опром., Зв/рік	0,08	0,08	0,11	0,19	0,005	0,006	0,41	0,96	
3	Овруцький	0,5	5,3	1,5	3,7	0,03	0,4	97,9	90,6	
	Річна доза опром., Зв/рік	0,08	0,07	0,21	0,05	0,005	0,01	13,9	1,14	
4	Лугинський	4,8	3,8	6,0	4,4	0,4	0,4	88,8	91,4	
	Річна доза опром., Зв/рік	0,09	0,07	0,11	0,08	0,007	0,007	1,6	1,6	
5	Ємільчинський	-	2,1	-	22,7	-	0,2	-	75,0	
	Річна доза опром., Зв/рік	-	0,04	-	0,45	-	0,004	-	1,51	
6	Олевський	5,2	3,6	42,5	24,8	0,4	0,4	51,8	71,3	
	Річна доза опром., мЗв/рік	0,04	0,04	0,32	0,3	0,004	0,004	0,4	0,9	
7	Малинський	21,2	23,1	18,6	12,4	1,1	1,1	59,6	63,5	
	Річна доза опром., Зв/рік	0,07	0,09	0,06	0,05	0,004	0,004	0,19	0,24	
8	Нов-Волинський	-	23,0	-	19,0	-	1,1	-	58,1	
	Річна доза опром., Зв/рік	-	0,09	-	0,07	-	0,004	-	0,07	
9	Вол.-Волинський	-	13,2	-	30,2	-	1,1	-	49,4	
	Річна доза опром., Зв/рік	-	0,05	-	0,12	-	0,004		0,19	

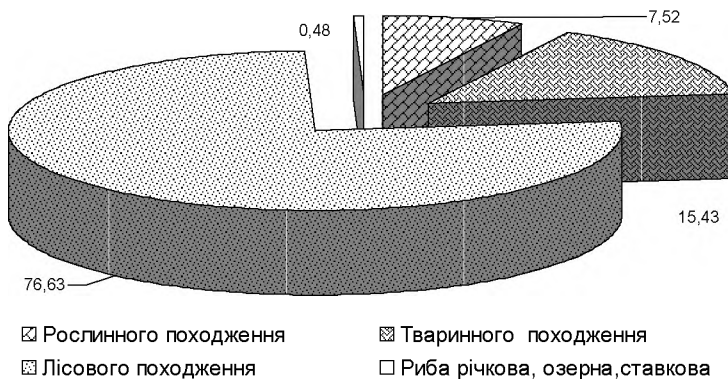


Рис. 3.5. Внесок продуктів харчування у формування річної дози опромінення населення Житомирської області за рахунок ^{137}Cs , % (2-а зона)

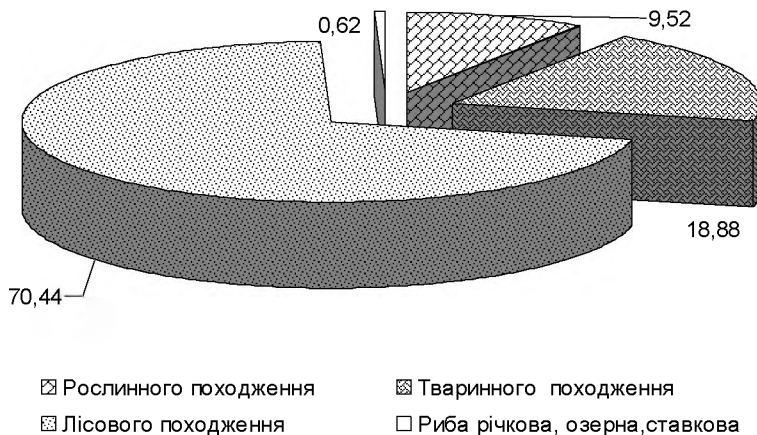


Рис. 3.6. Внесок продуктів харчування у формування річної дози опромінення населення Житомирської області за рахунок ^{137}Cs , % (3-я зона)

Встановлено, що річна доза опромінення населення Житомирської області, яке проживає в 2-ій та 3-ій зоні радіоактивного забруднення, формується за рахунок продуктів харчування лісового та тваринного походження. Продукти харчування рослинного походження мають до 23% внеску в дозу опромінення тільки в Малинському та Новоград-Волинському районах, а в інших семи районах їх частка була незначною.

За результатами досліджень встановлено, що найбільшу частку ^{90}Sr у внутрішню дозу опромінення населення, в першу чергу, вносять продукти харчування тваринного походження (табл. 3.21, рис. 3.7-3.8). Так, в Коростенському, Олевському, Народицькому, Лугинському, Малинському та Овруцькому районах їх відсоток становив: 73,9; 66,6; 63,4; 42,1; 40,8 і 38,3% відповідно (2-а зона). Внесок ^{90}Sr з продуктами тваринництва в критичних населених пунктах, віднесених до 3-ої зони був найвищим в Олевському, Володарсько-Волинському, Коростенському, Народицькому, Малинському та Ємільчинському районах – 73,1; 66,5; 66,5; 66,1; 58,4 і 57,8% відповідно. Продукти рослинного походження мали також вагомий внесок ^{90}Sr у внутрішню дозу опромінення. Встановлено, що найбільший відсоток їх був у Малинському, Овруцькому та Лугинському районах (2-а зона) – 53,3; 49,1 та 46,9% і Новоград-Волинському, Овруцькому, Лугинському та Малинському районах (3-я зона) – 50,0; 49,7; 46,7 та 37,5% відповідно. Тому можна констатувати, що гриби та лісові ягоди внесли незначну частку ^{90}Sr у дозу опромінення населення критичних населених пунктів північних районів. Цей показник варіював у межах 4,1-13,2% у 2-ій та 4,2-12,3% у 3-ій зоні радіоактивного забруднення.

Риба, як за ^{137}Cs , так і за ^{90}Sr не мала значного впливу на формування внутрішньої дози опромінення людей 2-ої та 3-ої зони.

Таблиця 3.21

**Внесок продуктів харчування у річну дозу опромінення населення
Житомирської області, яке проживає на радіоактивно
забруднених територіях, за рахунок ^{90}Sr , % (3-я і 2-а зона)**

№ п/п	Райони	^{90}Sr							
		Продукти харчування, %							
		рослинного походження		тваринного походження		риба річкова, озерна та ставкова		лісового походження	
		зони							
		2-а	3-я	2-а	3-я	2-а	3-я	2-а	3-я
1	Овруцький	49,10	49,70	38,30	38,50	1,70	1,90	10,10	8,80
	Річна доза опром., Зв/рік	0,20	0,20	0,15	0,13	0,01	0,01	0,04	0,05
2	Лугинський	46,90	46,70	42,10	41,00	2,30	1,90	8,80	10,50
	Річна доза опром., Зв/рік	0,17	0,14	0,15	0,12	0,01	0,01	0,03	0,03
3	Ємільчинський	-	27,10	-	57,80	-	2,50	-	12,70
	Річна доза опром., Зв/рік	-	0,08	-	0,17	-	0,01	-	0,04
4	Олевський	26,00	20,00	66,60	73,10	1,70	5,00	5,70	5,70
	Річна доза опром., Зв/рік	0,12	0,10	0,31	0,38	0,01	0,01	0,03	0,03
5	Малинський	53,30	37,50	40,80	58,40	1,90	1,40	4,10	5,10
	Річна доза опром., Зв/рік	0,25	0,17	0,20	0,05	0,01	0,01	0,02	0,09
6	Нов-Волинський	-	50,00	-	44,60	-	1,20	-	4,20
	Річна доза опром., Зв/рік	-	0,25	-	0,22	-	0,01	-	0,02
7	Вол-Волинський	-	19,30	-	66,50	-	2,10	-	12,20
	Річна доза опром., Зв/рік	-	0,17	-	0,10	-	-	-	0,02
8	Народицький	19,90	28,70	63,40	60,50	2,30	3,00	13,20	8,90
	Річна доза опром., Зв/рік	0,07	0,07	0,20	0,20	0,01	0,01	0,04	0,02
9	Коростенський	17,40	21,00	73,90	66,10	1,60	2,30	8,20	10,60
	Річна доза опром., Зв/рік	0,05	0,04	0,16	0,18	0,01	0,00	0,03	0,02

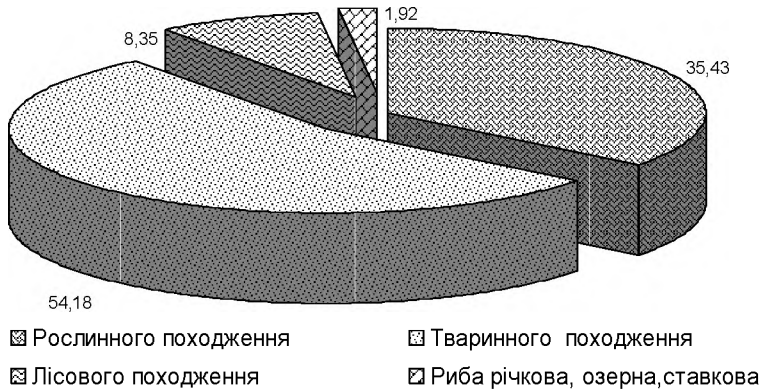


Рис. 3.7. Внесок продуктів харчування у формування річної дози опромінення населення Житомирської області за рахунок ^{90}Sr , % (2-а зона)

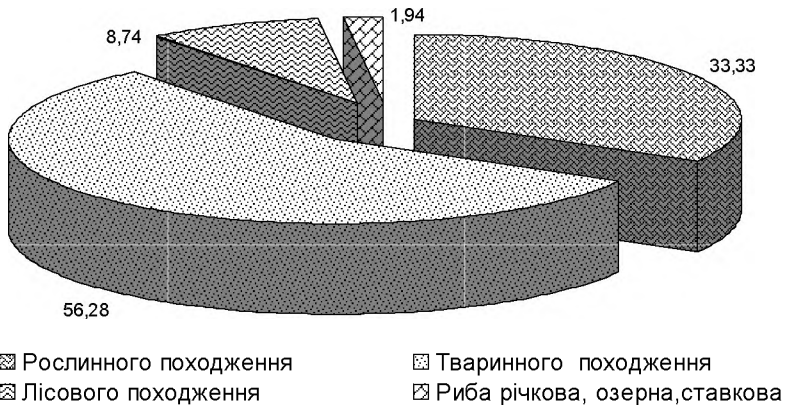


Рис. 4.8. Внесок продуктів харчування у формування річної дози опромінення населення Житомирської області за рахунок ^{90}Sr , % (3-я зона)

За результатами наших досліджень по кожній групі продуктів харчування людей встановлено, що найбільше ^{90}Sr до організму мешканців 2-ої зони радіоактивного забруднення надходить з продуктами харчування тваринного та рослинного походження – 54,2; 35,4% відповідно. Населення, яке проживає на територіях, що віднесені до 3-ої зони, також одержувало найбільше ^{90}Sr з продуктами харчування вищезгаданих груп – 56,3; 33,3%.

3.2.2. Особливості накопичення радіонуклідів в грибах та їх внесок у формування дозового навантаження людини

У середині 60-х років минулого століття була встановлена здатність вищих грибів (макроміцетів) накопичувати пгучні радіонукліди, які потрапили в навколишнє середовище під час випробувань ядерної зброї [74].

Дослідження вмісту ^{137}Cs у різних продуктах харчування людини, проведені в той період, вказували на аномально високий рівень накопичення цього радіонукліду вищими грибами на території Українського Полісся, причиною чого є особливості природних умов цього регіону [95, 136].

Після аварії на ЧАЕС підтвердилось значення лісу, як локального стабілізуючого компоненту ландшафтів та біогеохімічного бар'єру на шляху міграції радіонуклідів. У той же час, ліс виявився найбільш вразливим типом екосистем щодо дії іонізуючої радіації. У подальшому було встановлено, що лісові екосистеми є критичними ландшафтами з погляду надходження радіонуклідів по трофічних ланцюгах до людини.

В Україні ліси займають 9,9 млн. га. Внаслідок аварії на ЧАЕС, під радіоактивне забруднення потрапило близько 3,5 млн. га лісів. Найбільші площі радіоактивного забруднення лісів знаходяться в Житомирській (60%), Київській (52,2%) та Рівненській (56,2) областях. У Волинській, Чернігівській, Черкаській, Вінницькій і Сумській областях частка радіоактивно забруднених лісів становить близько 20% [99].

У період аварії на ЧАЕС лісові масиви виконали свою природну роль і захистили певні території від більш високого радіоактивного забруднення. За даними Ф.А. Тихомирова та О.І. Щеглова в перші дні після Чорнобильської аварії 60 – 80% радіонуклідів затрималось на кронах дерев. У цілому на лісові масиви осіло приблизно на 30% більше радіоактивних опадів, ніж на безлісі території. Окремі дослідження свідчать, що концентрація радіоактивних речовин у лісових екосистемах була у 7-10 і навіть 30 разів вищою, ніж в інших типах природних ценозів [215].

У цілому по Україні майже 70% території з рівнем забруднення ^{137}Cs понад 185 кБк/м² займають лісові масиви.

Встановлено, що найпоширенішим радіонуклідом – забруднювачем лісових площ України є ^{137}Cs , який становив у зоні конденсаційних випадінь до 90% загальної активності радіонуклідів. Найбільша кількість максимально забруднених площ (без урахування 30-и кілометрової зони) знаходиться на території Житомирської області. Тут наявні лісові масиви, де заборонена будь-яка господарська діяльність (32,4 тис.га) і де запроваджено обов'язковий контроль за продукцією лісового господарства (66,7 тис. га) [204].

Потрапивши в навколишнє середовище, радіонукліди акумулюються рослинним покривом та верхнім шаром ґрунту і включаються в біологічний цикл кругообігу речовин. При цьому, темпи надходження радіоактивних речовин в рослинні органи залежать від їх хімічної форми, фізіологічних потреб рослин, фізико-хімічних властивостей та місця зростання.

Значна частина досліджень, спрямованих на вивчення надходження і розповсюдження радіонуклідів, охоплює в основному агроландшафти [8,32].

Лісовим екосистемам в літературі приділяється мало уваги, а інформація про рівні забруднення таких видів лісових рослин, як гриби і ягоди, які можуть впливати на формування дозового навантаження на все населення, з'явилась тільки через деякий час після Чорнобильської аварії. Особливу увагу привертають гриби, які здатні накопичувати в своїх плодових тілах радіонукліди ^{137}Cs

набагато разів більше, ніж інші представники лісового біогеоценозу, а з врахуванням того, що запаси біомаси міцелію складають 200-300 г/м², то очевидним є значення ролі грибів в біогеохімічній міграції цього радіонукліду. Основна маса міцелію грибів знаходиться в лісовій підстилці, що характерно тільки для лісових рослин [56, 99, 153, 182, 185].

У лісовій підстилці акумулюється біля 70% ¹³⁷Cs, який потрапив у ґрунт лісових масивів. За період спостережень 2001-2010 рр. питома активність цього радіонукліду в лісовій підстилці суттєво не змінилась.

Населення все більше використовує продукцію з підсобних господарств, регулярно (від 1/3 до 2/3 жителів Полісся) вживає у їжу «дари лісу» (збирає гриби, ягоди і лікарські рослини, відстрілює дичину). Внесок харчових продуктів лісу у дозу внутрішнього опромінення коливається від 12 до 40% у всього населення і до 50-95% його критичних груп [4, 32, 33, 46, 118].

Кількість їстівних видів грибів на території України сягає до 500 видів, але найбільш поширеними серед них на території Українського Полісся є 10-15 видів грибів, які споживаються населенням.

Накопичення радіонуклідів грибами залежить від їх видового складу і за ступенем накопичення радіоцезію основні види їстівних грибів підрозділяються на 4 групи:

- 1) акумулятори – польські гриби, свинушки, маслюки звичайні;
- 2) сильно акумулюючі – грузді, зеленушки, сиріжки, вовнянка рожева;
- 3) середньо накопичуючі – лисички, рядовки, білі гриби, підберезники, підсошовики;
- 4) слабо накопичуючі – опеньки, дощовик їстівний, гриби-парасольки строкаті.

Про те, що гриби наразі є одним із найнебезпечніших в радіаційно-гігієнічному відношенні продуктів лісу, населенню забруднених радіонуклідами регіонів добре відомо. Однак, збирання грибів не припиняється не тільки в лісах, які безпосередньо примикають до зони відчуження і зони безумовного

(обов'язкового) відселення, але і на самих територіях цих зон. Гриби не є обов'язковою складовою раціону, і прикро, що при їх споживанні людина отримує достатньо високі дози внутрішнього опромінення, які призводять до росту радіаційних ризиків.

Навіть більше як через 29 років після аварії на Чорнобильській АЕС радіоактивне забруднення грибів залишається надто високим і вони мають великий вплив на формування дозового навантаження на організм людей, які мешкають на найбільш забруднених територіях Овруцького, Народицького, Лугинського, Олевського, Ємільчинського, Коростенського районів (табл. 3.22).

Таблиця 3.22

Питома активність ^{137}Cs у грибах, зібраних в лісах Північних районів Житомирської області

Вид грибів	Кількість відібраних зразків, шт.	Щільність забруднення ґрунту, $\text{кБк}/\text{м}^2$ (Min-max)	Питома активність грибів, $\text{Бк}/\text{кг}$ (Min-max)	Кп (Min-max)
Маслоки (<i>Boletus luteus</i> L. ex Fr.)	25	101-1570	5600-162000	55,4-103,2
Підберезовики (<i>Boletus scaber</i> Bull. ex Fr.)	20	123-940	4162-45200	33,8-48,1
Підосиновики (<i>Leccinum</i>)	20	128-640	2230-61100	17,4-95,5
Польські гриби (<i>Boletus badius</i> Fr.)	25	74-3980	10700-364000	91,5-144,6
Білі гриби (<i>Boletus edulis</i> Bull. ex Fr.)	35	94-2720	5220-183000	55,5-67,3
Лисички (<i>Cantharellus cibarius</i> Fr.)	20	165-810	4160-42000	25,2-51,9
Сироїжки (<i>Russula</i> Pers.)	20	65-549	3590-39170	55,2-71,3

Дослідженнями протягом багатьох років встановлено, що питома активність ^{137}Cs була найвищою у польських грибах, складаючи 10700-364000 Бк/кг, білих грибах - 5220-183000 Бк/кг та маслоках - 5600-162000 Бк/кг. Найменшою питомою активністю характеризувалися сиріжки - 3590-39170 Бк/кг та лисички 4160-42000 Бк/кг. Найвищий коефіцієнт переходу радіонукліду із ґрунту в плодове тіло грибів був у польських грибах - 91,5-144,6, маслоках - 55,4-103,2, підосиновиках - 17,4-95,5, сиріжках - 55,2-71,3 та білих грибах - 55,5-67,3 а найнижчий в підберезовиках та лисичках - 33,8-48,1, 25,2-51,9 Бк/кг відповідно. У зразках грибів, які були відібрані в лісах Народицького району в поодиноких випадках питома активність ^{137}Cs могла сягати в маслоках - 1620000 Бк/кг та польських грибах - 1640000 Бк/кг. Як свідчать наведені дані, активність ^{137}Cs в ґрунтах та грибах, відібраних в лісах північних районів області, має велике варіювання і може сягати в десятки і навіть сотні разів.

Широкі коливання значень КП та здатність грибів накопичувати радіонукліди пояснюється, скоріше за все, різними умовами місця їх зростання та видовими особливостями.

Отримані нами результати повністю підтверджуються даними багаторічних досліджень Українського НДІ сільськогосподарської радіології, Національного університету біоресурсів та природокористування України, Поліського філіалу Український НДЛГА [99, 146, 166] про те, що радіоактивне забруднення території України та її лісів має нерівномірний, мозаїчний (строкатий) характер. Такий характер забруднення є наслідком постійної зміни напрямку вітру під час аварії, нерівномірних атмосферних опадів, що прискорювали та посилювали випадіння радіоактивних частинок у певних місцях.

Дослідженнями Краснова В.П. та ін. встановлено, що навіть при невеликих рівнях щільності радіоактивного забруднення ґрунту (близько $1 \text{ Ки}/\text{км}^2$) вміст ^{137}Cs в плодкових тілах грибів перевищує допустимі рівні (500 Бк/кг) [99].

Білі гриби і лисички збиралися і споживалися місцевими жителями найчастіше. Інші види грибів, які показали

надзвичайно високу концентрацію ^{137}Cs , менш використовувалися у харчуванні людей.

Внесок грибів у формування дозового навантаження на організм мешканців Північних районів Житомирщини представлені на рис. 3.9-3.12.

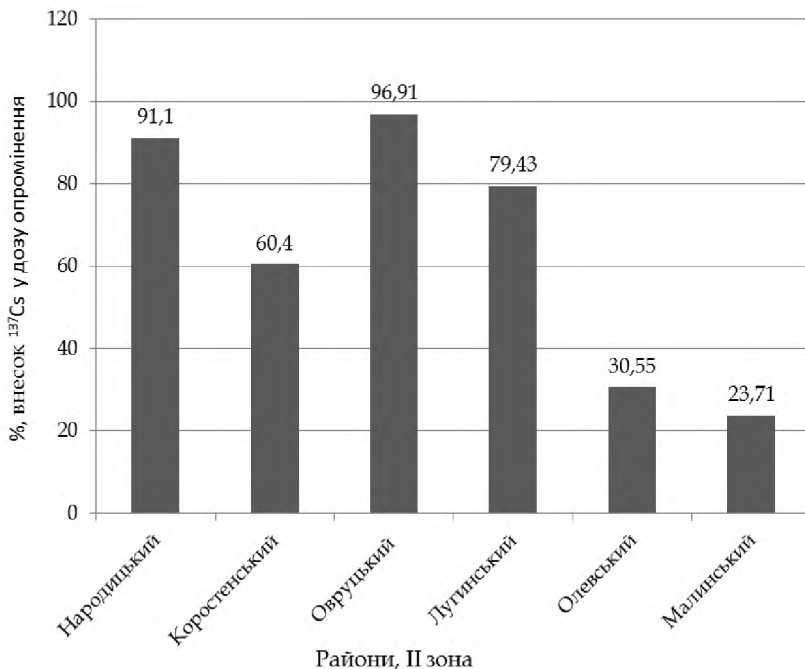


Рис. 3.9. Внесок ^{137}Cs за рахунок грибів у дозу внутрішнього опромінення жителів 2-ої зони, %

За результатами досліджень встановлено, що на частку радіонукліду ^{137}Cs , який надійшов до організму людей з грибами, припадає від 22,5% до 96,9%. Найбільший внесок у дозу внутрішнього опромінення за рахунок грибів отримали мешканці Овруцького (96,9-80,7%), Народицького (91,1-53,1%), Лугинського (79,4-78,9%) та Коростенського (60,4-68,2%) районів.

Мешканці Малинського та Олевського районів отримали з грибами найменшу частку радіонукліду - 22,5 та 34,9% відповідно.

Аналіз результатів досліджень показав, що найбільша кількість ^{90}Sr з грибами надходить до організму людей, які мешкають у 2-ій зоні радіоактивного забруднення Овруцького, Народницького та Лугинського районів - 47,6; 47,3 та 14,1% відповідно.

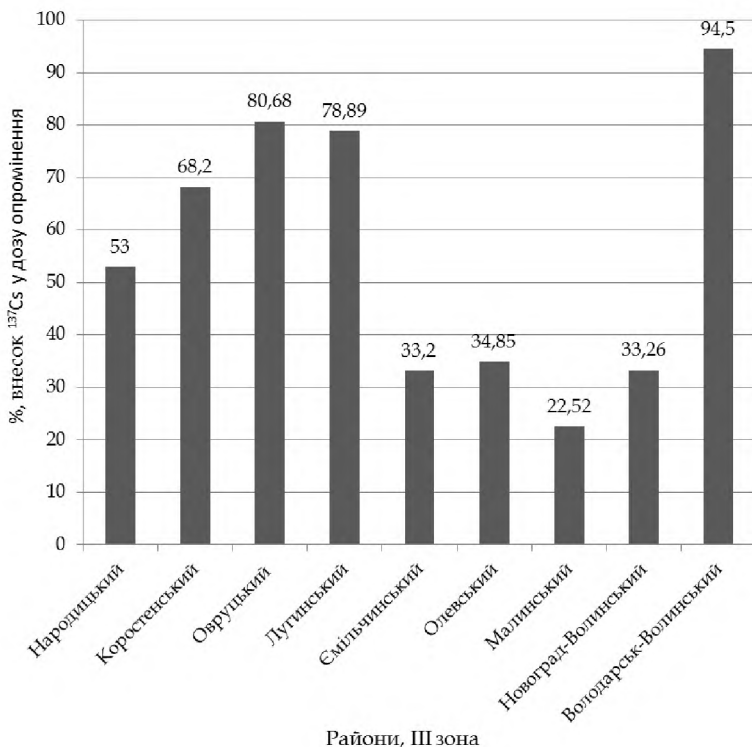


Рис. 3.10. Внесок ^{137}Cs за рахунок грибів у дозу внутрішнього опромінення жителів 3-ої зони, %

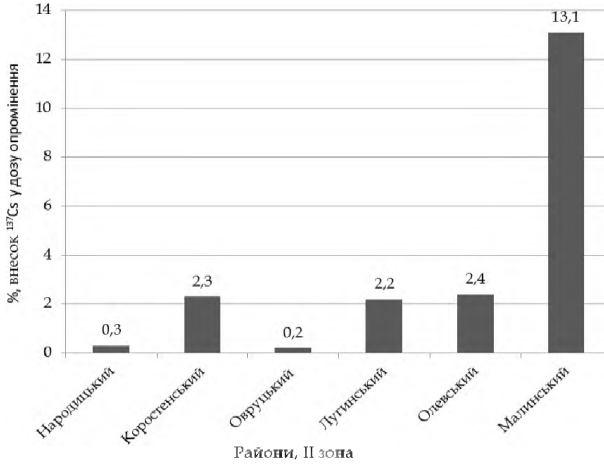


Рис. 3.11. Внесок ^{90}Sr , за рахунок грибів у дозу внутрішнього опромінення жителів 2-ої зони, %

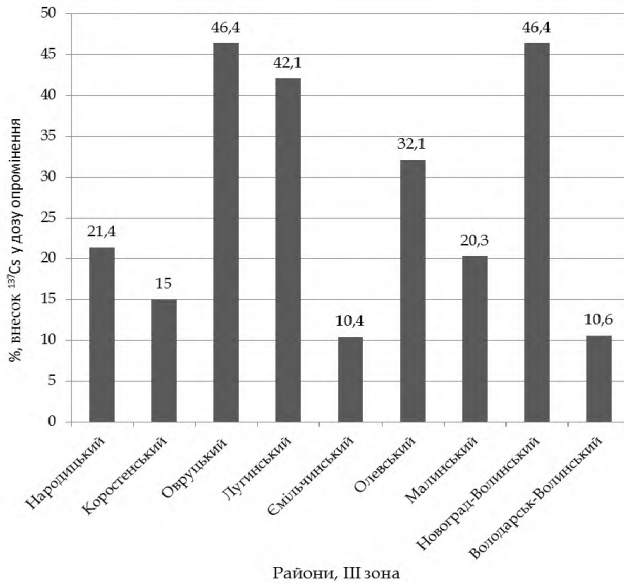


Рис. 3.12. Внесок ^{90}Sr , за рахунок грибів у дозу внутрішнього опромінення жителів 3-ої зони, %

До організму мешканців 3-ої зони найбільше ^{90}Sr з грибами потрапило в Коростенському – 5,3, Народницькому – 5,1 та Лугинському районах – 4,8%.

3.2.3. Особливості накопичення радіонуклідів лісовими ягодами та їх вплив на формування дозового навантаження людини

У Житомирській області загальна площа ягідників становить 73,63 тис. га, Рівненській – 66,68 тис. га, Волинській – 55,93 тис. га. В цих областях найбільшу частку ягідникових площ займають чорничники: в Житомирській області – 91,8%, Рівненській – 66,5 %, Волинській – 85,3%. Значно менші території займають у вище згаданих регіонах журавлинники – 3,1; 32,5 та 8,0% відповідно. Дуже незначна частка ягідникових площ припадає на брусничники – 4,0; 0,3; 5,9% та буяшники – 1,2; 0,8; 1,0% відповідно. В Українському Поліссі зростає ще декілька видів ягід: суниця лісова, малина звичайна, ожина, які не мають суттєвого промислового значення, але заготовлюються в певних обсягах населенням для власних потреб.

У результаті аварії на Чорнобильській АЕС значна частина ягідників була забруднена радіонуклідами. Беручи до уваги те, що найбільші площі ягідників знаходяться у північних районах вищезазначених областей, де щільність забруднення радіонуклідами, зокрема ^{137}Cs і ^{90}Sr , максимальна, то з радіологічної точки зору у лісових екосистемах найбільш критичною є недеревна продукція лісу, яка за харчовими ланцюгами має прямий вихід на людину і є джерелом додаткового внутрішнього опромінення населення, яке мешкає на радіоактивно забруднених територіях північної частини Житомирщини [7, 41, 99].

Для ягід видів родини брусничних, що складають основу ягідних ресурсів в цих районах, характерне максимальне накопичення ^{137}Cs серед всіх ягідних видів [98].

Екологічні умови істотно впливають на інтенсивність накопичення ^{137}Cs у ягодах різних видів [134, 251]. Саме це викликає значні коливання питомої активності радіонуклідів в ягодах при однаковій щільності забруднення ґрунту. Зокрема, значення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в свіжі ягоди чорниці варіює у межах 3,4-16,1, суниці лісової – 2,9-10,9, малини звичайної – 2,7-8,4. Дослідниками наводяться дані про наявність 10-50-кратних відмінностей у накопиченні ^{137}Cs ягодами в автоморфних і гідроморфних лісових ландшафтах. Багатьма науковцями проаналізована інтенсивність накопичення радіонуклідів ягідними видами на верхових болотах. Загальний висновок дослідників полягає у тому, що ці екотопи є фітоміграційними радіонуклідними аномаліями, що характеризуються підвищеною інтенсивністю міграції ^{137}Cs у ґрунтово-рослинному покриві. У лісових екосистемах одночасно відбуваються різнонаправлені процеси міграції техногенного ^{137}Cs – очищення одних (лісова підстилка, чорниці, однорічний приріст деревних порід та ін.) та збільшення забруднення інших (мінеральні шари ґрунту, білий гриб тощо), тому прогнозувати вміст ^{137}Cs та інших техногенних радіонуклідів у лісових екосистемах, в тому числі грибах та ягодах, а також можливості реабілітації певних ділянок лісу – питання складне.

Численні дослідження продемонстрували, що за таких умов внесок продуктів лісу у дозу внутрішнього опромінення для всього населення може наближатися до 50%, а для критичних груп – перевищувати 80%, в залежності від регіональних особливостей щільності забруднення території, екологічних умов та специфіки дієти населення [192].

Для виконання поставлених задач упродовж 2004-2012 рр. було проведено відбір зразків лісових ягід та ґрунту в найбільш радіоактивно забруднених лісах північної частини Житомирщини.

Відповідно до наших спостережень, для більшості мешканців забруднених територій лісові ягоди є також суттєвим джерелом надходження радіонуклідів до організму.

Встановлено, що найбільша частка споживання лісових ягід у досліджуваних нами регіонах припадає саме чорниці (табл. 3.23).

Встановлено, що найвища питома активність ^{137}Cs була саме у чорниці і варіювала в межах 2209-14945 Бк/кг, брусниці 2569-9800 Бк/кг та буяхах 1580-6766 Бк/кг, а найменша – у суниці – 1191-3830 Бк/кг. Питома активність ^{137}Cs у лісових ягодах, які були зібрані в лісах Народицького району, в поодиноких випадках могла сягати в чорницях до 99000 Бк/кг, буяхах – 64500 Бк/кг та брусниці – 55100 Бк/кг. Найбільшим коефіцієнтом переходу характеризувалися чорниця – 12,4-14,5 та брусниця 11,7-13,3.

Таблиця 3.23

Вміст ^{137}Cs в лісових ягодах, зібраних в лісах Північної частини Житомирської області

Лісові ягоди	Щільність забруднення ґрунту, кБк/м ² (Min-max)	Питома активність ягід, Бк/кг (Min-max)	Кп (Min-max)
Малина (<i>Rubus idaeus</i>)	71-910	775-3838	4,2-10,9
Чорниця (<i>Vaccinium myrtillus</i> L.)	152-1210	2209-14945	12,4-14,5
Суниця (<i>Fragaria vesca</i>)	99-980	1191-3830	4,1-12,0
Буяхи (<i>Vaccinium uliginosum</i> L.)	143-717	1580-6766	9,4-11,1
Брусниці (<i>Rhodococum vitis-idaea</i> (L.) Avr.; <i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.)	87-739	2569-9800	11,7-13,3

Аналізуючи частку лісових ягід у формування дози внутрішнього опромінення людей, які мешкають на території, віднесених до 2-ої Чорнобильської зони, можна констатувати, що найбільший внесок до організму був у мешканців Малинського (35,3%), Олевського (21,2%) та Лугинського (9,9%) районів, а найменший – у мешканців Овруцького та Народицького районів 1,0 та 3,1% відповідно (рис. 3.13-3.16).

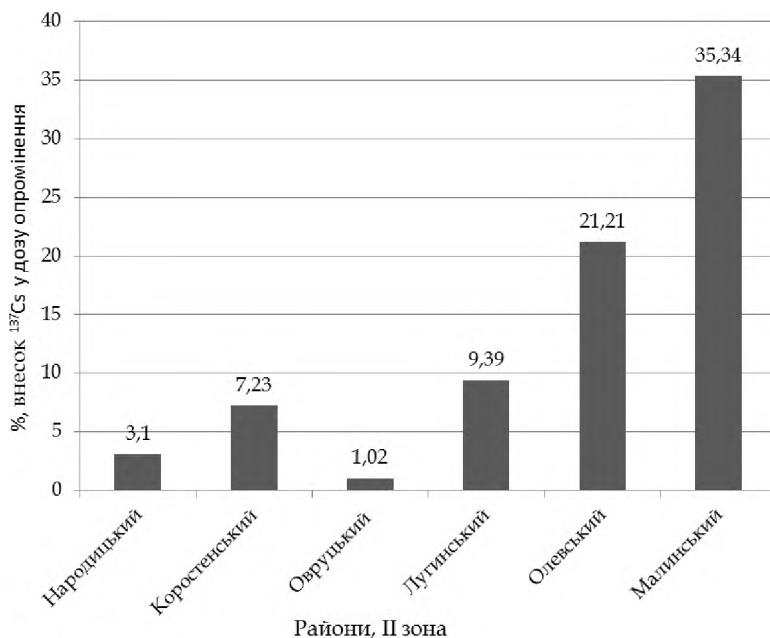


Рис. 3.13. Внесок ^{137}Cs за рахунок лісових ягід у дозу внутрішнього опромінення жителів 2-ої зони, %

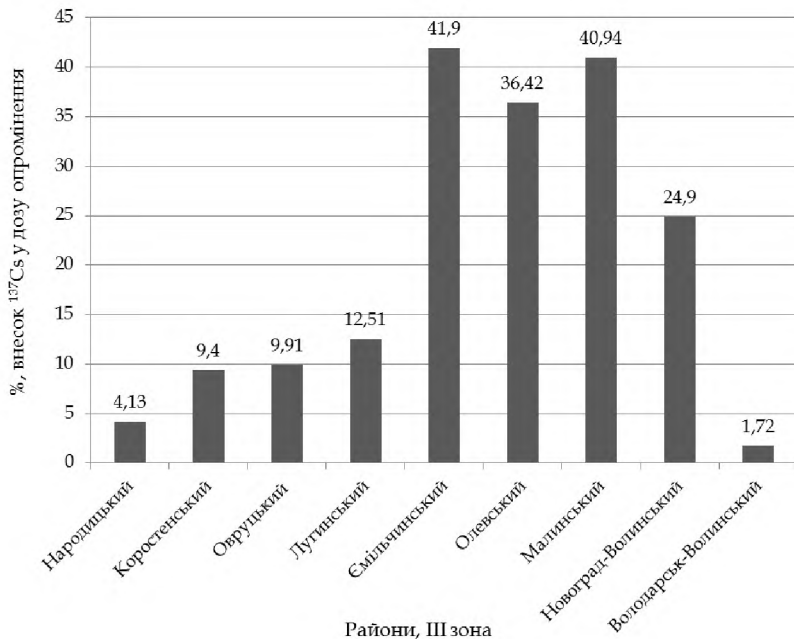


Рис. 3.14. Внесок ^{137}Cs за рахунок лісових ягід у дозу внутрішнього опромінення жителі 3-ої зони, %

За результатами досліджень, проведених у критичних населених пунктах 3-ої зони радіоактивного забруднення встановлено, що найбільше ^{137}Cs із лісовими ягодами надійшло до організму мешканців Ємільчинського, Малинського та Олевського районів 40,9; 36,4; 41,9% відповідно. Найменший вплив лісових ягід на формування дозового навантаження людей був у мешканців Володарсько-Волинського (1,7%) та Народницького районів (4,1%).

Що стосується внеску ^{90}Sr з лісовими ягодами до організму мешканців населених пунктів 2-ої Чорнобильської зони, встановлено, що найбільше його надійшло до організму людей в Народницькому та Лугинському районах 6,1 та 4,7% відповідно.

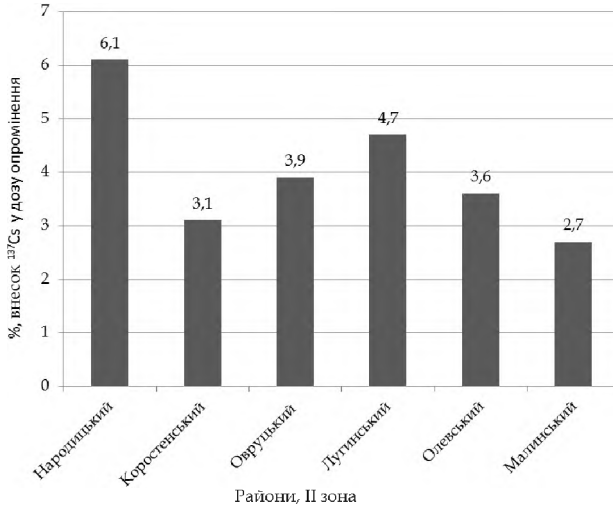


Рис. 3.15. Внесок ^{90}Sr за рахунок лісових ягід у дозу внутрішнього опромінення жителі 2-ої зони, %

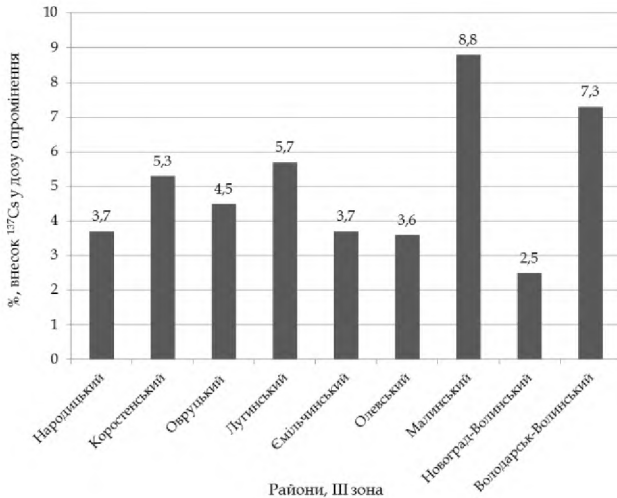


Рис. 3.16. Внесок ^{90}Sr за рахунок лісових ягід у дозу внутрішнього опромінення жителі 3-ої зони, %

Отримані результати по населених пунктах 3-ої зони, показали, що лісові ягоди вносять ^{90}Sr до організму людей в Ємельчинському – 8,8%, Володарсько-Волинському – 7,3%, Лугинському та Коростенському районах – в межах 5% .

Наведені результати досліджень свідчать, що в критичних населених пунктах Житомирщини, після 25-річного періоду після аварії на ЧАЕС, внесок радіонуклідів з лісовими ягодами у дозу внутрішнього опромінення може сягати 41%. Це підтверджується і роботами інших авторів [110, 125, 133, 164, 304].

Таким чином, гриби та лісові ягоди являють собою постійне джерело надходження до організму радіонуклідів завдяки великій кількості їх споживання мешканцями забруднених регіонів у свіжому, висушеному та консервованому вигляді впродовж всього року.

3.2.4. Динаміка накопичення радіонуклідів у молоці та його вплив на формування дозового навантаження людини

Міжнародна конференція «П'ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання» признала аварію на ЧАЕС як «комунальну сільську аварію», котра внесла свої корективи у побут сільського населення, що постраждало внаслідок аварії, змінила зв'язок людей з навколишнім середовищем.

Трагедія Чорнобильської катастрофи і головна об'єктивно існуюча проблема для сільського населення, яке проживає на забруднених після Чорнобильської аварії територіях Українського Полісся, полягає в наступному: небезпека (радіоактивний йод і цезій) надходить до організму людей через молоко і м'ясо корів, тобто через продукти харчування, які завжди були основою харчування населення. Навіть через 29 років після аварії це становище зберігається від 75 до 90% дози внутрішнього опромінення людей обумовлено споживанням

молока і молочних продуктів місцевого виробництва. Молоко неможливо виключити на тривалий час із раціону харчування дітей. Наразі в 50-100 населених пунктах державний норматив по вмісту ^{137}Cs в молоці перевищується в 2-8 разів. Діти і дорослі на території Полісся продовжують споживати молоко з перевищенням ДР-2006 на вміст ^{137}Cs [153].

Тому тваринництво з моменту аварії і наразі залишається критичною галуззю сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях. Основну частку в забрудненні продуктів тваринництва вносять ^{137}Cs і ^{90}Sr .

На забруднених радіонуклідами територіях Волинської, Рівненської, Житомирської, Київської, Чернігівської областей у тваринництві і кормовиробництві залишається ризик отримання продукції з перевищенням гігієнічних нормативів вмісту ^{137}Cs у молоці та м'ясі великої рогатої худоби, овець та гусей [10, 118].

Населення випасає худобу на природних та не окультурених після аварії пасовищах, більшість з яких на Поліссі представлені низкою торф'яних та торф'яно-болотних ґрунтів з високим рівнем вологи. Коефіцієнти переходу ^{137}Cs на цих ґрунтах в траву (сіно) в 10 і навіть в 100 разів вище, ніж на мінеральних ґрунтах. Кількість населених пунктів з річною дозою опромінення вище 1 мЗв, починаючи з 1994 р, зменшується дуже повільно, і переважно за рахунок процесів природної реабілітації земель.

Багаторічними дослідженнями встановлено, що забруднення сільськогосподарської продукції у найбільш критичних регіонах північних областей України показали, що в молоці та овочах, в основному, не спостерігається перевищення (ДР-2006) [68]. Парадокс полягає в тому, що, для міського населення із сільської місцевості завозиться продукція, яка в повній мірі відповідає вимогам протирадіаційного захисту, у той час, коли самі сільські жителі вживають продукцію з особистих господарств. Найбільш критичні продукти – молоко і м'ясо, в приватних господарствах де тварин утримують на кормовій базі природних чи напівприродних ценозів [33, 226].

І в результаті цього, дози внутрішнього опромінення сільських жителів, в тому числі дітей, в кілька разів вищі, ніж міського населення.

У перші дні після аварії вміст радіоцезію в молоці корів приватного сектору був в 40-80 разів вище, ніж в молоці корів колективного стада.

А в наступні роки, завдяки здійсненню радіозахисних заходів, забруднення молока корів значно знизилося (рис. 3.17).

В 1991-1994 рр. найвищий вміст ^{137}Cs був в Овруцькому, Олевському, Лугинському та Народицькому районах і варіював в межах 120-200 Бк/л, а в наступуючі роки з кожним роком його вміст значно зменшувався і в 2005 році був вже в межах 7-70 Бк/л.

Наразі важливою радіологічною проблемою залишається виробництво молока в особистих підсобних господарствах, яке б відповідало допустимим рівням вмісту радіонуклідів, оскільки «молочна» компонента відіграє значну роль у формуванні дози внутрішнього опромінення населення.

Результати наших досліджень свідчать, що в критичних населених пунктах, які віднесені до 2-ої Чорнобильської зони, до організму людей молоко вносить 40,1% ^{137}Cs в Олевському районі та 17,3 і 13,3% – Коростенському і Малинському районах відповідно (рис. 3.18).

Що стосується північної частини Житомирщини, яка віднесена до 3-ої зони доведено, що найбільшу частку ^{137}Cs з молоком отримали мешканці Народицького, Олевського та Ємільчинського районів – 35,6; 22,2 та 21,8% відповідно (рис. 3.19). До організму жителів Володарсько-Волинського, Овруцького та Лугинського районів ^{137}Cs надійшло з молоком в межах 2,0-3,0%.

Найбільша кількість ^{90}Sr за рахунок молока надходить до організму людей, які мешкають в 2-ій Чорнобильській зоні в Коростенському, Олевському та Народицькому районах – 72,7, 65,6, та 62,4% відповідно, а в 3-ій зоні – в Ємільчинському, Коростенському та Володарсько-Волинському районах – від 64,8 до 72,5% (рис. 3.20-3.21).

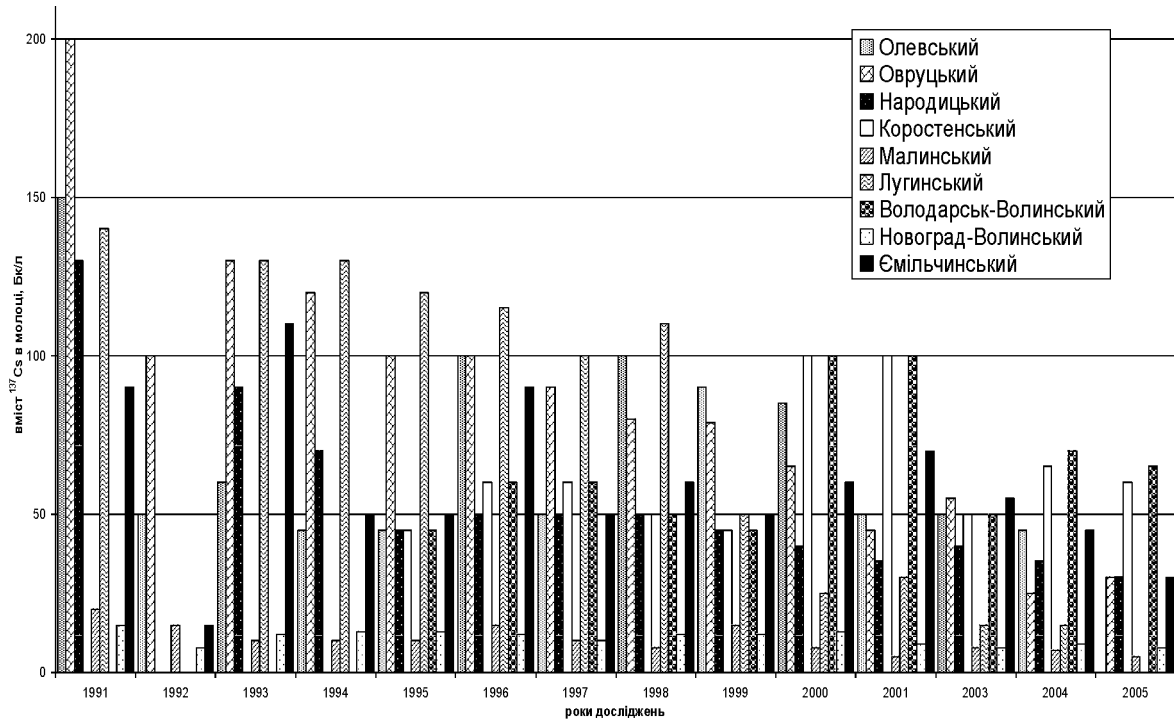


Рис.3.17. Динаміка вмісту ^{137}Cs у молоці (середньорічні значення для найбільш постраждалих районів Житомирської області) [17]

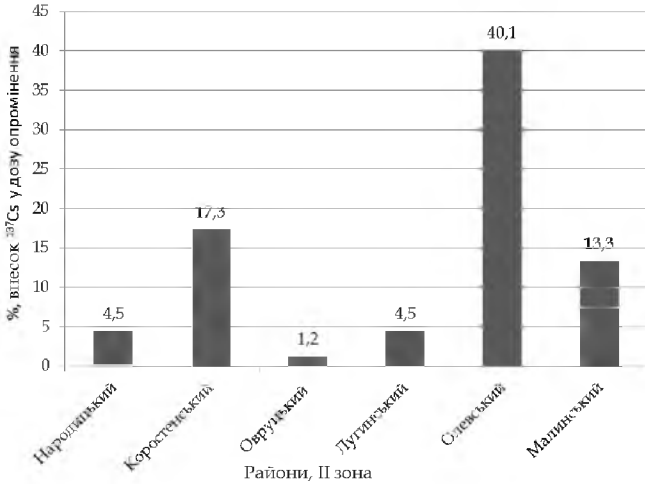


Рис. 3.18. Внесок ^{137}Cs за рахунок молока у дозу внутрішнього опромінення жителів 2-ї зони, %

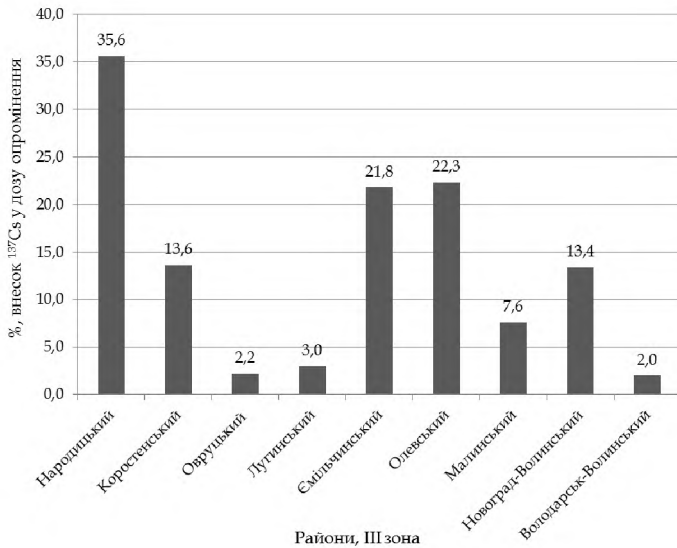


Рис. 3.19. Внесок ^{137}Cs за рахунок молока у дозу внутрішнього опромінення жителів 3-ої, %

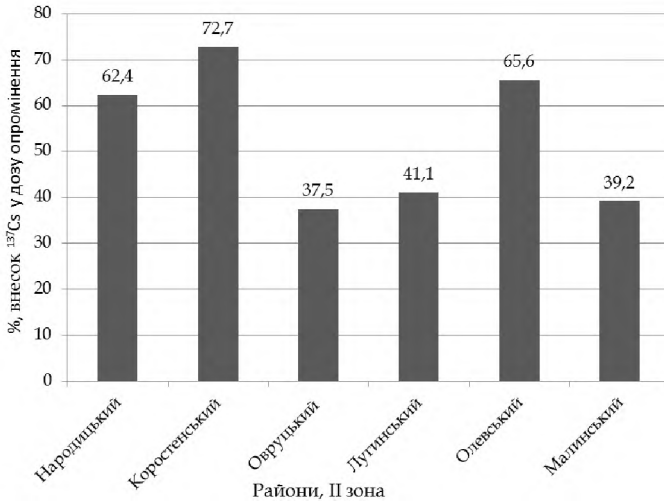


Рис. 3.20. Внесок ^{90}Sr за рахунок молока у дозу внутрішнього опромінення жителів 2-ої зони, %

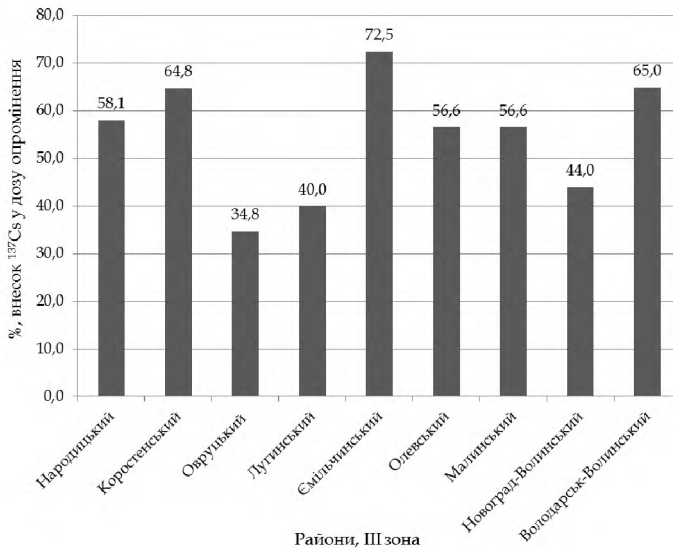


Рис. 4.21. Внесок ^{90}Sr за рахунок молока у дозу внутрішнього опромінення жителів 3-ої зони, %

Отже, отримані дані свідчать, що і наразі у віддалений після Чорнобильської аварії час, в деяких районах Українського Полісся молоко залишається критичним продуктом харчування для населення, яке мешкає на забруднених радіонуклідами територіях. Так як трава і сіно є основним джерелом надходження радіонуклідів в організм тварин, а далі в молоко та організм людини, очевидно, що населення, яке мешкає в критичних населених пунктах, і надалі випасає худобу на природних пасовищах та в лісі і заготівлю сіна проводить на заболочених ділянках, де переважно торф'яно-болотні ґрунти.

3.2.5. Питома радіоактивність картоплі та її вплив на формування дозового навантаження людини

Погіршення економічної ситуації зумовило скорочення фінансування на проведення контрзаходів, спричинило зростання радіоактивного забруднення і, відповідно, надходження радіоактивних речовин в організм людини. Тому гостро постало питання визначення доз опромінення людей, пов'язаних із вживанням продуктів місцевого походження.

На присадибних ділянках Полісся вирощується основна частина картоплі та овочів (до 90%). З точки зору накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr , картопля і овочі не становлять значної небезпеки, але якщо брати до уваги те, що, згідно з анкетуванням мешканців Полісся, споживання картоплі може сягати до 1 кг на день, то внесок цього продукту харчування у формування дози опромінення є істотним [190, 191].

В агроекосистемах радіонукліди, поступово заглиблюючись в ґрунтовий покрив, всмоктуються ґрунтовим розчином, з якого через коріння надходять до рослин і накопичуються в їхній біомасі. Врешті-решт радіонукліди виявляються у продуктах харчування рослинного походження, які далі потрапляють до організму людини і суттєво впливають на формування дози внутрішнього опромінення мешканців Полісся України.

Дослідження з внеску радіонуклідів з картоплею у дозу внутрішнього опромінення мешканців забруднених радіонуклідами регіонів показали, що найбільше радіоцезію з картоплею надійшло до організму людей в населених пунктах, які віднесені до 2-ої Чорнобильської зони: в Малинському районі – 13,1%, в Олевському та Коростенському районах – 2,4 та 2,0% відповідно (рис. 3.22).

У населених пунктах, які віднесені до 3-ї зони найбільше ^{137}Cs з картоплею одержали мешканці Новоград-Волинського району – 15,3% та Ємільчинського району – 11,2%, а найменше – мешканці Володарсько-Волинського та Олевського районів – 0,15 та 1,0% відповідно (рис. 3.23).

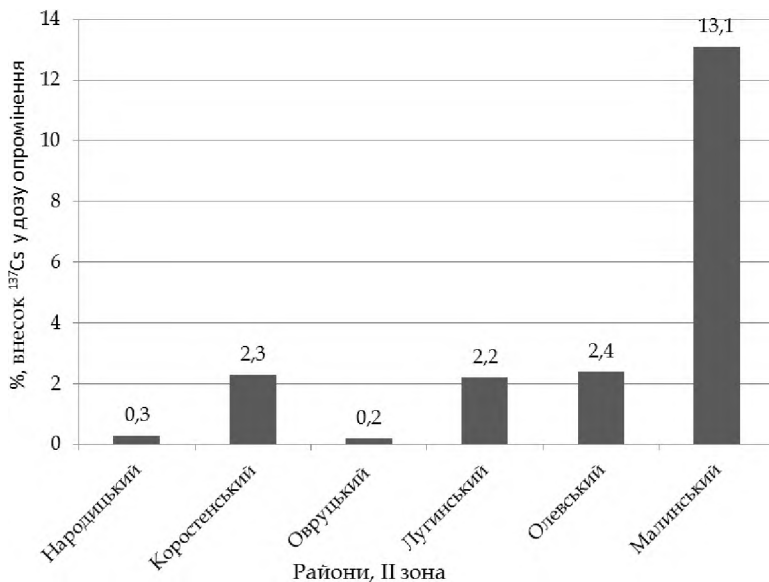


Рис. 3.22. Внесок ^{137}Cs за рахунок картоплі у дозу внутрішнього опромінення жителів 2-ої зони, %

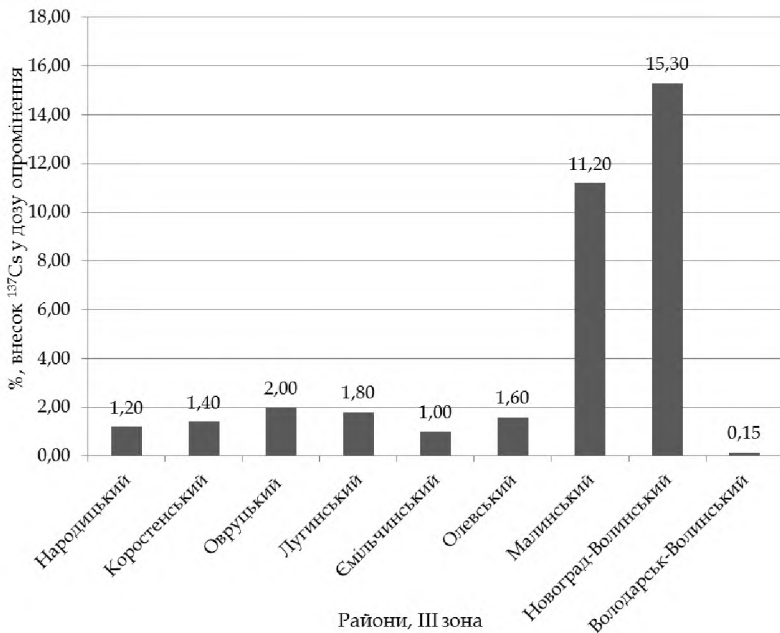


Рис. 3.23. Внесок ^{137}Cs за рахунок картоплі у дозу внутрішнього опромінення жителів 3-ої зони, %

Аналізуючи результати досліджень по внеску з картоплею ^{90}Sr у дозу внутрішнього опромінення людей, які мешкають на забруднених радіонуклідами територіях 2-ої Чорнобильської зони, можна констатувати, що картопля внесла ^{90}Sr до організму мешканців Овруцького, Луганського та Малинського районів 44,4; 42,0 та 35,4% відповідно (рис. 3.24).

Що стосується жителів населених пунктів, які віднесені до 3-ої Чорнобильської зони встановлено, що внесок ^{90}Sr з картоплею у дозу внутрішнього опромінення був суттєвим в Овруцькому, Новоград-Волинському, Луганському та Малинському районах і становив в межах 46,4-32,1% (рис. 3.25).

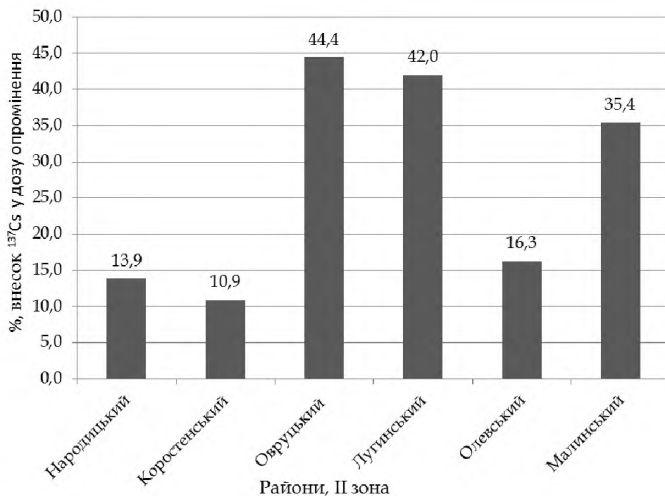


Рис. 3.24. Внесок ^{90}Sr за рахунок картоплі у дозу внутрішнього опромінення жителів 2-ої зони, %

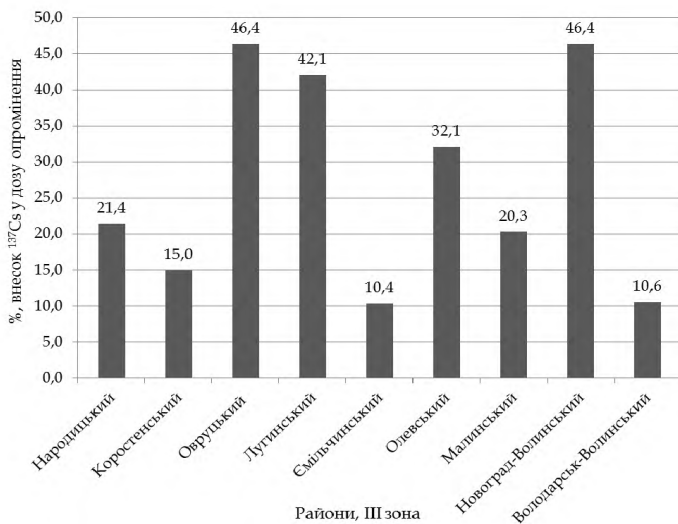


Рис. 3.25. Внесок ^{90}Sr за рахунок картоплі у дозу внутрішнього опромінення жителів 3-ої зони, за ^{90}Sr , %

Підсумовуючи результати наших досліджень, слід відмітити, що картопля має великий вплив на формування дози внутрішнього опромінення людей, які проживають на радіоактивно забруднених територіях, саме за ^{90}Sr . Тому подальші наші дослідження були сконцентровані на тому, щоб дослідити зразки картоплі, відібрані в критичних населених пунктах і показати їх питому активність за ^{90}Sr в неочищеному, очищеному та відвареному вигляді бульб (табл. 3.24).

Таблиця 3.24

Вплив способів обробки бульб картоплі на вміст ^{90}Sr в критичних населених пунктах Народницького району

№ з/п	Назва населеного пункту	Варіанти обробки	Питома активність, Бк/кг
1	Христинівка	неочищена	1,54
		очищена	0,92
		варена	1,01
2	Народичі	неочищена	2,57
		очищена	0,96
		варена	1,68
3	Базар	неочищена	4,01
		очищена	3,12
		варена	3,32
4	Селець	неочищена	3,73
		очищена	1,15
		варена	2,09
5	Любарка	неочищена	13,49
		очищена	8,41
		варена	1,19

Встановлено, що у зразках картоплі в неочищеному вигляді питома активність ^{90}Sr була найвищою в с. Любарка – 13,5 Бк/кг,

с. Базар – 4,0 Бк/кг та с. Селець – 3,73 Бк/кг, а в смт. Народичі та с. Христинівка – 2,57 та 1,54 Бк/кг відповідно.

Після очищення картоплі питома активність ^{90}Sr у всіх відібраних зразках знизилась від 22,2 до 69%.

Отже, підсумовуючи вищевикладене, одержані дані дають підставу стверджувати, що доза внутрішнього опромінення людей, які мешкають на забруднених радіонуклідами територіях, до 95% формується за рахунок продуктів харчування.

Характерною особливістю раціону населення північної частини України є більше споживання, у порівнянні з середніми показниками по Україні, власне виробленого молока – на 62,2%, м'яса та м'ясопродуктів – 58,6%, картоплі – 40,8%, риби – на 19,6%. Споживання грибів та лісових ягід у сирому вигляді сягає 36,5 та 40,2 кг в рік відповідно.

Розрахована річна внутрішня доза опромінення жителів населених пунктів Овруцького та Народицького районів, які віднесені до 2-ої зони радіоактивного забруднення територій, формується за рахунок продуктів харчування і становить відповідно 14,6 та 9,2 мЗв. У населених пунктах, які віднесені до 3-ої зони, найвища доза внутрішнього опромінення була у жителів Ємільчинського, Народицького, Олевського Овруцького та Коростенського районів, відповідно, 2,30; 1,90; 1,72; 1,62 та 1,45 мЗв/рік, а в Малинському, Новоград-Волинському та Володарсько-Волинському районах доза внутрішнього опромінення була меншою 1 мЗв/рік.

Встановлено, що найбільшу частку у дозу внутрішнього опромінення населення вносять гриби, питома активність яких сягала 364000–162000 Бк/кг, яка для мешканців Овруцького району досягає значень 80,7-96,9, а для Народицького – 53,1-91,1%, Лугинського – 79,4-78,9%, Коростенського – 60,4-68,2%.

Таким чином, роль грибів у формуванні дози внутрішнього опромінення населення, що мешкає на радіоактивно забруднених територіях дуже важлива, і це потрібно враховувати на рівні з іншими продуктами харчування.

Найбільший внесок лісових ягід з питоною активністю ^{137}Cs в чорниці – 14945 Бк/кг, брусниці – 9800 Бк/кг у

формування внутрішньої дози опромінення отримало населення Ємільчинського (41%), Малинського (35,2-40,9%) і Олевського (21,2-36,4%) районів.

У критичних населених пунктах, віднесених до 2-ої Чорнобильської зони з молоком до організму людей надходило 40,1; 17,3 і 13,3% ^{137}Cs відповідно в Олевському, Коростенському і Малинському районах. У 3-ій зоні найбільшу частку ^{137}Cs з молоком отримали мешканці Народицького, Олевського та Ємільчинського районів – 35,6; 22,2 та 21,8% відповідно. До організму жителів Володарсько-Волинського, Овруцького та Лугинського районів надходить з молоком 2,0-3,0% ^{137}Cs .

Найбільше ^{90}Sr до організму людей, які мешкають в 2-ій Чорнобильській зоні, надійшло з молоком в Коростенському, Олевському та Народицькому районах – 72,7; 65,6 та 62,4% відповідно, а в 3-ій зоні в Ємільчинському, Коростенському та Володарсько-Волинському районах – від 64,8 до 72,5%.

Тому, навіть більше як через чверть століття після аварії на Чорнобильській АЕС молоко і надалі залишається небезпечним продуктом харчування людей, які мешкають на забруднених радіонуклідами територіях Північної частини Житомирщини.

Споживання картоплі має також суттєвий вплив на формування дози внутрішнього опромінення населення, яке мешкає на забруднених радіонуклідами територіях.

Найбільше ^{137}Cs з картоплею надходить до організму мешканців Новоград-Волинського Малинського та Ємільчинського районів – 15,3; 13,1 та 11,2% відповідно, а ^{90}Sr , як в 2-ій, так і в 3-ій Чорнобильській зоні в Новоград-Волинському, Овруцькому, Лугинському та Малинському районах – 46,4; 45,4; 42,1 та 33,7% відповідно.

РОЗДІЛ 4

ЗОВНІШНЄ ТА ВНУТРІШНЄ ОПРОМІНЕННЯ ЛЮДЕЙ, ЯКІ МЕШКАЮТЬ У 2- ІЙ ЗОНІ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

4.1. Вміст ^{137}Cs в індивідуальному раціоні харчування та шляхи потрапляння його до організму людини

Для більш детального визначення частки дози зовнішнього і внутрішнього опромінення населення, яке проживає на радіоактивно забрудненій території, було обрано населений пункт с. Христинівка Народицького району, віднесеного до 2-ої зони радіоактивного забруднення, території, розташованої приблизно у 60 км на південний захід від Чорнобильської атомної станції на березі річки Уж. У 1989 р, майже через 3 роки після аварії на ЧАЕС, мешканці с. Христинівки були переселені в с. Потіївку Радомишльського району, але через дуже короткий проміжок часу більша частина мешканців повернулася до своїх осель.

Детальне вивчення особливостей харчування мешканців с. Христинівка проводили шляхом індивідуального опитування, анкетування та щоденного зважування основних компонентів раціону.

Результатом цього дослідження стало складання добового раціону, що є типовим для населення, яке мешкає на території другої зони радіоактивного забруднення. За виключенням хліба, всі складові раціону складаються із продуктів харчування, вироблених в особистому господарстві, та продуктів з лісу та річок (табл. 4.1). Питна вода з місцевих колодязів виявилася екологічно чистою.

Для визначення концентрації радіоцезію в організмі жителів с. Христинівка Народицького району був проведений дослід, в якому брали участь 18 жителів (від дітей 6-річного віку та дорослого населення до 70-річного віку) та с. Потіївка

Радомишльського району, де взяло участь 20 осіб, з них 6 дітей до 15-річного віку, решта – доросле населення.

Таблиця 4.1

Норми щоденного споживання і вміст ^{137}Cs у харчових продуктах жителів с. Христинівка

Назва продукту	Щоденне споживання, кг	Вміст ^{137}Cs , Бк/кг	Щоденне надходження ^{137}Cs , Бк/кг
Молоко	1,00	54,00	54,00
Хліб	0,40	0,30	0,10
Картопля	0,50	9,10	4,50
Бурякі столові	0,05	3,20	0,20
Капуста	0,05	1,50	0,10
Фрукти	0,40	4,7	1,90
М'ясо	0,20	20,00	4,00
Риба	0,05	12,00	0,60
Яйця	0,01	2,50	0,04
Лісові ягоди	0,11	2600,00	28,00
Гриби	0,01	200000,00	2000,00
Всього	2,78	-	2093,44

Для визначення концентрації радіоцезію в організмі людини використовували автоматизований комплекс спектрометрії – лічильника випромінювання людини (ЛВЛ).

«ЛВЛ» має свідоцтво про атестацію, згідно з яким діапазон реєстрації енергії γ -випромінювання складає 400-1500 кеВ.

Похибка визначення активності по ^{137}Cs для фантома дорослої людини – 12,1. Нижня межа вимірюваної активності за 180 сек дорівнює 10 нКи/організм людини по ^{137}Cs для фантома дорослої людини. Діапазон вимірювання активності інкорпорованих радіонуклідів у тілі людини – від 0,55 до 555 кБк. Відносне енергетичне розділення по ^{137}Cs не менше 12%. Границі допустимої відносної похибки вимірювання активності інкорпорованих радіонуклідів ^{137}Cs за п'ять хвилин експозиції не більше $\pm 30\%$. «ЛВЛ» має програмно-математичну систему, яка функціонує у вигляді програмного забезпечення.

Вимірювання проводили протягом року, щоквартально: 15.07-15.10.2003; 15.10.2003-15.01.2004; 15.01-15.04.2004; 15.04-15.07.2004 [266].

Для визначення рівня зовнішнього опромінення протягом однорічного періоду досліджень в с. Христинівка 14 дорослим членам експериментальної групи були роздані термомінесцентні (TL) дозиметри з мінімальним рівнем вимірювання 0,1 мЗв. TL-дозиметри щоквартально змінювали в період з липня 2003 по липень 2004 рр. Дозу їх зовнішнього опромінювання визначали згідно з даними, отриманими за допомогою дозиметрів в центрі радіаційного захисту та радіоекології Ганноверського університету (Німеччина).

Всі продукти харчування сільськогосподарського походження показали низький вміст ^{137}Cs від 0,2 до 20 Бк/кг у сирому вигляді, тоді як лісові ягоди та гриби мали високий вміст ^{137}Cs – 2600 та 200000 Бк/кг в сухій речовині.

Результати досліджень за коефіцієнтами переходу ^{137}Cs із ґрунту до основних компонентів раціону мешканців наведені в таблиці 4.2.

Найвищими показниками коефіцієнтів переходу характеризувалися гриби, картопля та столові буряки – 22; 4,9 і 4,0 відповідно, а капуста і морква мали значно нижчі його значення – 1,9 та 1,6.

Таблиця 4.2

Коефіцієнт переходу ^{137}Cs з ґрунту в рослини основних компонентів раціону

Рослини	Коефіцієнт переходу ^{137}Cs «ґрунт - рослина»
Капуста	$1,6 \pm 0,2$
Столовий буряк	$4,0 \pm 0,4$
Картопля	$4,9 \pm 0,7$
Фрукти	$3,9 \pm 1,0$
Морква	$1,9 \pm 0,2$
Лісові ягоди	$2,0 \pm 0,3$
Гриби	$22,0 \pm 4,0$

Споживання сільськогосподарської продукції мешканцями 2-ої Чорнобильської зони, такої як овочі та фрукти, вирощені на присадибних ділянках громадян, становлять незначну частку добового споживання, тому і їх внесок ^{137}Cs до організму людей був незначний. На відміну від цього, серед їстівних лісових рослин (лісові ягоди та гриби), які аналізувались при дослідженнях, саме гриби є найбільш важливим джерелом ^{137}Cs до організму мешканців с. Христинівки [188].

Показники вмісту ^{137}Cs в деяких важливих компонентах раціону пояснюють головні шляхи міграції ^{137}Cs з ґрунту по харчових ланцюгах і далі до місцевого населення.

Внесок кожного компонента раціону у дозове навантаження населення показано на рисунку 4.1.

Найбільший внесок у річну дозу опромінення мешканців с. Христинівка внесли гриби – 95,5%, молоко – 2,58%, лісові ягоди – 1,34%, а всі інші продукти харчування мали незначний вплив на формування внутрішньої дози опромінення [189].

За результатами досліджень встановлено, що річна доза опромінення мешканців с. Христинівка, залежить, в основному, від споживання продуктів лісового походження, особливо грибів (табл. 4.3).

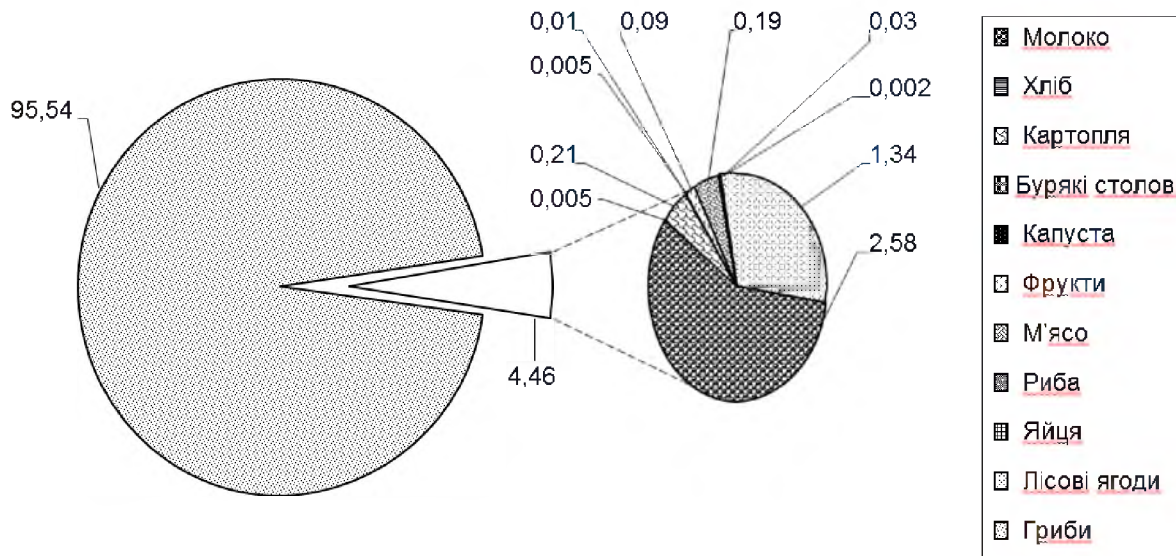


Рис. 4.1. Внесок компонентів раціону у дозове навантаження жителів с. Христинівки за ^{137}Cs , %

Таблиця 4.3

Річна доза опромінення мешканців с. Христинівка

Раціон	Щодобове надходження ^{137}Cs , Бк	Річна доза внутрішнього опромінення, Зв/рік
Із споживанням грибів	2093,5	9,97
Без споживання грибів	93,44	0,45

Результати досліджень свідчать про те, що ^{137}Cs до організму людей потрапляє саме з грибами, тому те населення, яке споживає гриби, одержує річну дозу внутрішнього опромінення – 9,97 мЗв, а населення, яке до свого раціону не включає споживання грибів, їх доза становила – 0,45 мЗв/рік.

Щоб завершити дослідження потрапляння радіоцезію від природного і сільськогосподарського середовища до місцевого населення, були перевірені продукти харчування дітей на вміст ^{137}Cs в місцевій школі (табл. 4.4).

Таблиця 4.4

Вміст ^{137}Cs в продуктах харчування дітей с. Христинівка

Назва продукту	Концентрація ^{137}Cs , Бк/кг
Гречка	$0,62 \pm 0,07$
Пшоно	$0,47 \pm 0,07$
Горох	$0,44 \pm 0,05$
Вермішель	$< 0,1$
Вівсяна крупа	$< 0,1$
Продукти харчування, які виробляються у власних господарствах 2-ої зони	
Молоко	$10,3 \pm 0,6$
Картопля	$16,1 \pm 0,9$
Морква	$18,5 \pm 0,9$
М'ясо	$11,0 \pm 0,6$

Раціон дітей складався з харчових продуктів, одержаних за межами забрудненої радіонуклідами території і місцевого виробництва.

Всі перераховані продукти харчування дітей показали дуже низький рівень забруднення ^{137}Cs без будь-якого негативного впливу на організм дітей.

4.2. Вміст ^{137}Cs в організмі жителів с. Христинівка

Так як оцінка дози зовнішнього і внутрішнього опромінення виявилась не досить точною щодо оцінки радіоактивної ситуації для жителів 2-ої зони, нами була визначена конкретна радіоактивна небезпека дії раціону для групи жителів с. Христинівка протягом року.

Експеримент полягав у тривалому дослідженні раціону та визначенню вмісту ^{137}Cs в організмі мешканців 4 рази на рік з 3-місячним інтервалом під час періоду досліджень. Для цього було відібрано 18 осіб різного віку, включаючи чотирьох дітей. Щоденне споживання обраних продуктів харчування, які складали раціон людей, щоденно ретельно зважували та реєстрували.

Досліджували споживання таких харчових продуктів, як гриби, лісові ягоди та молоко, які робили найбільший внесок у внутрішню дозу опромінення населення. Споживання інших складових добового раціону людини не зважували через низький вміст ^{137}Cs в цих продуктах. Сезонні зміни поглинання ^{137}Cs , а також коливання його вмісту в організмі людей протягом всього періоду дослідження, наведені в табл. 4.5 та рис. 4.2.

По двох жителях під №8 та №17 побудовано окремий графік, так як вміст ^{137}Cs в їх організмі був надзвичайно високий.

Результати досліджень чітко показують, що концентрація та рівень радіоактивності ^{137}Cs в організмі людей залежала переважно від споживання грибів та лісових ягід. Рівень радіоактивності був відносно сталий у всіх учасників експерименту, окрім двох осіб, а це – від 93 до 1377 кБк, що є

результатом надмірного споживання грибів цими особами. Однак, цей надзвичайно високий рівень споживання не відповідає типовим звичкам населення, яке мешкає на радіоактивно забрудненій території.

Таблиця 4.5
Вміст ^{137}Cs в організмі жителів с. Христинівка

№ з/п	Вік, років	15.07-15.10.2003		15.10.2003-15.01.2004		15.01-15.04.2004		15.04-15.07.2004	
		Споживання ^{137}Cs , кБк	Вміст ^{137}Cs , кБк у всьому організмі	Споживання ^{137}Cs , кБк	Вміст ^{137}Cs , кБк у всьому організмі	Споживання ^{137}Cs , кБк	Вміст ^{137}Cs , кБк у всьому організмі	Споживання ^{137}Cs , (кБк)	Вміст ^{137}Cs , кБк у всьому організмі
1	6	18,6	2,3	2,5	5,2	0,45	3,0	0,21	1,1
2	8	20,2	1,7	2,7	4,9	0,49	2,0	0,22	0,9
3	9	24,3	1,8	3,1	6,1	0,51	2,6	0,23	1,6
4	10	36,5	1,4	18,5	2,2	0,28	2,0	0,14	2,0
5	22	5,7	7,8	8,8	7,1	0,73	6,2	0,93	7,3
6	27	58,2	21,1	7,1	18,1	0,91	13,1	0,39	9,8
7	27	41,4	9,4	4,8	7,6	0,32	6,0	0,11	3,8
8	29	867,0	760,0	1377,0	658,0	156,0	309,0	7,60	92,6
9	36	103,0	12,5	52,1	7,6	0,36	4,2	0,17	5,3
10	44	106,0	13,4	53,3	7,6	0,36	4,5	0,19	6,3
11	53	101,0	15,6	3,8	8,5	0,45	5,2	0,87	6,4
12	56	122,0	17,2	5,3	8,9	0,66	7,4	0,71	1,9
13	58	143,0	<0,1	5,5	2,1	0,46	<0,1	1,27	<0,1
14	60	110,0	6,8	4,4	10,2	0,65	6,8	0,78	7,5
15	60	4,01	5,15	5,8	5,1	0,48	4,4	0,31	1,8
16	61	85,0	24,9	6,8	12,8	0,47	10,1	0,85	10,1
17	65	102,0	133,0	107	66,0	39,0	35,7	6,4	67,1
18	71	121,0	14,3	5,3	19,4	0,48	25,9	0,98	17,7

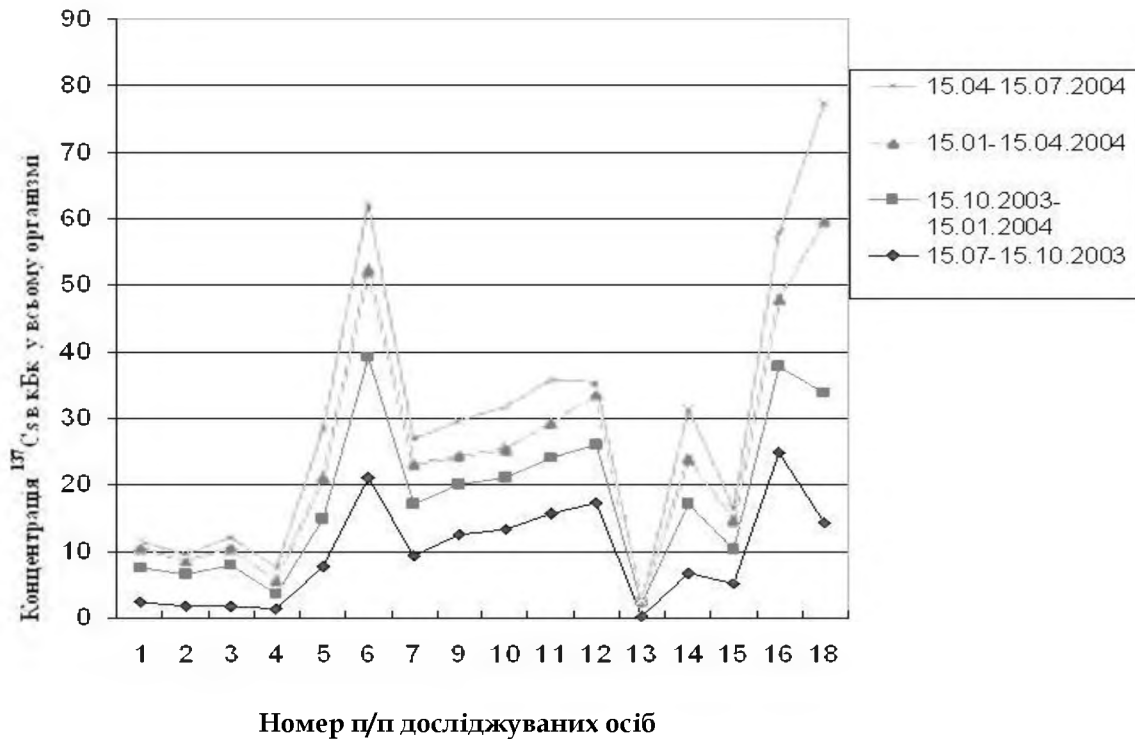


Рис. 4.2. Вміст ^{137}Cs в організмі жителів с. Христинівка

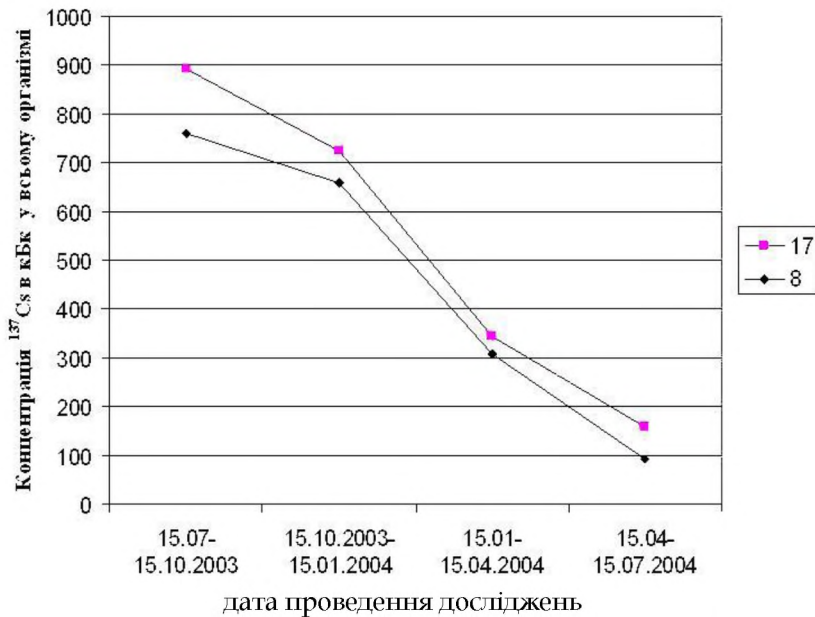


Рис. 4.3. Вміст ^{137}Cs в організмі жителів с. Христинівка (№8, №17 особа)

Десять учасників мали найвищий вміст ^{137}Cs в організмі після першого кварталу року, а саме – в середині жовтня, шестеро з них – в кінці першого півріччя – середині січня. В кінці періоду досліджень всі учасники мали найнижчий рівень радіоактивності в організмі. Для них максимальний рівень радіоактивності в організмі варіював від 2 кБк до 25 кБк, а мінімальний рівень був в межах від $<0,1$ до 8 кБк. Очевидно, найвищий вміст ^{137}Cs в організмі мешканців с. Христинівка в період з 15.07-15.10.2003 р. можна пояснити надмірним споживання грибів та лісових ягід, тому що саме на цей період припадає на їх масове збирання.

4.3. Вміст ^{137}Cs в організмі людей, відселених із 2-ої Чорнобильської зони

Щоб порівняти рівень опромінення мешканців у населених пунктах 2-ої зони радіоактивного забруднення з рівнем опромінення поза 2-ою зоною, було проведено оцінку вмісту ^{137}Cs в організмі жителів с. Потіївка Радомишльського району, розташованого приблизно в 40 км на південний схід від Житомира, куди були переселені мешканці с. Христинівка у 1988-1990 рр.

Їх щоденний раціон повністю складався з сільськогосподарських продуктів, вироблених в особистих підсобних господарствах. Гриби та лісові ягоди мало потрапляють до раціону харчування мешканців цього населеного пункту. Концентрація ^{137}Cs у деяких сільськогосподарських продуктах, які складають важливу частину добового раціону селян, відображена в табл. 4.6.

Таблиця 4.6

Вміст ^{137}Cs в основних продуктах харчування мешканців с. Потіївка Радомишльського району

Назва продукту	Вміст ^{137}Cs , Бк/кг
Молоко	$10,6 \pm 0,6$
Картопля	$7,9 \pm 0,5$
Крупа гречана	$<0,1$
Крупа пшенична	$1,6 \pm 0,8$
Капуста	$7,1 \pm 0,5$
Бобові культури	$9,5 \pm 0,6$
Буряк столовий	$3,9 \pm 0,4$
Морква	$6,2 \pm 0,5$
Цибуля	$7,3 \pm 0,6$
Яйця	$0,8 \pm 0,2$
Фрукти	$9,1 \pm 0,6$

Всі компоненти раціону без винятку мали низький вміст ^{137}Cs – від 0,1 до 10 Бк/кг. Вміст ^{137}Cs в організмі жителів різних соціальних груп с. Потіївка представлено в табл. 4.7.

Низькі рівні вмісту ^{137}Cs в організмі мешканців с. Потіївка, а це менш ніж 100 Бк і 1355 Бк в організмі 17 жителів, пояснюються його низьким рівнем в продуктах харчування населення.

Таблиця 4.7

Вміст ^{137}Cs в організмі жителів с. Потіївка

№ п/п осіб	Групи населення	Вік, років	Вміст ^{137}Cs , Бк
1	Пенсіонери	82	433
2		75	<100
3		63	1060
4		62	288
5		60	<100
6		57	<100
7	Пенсіонери	56	762
8	Працевдатні особи	33	902
9		32	1355
10		30	751
11		26	<100
12		23	<100
13	Діти	15	862
14		13	713
15		11	530
16		10	651
17		7	503
18		7	583
Особі з тісним контактом з населеним пунктом 2-ої зони			
19	Особа 1	40	12578
20	Особа 2	63	4922

Доведено, що ці показники приблизно у десять разів нижчі, ніж у жителів 2-ої зони радіоактивного забруднення. Лише дві особи, з досліджуваної групи (№ 19, 20), показали рівень ^{137}Cs в організмі 12580 і 4900 Бк, тому, що вони підтримували тісні контакти з жителями с. Христинівка, включаючи часті одно- або двотижневі відвідування 2-ої Чорнобильської зони.

4.4. Зовнішнє опромінення жителів с. Христинівка

Для визначення рівня зовнішнього опромінення протягом однорічного періоду в с. Христинівці 14-ти дорослим членам експериментальної групи були роздані термолюмінесцентні (TL) дозиметри з мінімальним рівнем вимірювання 0,1 мЗв. TL-дозиметри щоквартально змінювались у період з липня 2003 по липень 2004 рр. (табл. 4.8, рис. 4.4).

Дозу їх зовнішнього опромінення визначали за допомогою вище згаданих дозиметрів в центрі радіаційного захисту та радіоекології Ганноверського університету (Німеччина).

Найвищі дози зовнішнього опромінення людей від 0,2 до 1,4 мЗв були зареєстровані лише з липня по жовтень. Протягом всього іншого періоду досліджень рівень опромінення знизився до 0,1 мЗв, або навіть до фонового рівня. Ймовірніше всього, вищі показники стали результатом безпосередньої роботи населення на полях в період збору урожаю, а також деяких інших видів діяльності, і перш за все, тривалого перебування в лісі під час збирання грибів та лісових ягід. Дослідження чітко показали, що за час, який жителі проводили в своїх домівках, садах або вулиці сформувалися низькі рівні зовнішнього опромінення.

Аналізуючи результати досліджень за дозами зовнішнього опромінення, слід зазначити, що середня річна доза у мешканців с. Христинівка склала 0,76 мЗв/рік, а найвищим показник був у особи №11 – 3,6 мЗв. Ця особа в весняно-літньо-осінній період постійно перебувала у лісі, збираючи лісові ягоди та гриби.

Таблиця 4.8

Рівні доз зовнішнього опромінення жителів с. Христинівки Народицького району

№ п/п	Вік (років)	Групи населення	Періоди дослідження				Річна доза опромінення (мЗв/рік)
			15.07–15.10	15.10–15.01	15.01–15.04	15.04–15.07	
1	71	Пенсіонери	0,4	фоновий рівень	фоновий рівень	фоновий рівень	0,4
2	65		0,6	0,2	0,1	фоновий рівень	0,9
3	61		0,4	фоновий рівень	фоновий рівень	0,1	0,5
4	60		0,3	0,1	0,1	фоновий рівень	0,5
5	60		0,5	0,1	фоновий рівень	0,1	0,7
6	58	Пенсіонери	0,5	фоновий рівень	фоновий рівень	фоновий рівень	0,5
7	56		0,3	фоновий рівень	фоновий рівень	фоновий рівень	0,3
8	53	Працездатні особи	0,3	фоновий рівень	фоновий рівень	фоновий рівень	0,3
9	44		0,5	0,1	фоновий рівень	фоновий рівень	0,6
10	36		0,5	0,1	фоновий рівень	фоновий рівень	0,6
11	29		1,4	1,1	0,7	0,4	3,6
12	27		0,2	фоновий рівень	0,1	фоновий рівень	0,4
13	27		0,4	фоновий рівень	0,1	фоновий рівень	0,5
14	12		Діти	0,7	0,1	фоновий рівень	0,1
Середнє							0,76

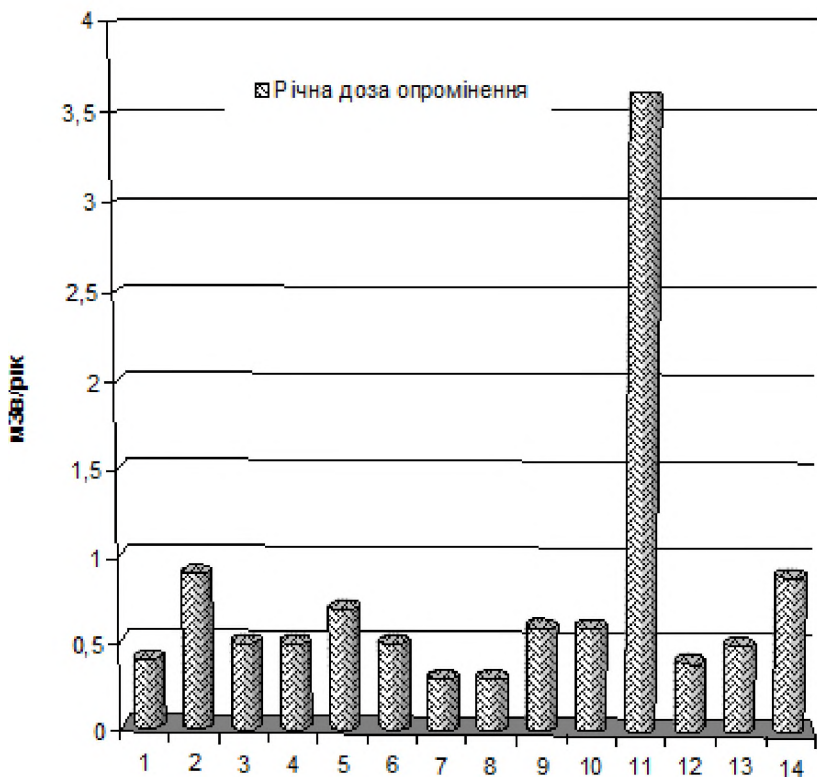


Рис. 4.4. Середні рівні зовнішнього опромінення жителів с. Христинівка Народицького району

Отже, не дивлячись на те, що дикорослі гриби та лісові ягоди складають відносно невелику частину добового раціону мешканців населених пунктів 2-ої зони радіоактивного забруднення, вони формують до 95% загальної дози їх опромінення. Внесок молока складає до 3% дози.

Інші продукти харчування, одержані на присадибних ділянках, складають близько 2% дози. Це доводить, що внутрішнє

опромінення може бути знижено до рівня незабруднених територій, за умови, якщо гриби і ягоди будуть вилучені з раціону населення.

Продукти харчування дітей показали дуже низький рівень забруднення ^{137}Cs і тому ніякого впливу на формування їх дози опромінення не мали.

Вміст ^{137}Cs в організмі жителів с. Потіївка (переселенці с. Христинівка) був низьким – від 100 Бк і 1355 Бк в організмі 17 осіб. Ці низькі рівні ^{137}Cs пояснюються низькими показниками радіоактивності продуктів харчування населення. Вони приблизно в десять разів нижчі, ніж у жителів 2-ої зони радіоактивного забруднення.

Лише дві особи з досліджуваної групи (№18, 19) показали рівень ^{137}Cs в організмі 12580 і 4900 Бк, тому що вони підтримували тісні контакти з жителями с. Христинівка, включаючи часті одно- або двотижневі відвідування 2-ої Чорнобильської зони.

Середня зовнішня річна доза опромінення у мешканців с. Христинівка склала – 0,76 мЗв/рік, а найвищий показник був у особи № 11 – 3,6 мЗв.

Найвищі дози зовнішнього опромінення людей – від 0,2 до 1,4 мЗв – були зареєстровані лише з липня по жовтень 2003 р. Протягом всього іншого періоду досліджень рівень опромінення знижувався до 0,1 мЗв, або навіть до фонових рівнів. Ймовірно за все, вищі показники стали результатом безпосередньої роботи на полях у період збору урожаю, а також деяких інших видів діяльності, і перш за все, тривалого перебування в лісі під час збирання грибів та лісових ягід. Дослідження чітко показали, що за час, який жителі проводили в своїх домівках, садах або вулиці, сформувалися низькі рівні зовнішнього опромінення.

РОЗДІЛ 5

ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ У ЛАНЦІ «КОРМ – ОРГАНІЗМ ГУСЕЙ» ПРИ УТРИМАННІ ЇХ НА ТЕРИТОРІЯХ З РІЗНИМИ РІВНЯМИ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

5.1 Вміст¹³⁷Cs в органах та тканинах гусей

Сільське господарство є галуззю, найбільш постраждалою від Чорнобильської катастрофи. В поняття «сільське господарство», в даному випадку, включається не тільки виробництво сільськогосподарської продукції, а й, перш за все, уклад життя значної частини сільського населення північних областей України, взаємодія популяції з природою.

Не витримуючи нерегульованого ринкового пресу, виробництво сільськогосподарської продукції переміщується до приватного сектора. Це є характерною особливістю для України в цілому, в тому числі і для регіонів з високим рівнем радіоактивного забруднення територій. Прогнозні оцінки свідчать про те, що вирощування гусей в Поліському селі буде відігравати важливу і все більш зростаючу роль в економіці господарств населення як джерело м'ясних ресурсів. Крім задоволення внутрішньо-сімейних потреб у м'ясі, в зростаючих кількостях гусятина реалізуються на ринку [113, 114, 116, 223].

В останні роки забезпечення населення фуражним зерном стало проблемою і в літній час стада гусей випасаються на заплавах річок, часто на критичних, з точки зору радіонуклідного забруднення, природних ландшафтах. При цьому, вміст радіонуклідів у м'ясі гусей може перевищувати їх вміст у м'ясі інших тварин, навіть у яловичині. Враховуючи, що середньостатистична поліська сім'я з'їдає за зимовий період декілька десятків гусей, м'ясо стало критичним продуктом для певної частини населення [33,63, 100].

Так як гусівництво на Поліссі дуже розвинене в індивідуальних підсобних господарствах і м'ясо гусей займає

близько 60% від загального споживання м'яса населенням, питання формування дозового навантаження у людей в умовах радіоактивного забруднення за рахунок саме їх м'яса є актуальним. Гуси протягом весняно-літньо-осіннього періоду знаходяться на пасовищі і доросла гуска за день з'їдає до 2 кг трави, яка і є безпосереднім джерелом надходження радіонуклідів до їх організму [16, 224].

Гусівництво в індивідуальних поліських господарствах ведеться з мінімальними затратами. Птиця використовує природні пасовища та водойми з ранньої весни до пізньої осені, що сприяє розвитку цієї галузі.

Оскільки в умовах радіоактивного забруднення гуси утримуються на природних або поліпшених пасовищах, то постає питання вивчення динаміки накопичення радіонуклідів та реалізації методів, які сприяли б зниженню вмісту радіонуклідів в організмі гусей, а також у пір'ї, яке є цінною промисловою сировиною [136, 100, 33].

При розведенні гусей також слід враховувати високу їх здатність накопичувати і виводити радіоцезій. Тому велике значення має апробація методів прижиттєвого зниження концентрації радіоцезію в організмі гусей до мінімального рівня перед забоєм і наступної реалізації м'яса, або споживання його в сімейному харчуванні [179].

Тому наступним етапом наших досліджень було вивчення динаміки накопичення та вивільнення ^{137}Cs в організмі гусей та моделювання процесу концентрації радіоцезію в органах та тканинах гусей в часі.

Дослідження з вивчення накопичення радіонуклідів в організмі гусей при пасовищному вирощуванні в умовах різних рівнів радіоактивного забруднення проводили в підсобних господарствах, які відносяться до різних зон радіоактивного забруднення – це с. Христинівка Народицького району, яке віднесене до 2-ої зони із щільністю забруднення ґрунтів більше 555 kBк/м^2 ($>15 \text{ Ки/км}^2$), с. Вороневе та Дідковичі Коростенського району, які віднесені до 3-ої зони зі щільністю забруднення $185\text{-}555 \text{ kBк/м}^2$ ($>5 \text{ Ки/км}^2$) та до 37 kBк/м^2 (до 1 Ки/км^2) – це с. Лука Житомирського району і навчальна ферма ЖНАЕУ. Дослідження проводили протягом 2001-2005 рр.

Для виконання даних досліджень було проведено три досліди на 230-ти гусенятах великої сірої породи 3-денного віку, сформованих в 5 груп. Досліди проводились в 4-ох вищеназваних населених пунктах.

До десятиденного віку гусенята утримували з гускою-квочкою в приміщеннях, обладнаних годівницями. Початкова жива маса піддослідних гусенят становила близько 82 г. До 10-денного віку гусенят годували мішанкою із варених яєць та пшеничних висівок і паралельно привчали до поїдання пасовищної трави та користування водяним вигулом. Після 10-денного віку годівлю гусенят здійснювали 6 разів на добу зволеним спеціально приготовленим комбікормом і привчали до поїдання пасовищної трави. З місячного віку їх переводили на годівлю пасовищною травою вволю та зерном пшениці 3 рази на добу з вільним доступом до водойми.

У період досліджень забої гусей проводили перед початком досліду та в 30, 60, 90, 120 та 150-денному віці по 5 голів з кожної групи з метою вивчення накопичення радіонуклідів в їх м'язах, внутрішніх органах та пір'ї.

Дослідження з вивчення динаміки вивільнення радіоцезію з організму гусей проводили на навчальній фермі ЖНАЕУ протягом 30 днів. Для виконання цих досліджень було відібрано 30 дорослих гусей, які раніше утримували в підсобному господарстві с. Христинівка Народицького району. Гусей утримували без вигулу у вольєрах. Птиця споживала «чисті» корми. Годівлю гусей проводили три рази на добу зерном вівса та пшениці. Забій гусей проводили через кожні п'ять днів по п'ять голів з відбором проб м'язів, внутрішніх органів, крові та пір'я.

Контрольні забої з відбором крові проводили в 4-місячному віці, коли гуси утримували на "забрудненому" раціоні в зоні радіоактивного забруднення та на "чистому" раціоні на навчальній фермі університету.

Вміст радіонуклідів визначали за допомогою гамма-спектрометра АК-1.

У пробах крові визначали кількість еритроцитів і лейкоцитів у камері Горяєва, лейкоформулу – підрахунком під мікроскопом у мазках, зафарбованих за Романовським-Гімза, фагоцитарну активність і фагоцитарну інтенсивність нейтрофілів – за методикою

Гостева, співвідношення загальної кількості Т-лімфоцитів – методом розеткоутворення, бактерицидну активність сироватки крові – нефелометричним методом за О.В. Смирноюю і Т.А. Кузьміною, лізоцимну активність сироватки – за методикою В.Г. Дорофійчука, для визначення мікроелементів, кальцію та магнію використовувався метод сухого озолення, для кальцію – метод макроозолення.

На вміст важких металів було досліджено 18 зразків м'яса та 18 зразків печінки. З них по 3 зразки м'яса та печінки, взятих у гусей, які знаходились в умовно чистій зоні та по 6 зразків взятих при забої гусей, які вирощували в зоні впливу низьких доз радіації. Вміст мікроелементів досліджували методом атомно-абсорбційної спектрометрії, вміст кальцію визначали за допомогою полум'яного фотометра ПФК.

Перед початком досліджень у всіх населених пунктах, які віднесені до різних зон радіоактивного забруднення були відібрані зразки ґрунту, рослин та води для визначення концентрації в них ^{137}Cs .

Результати досліджень представлені в табл. 5.1-5.4.

Таблиця 5.1

Концентрація ^{137}Cs в ґрунті, пасовищній траві та воді в населених пунктах

Місце проведення досліджень	Щільність забруднення ґрунтів, КБк/м ² (мін-мак)	Питома активність пасовищної трави, Бк/кг (мін-мак)	Питома активність води, Бк/л (мін-мак)
с. Христинівка	378–2107,8	389,2–5420,0	4,0–5,1
с. Вороневе	42,0–240,3	156,1–290,0	1,5–2,4
с. Дідковичі	40,0–160,7	98,3–273,0	3,5–3,9
с. Лука	12,1–15,3	17,1–23,1	-
Навчальна ферма ЖНАЕУ	4,2–6,4	2,2–3,7	-

Примітка: * питома активність води була на рівні реєстрації приладу

За результатами досліджень встановлено, що найвища щільність забруднення ґрунтів була в с. Христинівка – від 378 до 2107,8 кБк/м², питома активність ¹³⁷Cs у пасовищній траві – від 389,2-5420 Бк/кг, питній воді – 4,0-5,1 Бк/л.

У населених пунктах Вороневе та Дідковичі щільність забруднення ґрунтів була в межах 40,0-240,3 кБк/м², питома активність ¹³⁷Cs в пасовищній траві – від 98,3 до 290 Бк/кг, воді – 1,5 та 3,9 Бк/л відповідно.

Концентрація радіоцезію в ґрунті та пасовищній траві в с. Лука та навчальній фермі була незначною.

Результати досліджень по вмісту ¹³⁷Cs в м'язах, внутрішніх органах та пір'ї гусей в 1-5-місячному віці, які утримувались на територіях з різною щільністю радіоактивного забруднення ґрунтів представлені в табл. 5.2-5.4.

Таблиця 5.2

Питома активність ¹³⁷Cs в м'язах, внутрішніх органах та пір'ї гусей 1-5 місячного віку, Бк/кг (с. Христинівка, 2-га зона)

№, з/п	Орган, тканина	Період забою, дів				
		30	60	90	120	150
1	М'язи	201,0±20,2	422,2±26,1	608,8±34,7	212,0±11,7	261,4±12,4
2	Печінка	211,0±22,5	211,4±18,8	363,4±13,2	168,0±14	176,0±7,4
3	Селезінка	28,9±3,3	53,2±5,3	94,0±9,2	72,0±5,3	92,0±4,1
4	Нирки	60,8±4,3	88,6±9,2	100,2±13,0	58,0±3,2	43,8±3,8
5	Легені	55,0±6,5	65,8±8,2	77,4±9,1	46,0±5,2	78,3±2,9
6	Серце	74,2±6,0	480,6±63,3	371,4±26,7	101,0±6,4	132,0±2,1
7	Шлунок	233,4±25,8	315,5±16,0	438,8±13,6	180,0±8,2	246,7 6,3
8	Шкіра	246,0±18,9	409,2±22,1	263,2±9,6	208,0±29,3	171,4±6,1
9	Кістки	106,0±5,2	164,2±14,2	180,4±11,8	65,1±6,9	94,2±5,3
10	Кров	45,3±2,1	77,0±3,7	84,1±13,2	37,3±7,1	27,9±2,5
11	Пір'я	285,0±3,7	66,5±7,7	36,2±7,9	35,0±2,8	58,1±3,9

Аналіз результатів досліджень, проведених у населеному пункті с. Христинівка Народноцького району, яке відноситься до 2-ої зони радіоактивного забруднення, показав, що питома активність ^{137}Cs в організмі гусей у 30-денному віці була найвищою у шкірі – 246,0; шлунку – 233,4; печінці – 211,0 та у м'язах – 201,0 Бк/кг, а найнижча у пір'ї – 28,5; селезінці та крові 28,9 і 45,3 Бк/кг відповідно. Слід зазначити, що питома активність радіонукліду в організмі гусей підвищувалась до 3-місячного віку і в м'язах вона досягла – 608,8; шлунку – 438,8; серці – 371,4; печінці – 363,4 Бк/кг. У наступні місяці їх вирошування питома активність радіоцезію в їх організмі значно знизилась у порівнянні з попередніми місяцями, а саме: у м'язах на 57,1%, в шлунку – 43,7%, серці – 48,9%, печінці – 51,5%, шкірі – 35,0% і лише в селезінці та легенях спостерігалось незначне підвищення його вмісту.

Таблиця 5.3

Питома активність ^{137}Cs в м'язах, внутрішніх органах та пір'ї гусей 1-5-місячного віку, Бк/кг (с. Воронове, 3-тя зона)

№ з/п	Орган, тканина	Період забою, дів				
		30	60	90	120	150
1	М'язи	50,4±4,5	102,8±4,2	71,5±2,7	30±2,7	34,0±3,2
2	Печінка	64,0±3,7	96,4±4	42,1±1,8	18,8±1,6	17,4±1,4
3	Селезінка	16,0±1,6	25,6±1,7	34,9±1,8	15±1,4	14,0±1,6
4	Нирки	20,3±1,2	48,3±1,9	66,9±3,6	8,8±0,6	7,4±1,3
5	Легені	24,5±2,1	47,0±2,0	39,4±1,3	30,1±1,9	27,0±2,3
6	Серце	25,8±2,0	62,0±2,6	74,2±6	17±1,2	18,0±1,9
7	Шлунок	46,5±2,4	92,8±2,7	51,4±1,6	38,6±2,7	34,5±1,8
8	Шкіра	30,1±1,3	67,3±3,0	20,6±1,9	22,7±1,9	20,4±1,8
9	Кістки	15,9±1,8	44,7±2,3	48,5±1,5	18,9±2,4	17,4±1,8
10	Кров	15,7±3,1	18,1±4,3	17,0±2,8	13,2±0,8	12,2±1,9
11	Пір'я	15,5±1,1	23,0±2,8	25,5±1,6	25,5±1,6	7,6±1,9

При вирощуванні гусей в с. Воронове Коростенського району, яке відноситься до 3-ї зони радіоактивного забруднення, встановлено, що питома активність за ^{137}Cs в першому місяці їх вирощування була у печінці – 64,0; в м'язах – 50,4; шлунку – 46,5; шкірі – 30,1 Бк/кг, а в кістках, крові та пір'ї – 15,9; 15,7 і 15,5 Бк/кг відповідно. Підвищення питомої активності ^{137}Cs в організмі гусей спостерігалась до 2-х, а в деяких органах і 3-місячного віку. Так, питома активність їх у 2-місячному віці склала у м'язах – 102,8; печінці- 96,4, шлунку – 92,8; шкірі – 67,3 Бк/кг. Починаючи з третього місяця, концентрація радіоцезію в органах та тканинах гусей поступово знижувалась і вже на п'ятому місяці їх утримання в м'язах знизилась на 67%, печінці – 82%, шлунку – 63%, шкірі – 70%. Значне зниження концентрації радіоцезію спостерігалось і у всіх інших органах та тканинах гусей.

Таблиця 5.4

Питома активність ^{137}Cs в м'язах, внутрішніх органах та пір'ї гусей 1-5 місячного віку, Бк/кг (с. Дідковичі, 4-та зона)

№ з/п	Орган, тканина	Період забою, діб				
		30	60	90	120	150
1	М'язи	16,4±1,1	13,4±1,0	17,5±1,0	16,0±1,2	34,0±3,2
2	Печінка	19,3±2,7	21,7±1,3	47,0±3,5	51,0±3,5	17,4±1,4
3	Селезінка	2,8±0,3	3,5±0,1	34,9±1,8	59,0±2,1	14,0±1,6
4	Нирки	2,6±0,4	4,2±0,2	66,9±3,6	48,3±0,9	7,4±1,3
5	Легені	2,6±0,2	3,2±0,1	39,4±1,3	33,4±1,5	27,0±2,3
6	Серце	77,2±3,6	71,2±3,2	74,2±6	59,0±4,9	18,0±1,9
7	Шлунок	13,9±1,0	12,8±0,9	51,4±1,6	32,9±1,7	34,5±1,8
8	Шкіра	26,1±4,0	33,2±1,2	20,6±1,9	58,7±3,8	20,4±1,8
9	Кістки	12,4±3,1	29,7±1,9	48,5±1,5	31,4±1,3	17,4±1,8
10	Кров	23,1±3,4	27,3±0,9	18,1±2,4	13,7±2,9	15,4±2,2
11	Пір'я	14,1±1,7	13,4±1,0	25,5±1,6	32,6±0,9	7,6±1,9

Аналіз результатів досліджень при вирощуванні гусей в населеному пункті с. Дідковичі Коростенського району, яке відноситься до 4-ої зони радіоактивного забруднення, показав, що питома активність ^{137}Cs у м'язах та внутрішніх органах гусей у місячному віці була незначною і становила: у м'язах – 16,4; серці – 77,2; шкірі – 26,1; печінці – 19,3 Бк/кг відповідно. У наступні місяці спостерігалось зниження радіонуклідів в організмі гусей, а в деяких органах спостерігалось незначне його підвищення.

На основі проведених досліджень на територіях, які відносяться до різних зон радіоактивного забруднення, встановлено, що вміст ^{137}Cs в організмі гусей зростає до 2-місячного, а в деяких органах і до 3-місячного віку, а потім проходить поступове зниження питомої активності ^{137}Cs в усіх органах та тканинах. На нашу думку, це пов'язано, перш за все з продуктивністю пасовищ, на яких випасалися гуси, і в завершальний період вирощування гуси поїдали значно менше пасовищної трави, яка і є основним джерелом надходження радіонуклідів до їх організму.

Дослідження, проведені в с. Лука Житомирського району, показують, що в перший місяць забою питома активність ^{137}Cs в органах та тканинах гусей становила <3,0 Бк/кг, а в другий – в м'язах, органах та тканинах <7,0 Бк/кг. В третьому забої одержано такі результати питомої активності ^{137}Cs : м'язи – 19,6; печінка – 8,2; селезінка – 8,9; нирки – 5,3, легені – 12,4; серце – 13,6; плунок – 8,2; шкіра – 3,5; кістки – 9,3 і пір'я – 9,2 Бк/кг. Слід відмітити, що при гамма-спектрометрії в даному випадку піків радіоцезію практично не зареєстровано.

Аналізуючи результати дослідів по вивільненню ^{137}Cs з організму гусей, слід відмітити, що перед його початком найвищий вміст радіоцезію був у м'язах та шкірі – 163 та 153,4 Бк/кг відповідно (рис. 5.1).

За перші 5 днів дослідів із м'язів гусей вивільнилось 64,8% ^{137}Cs , із печінки – 65,8; селезінки – 26,3; нирок – 13,8; легенів – 51,7; серця – 23,9; плунку – 62,7; шкіри – 46,5 та пір'я – 24,2%. На 10-й день після початку дослідів вміст радіонуклідів знизився у всіх органах та тканинах на 69,5 у м'язах, 71,2 – у печінці, 41,0 – у селезінки, 33,6 – у нирках, 70,4 – у легенях, 71,4 – у серці, 69,9 – у плунку, 82,2 – у шкірі та 19,9% – у пір'ї відповідно.

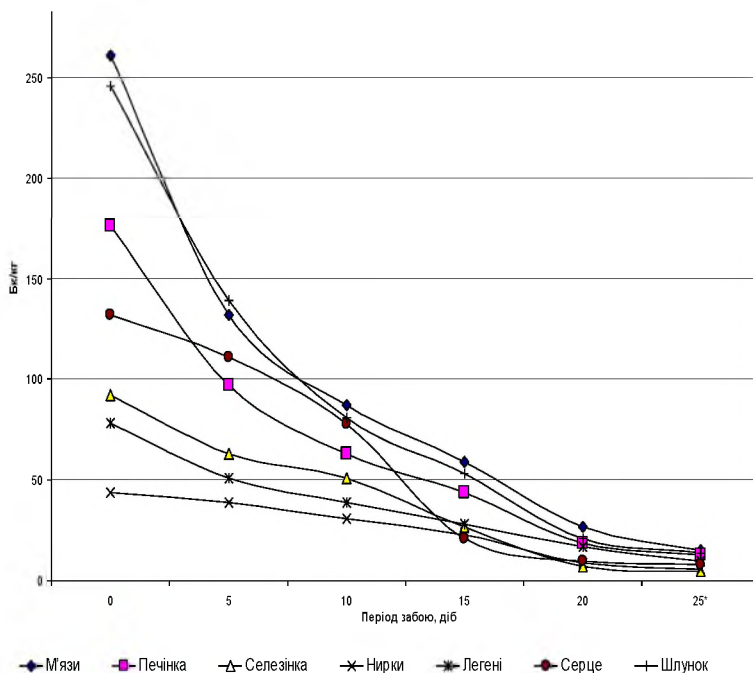


Рис. 5.1. Динаміка вивільнення ^{137}Cs із тканин та органів гусей віком 5 місяців, Бк/кг (навчальна ферма ЖНАЕУ)

Примітка: * питома активність м'язів та внутрішніх органів була на рівні реєстрації приладу

Встановлено, що найбільше радіоцезію через 20 днів вивільнилося із м'язів гусей, селезінки та печінки – 97,5; 95,0 і 96,9% відповідно. Через 20 днів після утримання птиці на «чистому» раціоні питома активність ^{137}Cs у м'язах та внутрішніх органах була в межах 3-11 Бк/кг. У 25-денному віці гусей питома активність його у м'язах та внутрішніх органах була на рівні реєстрації приладу [116].

Таким чином, результати досліджень показують, що при переведенні гусей на «чисті» корми, процес напіввивільнення ^{137}Cs з їх органів та тканин проходить за 20-25 днів.

5.2. Динамічна модель міграції ^{137}Cs по органах гусей у процесі їх росту

Результати вимірювань вмісту ^{137}Cs в різних органах гусей дають можливість побудувати динамічну модель міграції радіонуклідів компартментного типу. Основною проблемою при побудові таких моделей є константи швидкостей переходу радіонуклідів із компартмента в компартмент, які, як правило, невідомі і знайти їх експериментальним шляхом практично неможливо. Для вирішення таких невизначеностей були запропоновані обчислювальна схема, математична модель, алгоритм та його реалізація у вигляді програмного комплексу, написаного мовою Fortran. Для графічної інтерпретації результатів використовувалась графічна система Microsoft Excel.

Матеріалом для побудови математичної моделі міграції ^{137}Cs в організмі гусей у процесі їх росту послужили досліди з вирощування гусей, які проводили в особистих підсобних господарствах с. Христинівка Народицького району, що належить до другої зони радіоактивного забруднення зі щільністю понад 15 Ки/км^2 [62].

Процес накопичення радіонуклідів органами тварин проходить надзвичайно складний біологічний шлях, що залежить від багатьох факторів [25, 158], таких як хімічні особливості радіонуклідів, реакція кожного з органів на його появу, видові та вікові особливості живих організмів та ін. Математичну формалізацію такого процесу можна здійснити двома шляхами: побудова складної моделі з урахуванням всіх біологічних процесів, які відбуваються в організмі, що призведе до перевантаження моделі різномасштабними параметрами, частина з яких буде невідома, або побудова спрощеної моделі, в якій будуть враховані основні процеси, що забезпечують обмін радіонуклідів в організмі, а саме – введення їх в організм тварини з кормом, всмоктування в кров у відповідних ділянках шлунково-кишкового тракту й перенесення по кровоносній системі в інші органи та їх виведення [40, 61, 111].

Такий спрощений механізм міграції радіонуклідів в органах живих організмів, як правило, описується за допомогою компартментної моделі [311, 328], в якій організм тварини розглядається як сукупність компартментів, пов'язаних між собою транспортними комунікаціями першого порядку (кількість радіонуклідів, що полишають окремі компартменти за одиницю часу, пропорційна їх вмісту в цьому компартменті). Використовуючи компартментну модель, процес розподілу політантів по органах можна подати у вигляді схеми, на котрій вершинами будуть органи тварини, а гілками – зв'язки між ними (рис. 5.2).

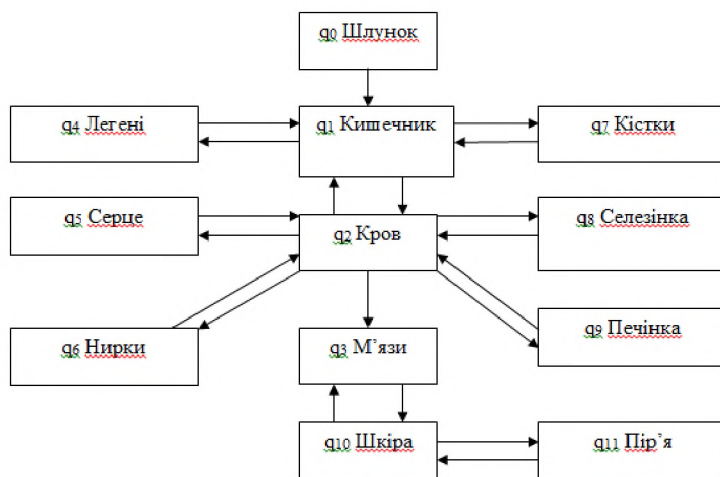


Рис. 5.2. Компартментна схема розподілу радіонуклідів в органах гусей

Введемо такі позначення: $q_i(t)$ – вміст радіонуклідів в i -тому органі, λ_{ij} – константи швидкості переходу радіонуклідів із i -го органу в j -ий, q_0 – осереднений вміст радіонукліду у кормах, який присутній тільки в першому рівнянні. Тоді математична модель буде мати наступний вигляд:

$$\frac{dq_i}{dt} = q_0 + \sum_{j=k_1}^{k_n} \lambda_{ji} q_j - \sum_{j=m_1}^{m_n} \lambda_{ij} q_i - \lambda_r q_i \quad (5.1)$$

де k_1, \dots, k_n – кількість шляхів входу в i -ий компартмент;
 m_1, \dots, m_n – кількість шляхів виходу з i -го компартмента;
 λ_r – константа напіврозпаду ^{137}Cs .

$$q_0^i = C_i, \quad i = 1, \dots, 11.$$

Початкові умови мають такий вигляд:

$$\lambda_{\min} < \lambda_{ij} < \lambda_{\max}, \quad q_i(t) > 0, \quad i, j = 1, \dots, 11.$$

На параметри управління λ_{ij} – та концентрації накладені наступні обмеження: де λ_{\min} та λ_{\max} встановлюються у ході експерименту.

Складність побудови математичної моделі прогнозування накопичення ^{137}Cs органами гусей за системою (1)-(3) полягає в наявності невідомих параметрів λ_{ij} , які, до того ж, не мають навіть значень початкових наближень. У даному випадку були відомі тільки експериментальні значення концентрацій ^{137}Cs у кожному з органів гусей, визначені через певні проміжки часу. Ці дані характеризуються випадковими відхиленнями від істинних, тому що неможливо витримати чистоту експерименту для тварин, які утримуються в природних умовах. Для зниження впливу значних випадкових відхилень вимірів вмісту ^{137}Cs необхідно було провести їх статистичну обробку і використати в алгоритмі ідентифікації осереднені експериментальні дані, які і наведені в таблиці 6.2. Мінімізація цільової функції – суми нев'язок концентрацій ^{137}Cs , отриманих з експерименту – $q_e(t)$ та з модельних розрахунків – $q_m(t, \lambda)$ у кожному з органів у дискретні моменти часу, дозволяє визначити константи швидкості зміни вмісту ^{137}Cs .

$$I(q(t), \lambda) = \sum_i^M \sum_j^N (q_i^e(t_j) - q_i^m(t_j, \lambda))^2,$$

де M – кількість органів; N – кількість дискретних точок вимірювання за часом; e – індекс, який позначає експериментальні дані, а t – модельні значення.

Математично задача ідентифікації може бути сформульована таким чином: знайти оптимальні значення

коефіцієнтів $\{L_{ij}\}$, які забезпечують мінімум функціоналу (4) та задовольняють умовам (1)–(3). Для визначення коефіцієнтів L_{ij} був використаний метод, подібний до описаного в роботі [1] та реалізований у вигляді комплексу комп'ютерних програм, написаних мовою Fortran. Обчислювальна схема методу представлена на рис. 5.3.

При побудові програмних засобів реалізації цього алгоритму особлива увага приділялася блоку мінімізації, у даному випадку використовувався підхід, перевага якого полягає в тому, що він не потребує обчислення похідної досліджуваної функції на кожному кроці інтеграційного процесу, а вибирає напрям мінімізації за кінцеве число спроб і просувається в цьому напрямі доти, поки виконується умова мінімізації [163]. Недопустимі значення параметрів оптимізації та функцій, які описують процес, відкидаються за допомогою спеціально введеної системи штрафів.

Співвідношення між вмістом ^{137}Cs в органах гусей, які отримані за допомогою модельних розрахунків (суцільні лінії) та результатами експериментальних вимірювань (дискретні точки γ символами), показані на рис. 5.2. Слід зауважити задовільний збіг результатів експерименту і модельних даних для кровотворних органів та неповний збіг для інших компартментів. Розбіжності можна пояснити випадковими значеннями вимірювань під час експерименту, а також неврахованим впливом лімфо-системи та залоз внутрішньої секреції. Незважаючи на деякі відхилення між модельними експериментальними даними, можна констатувати, що якісна картина накопичення радіонуклідів в органах птаці, відтворена в моделі, не суперечить даним лабораторних вимірювань.

Прогнозні розрахунки активності ^{137}Cs в органах гусенят, отримані за допомогою запропонованої математичної моделі, показують, що вміст радіонуклідів у таких органах, як печінка, кістки, шкіра та м'язи, збільшується з часом в усіх органах, окрім крові, де спостерігається поступове зростання його активності, що підтверджується і іншими дослідженнями [16, 158, 186, 187].

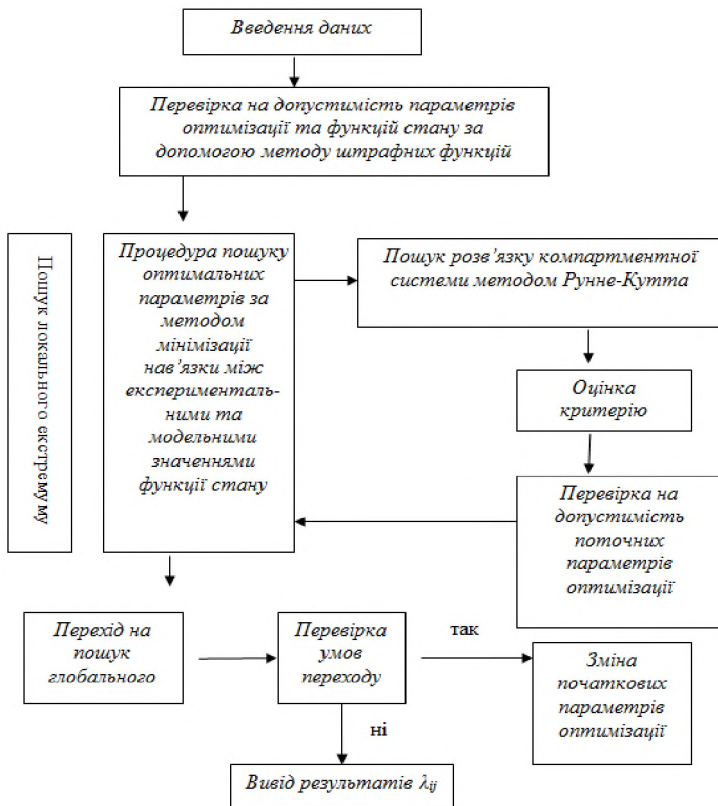


Рис. 5.3. Обчислювальна схема пошуку констант швидкостей зміни вмісту ^{137}Cs в органах гусей, Бк/кг

Різні тенденції, а саме: зниження вмісту ^{137}Cs у печінці, шкірі, кістках та м'язах гусенят та зростання її в тих самих органах дорослих гусей можна пояснити швидким ростом цих органів у молодняку та помірним накопиченням в них радіонукліду. Зростання вмісту ^{137}Cs в таких органах, як легені, серце, селезінка, і в гусенят, і в дорослих гусей свідчить про здатність цих органів до активного накопичення ^{137}Cs у будь-якому віці.

Прогнози, які можна зробити за допомогою математичної моделі міграції ^{137}Cs в органах гусей, як показали розрахунки, майже повністю підтверджуються експериментальними даними. Це підтверджує запропоновану нами методику визначення відсутніх (частково або повністю) констант швидкості зміни вмісту ^{137}Cs в органах тварин, що в багатьох випадках стає на перешкоді побудови прогнозних моделей поведінки радіонуклідів у живих організмах. Обчислювальний експеримент дав можливість побудувати динамічну модель поведінки ^{137}Cs в організмі гусей у процесі їх росту і використати її для прогнозування вмісту цього радіонукліду в будь-якому органі тварини модельними та експериментальними даними. Метод адаптовано до компартментної моделі накопичення радіонуклідів в організмі гусей у процесі їх росту.

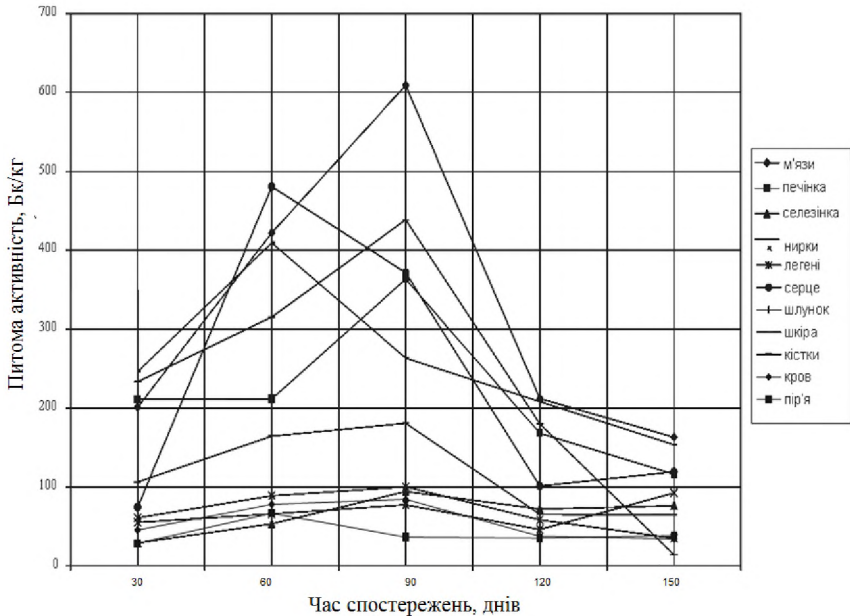


Рис. 5.4. Вміст ^{137}Cs в органах гусей

5.2.1. Аналіз динаміки накопичення та виведення ^{137}Cs в організмі гусей

За результатами гамма-спектрометричного аналізу початкову активність органів та тканин за ^{137}Cs можна вважати близькою до 0. Тому для накопичення ^{137}Cs виберемо таку модель $C_t/C_0 = A_0 (1 - \exp(-\lambda_0 t))$, де C_t – накопичення ^{137}Cs за проміжок часу t , C_t – середнє значення активності за певний проміжок часу, λ_0 – константа швидкості накопичення концентрації.

Невідомі параметри моделі визначено за допомогою методу Ньютона, оцінкою оптимальних їх значень є мінімізація функції найменших квадратів.

Рівняння будуть мати наступний вигляд:

м'язи –	$C_t/C_0 = 1,004 \times (1 - \exp(-0,099 \times t))$	RI=0,94; R=0,97
печінка –	$C_t/C_0 = 0,999 \times (1 - \exp(-0,118 \times t))$	RI=0,78; R=0,89
нирки –	$C_t/C_0 = 1,005 \times (1 - \exp(-0,090 \times t))$	RI=0,73; R=0,86
селезінка –	$C_t/C_0 = 1,230 \times (1 - \exp(-0,034 \times t))$	RI=0,99; R=0,99
легені –	$C_t/C_0 = 0,982 \times (1 - \exp(-0,032 \times t))$	RI=0,79; R=0,89
серце –	$C_t/C_0 = 1,009 \times (1 - \exp(-0,067 \times t))$	RI=0,97; R=0,98
шлунок –	$C_t/C_0 = 1,002 \times (1 - \exp(-0,076 \times t))$	RI=0,75; R=0,87
шкіра –	$C_t/C_0 = 0,982 \times (1 - \exp(-0,106 \times t))$	RI=0,84; R=0,91
кістки –	$C_t/C_0 = 0,999 \times (1 - \exp(-0,113 \times t))$	RI=0,89; R=0,94

де, RI – коефіцієнт детермінації, R – коефіцієнт кореляції.

Однією з особливостей дослідю проведеного в с. Вороневе було те, що дослідження накопичення ^{137}Cs в органах та тканинах гусей відбувалося у звичайних природних умовах без переведення їх на «чисті» корми. Динаміку вмісту ^{137}Cs в органах та тканинах гусей показано на рис. 5.5.

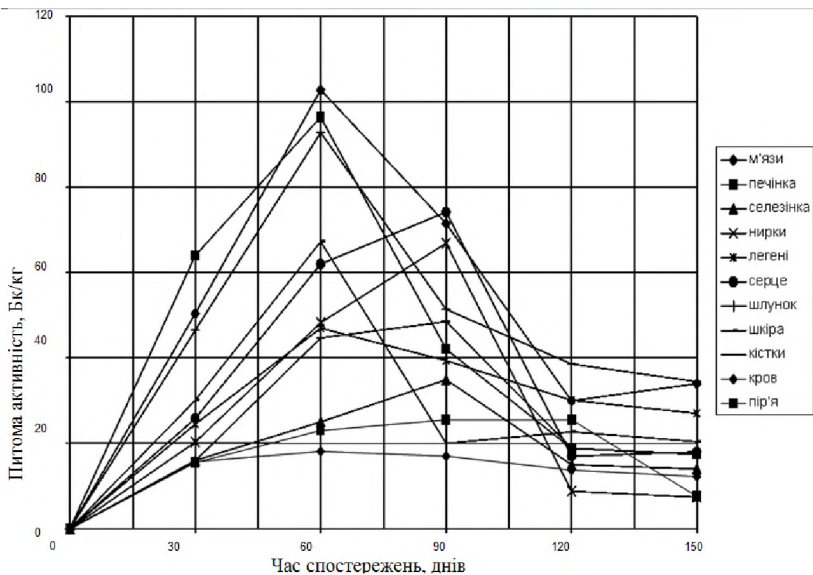


Рис. 5.5. Вивільнення ¹³⁷Cs із органів та тканин гусей

Нами було встановлено, що при переведенні гусей на «чисті» корми ¹³⁷Cs практично повністю виводиться із органів та тканин за 25 діб (рис. 5.5).

Із проведених досліджень в с. Вороневе (табл. 5.3) видно, що в природних умовах вивільнення ¹³⁷Cs проходить інакше, ніж при переведенні гусей на «чисті» корми. Встановлено, що максимум активності ¹³⁷Cs в органах та тканинах гусей при утриманні їх на пасовищах, припадає на період 60–70 днів, а потім відбувається зниження його активності. Очевидно, основною причиною цього є зменшення питомої активності ¹³⁷Cs, у пасовищній траві яка є основним компонентом раціону гусей.

Модель вивільненні ¹³⁷Cs із організму гусей, застосовується для вивчення кінетики вмісту радіонуклідів, при виведенні їх із організму тварин (рис. 5.6-5.7).

Модель оцінки періодів напіввивільнення ¹³⁷Cs із органів та тканин гусей має вигляд:

$$C_t = C_0 \times (a \times (\exp(-\lambda_1 \times t) + b \times \exp(-\lambda_2 \times t))), \quad (5.5)$$

де C_0 – максимальна абсолютна концентрація ^{137}Cs в органі; a -доля початкової концентрації ^{137}Cs в органі, швидкість вивільнення якого характеризується λ_1 , λ_2 , аналогічно t – час спостережень, днів.

Зокрема, для м'язів, було одержано рівняння :

$$C_t = 102,8 \times (\exp(-0,0179 \times t)), \quad RI = 0,85, \quad (5.6)$$

Для печінки – $C_t = 96,4 \times (0,0548 \times (\exp(-0,056 \times t) + 0,9422 \times (\exp(-0,026 \times t)))$
 $RI = 0,99$ (рис. 5.7).

Модель $Y = A_0 \times e^{-b_0 \times t}$ $Y = 102,8 \times e^{-0,0179 \times t}$

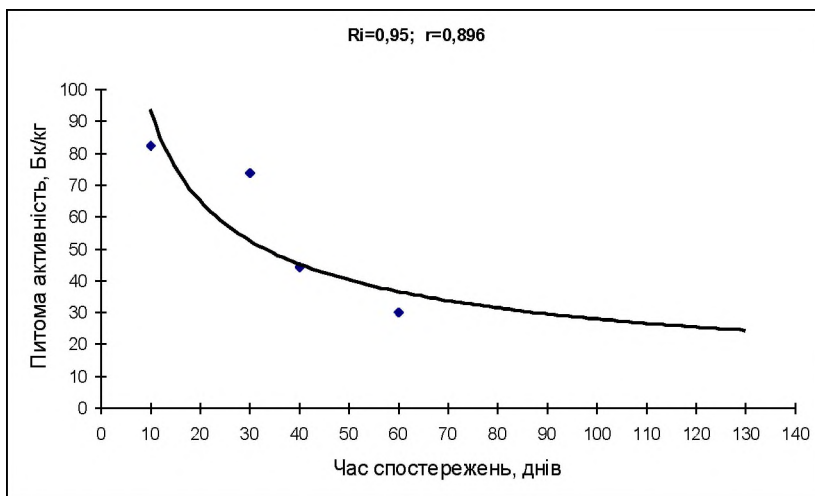


Рис. 5.6. Вивільнення ^{137}Cs з м'язових тканин гусей

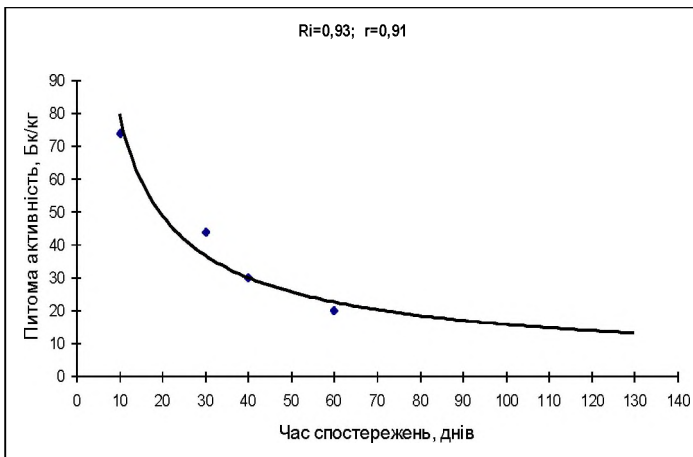


Рис. 5.7. Вивільнення ^{137}Cs з печінки гусей

Як видно із рівняння, печінка має два періоди напіввиведення: перший – 12,5 діб, а другий – 27 діб.

5.2.2. Моделювання процесу вмісту ^{137}Cs в органах та тканинах гусей в часі

Для прогнозування часових рядів використовують ряд параметричних моделей. До числа найбільш поширених відносяться авторегресійні моделі. Зокрема, найбільш простою є модель експоненційного згладжування, яка в більшості випадків дозволяє будувати прогнози аналізуючих рядів з достатньою точністю. Суть методу полягає в тому, що початковий ряд $x(t)$ згладжується, а утворений $y(i)$, можна прогнозувати. Просте експоненційне згладжування описується законом $y(t)=a \times x(t)+(1-a) \times x(t-1)$, де $0 < a < 1$, для більшості випадків $a < 0,3$.

Для складного згладжування додається цілий ряд параметрів, наприклад, сезонні коливання, циклічність та інші. Застосуємо експоненційне згладжування для аналізу ряду накопичення ^{137}Cs в м'язах та печінці (рис. 5.8; 5.9).

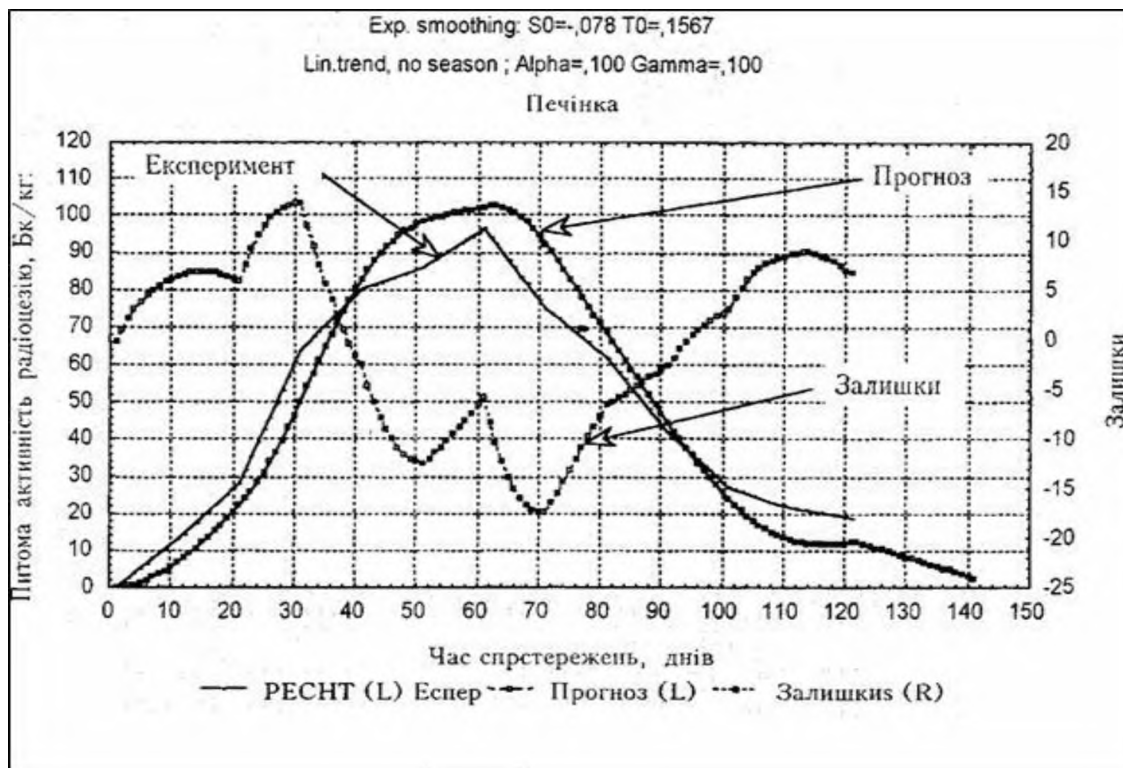


Рис. 5.8. Питома активність ^{137}Cs у печінці

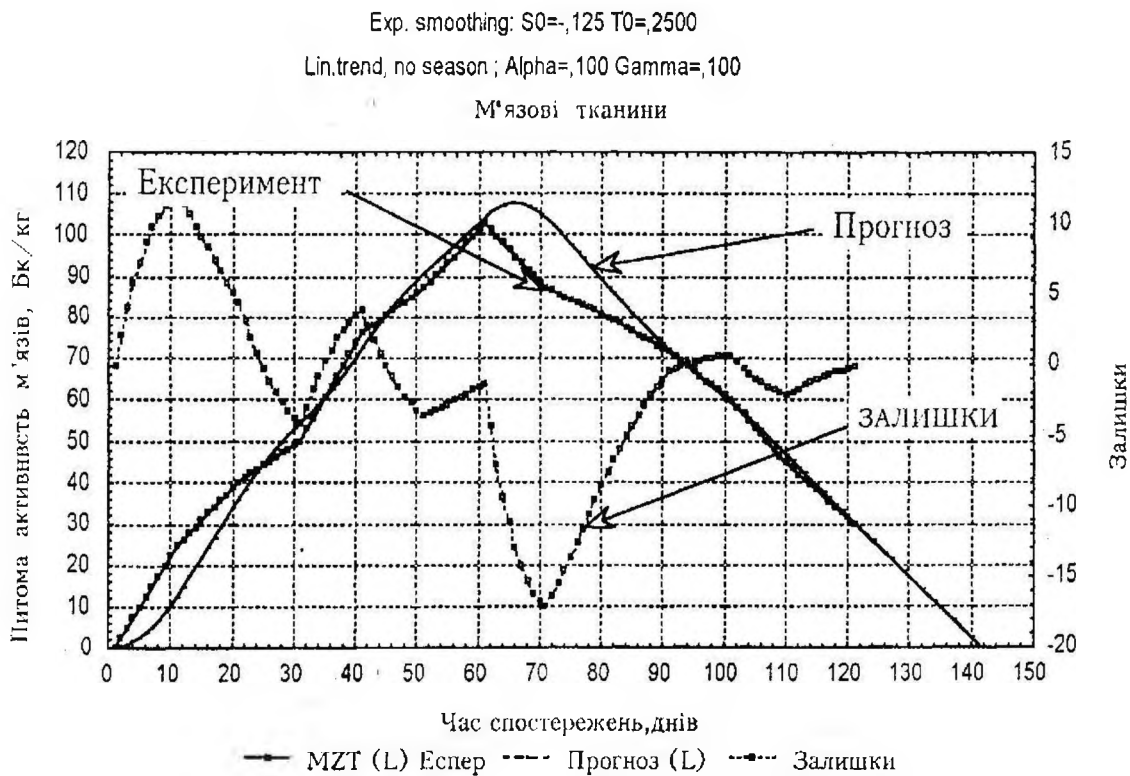


Рис. 5.9. Питома активність ^{137}Cs у м'язах гусей

З проведеного аналізу видно, що прогнозовані дані досить добре описують досліджуваний об'єкт.

Це підтверджує аналіз залишків. Максимальні відносні похибки за абсолютною величиною не перевищують 25%. Так, із прогнозованих графіків видно, що повне вивільнення ^{137}Cs в м'язах гусей складає близько 71 добу, в печінці – 81 добу.

5.3. Вплив хронічної дії іонізуючої радіації на природну резистентність та імунологічну реактивність організму гусей

При хронічній дії іонізуючого випромінювання на організм можливі два варіанти: або виникає адаптація до впливу радіації, або розвивається імунодефіцитний стан, що сприяє спалаху інфекцій, реалізації канцерогенного ефекту, який призводить до скорочення тривалості життя. Розвиток вказаних патологічних процесів у повній мірі залежить від стану природної резистентності, а також від імунних реакцій кровотворної системи, які найбільш чутливі до дії іонізуючого випромінювання. Відмічено, що протікання радіаційної патології при малоінтенсивному опроміненні може розвиватися навіть без прояву чітких типових ознак.

Первинна стадія пошкодження може поступово трансформуватись у наступну компенсацію, а остання, в разі подальшого накопичення інтегральної дози, ускладнюється ще більшим пригніченням з виникненням імунодефіцитного стану організму [12].

Пошкодження під впливом іонізуючого випромінювання в організмі виникає внаслідок розвитку біохімічних реакцій, що супроводжуються утворенням реактивних продуктів (вільних радикалів). Останні здатні провокувати несприятливі зрушення в організмі, мобілізуючи компенсаторні процеси. Від співвідношення інтенсивності цих процесів-антагоністів між

собою, в кінцевому результаті, залежить протікання патології [177].

За дії іонізуючого випромінювання в невеликих дозах змінюється проникність тканин, а за сублетальної дози різко збільшується проникність судинної стінки, особливо капілярів. При опроміненні середньолетальними дозами у тварин розвивається підвищена проникність кишкового бар'єру, що є однією з причин розсіювання мікрофлори по органах [107].

Ступінь порушення фагоцитарної реакції також залежить від величини дози опромінення. При малих дозах (до 10-25 Рад) відмічається короткочасна активізація фагоцитарної здатності фагоцитів, при напівлетальних дозах - фаза активізації фагоцитів скорочується до 1-2 днів, в подальшому активність фагоцитозу знижується і в летальних дозах доходить до нуля. При малих дозах радіації, на думку Р.Є. Лівшиць (1968), загальна кількість фагоцитарних клітин скорочувалась у 1,5-2 рази, що супроводжувалося послабленням здатності фагоцитів до захвату бактерій у 2 рази. При введенні в організм експериментальних тварин радіонуклідів (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce) спостерігається зниження цілого ряду показників неспецифічної резистентності, загальної біологічної реактивності, бактерицидності, титра лізоциму та комплекменту сироватки крові. Але найбільш радіорезистентним показником виявився титр лізоциму [230].

Внутрішнє опромінення, як і зовнішнє, викликає значне зниження бактерицидності шкіри і слизових оболонок. Відмічається зниження бактерицидності сироватки крові без адекватного пригнічення титра лізоциму та комплекменту. Можливо, це пояснюється більш вираженим впливом радіації на пропердин або на інші фактори, що визначають бактерицидність сироватки крові. Таким чином, пролонгована дія малих доз радіації (протягом 3-6 місяців) призводить до пригнічення як бактерицидної, так і фагоцитарної активності макрофагів, але дані зміни можуть бути зворотними [23, 32].

У дослідженнях, проведених на великій рогатій худобі, що утримувалась поблизу ЧАЕС, було доведено, що інтерферон суттєво впливає на процеси імунокорекції організму тварини.

При цьому відбувається підвищення рівня норм бактерицидної та фагоцитарної активності макрофагів – основних показників резистентності організму [152].

При надходженні в організм радіонуклідів знижуються показники природного імунітету, гальмується виробництво антибактеріальних та антивірусних тіл.

Значні коливання в кількості клітин певних популяцій лімфоцитів обумовлюються складними механізмами їх утворення та багатоступеневою взаємодією з іншими клітинами імунної системи.

За дії ^{90}Sr пригнічення утворення антитіл відмічають більш стійкий характер, ніж при введенні тваринам радіоцезію, якщо останнє було порівняно короткочасним. Відмічалась чітка залежність між кількістю радіоцезію та підвищенням змін в утворенні антивірусних антитіл. Таким чином, пригнічення механізмів неспецифічного антибактеріального захисту, поряд з іншими змінами у системі імунітету, викликають розвиток епізоотії, значний ріст новоутворень, змін відтворювальної функції і, в кінцевому результаті, є одним із факторів, що впливає на чисельність популяції [12].

Радіочутливість на рівні організму оцінюють за допомогою ЛД_{50/30} – дози, що викликає загибель 50% опромінених організмів протягом 30 днів після опромінення. Радіочутливість клітин краще вимірювати в дозах, при яких на одну клітину припадає одне смертельне попадання частинок або квантів енергії. Але через те, що попадання буває випадковим, деякі клітини уражаються двічі, тричі, а інші залишаються неушкодженими і таких клітин нараховується 37%. Тому на рівні клітин радіочутливість оцінюють за допомогою дози, позначеної D_{37} [141].

Як відомо, при довготривалій дії радіації малої інтенсивності головними структурними мішенями тканин організму є клітинні мембрани, тобто руйнування організму іде на клітинному рівні. Крім того, вільнорадикальні реакції, що ініціюються іонізуючим випромінюванням, викликають утворення ряду реактивних, токсичних продуктів, що призводять до різноманітних патологій в організмі.

Рівень імунологічних показників крові характеризує ефективність захисту не тільки від генетичного чужорідного (мікробів, вірусів), а й від власних старих або пошкоджених клітин, контролюючи якісну сталість внутрішнього середовища організму.

Аналіз імунограми показав, що ці системи у гусей, що утримувались на «забрудненому» раціоні, функціонували із підвищеним навантаженням і рівень деяких субпопуляцій імунної системи був дещо виснажений в порівнянні з контролем (табл. 5.5).

Знижений рівень деяких показників у крові може означати і більш інтенсивнішу їх витрату на імунні реакції. Враховуючи, те що загальна кількість і співвідношення імунокомпетентних клітин крові птахів як на "забрудненому", так і на "чистому" раціонах не мали різких відхилень від фізіологічної норми, можна вважати, що порушення як такого, в імунній системі не спостерігалось.

Відомо, що певні відхилення у функціонуванні імунної системи спостерігалися в разі надлишкової активної імунної реакції на антиген (власні або алергени), що пов'язано із підсиленням, зокрема, клітинного компоненту (моноцитів) і нейтрофілів, саме це і спостерігалось у гусей, які знаходились на "забрудненому" раціоні. Рівень сегментоядерних нейтрофілів і моноцитів мав чітку тенденцію до збільшення у порівнянні із контрольними птахами (5,0-2,6%). Можливо, це пов'язано із певною інтоксикацією організму як радіонуклідами, так і продуктами руйнування клітин під їх дією.

Показники популяцій і субпопуляцій, лімфоцити з високою чутливістю виявляють зміни в імунній системі, навіть коли показники класичної лейкограми «мовчать».

Так, якщо загальний рівень лімфоцитів був навіть дещо вищий у птахів на «забрудненому» раціоні, то рівень субпопуляції Т-лімфоцитів, які визначають специфічні ефекторні реакції клітинного імунітету чужорідних клітин, мав тенденцію до зниження.

Таблиця 5.5

Біохімічні та імунологічні показники крові гусей

Показники		Раціон	
		«забруднений»	«чистий»
БІОХІМІЧНІ ПОКАЗНИКИ			
Гемоглобін, мг/ %		136,3 + 7,2	143,3 ±3,7
Кальцій, мг/ %		11,0 ±0,1	10,2 ±0,1
Фосфор, мг/ %		7,4 ± 0,3	6,1 ±0,6
Білок, мг/ %		4,7 ±0,1	5,0 ± 0,2
Цезій-137, Бк/л		16,4 ±0,4	2,3 ± 0,4
Білкові фракції, %	альбуміни	41,6 ±2,9	45,6 ± 4,4
	α-глобуліни	18,7 ±1,6	23,1 ±1,9
	β-глобуліни	3,4 ± 0,7	3,9 ±0,1
	χ-глобуліни	21,0 ±0,9	24,1 ±4,3
ІМУНОЛОГІЧНІ ПОКАЗНИКИ			
Еритроцити, %		3,0 ± 0,1	3,0 ± 0,1
Паличкаядерні, %		1,3 ±0,3	1,0 ±0
Сегментоядерні, %		5,0 ± 0,5	2,6 ± 0,6
Еозинофіли, %		4,3 ± 0,8	16,0 ± 1,1
Моноцити, %		4,0 ± 1,8	3,3 ± 0,8
Лімфоцити, %		85,6 ± 1,8	75,3 ± 1,3
Кольоровий показник, %		1,3 ±0,1	1,4 ±0,1
Т - загальні, %'		21,3 ± 1,8	23,0 ± 1,5
Т - активні, %		13,3 ±2,4	12,0 ±0,6
Т - хелпери, %		11,3 ± 1,3	12,3 ±0,6
Т - супресори, %		7,6 ± 0,8	8,3 ± 0,8
Т.х./Т.с.		1,9 ±0,8	1,5 ±0,2
Фагоцитоз, %		55,0 ± 1,7	59,0 ±0,6
Фагоцитарне число		2,2 ± 0,1	2,3 ± 0,2

Враховуючи те, що процент Т-активних у крові цих птахів був вищим ($13,3 \pm 2,4$), ніж у крові контрольних ($12,0 \pm 0,6$), можна вважати, що спостерігалася підвищена їх витрата на вказані процеси.

Слід зазначити, що сам факт нерізких відхилень вмісту лімфоцитів вказує на нормальну регуляцію діяльності імунної системи, тому що неконтрольоване утворення великої кількості Т-лімфоцитів і антитіл веде до важких патологій в організмі.

Т-лімфоцити – хелпери, що стимулюють утворення імуноглобулінів, та Т-лімфоцити – супресори, що пригнічують його, та їх співвідношення, в певній мірі, сприяє характеру саморегуляції імунної системи організму.

Відомо, що навіть за наявності патологічних процесів в організмі процент Т-супресорів зростає по відношенню до Т-хелперів на певному етапі. Але при нормальному протіканні процесу його ліквідації кількість Т-супресорів ніколи не перевищує кількість Т-хелперів (Тх./Тс.) і знаходилися в фізіологічних межах в крові дослідних птахів.

Дещо знижений, в порівнянні з контролем, рівень Т-супресорів в крові гусей, що утримувалися на "забрудненому" раціоні, може свідчити про більш інтенсивний процес утворення антитіл. Але однозначно стверджувати це немає підстав, тому, що виявлені в імунологічних реакціях клітин субпопуляції Т-хелперів і Т-супресорів можуть нести і інші функції: серед субпопуляцій Т-супресорів виявляються Т-кілери, серед Т-хелперів попередники, що здатні перетворюватися в Т-супресори.

Фагоцитоз, як показник гуморального імунітету у птахів, які знаходяться на "забрудненому" раціоні, був вірогідно нижчим ($55 \pm 1,7$), ніж у контрольних ($59 \pm 0,6$). Це підтверджують існуючі дані про зниження резистентності опроміненого організму, що обумовлюється порушенням проникності мембран тканинних бар'єрів, зниженням бактерицидних властивостей крові, лімфи і тканин, пригніченням кровотворення, фагоцитарного механізму клітинного захисту, продукції антитіл.

Певне пригнічення функціонування імунної системи у птахів на "забрудненому" раціоні в порівнянні з контролем

підтверджується і рівнем імуноглобулінів, синтез яких забезпечують В-лімфоцити. Так, рівень гамаглобулінів був вірогідно нижчим у птахів на "забрудненому" раціоні ($18,7 \pm 1,6$ проти $23,1 \pm 1,9\%$).

Спостерігався і дещо знижений рівень білку в організмі дослідних гусей ($4,7 \pm 0,1$) та його функцій, які є відображенням динаміки біохімічних процесів в організмі в порівнянні з контролем ($5,0 \pm 0,2$).

Достовірна різниця була і в показниках альбуміну та глобуліну.

Це свідчить про дещо знижений функціональний стан печінки дослідних гусей, яка є головним органом, де відбувається синтез білка. В свою чергу, такі фракції, як альфа- і бетаглобуліни, відіграють певну роль у кровотворенні. Існують дані, що порушення резистентності організму тварин при опроміненні, свідчить про певне пригнічення діяльності кісткового мозку, що виражається у зниженому рівні гемоглобіну в крові.

Результати наших досліджень підтверджують цю думку. Так, рівень гемоглобіну у дослідних гусей був нижчий ($136,3$ проти $143,3$), а це свідчить про меншу насиченість еритроцитів гемоглобіном.

5.4. Вплив хронічної дії іонізуючої радіації на якість м'яса гусей

До числа основних критеріїв якості м'яса відноситься і вміст макро- та мікроелементів.

В табл. 5.6 наведені результати досліджень щодо концентрації макро- та мікроелементів в м'ясі та печінці гусей з розрахунку на 1 кг живої маси.

Встановлено, що серед мікроелементів за наявності їх у м'ясі перше місце посідає залізо, на другому – цинк, на третьому – мідь. У печінці залізо також зберігає домінуюче положення, а

цинк і мідь міняються місцями. Печінка відіграє роль депо міді, заліза та марганцю. У разі потреби організм використовує цей запасний фонд. Так, мідь використовується для синтезу цитохромоксидози та інших ферментів. Одна з важливих функцій міді та заліза – участь у процесі кровотворення і в цьому вони не можуть бути замінені іншими елементами. Крім цього, мідь бере участь в перетворенні заліза в таку форму, яка доступна для синтезу гемоглобіну.

Таблиця 5.6

Вміст важких металів макро- та мікроелементів в м'язах та печінці гусей, мг/кг

№ з/п	Елементи	Місце проведення досліджень			
		дослід 1 (с. Христинівка)		дослід 2 (с. Дідковичі)	
		м'язи	печінка	м'язи	печінка
1	марганець	0,62±0,08	5,12±0,8	0,76±0,001	2,50±0,17
2	залізо	163,25± 9,04	185,80±9,7	135,90±22,60	338,10±25,80
3	кадмій	0,03±0,001	0,02±0,01	0,03±0,01	0,04±0,002
4	нікель	0,46±0,03	0,39±0,015	0,67±0,02	0,54±0,05
5	кобальт	0,12±0,01	0,18±0,01	0,14±0,01	0,19±0,02
6	свинець	0,21±0,01	0,34±0,02	0,24±0,02	0,47±0,06
7	цинк	9,65±0,88	12,60±0,40	10,60±0,46	12,70±0,71
8	мідь	3,67±0,42	26,70±5,14	3,60±0,50	43,50±0,01
9	кальцій	65,80±6,67	54,00±10,00	70,70±11,50	189,80±36,50
10	магній	288,70±3,14	241,60±19,00	237,00±14,70	304,50±13,50
11	калій	3,30±0,01	2,90±0,01	3,40±0,10	2,90±0,01

Цинк у м'ясі та печінці гусей міститься в межах 9,6-12,7 мг/кг сирової маси. Цей мікроелемент необхідний для формування інсуліну та глюкогену.

Марганець міститься в менших кількостях, ніж мідь, залізо та цинк, але в обміні речовин відіграє також важливу роль. При недостатній кількості марганцю в організмі птахів зменшується міцність шкаралупи яєць. Птахи починають хворіти на перозис (деформацію кісток ніг та крил), можливе підвищення смертності ембріонів до кінця інкубації.

Кобальт життєво необхідний для організму гусей, хоча в м'ясі та печінці його кількість незначна і знаходиться в межах 0,12-0,19 мг/кг. В основному кобальт входить до складу вітаміну B₂ [141].

Кадмій, свинець і нікель належать до токсичних елементів, які при певних концентраціях можуть викликати токсикози різного ступеня. Кадмій має значну хімічну та міграційну активність і це є негативною рисою цього елемента. За даними наших досліджень кадмій в м'ясі міститься в межах 0,020-0,031 мг/кг, в печінці трохи більше – 0,036-0,076 мг/кг.

Свинець менш рухливий, але це є теж негативною рисою. Через меншу активність він затримується значно довше в окремих органах і тканинах організму. На відміну від інших мікроелементів у м'ясі гусей свинцю міститься більше, ніж в печінці.

Функції кальцію, магнію та калію в організмі дуже різноманітні. Роль калію полягає в тому, що він активізує багато ферментативних процесів. Кальцій і магній необхідні для формування кісткової тканини. Крім того, вони послаблюють дію на організм токсинів і підвищують імунітет.

Отже, результати досліджень по розподілу макро- та мікроелементів в печінці та м'ясі гусей можуть бути використані для створення бази даних при характеристиці мікро- та макромінерального складу організму гусей. Це дозволить правильно балансувати раціони годівлі, забезпечуватиме підвищення продуктивності птахівництва, сприятиме поліпшенню виробництва екологічно чистої продукції.

Отже, підсумовуючи результати досліджень, встановлено, що при утриманні гусей на забруднених радіонуклідами територіях спостерігається підвищення питомої активності ^{137}Cs в їх організмі протягом двох місяців, а в деяких органах – до трьох місяців. Починаючи з третього місяця вміст ^{137}Cs в органах та тканинах гусей поступово зменшувався і вже на п'ятому місяці вирощування в м'язах він знизився на 67, печінці – 82, шлунку – 63, шкірі – 70%. Зниження його вмісту спостерігалось і в усіх інших органах та тканинах.

Доведено, що через 20 днів після утримання гусей на «чистому» раціоні питома активність ^{137}Cs у м'язах та внутрішніх органах була в межах 3-11 Бк/кг. Через 25 днів питома активність ^{137}Cs у м'язах та внутрішніх органах знизилась до рівня реєстрації приладу. При переведенні гусей на «чисті» корми, процес практично повного виведення ^{137}Cs з їх органів та тканин проходить за 20-25 днів.

Явних патологічних відхилень у функціонуванні імунної системи та обмінних процесів у гусей, які утримувались на "забрудненому" раціоні не виявлено. Проте, спостерігалися деякі зміни показників в порівнянні з контролем. Зокрема, рівень гемоглобіну у дослідних гусей був дещо нижчий (136,3 проти 143,3), що свідчить про меншу насиченість еритроцитів гемоглобіном.

Вміст макро- та мікроелементів в зразках м'яса гусей, що знаходились на забруднених радіонуклідами територіях і в умовно «чистій» зоні, був майже однаковим. Проте, вміст міді, заліза, кальцію та магнію в печінці гусей з умовно чистої зони був дещо більшим, ніж в зразках із забруднених радіонуклідами територій. Пояснюється це тим, що за низьких доз опромінення організму послаблюється імунна система, порушується обмін речовин. Організм вимушений додатково використовувати мідь та залізо, які надходять з кормами, через що вони в менших кількостях депонуються в печінці.

Зменшення кількості кальцію та магнію можна пояснити механізмом стимулюючої дії вітаміну D на всмоктування стронцію.

РОЗДІЛ 6

ОЦІНКА РОЗПОДІЛУ РАДІОЦЕЗІЮ В ОРГАНАХ ТА ТКАНИНАХ СВИНЕЙ ПРИ УТРИМАННІ ЇХ НА ЗАБРУДНЕНИХ РАДІОНУКЛІДАМИ ТЕРИТОРІЯХ

6.1. Міграція радіонуклідів у ланці « корм – організм свиней»

Характер прояву радіаційно-детермінованих ефектів у значній мірі залежить від ізотопного складу радіоактивного забруднення території, оскільки за своїх хімічних властивостей ізотопи різних елементів по різному засвоюються і розподіляються в організмі, що призводить до нерівномірного формування дозового навантаження в окремих органах і тканинах [93,155]. Саме тому знання про характер розподілу радіонуклідів по органах і тканинах є важливим етапом для адекватної оцінки наслідків, що можуть виникати в організмі тварин та людини, які мешкають на забруднених радіонуклідами територіях. Зокрема, великий інтерес представляють подібні знання по відношенню організму тварин і людей у зоні радіаційного впливу внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Аналіз літературних даних переважно стосується розподілу радіонуклідів в організмі лабораторних або великих диких ссавців [93, 181, 219], в той час, як по відношенню до організму сільськогосподарських тварин, зокрема свиней та людей такі дані не численні [81]. До того ж, слід відмітити, що результати лабораторних експериментів не завжди співпадають з результатами досліджень, проведених в природних умовах. Встановлено, що біологічна доступність радіонуклідів, які включені в структурні елементи корму і ґрунтових часток, суттєво нижча, ніж із штучно приготовлених розчинів [93]. На прикладі сільськогосподарських тварин показано, що в умовах їх природного утримання параметри

накопичення і особливості розподілу радіонуклідів в організмі помітно відрізняються від тих, які виникають при затравці тварин розчинами радіонуклідів [170, 219]. Крім того, в умовах примусової гіподинамії і штучного раціону це відображається на метаболізмі тварин та інтенсивності виведення радіонуклідів і відмінності їх розподілу [256, 265, 315].

Таким чином, екстраполяція результатів досліджень, виконаних в лабораторних умовах на одних видах тварин на інші види, які утримуються в природних умовах, є можливою тільки після відповідного порівняльного аналізу. Тому вивчення особливостей розподілу радіонуклідів в організмі сільськогосподарських тварин та людей в природних умовах на радіоактивно забруднених територіях є досить актуальним.

Для довгострокової оцінки радіонуклідного забруднення організму людини необхідно враховувати фізико-хімічні особливості радіонуклідів. Біологічний період напіввиведення ^{137}Cs з організму дорослої людини – від 40 до 200 діб, дітей – від 10 до 50 діб. Його вміст в організмі людини залежить від структури харчового раціону та ступеня забруднення його компонентів. Так як свиней часто використовують як біологічну модель людини, метою наших досліджень було дослідити накопичення радіоцезію в різних органах та тканинах свиней та визначити коефіцієнти переходу радіонуклідів від корму до їх тканин та органів.

Згідно з анкетуванням та індивідуальним опитуванням населення, яке мешкає на забруднених радіонуклідами територіях, був визначений їх раціон харчування (раціон представлений в розділі 4).

Свиням згодовували компоненти раціону за таким же складом і такої кількості, яку з'їдає доросла людина за добу. А так як свиням потрібно значно більше корму, ніж людині, то до забрудненого раціону додавали «чисті» корми, які склалися із 4 кг картоплі і 1 кг концентрованих кормів завезених із «чистої» території. Компоненти раціону були гомонізовані і згодовувались у відвареному вигляді.

Компоненти «забрудненого» і «чистого» раціону були заготовлені на весь період експерименту, щоб виключити коливання вмісту радіонуклідів в кормах. Такі компоненти раціону, як гриби та ягоди, також були заготовлені на початок досліду в сухому вигляді, які разом із іншими компонентами раціону відварювалися і перед згодовуванням корму ретельно перемішувалися.

Щоб дослідити накопичення ^{137}Cs в організмі свиней, був проведений експеримент з відгодівлі свиней протягом 45 діб в 2-ій зоні радіоактивного забруднення.

З цією метою 13 свиней були завезені з незабруднених територій. Було встановлено, що тварини не хворі і не мають фізіологічних відхилень. На навчальній фермі ЖНАЕУ вони адаптовувалися впродовж 60 діб до проведення експерименту і отримували фіксований раціон з постійною кількістю і складом. Жива маса свиней на початок експерименту складала в середньому 60 кг, тобто була близькою до середньої маси дорослої людини. Після періоду адаптації свині були привезені на приватну ферму в с. Христинівка Народицького району, де утримувалися в окремих боксах. Свині щоденно отримували корм із складових, які відповідали щоденному харчуванню жителів 2-ої зони радіоактивного забруднення. Вони отримували корми, забруднені радіонуклідами з сільськогосподарських та напівприродних джерел.

Перед початком експерименту 3 свині було забито для визначення початкової концентрації ^{137}Cs в окремих органах та тканинах. Відгодівлю решти тварин продовжували без зміни в поєднанні «забруднених» та «чистих» кормів.

Окремі свині забивали з 15-ого по 45-й день з інтервалом 15 днів після першого контрольного забою для визначення динаміки накопичення ^{137}Cs в окремих органах та тканинах.

Після забою свиней для аналізу відбирали окремі тканини та органи, після того проводили глибоке заморожування зразків. Радіоактивність зразків вимірювали в Центрі радіаційного захисту та радіоекології Ганноверського

університету (Німеччина) на напівпровідникових германійових детекторах високої точності. Для вимірювань зразків використовували геометрії Марінеллі та циліндричні контейнери ємністю 0,5-1 л. Прилади калібрували по енергії та ефективності реєстрації. Використовували змішані радіонуклідні стандарти (еталони) та новітні технології АЕА, Розрахунки активності радіонуклідів у зразках проводили за допомогою матриць. Вимірювання зразків тривало від 2 до 16 год.

Кожна тварина щоденно споживала 2,9 кг «забрудненого» корму та 5 кг «чистого» корму (табл. 6.1).

Таблиця 6.1

Питома радіоактивність кормів для свиней за ^{137}Cs

Корми	Кількість корму на добу, кг	Питома активність корму, Бк/кг	Щоденне надходження ^{137}Cs Бк/добу
«Забруднені»	2,9	$726,0 \pm 1,6$	2098,0
«Чисті»	5,0	$6,7 \pm 1,9$	33,4
Всього	7,9	$732,7 \pm 1,7$	2131,4

У середньому вміст ^{137}Cs у кормах, які споживала кожна свиня, становив 2131,4 Бк/добу.

6.2. Динаміка накопичення ^{137}Cs в органах та тканинах свиней

Вміст ^{137}Cs в організмі свиней на початку експерименту був в досить низьким і варіював в окремих органах та тканинах від до 0,5 до 7,57 Бк/кг (табл. 6.2).

Таблиця 6.2

Вміст ^{137}Cs в тканинах та органах свиней, Бк/кг

Тканина, органи	Вміст перед початком дослідю	Через 15 діб від початку дослідю	Через 30 діб після початку дослідю	Через 45 діб після початку дослідю
Печінка	2,67+1,68	212,00+75,82	227,33+68,82	252,25+70,87
Шлунок	3,00+1,35	267,33+72,25	366,00+40,73	432+72,08
Нирки	7,57+5,86	435,00+113,64	528,33+54,50	565+131,96
Серце	3,30+1,51	300,33+75,96	363,33+48,21	466,75+88,73
Легені	1,77+0,55	160,73+59,36	239,33+45,79	222,5+37,97
Селезінка	2,63+0,76	235,00+58,39	278,00+28,84	322,25+78,30
Кишки	1,93+0,81	171,37+79,46	218,33+20,60	227,25+23,01
Шкіра	0,70+0,07	104,93+44,35	150,33+44,41	136,5+17,67
Щитоподібна залоза	2,03+0,86	144,57+171,33	282,00+18,2	317,08+34,45
М'язи лопатки	1,43+0,46	153,00+169,00	472,67+77,24	413,259+129,29
М'язи спини	1,60+0,70	260,23+148,77	456,67+63,12	548+118,30
М'язи стегна	2,17+0,93	130,33+225,57	148,67+25,2	602,75+97,53
М'язи ший	1,27+0,12	243,67+124,71	472,67+114,34	502,29+93,75
Кров	0,50+0,26	62,57+21,21	93,37+19,88	147,5+21,79
Кістки	1,33+0,35	110,97+34,23	199,67+31,53	230+32,57

Через 15 діб від початку згодовування тваринам «забруднених» кормів вміст ^{137}Cs в організмі свиней значно підвищився. Найвищим він був в нирках - 435,0 Бк/кг, серці -

300,3 Бк/кг, шлунку – 267,3 Бк/кг та м'язах спини – 260,2 Бк/кг, а найнижча в крові – 62,6; шкірі – 104,9 та кістках – 110,97 Бк/кг, відповідно. Через місяць активність радіонукліду в організмі свиней продовжувала зростати і в нирках досягла – 528,3 Бк/кг, м'язах лопатки – 472,7; м'язах шиї – 472,7; м'язах спини – 456,7; шлунку – 366,05 Бк/кг. Найменший вміст ^{137}Cs був в крові – 93,4 Бк/кг та щитоподібній залозі – 94,0 Бк/кг. Після 45 діб експерименту темпи зростання його вмісту в деякій мірі знизились, проте як і у попередні періоди досліді найвищим був у нирках – 565 Бк/кг та м'язах – 516 Бк/кг.

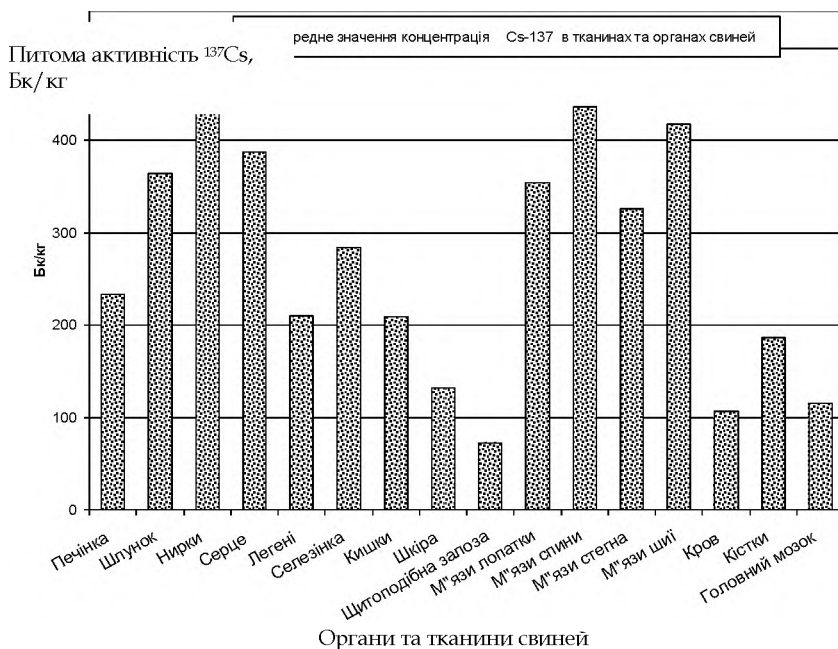


Рис. 6.1. Середні значення вмісту ^{137}Cs у тканинах та органах свиней

Аналізуючи результати досліджень з накопичення ^{137}Cs в організмі свиней за весь період досліді (рис. 6.1) слід відмітити,

що найвищим його вмістом характеризувалися нирки та всі м'язи свиней, найменше накопичення спостерігали в шкірі, крові та кістках.

Графіки 6.2-6.12 показують найбільше зростання вмісту ^{137}Cs в нирках і м'язовій тканині свиней. Ці органи показали найкоротший біологічний період напіврозпаду впродовж 5 днів, тоді як концентрація ^{137}Cs в мозку і крові зростали дуже повільно з біологічним періодом напіврозпаду 40-50 днів, довше, ніж час спостереження за експериментом.

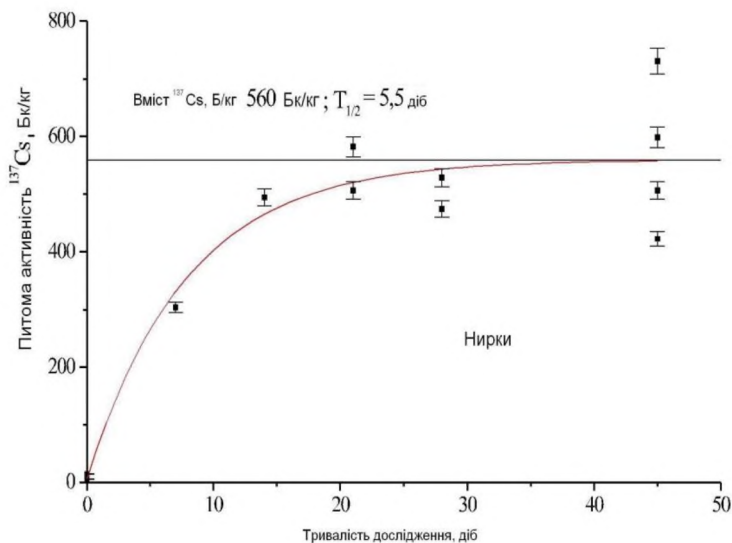


Рис. 6.2. Зростання питомої активності ^{137}Cs у нирках свиней з часом

В основному тканини і органи свиней, які досліджували, показують (за винятком мозку і крові) короткий біологічний період напіврозпаду в 10-15 діб. Загальна життєздатність свиней включає зростання ваги тіла за біологічний період напіврозпаду в 25 днів.

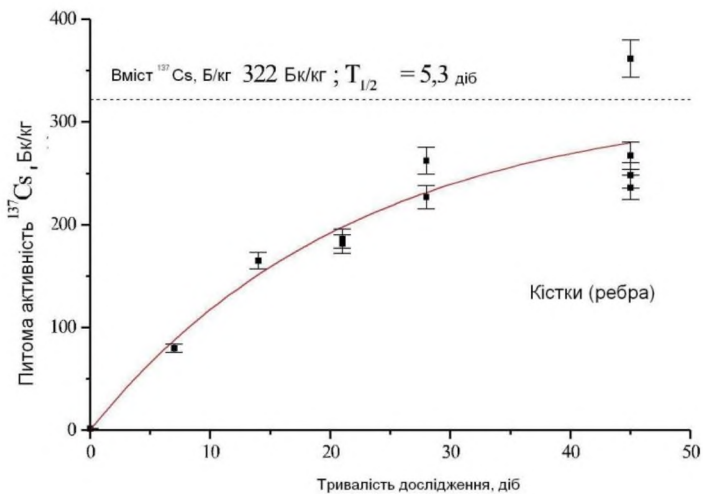


Рис. 6.3. Зростання питомої активності ^{137}Cs у кістках свиней з часом

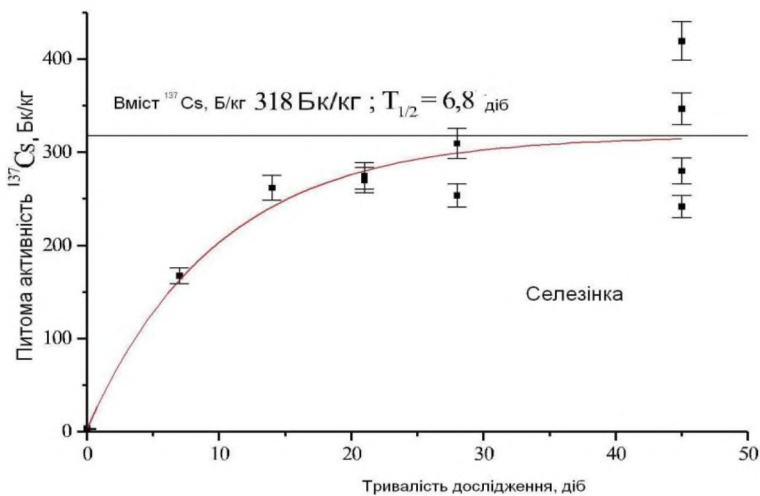


Рис. 6.4. Зростання питомої активності ^{137}Cs в селезінці свиней з часом

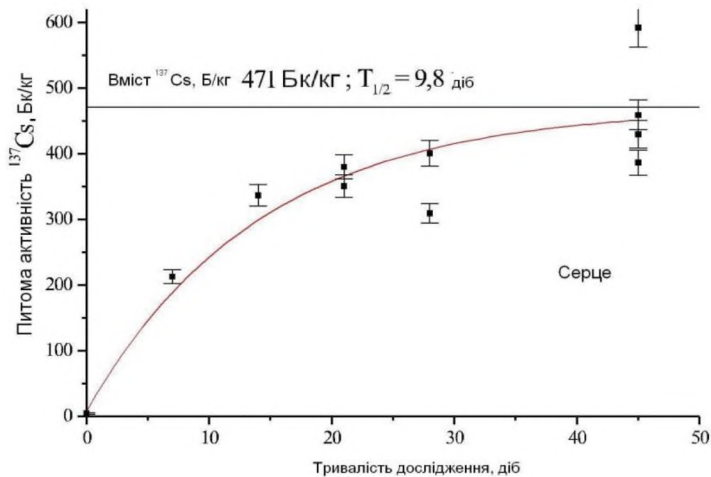


Рис. 6.5. Зростання питомої активності ^{137}Cs у серці свиней з часом

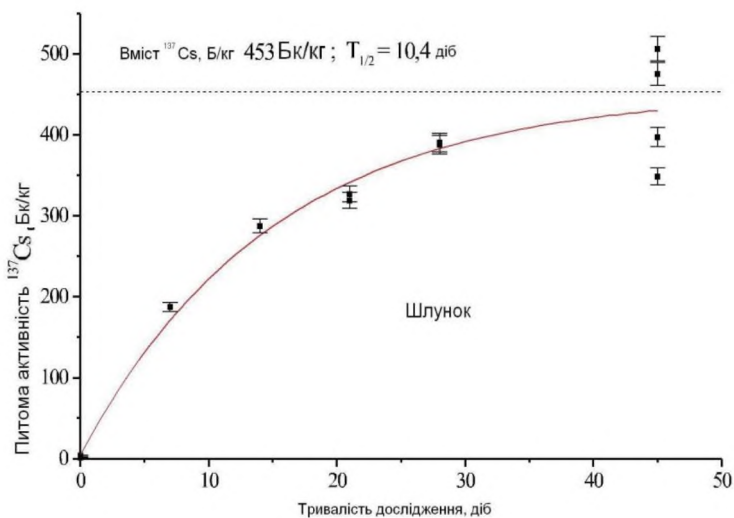


Рис. 6.6. Зростання питомої активності ^{137}Cs у шлунку свиней з часом

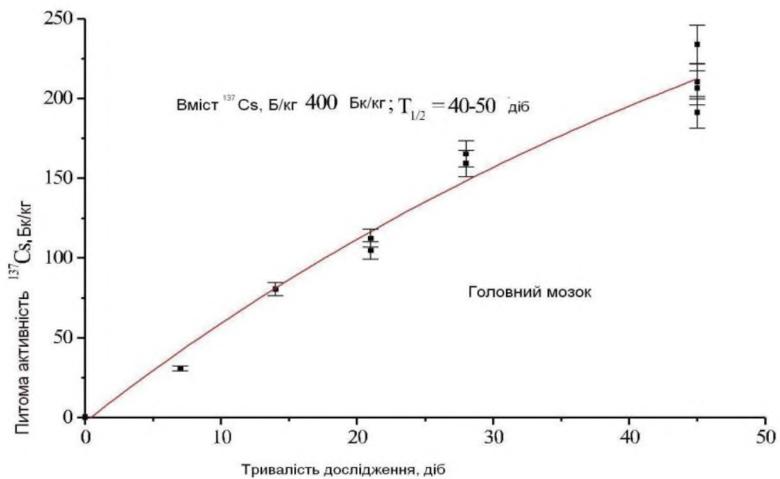


Рис. 6.7. Зростання питомої активності ^{137}Cs у головному мозку свиней з часом

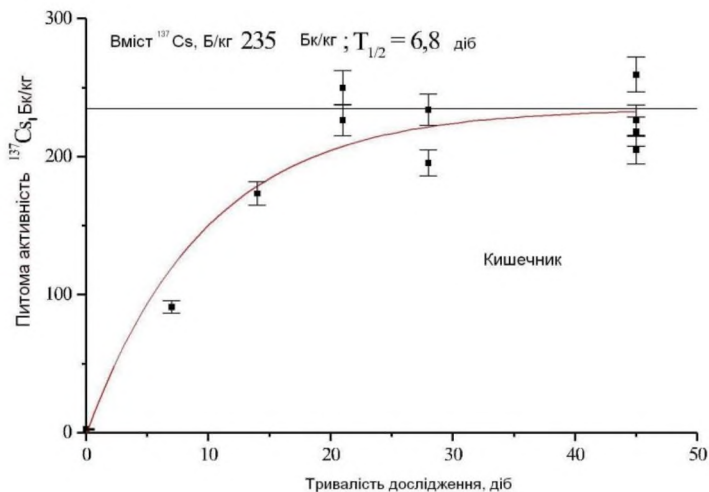


Рис. 6.8. Зростання питомої активності ^{137}Cs у кишечнику свиней з часом

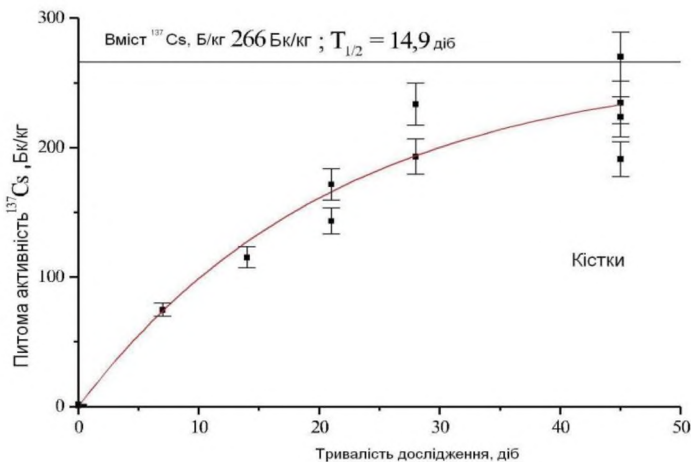


Рис. 6.9. Зростання питомої активності ^{137}Cs у кістках (кістки лопатки та стегна) свиней з часом

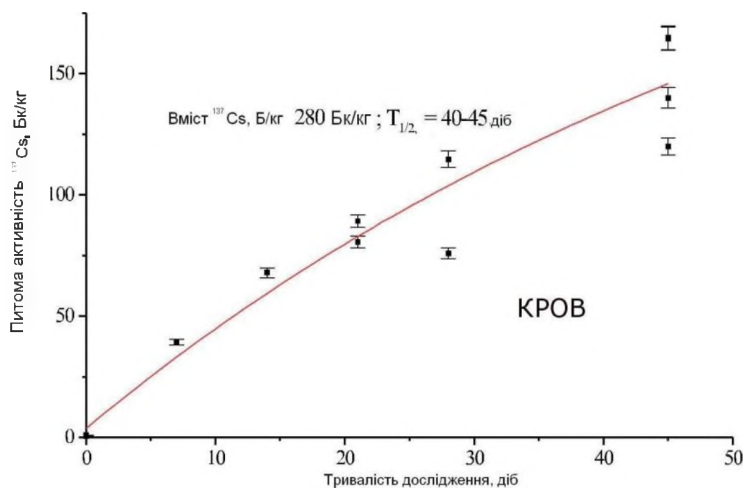


Рис. 6.10. Зростання питомої активності ^{137}Cs у крові свиней з часом

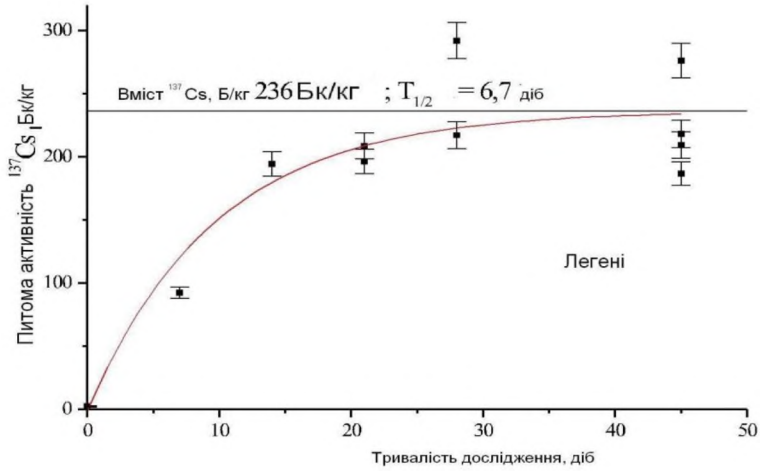


Рис. 6.11. Зростання питомої активності ^{137}Cs у легенях свиней з часом

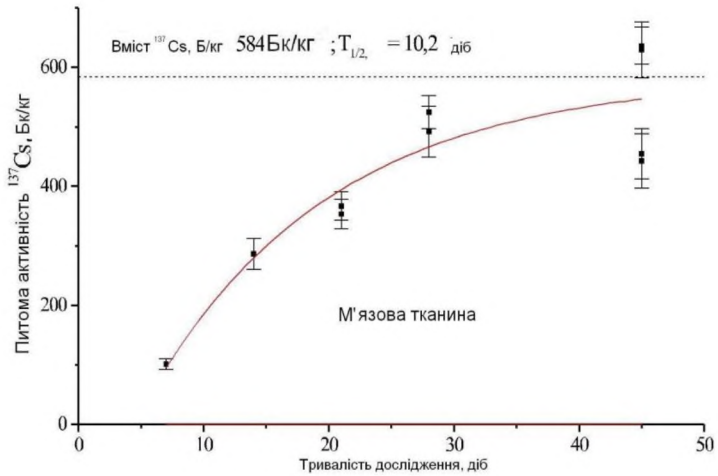


Рис. 6.12. Зростання питомої активності ^{137}Cs у м'язовій тканині свиней з часом

М'язова тканина і нирки з концентрацією 565 Бк/кг є критичними органами з накопичення ^{137}Cs в організмі свиней. Значно менше його накопичувалось в шкірі, печінці, легенях, кишкоцинику та кістках. Тому можна констатувати такий розподіл ^{137}Cs в організмі свиней: м'язи містять 70, жирова тканина – 12 , внутрішні органи – 8 і кістки – 5%.

6.3. Коефіцієнти переходу ^{137}Cs з корму до організму свиней

Коефіцієнти переходу були вираховані як відношення вмісту ^{137}Cs в різних частинах туші свині до щоденного вмісту ^{137}Cs в кормах які поїдалися тваринами (табл. 6.3).

Таблиця 6.3

Коефіцієнт переходу ^{137}Cs від корму до тканин та органів свиней

Тканини, органи	Вміст ^{137}Cs , Бк/кг	Коефіцієнт переходу
Печінка	233,80 \pm 65,77	0,11
Шлунок	364,50 \pm 91,82	0,17
Нирки	517,40 \pm 112,42	0,24
Серце	387,60 \pm 99,69	0,18
Легені	210,00 \pm 53,79	0,10
Селезінка	284,10 \pm 66,69	0,13
Кишки	208,80 \pm 48,18	0,10
Шкіра	131,80 \pm 36,66	0,06
Щитоподібна залоза	71,90 \pm 126,85	0,03
М'язи лопатки	354,70 \pm 170,17	0,17
М'язи спини	436,30 \pm 162,73	0,20
М'язи стегна	326,30 \pm 223,95	0,15
М'язи шиї	417,80 \pm 153,52	0,20
Кров	106,30 \pm 42,35	0,05
Кістки	186,10 \pm 60,28	0,09

Доведено, що найбільшими коефіцієнтами переходу характеризувалися такі органи як нирки, серце та шлунок – 0,24, 0,18 та 0,17 відповідно, а також м'язи спини та шиї – 0,20. Найменші коефіцієнти переходу були характерні для щитоподібної залози та крові.

Свиней часто використовують як фізіологічну модель людини.

Це стосується також і кінетики ^{137}Cs . Для свиней відповідний біологічний період напіввиведення складає 3,5-35 днів [255].

Наші дослідження в цілому підтверджують цей біологічний період напіврозпаду, вказуючи на більш складну поведінку ^{137}Cs у різних тканинах та рідинах організму. Але наш експеримент був направлений не на кінетику ^{137}Cs в організмі свиней, а на визначення коефіцієнту переходу ^{137}Cs в типових умовах відповідно в 2-ій зоні радіоактивного забруднення.

У результаті проведених досліджень слід відмітити, що в організмі піддослідних тварин хоча і проходять подібні процеси накопичення радіонуклідів так, як і в організмі людей, але існують деякі відмінності:

- різний біологічний період напіввиведення для свиней і людей;
- різна ефективна абсорбція радіоцезію в шлунково-кишковому тракті;
- вагома прибавка в живій масі під час годівлі.

Якщо, не дивлячись на вищесказане, і екстраполювати це на організм людини, то виходячи із даних, одержаних під час досліджень, на одну дорослу особину вміст радіоактивності всього організму буде дорівнювати від 100 до 400 кБк, при умовній нормі 30 Бк.

Дослідження, проведені на свинях, дозволяють зробити висновок, що в організмі свиней, так як і людей, найвищі концентрації радіоцезію спостерігалися в м'язах та нирках.

Для визначення періоду рівноваги радіоцезію в організмі людини необхідно дані по його щоденному надходженню та адсорбції в шлунково-кишковому тракті та біологічний період напіврозпаду.

ОБГОВОРЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ДОСЛІДЖЕНЬ

Аналітичний огляд наукової літератури за темою досліджень засвідчив надзвичайну актуальність екологічних досліджень з оцінки джерел формування дозового навантаження на організм людей, які мешкають в критичних населених пунктах Українського Полісся.

Трагедія Чорнобильської катастрофи і головна об'єктивно існуюча проблема для сільського населення, яке проживає на забруднених територіях після аварії, полягає в тому, що небезпека (радіоактивні йод, цезій, стронцій) для населення йде через продукти харчування тваринного, рослинного та лісового походження, які завжди були основними складовими раціону їх харчування. Цей факт не залежить від чиєїсь приватної думки, розуміння чи не розуміння природи цього явища. Навіть через 29 років після аварії це становище зберігається, і дози зовнішнього опромінення людини обумовлені споживанням продуктів харчування власного виробництва. Досвід вивчення і мінімізації динаміки поведінки радіонуклідів у ланці «грунт-рослина» показує, що без проведення комплексних контрзаходів в сільськогосподарському виробництві таке становище буде зберігатися в найближчі декілька десятиліть. У минуле десятиліття контрзаходи проводили в сільськогосподарському виробництві, направлені на одержання «чистої» продукції, проводили в об'ємах менше 10% від потреби і значно менших кількостях у порівнянні з Росією та Білорусією. Кількість населених пунктів з річною дозою опромінення населення вище 1 мЗв, починаючи з 1994 року, змінюється дуже повільно, і, в основному, за рахунок процесів природної реабілітації ґрунтів.

У Росії, Білорусії та Україні були розроблені і впроваджені в перші роки аварії системи захисних заходів. Велика рогата худоба молочного напрямку повинна отримувати «чисті» корми (зерно, коренеплоди, картоплю), вирощені на орних землях більш родючих ґрунтів, які були провапновані і удобрені, сіно сіяних трав, вирощені в таких самих умовах, на культурних пасовищах. Всі вище перераховані прийоми в Україні не

реалізуються з 1994 року, коли різко знизили виділення коштів на програму реабілітації забруднених територій.

Прикладом для нашої держави може бути Білорусь, де в минулому році служби радіаційного контролю не виявили жодної проби молока з перевищенням нормативу вмісту ^{137}Cs на всій території країни.

Слід також зазначити, що, починаючи з 1998-2000 рр., також проходило поступове скорочення радіаційного моніторингу. Науковий моніторинг, який вкрай необхідний для виявлення закономірностей міграції радіонуклідів, а отже, їх реальної і потенційної небезпеки для людини і біоти, майже повністю виключений із державних програм.

На думку багатьох радіобіологів, радіоекологів та екологів, найбільшою помилкою в ході ліквідації наслідків Чорнобильської аварії було прийняття в якості основного критерію радіоактивної небезпеки щільності радіоактивного забруднення території, а не дози опромінення населення. Провідну роль у формуванні повної дози належить внутрішньому опроміненню від надходження в організм продуктів харчування, вироблених в приватних господарствах громадян.

Радіаційна ситуація в районах інтенсивного радіоактивного забруднення залишається і до тепер складною. Зниження річної індивідуальної дози зовнішнього опромінення населення складає 5-15%, і основна частка припадає на внутрішнє опромінення.

Багато науковців стверджують, що за 25 років, що минули після аварії, вдвічі скоротилася площа території, де рівні забруднення ^{137}Cs перевищують 10 кБк/м².

Більше ніж утричі зменшилася територія, де рівень забруднення ^{90}Sr перевищував – 4 кБк/м², тобто майже на 90% території України спостерігаються доаварійні рівні забруднення.

Нашими ж дослідженнями встановлено, що значна частина агроландшафтів Українського Полісся і досі залишається забруднена дозоутворюючими радіонуклідами і характеризується великою мозаїчністю у вигляді плям із

щільностями, які варіюють у широких межах: ^{129}I – від 2060 до 44 кБк/м², ^{137}Cs – від 10332 до 44 кБк/м², ^{90}Sr – від 30,3 до 3 кБк/м².

Проведені нами детальні дослідження наглядно ілюструють закономірності міграції радіонуклідів по трофічних ланцюгах Українського Полісся.

Відомо, що в перші години та наступні сім днів після аварії на ЧАЕС найбільш небезпечним радіонуклідом був ^{131}I . Так як в той час були відсутні прямі заміри концентрації ^{131}I в навколишньому середовищі і він має дуже короткий період напіврозпаду – близько 8 діб, то саме через концентрацію ^{129}I в зразках з навколишнього середовища, зокрема в ґрунтах, є можливість провести ретроспективну дозиметрію опромінення щитоподібної залози, викликаного короткоживучим ізотопом ^{131}I , через довгий час після того, як ці радіонукліди були викинуті в навколишнє середовище в результаті різного роду аварій.

Наразі ^{137}Cs також використовується дуже часто для відтворення даних опромінення щитоподібної залози ^{131}I .

Однак, серед науковців не існує єдиної думки, який саме довгоживучий радіоізотоп ^{129}I чи ^{137}Cs краще використовувати для проведення розрахунків ретроспективної дозиметрії опромінення щитоподібної залози ^{131}I .

Відповідно ж до наших розрахунків, через ^{129}I можна припустити, що доза опромінення ^{131}I щитоподібної залози у дітей, які проживали поблизу Народичів в 1986 р., була в межах 10 Зв, так як в той час не було прийнято ніяких заходів безпеки і населення не було навіть попереджено про необхідність залишатися вдома чи небезпеку вживання молока та овочів. Для дорослого населення доза опромінення щитоподібної залози становила близько 3 Зв, а у дітей поблизу Коростеня, дози опромінення були більші 1 Зв і близько 0,4 Зв у дорослих.

Що стосується раціону харчування населення Поліського регіону, то нашими дослідженнями доведено, що він в основному складається із продуктів харчування, вироблених у власних приватних господарствах, окрім хліба. Середньорічне споживання місцевими жителями молока, м'яса та

м'ясопродуктів, картоплі і риби на 62,2; 58,6; 40,8%, відповідно, більше від споживання в цілому по Україні.

Розрахована річна доза внутрішнього опромінення жителів населених пунктів Овруцького та Народицького районів (2-а зона), сформована за рахунок продуктів харчування, і становить 14,4 та 9,2 мЗв , тоді як у жителів Ємільчинського, Лугинського, Народицького, Олевського та Овруцького районів (3-тя зона) – від 2,3 до 1,6 мЗв, а у Малинському, Новоград-Волинському і Володарсько-Волинському районах – менше 1 мЗв/рік.

За наявними в науковій літературі оцінками доза внутрішнього опромінення людини навіть через 29 років формується від 75 до 90% за рахунок молока і молочних продуктів місцевого виробництва.

Результати наших досліджень не дозволяють однозначно стверджувати, що саме молочна компонента вносить такий великий внесок у дозове навантаження населення, яке мешкає в критичних населених пунктах Українського Полісся. Встановлено, що найбільший внесок у дозу внутрішнього опромінення населення вносять гриби, питома активність яких за ^{137}Cs може сягати 364000-162000 Бк/кг, який для мешканців Овруцького району досягав значень 96,6–80,7%, а для Народицького 79,4–78,9%, Коростенського – 68,2-60,4. Що стосується молока та молочних продуктів, то їх внесок ^{137}Cs в формування дозового навантаження становив в Олевському, Народицькому, Ємільчинському, Коростенському, Малинському районах – 40,1; 35,6; 21,8; 17,3 13,3% відповідно, тоді як до населення Володарсько-Волинського, Лугинського районів з молоком надійшло до 3% ^{137}Cs . ^{90}Sr з молоком та молокопродуктами до організму людей в досліджуваних районах надходить від 72,5 до 34,8%.

Дослідженнями багатьох науковців доведено, що зернові, коренеплоди і овочеві культури мають дуже низькі значення Кп радіонуклідів з ґрунту. Крім цього, ці культури традиційно вирощуються на більш родючих типах ґрунтів, і найчастіше з використанням добрив. Тому, у віддалений період після аварії майже на всій території Полісся України вміст радіоцезію в цій

рослинницькій продукції не перевищує ДР-2006. Тому і внесок цих компонентів до раціону людей є незначним.

Отримані нами дані з формування дозового навантаження на організм людей за рахунок продукції рослинництва також демонструють їх незначний вплив, за винятком картоплі.

Нечисленними виявилися в науковій літературі роботи, які присвячені вивченню динаміки накопичення радіонуклідів в організмі водоплавної птиці, а саме гусей, при вирощуванні їх на територіях з різною щільністю радіоактивного забруднення ґрунтів. У цьому аспекті нами також були проведені дослідження з вивчення динаміки накопичення ^{137}Cs в органах та тканинах гусей при вирощуванні їх на території 2, 3 та 4-ої зон. Результати наших досліджень свідчать, що вміст ^{137}Cs в організмі гусей при вирощуванні їх на територіях з високою щільністю забруднення ґрунтів вище 555 кБк/м², великими темпами зростає впродовж перших 2-3 -х місяців їхнього вирощування, з наступним періодом від 3-го до 5-го місяця поступово проходить зниження ^{137}Cs у м'язах на 67, печінці – 82, шлунку – 63, шкірі – 70%. Відомо, що доросла гуска за день на пасовищі з'їдає до двох кілограмів трави, яка, на нашу думку, і є основним джерелом надходження радіонуклідів до організму гусей. Зниження концентрації ^{137}Cs в органах та тканинах гусей, починаючи з трьохмісячного віку, можна пояснити низькою продуктивністю пасовищ саме в цей період.

Процес надходження ^{137}Cs в організм гусей, при утриманні їх на територіях, забруднених радіонуклідами і, відповідно, пасовищної трави, описується динамічною компартментною моделлю.

Численними є публікації щодо впливу малих доз радіації на лабораторних тваринах. У науковій літературі ми не знайшли ніяких відомостей з проведення досліджень по динаміці накопичення ^{137}Cs в органах та тканинах свиней при вирощуванні їх на забруднених радіонуклідами територіях.

Аналіз літературних даних переважно стосується розподілу радіонуклідів в організмі лабораторних або великих диких ссавців в той час, як по відношенню до організму сільськогосподарських тварин, зокрема свиней, та людей такі дані

нечисленні. До того ж, слід відмітити, що результати лабораторних експериментів не завжди співпадають з результатами досліджень, проведених в природних умовах. Встановлено, що біологічна доступність радіонуклідів, які вкочені в структурні елементи корму і ґрунтових часток, суттєво нижча, ніж із штучно приготовлених розчинів. На прикладі сільськогосподарських тварин показано, що в умовах їх природного утримання параметри накопичення і особливості розподілу радіонуклідів в організмі помітно відрізняються від тих, які виникають при затравці тварин розчинами радіонуклідів.

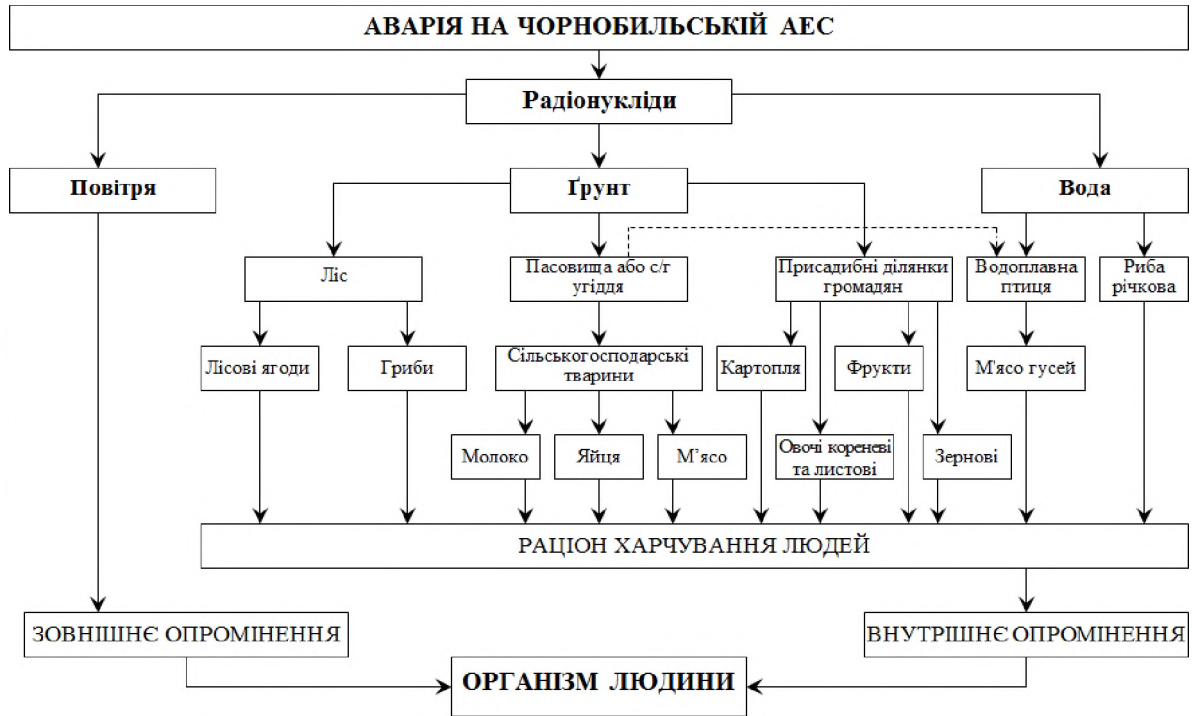
Наші дослідження свідчать, що при утриманні свиней на радіоактивно забруднених територіях з щодобовим надходження ^{137}Cs 2131 Бк, після першого місяця годівлі забрудненими кормами концентрація його в органах та тканинах інтенсивно зростала і розміщується в такий зростаючий ряд: кров - 93,4; щитоподібна залоза - 94,0; плунок - 366,5; м'язи стегна - 456,7; м'язи шиї - 472,7; м'язи лопатки - 472,7; нирки - 528,3 Бк/кг. Значно менше ^{137}Cs накопичується в шкірі та внутрішніх органах (печінці, легенях, кишечнику, кістках).

Нирки та м'язова тканина свиней виявилися критичними органами.

За розподілом ^{137}Cs в організмі свиней м'язові тканини містять - 70, жирова тканина - 12, внутрішні органи - 8, кістки - 5%. Відомо, що свиней використовують як біологічну модель людини. Якщо екстраполювати наші результати досліджень на організм людини, то вміст ^{137}Cs в усьому організмі буде в межах від 100 до 400 кБк.

За результатами комплексних досліджень побудована структурно - логічна модель джерел формування дозового навантаження на організм людей, які мешкають в критичних населених пунктах Українського Полісся.

Отримані дані з радіоактивного забруднення територій та джерел надходження радіонуклідів в організм людей мають наукову новизну та практичне значення для розробки Загальнодержавної концепції щодо подолання наслідків Чорнобильської катастрофи.



Структурно-логічна модель формування дозового навантаження на організм людини

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Алексахин Р.М. Научная деятельность В.М. Клечковского и проблема радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова / Р.М. Алексахин // Почвоведение. – 1990. – № 10. – С. 7-13.
2. Алексахин Р.М. Сельскохозяйственная радиоэкология / Р.М. Алексахин, А.В. Васильев, В.Г. Дикарев. – М.: Экология, 1992. – 400 с.
3. Алексахин Р.М. / Р.М. Алексахин, И.Т. Моисеев, Ф.А. Тихомиров // Агрехимия. – 1992. – №8. – С. 127-137.
4. Алексахин Р.М. Итоги преодоления последствий последствий Чернобыльской катастрофы в агроосфере / Р.М. Алексахин // Агрехимический вестн. – 2006. – №2. – С. 2-5.
5. Алексахин Р.М. Миграция радионуклидов в лесных биоценозах / Р.М. Алексахин, М.А. Нарышкин. – М.: Атомиздат, 1968. – С. 57-85.
6. Аненков Б.Н. Основы сельскохозяйственной радиологии / Б.Н. Аненков, Е.В. Юдинцева. – М.: Агропромиздат, 1991. – 287 с.
7. Аненков Б.Н. Радиационные аварии и ликвидация их последствий в агроосфере / Б.Н. Аненков, А.В. Егоров, Р.Г. Ильязов. – Казань, 2004. – 408 с.
8. Анненков Б.Н. Ведение сельского хозяйства в районах радиоактивного загрязнения (радионуклиды и продукты питания)/ Б.Н. Анненков, В.С. Аверин. – Минск: Припилеи, 2003. – 11с.
9. Антропогенная радионуклидная аномалия и растения // Д.М.Гродзинский К.Д.Коломиец, Ю.А. Кутлахмедов и др. – Киев: Лыбидь, 1991. – 160 с.
10. Апотенко В.М. Ветеринарна імунологія та імунопатологія / В.М. Апотенко. – К.: Урожай, 1994. – 128 с.
11. Архипов Н.П. К оценке размеров поступления стронция-90 из почвы в растение и его накопление в урожае / Н.П. Архипов, А.В. Егоров, В.М. Клечковский // Почвоведение. – 1969. – № 1. – С. 2-4.
12. Архипов Н.П. Накопление радиостронция сельскохозяйственными растениями из почвы в разных почвенно-климатических условиях / Н.П. Архипов, П.Ф. Бондарь. – М.: Атомиздат, 1978. – 58 с.
13. Архипов Н.П. О связи между накоплением естественных радионуклидов в урожае ячменя и агрохимическими свойствами почв / Н.П. Архипов, Л.Т. Февралева, Е.Т. Бобрикова // Агрехимия. – 1984. – №11. – С. 119-125.
14. Асташева Н.П. Метаболізм Cs-137 в організмі дорослих гусей в умовах хронічного надходження / Н.П. Асташева та ін. //

- Проблеми сільськогосподарської радіології. – 1992. – Вип. 2. – С.148-154.
15. Атлас «Україна. Радіоактивне забруднення». – К.: МНС України, 2008. – 52 с.
 16. Атлас загрязнення Европы цезием после Чернобыльской аварии / науч. рук. Ю.А. Израэль. – Люксембург: Бюро по официальным изданиям Европейской комиссии, 1996. – 108 с.
 17. Бакунов Н.А. К вопросу о накоплении цезия-137 в растениях и специфике его поведения в почвах / Н.А. Бакунов // Агрoхимия. – 1989. – № 5. – С. 94-97.
 18. Бакунов Н.А. К вопросу о снижении накопления Cs в растениях при обогащении почв природными сорбентами / Н.А. Бакунов // Агрoхимия. – 1989. – №6. – С. 90-96.
 19. Балансовий підхід до радіогеохімічних досліджень автореабілітаційних процесів у лісових екосистемах / О.О. Орлов, С.П. Ірклієнко, В.В. Долін [та ін.] // Проблеми екології лісу та лісокористування на Поліссі України: зб - Житомир: Волинь, 2001. – №2(8). – С. 10-25.
 20. Бегичев С.Н. Топливо реактора 4-го блока ЧАЭС / С.Н. Бегичев, А.А. Боровой, Е.В. Бурлаков. – М., 1990. – 21 с. (Препринт/Ин-т атом. энергии; ИАЭ 5268/3).
 21. Белов А.Д. Ветеринарная радиобиология / А.Д. Белов, В.А. Кирилин. – М.: Агропромиздат, 1987. – С. 94-172.
 22. Биoгеохимия радионуклидов Чернобыльского выброса в лесных экосистемах Европейской части СНГ / А.И. Щеглов, Ф.А. Тихомиров, О.Б. Цветнова [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1996. – Т.36, №4. – С. 469-478.
 23. Богданов Г.А. Кормление сельскохозяйственных животных / Г.А. Богданов. – М.: Агропромиздат, 1990. – 624 с.
 24. Бондаренко Г.Н. Геохимические аспекты естественной деконтаминации наземных экосистем / Г.Н. Бондаренко // Наука - Чернобыль - 96: сб. докл. науч.-практ. конф. – К., 1997. – С. 84-87.
 25. Булавик И.М. Обоснование лесопользования в условиях радиоактивного загрязнения Белорусского Полесья: автореф. дис. на соискание ученой степени д-ра с.-х. наук / И.М. Булавик. – Гомель, 1998. – 39 с.
 26. Булдаков Л.А. Проблема распределения и экспериментальной оценки допустимых уровней ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{106}Ru / Л.А. Булдаков, Ю.И. Москалев. – М.: Атомиздат, 1968. – 295 с.

27. Бурлакова Е.Б. 25 років Чорнобильської катастрофи: безпека майбутнього / Е.Б. Бурлакова // Чернобыль малые дозы радиации и наноструктуры: сб. тез Міжнар. конф., 20-22 квіт. 2011 р. – К., 2011. – С. 100-101.
28. Буров Н.И. Радиоэкология позвоночных животных / Н.И. Буров, Н.Н. Антакова, И.Я. Панченко. – М.: Наука, 1978. – С. 80-89.
29. В.В. Василенко, М.Я. Циганков, С.Ю. Нечаев [та ін.] // Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього: сб. тез Міжнар. конф., 20-22 квіт. 2011р. – К., 2011. – С. 165-166.
30. Ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 1999-2002 рр.: метод. рек. / . – К.,1998. – 103 с.
31. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період: метод. рек. / за заг. ред. Б.С. Прістера. – К.: Атіка-Н, 2007. – 196 с.
32. Вернадер А.Б. Агрогрунтови райони Українського Полісся / А.Б. Вернадер // Агрохімія і ґрунтознавство. – 1969. – Вип.. 12. – С. 27-61.
33. Використання ¹²⁹I та ¹³⁷Cs в ґрунтах для оцінки розподілу ¹³¹I в Білорусії як наслідок Чорнобильської аварії / В. Миронов, В. Кудряшов, Ф. Йоу, Г.М. Райсбек // Радіоактивність довкілля. – 2002. – 59. – С. 293-307.
34. Виноградская В.Д. Изучение динамики Кп ¹³⁷Cs из разных типов почв в сельскохозяйственные культуры после аварии на ЧАЭС / В.Д. Виноградская // Вісник аграрної науки. – 2002. – №4. – С. 102-103.
35. Влияние природных и социальных факторов на радиоэкологические процессы и формирование дозовых нагрузок у населения Вольнской области Украины / И И Ясковец, Ю.А. Кутлахмедов, В.А. Гирий [и др.] // Тезиси докл. на Міжнарод. конф.: "Радіоактивність при ядерних вибухах і аваріях". – М., 2000. – С. 324-325
36. Вплив агрозаходів на інтенсивність накопичення радіонуклідів в продукції рослинництва / В.В. Москалець, Є.Є. Перетятко, В.І. Москалець [та ін.] // Агроекол. журн. – 2006. – №2. – С. 64-70.
37. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества / В.А. Баженов, Л.А. Булдаков, И.Я. Василенко [и др.]. – Л.: Химия, 1990. – 464 с.
38. Временные изменения содержания радионуклидов в организме кабана (*Sus scrofa*) и лося (*Alces alces*) / П.Г. Козло, С.В. Кучмель, А.А. Емельянова, Т.Г. Дерябина // 10 лет ППРЭЗ: сб. ст. / сост.: Т. М. Одинцова, К. М. Кириенко. – Мн.: Изд. Н.Б. Киреев, 1998. – С. 53-59.

39. Временные рекомендации по ведению заготовок пищевых продуктов леса и лекарственного сырья на территории лесхозагов УССР, подвергшихся радиоактивному загрязнению / Н.К. Калетник, В.П. Ландин, В.П. Краснов, Ю.Д. Матухно // Сб. нормат. документов по ведению лесохозяйственного производства на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению / Минлесхоз УССР. - К., 1986. - 26 с.
40. Вяйзенен Г. Контроль концентрации радионуклидов в кормах и говядине / Г. Вяйзенен, А. Токарь, Л. Петрова // Молочное и мясное скотоводство. - 1996. - №2. - С. 30-33.
41. Гайченко В.А. Особливості надходження і біогенного перерозподілу радіонуклідів, їх міграція по трофічних ланцюгах та формування дозових навантажень диких тварин / В.А. Гайченко, Г.М. Коваль, В.М. Титар // Чорнобиль. Зона відчуження: зб. наук. пр. / за ред. В. Г. Бар'яхтара. - К.: Наук. думка, 2001. - С. 299-316.
42. Горбачева Н.В. Оценка состава и величины выброса радионуклидов во время аварии на ЧАЭС / Н.В. Горбачева, В.Г. Молодых, Ю.С. Панитков. - Минск, 1994. - 31 с.
43. Гродзинский Д.М. Радиационное поражение растений в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС / Д.М. Гродзинский, И.Н. Гудков // Радиационная биология. Радиоэкология. - 2006. - Т.46, №2. - С. 189-199.
44. Гродзинский Д.М. Радиобиология растений / Д.М. Гродзинский. - Минск, 1997. - 250 с.
45. Гудков И.Н. Основы общей и сельскохозяйственной радиобиологии / И.Н. Гудков. - К.: Изд-во УСХА, 1991. - 327 с.
46. Гудков І.М. Особливості ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях Лісостепу України / І.М. Гудков. - К.: Алефа, 2003. - Т. 1. - С. 747-775
47. Гудков І.М. Особливості ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях Лісостепу / І.М. Гудков, М.М. Лазарев // Наукове забезпечення сталого розвитку сільського господарства в Лісостепу України / - К.: Алефа, 2003. - Т.1. - С. 747-775.
48. Гудков І.М. Особливості формування поглинених доз та віддалені радіобіологічні ефекти у сільськогосподарських рослин на забруднених радіонуклідами територіях / І.М. Гудков, Д.М. Гродзинський // Вісн. ДААУ. - 2001. - №1. - С. 8-12.
49. Гулякин И.В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия / И.В. Гулякин, Е.В. Юдинцева. - М.: Атомиздат, 1968. - 343 с.

50. Гулякин И.В. Поступление в растения и накопления в урожае стронция, цезия и некоторых других продуктов деления : в 5-ти т. / И.В. Гулякин, Е.В. Юдинцева // Доклад 2-ой Междунар. конф. по мирному использованию атомной энергии. – М., 1959. – С. 43-52.
51. Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. Національна доповідь. – К.: КІМ, 2011. – 356 с.
52. Двадцять років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє // Національна доп. України /. – К.: Атака, 2006. – 224 с.
53. Двадцять років Чорнобильської катастрофи: підсумки та перспективи / упоряд.: М.М. Борисик, С.М. Омелянець, О.В. Рогінець, Г.В. Халімон ; ВР України. – К.: Парламентське вид-во, 2006. – 640 с. – (Серія «Парламентські слухання»).
54. Дворник А.М. Модель FORESTDOSE_INTERNAL формування внутрішньої дози облучення от леса / А.М. Дворник, Т.А. Жученко // Проблеми екології лісу і лісокористування на Поліссі України /. – Житомир: Волинь, 2000. – Вип. 1. – С. 139-148.
55. Державні гігієнічні нормативи «Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді»: наказ МОЗ України від 03.05.2006 р. №256 // Нормативний документ МОЗ України/. – К.: – 2006. –10 с.
56. Десять лет после аварии на Чернобыльской АЭС // Национальный доклад Украины / Минчернобыль. – К., 1996. – 198 с.
57. Динамика выведения радионуклидов из организма сельскохозяйственных животных / Н.П. Асташева, Л.М. Романов, В.А. Кашпаров [и др.] // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии: – С.Пб., 1993. – Т.2. – С. 345-350.
58. Динамика накопления и выведения радионуклидов из организма сельскохозяйственных животных / Н.П. Асташева, Л.М. Романов, Д.М. Костюк [и др.] // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. науч. тр. / УкрНИИСХР. – К., 1996. – Вип 4. – С. 18-29.
59. Динаміка дозових навантажень на органи і тканини тварин при тривалому надходженні до організму радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr + ^{90}Y / М.І. Мойсеєнко, Я.І. Серкіз, І.П. Дрозд [та ін.] // Проблеми Чорнобильської зони відчуження: зб. наук. пр. / – 1998. – Вип. 5. – С. 167-173.
60. Динамічна модель міграції ^{137}Cs по органах гусей у процесі їх росту / Л.А. Прокопенко, Є.Є. Перетятко, О.В. Камишний, Л.Д. Романчук // Агроекол. журнал. – 2006. – № 1. – С.79-84.

61. Дібров Є. Перспективна продукція гусівництва / Є. Дібров // Тваринництво України. – 1996. – №11. – С. 13.
62. Дідух М.І. Радіологічна оцінка території зони безумовного (обов'язкового) відселення Житомирської області / М.І. Дідух, Л.Д. Романчук, Я.А. Можар // Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи в сільському та лісовому господарстві – 20 років після аварії на ЧАЕС: доп. учасн. 5-ої Міжнар. наук.-практ. конф., 18-20 травня 2006 р. / Держ. агроекол. ун-т. – Житомир, 2006. – С. 130-134.
63. Дозиметрическая паспортизация населенных пунктов Украины, подвергшихся радиоактивному загрязнению после Чернобыльской аварии [сводные данные, июнь 1991 – февраль 1994 г.]: сб. 4. – К., 1994. – 241 с.
64. Дозиметрия ликвидаторов через 14 лет после Чернобыльской аварии: проблемы и достижения / В.В. Чумак, Е.В. Баханова, С.В. Шолом [и др.] // Междунар. журн. радиационной медицины. – 2000. – № 1(5). – С. 26-45.
65. Долін В.В. Перспективи природно-антропогенної ремедіації радіаційно-забруднених агроєкосистем / В.В. Долін // Доп. НАН України. – 2000. – №12. – С. 215–219.
66. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді: державні гігієнічні нормативи / МОЗ України. – К., 2006. – 10 с.
67. Егоров А.В. Некорневое поступление радионуклидов в растения пшеницы при нанесении растворов на вегетирующие посевы / А.В. Егоров, В.А. Егорова, А.М. Краснов // Сельскохозяйственная биология. – 1983. – №5. – С. 37-40.
68. Жебровська К.І. Визначення необхідної кількості проб для оцінки середніх величин забруднення молока радіонуклідами / К.І. Жебровська // Вісн. аграр. науки. – 2000. – №5. – С. 71-72.
69. Журавлев В.Ф. Токсикология радиоактивных веществ / В.Ф. Журавлев. – М.: Энергоатомиздат, 1990. – 336 с.
70. Загальнодержавна паспортизація населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії: узагальнені дані за 2001-2004 рр. / під ред. І.А. Ліхтарьова. Збірник 10. – К.: МПЦЗ України, 2001. – 62 с.
71. Загальнодозиметрична паспортизація населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії: узагальнені дані за 2001-2004 рр. / І.А. Ліхтарьов, Л.М. Ковган [и др.] // Радиохимия. – 2000. – Т. 42, №6. – С. 550-559.

72. Закономірності накопичення ^{137}Cs дикорослими грибами та ягодами в Поліссі України / О.О. Орлов, СЛ. Ірклієнко, В.П. Краснов [та ін.] // Гигиена населенных мест. – 2000. – №36, ч. I. – С. 431-445.
73. Застосування ^{129}I як індикатора для реконструкції вмісту ^{131}I в щитовидній залозі людини внаслідок аварії на ЧАЕС / В. Миронов, В. Кудряшов, М. Кривомас [та ін.]. – Мінск: Білоруська академія наук, Ін-т радіобіології, 1999. – С. 56-63.
74. Ивановский Ю.А. Радиационный гермесис, радиационная стимуляция или гиперфункциональный эффект ионизирующего облучения / Ю.А. Ивановский // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1993. – Т.33, №5. – С. 760-764.
75. Изменения структурно-функциональных свойств мембран эритроцитов под влиянием ионизирующей радиации / С.А. Баджинян, П.А. Казарян, С.Э. Акопов, А.В. Саарян // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1995. – Т.35, вып. 3. – С. 364-369.
76. Израэль Ю.А. Экологические последствия радиоактивного загрязнения природных сред в районе аварии на Чернобыльской АЭС / Ю.А. Израэль, В.Г. Соколовский, В.Е. Соколов // Атомная энергия. – 1998. – Т. 64, вып. 1. – С. 28-40.
77. Израэль Ю.А. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Ю.А. Израэль. – JL: Гидрометиздат, 1990. – 296 с.
78. Ильенко А.И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию / А.И. Ильенко. – М.: Наука, 1974. – 168 с.
79. Ильенко А.И. Результаты радиоэкологического мониторинга популяции рыжей полевки после Чернобыльской аварии / А.И. Ильенко, Т.П. Крапивко // Зоологический журнал. – 1998. – Т. 77, № 1. – С. 108-116.
80. Ильенко А.И. Экология животных в радиационном биогеоценозе / А.И. Ильенко, Т.П. Крапивко. – М.: Наука, 1989. – 224 с.
81. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ / А.А. Абагян [и др.] // Атомная энергия. – 1986. – Т. 61, вып. 5. – С. 301-320.
82. Караваева Е.Н. Роль некоторых категорий почвенной влаги в вертикальном перемещении стронция-90 и цезия-137 в почве / Е.Н. Караваева, И.В. Молчанова // Экология. – 1977. – №1. – С. 42-51.
83. Кассич В.Ю. Сведения об эпизоотической ситуации по туберкулезу крупного рогатого скота в некоторых регионах, подвергшихся загрязнению радионуклидами после аварии на Чернобыльской

- АЭС // Матер. Межд. конф. «Общая эпизоотология: иммунологические, экологические и методические проблемы». - Харьков: Изд-во УААН, 1995. - С. 56-59.
84. Кашпаров В.А. Эффективность контрмер в населенных пунктах Украины после аварии на ЧАЭС / В.А. Кашпаров, Н.М. Лазарев, О.Н. Перевозников // *Агрехимический вестн.* - 2008. - №2. - С. 25-27.
85. Кашпаров В.А., Лазарев Н.М., Полищук С.В. Проблемы сельскохозяйственной радиологии в Украине на современном этапе // *Агроекологичний журнал.* - 2005. - №3. - С.31 - 41.
86. Кашпаров В.А., Лазарев Н.М., О.Н. Перевозников. Эффективность контрмер в населенных пунктах Украины после аварии на ЧАЭС // *Агрехимический вестник.* - 2008. - №2. - С. 25 -27.
87. Ключковский В.М. Поведение в почвах и растениях микроколичеств стронция, цезия, рутения и циркония / В.М. Ключковский, И.В. Гулякин // *Почвоведение.* - 1957. - № 3. - С. 24-27.;
88. Комплексна програма розвитку сільського господарства Житомирської області на 2009 - 2010 роки та на період до 2015 року» - Житомир: «Рута», 2009 - 304 с.
89. Концепція ведення агропромислового виробництва на забруднених територіях та їх комплексної реабілітації на період 2000-2010 рр. / під ред. Б.С. Прістера. - К., 2000. - 48 с.
90. Корзун В.Н. Радиация / В.Н. Корзун, С.И. Недоуров // *Защита населения.* - К.: Наук. думка, 1995. - 112 с.
91. Корнеев И.А. Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных / И.А. Корнеев, А.И. Сироткин. - М.: Энергоатомиздат, 1987. - С. 30 -56.
92. Корнеев Н.А. К вопросу о миграции цезия-137 в почвенно-растительном покрове / Н.А. Корнеев, В.А. Егорова // *Сельскохозяйственная биология.* - 1989. - № 1. - С. 35-39.
93. Короткова Е.З. Снижение содержания ^{137}Cs в пищевой продукции леса путем технологической переработки / Е.З. Короткова, З.М. Шелесг, Т.В. Курбет // *Проблемы экологии лесов и лесопользования в Полесье Украины : науч. тр. Полесской ЛНИС.* - 1999. - Вып. 6. - С. 92-96.
94. Кравець О.П. Екологічний прогноз розвитку радіаційної ситуації в Україні та формування доз людини від внутрішнього опромінення / О.П. Кравець, Д.М. Гродзинський // *Гигиена населенных мест : - К.: Наук. думка, 2000. - С. 70-87.*

95. Кравець О.П. Радіоекологічні оцінки радіаційних наслідків використання забруднених агроценозів / О.П. Кравець, Д.М. Гродзинський, Ю.А. Павленко // Зб. наук. пр. Ін-ту ядерних досліджень. – 2001. – №3(5). – С. 141-152.
96. Краснов В.П. Перспективы использования ягодных ресурсов Украинского Полесья после аварии на Чернобыльской АЭС / В.П. Краснов, А.А. Орлов // Тр. 1 Всеросс. конф. по ботаническому ресурсоведению. – С.Пб., 1996. – С. 47.
97. Краснов В.П. Радіоекологія лісів Полісся України / В.П. Краснов. – Житомир: Волинь, 1998. – 112 с.
98. Крюкова Л. Гусеводство – отрасль выгодная / Л. Крюкова // Птицеводство. – 1987. – № 12. – С. 24-24.
99. Кузин А.М. Идеи рационализации гормезиса в атомном веке / А.М. Кузин. – М.: Наука, 1995. – 158с.
100. Кузин А.М. Радиоекология / А.М. Кузин. – М.: Атомиздат, 1971. – 422 с.
101. Куликов Н.В. Радиоэкология почвенно-растительного покрова / Н.В. Куликов, И.В.Молчанов, Е.Н. Караваева. – Свердловск: Уро АН СРСР, 1990. – 169 с.
102. Куценко О.М. Агроекологія: підручник [для студ. вищих навч. закл.] / О.М. Куценко, В.М. Писаренко. – К.: Урожай, 1995. – С. 81-98.
103. Лазарев М.М. Перехід радіонуклідів (^{137}Cs , ^{90}Sr) у продукти харчування при технологічній переробці молока та мяса / М.М. Лазарев // Вісн. аграр. науки. – 2001. – Спец. вип. – С. 90-95.
104. Лазарев М.М. Ризики при веденні сільського господарства на територіях України. Забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС / М.М. Лазарев, Є.І. Марчишина // Агроекол. журн. – 2005. – №3. – С. 70-73.
105. Лебедев К.А. Анализ крови: вчера, сегодня, завтра / К.А. Лебедев, И.Ю. Понякина. – М.: Знания, 1990. – С. 16-52.
106. Липська А.І. Кінетика Cs в організмі лабораторних шурів та методи розрахунку доз внутрішнього опромінення / А.Л. Липська, І.П. Дрозд // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. – 2007. – №9. – С. 87-96.
107. Лихтарев И.А. Общая структура Чернобыльского источника и дозы облучения населения Украины / И.А. Лихтарев, Л.Н. Ковган // Междунар. журнал радиационной медицины. – 1999. – №1. – С. 29-34.
108. Лихтарев И.А. Общая структура Чернобыльского источника и дозы облучения населения Украины / И.А. Лихтарев, Л.Н. Ковган //

- Международ. журнал радиационной медицины. –1999. – №1. – С. 29–34.
109. Любашевский Н.М. Метаболизм радиоизотопов в скелете позвоночных / Н.М. Любашевский. – М.: Наука, 1980. – 256 с.
 110. Мазуркевич А.Й., Наконечна М.Г., Куц Н.В., Терещенко М.П. До питання вивчення перебігу епізоотичного процесу на забруднених радіонуклідами територіях // Науковий вісник НАУ. – 2000. – № 28. – С. 133-136.
 111. Малиновський А.С. Вплив сорбентів на гематологічні та біохімічні показники крові та зниження вмісту радіоцезію в організмі гусей / А.С. Малиновський, Л.Д. Романчук, С.П. Сіренський // Проблеми сільськогосподарської радіології: 17 років після аварії на Чорнобильській АЕС: 4-та Міжнар. наук.-практ. конф., 19-21 черв. 2003 р. / Держ. агроєкол. ун-т. – Житомир, 2003. – С. 152-156.
 112. Малиновський А.С. Динаміка вивільнення радіоцезію із організму гусей / А.С. Малиновський, Л.Д. Романчук // Вісник ДААУ. – 2001. – №1. – С. 226-227.
 113. Малиновський А.С. Еколого-економічні та соціальні аспекти Чорнобильської катастрофи (на прикладі Житомирської області): монографія / А.С. Малиновський. – К.: ІАЕ, 2001. – 292 с.
 114. Малиновський А.С. Метаболізм радіоцезію в організмі гусей в умовах різних рівнів забруднення / А.С. Малиновський, Л.Д. Романчук // Вісн. аграр. науки. – 2001. – № 6. – С. 63-65.
 115. Малиновський А.С. Радіологічна оцінка джерел надходження радіонуклідів в організм людей які проживають на забруднених радіонуклідами територіях Житомирської області / А.С. Малиновський, Л.Д. Романчук // Вісн. Нац. ун-ту водного госп-ва та природокористування: зб. наук. пр. – 2006. – Вип. 3(35). – С. 3-9.
 116. Малиновський А.С. Системне відродження сільських територій в регіоні радіаційного забруднення: монографія / А.С. Малиновський. – К.: ННЦ ІАЕ, 2007. – 604 с.
 117. Мельник А.И. Состояние плодородия почв и реабилитация загрязнённых радионуклидами территорий левобережного Полесья / А.И. Мельник. – Київ, 2011.- С. 240 -244.
 118. Методи та засоби математичного моделювання міграції радіонуклідів у природних екосистемах. Т. 1. Від аналізу до математичної моделі / В.М. Янчук, М.М. Колодницький, А.М. Ковальчук [та ін.]. – Житомир: ЖІТІ, 2002. – 142 с.
 119. Методи та засоби математичного моделювання міграції радіонуклідів у природних екосистемах. Т. 2. Міждисциплінарний

- аналіз проблеми / В.М. Янчук, М.М. Колодницький, А.М. Ковальчук [та ін.]. – Житомир: ЖІТІ, 2002. – 224 с.
120. Методика відбору роб сільськогосподарської продукції та продуктів харчування для лабораторного аналізу на вміст радіонуклідів // Довідник для радіологічних служб Мінсільгоспроду України. – К.: Нора-прінт, 1997. – С. 15-19.
 121. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды / под ред. А. Н. Мареев, А. С. Зыковой. – М.: Изд-во МЗ СССР, 1980. – 336 с.
 122. Минеева В.Г. Агрехимия и экологические функции. Калийные удобрения и радионуклиды в агроэкосистеме / В.Г. Минеева. – К.,1999.-332 с.
 123. Михайлов А.В. Результаты оценки парциального вклада отдельных продуктов питания в дозу внутреннего облучения сельского населения Полесья в замкнутом крестьянском хозяйстве / А.В. Михайлов, И.П. Лось, Г.О. Богданов // Наука - Чернобыль - 97: сб. тез. науч.-практ. конф., 11-12 февраля 1998 г. / Минчернобыль. – К., 1998. – С. 128.
 124. Михайловская Л.Н. Миграция и трансформация физико-химических форм стронция-90 и цезия-137 в почвах: автореф. дис. на соискание ученой степени канд. биол. наук: спец. 0300.16 / Л.Н. Михайловская. – Екатеринбург, 1998 – С. 13-23.
 125. Моисеев А.А. Цезий-137 в биосфере / А.А. Моисеев, П.В. Рамзаев. – М.: Атомиздат, 1975. – С. 184.
 126. Москалев Ю.И. Отдаленные последствия воздействия ионизирующих излучений / Ю.И. Москалев. – М.: Медицина, 1991. – 464 с.
 127. Москалев Ю.И. Радиобиология инкорпорированных радионуклидов / Ю.И. Москалев. – М.: Энергоатомиздат, 1989. – 264 с.
 128. Національна доповідь України „15 років Чернобильської катастрофи. Досвід подолання”. – К.: МНС, 2001. – 150 с.
 129. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97): державні гігієнічні нормативи / МОЗ України. – К., 1997. – 125 с.
 130. Общие закономерности загрязнения продукции растениеводства на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС / П.Ф. Бондарь, Н.А. Лошинов, А.И. Дугов [и др.] // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. науч. тр. / УкрНИИСХР. – К., 1991. – С.88-105;
 131. Орлов А.А. Радиоактивно загрязнение леса, как критические ландшафты: радиоактивность пищевых продуктов и влияние на

- формирование дозы внутреннего облучения населения (аналитический обзор) / А.А. Орлов, В.П. Краснов, А.Л. Прищепа. – Житомир: ЖИТИ, 2002. – 104 с.
132. Орлов О.О. Радіаційна обстановка та її динаміка в лісових екосистемах Поліського природного заповідника в період квазірівноваги радіонуклідів в ґрунтово-рослинному покриві. (1991-1999р.р.) / О.О. Орлов // Поліському природному заповіднику – 30 років: зб. наук. пр. – Житомир, 1999. – Вип. 1. – С. 116-129.
133. Основы радиоекологии: навч. посібник / [Ю.А. Кутлахмедов, В.І. Корогодін, В.К. Колодотер та ін.]. – К.: Вища школа, 2003. – 319 с.
134. Основы сельскохозяйственной радиологии / Б.С. Пристер, Н.А. Лошителей, О.Ф. Немец, В.А. Поярков. – К.: Урожай, 1991. – 471 с.
135. Основы сельскохозяйственной радиозологии / Б.С. Пристер, Н.А. Лошителей, О.Ф. Немец [и др.]. – К.: Урожай, 1991. – 383 с.
136. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / Ф.И. Павлоцкая. – М.: Атомиздат, 1974. – 215с.
137. Павлоцкая Ф.И. Относительная подвижность и распределение ⁹⁰Sr и Са в дерново-подзолистой почве / Ф.И. Павлоцкая, Н. Зацепина // Почвоведение. – 1970. – №5. – С. 60-66.
138. Павлоцкая Ф.И. Роль органического вещества почв в миграции в них радиоактивных продуктов глобальных выпадений / Ф.И. Павлоцкая // Очерки современной геохимии и аналитической химии / – М.: Наука, 1972. – С. 124-126.
139. Патологическая физиология / под ред. Н.Н. Зайко. – 2-е изд., перераб. и доп. – К.: Вища школа, 1985. – С. 332-359.
140. Перевозников О.Н. Итоги многолетнего мониторинга содержания ¹³⁷Cs в организме у населения, проживающего на территориях, радиоактивно загрязненных вследствие Чернобыльской аварии / О.Н. Перевозников, С.Ю. Нечаев, Н.Ф. Рубель // Международный журнал радиационной медицины. – 2002. – Т.4, № 1-4. – С. 120-127.
141. Перепелятников Г.П. Основы загальної радіоекології: монографія / Г.П. Перепелятников. – К.: Атака, 2008. – 460 с.
142. Перепелятникова Л.В. Миграция радионуклидов в системе почва - растения в богарном земледелии / Л.В. Перепелятникова // Радиозология орошаемого земледелия. – М.: Энергоатомиздат, 1985. – С. 32-63.
143. Підсумок 20-річного моніторингу внутрішнього опромінення мешканців радіаційно забруднених територій та учасників ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС / О.М. Перевозников,

- В.В. Василенко, Г.М. Задорожна [та ін.] // Проблеми радіаційної медицини та радіобіології. – 2009. – №12. – С. 84 – 89.
144. Поліщук С.В. Оцінка сучасного радіоекологічного стану та особливості формування дозового навантаження в критичних населених пунктах Рівненської області / С.В. Поліщук, В.О. Кашпаров // Радіобіологічні ефекти: ризики, мінімізація, прогноз: матеріали міжнар. конф. – К., 2005. – С. 140-141.
 145. Последствия Чернобыльской катастрофы: Здоровье человека / под ред. Е.Б. Бурлаковой. – М., 1996. – 290 с.
 146. Применение зависимости "доза-ответ", полученных в эпидемиологических исследованиях, при оценке риска для здоровья населения от воздействия вредных факторов окружающей среды / С.М. Новиков, Е.А. Шашина, В.Д. Фурман [и др.]. – М., 2001. – 390 с.
 147. Применение метода биохемиллюминисценции в санитарно-токсикологических исследованиях / Г.Н. Красовский, В.И. Жуков, Л.А. Бондаренко, Т.С. Дергачева // Гигиена и санитария. – 1989. – №11. – С. 35-39.
 148. Пристер Б.С. Алексахин Р.М. Радиационная защита населения – уроки Каштымской и Чернобыльской аварии // В кн. XXXVI радиозэкологические чтения В.М. Ключковского». – М., 2008. – С. 47 – 75.
 149. Пристер Б.С. Основы сельскохозяйственной радиологии / Б.С. Пристер, Н.А. Лошилов, О.Ф. Немец, В.А. Поярко // Киев.: Урожай, 1991. – 471 с.
 150. Пристер Б.С. Последствия аварии на Чернобыльской АЭС для сельского хозяйства Украины / Б.С. Пристер. – К., 1999. – 103 с.
 151. Пристер Б.С. Проблемы обеспечения радиационной безопасности населения – уроки Челябинской и Чернобыльской аварий / Б.С. Пристер, Р.М. Алексахин // Опыт преодоления последствий техногенных аварий и развитие атомных технологий: материалы науч.-прктич. конф., посвященной 50-летию аварии на ПО «Маяк» (г. Челябинск, 25-26 сентября 2007 г.). – Челябинск, 2007. – С. 68-69.
 152. Про Рекомендації парламентських слухань на тему: "Сучасний стан та актуальні завдання подолання наслідків Чернобыльської катастрофи": постанова ВР України від 21.05.2009 р. № 1368-VI [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon.rada.gov.ua>
 153. Проблема выведения из организма долгоживущих радиоактивных изотопов / В.С. Балабуха, Л.М. Разбитная, И.О. Разумовский, Л.И. Тихонова. – М.: Госатомиздат, 1962. – 168 с.
 154. Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. науч. тр. // Эффективность мероприятий, направленных на уменьшение

- загрязнения продукции растениеводства в районах, загрязнённых в результате аварии на Чернобыльской АЭС / Б.С. Пристер, Л.В. Перепелятникова, Г.П. Перепелятников/ под ред. Н.А. Лощилова. - К., 1991. - Вып. 2. - С. 141-153.
155. Прогнозирование размеров накопления стронция-90 в урожае сельскохозяйственных растений при поступлении его из почвы / Н.П. Архипов, Е.А. Федоров, Р.М. Алексахин, П.Ф. Бондарь // Почвоведение. - 1974. - №7. - С. 61-68.
156. Прокопенко Л.А. До проблеми визначення коефіцієнтів метаболізму в компарментних моделях міграції поллютантів харчовими ланцюгами / Л.А. Прокопенко, І.І. Ясновець // Агроекол. журн. - 2001. - №1. - С. 26-30.
157. Протас Н.М. Механизмы, контролирующие миграцию радионуклидов в системе почва-растение / Н.М. Протас, Л.И. Шпинат, И.И. Ясковец // Агроекол. журн. - 2004. - №2. - С. 67-72.
158. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах / В.М. Прохоров. - М.: Энергоиздат, 1981. - 232 с.
159. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах / В.М. Прохоров. - М.: Энергозатрат, 1981. - С. 100-111.
160. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля: пер. с англ. / под ред. Ф. Уорнера, Р. Харрисона. - М.: Мир, 1999. - 512с.
161. Пшеничний Б.М. Методи мінімізації функцій без обчислення похідних / Б.М. Пшеничний // Кібернетика. - 1973. - №4 - С. 127-129.
162. П'ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання // Національна доп. України / Мінчорнобиль. - К., 2001. - 144 с.
163. Радиобиологические аспекты аварии на Чернобыльской АЭС / Я.И. Серкиз, В.Г. Пинчук, Л.Б. Пинчук [и др.]. - К.: Наук. думка, 1992. -172с.
164. Радиоэкологическая и лесохозяйственная ситуация в лесах зоны отчуждения / Н.Д. Кучма, Н.П. Архипов, С.М. Бидна, О.О. Джигар // Наука - Чернобыль - 96: сб. докл. науч.-практ. конф. / Минчорнобиль. - К., 1997. - С. 121-127.
165. Радіаційна ситуація в Україні та проблеми життєдіяльності громадян на забруднених територіях / Л.Я. Табачний, Л.А. Кудас, Т.Д. Лев [та ін.]. - К.: МНС України, 2001. - 30 с.
166. Радіоекологічна оцінка території зони безумовного (обов'язкового) відселення Житомирської області (20 років після аварії на ЧАЕС):

- монографія / А.С. Малиновський, М.І. Дідух, Л.Д. Романчук [та ін.]. – Житомир: Вид-во «ДАУ», 2006. – 76 с.
167. Радіологічна оцінка формування доз внутрішнього опромінення населення яке мешкає на забруднених радіонуклідами територіях Житомирської області / А.С. Малиновський, Л.Д. Романчук, Г.М. Мартенюк, В.О. Вінчук // Вісн. ДАУ. – 2007. – № 1. – С. 21-27.
 168. Распределение и накопление ^{137}Cs в органах и тканях овец при хроническом поступлении с кормом в зоне аварии Чернобыльской АЭС / В.Н. Кудрявцев, А.В. Васильев, Е.Г. Краснова, М.Ю. Фадеев // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2006. – Т. 46, № 1. – С. 45-49.
 169. Расчетно-экспериментальный метод определения радионуклидного состава радиоактивных выпадений в результате аварии на ЧАЭС / В.П. Слизов, В.А. Брилева, Н.М. Груша [и др.] // Изв. НАН Беларуси. Сер. физ.-техн. наук. – 1998. – №2. – С. 125-130.
 170. Рекомендации по ведению сельского и лесного хозяйства при радиоактивном загрязнении внешней среды / Е.А. Федоров, Б.С. Пристер, Г.Н. Романов [и др.] ; под ред. В. М. Клечковского. – М., 1973. – 101с.
 171. Реконструкция и прогноз доз облучения населения, проживающего на территории Украины, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС / И.А. Лихтарев, И.П. Лось, К.И. Шепелевич [и др.] // Инструктивно-методические указания /К., 1997. – 80 с.
 172. Рождественская А.С. Размножение европейской рыжей полевки при загрязнении среды радиоцезием в Белоруссии / А.С. Рождественская // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. – М.: Наука, 1999. – С. 226-231.
 173. Романчук Л.Д. Внесок лісових ягід у формування дозового навантаження на організм мешканців північної частини Житомирщини / Л.Д. Романчук // Агроекологічних журнал. – 2011. – №3. – С.35-39
 174. Романчук Л.Д. Вплив грибів на формування внутрішнього опромінення населення Північної частини України / Л.Д. Романчук // Вісн. аграр. науки. – 2011. – №3. – С. 44-47.
 175. Романчук Л.Д. Вплив малих доз радіації на імунну та кровотворну систему організму гусей / Л.Д. Романчук // Технологія виробництва і переробки продукції тваринництва: зб. наук. пр. / Білоцерків. нац. аграр. ун-т. – 2010. – С. 84-88.
 176. Романчук Л.Д. Вплив мікроелементних добавок на окремі показники фізіологічного радіаційного забруднення у малих дозах

- / Л.Д. Романчук, О.О. Аннамухамедова // Вісн. ДАУ. – 2002. – №2. – С. 90-94.
177. Романчук Л.Д. Вплив хронічної дії радіоактивного випромінення на якість м'яса гусей / Л.Д. Романчук // Вісн. Дніпропетровського держ. ун-ту. – 2011. – № 1. – С. 162-164.
178. Романчук Л.Д. Екологічна оцінка джерел надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr в організм людей, які проживають в населених пунктах II-ої та III-ої зони радіоактивного забруднення Народицького району / Л.Д. Романчук, О.В. Орловська // Наука. Молодь. Екологія – 2005: Міжнар. наук.-практ. конф. студ., аспірантів та молодих вчених (15-16 черв. 2006 р.) / Держ. агрокол. ун-т. – Житомир, 2006. – С. 81-82.
179. Романчук Л.Д. Міграція радіонуклідів в системі корм/організм свиней / Л.Д. Романчук // Наук. вісн. Львів. нац. ун-ту вет. медицини та біотехнологій ім. С.З. Гжицького. – 2010. – Т. 12, №3, ч. 4. – С. 269-274.
180. Романчук Л.Д. Накопичення радіоцезію істивними формами грибів в Овруцькому та Народицькому районах / Л.Д. Романчук, Г.В. Виговська // Наука. Молодь. Екологія – 2005: Міжнар. наук.-практ. конф. студ., аспірантів та молодих вчених (9-10 черв. 2005 р.) / Держ. агрокол. ун-т. – Житомир, 2005. – С. 85-86.
181. Романчук Л.Д. Особенности формирования дозы внутреннего облучения населения на загрязнённых радионуклидами территориях Северных районов Украины / Л.Д. Романчук, А.С. Малиновский // Актуальные проблемы токсикологии и радиобиологии: тезисы докл. науч. конф. с междунар. участием (г. Санкт-Петербург, 19-20 мая 2011 г.). – С.Пб.: ООО Изд-во «Фолиант», 2011. – С. 52.
182. Романчук Л.Д. Особливості накопичення ^{129}I та його міграція в ґрунтах Північної України / Л.Д. Романчук // Аграрні вісті: наук.-практ. журн. / Білоцерків. нац. аграр. ун-т. – 2010. – № 1. – С. 16-20.
183. Романчук Л.Д. Особливості накопичення ^{137}Cs , ^{90}Sr та ^{40}K в різних видах істивних грибів в лісах Народицького та Овруцького районів / Л.Д. Романчук, Г.В. Виговська // Наука. Молодь. Екологія – 2005: Міжнар. наук.-практ. конф. студ., аспірантів та молодих вчених (15-16 черв. 2006 р.) / Держ. агрокол. ун-т. – Житомир, 2006. – С. 82-83.
184. Романчук Л.Д. Особливості накопичення радіоцезію в організмі гусей при вирощуванні їх на радіоактивно забруднених територіях Житомирщини / Л.Д. Романчук // Наук. вісн. Львів. нац. ун-ту вет. медицини та біотехнологій ім. С.З. Гжицького. – 2010. – Т. 12, №2, ч. 4. – С. 262-266.

185. Романчук Л.Д. Особливості накопичення радіоцезію в організмі гусей при вирощуванні їх в умовах різних рівнів радіоактивного забруднення / Л.Д. Романчук // Вісн. ЖНАЕУ. – 2010. – № 2. – С. 60-66.
186. Романчук Л.Д. Особливості формування доз внутрішнього опромінення мешканців населених пунктів 2-ої та 3-ої Чорнобильської зони Народицького району Житомирської області / Л.Д. Романчук, В.О. Вінчук, В.А. Вікарчук // Вісн. ДАЕУ. – 2008. – № 1. – С. 28-33.
187. Романчук Л.Д. Особливості формування доз внутрішнього опромінення мешканців Північної частини України за рахунок продукції тваринництва / Л.Д. Романчук // Вісн. ЖНАЕУ. – 2011. – №1. – С.236 – 241.
188. Романчук Л.Д. Особливості формування дози внутрішнього опромінення у мешканців Північної частини України за рахунок продуктів харчування рослинного походження / Л.Д. Романчук // Вісн. НУВГПР – 2010. – №4 (52) . – С.36 – 41.
189. Романчук Л.Д. Радіоекологічна оцінка молока та його частка у дозовому навантаженні мешканців північної частини України / Л.Д. Романчук // Вісник ЖНАЕУ. – 2011. – Вип. 1. – С. 236-241.
190. Романчук Л.Д. Особливості формування дозового навантаження на організм людей Північної частини Житомирщини за рахунок продуктів лісового походження / Л.Д. Романчук // 25 років Чорнобильської катастрофи, безпека майбутнього: тези доп. Міжнар. конф., 20-22 квітня 2011 р. – К., 2011. – С. 446-448.
191. Романчук Л.Д. Оценка радиоактивного облучения населения ¹³⁷Cs на загрязненных территориях северных районов Житомирщины / Л.Д. Романчук // VI съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиозология, радиационная безопасность): тезисы докл., (Москва, 25-28 октября 2010 г.). – М., 2010. – Т. 1. – С. 122-123.
192. Романчук Л.Д. Оцінка радіоактивного опромінення мешканців критичних населених пунктів Овруцького району / Л.Д. Романчук // Радіобіологічні та радіоекологічні аспекти Чорнобильської катастрофи: тези доп. Міжнар. конф. (м. Славутич, 11-15 квітня 2011 р.). – Славутич: Фітосоціоцентр, 2011. – С. 47.
193. Романчук Л.Д. Радіоекологічна оцінка раціонів з різним рівнем мікроелементів як засобу зниження надходження цезію-137 в організм жуйних: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. с.-г. наук: спец. 03.00.16 «Екологія» / Л.Д. Романчук. – Житомир, 1996. – 28 с.

194. Романчук Л.Д. Формування доз внутрішнього опромінення населення при споживанні продуктів харчування в критичних населених пунктах Народицького району Житомирської області / Л.Д. Романчук // Технологія виробництва і переробки продукції тваринництва: зб. наук. пр. / Білоцерків. нац. аграр. ун-т. – 2011. – Вип. 5. – С. 45-50.
195. Рахимова Н.Н. Влияние поверхностных вод на миграционные процессы радионуклидов в почве / Н.Н. Рахимова // Материалы научно-практической конференции молодых ученых и специалистов Оренбуржья. Ч. 3. Оренбург, 2001. С. 211-212.
196. Савченко Ю.І. Мінерали-сорбенти знижують вміст радіоцезію в молоці корів / Ю.І.Савченко, І.М. Савчук, М.Г. Савченко // Вісн. аграр. науки. – 2001. – №4. – С. 53-57.
197. Сборник научных трудов УО «Белорусская государственная сельскохозяйственная академия». – Горки, 2004. – Вып. 1. – 265 с.
198. Сельскохозяйственная радиэкология / [Р.М. Алексахин, А.В. Васильев, В.Г. Дикарев и др.]. – М.: Экология, 1992. – 400 с.
199. Серкиз Я.И. Радиобиологические аспекты аварии на Чернобыльской АЭС / Я.И. Серкиз, В.Г. Пинчук, Л.Б. Пинчук. – К.: Наук. думка, 1992. – 172 с.
200. Славов В.П. вплив структури раціонів на перехід радіоцезію в молоко / В.П. Славов // Тваринництво України. – 1994. – №3. – С. 27.
201. Славов В.П. Зооекологія / В.П. Славов, М.П. Високос. – К.: Аграрна наука, 1997. – С. 239-297.
202. Соботович Е.В. Геохімічна міграція радіонуклідів Чорнобильського викиду / Е.В. Соботович, Ю.О. Ольховик // Чорнобильська катастрофа: зб. наук. пр. / під ред. В.Г. Бар'яжтара. – К.: Наук. думка, 1996. – С. 218-222.
203. Соколов В.Е. Дикие животные в глобальном радиэкологическом мониторинге / В.Е. Соколов, Д.К. Криволуцкий, В.Л. Усачев. – М.: Наука, 1989. – 148 с.
204. Соловьев В.М. Загрязнение почв радионуклидами / В.М. Соловьев // Агрехимический вестн. – 2000. – №2. – С. 29-30.
205. Спитковский ДМ. Концепция действия малых доз ионизирующих излучений на клетки и ее возможные приложения к трактовке биологических последствий / Д.М. Спитковский // Радиобиология. – 1992. – Т. 32, № 3. – С. 382-400.
206. Стариченко В.И. Индивидуальная изменчивость депонирования ^{90}Sr и ее вариабельность в зависимости от генотипической

- однородности выборки / В.И. Стариченко // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2000. – Т. 40(4). – С. 451-455.
207. Стариченко В.И. Индивидуальная изменчивость метаболизма остеотропных токсических веществ / В.И. Стариченко, И.М. Любашевский, Б.В. Попов. – Екатеринбург: УИФ «Наука», 1993. – 168 с.
208. Стариченко В.И. Индивидуальные особенности аккумуляции ^{90}Sr в организме двух видов серых полевок, обитающих на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа / В.И. Стариченко, Н.М. Любашевский // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1998. – Т. 38, вып. 3. – С. 375-383.
209. Стариченко В.И. Накопление ^{90}Sr в костной ткани обыкновенной слепушонки, обитающей в головной части Восточно-Уральского радиоактивного следа / В.И. Стариченко // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Т. 44(3). – С. 346-350.
210. Стариченко В.И. Очерки по экологической диагностике / В.И. Стариченко, Е.Б. Григоркина. – Свердловск: УрО АН СССР, 1991. – С. 21-30.
211. Талерко Н. Реконструкція радіоактивного забруднення ^{131}I в Україні, викликане Чорнобильською аварією, з використання атмосферного транспортного моделювання / Н. Талерко // Навколишнє середовище. – 2004. – №3: – С. 154.
212. Титаева Н.А. Ядерная геохимия / Н.А. Титаева. – М.: МГУ, 1992. – 272 с.
213. Тихомиров Ф.А. Последствия радиоактивного загрязнения лесов в зоне влияния аварии на ЧАЭС / Ф.А. Тихомиров, А.И. Щеглов // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1997. – Т. 37, вып. 4. – С. 664-672.
214. Федоров Е.М. Количественные характеристики зависимости между уровнями загрязнения внешней среды и концентрациями радионуклидов в некоторых видах сельскохозяйственной продукции / Е.М. Федоров, Г.Н. Романов. – М.: Атомиздат, 1969. – 230 с.
215. Федорова Т.А. Усвоение растениями стронция и кальция в зависимости от свойств почвы / Т.А. Федорова // Агрохимия. – 1968. – №6. – С. 108-114.
216. Фесенко С.В. Математическая модель биологической доступности цезия-137 / С.В. Фесенко // Почвоведение. – 1997. – № 1. – С. 42-48.
217. Физико-химические формы выброса ЧАЭС и долговременная динамика поведения радионуклидов выброса в компонентах

- агроэкоцистем / Ю.А. Иванов, В.А. Кашпаров, Н.М. Лазарев [и др.] // Сб. докл. IV Междунар. науч.-техн. конф. «Чернобыль-94» / под ред. Н.П. Архипова. – Чернобыль, 1996. – Т. 1. – С. 256-269.
218. Формирование доз облучения мышевидных грызунов / А.И. Таскаев, Б.В. Тестов, М.Д. Померанцева, А.И. Чехович // Докл. 2-го науч.-техн. совещ. по итогам ЛПА на ЧАЭС "Чернобыль-90. Радиоэкологические аспекты последствий аварии». – Чернобыль, 1990. – Т. 6, ч. 3. – С. 475-488.
219. Формування доз внутрішнього опромінення населення за рахунок ¹³⁷Cs в критичних населених пунктах Народицького району Житомирської області / А.С. Малиновський, Л.Д. Романчук, Г.М. Мартенюк [та ін.] // Екологія: вчені у вирішенні проблем науки, освіти і практики: зб. доп. учасн. Міжнар. наук.-практ. конф., 23-25 травня 2007 р. / Держ. агрокол. ун-т. – Житомир, 2007. – С. 7-11.
220. Фурдичко О.І. Реабілітація – стратегічний напрям управління радіоактивно забрудненими територіями / О.І. Фурдичко, М.Д. Кучма // Агрокол. журнал. – 2008. – №1. – С. 5-12.
221. Хомін М. Проблеми і перспективи гусівництва / М. Хомін [та ін.] // Тваринництво України. – 1995. – №12. – С. 6.
222. Шувалов О. Гуси – джерело достатку / О. Шувалов // Тваринництво України. – 1996. – №5. – С. 26-27.
223. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных геосистемах: по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС / А.И. Щеглов. – М.: Наука, 1999. – 268 с.
224. Экологические и радиобиологические последствия Чернобыльской катастрофы для животноводства и пути их преодоления / под ред. Р.Г. Ильязова. – Казань: Фен, 2002. – 330 с.
225. Экологические последствия длительного радиоактивного загрязнения на Южном Урале / В.З. Мартюшов, Д.А. Кривоуцкий, Е.Г. Смирнов, О.В. Тарасов // Биоиндикация радиоактивных загрязнений / М.: Наука, 1999. – С. 49-72.
226. Юдинцева Е.В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия / Е.В. Юдинцева, И.В. Гулякин. – М.: Наука, 1968. – 472с.
227. Юдинцева Е.В. Влияние механических фракций дерново-подзолистой почвы и чернозема на накопление стронция-90 и цезия-137 в урожае овса / Е.В. Юдинцева, И.В. Гулякин, З.М. Фоломкина // Почвоведение. – 1968. – №4. – С. 101-109.
228. Яновский О.Н. Картина крови и ее клиническое значение / О.Н. Яновский. – К.: Госмедиздат, 1957. – 698 с.

229. A biokinetic model for ^{137}Cs / D.R. Melo, J.L. Lipsztein, C.N. Oliveira [et al.] // *Health Phys.* – 1997. – 73. – P. 320-337.
230. A fast method for the determination of strontium-89 and strontium-90 in environmental samples and its application to the analysis of strontium-90 in Ukrainian soils / M. Filss, W. Botsch, J. Handl, R. Michel // *Radiochim Acta.* – 1998. – 83. – P. 81-92.
231. Application of ^{129}I as indicator for the reconstruction of the ^{131}I content in human thyroid glands as a consequence of the Chernobyl accident / V. Mironov, V. Kudriaschov, M. Drugatschenok [et al.]. – Minsk: Belarussian Academy of Science, Institute for Radiobiology; 1999.
232. Bergonie. Interpretation de quelques résultats de la radiothérapie / Bergonie, Tribondeau // *Comptes Rendus Acad. Sci.* – 1906. – 143. – P. 983.
233. Botsch W. Untersuchungen zur Strahlenexposition von Einwohnern kontaminierter Ortschaften der nordlichen: dissertation / W. Botsch; University Hannover. – Hannover, 2000.
234. Carter M.W. Three decades of nuclear testing / M.W.Carter, A.A. Moghissi // *Health Phys.* – 1977. – 33. – P. 55-71.
235. CEC. Council Directive 96/29/Euroatom of 13 May 1996 laying down basic safety standards for the protection of the health of workers and the general public against the dangers arising from ionizing radiation, OJ L1-159 of 29.06.1996. p. 1.
236. Chamberlain A.C. Radioactive Aerosols / A.C.Chamberlain. – Cambridge: University Press, 1991.
237. Contribution of forest ecosystem to dose formation for inhabitants of the Ukrainian Polesie / V. Gyriy, I. Yaskovets, Yu. Kutlakhmedov [et al.] // Contaminated forests. Recent developments in risk identification and future perspectives / eds. I. Linkov, W.R. Shell. – Dordrecht ; Boston ; London: Kluwer academic publishers, 1999. – P. 325–332.
238. Coughtrey P.J. Radioactivity transfer to animal products / P.J.Coughtrey. – Luxemburg: Commission of the European Communities; EUR Rep. 12608 EN; 1990.
239. Dynamics of Cs Bioavailability in a Soil – Plant System in Areas of the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident Zone with a Different Physicochemical Composition of Radioactive Fallout / S.Y. Fesenko, S.I. Spiridonov, N.I. Sonzharova, R.M. Alexakhin // *J. Environ. Radioactivity.* – 1997. – Vol. 34, №3. – P. 287-313.
240. Efficiency of measures aimed at decreasing the contamination of agricultural products in areas contaminated by the Chernobyl accident /

- B.S. Prister, N.A. Loschilov, L.V. Perepeliatnikova [et al.] // The Science of Total Environment. – 1992. – V. 112. – P. 79 – 87.
241. Eisenbud M. Environmental Radioactivity / M. Eisenbud, T. Gesell. – 4th ed. – San Diego: Academic Press; 1997. – 556 ff.
 242. England TR, Rider BF, 1994. ENDF-349 evaluation and compilation of fission product yields. Rep. LA-UR-94-3106.
 243. Ermilov A.P. Research of neutron activation measurements of iodine in biological samples applying to the problem of the Chernobyl iodine reconstruction / A.P. Ermilov, I.I. Makarenkova, Yu.A. Melekhin. – Medeleievo, Moscow Region: All-Russian Scientific Institute of Physical-Technical and Radiotechnical Measurements, 1993.
 244. Ernst T, Szidat S, Handl J, Jakob D, Michel R, Schnabel C, et al. ¹²⁹I und ¹²⁷I in europäischen Boden. // Michel R, Taschner M, Bayer A, editors. Praxis des Strahlenschutzes: – Messen, Modellieren, Dokumentieren –, Tagungsband der 34. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz eV, Kloster Seeon, 21-25 April 2002, TÜV-Verlag, – Köln, 2002. – P. 167-74.
 245. European Commission and the Belarus, Russian and Ukrainian Ministries on Chernobyl Affaires. Emergency situation and health. The radiological consequences of the Chernobyl accident: Proceedings of the First International Conference, (Minsk, Belarus, March 1996). Karaoglu A, Desmet G, Kelly GN, eds. – Luxembourg: Commission of the European Communities; EUR Report 16554; 1996.
 246. Experimental exposure of naive bank voles, *Clethrionomys glareolus*, to the Chernobyl environment: A test of radioresistance / B.E. Rodgers, J.K. Wickliffe, C.J. Phillips [et al.] // Environmental Toxicology and Chemistry. – 2001. – Vol. 20, № 9. – P. 1936-1941.
 247. Experimental investigations on the radiation exposure of inhabitants of contaminated areas in Northern Ukraine / W. Botsch, L.D. Romantschuk, J. Handl, [et al.] // Proceedings IRPA10, Hiroshima, May 14-19, CD 2000. – P. 1-254.
 248. Experimentelle Bestimmung der internen Strahlendosis von Einwohnern der kontaminierten Ortschaften in nördlicher Ukraine / J. Handl, D. Beltz, W. Botsch [et al.] // E. Witer, K. Henrich, H. Doerfel. (Hrsg.) Radioaktivität in Mensch und Umwelt, 30. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz, 28. Sept.–2. Okt. 1998. – Lindau: TÜV-Rheinland Verlag, Köln, 1998. – P. 233-238,
 249. Exposures from consumption of forest produce / J. Kenigsberg, M. Belli, F. Tikhomirov [et al.] // Proc. of the 1-st international conference (Minsk, Belarus, 18-22 March, 1996). – Luxembourg, 1996. – P. 271-283.

250. Fallout and transfer into the human food chain of cesium -137 and radiation exposure of inhabitants of contamination area in Northern Ukraine / J. Handl, D. Botsch [et al.] // Health Physics. – 2003. – V. 84. – P. 502-517.
251. Fallout and migration of iodine-129 in Contaminated Areas of Northern Ukraine / R. Michel, J. Handl, T. Ernst [et al.] // Proceedings of an International Conference on Radioactivity in the Environment, (Monaco, September). – P. 1-5.
252. Fallout and transfer into the human food chain of cesium-137 and the radiation exposure of inhabitants of contaminated areas in Northern Ukraine / J. Handl, D. Beltz, W. Botsch [et al.] // Health Phys. – 2003. – 84. – P. 502-17.
253. Feiden F. Untersuchungen zum transfer von ¹³⁴⁺¹³⁷Cesium aus fall-out kontaminiertem Putter in Damwild und Ango-rakaninchen und zur biologischen Halbwertszeit des Radio-caesium mittels der Gan/,korpergammaspktrometrie: dissertation / F. Feiden; Justus Liebig-Universitat. – Germany, 1989.
254. Fendley T.T. Accumulation and elimination of radiocesium by naturally contaminated wood ducks / T.T. Fendley, M.N. Manlove, I.L. Brisbin // Health Physics. – 1977. – Vol. 32. – P. 415-422.
255. Filss M. Analytik und radioökologie des strontium-90: dissertation / M. Filss; University Hanover. – Germany, 1998.
256. Finkel R.C. AMS in the Earth sciences: technique and applications / R.C. Finkel, M. Suter // Adv Anal Geochem. – 1993. – 1. – P. 1-114.
257. Groupe Radioecologie Nord-Cotentin, c/o Institut de Protection et de Surete Nucleaire, Inventaire des rejets radioactifs des installations nucleaires, Volume 1^Historique des rejets. Fontenay-aux-Roses (In French).
258. Genetic diversity of Clethrionomys glareolus populations from highly contaminated sites in the Chernobyl region / C.W. Matson, B.E. Rodgers, R.K. Chesser, R.J. Baker // Environmental Toxicology and Chemistry. – 2000. – Vol. 19. – P. 2130-2135.
259. Goodhead D.T. Initial events in the cellular effects of ionising radiations: clustered damage in DNA / D.T. Goodhead // Int. J. Radiat. Biol. – 1994. – 65. – P. 7-17.
260. Gray J. Discharges to the environment from the Sellafield Site, 1951-1992 / J. Gray, S.R. Jones, A.D. Smith // J Radiol Prot. – 1995. – 15. – P. 99-131.
261. Groupe Radioecologie Nord-Cotentin, c/o Institut de Protection et de Surete Nucleaire, Inventaire des rejets radioactifs des installations

- nucleaires. Vol. 1: Historique des rejets. – Fontenay-aux-Roses, 1999. (in French).
262. Gudiksen P.H. Chernobyl source term, atmospheric dispersion and dose estimation / P.H. Gudiksen, T.F. Harvey, R. Lange // Health Physics. – 1989. – Vol. 57, №5. – P. 697-706.
 263. Halford D.K. Biological elimination rate of radionuclides by mallards contaminated at a liquid radioactive waste disposal area / D.K. Halford, O.D. Markham, G.G. White // Health Physics. – 1983. – Vol. 45. – P. 745-756.
 264. Handl J. Beltz D. Botsch W. Jakob D. Beltz D. et al. Fallout and transfer into the human food chain of cesium-137 and the radiation exposure of inhabitants of contaminated areas in Northern Ukraine. Health Phys 2003;84:502-17
 265. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial environments. – Venna: IAEA, 1994. – Technical report series.
 266. Hille R. Messung der Strahlenexposition der Bevölkerung in den hochkontaminierten Gebieten um Tschernobyl / R. Hille // Bayer A., Kaul A., Reiners C. eds. Zehn Jahre nach Tschernobyl – eine Bilanz. – Stuttgart: Gustav Fischer Verlag; 1996. – P. 87-103.
 267. IAEA. One decade after Chernobyl: Summing up the consequences of the accident. Proceedings of an international conference of the EC, IAEA, WHO. – Vienna: IAEA; 1996.
 268. IAEA. Summary report on the Post-Accident Review Meeting on the Chernobyl Accident. – Vienna: IAEA; International Nuclear Safety Advisory Group (INSAG), Safety Series No. 75-INSAG-I; 1986.
 269. IAEA. The International Chernobyl Project. 3 Vols. – Vienna: IAEA; 1991.
 270. IAEA (2006) Countermeasure strategies in rural areas in the long term after the Chernobyl accident/ IAEA TC Projekt RER 09/074/ Working materials/ – International Atomic Energy Agency Vienna.
 271. ICRP, 1991. «Relative Biological Effectiveness (RBE), Quality Factor (Q), and Radiation Weighting Factor (W_R)». //
 272. Internal exposure from food contaminated after the Chernobyl accident / I.A. Likhtarev, L.N. Kovgan, S.E. Vavilov [et al.] // Health Physics. – 1996. – V. 70, №3. – P. 298-310.
 273. International Commission on Radiological Protection. Age dependent doses to the members of the public from intake of radionuclides: Part 1. – Oxford: Pergamon Press; ICRP Publication 56, 1989. – Part 1; Ann. ICRP 20(2).
 274. International Commission on Radiological Protection. Age-dependent

- doses to members of the public: Part 5. Compilation of ingestion and inhalation dose coefficients. – Oxford: Pergamon Press; ICRP Publication 72, 1996. – Part 5; Ann. ICRP, 26(1).
275. Iodine-129 and Caesium-137 in Chernobyl contaminated soil and their chemical fractionation / X. L. Hou, C.L. Fogh, J. Kucera [et al.] // Sei Total Environ. – 2003. – 308. – P. 97-109.
 276. Iodine-129 as a long-lived tracer in the environment / R. Michel, T. Ernst, S. Szidat [et al.] // Proc Int Conf on the Study of Environmental Change using Isotope Techniques 23-2742001, IAEA, Vienna, IAEA-CSP 13/P. – Vienna: IAEA, 2002. – P. 336-345.
 277. Iodine-129 in Soils from Northern Ukraine and the Retrospective Dosimetry of the Iodine-131 Exposure after the Chernobyl Accident / R. Michel, J. Handl, T. Ernst [et al.] // The Science of the Total Environment. – 2006. – P. 35-55.
 278. ISO Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement. ISO International Organization for Standardization. – Geneva, 1993. corrected reprint 1995.
 279. ISO/FDIS 11929-7 SP. Determination of detection limit and decision threshold for ionizing radiation measurements: Part 7. Fundamentals and general applications. – Geneva: ISO/IO, 2003.
 280. Jacob P. Pathway analysis and dose distributions / P. Jacob, I. Likhtarev // Final report of joint study project 5. – Luxembourg, 1996. – 190 p.
 281. Jacob P., Likhtarev I. Pathway analysis and dose distributions // Final report of joint study project 5. – Luxembourg, 1996. – 190 p.
 282. Kashparov V.A., Oughton D.H., Protsak V.P. etc. Kinetics of fuel particle weathering and ⁹⁰Sr mobility in Chernobyl 30 km exclusion zone // Health physics. -1999. – v. 76. P. 251-259
 283. Kaye S.V. Bioaccumulation of radioactive isotopes by herbivorous small mammals / S.V. Kaye, P.B. Dunaway // Health Physics. – 1962. – Vol. 7. – P. 205-217.
 284. Kenigsberg J. Dose formation of internal exposure according to peculiarities of caesium radionuclides transfer by food chain and efficiencies of countermeasures / J. Kenigsberg, E.E. Buglova // Belarus; Kenigsberg J. Exposures from consumption of forest produce / J. Kenigsberg, M. Belli, F. Tikhomirov, E. Buglova, V. Shevchuk, P. Renaud, H. Maubert, G. Bruk, V. Shutov. // Proc. of the 1-st international conference (Minsk, Belarus, 18-22 March, 1996). – Luxembourg, 1996. – P. 271-283.
 285. Kenigsberg J. Dose formation of internal exposure according to peculiarities of caesium radionuclides transfer by food chain and

- efficiencies of countermeasures / J. Kenigsberg, E.E. Buglova // Belarus-Japan symposium "Acute and late consequences of nuclear catastrophes": proc. – Minsk, 1994. – P. 82-96.
286. Kinetics of fuel particle weathering and ⁹⁰Sr mobility in Chernobyl 30 km exclusion zone / V. A. Kashparov, D.H. Oughton, V.P. Protsak [et al.] // Health physics. – 1999. – V. 76. – P. 251-259.
287. Kirchner G. Core history and nuclide inventory of the Chernobyl core at the time of the accident / G. Kirchner, C.C. Noack // Nucl Saf. – 1988. – 29. – P. 1-5.
288. Konjushkov N.S. Methods for the estimation of the nourishment level of pasture grass based on the cattle production / N.S. Konjushkov, I.L. Minina.: Gosstatizdata; 1962. (in Russian).
289. Krajewski P. CLRP version 4.2 MANUAL, BIOMOV5 II Technical Report No 7. Uncertainty and validation effect of user interpretation on uncertainty estimates. – Stockholm: BIOMOV5 Steering Committee, 1996.
290. Krajewski P. Evaluation and verification of dose assessment model for radioiodine and radiocaesium environmental releases: dissertation / P. Krajewski. – Warsaw, 1999.
291. Kruk JE, Prah G, Kenigsberg JI. A radioecological model for the thyroid dose reconstruction of the population of Belarus after the Chernobyl accident. In press.
292. Law of Ukraine No. 796-XII. On the status and social protection of citizens who have suffered as a consequence of the Chernobyl catastrophe // VVR 191. – 1991. – № 16. – P. 220.
293. Likhtarev I.A. Exposure of different population groups of Ukraine after the Chernobyl accident and main health-risk assessment / I.A. Likhtarev, H.G. Paretzke // Bayer A., Kaul A., Reiners C. eds. Zehn Jahre nach Tschernobyl-eine Bilanz. – Stuttgart: Gustav Fischer Verlag, 1996. – P. 65-85.
294. Measurement of ¹²⁹I/¹³¹I ratio in the Chernobyl fallout / W. Kutschera, D. Fink, M. Paul [et al.] // Phys Scr. – 1988. – 37. – P. 310-313.
295. Michel R. Retrospective dosimetry of Iodine-131 exposures using Iodine-129 and Caesium-137 inventories in soils – A critical evaluation of the consequences of the Chernobyl accident in parts of Northern Ukraine / R.Michel, A.Daraoui, M.Gorny, L.D. Romanchuk. and another // Journal of Environmental Radioactivity. – № 150. – 2015. – P. 20-35.
296. Michel H. ECOSYS-87: a dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accidents / H. Michel, G. Prohl // Health Phys. – 1993. – 63. – P. 232-52.

297. Michel R, Ernst T, Jakob D, Szidat S, Synal H-A, Schnabel C. Long-lived radionuclides in the environment // The case of iodine-129. Proceedings, EUROSAFE, (Berlin, 2002, November 4-5). – Berlin, 2002.
298. Michel R, Ernst T, Szidat S, Schnabel C, Synal H-A. Langfristige Entwicklung von Iod-129 in der Umwelt, Proc. Klausurtagung des Radioökologieausschusses der SSK 2001, Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission. – Micher: Urban & Fischer, 2003. – Band 49. – P. 26-56.
299. Michel R, Handl J, Ernst T, Botsch W, Szidat S, Schmidt A, et al. Fallout and migration of iodine-129 in contaminated areas of Northern Ukraine (extended abstract) // Int. Conf. Radioactivity in the Environment, Monaco, September 1-5; 2002a (CD ROM).
300. Michel R, Handl J, Ernst T, Botsch W, Szidat S, Schmidt A, Jakob D, Beltz D, Romantschuk LD, Synal HA, Schnabel C, Lopez-Gutierrez, JM. Fallout and migration of iodine-129 in contaminated areas of Northern Ukraine / // Proceedings of an International Conference on Radioactivity in the Environment, (Monaco, Sept. 1-5, 2002). – Monaco, 2002. from International Union of Radioecologists at <http://www.iur-uir.org/>).
301. Michel R, Szidat S, Handl J, Jakob D, Synal H-A, Suter M. Status and trends of iodine-129 abundances in the European environment / // Proceedings IRPA10, (Hiroshima, May 14-19). – Hiroshima, 2000. – P.-229.
302. Michel R. 20 year after Chernobyl: Radiation exposure in the highly contamination region / R. Michel // *жнслідків Чорнобильської катастрофи у сільському та лісовому господарстві – 20 років після аварії на ЧАЕС: зб. доп. учасників 5-ої Міжнар. наук. конф., 18-20 травня 2006 р. / Держ. агроекол. ун-т. – Житомир, 2006. – С.64-69.*
303. Migration of iodine-129 and iodine-127 in soils / T. Ernst, S.Szidat, J.Handl [et al.]// *Kerntechnik*. – 2003. – 68. – P. 155-67.
304. Mironov V, Kudrjashov V, Yiou F, Raisbeck GM. Use of ¹²⁹I and ¹³⁷Cs in soils for the estimation of ml deposition in Belarus as a result of the Chernobyl accident // *J Environ Radioact*. – 2002. – 59. – P. 293-307.
305. Mironov V., Kubriashov V., Krivomas M., Drugatschenok M., Schmura G., Yiou F, ey al. Application of I-129 as indicator for the re consequence of the Chernobyl accident. IB-2 Minsk:Belarussian Academy of science,institute for Radiobiology; 1999 (in Russian)
306. Monetti M.A. Worldwide deposition of ⁹⁰Sr through 1990 / M.A. Monetti. – New York: Environmental Measurements Laboratory, US Department of Energy; 1996. – Report EML-579.

307. Moran J.E., Fehn U, Teng RTD. Variations in $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ ratios in recent marine sediments: evidence for a fossil organic component / // Chem Geol. - 1998. - 152. - P. 193-203.
308. Moran J.E., Oktay S, Santschi PH, Schink DR. Atmospheric dispersal of ^{129}I from nuclear reprocessing facilities / // Environ Sci Technol. - 1999. - 33. - P. 2536-42.
309. Muller H. Prohl G.ECOLOSYS-87:A Dynamic Model. for Assessing Radioecological Consequences of Nuclear Accidents / H. Muller // Health Phys. - 1993. - Vol.64 (3). - P. 232-252.
310. NEA. Chernobyl, ten years on—radiological and health impact. An assessment by the OECD NEA Committee on Radiation Protection and Health. - Paris: NEA, OECD; 1995.
311. Nuclear Energy Agency, 2003. Chernobyl—ten years. On radiological and health impact; An Assessment by the NEA Committee on Radiation Protection and Public Health, Paris, November; 1995.
312. Oktay SD, Santschi PH, Moran JE, Sharma P. The Iodine-129 bomb pulse recorder in Mississippi River Delta sediment: results from isotopes of I,Pu,Cs,Pb and C. Geochim Cosmochim Acta 2000;64:989-96
313. Orr H. Excretion of orally administered Zinc-65 by cotton rat in the laboratory and field / H. Orr // Health Physics. - 1967. - Vol. 13. - P. 15.
314. Parameters of bank vole decontamination from radiocesium and radiostrontium / M.D.Bondarkov, S.P.Gaschak, Ju.A.Goryanaya [et al.] // Abstracts of "ECORAD 2001" (3-7 Sept., 2001). - Aix-en- Provence (France), 2002. - Vol. 37, C. 1. - P. 385-390.
315. Parker T. (BNFL). Private communication with C. Schnabel, May 11,2001.
316. Pathways, levels and trends of population exposures from consumption of agricultural and semi-natural products / M. Balonov, P.Jacob, I. Likhtarev, V.Minenko // Proc. of the 1-st international conference (Minsk, Belarus, 18-22 March, 1996). - Luxembourg, 1996. - P. 235-251.
317. Paul M, Fink D, Hollos G, Kaufman A, Kutschera W, Magaritz M. Measurement of ^{129}I concentrations in the environment after the Chernobyl reactor accident. Nucl Instrum Methods // Phys Res. - 1987. - B. 29. - P. 341-5.
318. Priester B.S. Actual problems of food-production under the conditions of the radioactive contamination of the Ukrainian Territory / B.S. Priester // Problems of agricultural radioecology / ed. N.A. Lostchilov. - Kiev: Ukrainian Institute for Scientific, Technical and Economic Information and Ukrainian Research Institute for Agricultural Radiology; 1992. - P. 71-88.

319. Prospects for "iodine-129 dating" of marine organic matter using AMS / D.R. Schink, P.H. Santschi, O. Corapcioglu, U. Fehn // Nucl Instrum Methods Phys Res. - 1995. - B. 99. - P. 524-7.
320. Radiocaesium metabolism in pregnant ewes and their progeny / C.M. Vandecasteele, M. Hees Van, J.P. Culot, J. Vankerkom // Science of the Total Environment. - 1989. - Vol. 85. - P. 213-223.
321. Raisbeck GM, Yiou F, Zhou ZQ, Kilius LR. 129I from nuclear fuel reprocessing facilities at Sellafield (UK) and La Hague (France); potential as an oceanographic tracer // J Mar Syst. - 1995. - 6. - P. 561-70.
322. Randa Z. Mushrooms – significant source of internal contamination by radiocaesium / Z. Randa, J. Benada ; ed. G. Desmet [et al.]. – London ; New York: Elsevier Applied Science, 1990. – P. 202-209.
323. Rao U., Fehn U. Sources and reservoirs of anthropogenic Iodine-129 in western New York. Geochim Cosmochim Acta 1999; 63:1927-38
324. Rao U. Sources and reservoirs of anthropogenic Iodine-129 in western New York / U. Rao, U. Fehn // Geochim Cosmochim Acta. - 1999. - 63. - P. 1927-38.
325. Reithmeier H, Lazarev V, Rih W, Blinov A, Huber T, Kubo F, et al. 131I dose reconstruction in the former Soviet-Union (FSU) by measurement of 129I / // Annual Report 2001, Beschleunigerlaboratorium der Universität und Technischen University - München, 2002. - 25 p.
326. Rescigno A. Compartments. Foundations of Mathematical Biology / A. Rescigno, I.S. Beck ; ed. by A.Z. Rosen. - N.Y.: Academic Press, 1972. - P. 255-321.
327. Retrospective evaluation of 131I deposition density and thyroid dose in Poland after the Chernobyl accident / Z. Pietrzak-Flis, P. Krajewski, I. Radwan, Y. Muramatsu // Health Phys. - 2003. - 84. - P. 698-708.
328. Richmond C.R. Retention and Excretion of Radionuclides of the Alkali Metals by Five Mammalian Species (USAEC Report LA-2207. Los Alamos Scientific Laboratory. 1958) / C.R. Richmond // Health Physics. - 1980. - Vol. 38. - P. 1111-1153.
329. Roberts M.L. 129I interlaboratory comparison: phase II results / M.L. Roberts, M.W. Caffee // Nucl Instrum Methods Phys Res. - 2000. - B.172. - P. 388-94.
330. Roberts M.L. 129I interlaboratory comparison / M.L. Roberts, M.W. Caffee, I.D. Proctor // Nucl Instrum Methods Phys Res. - 1997. - B. 123. - P. 367-70.
331. Robl R. Rekonstruktion der Schilddrüsensdosis für Kinder mit Schilddrüsenkrebs in Weissrussland / R. Robl, G. Voigt, H.G. Paretzke // GSF-Ber. - 1997. - 24/97. - P. 1-105.

332. Schmidt A, Schnabel C, Handl J, Jakob D, Michel R, Synal H-A, et al. On the analysis of iodine-129 and iodine-127 in environmental materials by accelerator mass spectrometry and ion chromatography / // Sei Total Environ. – 1998. – 223. – P. 131-56.
333. Schmidt A. ¹²⁹I und stabiles Jod in Umweltproben-Quahtatskontrolle von Analysenmethoden und Untersuchungen zur Radioökologie und zur retrospektiven Dosimetrie: dissertation / A. Schmidt ; University Hanover. – Germany, 1998.
334. von Analysenmethoden und Untersuchungen zur Radioökologie und zur retrospektiven Dosimetrie; PhD thesis, University Hanover Hanover, 1998.
335. Schnabel C, Lapez-Gutierrez JM, Szidat S, Sprenger M, Wemli H, Beer J, et al. On the origin of ¹²⁹I in rain water near Zurich / // Radiochim Acta. – 2001. – 89. – P. 815-22.
336. Schuller P. Dependence of the Cs soil-to-plant transfer factor on soil parameters Schmidt A. ¹²⁹I und stabiles Jod in Umweltproben-Qualitätskontrolle / P. Schuller, I. Handl, R. Trumper // Health Physics. – 1988. – V. 55, № 3. – P. 575-577.
337. Semioshkina N. Voigt The transfer of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr from feed to rabbits / N. Semioshkina, O. ProehL, A. Savinkov // Journal of environmental radioactivity. – 2007. – №8. – P. 166-176.
338. Slavov VP, Didukh MI, Borshenko W, Malarchiuk PM, Michel R, Handl J, 1999. Vertical migration of ¹³⁷Cs and ¹²⁹I Chornobyl's origin in turf-podsol soils of Ukrainian Polissya / // News of Agrarian Sciences. – Kiv: Agrarna nauka, 1997.
339. Sobolev A. The use of Prussian Blue to reduce radiocaesium contamination of milk and meat produced on territories affected by the Chernobyl accident / A. Sobolev [et al.] // International Atomic Energy Agency, IAEA-TECDOC-926. – Vienna, 1997. – 80 p.
340. Sobolev A. Use of caesium binders to reduce radiocaesium contamination of milk and meat in Belarus, Russia and Ukraine / A. Sobolev [et all.] // Environmental Impact of Radionuclide Releases (IAEA-SM-339/153)539-547.- Vienna, 1995. – 24 p.
341. SSK. Zehn Jahre nach Tschernobyl – eine Bilanz / A. Bayer, A. Kaul, Chr. Reiners eds. – Stuttgart: Gustav Fischer Verlag; 1996. – P. 227-279.
342. Strand P. Exposures from consumption of agricultural and semi-natural products / P. Strand, M. Balonov, L. Skuterud // Proc. of the 1-st international conference (Minsk, Belarus, 18-22 March, 1996). – Luxembourg, 1996. – P. 261-271.

343. Strand P. Transfer of radionuclides to animals, their comparative importance under different agricultural ecosystems and appropriate countermeasures / P. Strand, B. Howard, V. Averin // Final Report of ECP-9. - Luxembourg, 1996. - P. 157-193.
344. Straume T, Marchetti AA, Anspaugh LR, Khrough VT, Gavrilin YI, Shinkarev SM, et al. The feasibility of using ^{129}I to reconstruct ^{131}I deposition from the Chernobyl reactor accident / // Health Phys. - 1996. - 71. - P. 733-40.
345. Szidat S, Michel R, Handl J, Jakob D, Synal HA, Suter M. Status and trends of iodine-129 abundances in the European environment. Hiroshima: International Radiation Protection Association; Proceedings IRPA10. 2000: CD P-4a-229.
346. Szidat S, Schmidt A, Handl J, Jakob D, Botsch W, Michel R, et al. Iodine-129: sample preparation, quality control and analyses of pre-nuclear materials and of natural waters from Lower Saxony, Germany / // Nucl Instrum Methods Phys Res. - 2000. - B. 172. - P. 699-710.
347. Szidat S, Schmidt A, Handl J, Jakob D, Michel R, Synal H-A, et al. RNAA and AMS of iodine-129 in environmental materials – comparison of analytical methods and quality assurance / // Kerntechnik. - 2000. - 65. - P. 160-7.
348. Szidat S, Schmidt A, Handl J, Jakob D, Michel R, Synal H-A, et al. Analysis of iodine-129 in environmental materials: quality assurance and applications / // J Radioanal Chem. - 2000. - 244. - P. 45-50.
349. Szidat S. 2000. Iod-129: Probenvorbereitung, Qualitätssicherung und Analyse von Umweltmaterialien. PhD thesis, Univ. of Hanover 2000 [Electronic resource]. - Available at: <http://edoks01.tib.uni-hannover.de/edoks/e002/3221721 IX.pdf>.
350. Talerko N. Reconstruction of ^{131}I radioactive contamination in Ukraine caused by the Chernobyl accident using atmospheric transport modelling / N. Talerko // Sei Total Environ submitted for publication,
351. The role of the forest products in the formation of internal exposure doses to the population of Russia after the Chernobyl accident / G. Bruk, V.N Shutov, I.G. Travnikova [et al.] // Contaminated forests. Recent developments in risk identification and future perspectives / eds. L.Linkov, W.R.Shell. - Dordbrecht ; London: Kluwer academic publishers, 1999. - P. 343-352.
352. Thornthwaite C.W. Movement of radio strontium in soils / C.W. Thornthwaite, J.R. Matter, J.K. Nakamura // Science. - 1960. - V. 131, № 34 06.

353. Thyroid dose and thyroid cancer incidence after the Chernobyl accident: assessments for the Zhytomyr region (Ukraine) / G. M. Goulko, N.I. Chepurny, P. Jacob [et al.] // Radiat Environ Biophys. – 1998. – 36. – P. 216-73.
354. Transfer von ¹³⁷Cz in die Nahrungskette in kontaminierten Ortschaften der nordlichen Ukraine / W.Botsch, D.Beltz, J.Handl [at al.] // Tagungsposter, GDCh-Tagung-Fachgruppe Nuklfrchemie. – Dresden, 1998.
355. UN SCEAR (2001 > Hereditary Effects of Radiation // Report to the General Assembly with Scientific Annex. United Nations. – NY, 2001.
356. UN SCEAR Sources and Effects of Ionizing Radiation // Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations. – NY, 1986.
357. UN SCEAR Sources and Effects of Ionizing Radiation // Report to the General Assembly with Scientific Annex. United Nations. – NY, 1996.
358. UN SCEAR Sources and Effects of Ionizing Radiation // Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations. – NY, 2000.
359. UN SCEAR, 1996; Kocher and Trabalka, 2000; Trivedi and Gentner, 2000; Pentreath and Woodhead, 2001; ACRP, 2002; Thompson et al., 2003
360. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources, effects and risks of ionizing radiation // Report to the General Assembly. – New York: United Nations, 1988.
361. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionizing radiation // Report to the General Assembly. – New York: United Nations, 2000.
362. UNSCEAR. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly, ANNEX J Exposures and Effects of the Chernobyl Accident; 2000.
363. UNSCEAR. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation Reports to the General Assembly of the United Nations; 1982.
364. Untersuchungen zur Strahlenexposition der Bevölkerung in hochkontaminierten Gebieten der nordlichen Ukraine / W.Botsch, D.Beltz, J.Handl [at al.] // E. Wirth, H. Pohl. Hrsg. Kolloquium Radiotoxikologische Strahlenschutzforschung, ISH, Oberschleibheim, 3.-4.5. BfS-ISH-187.- P. 93-96.
365. Untersuchungen zur Strahlenexposition der Bevölkerung in hochkontaminierten Gebieten der nordlichen Ukraine / W.Botsch, D.Beltz, J.Handl [at al.] // Atomwirtschaft atw. XLIV/II. – P. 638-640.
366. Van der Stricht, E., Kirchmann, R. Radiocology: Radioactivity and Ecosystems / Fortmp. – Liege, 2001.

367. VanMiddlesworth L. ^{129}I , ^{131}I and ^{127}I in animal thyroids after die Chernobyl nuclear accident / L. VanMiddlesworth, J. Handl // *Healdi Phys.* - 1997. - 73. - P. 647-50.
368. Wagner MJM, Dittrich-Hannen B, Synal H-A, Suter M, Schotterer U. Increase of iodine-129 in the environment / // *Nucl Instrum Methods Phys Res.* - 1996. - B. 113. - P. 490-4.
369. Webmaster Cogema. Private communication with C Schnabel. February 1, 2001.
370. WHO. Health consequences of the Chernobyl accident. Results of the IPHECA pilot projects and related national programs / Souchkevitch GN, Tsyb AF, eds. - Geneva: World Health Organization, 1996. - Scientific Report, WHO/EHG 95-19.
371. Yiou F, Raisbeck GM, Zhou ZQ, Kilius LR. ^{129}I from nuclear fuel reprocessing; potential as an oceanographic tracer / // *Nucl Instrum Methods Phys Res.* - 1994. - B. 92. - P. 436-9.
372. Zhuchenko T. Model FORESTDOSE and evaluation of exposure doses of population from forest food products / T. Zhuchenko, A. Dvormik // *Contaminated forests. Recent developments in risk identification and future perspectives* / eds. I. Linkov, W.R. Shell. - Dordrecht, Boston, London: Kluwer Academic Publishers, 1999. - P. 353-358.

ЗМІСТ

УМОВНІ ПОЗНАЧЕННЯ, СИМВОЛИ, ОДИНИЦІ, СКОРОЧЕННЯ	3
ВСТУП.....	5
РОЗДІЛ 1. ОЦІНКА РАДІОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ НА ТЕРИТОРІЇ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ ТА ФОРМУВАННЯ ДОЗОВИХ НАВАНТАЖЕНЬ НА НАСЕЛЕННЯ.	10
1.1. Радіоекологічна ситуація в Українському Поліссі	11
1.2. Особливості міграції довгоживучих радіонуклідів у трофічних ланцюгах та забруднення ними продуктів харчування	21
1.3. Формування доз внутрішнього опромінення населення у віддалений період.	35
1.4. Характеристика найбільш значущих радіонуклідів, що виникли внаслідок аварії на ЧАЕС.	43
1.5. Біологічні ефекти при опроміненні організму малими дозами радіації.	58
РОЗДІЛ 2. ОСОБЛИВОСТІ НАКОПИЧЕННЯ РАДІО- НУКЛІДІВ У ҐРУНТАХ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ.	73
2.1. Коротка характеристика природно-кліматичних умов регіону досліджень.	73
2.2. Концентрація ^{127}I та ^{129}I та їх міграція в глибоких профілях ґрунту.	82
2.2.1. Вміст ^{127}I в ґрунтах.	86
2.2.2. Вміст ^{129}I в ґрунтах.	89
2.2.3. Інтегральна щільність випадінь ^{129}I в Україні.	95
2.2.4. Міграція та щільність забруднення ^{127}I та ^{129}I в ґрунтах	100
2.2.5. Дочорнобильський вміст ^{129}I в ґрунтах.	103
2.2.6. Сумарна радіоактивність ^{129}I чорнобильського походження.	107
2.2.7. Стіввідношення активності ^{131}I / ^{129}I в ґрунтах	109
2.3. Коефіцієнти сукупної дози опромінення ^{131}I	110
2.4. Концентрація ^{137}Cs та ^{90}Sr у ґрунтах Полісся України	114

РОЗДІЛ 3. ОСОБЛИВОСТІ ДОЗООУТВОРЕННЯ ТА РОЗРАХУНОК ДОЗ ВНУТРІШНЬОГО ОПРОМІНЕННЯ НАСЕЛЕННЯ ПІВНІЧНОЇ ЧАСТИНИ УКРАЇНИ.	129
3.1. Щільність забруднення ґрунтів в особистих підсобних господарствах громадян.	129
3.2. Специфіка раціону харчування населення Українського Полісся.	134
3.2.1. Вміст радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та дози внутрішнього опромінення за їх рахунок.	136
3.2.2. Особливості накопичення радіонуклідів в грибах та їх внесок у формування дозового навантаження на організм людини.	167
3.2.3. Особливості накопичення радіонуклідів у лісових ягодами та їх вплив на формування дозового навантаження на організм людини.	175
3.2.4. Динаміка накопичення радіонуклідів у молоці та його вплив на формування дозового навантаження на організм людини.	181
3.2.5. Питома активність картоплі та її вплив на формування дозового навантаження на організм людини.	187

РОЗДІЛ 4. ЗОВНІШНЄ ТА ВНУТРІШНЄ ОПРОМІНЕННЯ ЛЮДЕЙ, ЯКІ МЕШКАЮТЬ У 2-ІЙ ЗОНІ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ.	194
4.1. Вміст ^{137}Cs в індивідуальному раціоні харчування та шляхи потрапляння його до організму людини	194
4.2. Вміст ^{137}Cs в організмі жителів с. Христинівка	200
4.3. Вміст ^{137}Cs в організмі людей, відселених із 2-ої Чорнобильської зони.	204
4.4. Зовнішнє опромінення жителів с. Христинівка	206

РОЗДІЛ 5. ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ У ЛАНЦІ «КОРМ – ОРГАНІЗМ ГУСЕЙ» ПРИ УТРИМАННІ ЇХ НА ТЕРИТОРІЯХ З РІЗНИМИ РІВНЯМИ

РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ.	210
5.1. Вміст ^{137}Cs в органах та тканинах гусей.	210
5.2. Динамічна модель міграції ^{137}Cs по органах гусей у процесі їх росту.	219
5.2.1. Аналіз динаміки накопичення та виведення ^{137}Cs в організмі гусей.	225
5.2.2. Моделювання процесу вмісту ^{137}Cs в органах та тканинах гусей в часі.	228
5.3. Вплив хронічної дії іонізуючої радіації на природну резистентність та імунологічну реактивність організму гусей.	231
5.4. Вплив хронічної дії іонізуючої радіації на якість м'яса гусей.	237
 РОЗДІЛ 6. ОЦІНКА РОЗПОДІЛУ РАДІОЦЕЗІЮ В ОРГАНАХ ТА ТКАНИНАХ СВИНЕЙ ПРИ УТРИМАННІ ЇХ НА ЗАБРУДНЕНИХ РАДІОНУКЛІДАМИ ТЕРИТОРІЯХ	241
6.1. Міграція радіонуклідів у ланці «корм – організм свиней»	241
6.2. Динаміка накопичення ^{137}Cs в органах та тканинах свиней.	245
6.3. Коефіцієнти переходу ^{137}Cs з корму до організму свиней.	253
 ОБГОВОРЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ДОСЛІДЖЕНЬ.	255
 СПИСОК ВИКОРИСТАННИХ ДЖЕРЕЛ.	262

Наукове видання

Романчук Людмила Донатівна

**РАДІОЛОГІЧНА ОЦІНКА
ФОРМУВАННЯ ДОЗОВОГО НАВАНТАЖЕННЯ
У МЕШКАНЦІВ СІЛЬСЬКИХ ТЕРИТОРІЙ
ПОЛІССЯ УКРАЇНИ**

МОНОГРАФІЯ

В авторській редакції
Художнє оформлення *Пазич В. М.*
Комп'ютерна верстка *Седонюк Т. П.*

Підписано до друку 31.08.2015
Формат 60х84/16. Папір офсетний.
Гарнітура Табона. Друк різнографічний.
Ум. друк арк. 17,44. Обл.- видав. арк. 15,68.
Тираж 300 прим. Зам. 1386.

Віддруковано з готових оригінал-макетів у ЖККГВ «Полісся».
10008, м. Житомир, вул. Шевченка, 13а.
Замовлення № 869

*Свідоцтво про внесення до Державного реєстру:
серія ЖТ № 5 від 26.02.2004 року.*

