

Вінницький національний технічний університет

(повне найменування вищого навчального закладу)

Факультет будівництва, цивільної та екологічної інженерії

(повне найменування інституту, назва факультету (відділення))

Кафедра екології, хімії та технологій захисту довкілля

(повна назва кафедри (предметної, циклової комісії))

МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

на тему:

«ОБҐРУНТУВАННЯ ЗАХОДІВ РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ ДЛЯ ВІННИЦЬКОЇ ОБЛАСТІ»

Виконав: студент 2 курсу, групи ТЗД-23м
спеціальності 183 – «Технології захисту
навколишнього середовища»

(цифр і назва напрямку підготовки, спеціальності)

Жук В. В.

(прізвище та ініціали)

Керівник к.т.н., зав. кафедри ЕХТЗД

Іщенко В.А.

(прізвище та ініціали)

«10» 12 2024 р.

Опонент д.х.н., професор каф. ЕХТЗД

Ранський А.П.

(прізвище та ініціали)

«10» 12 2024 р.

Допущено до захисту

Зав. кафедри ЕХТЗД

«10» 12 2024 р.

Вінниця ВНТУ – 2024 рік

Вінницький національний технічний університет
Факультет будівництва, цивільної та екологічної інженерії
Кафедра екології, хімії та технологій захисту довкілля
Рівень вищої освіти – другий (магістерський)
Галузь знань 18 – Виробництво та технології
Спеціальність 183 – «Технології захисту навколишнього середовища»
Освітньо-професійна програма – Технології захисту навколишнього середовища

ЗАТВЕРДЖУЮ
Завідувач кафедри ЕХТЗД
к.т.н., професор

(підпис) В.А. Іщенко
« 24 » вересня 2024 р.

ЗАВДАННЯ
на магістерську кваліфікаційну роботу студенту
Жук Вікторія Василівна
(прізвище, ім'я, по батькові)

1. Тема роботи: «ОБҐРУНТУВАННЯ ЗАХОДІВ РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ ДЛЯ ВІННИЦЬКОЇ ОБЛАСТІ»

керівник роботи Іщенко Віталій Анатолійович, к.т.н., професор
(прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)

затверджені наказом по ВНТУ від « 17 » вересня 2024 року № 310

2. Термін подання студентом роботи « 10 » грудня 2024 року

3. Вихідні дані до роботи:

1. Дані радіаційного забруднення (додаток Б).
2. Ліміти дози опромінення (мЗв/рік) (таблиця 1.3).
3. Дані по загальній захворюваності та смертності населення Вінницької області (таблиці 2.1, 2.2).

4. Зміст текстової частини

1. Характеристика радіаційного забруднення території України та вінницької області.
2. Характеристика медико-біологічного впливу радіації на навколишнє середовище та організм людини.
3. Моніторинг радіоактивного забруднення.
4. Дослідження накопичення ^{90}Sr у зерні та соломі зернових культур.
5. Рекомендації для зменшення негативного впливу антропогенних джерел радіації на організм.
6. Еколого-економічна оцінка заходів фітодезактивації на території Жмеринського району.

5. Перелік ілюстративного матеріалу:

1. Карта розташування підприємств атомної енергетики на території України
2. Карта радіоактивного забруднення території Вінницької області
3. Забруднення території України до аварії на Чорнобильській АЕС ^{137}Cs кБк/м².
4. Забруднення території України ^{137}Cs після аварії на ЧАЕС у 2006 році кБк/м².
5. Основні шляхи надходження радіонуклідів у харчовий раціон людини.
6. Способи надходження радіонуклідів до рослин.

6. Консультанти розділів роботи

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	виконання прийняв
6	Декан факультету менеджменту та інформаційної безпеки, к.е.н., доцент кафедри підприємництва, логістики та менеджменту Краєвська Алла Станіславівна		

7. Дата видачі завдання « 24 » вересня 2024 р.

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Назва та зміст етапу	Термін виконання		Примітка
		початок	закінчення	
1.	Аналіз джерел та стану радіаційного забруднення території України та Вінницької області	24.09.2024	1.10.2024	
2.	Дослідження медико-біологічного впливу радіації на навколишнє середовище та організм людини	2.10.2024	29.10.2024	
3.	Розробка рекомендацій для зменшення негативного впливу антропогенних джерел радіації на організм людини.	30.10.2024	10.11.2024	
4.	Еколого-економічна оцінка заходів по фітодезактивації на території Жмеринського району	11.11.2024	15.11.2024	
5.	Підготовка висновків, додатків і переліку літератури. Оформлення пояснювальної записки та графічної частини	16.11.2024	30.11.2024	
6	Підготовка презентації та доповіді на захист МКР	1.12.2024	10.12.2024	

Студент

(підпис)

Жук В.В.

(прізвище та ініціали)

Керівник роботи

(підпис)

Іщенко В.А.

(прізвище та ініціали)

ВІДГУК

наукового керівника магістерську кваліфікаційну роботу

Жук Вікторії Василівни

на тему: «ОБҐРУНТУВАННЯ ЗАХОДІВ РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ ДЛЯ
ВІННИЦЬКОЇ ОБЛАСТІ»

На сьогоднішній день гостро стоїть проблема радіаційної ситуації в Україні, тому дослідження радіекологічних наслідків Чорнобильської катастрофи, їх вплив на людину та господарську діяльність є надзвичайно актуальними. Радіоактивні викиди що потрапили в оточуюче середовище є новими інгредієнтами біоценозу. Це пов'язано з тим, що особливості Чорнобильської аварії зумовили різноманітність форм радіоактивних викидів.

Автор роботи проаналізувала екологічну проблему радіоактивного забруднення території Вінницької області після Чорнобильської катастрофи, медико-біологічний вплив радіації на навколишнє середовище та організм людини, а також запропонувала природоохоронні рекомендації для зменшення негативного впливу антропогенних джерел радіації на організм людини.

Магістрантка Жук В.В. в повній мірі володіє сучасними комп'ютерними технологіями, основами проектування, теоретичними та експериментальними методами досліджень.

Магістерська кваліфікаційна робота виконана на високому рівні і має значну практичну цінність. Тому рекомендую оцінити роботу на «А».

Науковий керівник, к.т.н., зав. каф. ЕХТЗД


(підпис)

Віталій ШЧЕНКО

РЕЦЕНЗІЯ
на магістерську кваліфікаційну роботу студентки
спеціальності 183 – «Технології захисту навколишнього середовища»
Жук Вікторії Василівни
на тему: «ОБҐРУНТУВАННЯ ЗАХОДІВ РАДІАЦІЙНОЇ
БЕЗПЕКИ ДЛЯ ВІННИЦЬКОЇ ОБЛАСТІ»

Магістерська кваліфікаційна робота виконана згідно завдання, відповідає темі, містить 6 аркушів графічного матеріалу і пояснювальну записку з 103 сторінок.

1. Актуальність теми, наявність замовлення роботи підприємством, організацією

Тема актуальна, виконувалась за сприяння головного управління ДСНС України у Вінницькій області.

2. Достатність вихідних даних на магістерську кваліфікаційну роботу, наявність обґрунтування вироблених рекомендацій

В роботі використані дані щодо радіоактивного забруднення території України та Вінницької області, в тому числі надані головним управлінням ДСНС України у Вінницькій області. Приведені рекомендації для зменшення негативного впливу антропогенних джерел радіації на організм людини.

3. Наявність багатоваріантного аналізу проектних рішень в основному розділі, спрямованого на пошук оптимального рішення з урахуванням останніх досягнень науки і техніки, техніко-економічного обґрунтування оптимального варіанту. Застосування варіантних підходів при вирішенні решти проектних рішень.

Запропоновані рекомендації для: зменшення негативного впливу антропогенних джерел радіації на організм; вдосконалення системи поводження з РАВ; використання радіопротекторів для захисту населення.

4. Глибина обґрунтування прийнятих рішень, ступінь врахування факторів безпеки життєдіяльності тощо.

Всі прийняті рішення характеризуються достатньою глибиною обґрунтування.

5. Рівень пророблення основного рішення (аналіз, технічні розрахунки тощо), достатність глибини пророблення основного рішення для використання на практиці.

У магістерській кваліфікаційній роботі проведено аналіз радіоекологічного та медико-біологічного впливу радіації на навколишнє середовище та організм людини та приведено рекомендації для зменшення негативного впливу антропогенних джерел радіації на організм людини.

6. Науковий рівень (для робіт дослідницького характеру) та глибина експериментальних досліджень.

Магістерська кваліфікаційна робота має практичне використання та достатній пізнавальний і навчальний рівень.

7. Застосування ПК для вирішення задач основної частини роботи (оптимізація, моделювання, САПР, СУБД, ГІС, технічні розрахунки складних систем та ін.), обґрунтування вибору конфігурації ПК, застосування стандартних та оригінальних програм, наявність аналізу результатів та їх використання у роботі.

У роботі застосовується MS Word, що є зручним для виконання поставлених завдань роботи. У бакалаврській дипломній роботі наведено карти забруднення території України радіоактивними речовинами.

8. Наявність у пояснювальній записці обґрунтування усіх проектних рішень, стиль її написання (обґрунтовальний чи описовий), відповідність оформлення до вимог діючих стандартів.

Пояснювальна записка оформлена відповідно до діючих стандартів, рішення та рекомендації подані обґрунтовано.

9. Повнота відображення графічних матеріалів основного змісту дипломної роботи, відповідність графічних матеріалів конкретному об'єкту дослідження, вимогам діючих стандартів.

Графічні матеріали повністю відображають зміст роботи та відповідають об'єкту дослідження.

10. Практична цінність роботи, можливість її реалізації.

Магістерська кваліфікаційна робота має практичну цінність, оскільки містить практичні рекомендації для зменшення негативного впливу антропогенних джерел радіації на організм людини.

11. У магістерській кваліфікаційній роботі можна відзначити такі недоліки:

Варто було б використати більш детальні наслідки Чорнобильської катастрофи для різних вікових груп населення Вінницької області враховуючи досвід Японії.

Магістерська кваліфікаційна робота виконана на високому рівні і заслуговує на оцінку А.

Опонент

д.х.н., професор кафедри ЕХТЗД


(підпис)

Ранський А. П.

АНОТАЦІЯ

УДК 623.454.87

Жук В. В. Обґрунтування заходів радіаційної безпеки для Вінницької області. Магістерська кваліфікаційна робота зі спеціальності 183 – Технології захисту навколишнього середовища, освітня програма – технології захисту навколишнього середовища. Вінниця: ВНТУ, 2024. 103 с.

На укр. мові. Бібліогр.: 22 назв; рис. 10; табл. 22.

В магістерській кваліфікаційній роботі наведено загальні відомості про іонізуюче випромінювання. Приведена характеристика радіаційного забруднення території України і Вінницької області. Проаналізована характеристика біологічного впливу радіації на навколишнє середовище та організм людини. Проведений моніторинг радіоактивного забруднення ґрунтів у Вінницькій області. Досліджено накопичення ^{90}Sr у зерні та соломі зернових культур. Дані рекомендації для зменшення негативного впливу антропогенних джерел радіації на організм людини. Проведена еколого-економічна оцінка заходів фітодезактивації на території Жмеринського району.

Ключові слова: випромінювання, радіація, радіоактивне забруднення, радіаційна безпека, фітодезактивація.

ABSTRACT

UDC 623.454.87

Zhuk V. V. Justification of radiation safety measures for Vinnytsia region. Master's qualification work in specialty 183 - Environmental protection technologies, educational program - environmental protection technologies. Vinnytsia: VNTU, 2024. 103 p.

In Ukrainian. Bibliography: 22 titles; Fig. 10; Table 22.

The master's qualification work provides general information about ionizing radiation. The characteristics of radiation pollution of the territory of Ukraine and Vinnytsia region are given. The characteristics of the biological impact of radiation on the environment and the human body are analyzed. Monitoring of radioactive contamination of soils in Vinnytsia region was carried out. The accumulation of ^{90}Sr in grain and straw of grain crops was studied. Recommendations are given to reduce the negative impact of anthropogenic sources of radiation on the human body. An ecological and economic assessment of phytodecontamination measures in the Zhmeryn district was conducted.

Keywords: radiation, radiation, radioactive contamination, radiation safety, phytodecontamination.

ЗМІСТ

ВСТУП.....	6
1 ХАРАКТЕРИСТИКА РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ ТА ВІННИЦЬКОЇ ОБЛАСТІ.....	9
1.1 Основні об'єкти техногенного та природного забруднення.....	9
1.2 Нормативи радіаційної безпеки.....	14
1.3 Характеристика радіоактивних відходів зосереджених на території Вінницької області	17
2 ХАРАКТЕРИСТИКА БІОЛОГІЧНОГО ВПЛИВУ РАДІАЦІЇ НА НАВКОЛИШНІЄ СЕРЕДОВИЩЕ ТА ОРГАНІЗМ ЛЮДИНИ.....	20
2.1 Наслідки впливу ЧАЕС на здоров'я населення Подільського регіону	20
2.2 Наслідки впливу ЧАЕС на здоров'я дитячого населення Вінницької області	23
3 МОНІТОРИНГ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ.....	27
3.1 Завдання радіоекологічних досліджень.....	27
3.2 Коефіцієнт накопичення радіонуклідів в продукції рослинництва.....	29
3.3 Результати радіоекологічного моніторингу ґрунтів і рослин.....	31
4 ДОСЛІДЖЕННЯ НАКОПИЧЕННЯ ^{90}Sr У ЗЕРНІ ТА СОЛОМІ ЗЕРНОВИХ КУЛЬТУР	35
4.1 Кількісні характеристики та механізм надходження ^{90}Sr у рослини та розподіл його за рослиною	35
4.2 Вплив біологічних особливостей зернових культур на накопичення ^{90}Sr у рослинах	44
4.3 Вплив кислотності ґрунту та інших його агрохімічних показників на надходження ^{90}Sr у рослини.....	47
4.4 Аналіз результатів досліджень накопичення ^{90}Sr у зернових культурах	51
5 РЕКОМЕНДАЦІЇ ДЛЯ ЗМЕНШЕННЯ НЕГАТИВНОГО ВПЛИВУ АНТРОПОГЕННИХ ДЖЕРЕЛ РАДІАЦІЇ НА ОРГАНІЗМ.....	56
5.1 Контроль вмісту радіонуклідів в продуктах харчування	56

5.2 Обґрунтування зменшення нормативів радіаційної безпеки для радіаційно забруднених територій.....	59
5.3 Рекомендації щодо вдосконалення системи поводження з радіоактивними відходами.....	64
5.4 Перспективи використання радіопротекторів для захисту населення	66
6. ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНА ОЦІНКА ЗАХОДІВ ФІТОДЕЗАКТИВАЦІЇ НА ТЕРИТОРІЇ ЖМЕРИНСЬКОГО РАЙОНУ	78
ВИСНОВКИ	84
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	86
Додаток А Протокол перевірки кваліфікаційної роботи на наявність текстових запозичень.....	88
Додаток Б. Дані радіаційного забруднення	89
Додаток В. Діаграми питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr	92
Додаток Д. Акт впровадження результатів магістерської кваліфікаційної роботи.....	97
Додаток Е. Ілюстративна частина.....	98

ВСТУП

Актуальність. На сьогоднішній день гостро стоїть проблема радіаційної ситуації в Україні, тому актуальністю даної теми є дослідження радіоекологічних та медико-біологічних наслідків Чорнобильської катастрофи, їх вплив на людину та господарську діяльність.

В результаті аварії на ЧАЕС (Чорнобильській атомній електростанції) радіоактивного забруднення зазнала територія площею 9 млн. га, що призвело до обмеження можливостей агропромислового виробництва і лісогосподарського використання на площі 256 тис. га.

Зважаючи на це, питання радіоактивного забруднення стало досить актуальним в останні десятиліття, оскільки, людство вступило в атомне століття. Ядерна енергія використовується в усіх галузях народного господарства – промисловості, медицині, сільському господарстві, наукових дослідженнях, а також у побуті.

Виходячи з вище зазначеного впливає необхідність проведення вимірювань рівня радіації та подальшого моніторингу. Програма моніторингу включає: вид та частоту вимірювань, методи вимірювання, відбір зразків та подальший лабораторний аналіз, методи статистичної обробки, інтерпретації та реєстрації отриманих даних.

Висока вартість інженерних технологій очищення ґрунту (5000 грн. за 1 м² ґрунту з урахуванням витрат на зняття забрудненого ґрунту, його транспортування і підготовку), що приводять до руйнування гумусу, відсутність ефективних методів дезактивації ландшафтів сприяло тому, що на першому етапі ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС (Чорнобильській атомній електростанції) були ухвалені рішення про розробку заходів з метою зменшення надходження радіонуклідів в рослинну фітомасу.

Після аварії на Чорнобильській атомній електростанції дослідження, які можуть слугувати основою для технології використання рослин в процесі очищення забруднених ґрунтів, одержали додатковий імпульс для свого

розвитку і відображені в роботах багатьох наукових колективів. Зібраний великий масив даних про накопичувальну здатність різних видів рослин і розробку відходів і методів з метою модифікувати цей процес.

Метою роботи є оцінка радіоактивного забруднення території Вінницької області та розробка природоохоронних заходів для зниження рівня радіоактивного забруднення.

Задачі дослідження. Для досягнення поставленої мети були сформульовані наступні задачі:

- 1) проаналізувати джерела та стан радіаційного забруднення території України та Вінницької області;
- 2) охарактеризувати медико-біологічний вплив радіації на навколишнє середовище та організм людини;
- 3) запропонувати рекомендації для зменшення негативного впливу антропогенних джерел радіації на організм людини.
- 4) провести еколого-економічну оцінку заходів по фітодезактивації на території Жмеринського району.

Об'єкт досліджень – процес забруднення території радіонуклідами Цезієм-137 та Стронцієм-90 та їх вплив на середовище і організм людини.

Предметом досліджень є характеристики процесу забруднення радіонуклідами.

Новизна одержаних результатів.

1. Виявлено медико-біологічний вплив продуктів радіації на навколишнє середовище. Встановлена пряма залежність радіаційного стану навколишнього природного середовища та рівня захворювання дитячого населення забруднених територій.

2. Вдосконалено метод фітодезактивації забруднених ґрунтів на території Вінницької області.

Практичне значення. Результати проведених досліджень доцільно використати в практиці екологічної діяльності на територіях які зазнали радіаційного ураження після аварії на ЧАЕС для зменшення негативного впливу

на здоров'я населення. Зокрема, необхідно здійснювати постійний радіологічний екологічний контроль та моніторинг забруднення елементів природного середовища, продуктів харчування рослинного і тваринного походження, питної води, атмосферного повітря та предметів побуту.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.

Дана робота виконувалась відповідно науковому напрямку кафедри ЕХТЗД, законів України: «Про охорону навколишнього природного середовища» №1268-ХІІ від 26.06.91 і Регіональної екологічної бюджетної програми 2024-2025 років, «Програми регіонального екологічного моніторингу Вінницької області на 2024-2025 роки».

Публікації результатів магістерської кваліфікаційної роботи.

Викладені у МКР положення доповідались на міжнародних і щорічних науково-технічних конференціях ВНТУ.

1 ХАРАКТЕРИСТИКА РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ ТА ВІННИЦЬКОЇ ОБЛАСТІ

1.1 Основні об'єкти техногенного та природного забруднення

Основними джерелами природного забруднення території України іонізуючим випромінюванням є космічне опромінення Землі й випромінювання радіонуклідів, що містяться в геологічних породах.

Космічні промені – це галактичне випромінювання, яке складається в основному із протонів з енергією $1 - 10^{14}$ MeV (90 %) і α -частинок (10 %). Його інтенсивність у часі практично не змінюється.

Частина космічного випромінювання народжується на Сонці під час короткочасних (десятки хвилин) сонячних спалахів. У спектрі такого спалаху є видимі ультрафіолетові й рентгенівські фотони. А в самих потужних спалахах виникають протони й α -частинки [1-3].

Для космічного випромінювання атмосфера Землі є серйозною перешкодою, і земної поверхні воно практично не досягає. Але, взаємодіючи з атмосферою, породжуючи в ній ряд специфічних радіонуклідів (^3He , ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na , ^{24}Na й ін.), космічне випромінювання впливає на нас опосередковано – через випромінювання цих вторинних джерел радіації.

Інтенсивність космічного випромінювання залежить від географічної широти місця та його висоти над рівнем моря. Ще більше відрізняються залежно від місця концентрація природних радіоактивних елементів. Потрапляючи у навколишнє середовище, радіонукліди переважно розсіюються, хоча і можуть концентруватись живими організмами. Наприклад, уран, інші радіонукліди активно концентруються різними мікроорганізмами, причому концентрація в них може в 300 разів перевищувати концентрацію в зовнішньому середовищі.

Радіоактивні елементи, які містяться в ґрунті, воді, повітрі, разом із космічним випромінюванням і створюють той природний радіоактивний фон,

до якого за довгі роки еволюції пристосувались (адаптувались) рослинні та тваринні організми Землі.

На Землі є райони, де через неглибоке залягання уранових, торієвих руд і так званих монацитових пісків, а також вихід на поверхню радонових джерел, локальний радіаційний фон може перевищувати його середнє значення в 20 – 100 і навіть в 1000 разів. Є такі райони і на Україні – Жовті Води, де є поклади уранових руд; Хмільник та Миронівка, де на поверхню виходить насичена радоном вода. Ця вода застосовується для лікування кісток та суглобів, гінекологічних захворювань тощо. В цих районах природний радіоактивний фон досягає 1– 3 рад/рік, а місцями і 4 – 8 рад/рік, тобто перевищує середній рівень у 10 – 80 і більше разів. Тут здавна живуть люди, але ніяких патологій в стані їх здоров'я порівняно з мешканцями сусідніх районів у них не спостерігається. Теж саме можна сказати і відносно мешканців гірських районів, де природний радіаційний фон підвищений як через більшу інтенсивність космічного випромінювання, так і внаслідок більшого вмісту в гірських породах (граніти, базальти) природних радіоактивних елементів [2-5].

Радон - продукт радіоактивного розпаду радію. Радон завжди присутній в гірських породах, насамперед у гранітах, на які дуже багата Україна. Центральна частина України розташована на кристалічному щиті, що вміщує Кіровоградський ураново-рудний регіон. Радон – газ без кольору, смаку і запаху, хімічно інертний, але всі його ізотопи радіоактивні. Вміст радону у повітрі наведений у таблиці 1.1.

Таблиця 1.1 – Вміст радону у повітрі

Досліджувана область	Вміст радону, Бк/м ³
Ґрунтове повітря	11,1·10 ³
Суша	5,18
Морське узбережжя	0,37

За міжнародними нормами середня об'ємна активність радону прийнята на рівні 15 Бк/м³. В Україні ця величина в 2 – 3 рази більша, а оскільки радон α -випромінювач, для якого радіаційний зважуючий фактор $W_R = 20$ (таблиця 1.1), то уражаюча дія радону у 20 разів більша за дію гамма-фону, що оточує людину. Особливо, якщо ізотопи радону потрапляють у середину організму при диханні чи з водою, тобто при внутрішньому опроміненні.

Радон у 7,5 рази важчий за повітря, тому він накопичується у житлових приміщеннях, насамперед у підвалах та погребях, які не мають природної чи проточно-витяжної вентиляції, а також на перших поверхах будинків. В будинок радон потрапляє, головним чином, з ґрунту під підлогою чи з насиченої радоном води. Спеціалісти обстежили 24 тисячі будинків і дійшли висновку, що залежно від специфічних умов забудови їх мешканці отримують від 2 до 20 мЗв за рік, а із окремих будівлях – і до 50 мЗв за рік, тобто 210 – 350 бер за 70 років життя. В той же час за Нормами радіаційної безпеки України ті, хто проживає на території, забрудненій при Чорнобильській катастрофі, не повинні отримати за 70 років життя більше 42 бер.

Національний центр радіаційної медицини Академії медичних наук України (НЦРМ АМН) обстежив житла в максимально радоно-небезпечних регіонах України для виявлення будинків, в яких об'ємна активність радону перевищує допустимий рівень. Результати обстеження наведені в таблиці 1.2.

Таблиця 1.2 – Відсоток будинків, в яких еквівалентна рівноважна об'ємна активність (ЕРОА) радону перевищує допустимий рівень

Область	Середнє значення ЕРОА	Відсоток будинків, в яких ЕРОА радону перевищує допустимі рівні	
		50 Бк/м ³	100 Бк/м ³
Херсонська	156	97	68
Одеська	115	93	60

Область	Середнє значення ЕРОА	Відсоток будинків, в яких ЕРОА радону перевищує допустимі рівні	
		50 Бк/м ³	100 Бк/м ³
Запорізька	94	56	31
Вінницька	79	60	33
Житомирська	70	47	18

Оскільки людина більшу частину життя проводить в приміщеннях, то головним компонентом зовнішнього фонових опромінення є гамма-випромінювання радіоактивних речовин, які містяться в будівельних матеріалах. Це обумовлено тим, що при одному і тому ж вмісту радіонуклідів у ґрунті та будівельних матеріалах іонізація в замкненому приміщенні в два рази більша, ніж над ґрунтом. В кам'яних будівлях доза в два рази вища, ніж у дерев'яних і становить у середньому 80 мбер/рік [1-3].

На рисунку 1.1 для АЕС наведено залежності індивідуальних доз від відстані від джерела.

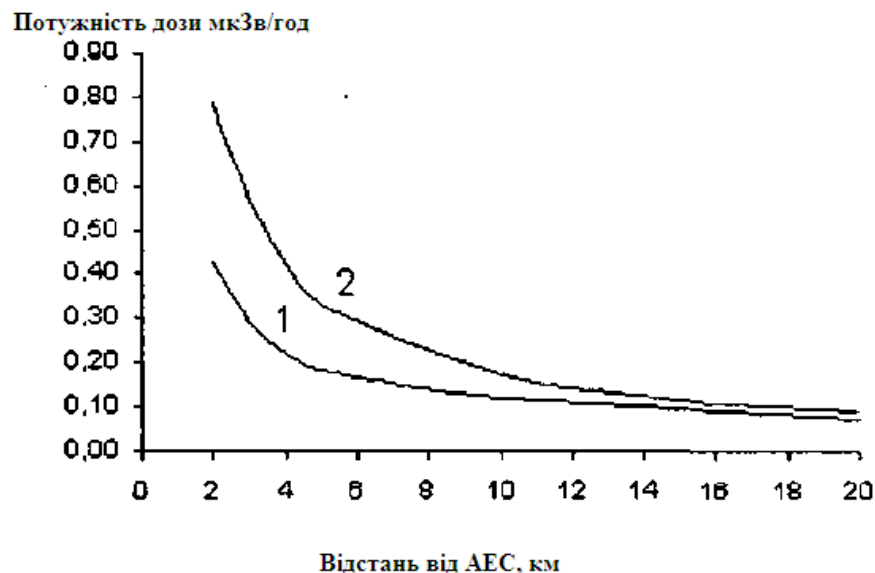


Рисунок 1.1 – Залежність індивідуальної ефективної дози від відстані для АЕС

Техногенним радіаційним фоном називають радіаційне забруднення довкілля, яке створюється технологічними процесами добування та переробки радіоактивних руд (копалин); застосування органічного палива, в основному, вугілля, яке містить домішки радіонуклідів; роботою атомних електростанцій (Запорізька, Південно-Українська, Рівненська, Хмельницька і Чорнобильська), радіохімічної промисловості; випробовуванням ядерної та термоядерної зброї, широким застосуванням рентгенівських променів і радіоізотопів у технологічних та медичних цілях тощо. Такі підприємства та виробництва в основному зосереджені у великих містах, тому їх мешканці в середньому отримують річну дозу опромінення в півтора-два рази більшу, ніж їх співвітчизники, які проживають у сільській місцевості - головним чином через забруднення, створювані викидами теплових електростанцій, що застосовують багаті на радіонукліди сорти вугілля, а також через широке використання радіоактивних будівельних матеріалів (граніту, базальту, азбесту), промислових та медичних рентгенівських установок. Геологам добре відомі факти підвищеного вмісту урану та торію у вугіллі деяких родовищ. Були навіть пропозиції добувати уран та торій з попелу, який залишається на ТЕС після спалювання вугілля. Окрім забруднення радіоактивним попелом, території ТЕС забруднені вугільним пилом, який також містить радіонукліди. До викидів входять сполуки сірки, вуглеводні, канцерогенні речовини, наприклад, бензпірен, сполуки фтору (при спалюванні бурого вугілля); попіл, який містить майже 60 різних металів та їх сполук, водяна пара, не утилізоване тепло тощо. При спалюванні вугілля для отримання протягом року 1 МВт потужності в середньому викидаються радіонукліди ^{226}Ra активністю $3,0 \cdot 10^7$, ^{222}Rn – $1,3 \cdot 10^7$ Бк, а також уран та торій. Якщо порівняти за радіаційними факторами однакові за потужністю теплову та атомну електростанції, то виявиться, що радіаційні викиди ТЕС, яка працює на вугіллі, в 5 – 10 разів шкідливіші, ніж викиди ЛЕС. І це без врахування інших шкідливих продуктів згорання вугілля.

Щодо України, то безперечно найнебезпечнішим джерелом радіоактивного випромінювання стала аварія на Чорнобильській атомній

електростанції. Забруднення території України до та після аварії на Чорнобильській АЕС ^{137}Cs , кБк/м^2 показано в додатку В. Дана аварія є найбільшим техногенним лихом не лише України, а й усього світу, оскільки в результаті були забруднені території України та багатьох країн, що межують з нею [4-7].

Можна зробити висновок про те, що радіаційне забруднення техногенного походження є значно не безпечнішим ніж природного. Проте слід зазначити, що породжені техногенними джерелами випромінювання при правильному поводженні значно легше контролювати, ніж опромінення, зумовлені космічними і наземними природними джерелами опромінення. Але під час надзвичайних ситуацій (ядерні вибухи і аварії на АЕС), що виникають в результаті неправильного поводження з атомом виникають умови при яких розповсюдження радіаційного забруднення та вплив його на біосферу стає не керованим (радіоактивні опади, забруднення ґрунтів, вплив на людину та ін.) Карта розташування підприємств атомної енергетики на території України зображенна в додатку В.

1.2 Нормативи радіаційної безпеки

Норми радіаційної безпеки України, які діють з 1 січня 1998 р., встановлені залежно від категорії осіб, які зазнають опромінення:

- 1) категорія А (персонал) – особи, які постійно чи тимчасово працюють безпосередньо з джерелами іонізуючих випромінювань;
- 2) категорія Б (персонал) – особи, які безпосередньо не зайняті роботою з джерелами іонізуючих випромінювань, але у зв'язку з розташуванням робочих місць в приміщеннях та на промислових майданчиках об'єктів з радіаційно-ядерними технологіями можуть отримувати додаткове опромінення;
- 3) категорія В – все населення [5].

Основний радіаційно-гігієнічний норматив, границею якого є обмеження осіб категорії А, Б і В від усіх індустриальних джерел іонізуючого випромінювання

в ситуаціях практичної діяльності, має назву ліміту дози (ЛД). Числові значення лімітів доз встановлюються на рівнях, то виключають можливість виникнення детерміністичних ефектів опромінення, тобто ефектів радіаційного впливу, що виявляються тільки при перевищенні певного дозового порогу і тяжкість наслідків яких залежить від величини отриманої дози, й одночасно гарантують настільки низьку імовірність виникнення стохастичних ефектів опромінення, що вона є прийнятною як для окремих осіб, так і для суспільства в цілому. Стохастичними називають безпорогові ефекти радіаційного впливу, імовірність виникнення яких існує при будь-яких дозах іонізуючого випромінювання і зростає зі збільшенням дози, тоді як відносна тяжкість виявлень опромінення від дози не залежить. До стохастичних ефектів відносяться злоякісні новоутворення та генетичні зміни, що передаються нащадкам (спадкові ефекти).

Для встановлення лімітів доз стосовно осіб категорій А і Б користуються термінами: індивідуальні річні ефективні та еквівалентні дози зовнішнього опромінення (ліміти річної ефективної та еквівалентної доз). Обмеження опромінення осіб категорії В (населення) здійснюється введенням лімітів річної ефективної та еквівалентної доз для критичних груп осіб категорії В. Останнє означає, що рівень річної дози опромінення осіб, які належать до критичної групи, не повинне перевищувати ліміту, встановленого для осіб категорії В. Критичні групи – це частина населення, яке за своїми статеві-віковими, соціально-професійними умовами, місцем проживання та іншими ознаками отримує чи може отримувати найбільші рівні опромінення від даного джерела. Деякі ліміти доз опромінення наведені в таблиці 1.3.

Колективні дози, що отримує населення при проведенні рентгенологічних та радіологічних процедур, мають бути настільки низькими, наскільки це розумно досягається з врахуванням ефекту лікування, економічних та соціальних чинників (принцип оптимізації).

Таблиця 1.3 – Ліміти дози опромінення (мЗв рік⁻¹)

	Категорія осіб, які зазнають опромінення		
	А	Б	В
ЛДЕ (ліміт ефективної дози)	20	2	1
Ліміти еквівалентної дози зовнішнього опромінювання:			
- для кришталика ока	150	15	15
- для шкіри	500	50	50
- для кісток	500	50	50

Медичне опромінення має бути обґрунтованим і призначатися тільки лікарем для досягнення корисних діагностичних та терапевтичних ефектів, які не можливо отримати іншими методами діагностики та лікування (принцип виправданості).

При проведенні профілактичного обстеження населення річна ефективна доза не повинна перевищувати 1 мЗв (0,1 бер).

За нормами радіаційної безпеки для населення України (категорія В) встановлений норматив опромінення 1 мЗв·рік⁻¹ (0,1 бер·рік⁻¹) на одну людину. Іншими словами, за 70 років життя людина, праця якої не пов'язана з шкідливою дією радіонуклідів, не повинна отримати дозу, більшу за 7 бер понад фонову дозу, що дорівнює 14 бер, тобто всього не більше 21 бер. Це значно менше тих мінімальних радіаційних навантажень, які допускались нормами радіаційної безпеки 1976-1987 років, які Міністерство охорони здоров'я колишнього СРСР пропонувало для населення районів, що постраждали внаслідок чорнобильської аварії. Тоді пропонувалась концепція 35 бер за 70 років, стверджувалось, що така доза цілком безпечна для людини, хоч за рекомендацією Міжнародного комітету з радіологічного захисту (МКРЗ) людина не повинна отримувати більше 0,1 бер за рік. Нові норми приведені в узгодження з рекомендаціями МКРЗ [6-9].

1.3 Характеристика радіоактивних відходів зосереджених на території Вінницької області

Радіоактивні відходи (РАВ) – відходи, які містять радіоактивні хімічні елементи, не мають практичної цінності. Частіше всього радіоактивні відходи є продуктами ядерних процесів, як от ядерний розпад.

Джерелом техногенної небезпеки є накопичені токсичні відходи, які утворились на підприємствах більше десяти років тому в основному на підприємствах машино- та приладобудівної галузей, які експлуатуються з радянських часів, та мають майданчики для зберігання відходів Карта радіоактивного забруднення території Вінницької області зображення в додатку В.

Наприкінці січня 2009 року у смт. Турбів Липовецького району на території ВАТ"Атеко", тривалий час зберігались відходи гальванічного виробництва у бетонованих ємностях (на сьогодні сполуки хрому у виробничих процесах підприємствах не використовуються), в ємностях утворились тріщини, через які рідкі відходи потрапили в ґрунт. Внаслідок цього у криницях, що використовувались населенням для побутових потреб, виявлено сполуки хрому шестивалентного у концентраціях, що перевищували норми у 40-100 разів. На даний час з резервних фондів районної та селищної рад виділено кошти на утилізацію гальванічних шламів, роботи завершені. Вживаються заходи для забезпечення населення питною водою.

Загрозлива ситуація склалась на ВАТ "Вінницький завод Ореол" (знаходиться біля 20 т відходів гальванічного виробництва), ВАТ "Завод Термінал" (відходи гальванічного виробництва в кількості 120,365 т). Ситуація суттєво ускладнюється тим, що ці підприємства або ліквідовані, або знаходяться у стані ліквідації, і накопичені відходи стануть власністю територіальної громади м. Вінниці [7-10].

В області нараховується 15 підприємств і організацій, на яких зберігаються та використовуються в процесі діяльності джерела іонізуючого

випромінювання (ДІВ), загальною кількістю 322 одиниці, що можуть негативно впливати на життєдіяльність людини.

На підприємствах, які функціонують в "нормальному режимі", не виникає проблем контролю за експлуатацією ДІВ. Підприємства мають санітарні паспорти, ліцензії на право роботи з ДІВ, своєчасно подовжують терміни їх дії, регулярно проводиться інвентаризація ДІВ та обстеження умов їх використання. Проблеми можуть виникнути, коли підприємства ліквідуються, стають банкрутами, майно продається, неодноразово змінюються власники. В таких випадках можлива ситуація втрати контролю за ДІВ, що може сприяти виникненню радіаційних аварій.

Інша причина можливого виникнення радіаційних аварій - це викрадення джерел іонізуючого випромінювання, запобігти чому може тільки адміністрація підприємства.

На території Вінницької області існують родиваща граніту, що також створює підвищений радіаційний фон. Попередньо розвідане родовище граніта (№11) в Калинівському районі Вінницької області. Родовище розташоване поблизу автомобільної дороги на відстані 2 км від залізничної дороги на землях пасовища. Граніт місцями виходить на поверхню. Загальна площа перспективної ділянки, в межах якої граніт залягає на незначній глибині - понад 70 га. На частині цієї ділянки вже проведено геологорозвідувальні роботи. За результатами радіаційно-гігієнічного аналізу всі досліджувані зразки граніту відносяться до I класу і можуть використовуватись у всіх видах будівництва без обмежень. Запаси граніту на площі близько 30 га до глибини 50м, підраховані у кількості 12,5 млн.м³. На заході від границі підрахунку запасів на площі близько 30 га граніт безпосередньо виходить на поверхню, що свідчить про його неглибоке залягання. В кількох місцях тут вівся видобуток граніту кустарним способом на глибині близько 1м. Враховуючи наявність позитивних результатів попередніх геологорозвідувальних робіт, у відповідності до частини 2 п.4 Постанови Кабінету Міністрів України №608 від 17.06.2009р. можливе отримання спеціального дозволу на користування надрами для розробки цього

родовища з наступним завершенням робіт з його вивчення.

Ще одне родовище граніту (№12) в Калинівському районі Вінницької області. Родовище розташоване на землях пасовища на відстані 7 км від залізничної колії. Загальна площа складає понад 40 га. Промислові запаси граніту тільки в межах центральної частини ділянки складуть 13-15 млн.м³.

Попередньо вивчене родовище граніта (№13) в Літинському районі Вінницької області. Родовище розташоване 3 км від залізничної гілки, на якій здійснюють вантажні роботи, і на відстані 4 км від залізничної станції [8].

Як правило родовища гранітів суттєво підвищують радіаційний фон і тому негативно впливають на людей та на оточуюче середовище. Населення яке проживає поруч із кар'єрами отримують більшу кількість радіації ніж інші.

Таблиця 1.4 – Найбільш розвідані родовища граніту у Вінницькій області

Область	Район	Назва родовища	Запаси, млн. м ³
Вінницька	Барський	Полівське	2,6
	Бершадський	Шумилівське	2,8
	Вінницький	Шкуринецьке	2,4
	Гайсинський	Щурівецьке	5,3
	Жмеринський	Браїлівське	3,6
	Калинівський	Павлівське	6,5
		Черепашинецьке	6,6

Радіаційна обстановка в Вінницькій області визначається забрудненням, викликаним аварією на Чорнобильській АЕС, використанням джерел іонізуючого випромінювання на промислових та гірничих підприємствах, медичних та учбових закладах, використанням будівельних матеріалів з підвищеним вмістом природних радіонуклідів, експлуатацією та зберіганням приладів, які містять радіоактивні речовини та наявністю природного радіаційного фону [10-13].

2 ХАРАКТЕРИСТИКА БІОЛОГІЧНОГО ВПЛИВУ РАДІАЦІЇ НА НАВКОЛИШНІЄ СЕРЕДОВИЩЕ ТА ОРГАНІЗМ ЛЮДИНИ

2.1 Наслідки впливу ЧАЕС на здоров'я населення Подільського регіону

Масштаби та популяційні наслідки аварії на ЧАЕС у квітні 1986 року дають підстави вважати її найбільшою в світі радіаційною екологічною катастрофою. Внаслідок цієї катастрофи тільки на території України утворився ареал радіаційного забруднення загальною площею понад 5,5 млн. га, що охоплює 2163 населених пункти в 81 адміністративній одиниці - 73 районах і 8 містах обласного підпорядкування в межах 12 областей країни (Вінницької, Волинської, Житомирської, Івано-Франківської, Київської, Рівненської, Сумської, Тернопільської, Хмельницької, Черкаської, Чернівецької та Чернігівської).

Загальна кількість населення, що проживає в радіаційно забруднених районах і містах України на сьогодні становить близько 3,7 млн. осіб (або більше тринадцятої частини населення країни), з яких 2,4 млн. чоловік - жителі сільської місцевості. При цьому в радіаційно забруднених районах проживає майже 4/5 сільських мешканців Київської та більше 3/5 селян Черкаської області, понад 2/5 жителів сільської місцевості Житомирської та Вінницької областей і більше 1/3 селян Хмельниччини. Число ж жителів безпосередньо тих населених пунктів, які визнані радіаційно забрудненими, за станом на початок 2006 року склало близько 2197 тисяч.

Аварія породила ряд техніко-технологічних, фінансових, соціально-психологічних проблем, завдала значної шкоди їх економіці та навколишньому середовищі. Проте головним наслідком Чорнобильської катастрофи і обумовленого нею радіаційного забруднення навколишнього середовища є вплив широкого спектру радіонуклідів на життя і здоров'я людей, на сферу відтворення населення.

За перші п'ятнадцять років після катастрофи скорочення чисельності населення радіаційно несприятливих районів склало близько 15%, за наступні п'ять років - ще більш ніж на 4%. Інтенсивність депопуляційних процесів, вимірювана коефіцієнтами природного спаду населення, в більшій частині зазнали радіаційного впливу районів нині перевищує відповідні середньообласний показник: в семи з восьми забруднених районів Вінницької області; у восьми з дев'яти районів Житомирської, по всіх радіаційно неблагополучних районах Тернопільській, Хмельницькій, Черкаській, та Кіровоградській областей. Дані по захворюваності населення Вінницької області представлені в таблиці 2.1.

Таблиця 2.1 – Загальна захворюваність населення (на 10 000 населення)

	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Постраждалий контингент аварії на ЧАЕС	23698	24681,9	25132,3	25239,6	26816,3	27079,7
Населення області	20781,4	21128,8	21654,3	21817,7	22061,7	22283,3

Найзагальнішим з віддалених наслідків опромінення є скорочення тривалості життя. В багатьох досліджах виявлена пряма залежність між дозою радіації і ступенем скорочення тривалості життя. Дані по смертності населення Вінницької області представлені в таблиці 2.2.

Таблиця 2.2 – Загальна смертність (на 10 000 населення)

	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Постраждалий контингент аварії на ЧАЕС	242,5	235,9	242,1	238,9	234,5	187,2
Населення області	180,7	173	175,2	171,1	162,6	161

Свідченнями кризової медико-демографічної ситуації на досліджуваних територіях у поставарійний період є: різке підвищення повікової смертності у працездатному (почасти - і пенсійне) віці, і, відповідно, скорочення середньої

тривалості життя, несприятливі зрушення в структурі причин смерті, переважно несприятлива динаміка захворюваності та інвалідизації населення, особливо - дітей. Загальне уявлення про зрушення в смертності населення цих регіонів дають загальні показники смертності населення в радіаційно забрудненій зоні за типами поселень, а також стандартизовані показники смертності по Україні та радіаційно забрудненим районах за обрані роки.

Таким чином, смертність населення на радіаційно забруднених територіях Подільського регіону у постчорнобильський період зростає значніше, ніж в цілому по Україні, що особливо стосується сільської місцевості. За минулі після аварії роки найбільшою мірою підвищилася смертність населення в забруднених районах Чернігівської, Житомирської, а також Вінницької та Хмельницької (переважно в сільській місцевості). При цьому в досліджуваних південних районах Житомирської області темпи зростання смертності міського населення незначно перевищували такі для селян.

У динаміці спостерігається збільшення розриву між рівнями смертності міських і сільських жителів Подільського регіону в досліджуваний період, причому більш відчутний цей розрив і темпи його збільшення саме в радіаційно забруднених областях.

Дуже показовою в сенсі оцінки впливу Чорнобильської катастрофи на здоров'я населення, є інформація, що стосується самооцінки населенням ступеня впливу наслідків аварії на здоров'я, отримана в результаті обробки даних вибірових обстежень умов життя домогосподарств України.

Як свідчать отримані з цього ж джерела дані про випадки захворювань протягом останнього року, про наявність хронічних захворювань, у тому числі тих, які можуть бути спровоковані радіаційним впливом, подібні медичні проблеми також частіше зустрічалися у контингенту населення, який вважає, що наслідки Чорнобильської аварії частково або серйозно вплинули на здоров'я.

Описана сукупність демографічних та санітарно-гігієнічних показників для населення Подільського регіону, зокрема, зростання частоти «екологічних

захворювань», загальна поширеність уражень щитовидної залози, імунodefіцитних станів, помітне підвищення захворюваності такими радіаційно обумовленими патологіями як онкозахворювання (особливо на рак щитовидної залози та лейкомію), вкрай неблагополучна динаміка смертності і середньої тривалості життя населення в ареалі радіаційного забруднення - все це свідчить про довготривалу вплив аварії на ЧАЕС на здоров'я проживають в радіаційно забруднених регіонах. Кризова медико-демографічна ситуація в радіаційно забруднених регіонах України в значній мірі була ускладнена соціально-економічними умовами трансформаційного періоду, а її «живучість» і затяжний характер, безумовно, посилюються наслідками Чорнобильської катастрофи.

Обсяг медико-демографічних втрат, пов'язаних з Чорнобилем, залишається не визначеним, занепокоєння викликають можливі майбутні драматичні наслідки катастрофи. Все це вимагає пильної уваги до радіаційно неблагополучному ареалу на території країни.

2.2 Наслідки впливу ЧАЕС на здоров'я дитячого населення Вінницької області

Кількість дітей, які проживають на території, забрудненій внаслідок аварії на ЧАЕС, становить 4272, це на 263 дитини менше, шж проживало в 2008 році (4535). Загальна захворюваність серед дітей, але зазначається дещо зменшення з 12388 в 2009 році до 10619 в 2010 році. Аналогічно зазначається дещо зниження первинної захворюваності з 7088 до 6114. Вперше визнано в 2009 році двоє дітей. У 2009 році померлі і одна дитина з приводу вродженої аномалії розвитку нервової системи. В 2010 році померло двоє дітей, із них одна дитина з приводу вродженої аномалії розвитку.

Протягом двох років зазначається збільшення злоякісних новоутворень з 7 в 2009 р., до 10 – в 2010 р. З приводу гострого лейкозу на обліку перебувають двоє дітей, в 2009 році - одна дитина.

Стабільними є показники захворюваності дітей з примну ЗДА, що становило в 2008 році - 885, в 2009 році - 881.

Зазначається зменшення захворюваності серед дітей на ендокринну патологію з 1031 в 2008 році до 818 в 2010 році, але захворювання дітей з приводу ДНЗ є стабільним і її рівень 579-544. У 2009 році зазначався ріст захворюваності серед дітей з приводу бронхіальної астми з 30 у 2008 році до 35 у 2010 році.

Збільшилась кількість дітей з вродженими вадами з 114 в 2004 році до 123 в 2010 році. Серед даної групи на першому місці - аномалії розвитку кістково-м'язової системи та системи кровообігу.

Залежність функціонального здоров'я дитини від стану довкілля є основою ендоекології. Вона обумовлює необхідність повернення до диспансеризації дитячого населення на основі моніторингу за функціональними показниками, що дають інтегральну оцінку вегетативного гомеостазу організму дитини. Являючись надзвичайно лабільними, ці показники своєчасно указують на спрямованість вегетативних порушень, які обумовлюють розвиток функціональної патології і її подальшу хронізацію (відслідковується вже на клінічному рівні диспансеризації).

Сьогодні ми можемо порівняти отримані дані з показниками загальнодозиметричної паспортизації населених пунктів Вінницької області України, які зазнали радіаційного забруднення після Чорнобильської аварії.

Таким чином наведені дані свідчать про доцільність диспансеризації дитячого населення України на основі оцінки його вегетативних порушень. При цьому ще раз звертаємо увагу на логічність і доцільність функціонально-екологічної експертизи (ФЕЕ) регіонів радіаційного контролю (на основі функціональної біодіагностики вегетативних порушень у дітей).

Загалом, починаючи з 1994 р. по 2000 р. спостерігалось переважно постійне погіршення функціонального здоров'я дітей, обумовлене перевагою парасимпатичної активності, яка сягала 68,2 - 71,1 % загальних спостережень. Виявлена динаміка, на наш погляд, має позитивний характер, що свідчить про

зростання опірності організму дітей до екологічних чинників зовнішнього середовища. Виявлену динаміку підтверджують і матеріали які вказують на позитивну динаміку показників нормалізації вегетативного гомеостазу. Найбільш показовим з них виступає зростаюча кількість дітей з функціональною вегетативною рівновагою, що свідчить про нормалізацію їх функціонального здоров'я.

Як видно з наведеного матеріалу (рис. 2.1–2.3) в багатьох населених пунктах Вінницької області протягом 2005-2007 років спостерігалось стрімке погіршення ФЗ дітей: зростання кількості випадків значної та вираженої парасипатичної активності організму ($P_3 + P_b$ = перша група діаграм) і кількості випадків з вегетативною рівновагою та функціональною компенсацією ($BP + F_k$ = друга група діаграм) та зменшення з вираженою і значною перевагою сипатичної активності ВНС ($C_b + C_{3H}$ = третя група діаграм).

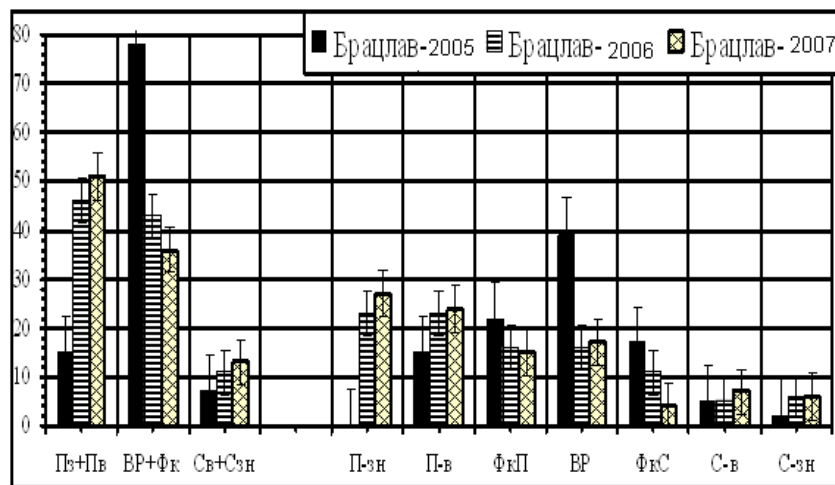


Рисунок 2.1 – Динаміка ФЗ дітей в радіаційно забрудненому Брацлавському регіоні (2005-2007)

Виявлена негативна динаміка вегетативних показників безумовно вимагає до себе прискіпливої уваги Держави. При цьому звертає на себе увагу відсутність залежності показників ФЗ від паспортної дози внутрішнього індивідуального (D_{ind}) та сумарного опромінення населеного пункту (D_p) в $mZb.pik^{-1}$.

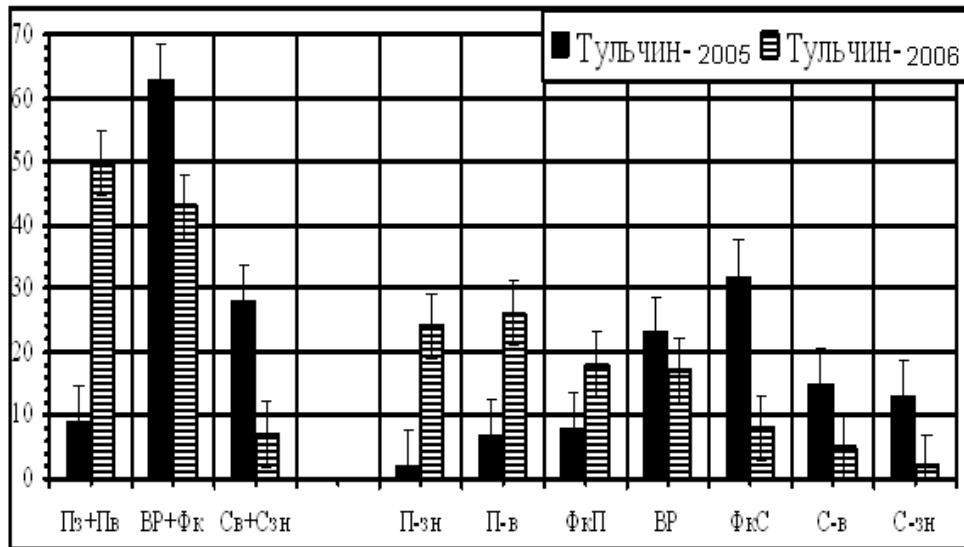


Рисунок 2.2 – Динаміка ФЗ дітей в радіаційно забрудненому Тульчинському регіоні (1993-1999)

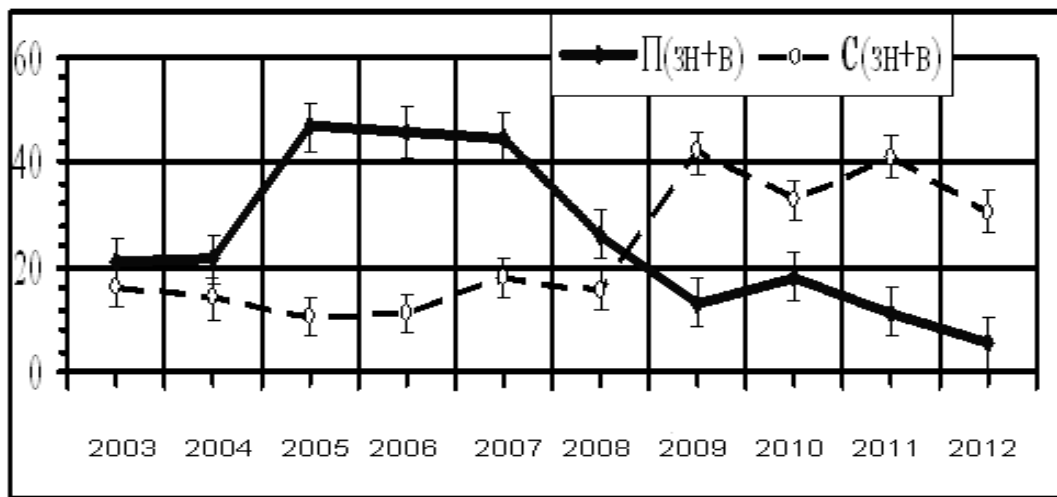


Рисунок 2.3 – Динаміка функціонального здоров'я потерпілих дітей України (вегетативні показники по рокам спостереження)

Виявлена динаміка, на наш погляд, має позитивний характер, бо свідчить про зростання опірності організму дітей до екологічних чинників зовнішнього середовища. Виявлену динаміку підтверджують і матеріали рисунок 2.7, які указують на позитивну динаміку показників нормалізації вегетативного гомеостазу.

З МОНІТОРИНГ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

3.1 Завдання радіоекологічних досліджень

Головне завдання радіоекологічних досліджень – комплексність оцінки стану екосистеми, включаючи її дію на людину. Радіоекологічний моніторинг є складовою частиною державного моніторингу і здійснення його проводиться трьома видами: базовий (стандартний), кризовий (оперативний), науковий (фоновий).

Головними завданнями радіоекологічного моніторингу є:

- 1) спостереження та контроль за станом забрудненої радіонуклідами зони, її окремих ділянок, та пропонування заходів щодо зниження шкідливості;
- 2) спостереження за станом об'єктів природного середовища за одними і тими ж параметрами, які характеризують радіоекологічну ситуацію як в зоні забруднення, так і за її межами;
- 3) виявлення тенденцій зміни природного середовища в зв'язку з функціонуванням екологічно небезпечних об'єктів і при реалізації заходів, що проводяться на забруднених територіях;
- 4) виявлення тенденцій змін стану здоров'я населення, яке проживає на забруднених радіонуклідами територіях;
- 5) інформаційне забезпечення прогнозу радіоекологічної ситуації в забрудненій зоні та по країні в цілому.

Система радіаційного контролю включає ряд послідовних етапів; вимірювання рівня радіації на місцевості (польова радіометрія, дозиметрія), відбір проб і підготовка їх до дослідження, пряме визначення радіоактивності експресними методами, радіохімічний розподіл радіонуклідів, радіометрія виділених радіонуклідів, розрахунок активності.

Моніторинг радіоактивного забруднення здійснюється такими організаціями.

Контроль за радіоактивним забрудненням атмосферного повітря здійснюється як на фоновому рівні, так і в зонах впливу атомних електростанцій та інших джерел можливих викидів радіоактивних речовин. При контролі радіоактивного забруднення на фоновому рівні використовують існуючі фонові станції або спеціальні станції, встановлені на відстані 50-100 км від можливого джерела радіоактивного забруднення. При контролі в радіусі до 25 км використовується як існуюча мережа контролю, так і спеціальні пости спостережень, де встановлюються датчики гама-випромінювання та пристрої для відбору проб і аналізу повітря. В межах санітарно-захисної зони (СЗЗ) утворюються пости дистанційного контролю радіоактивного забруднення атмосферного повітря.

Міністерство аграрної політики та продовольства України проводить спостереження за:

- 1) ґрунтами с/г використання;
- 2) токсикологічні та радіологічні спостереження за с/г культурами і продукцією з них;

Держекоінспекції і Мінзахисту довкілля України – моніторинг джерел скидів стічних вод в частині контролю вмісту забруднюючих речовин, у тому числі радіонуклідів, моніторинг поверхневих вод та водних об'єктів у межах природоохоронних територій (фонова кількість забруднюючих речовин, в тому числі радіонуклідів);

Організацій гідрометеорологічної служби Мінекоресурсів України – моніторинг річкових, озерних, морських вод (гідрохімічні та гідробіологічні визначення, вміст забруднюючих речовин, у тому числі радіонуклідів), радіаційної обстановки (на пунктах стаціонарної мережі та за результатами обстежень), стихійних та небезпечних природних явищ (повені, паводки, селі і т.п.), що можуть впливати на якість вод;

МОЗ України (в місцях проживання і відпочинку населення) – моніторинг поверхневих вод суші і питної води, а також морських вод (хімічні, бактеріологічні, радіологічні, вірусологічні визначення);

Мінагрополітики України – моніторинг поверхневих вод сільськогосподарського призначення (токсикологічні та радіологічні визначення, залишкові кількості пестицидів, агрохімікатів, важких металів).

Незалежний спеціалізований або цільовий моніторинг вод здійснюють також *Міністерство з надзвичайних ситуацій України* (на територіях, підпорядкованих Адміністрації зони відчуження і зони безумовного відселення, а також в інших зонах радіоактивного забруднення внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС в частині контролю забруднюючих речовин, у тому числі радіонуклідів в поверхневих та підземних водах).

В результаті катастрофи на ЧАЕС була забруднена територія 74 районів в 12 областях України загальною площею 6.7 млн. га сільськогосподарських угідь, в тому числі до 1 Ки/ км² 5.6 млн. га, 1 – 5 Ки/ км² – 1 млн. га, 5 -15 Ки/ км² – 100 тис. га, понад 15 Ки/ км² – 27 тис га і 58 тис га в зоні відчуження. Найбільшого забруднення як за щільністю, так і за площею зазнали території Київської, Житомирської, Чернігівської, Рівненської, Черкаської та областей.

Радіонукліди – ⁹⁰Sr (*стронцій-90*) і ¹³⁷Cs (*цезій-137*) – мають істотну тривалість життя (періоди їхнього напіврозпаду – відповідно 28,8 і 30,17 років). До організму людини і тварин вони надходять інгаляційним та характерними харчовими шляхами.

3.2 Коефіцієнт накопичення радіонуклідів в продукції рослинництва

Радіонукліди можуть надходити до рослин трьома шляхами: кореневим або ґрунтовим шляхом (за рахунок кореневого всмоктування), аеральним або некореневим шляхом (через надземні частини – листя, стебла, суцвіття, плоди при осадженні на них радіоактивних опадів) і через засвоєння з дернини, яке характерне для радіоактивного забруднення рослин лук (рис. 3.1). Повітряним шляхом рослини (листя, стебла, суцвіття, плоди) забруднюються коли з атмосфери радіонукліди осаджуються у вигляді твердих радіоактивних часток,

у вигляді рідких осадів (оксидів розчинених у воді) та у вигляді суспензій (суміші твердих та рідких осадів).

Початкова фіксація радіонуклідів на поверхні рослин може бути охарактеризована як сукупність двох процесів. Першим процесом є механічне закріплення крапель, твердих частинок або суспензій на поверхні рослин. Другим процесом є наступна сорбція з них радіонуклідів біомасою рослин.

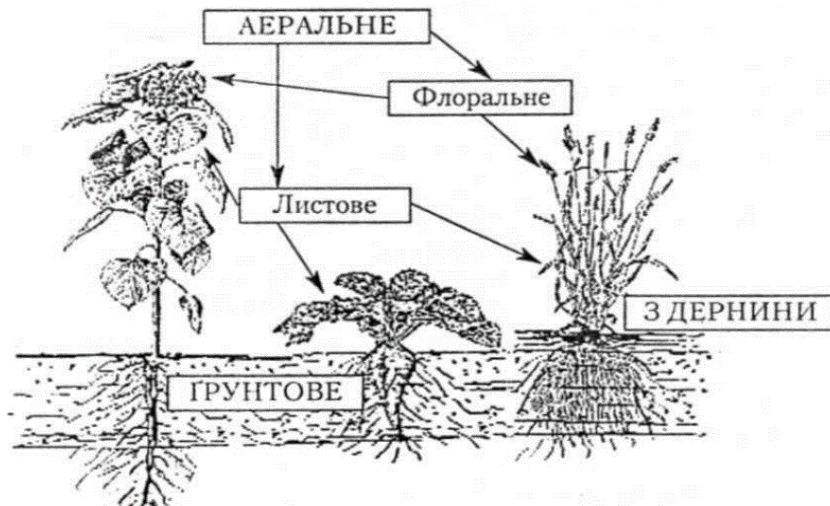


Рисунок 3.1 – Способи надходження радіонуклідів до рослин

В основі надходження радіонуклідів у тканини рослин (листки, стебла) лежать іонообмінні процеси, які характерні і для іонів стабільних елементів. Величина надходження радіонуклідів до рослин згодом визначає забруднення урожаю.

Коефіцієнт накопичення радіонуклідів в рослині (K_H) в процентах обчислюється за формулою:

$$K_H = \frac{AU_t}{AU_i} 100\%, \quad (3.1)$$

де AU_t – питома активність радіонукліду в рослині на момент часу t (Бк/кг); AU_i – питома активність i -го шару ґрунту (Бк/кг).

Якщо вміст радіонукліду у навколишньому середовищі значно менший, ніж у біологічному об'єкті ($K_H > 1$), то такі організми називаються накопичувачами. Коли концентрація радіонукліду у навколишньому середовищі й організмі майже однакова ($K_H = 1$), то біологічний об'єкт є

розсіювачем. Коли вміст радіонукліду у середовищі перевищує такий в організмі, то такий біологічний об'єкт називають очищувачем ($K_H < 1$).

3.3 Результати радіоекологічного моніторингу ґрунтів і рослин

Залежно від фізико-хімічних властивостей радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr , їх накопичення рослинами варіює в дуже широких масштабах. Найвищою біологічною рухливістю відрізняються ^{90}Sr і ^{137}Cs . Коефіцієнти накопичення рослинами ^{89}Sr і ^{90}Sr можуть досягати 20, а ^{134}Cs і ^{137}Cs – 2. При цьому значна частина (60-80%) радіонуклідів нагромаджується в надземній частині рослин. Для розподілу ^{137}Cs і особливо ^{90}Sr , по надземних органах рослини характерною є висока концентрація їх у вегетативних частинах, в порівнянні з репродуктивними. Найбільш високими K_H ^{90}Sr характеризуються одно- і багаторічні трави, що забезпечує його інтенсивне включення через кормові міграційні ланцюжки в тваринницьку продукцію (в першу чергу, в молоко). Значне накопичення ^{90}Sr відзначено у гороху як типового представника кальцієфільних рослин. Дуже низькі K_H відрізняють зерно кукурудзи. По накопиченню ^{137}Cs також виділяються одно- і багаторічні трави, горох, низькі K_H ^{137}Cs характеризують зернові культури.

Результати радіоекологічного моніторингу ґрунтів і рослин у мережі стаціонарних майданчиків спостережень представлені в таблицях 3.1-3.9.

Таблиця 3.1 – Результати радіоекологічного моніторингу ґрунтів і рослин у мережі стаціонарних майданчиків спостережень №1-4

Показники		м/д № 1					м/д № 2					м/д № 3					м/д № 4				
Рік спостереження						2010					2010	2006	2007	2008	2009	2010	2006	2007	2008	2009	2010
забруднюючі решоння	Радіонукліди																				
	7.1 Щільність забруднення ^{137}Cs , Кі/км ²					0.18	0.21	0.22	0.17	0.19	0.18	0.16	0.17	0.18	0.17	0.19	0.17	0.19	0.13	0.16	0.16
	7.2 Питома активність ^{137}Cs , Бк/кг					29.0	31.0	35.0	30.0	32.0	29.0	28.0	27.0	29.0	27.0	30.0	30.0	34.0	21.0	26.0	26.0
	7.3 Щільність забруднення ^{90}Sr , Кі/км ²					0.015	0.020	0.017	0.024	0.019	0.017	0.013	0.012	0.016	0.015	0.014	0.020	0.023	0.024	0.022	0.020
	7.4 Питома активність ^{90}Sr , Бк/кг					2.4	3.1	2.7	3.5	3.2	2.8	2.0	2.0	2.6	2.3	2.2	3.4	3.9	9.1	3.6	3.3
рослини	9.1 Урожай, ц/га					300.0	250.0		60.1	36.0	280.0	38.0	260.0	30.6	280.0	22.0	49.0	27.0	51.0	38.0	56.0
	Радіонукліди																				
	9.2 Питома активність ^{137}Cs , Бк/кг					6.9	0.24		1.0	2.8	6.8	0.64	0.47	1.68	1.8	4.4	0.2	0.35	0.74	2.5	4.6
	9.3 Питома активність ^{90}Sr , Бк/кг					0.44	0.3		1.29	0.38	0.35	0.4	1.07	2.23	0.64	1.85	0.75	0.85	3.79	0.44	0.42
	9.4 Коефіцієнт накопичення по ^{137}Cs , %					23	0.8		3.3	9	23	2.3	1.7	9	7	15	0.7	1	3.5	10	18
рослин	9.5 Коефіцієнт накопичення по ^{90}Sr , %					18	9.7		37	12	13	20	54	12	88	84	22	22	42	12	13
	10.1 Урожай, ц/га																				
	Радіонукліди																				
	10.2 Питома активність ^{137}Cs , Бк/кг					11.0	0.54		4.7	10.5	12.6	0.29	2.04	2.9	4.9		0.78	1.7	3.74	12.2	14.5

Таблиця 3.8 – Результати радіоекологічного моніторингу ґрунтів і рослин у мережі стаціонарних майданчиків спостережень №29-33

Показники		м/д № 29					м/д № 30					м/д № 31					м/д № 33				
Рік спостереження		2006	2007	2008	2009	2010	2006	2007	2008	2009	2010	2006	2007	2008	2009	2010	2006	2007	2008	2009	2010
7. Вміст забруднюючих	Радіонукліди																				
	7.1 Щільність забруднення, Кі/км ²	0.22	0.3	0.21	0.21	0.22	0.32	0.33	0.37	0.28	0.22	0.33	0.3	0.27	0.29	0.26	0.46	0.86	0.42	0.72	0.73
	7.2 Питома активність ¹³⁷ Cs, Бк/кг	42.0	44	34.0	36.0	36.0	59.0	51.0	56.0	45.0	36.0	53.0	48.0	44.0	48.0	43.0	70.0	149.0	71.0	119.0	121.0
	7.3 Щільність забруднення ⁹⁰ Sr, Кі/км ²	0.043	0.042	0.039	0.035	0.033	0.033	0.030	0.035	0.029	0.027	0.034	0.029	0.039	0.031	0.030	0.056	0.116	0.082	0.112	0.118
	7.4 Питома активність ⁹⁰ Sr, Бк/кг	8.0	6.00	6.6	5.9	5.4	5.2	4.7	5.3	4.7	4.5	5.5	4.6	6.3	5.1	4.9	9.1	20.1	13.9	18.5	19.6
9. Основна рослина	9.1 Урожай, ц/га	31.0	38.0	41.8	38.0	42.0	31.0	38.0	33.5	12.0	48.0	31.0	32.0	41.8	38.0	42.0	37.0	41.0	18.3	68.0	60.0
	Радіонукліди																				
	9.2 Питома активність ¹³⁷ Cs, Бк/кг	1.23	0.3	0.43	4.7	5.8	1.06	0.48	0.53	6.4	4.1	1.2	0.51	2.55	1.9	5.2	0.94	0.66	3.2	6.9	6.2
	9.3 Питома активність ⁹⁰ Sr, Бк/кг	0.31	0.92	0.32	0.93	0.69	0.31	0.91	0.32	1.24	0.52	0.34	0.9	0.28	0.44	0.56	0.44	0.32	1.61	0.33	0.34
	9.4 Коефіцієнт накопичення ¹³⁷ Cs, %	2.9	0.7	0.7	13	16	1.8	0.9	1	14	11	2.3	1.1	5.8	4	12	1	0.4	4.5	6	5
10. Побічна рослина	9.5 Коефіцієнт накопичення по ⁹⁰ Sr, %	3.9	15	5	16	13	6	19	6	26	12	6	20	4	9	11	5	1.6	11.6	1.8	2
	10.1 Урожай, ц/га																				
	Радіонукліди																				
	10.2 Питома активність ¹³⁷ Cs, Бк/кг	0.77	1.19	1.44	10.04	17.9	0.65	1.2	1.35	18.3	13.7	0.69	0.89	2.55	12.8	10.5	1.35	2.44		15.1	12.5
	10.3 Питома активність ⁹⁰ Sr, Бк/кг	0.79	2.7	4.86	2.01	2.56	0.62	2.66	0.98	3.24	2.16	0.64	2.15	6.03	0.98	2.38	0.25	2.87		218	2.56
	10.4 Коефіцієнт накопичення ¹³⁷ Cs, %	1.8	2	2	29	50	1.1	2	2	41	38	1.3	1.9	5.8	27	24	1.9	1.6		13	10
	10.5 Коефіцієнт накопичення по ⁹⁰ Sr, %	10	45	74	34	47	12	57	18	69	48	12	47	96	19	49	2.7	14		12	13

Таблиця 3.9 – Результати радіоекологічного моніторингу ґрунтів і рослин у мережі стаціонарних майданчиків спостережень №35, 39, 44

Показники		м/д № 35					м/д № 39					м/д № 44									
Рік спостереження		2006	2007	2008	2009	2010	2006	2007	2008	2009	2010	2006	2007	2008	2009	2010					
7. Вміст забруднюючих речовин в ґрунті	Радіонукліди																				
	7.1 Щільність забруднення ¹³⁷ Cs, Кі/км ²	3.56	3.29	3.41	3.53	3.09	1.42	1.54	1.51	1.37	1.26	1.58	1.09	1.88	0.82	0.82					
	7.2 Питома активність ¹³⁷ Cs, Бк/кг	536.0	513.0	549.0	521.0	500.0	239.0	229.0	184.0	200.0	204.0	261.0	169.0	290.0	151.0	143.0					
	7.3 Щільність забруднення ⁹⁰ Sr, Кі/км ²	0.217	0.461	0.251	0.204	0.254	0.128	0.144	0.087	0.117	0.097	0.207	0.168	0.214	0.155	0.151					
	7.4 Питома активність ⁹⁰ Sr, Бк/кг	37.4	72.0	40.4	30.1	41.0	21.7	21.5	14.6	19.2	15.8	34.7	20.3	33.1	27.3	26.4					
9. Основна рослина	9.1 Урожай, ц/га						28.0	250.0	39.2	260.0	58.0	9.0	10.0	40.6	265.0	42.0					
	Радіонукліди																				
	9.2 Питома активність ¹³⁷ Cs, Бк/кг						0.77	0.61	6.85	4.8	6.3	3.38	9.0	0.9	7.58	7.6					
	9.3 Питома активність ⁹⁰ Sr, Бк/кг						0.21	5.22	8.79	2.14	0.45	0.15	4.66	1.45	4.18	1.63					
	9.4 Коефіцієнт накопичення по ¹³⁷ Cs, %						3.2	0.3	0.3	2.4	3	1.3	5	0.3	5	5					
10. Побічна рослина	9.5 Коефіцієнт накопичення по ⁹⁰ Sr, %						9.7	24	2.5	11	3	0.4	23	4.4	15	6					
	10.1 Урожай, ц/га																				
	Радіонукліди																				
	10.2 Питома активність ¹³⁷ Cs, Бк/кг						2.11	2.41	6.85	6.7	19.1	8.42	4.37	5.15	9.16	16.7					
	10.3 Питома активність ⁹⁰ Sr, Бк/кг						0.21	24.3	8.79	3.71	5.63	0.52	10.52	17.5	6.12	12.33					
	10.4 Коефіцієнт накопичення по ¹³⁷ Cs, %						0.9	1	4	3.4	9	3	2.6	1.8	6	12					
	10.5 Коефіцієнт накопичення по ⁹⁰ Sr, %						0.9	113	60	19	36	1.5	52	53	20	47					

За результатами радіоекологічного моніторингу ґрунтів і рослин на стаціонарних майданчиках спостережень № 1-33, 35, 39 і 44 побудовані діаграми питомої активності ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr представлені у додатку В.

4 ДОСЛІДЖЕННЯ НАКОПИЧЕННЯ ^{90}Sr У ЗЕРНІ ТА СОЛОМІ ЗЕРНОВИХ КУЛЬТУР

Споживання сільськогосподарської продукції одне з провідних джерел додаткового опромінення населення. Основний контингент постраждалого населення – жителі сільської місцевості та дози зовнішнього та внутрішнього опромінення сільських жителів на території радіоактивного забруднення у 1,3-4,0 рази вищі, ніж міського населення [8].

На законодавчому рівні забрудненими вважаються території із щільністю забруднення ^{137}Cs 37кБк/м² і від (1,0 Кі/км² і від), забруднення ^{90}Sr – 5,55 кБк/м² і від (0,15 Кі/км² та вище) [8].

Забруднення земель ^{90}Sr має більш локальний, порівняно з ^{137}Cs , характер. У сільськогосподарському користуванні знаходиться 339,7 тис. га земель, забруднених ^{90}Sr із густиною 5,55 кБк/м² і вище, що становить 4,4 % від загальної площі землекористування. В Україні, насамперед у Київській і Житомирській областях, є значні масиви земель (544,3 тис. га), забруднених ^{90}Sr із щільністю від 11,47 до 111,00 кБк/м² (0,31-3,00 Кі/км²), де спостерігаються перевищення допустимих рівнів забруднення сільськогосподарської продукції, насамперед зерна на продовольчі цілі [8].

Це призвело до необхідності ведення агропромислового виробництва в умовах радіоактивного забруднення, а також широкого застосування захисних заходів у всіх галузях сільського господарства протягом тривалого часу [10]. Заходи, що вживаються, дозволили в кілька разів знизити обсяги виробництва продукції з наднормативним вмістом радіонуклідів у порівнянні з першим післяаварійним періодом.

4.1 Кількісні характеристики та механізм надходження ^{90}Sr у рослини та розподіл його за рослиною

Здатність ґрунтів і ґрунтів сорбувати мікрокількості різних радіонуклідів дуже впливає на характер міграції радіоактивних випадень у біологічному

кругообігу речовин. Сорбція радіоізоотопів ґрунтами перешкоджає їх просуванню по профілю ґрунту, проникненню в ґрунтові води та зумовлює акумуляцію їх у верхніх горизонтах ґрунту. На оброблюваних ґрунтах радіонукліди затримуються переважно у орному шарі, але в природних луках, пасовищах, цілих ділянках землі – зазвичай, у верхньому шарі ґрунту (0–5 см) [9].

З точки зору міграції радіонуклідів, що потрапили в ґрунт і їх залучення в біологічний кругообіг речовин, процес поглинання їх ґрунтами має подвійне значення. По-перше, сорбція ґрунтами, як правило, знижує розміри надходження радіонуклідів у рослину. По-друге, акумуляція сорбованих ізоотопів у верхньому шарі ґрунту, де найпоширеніші корені рослин, сприяє їх поглинанню рослинами, тобто – більшому накопиченню в урожаї (ніж при вільному пересуванні ізоотопів у глибші шари ґрунту або підґрунтя) [10-16].

Різні ізоотопи по-різному сорбуються ґрунтами, але це часто не істотно впливає на надходження їх у надземну частину рослини. Ось чому сорбція ґрунтами дуже впливає на перехід цих нуклідів з ґрунту в рослину і накопичення їх у врожаї [9].

Стронцій (Sr) – елемент 2 групи періодичної системи. Природний стронцій відноситься до мікроелементів і складається із суміші чотирьох стабільних ізоотопів ^{84}Sr (0,56 %), ^{86}Sr (9,96 %), ^{87}Sr (7,02 %), ^{88}Sr (82,0 %). За фізико-хімічними властивостями він є аналогом кальцію та в геохімічних процесах його супутником. Кларковий вміст у земній корі оцінено як $340 \cdot 10^{-4}$ %. Стронцій міститься у всіх рослинних та тваринних організмах у кількості $10^{-2} - 10^{-3}$ % сухої маси [2].

Надходження радіоактивних продуктів поділу на рослину та накопичення їх у врожаї обумовлюється: фізико-хімічними властивостями радіоактивних ізоотопів, біологічними особливостями самих рослин, умовами вирощування та іншими факторами [11].

Радіоактивні продукти поділу надходять у рослину переважно двома шляхами:

1) безпосереднє забруднення наземних частин рослин, що у повітрі радіоактивними частинками; при цьому радіонукліди можуть адсорбуватися поверхнею тканин та проникнути всередину рослини;

2) радіонукліди, що потрапляють у ґрунт, можуть надходити в рослину через коріння [11].

Безпосереднє забруднення наземних частин рослини обумовлено лише радіонуклідами, які випадають з атмосфери на рослини протягом вегетаційного періоду, тоді як надходження через коріння залежить від кількості радіонуклідів у ґрунті [11].

До властивостей радіонуклідів, що визначають їх розподіл між твердою та рідкою фазами ґрунту, відносяться заряд іона та його знак, радіус гідратованого іону, енергія гідратації іону, форма сполук, а також здатність до комплексоутворення та гідролізу. Іони елементів, що мають іонні потенціали (ставлення заряду іона до іонного радіусу) $Z / r < 1,4$, характеризуються властивостями сильних основ і мігрують у катіонній формі у вигляді істинних розчинів (Na^+ , K , Rb^+ , Cs^+ , Ra^{2+} та ін.). Іони елементів з параметрами $1,4 < Z / r < 3$ (Li^+ , Ca^{2+} , Sr^{2+} , Ba^{2+} та ін) знаходяться в ґрунті головним чином у катіонній формі і у вигляді істинних розчинів, але при збільшенні рН можуть утворювати важкорозчинні гідроксиди та основні солі, а в присутності карбонат-іонів - важкорозчинні карбонати. У цьому випадку можлива міграція у вигляді колоїдів та суспензій [9].

Відповідно до класифікації радіонуклідів на кшталт поведінки у системі ґрунт–рослина, Sr^{2+} має такі характеристики:

тип поведінки - обмінний;

основний механізм закріплення у ґрунті - іонний обмін;

Найбільш важливий фактор міграції – присутність у розчині інших катіонів [9].

Для оцінки надходження радіонуклідів із ґрунту в рослини використовують різні показники. Найчастіше використовуються коефіцієнти

переходу (K_p), і навіть коефіцієнти накопичення чи коефіцієнти концентрації (K_n) [1].

Коефіцієнт переходу – це відношення вмісту радіонукліду у рослинній масі до поверхневої активності ґрунту, коефіцієнт накопичення – відношення вмісту радіонукліду у рослинній масі до вмісту радіонукліду у ґрунті.

Коефіцієнт накопичення різними культурами Sr-90 змінюється від 0,02 до 12, Cs-137 – від 0,02 до 1,1 [1].

Іноді використовують коефіцієнт біологічного поглинання, який показує відношення концентрації радіонукліду в золі рослин до концентрації радіонукліду у ґрунті. Швидкість міграції радіонуклідів у ланцюзі ґрунт-рослина залежить від вмісту їх ізотопних та неізотопних носіїв. Концентрація неізотопних носіїв у ґрунті значно вища, ніж ізотопних. Для оцінки перенесення радіоактивного елемента щодо його стабільного носія у радіоекологічних ланцюгах використовують коефіцієнт дискримінації, який показує зміну співвідношення радіонукліду та його хімічного аналога при міграції за біологічними ланцюгами.

Рухливість та біологічна доступність радіонуклідів значною мірою обумовлені станом та формами знаходження їх у ґрунті. Радіонуклід у ґрунті може бути присутнім у складі як рідкої, так і твердої фази. У розчині радіонуклід може бути у вигляді катіону, входити до складу комплексних сполук і колоїдних частинок. У твердій фазі радіонуклід перебуває у обмінносорбованому стані, тобто. в адсорбційно-десорбційній рівновазі з рідкою фазою; може входити до складу нерозчинних сполук або нерозчинних частинок, що випали (наприклад, паливних) або незворотно сорбується [9].

Закріплення та розподіл ^{90}Sr у ґрунті в основному визначаються закономірностями поведінки ізотопного носія – стабільного стронцію, а також хімічного аналога неізотопного носія – стабільного кальцію (Ca^{2+}) [9].

При розгляді іонів ^{90}Sr можна виділити три групи:

- 1 - іони, що знаходяться в ґрунтовому розчині;
- 2 - обмінні іони на поверхні мінеральних та органічних частинок;

З - іони, що входять до складу практично нерозчинних сполук [9].

Більша частина ^{90}Sr (60-90%) знаходиться в ґрунті в обмінній формі.

Якщо при сорбції ^{137}Cs вирішальну роль відіграє ізоморфне заміщення в кристалічній решітці глинистих мінералів, то для ^{90}Sr істотне значення має ізоморфне заміщення в мінералах, що містять кальцій і магній кальцит і вапняк (CaCO_3), гіпс (CaSO_2), доломіт ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) [9].

Оскільки переважним механізмом поглинання ^{90}Sr твердою фазою ґрунтів є іонний обмін, аналогічно адсорбції стабільного Sr і Ca, сорбція ^{90}Sr твердою фазою ґрунтів залежить від присутності макроконцентрацій катіонів у розчині. Встановлено наступний ряд впливу конкуруючих катіонів на сорбцію ^{90}Sr твердою фазою ґрунтів:



На стан та закріплення ^{90}Sr у ґрунтовому поглинаючому комплексі великий вплив має склад мінеральної частини ґрунтів. ^{90}Sr більш міцно закріплюється у ґрунтах з високим вмістом мулистих частинок. Глинистими мінералами ґрунтів може бути сорбовано до 99% цього радіонукліду. Переважно ^{90}Sr сорбується такими мінералами, як асканіт, бентоніт, вермікуліт, флогопіт і гумбрін, значно меншою мірою - гідромусковітом і гідрогетитом. Мінерали групи монтморилоніту поглинають 92,0-99,9% ^{90}Sr , мінерали каолінітової групи – 40-68%, слюди – 71-87%, гідрослюди – 80-88%. Мінерали групи кальциту, польових шпатів, кварцу та гіпсу поглинають 10-50% ^{90}Sr [9]. На поведінку ^{90}Sr впливає органічна речовина ґрунту. Розподіл та рухливість ^{90}Sr у ґрунтах значною мірою визначається кількістю та якісним складом гумусу. Радіонуклід присутній у ґрунтах в основному не у вигляді індивідуальних сполук з органічними речовинами неспецифічної природи та власне гумусовими кислотами, а у формі складних комплексів, до складу яких входять також Ca, Fe та Al [9].

Механізми адсорбції мікроконцентрацій ^{90}Sr проти ^{137}Cs різні. Радіоактивний стронцій характеризується простим та майже повним обміном на поверхневих обмінних місцях глинистих частинок. Вихід радіонукліду в

грунтовий розчин збільшується і при зростанні виходу Ca, оскільки Sr та Ca знаходяться у розчині у певному співвідношенні. Однак розподіл Sr^{90} між ґрунтовим розчином і поглинаючим комплексом відрізняється від аналогічного розподілу для Ca. Відношення $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ у ґрунтовому розчині коливається від 0,49 до 0,78 від співвідношення цих іонів у ґрунті, що пов'язано з більш міцною сорбцією ^{90}Sr порівняно із Ca [9].

Перехід радіонуклідів із ґрунту в рослини є результатом дії не лише ґрунтово-хімічного процесу, а й біологічного (фізіологічного), пов'язаного з поглинанням радіонуклідів, зокрема Cs-137 та Sr-90, кореневою системою рослин із ґрунтового розчину [9].

Поглинання радіонукліду рослиною спочатку відбувається в результаті транспорту іонів шляхом вільної дифузії обсягом клітинної стінки кори кореня. Об'єм клітинної стінки, розташований назовні від плазмалеми визначається як вільний простір, що здається. Єдина система клітинних стінок (целюлозних оболонок) утворює апопласт, який поширюється всередину від шару клітин, що утворюють кореневі волоски [9].

Катіонообмінні властивості кореня пов'язані з апопластом. Для заряджених частинок вільний простір включає дві складові, оскільки частина іонів вільно знаходиться в розчині, а частина зв'язується фіксованими зарядженими центрами в клітинній стінці. Відповідно до цього розрізняють водний вільний простір і доннанівський вільний простір. Склад водного вільного простору ідентичний зовнішньому ґрунтовому розчину. Доннанівський вільний простір утворено за допомогою зв'язку між собою кристалічних структур речовин целюлози, матрикс якої включені пектинові речовини, геміцелюлози, білки, неорганічні катіони та інші сполуки. Воно являє собою сукупність заряджених центрів, розташованих у стінці рослинної клітини та на зовнішній стороні плазмалеми, яку можна визначити як кореневий обмінний комплекс, що характеризується ємністю катіонного та аніонного обміну. Між водним вільним простором (ґрунтовим розчином) та доннанівським вільним простором (кореневим обмінним комплексом) шляхом

адсорбції та обміну іонів встановлюється динамічна рівновага. Доннанівський електропотенціал на межі водного середовища та катіонообмінника обумовлює вибірковість поглинання речовин, що несуть заряд. Кореневий обмінний комплекс більш активно пов'язує катіони (особливо дво- та тривалентні) порівняно з аніонами [9].

Оскільки ^{90}Sr надходить у рослини з ґрунтового розчину, можна припустити, що концентрація радіонуклідів у рослині прямо пропорційна його концентрації у ґрунтовому розчині (за інших рівних умов) [9].

$^{90}\text{Sr}^{2+}$ абсорбується рослиною за допомогою транспортних систем макроаналогу Ca^{2+} . Транспорт Ca^{2+} здійснюється переважно в апопласті шляхом вільної дифузії, що прискорюється транспірацією, в обсязі клітинної стінки, де частина іонів знаходиться в розчині, ідентичному зовнішньому ґрунтовому розчину, а частина зв'язується фіксованими зарядженими центрами клітинних стінках кореневого обмінного комплексу [9]. Після поглинання іони завдяки дифузії легко проникають у «вільний простір» тканини корневих волосків, потім надходять у провідні тканини кореня шляхом активного перенесення, далі іони проникають у провідні тканини рослини, і здійснюється висхідний рух іонів судинною тканиною [11].

Радіоактивні ізотопи Sr, як аналоги Ca, мають багато подібного до вступу в рослину та розподіл по різних її органах. Іони ^{90}Sr при надходженні в рослину через коріння відносно великих кількостях накопичуються в наземних його органах (таблиця 4.1) [11].

Таблиця 4.1 – Накопичення ^{90}Sr у різних органах рослин пшениці.

Ізотоп	Коефіцієнт накопичення ізотопу в органі пшениці:			
	листя	стебла	колосся	зерно
^{90}Sr	57,70	10,50	5,70	3,40

Закономірність розподілу ізотопу по органах рослин полягає в тому, що радіонукліди, що надходять у наземну частину рослини, в основному концентруються в соломі (листя та стебла), менше – в м'якіні (колоски, мітла

без зерна) і відносно мало – в зерні. Поглинання радіоіотопів рослинами відстає від наростання наземної маси та накопичення радіонуклідів на одиницю маси сухої речовини зі зростанням рослини знижується, але під час дозрівання – підвищується. Надходження до рослин радіоіотопів, як правило, збільшується з підвищенням їх концентрації в розчині. Максимальне поглинання радіонуклідів спостерігається при рН, близькій до нейтральної [11].

Перехід ^{90}Sr із ґрунту в рослину залежить від типу ґрунтів. З ґрунтів кислих і збіднених кальцієм, легкого гранулометричного складу радіонукліди більш інтенсивно надходять у рослини порівняно з ґрунтами з високою родючістю та багатими на кальцій [9].

Радіоактивні продукти поділу, що випадають з атмосфери на земну поверхню, можуть поглинатися листям сільськогосподарських рослин і накопичуватися в них. Радіонукліди можуть проникати в рослину через поверхню листя, переміщатися по всьому рослинному організму та накопичуватися у господарсько-цінній частині врожаю [11].

Випадання радіоактивних аерозолів на поверхню рослин призводить до накопичення в їхній наземній масі всієї сукупності радіонуклідів, у той час як при кореновому шляху надходження радіоактивних речовин у рослину ґрунтовий поглинаючий комплекс виступає в ролі потужного сорбційного фактора, а коренева система рослин є селективним бар'єром, що виключає поступ надземну фітомасу біологічно інертних елементів [11]. Розміри забруднення поверхні надземних органів рослини радіонуклідами, що випадають із атмосфери, сильно варіюють залежно від метеорологічних та погодних умов. Крім того, величина адсорбції радіонуклідів залежить від часу випадання нуклідів, поверхні листя та інших факторів [11].

Зміст ^{90}Sr у рослинах (при надходженні через листя) становить соті частки відсотка. Накопичення радіонуклідів у врожаї за її надходження через листя різняться залежно від біологічних особливостей рослини. Мікрокількості ^{90}Sr поведуться так само, як і його хімічний аналог Ca [11].

Накопичення в рослинах радіонуклідів при надходженні через листя відбувається протягом усього вегетаційного періоду. У процесі зростання та розвитку рослин підвищується вміст нуклідів у врожаї, максимум досягається наприкінці вегетації [11].

Накопичення радіоактивних продуктів поділу у врожаї значною мірою визначається фазою розвитку рослин, під час якої радіонукліди потрапляють на листя. При попаданні нуклідів у рослину на ранніх термінах його розвитку відбувається їхнє накопичення. Великий вплив на пересування радіоактивних продуктів по рослині та накопичення їх у врожаї надає вік листя, з яких до рослин надходять нукліди. З молодого листя вони більш інтенсивно пересуваються рослиною, і більше їх накопичується в цінній частині врожаю. Для рослин із закритим насінням (горох, кукурудза) роль механічного забруднення врожаю радіонуклідами незалежно від терміну їх випадання (у твердій фазі) на рослини не має значення. Зерно гороху та кукурудзи при випаданні ^{90}Sr на боби та качан будуть практично чистими [11].

Рівень забруднення рослин радіоактивними нуклідами при прямому попаданні на поверхню листя, стебел та репродуктивних органів визначається кількістю свіжих радіоактивних випадень. А надходження радіоактивних речовин із ґрунту через коріння в рослини залежить від загальної кількості кумулятивного осаду радіонуклідів у ґрунті. Тому в міру продовження глобальних випадень радіоактивних нуклідів їх кількість у ґрунті підвищується, і ступінь забруднення врожаю збільшується через поглинання радіонуклідів рослинами через коріння з ґрунту [11].

Радіонукліди можуть надходити в рослину внаслідок підйому вітром або дощем із ґрунтового покриву самих радіоактивних частинок або забруднених частинок ґрунту. Це називається радіоактивним вторинним забрудненням рослин. Такий шлях надходження в рослину радіонукліду особливо значущий для тих, які міцно фіксуються ґрунтом або мало накопичуються при кореновому поглинанні рослинами [11].

Першим етапом при вторинному забрудненні є підйом частинок з підстиляючого ґрунту. Цей процес оцінюють за допомогою коефіцієнта вітрового підйому: відношення концентрації радіонуклідів в повітрі на висоті 1 м до щільності забруднення поверхні ґрунту:

На підйом ґрунтових частинок впливає багато факторів: швидкість руху повітря над поверхнею ґрунту, турбулентність, температура, тиск, вологість і в'язкість повітря, шорсткість, структура, щільність і вологість ґрунту, вміст у ньому органічної речовини тощо [11].

Під час проведення сільськогосподарських робіт змінюється інтенсивність вітрового підйому ґрунтових частинок (орання, посів, боронування, культивація тощо). Крім вітрового впливу, поверхнєве некореневе забруднення рослин ґрунтовими частинками відбувається також при забризкуванні нижніх частин рослини в процесі випадання дощу. У ряді випадків підйом ґрунтових частинок з бризками дощу дає істотне радіоактивне забруднення листя. Зливовий дощ може підняти до 225 т/га ґрунту (до 2,5 мг ґрунту на 1 г сирої маси рослин). При цьому до 90 % частинок ґрунту, що піднімаються краплями дощу, має розмір [11-16].

4.2 Вплив біологічних особливостей зернових культур на накопичення ^{90}Sr у рослинах

На накопичення радіонуклідів рослинами впливають різні біологічні особливості рослин, серед яких виділяють еволюційне походження рослин або філогенез. Рослини, що мають раннє походження, накопичують більше радіонуклідів, ніж рослини, що виникли в пізні періоди. За накопиченням радіонуклідів відділи флори розташовуються в наступному спадному порядку: лишайники > мохи > папороті > голонасінні > покритонасінні.

Відмінності щодо накопичення радіонуклідів виявлено в межах класів, сімейств та видів. Міжвидові відмінності можуть сягати 5–100 і більше разів. Зміст стронцію-90 для суху речовину окремих культур може різнитися до 30

разів за однакової щільності забруднення ґрунту. Сортові відмінності у накопиченні радіонуклідів значно менші (до 1,5–3 разів), але їх також необхідно враховувати при підборі культур для обробітку в умовах радіоактивного забруднення.

По накопиченню радіонуклідів у товарній частині культури розташовуються у такому спадному порядку: коренеплоди, бобові, картопля, круп'яні, зернові та овочеві культури.

За накопиченням стронцію-90 виділяють сильнонакопичувальні культури (бобові), середньонакопичувальні культури (круп'яні) і слабонакопичувальні культури (зернові).

Бобові культури накопичують радіонукліди у 2-10 разів більше, ніж зернові. Встановлено, що озимі зернові культури і ранньостиглі ярі культури накопичують менше радіонуклідів, тому що вони формують високу врожайність рослинної маси, на яку розподіляються радіонукліди, що надійшли в рослину, тобто. відбувається біологічне розведення радіонуклідів.

Накопичення радіонуклідів залежить від типу мінерального харчування, тобто. від потреби культур у калії, кальції та інших елементах харчування. Калієлюбні культури (буряк, картопля, овес, капуста) накопичують більше цезію, а кальцієлюбні культури (люпин, люцерна, конюшина, горох) накопичують більше стронцію.

Значний вплив на накопичення радіонуклідів має онтогенез або фаза розвитку рослин. Максимальне накопичення спостерігається в ранніх фазах розвитку, коли відбувається інтенсивне зростання, що супроводжується активним всмоктуванням поживних речовин, радіонуклідів та перенесенням їх у наземні органи. Наприклад, у зернових культур максимальне накопичення в наземній масі відбувається у фазі кущіння та у фазі вихід у трубку. У фазах молочної та воскової стиглості відбувається відтік поживних речовин та радіонуклідів із листя в зерно, де вміст цезію може зростати до 4-х разів.

Накопичення радіонуклідів залежить від місця розташування, типу та потужності кореневої системи. Рослини з мочкуватою та кореневищною

кореневою системою, розташованою у верхніх шарах ґрунту, накопичують більше радіонуклідів, ніж рослини зі стрижневою системою, яка проникає у глибші та «чистіші» ґрунтові горизонти.

Відмінності в коефіцієнтах накопичення радіонуклідів різними видами, а також сортами сільськогосподарських культур слід враховувати при плануванні сівозмін з метою одержання рослинницької продукції з найменшим рівнем радіоактивного забруднення -16[7].

В умовах радіоактивного забруднення були вивчені параметри накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr продукцією 42 сортів озимих та ярих форм зернових культур [7]. Убуток за накопиченням Sr-90 ряд культур істотно відрізняється від такого за Cs-137. За величиною накопичення Sr-90 у зерні перше місце займає ярий ріпак, далі йдуть у порядку спадання: люпин > горох > вега > ячмінь > яра пшениця > овес > озима пшениця і озиме жито [7].

Найбільша кількість Sr-90 переходить у солому ячменю, потім слідує солома ярої та озимої пшениці, вівса, озимого жита. За накопиченням Sr-90 в зеленій масі культури (таблиця 4.2) розташовуються в наступному за спаданням порядку: конюшина > люпин > горох > багаторічні злакові трави на заплавлених землях > багаторічні злаково-бобові суміші > вика > ріпак ярий > горохо-овсяні та вико-овсяні суміші > трави природних сіножатей > трави на осушених землях > трави на орних землях > кукурудза [7].

Таблиця 4.2 – Середня величина коефіцієнта накопичення стронцію-90 для основних сільськогосподарських культур

Культура	Дерново-підзолисті ґрунти			Чорнозем вилужений
	Супіс ки	Середній суглинок	Важкий суглинок	
Пшениця (зерно)	0,70	0,20	0,12	0,06
Картопля (клубні)	0,35	0,10	0,06	0,03
Їдальня буряк	1,20	0,34	0,20	0,10
(коренеплід)	0,90	0,22	0,16	0,07
Капуста (качан)	0,35	0,10	0,06	0,03
Огірки (плоди)	0,14	0,04	0,02	0,01
Томати (плоди)	20,00	6,00	4,00	2,00
Конюшина (сіно)	7,00	2,00	1,20	0,60
Тимофіївка (сіно)				

Виявлено розбіжності у накопиченні радіонуклідів, пов'язані з сортовими особливостями культур. Сорти інтенсивного типу, що споживають значну кількість поживних речовин, зазвичай характеризуються і підвищеним накопиченням радіонуклідів. Наприклад, підвищеним накопиченням радіонуклідів відрізняються сорти ячменю Селянин, Верас. Спостерігаються суттєві відмінності за цим показником та залежно від сортових особливостей. Сортіві відмінності щодо накопичення стронцію можуть досягати у озимого жита, озимого тритикале, ячменю до 50-55% [6].

Тому при впровадженні того чи іншого сорту необхідно враховувати як розміри накопичення, а й радіонуклідний склад забруднення продукції. Підбір сортів із мінімальним накопиченням радіонуклідів є економічно вигідним та ефективним способом забезпечення виробництва продукції в межах нормативних вимог [7].

4.3 Вплив кислотності ґрунту та інших його агрохімічних показників на надходження ^{90}Sr у рослини

Агрохімічні заходи спрямовані на одержання продукції рослинництва, що відповідає радіологічним стандартам.

Агрохімічні заходи передбачають:

- вапнування кислих ґрунтів;
- внесення підвищених доз калійних добрив;
- внесення органічних добрив;
- внесення підвищених доз фосфорно-калійних добрив;
- використання природних мінеральних сорбентів (різні види глинистих мінералів);
- комплексне застосування різних видів мінеральних та органічних добрив.

Серед ґрунтових характеристик найбільший вплив мають гранулометричний та мінералогічний склад, агрохімічні показники ґрунту та режим зволоження ґрунту.

Гранулометричний склад впливає сорбцію радіонуклідів, яка залежить від ступеня дисперсності частинок. Чим більший у ґрунті глинистих частинок, тим міцніше сорбція радіонуклідів і менше коефіцієнти накопичення радіонуклідів рослинами. На ґрунтах важкого гранулометричного складу з високим вмістом глини радіонукліди накопичуються в рослинах у менших кількостях, ніж на ґрунтах легкого складу. Основний вплив на накопичення радіонуклідів надає глистий фракція, до складу якої входять глинисті мінерали групи монтморилоніту, гідроліти і слюди. Залежно від типу ґрунту при однаковій щільності забруднення їх Sr-90 коефіцієнти пропорційності йому можуть відрізнятися до 2-х і більше разів. Наприклад, Кн стронцію-90 для картоплі на дерново-підзолистому піщаному ґрунті становить 0,33, а на дерново-підзолистому суглинному – 0,17.

На Поліссі переважають супіщані легкі дерново-підзолисті та торф'яно-болотні ґрунти. Коефіцієнти переходу Sr-90 у рослини тут у 4-5 разів вищі, ніж в інших районах України, тому що при дефіциті глинистих мінералів Sr-90 знаходиться у цих ґрунтах у водорозчинній та обмінній формі. Накопичення радіонуклідів на торф'яно-болотних ґрунтах залежить від окультуреності ґрунту, мінералізації та складу золи ґрунту, товщини торф'яного шару, ботанічного складу торфоутворюючих рослин, кислотності ґрунтового розчину та наявності обмінних катіонів, вологості ґрунту, глибини залягання та мінерал.

Вивчено закономірності накопичення радіонуклідів на торф'яно-болотних ґрунтах. Більш висока зольність ґрунтів, підвищений вміст карбонатів, мінералів глистої фракції, а також нижча вологість ґрунту сприяють меншому накопиченню радіонуклідів у рослинах. Зі збільшенням потужності торф'яного шару зростає надходження стронцію в рослинність, т.к. знижується зольність ґрунту. Особливості накопичення радіонуклідів рослинами на різних типах ґрунту слід враховувати під час виробництва сільськогосподарської продукції.

При однаковому рівні радіоактивного забруднення на різних ґрунтах надходження радіонуклідів у рослини та накопичення їх у врожаї будуть неоднаковими. Дослідження показали, що на родючих ґрунтах, що відрізняються високою сорбційною ємністю, спостерігається знижене надходження радіонуклідів у рослини та накопичення їх у продуктах харчування (таблиця 4.3).

Таблиця 4.3 – Величини радіоактивного забруднення врожаю стронцієм-90 (нКі/кг) на різних ґрунтах при щільності забруднення території 1Кі/км²

Ґрунти	Цукровий буряк коренеплоди	Картопля, бульби	Віка	Овес зерно	Гречка, зерно
Дерново-підзолисті піщані	11,9	4,3	72,0	9,0	8,9
супіщані	6,0	2,6	48,0	5,9	5,9
важкосуглинисті	1,6	0,8	13,6	1,4	1,5
Сірі лісові	1,7	0,6	9,6	1,3	1,3
Чорноземи	0,3	0,13	2,4	0,3	0,2

Доведено, що всі агрохімічні показники ґрунту, що сприяють підвищенню сорбції радіонуклідів ґрунтом, знижують їх надходження до рослин. Більшість агрохімічних показників ґрунту тісно пов'язані між собою, тому ступінь дії кожної окремої властивості залежить від впливу всього комплексу.

Встановлено негативну залежність між вмістом обмінного кальцію, рівнем кислотності ґрунтового розчину та надходженням у рослини стронцію-90.

Чим більше у ґрунті обмінного кальцію і чим менша кислотність ґрунтового розчину, тим менші коефіцієнти переходу стронцію-90 у рослини. У міру підвищення вмісту обмінного кальцію з 550 до 2000 мг СаО на кг ґрунту Кп Sr-90 знижується у 1,5–2 рази.

Зміна кислотності ґрунтового розчину від кислого інтервалу (рН = 4,5-5,0) до нейтрального (рН = 6,5-7,0) знижує перехід стронцію-90 до рослин у 2-3

рази. Подальше насичення ґрунту вільними карбонатами кальцію зсуває рН у лужний діапазон, проте це не супроводжується зменшенням коефіцієнта переходу. На карбонатних ґрунтах коефіцієнт накопичення стронцію-90 знижується до 3-х разів, тому що відбувається необмінна фіксація Sr-90 з утворенням карбонатних солей.

Встановлено, що чим більша насиченість ґрунту обмінними основами, тим менший коефіцієнт переходу Sr-90 у рослини. Торф'яно-болотні ґрунти бідні за вмістом калію, кальцію та магнію. Як правило, це кислі ґрунти, тому Кп і Sr-90 на цих ґрунтах у 5–20 разів більше, ніж на дерново-підзолистих.

На перехід стронцію в рослини впливає органічна речовина ґрунту. Гумусові кислоти, особливо гумінова кислота, утворюють складні комплекси з радіонуклідами або гумати, тому з органічних комплексів доступність стронцію знижується у 2-4 рази. Підвищена біологічна доступність радіонуклідів на торф'яно-болотних ґрунтах пов'язана зі здатністю органічної речовини фіксувати іони радіонуклідів на поверхні органічних колоїдів, тому не забезпечується міцна сорбція радіонуклідів та збільшується їхня доступність рослинами. Крім цього на торф'яно-болотних ґрунтах підвищена кислотність ґрунтового розчину, що забезпечує хорошу розчинність солей радіонуклідів та їх доступність рослинам. Таким чином, показники ґрунтової родючості можуть істотно впливати на накопичення радіонуклідів усіма сільськогосподарськими культурами.

Встановлено, що мінімальний перехід Sr-90 у рослини спостерігається на ґрунтах із оптимальними параметрами їх агрохімічних характеристик. Великий вплив на накопичення радіонуклідів рослинами надає режим зволоження ґрунтів. Відомості щодо впливу вологості ґрунту на надходження радіонуклідів у рослини неоднозначні. Відомо, що кількість катіонів стронцію, що витісняються з ґрунту в розчин, зростає зі збільшенням вологості. Це пов'язано зі складним характером взаємовпливу вологості, властивостей ґрунту та біологічних особливостей рослин на процеси міграції радіонуклідів у ланцюзі ґрунт–рослини. Зі збільшенням вологості ґрунту зростає частка водорозчинного

та обмінного Sr-90, тому зростають коефіцієнти переходу та вміст цих радіонуклідів у рослинності.

4.4 Аналіз результатів досліджень накопичення ^{90}Sr у зернових культурах

Накопичення стронцію-90 визначається значною мірою властивостями ґрунтів (мінералогічний склад, вміст гумусу, рівень кислотності тощо).

У пробах ґрунтів, що використовуються для дослідження, були визначені основні показники: встановлено тип ґрунту, рН, вміст гумусу та здатність утримувати внесений стронцій. Результати представлені у таблиці 4.4.

Таблиця 4.4 – Агрохімічні показники та десорбція стронцію-90 з дерново-підзолистих ґрунтів

№ п/п	ґрунти	рН сольової витяжки	Гумус, %	Поглинено SrSO_4 % від внесеного
1	Зв'язковий пісок	7,0	0,56	81,9
2	Супіски	5,3	1,08	89,4
3	Супіски	6,3	1,23	92,9
4	Супіски	6,7	1,08	87,8
5	Суглинок легкий	4,1	1,81	52,1
6	Суглинок легкий	5,1	2,78	93,4
7	Суглинок легкий	7,0	3,06	94,8
8	Суглинок середній	4,8	1,91	85,7
9	Суглинок середній	6,0	1,96	86,0
10	Суглинок важкий	5,9	2,48	93,6

На підставі отриманих даних встановлено, що міцність закріплення стронцію у ґрунті варіює від 53,1 до 94,8% від кількості внесеного.

Найменше значення визначено у зразку №5 (суглинок легкий), де також встановлено найменше значення рН (4,1).

Значення рН варіюють від 4,1 (зразок №5) до 7,0 (зразки № 1 та 7), вміст гумусу переважає на суглинистих ґрунтах. Також проводили визначення вмісту стронцію-90 у соломі та зерні пшениці та вівса, вирощених на 10 підготовлених ділянках ґрунтів. Результати відображені у таблиці 4.5.

Таблиця 4.5 – Вміст стронцію-90 в рослинах на дерново-підзолистих ґрунтах

№ п/п	ґрунти	Нкюри/г сухої речовини			
		Пшениця		Овес	
		Солома	Зерно	Солома	Зерно
1	Зв'язковий пісок	127,0	4,4	51,6	2,5
2	Супіски	87,2	2,2	49,5	1,5
3	Супіски	75,0	3,0	52,8	2,2
4	Супіски	65,6	3,2	41,0	1,6
5	Суглинок легкий	245,5	14,7	255,5	10,2
6	Суглинок легкий	66,4	4,2	56,4	2,4
7	Суглинок легкий	18,4	1,0	19,6	0,9
8	Суглинок середній	78,4	4,2	66,0	3,4
9	Суглинок середній	36,4	1,9	30,7	1,8
10	Суглинок важкий	41,4	2,2	32,5	1,7
11	Середнє значення	84,13	4,1	65,56	2,82

На підставі отриманих даних встановлено, що найбільший вміст стронцію-90 у рослинах пшениці відзначається в соломі (від 18,4 до 245,5 Нкюри/г сухої речовини). У зерні стронцію накопичується значно менше (від 1,0 до 14,7 Нкюри/г сухої речовини), ніж у соломі (4,9% вмісту в соломі) (рисунок 4.1).

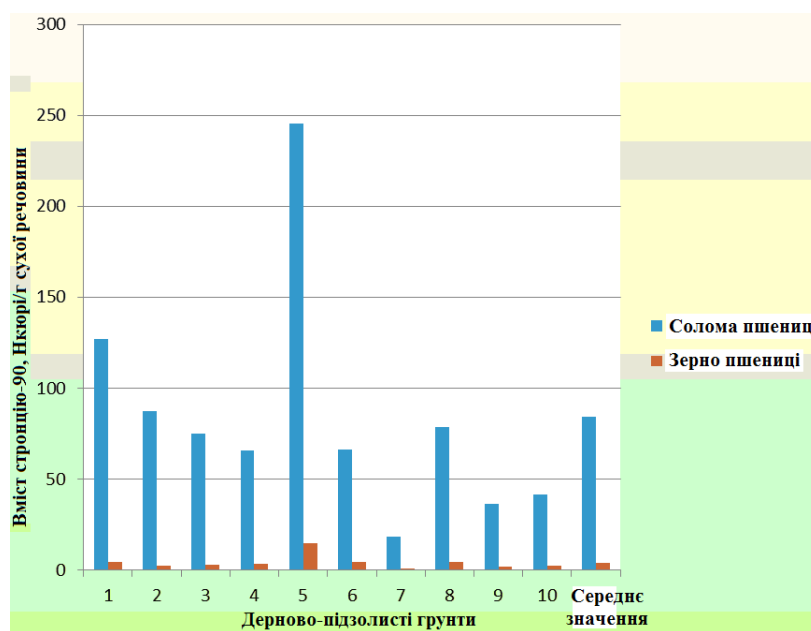


Рисунок 4.1 – Вміст стронцію-90 у соломі та зерні пшениці

Аналізуючи дані, також виявлено подібну залежність по вівсу: у соломі стронцію накопичується більше, ніж у зерні. Вміст у соломі становить від 19,6 до 255,5 Нкюрі/г сухої речовини, у зерні від 0,9 до 10,2 Нкюрі/г сухої речовини (у середньому вміст стронцію в зерні становить 4,3% від вмісту в соломі) (рисунок 4.2).

Згідно з отриманими даними встановлено, що в рослинах пшениці та вівса більша частина стронцію-90 накопичується в соломі, у зерні радіонуклід виявляється, але у значно меншій кількості.

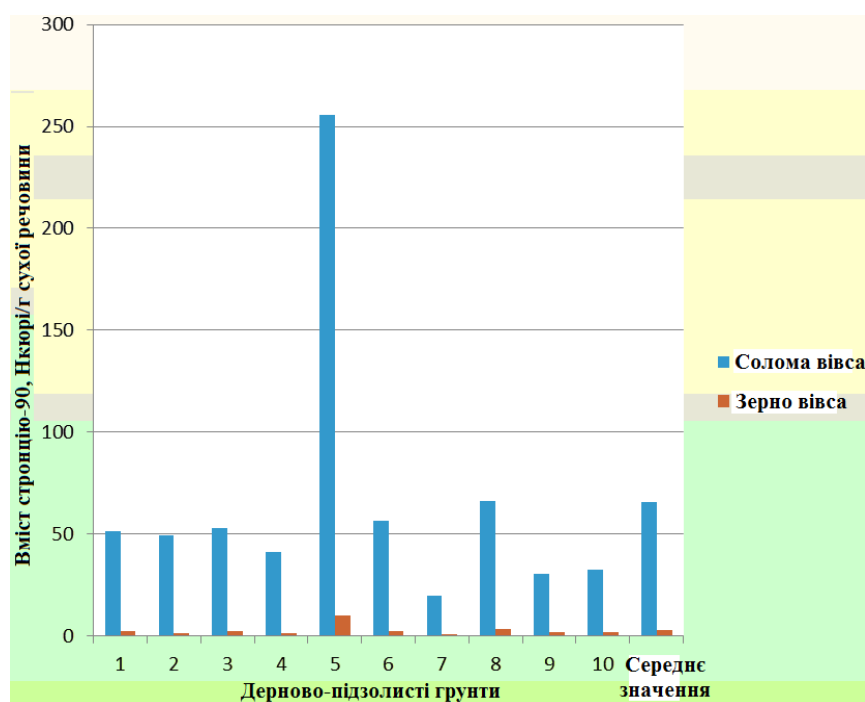


Рисунок 4.2 – Вміст стронцію-90 у соломі та зерні вівса

Також аналіз даних, отриманих в результаті проведення досліджень, показав, що на накопичення стронцію-90 в рослинах пшениці та вівса істотне значення має рН ґрунту. На легкому суглинку (зразок №5), що має найбільш кислу реакцію (рН 4,1), визначався найбільший вміст стронцію-90 у рослинах пшениці та вівса. На рисунках 4.3 та 4.4 відображено залежність вмісту стронцію-90 у зерні та соломі пшениці та вівса відповідно від значення рН ґрунту.

Ці результати підтверджують дані літератури про те, що менше кислотність ґрунтового розчину, тим більший коефіцієнт переходу стронцію-90 в рослини.

Варто підкреслити, що на накопичення стронцію-90 впливає широкий спектр показників ґрунтів, хоча значення кислотності має важливе значення.

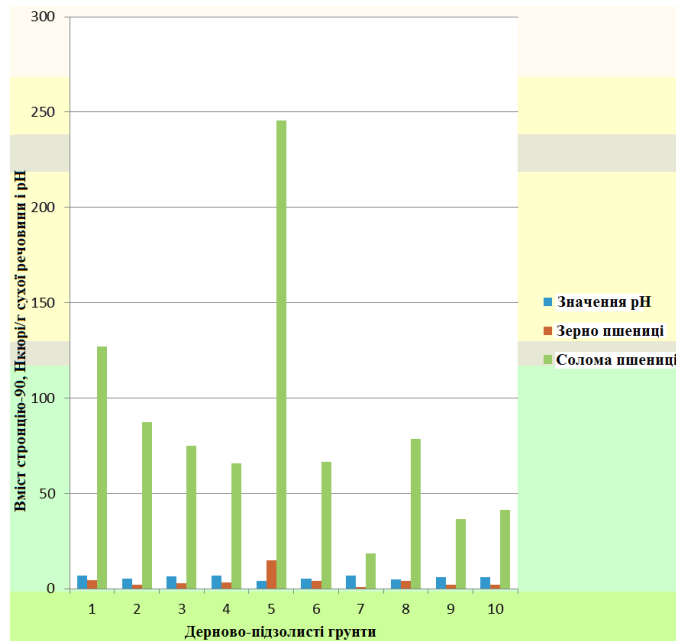


Рисунок 4.3 – Залежність вмісту стронцію-90 у зерні та соломі пшениці від значення pH ґрунту

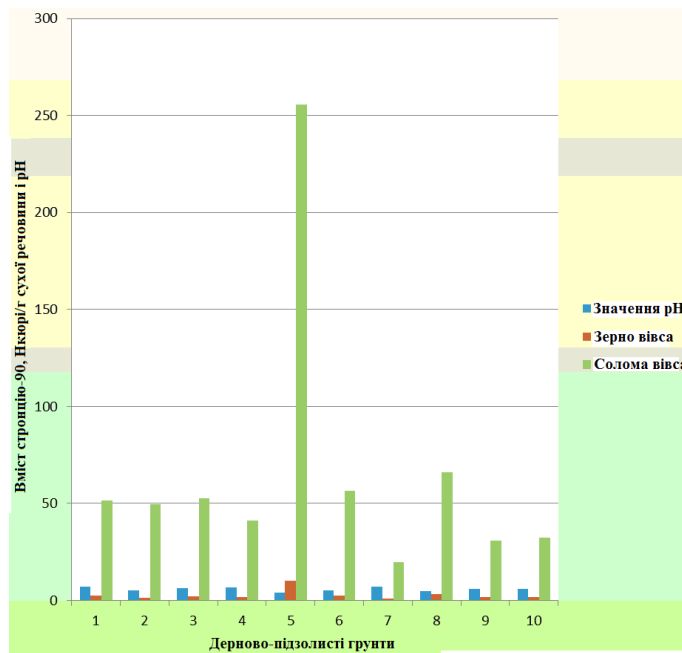


Рисунок 4.4 – Залежність вмісту стронцію-90 у зерні та соломі вівса від значення pH ґрунту

При проведенні досліджень 10 видів ґрунтів дерново-підзолистої зони було встановлено, що міцність закріплення стронцію у ґрунті варіює від 53,1 до 94,8% від кількості внесеного. Найменше значення визначено у зразку ґрунту з найменшим за всіма зразками значенням кислотності (рН 4,1). Загалом значення рН варіюють від 4,1 до 7,0, вміст гумусу переважає на суглинистих ґрунтах.

Було виявлено, що у соломі пшениці та вівса накопичується значно більша кількість радіоактивного стронцію, ніж у зерні. Це зумовлено біологічними особливостями рослин.

Також встановлено, що у зразках ґрунтів з мінімальним значенням рН накопичення радіоактивного стронцію значно вище, ніж на ґрунтах із слаболужною реакцією. Відомо, що з кислих ґрунтів надходження радіонуклідів до рослин значно вище. На кислих ґрунтах знижується міцність закріплення радіонуклідів ґрунтово-поглинаючим комплексом.

5 РЕКОМЕНДАЦІЇ ДЛЯ ЗМЕНШЕННЯ НЕГАТИВНОГО ВПЛИВУ АНТРОПОГЕННИХ ДЖЕРЕЛ РАДІАЦІЇ НА ОРГАНІЗМ

5.1 Контроль вмісту радіонуклідів в продуктах харчування

Зовнішніми джерелами природного радіаційного фону є космічна радіація випромінювання радіоактивних газів з верхніх шарів земної кори, вилучення природних радіонуклідів, розсіяних у повітрі, воді, ґрунті, внутрішніми - радіоізотопи, які містяться в самому організмі і які надходять у нього з їжею, водою, повітрям. Штучні радіоізотопи утворюються в результаті різних ядерних реакцій в ядерних реакторах або в результаті ядерних вибухів. Джерелами штучної радіації є також атомні електростанції, телевізійні прилади, рентгенівські апарати, атомоходи тощо.

Основна маса радіонуклідів (до 94%) в організм людини надходить з добовим харчовим раціоном, до 5% – з питною водою і 1% – з повітрям, яке вдихається. небезпека забруднення організму радіонуклідами залежить від частоти вживання забруднених продуктів і від швидкості виведення радіоактивних речовин з організму.

З урахуванням фактичного споживання продуктів, води та індивідуальних особливостей у складі раціону дорослих і дітей добовий рівень активності радіоактивних речовин становить $2,5-3,5 \cdot 10^{-7}$ Кі на 1 добу, що відповідає середній розрахунковій граничній кількості добового надходження активності $3,0 \cdot 10^{-7}$ Кі ($1,1 \cdot 10^{-5}$ Кі на рік) або річній дозі – 5 бер.

Державний гігієнічний норматив (ДР-97) регламентує вміст радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у питній воді та продуктах харчування, що реалізуються на території України. При розробці ДР-97 в якості критичних були прийняті групи дорослих осіб (в розрахунках по ^{137}Cs) та дітей і підлітків віком 12-17 років (в розрахунках по ^{90}Sr) із референтним харчовим раціоном, типовим для мешканців України, і вмістом радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у всіх продуктах, що споживаються, на рівні ДР-97. При цьому була врахована вікова залежність

споживання продуктів харчування, а також використані такі принципи розрахунку та використання значень допустимих рівнів ^{137}Cs та ^{90}Sr в продуктах харчування:

1. Значення допустимих рівнів мають забезпечити неперевищення границі річної ефективної очікуваної дози опромінення населення 1 мЗв за рахунок внутрішнього опромінення окремо від радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr , що надходять протягом року в організм з продуктами харчування та питною водою.

2. Умовам п.1 відповідає активність добового раціону 210 Бк/добу для ^{137}Cs та 35 Бк/добу для ^{90}Sr . Наведені величини використовуються виключно для розрахунків значень допустимих рівнів і не є предметом гігієнічного регламентування в рамках ДР-97.

3. У розрахунках прийнятий референтний склад середньорічного добового раціону дорослої особи, кг: м'ясо і м'ясні продукти в перерахунку на м'ясо 0,186; молоко і молочні продукти в перерахунку на молоко 1,022; яйця (шт.) 0,745; риба 0,048; картопля 0,359; овочі 0,279; фрукти 0,129; хліб 0,386

4. Розрахунки допустимих рівнів для кожного з продуктів проведені з урахуванням його відносної ролі у постачанні певного радіонукліда в організм на підставі статистичного аналізу даних про вміст радіонуклідів у продуктах харчування в різних місцевостях [15].

5. Стронцій-90 надходить в організм людини в основному з харчовими продуктами і у травному тракті всмоктується в кров.

6. Спеціальні продукти дитячого харчування придатні до реалізації і споживання, якщо питомі активності радіонуклідів окремо ^{137}Cs та ^{90}Sr у даному продукті не перевищують нормативів, зазначених вище.

Контроль вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у харчових продуктах і питній воді проводиться на основі діючих стандартів, методичних вказівок, узгоджених з Головним державним санітарним лікарем України.

Радіологічний контроль продукції тваринного та рослинного походження здійснюється в колективних сільськогосподарських підприємствах і на підприємствах харчової промисловості (м'ясокомбінатах, молокозаводах) при

передачі сировини на переробку або зберіганні, а також на ринках [3].

Продукти, які містять радіонукліди в межах норм, встановлених Головним державним санітарним лікарем України, можна реалізовувати споживачам. У разі завищення норм, питання про використання кожної партії товару вирішують після погодження з Міністерством охорони здоров'я України.

Ветеринарно-санітарну експертизу на ринках слід проводити з обов'язковим урахуванням результатів радіометричних вимірювань, що здійснюється в типових лабораторіях ветсанекспертизи і агропрому, обладнаних дозиметричними і радіометричними приладами.

Усі види продукції підлягають обов'язковому радіометричному контролю в лабораторії, і якщо вміст радіонуклідів у межах встановлених норм, то вона видає дозвіл на їх продаж.

Зменшення надходження радіонуклідів в організм з їжею можна досягти шляхом зниження їх кількості в продуктах харчування за допомогою різних технологічних та кулінарних обробок харчової сировини. За рахунок обробки харчової сировини – ретельного миття, чистки продуктів, відділення малоцінних частин можливо видалити від 20 до 60 % радіонуклідів.

Єдиним способом термічної обробки харчової сировини в умовах підвищеного радіоактивного забруднення є відварювання. Під час відварювання значна частина радіонуклідів переходить у відвар. Тому в умовах підвищеного забруднення продуктів харчування радіонуклідами не рекомендується використовувати відвари в їжу. Довівши до кипіння і поваривши харчову сировину протягом 5-10 хвилин, відвар потрібно злити і продовжувати варити у новій порції води; цей відвар можна використовувати в їжу. Цей спосіб варіння дієвий у приготуванні перших страв, гарнірів, але не для приготування грибів [2].

У зв'язку з тим, що гриби можуть бути значно забрудненими радіонуклідами, воду, в якій варилися гриби, доцільно зливати 2-3 рази, замінюючи її на нову. М'ясо та рибу перед варінням попередньо вимочити у

воді протягом 1-2 годин. Цю воду злити, налити чистої і варити без додавання солі на малому вогні протягом 10 хвилин. Зливши перший відвар, м'ясо та рибу заливають новою порцією води і варять до готовності. Смажити радіоактивні продукти недоцільно.

Зниження складу радіонуклідів у молочних продуктах можна досягти шляхом отримання із молока жирових та білкових концентратів. При переробці молока у вершки залишається не більше 9 % цезію і 5 % стронцію, в творозі – 21 % цезію та 27 % стронцію в сирах 10 % цезію і 45 % стронцію У вершковому маслі біля 2 % цезію від його складу в молоці.

Миття зелені і салатів 2 %-ним розчином лимонної кислоти зменшує кількість цезію на 57 % і стронцію на 19 %. Фрукти і овочі, крім кулінарної обробки у домашніх умовах, у великій кількості переробляють у промислових умовах.

Особливий інтерес становить вплив технологічного режиму виробництва на плодіві і овочеві консерви. При нормальній технологічній переробці основних фруктів і овочів вміст стронцію у готовому продукті зменшується майже у 6 разів порівняно із сировиною [4-7].

Отже, щоб запобігти забрудненню продуктів харчування необхідний їх радіаційний контроль. Це процес досить складний, потребує певного мінімуму параметрів. Значимість проблеми підсилюється також небезпекою, яку створюють для здоров'я людини навіть мінімальні кількості радіонуклідів у їжі.

5.2 Обґрунтування зменшення нормативів радіаційної безпеки для радіаційно забруднених територій

У колі проблем, що виникли після аварії на Чорнобильській АЕС – медичних, соціальних, економічних, найважливіше місце займають екологічні, тому що саме радіонуклідне забруднення навколишнього середовища стало первинним, яке породило решту проблем. І серед об'єктів довкілля

першочергова роль належить забрудненню сільськогосподарських угідь, яке стало одним з найтяжчих наслідків аварії.

Прийнято вважати, що радіаційна ситуація з роками від часу аварії покращується. Дійсно, час ніби працює на дезактивацію середовища – йде фізичний розпад радіонуклідів; із верхніх шарів ґрунту вони вимиваються у глибинні шари і стають менш доступними для кореневої системи рослин – первинної ланки численних трофічних ланцюгів; Дніпро переносить радіонукліди з місця аварії у південні моря, де вони розбавляються до мізерних концентрацій і стають менш небезпечними. Наслідком цього є багатократне зниження радіаційного фону у зоні безпосереднього впливу аварії аж до певної умовної норми в інших регіонах. Проте не радіаційний фон визначає радіаційну безпеку. Населення, що мешкає на забруднених радіонуклідами територіях, до 90 % дози одержує за рахунок внутрішнього опромінення з продуктами харчування –рослинного і тваринного походження, що містить радіонукліди [9]. Саме тому відповідальність за радіаційну безпеку населення практично покладається на виробників цієї продукції – працівників сільського господарства. Рівні ж її радіонуклідного забруднення в десятки і сотні разів перевищують доаварійні. Декілька сот господарств півночі України виробляють молоко – основний дозоутворюючий продукт харчування, вміст Cs-137 у якому в багато разів перевищує діючі санітарно-гігієнічні нормативи. Спостерігаються масові випадки перевищення цих нормативів і в іншій продукції, зокрема картоплі, яка часом безконтрольно експортується по всій країні. Все це у значній мірі є наслідком фактично повного припинення застосування науково-обґрунтованих, розроблених і випробуваних радіозахисних технологій-контрзаходів: вапнування кислих ґрунтів, внесення підвищених норм фосфорно-калійних добрив, покращення луків і пасовищ, застосування ентеросорбентів у тваринництві та інших. І є всі підстави вважати, що у деяких регіонах, особливо прилісних, де населення постійно вживає у їжу продукцію лісу, доза опромінення у теперішній час вища за ту, яка формувалася 15 років тому – доведено, що реалізація будь-якого з цих

прийомів дозволяє зменшити кількість радіонуклідів в продукції в 2-5 разів і більше, а в комплексі дозволяє навіть на ґрунтах, забруднених за ^{137}Cs до 555 кБк/м² і ^{90}Sr до 11,1 кБк/м² одержувати продукцію, що відповідає допустимим рівням [4].

Як і раніше, основним дозоутворюючим радіонуклідом залишається ^{137}Cs . Проте з часом відбувається його зв'язування в ґрунті і він стає менш доступним для рослин – „старіє”. Щодо ^{90}Sr , то, навпаки, йде його вилуджування з паливних частинок – основних його носіїв. Саме тому в регіонах, де випадіння ^{90}Sr було суттєвим (південний слід) спостерігаються випадки перевищення вмісту цього радіонукліду у деяких видах продукції. Зростає також відносна і абсолютна частка у дозоутворенні особливо небезпечних альфа-випромінювачів – ізоотопів трансуранових елементів, в першу чергу, плутонію і америцію.

Дотепер сільське населення, яке мешкає на забруднених радіонуклідами територіях, за рахунок споживання продукції, що виробляється в підсобних господарствах, а також дикоростучих грибів, ягід та дичини, одержує в 2-14 разів більш високу дозу опромінення, ніж населення міст. Наслідком цього є більш високий рівень захворюваності як на специфічні, так і неспецифічні хвороби, пов'язані з послабленням імунітету [3].

ЧАЕС, яка відбулася у 1986 р, спричинила екологічно несприятливі умови життєдіяльності для населення України. Близько 2 млн. жителів радіоактивно забруднених територій (РЗТ), серед них майже 400 тис. дітей віком до 14 років, до цього часу зазнають хронічного опромінення (переважно, малими дозами радіації) [1-4]. З кожним роком усе менше людей отримують додаткове опромінення понад 1 мЗв за рік, що відповідно до дозових критеріїв чинного законодавства є підґрунтям для перегляду їх статусу. Проте існують критичні населенні пункти, де встановлено тенденцією до значного погіршення радіаційної ситуації та перевищення встановлених Законами України лімітів річних дозових навантажень як внаслідок аномально високого трансферу радіонуклідів з ґрунту через харчові ланцюжки, так і як результат повного

призупинення контрзаходів. Таким чином стратегія подолання наслідків катастрофи на РЗТ у віддалений період має бути спрямована на усунення основного ризикоформуючого чинника – радіаційного. Тому після 26 років після Чорнобильської катастрофи потрібно переглянути нормативи радіаційної безпеки для населення.

Злоякісні захворювання однією з обтяжливих медичних соціально-економічних проблем в Україні. Суспільна криза, що триває протягом останніх 15 років, негативно впливає на демографічну ситуацію в країні. Починаючи з 1991 року, відсутній природний приріст населення, відзначається постаріння нації. Тепер смертність перевищує народжуваність більш ніж на 300 тисяч осіб щорічно. У загальній структурі смертності злоякісні хвороби займають друге місце (13-15 %), поступаючись лише серцево-судинній патології. А 35 % померлих від раку – це люди працездатного віку [9,10].

У 2001 році населення України, за офіційними даними, становило 48 мільйонів (у 1991 році – 52 мільйони жителів). У 2000 році в країні було зареєстровано 160 тисяч нових випадків раку. Порівняно з 1980 роком захворюваність зросла більш як на 30 %. Згідно з прогностичними розрахунками, у 2020 році хворих на рак буде двісті тисяч, тобто захворюваність зросте ще на 25 % порівняно з 2000 роком (табл. 5.1). Вже сьогодні ризик захворіти на злоякісне захворювання протягом життя становить для чоловіків 28 %, а для жінок – 18,5 %.

Таблиця 5.1 – Захворювання злоякісного утворення в Україні

Рік	1980	1991	2000	2020
Абсолютне число	119 058	157 922	160 000	≈200 000
На 100 000 населення	238,3	305,2	325,1	≈400,0

Перехід від централізованої системи державного управління до ринкової економіки спричинив появу цілого ряду нових проблем, які були відсутні або не так гостро проявлялися в державі раніше. Наприклад, близько 60 % населення

за своїм матеріальним становищем перебуває нижче офіційної межі бідності [6].

Понад 7 мільйонів громадян України є трудовими мігрантами за кордоном. За показником витрат на охорону здоров'я з розрахунку на одного жителя Україна займає місце в четвертій десятці країн світу. Антропогенне забруднення зовнішнього середовища в країні пов'язане з автотранспортом (автомобілі в Україні не мають каталізаторів), гірничо-металургійною, паливно-енергетичною, хімічною і нафтохімічною промисловістю та ядерною енергетикою [8].

За останнє десятиліття на 30 % збільшився обсяг викидів вуглецю в атмосферу від спалювання добувних видів палива. У 2001 році за індексом екологічної сталості Україна знаходилась на 110 місці серед 122 країн світу. У північних областях країни близько шести мільйонів населення живе в умовах підвищеного рівня радіації - результату наслідків аварії на Чорнобильській атомній електростанції (1986). Найбільш високою онкологічною захворюваністю відзначаються Південні і Східні регіони України, в яких знаходяться основні металургійні, вугільні та енергетичні комплекси.

У 2011 році в Україні загальна захворюваність на злоякісні новоутворення становила 325,1 випадку, в тому числі серед чоловіків – 351,9, а серед жінок – 301,9 випадку на 100 тисяч населення. У структурі захворюваності чоловічого населення рак легень займає перше місце, рак шлунка - на другому, рак простати - на третьому місці (табл. 5.2).

Це офіційний розподіл, в якому для порівняння зі світовими статистичними показниками рак шкіри не враховується. Хоча насправді рак шкіри міг би займати третє місце в чоловіків (9,5 %) і друге - у жінок (12,9 %). Крім того, це саме та локалізація, при якій результати лікування раку є найкращими, і тому не помічати її зовсім було б некоректно [3].

Таблиця 5.2 – Найбільш поширені злоякісні захворювання в Україні за 2011 рік (у % від загальної кількості випадків)

Рангове місце	Чоловіки	Чоловіки	Чоловіки	Жінки
1	Рак легені	22,1 11,0 6,2 5,4	Рак легені	19,3 7,5 7,5 6,2
2	Рак шлунка		Рак шлунка	
3	Рак простати	5,3 5,0 3,5 3,5 3,1 2,7	Рак простати	6,0 5,1 5,0 4,5 2,9 2,4
4	Рак прямої кишки		Рак прямої кишки	
5	Рак ободової кишки		Рак ободової кишки	
6	Рак сечового міхура		Рак сечового міхура	
7	Рак гортані		Рак гортані	

5.3 Рекомендації щодо вдосконалення системи поводження з радіоактивними відходами

З метою попередження забруднення навколишнього середовища та, як наслідок цього, негативного впливу на здоров'я населення для удосконалення системи поводження з РАВ рекомендуються наступні пропозиції:

- Доопрацювання нормативної документації. Створення таких економічних важелів стимулювання або оподаткування, щоб вигідніше було очистити, чим забруднити (штрафи, платежі);
- Фінансування проектів по утилізації або знищенні токсичних відходів повинно проводитись після науково-обґрунтованої позитивної експертизи (економічної та санітарно-токсикологічної) [6];
- Надання повноважень щодо поводження з відходами (особливо токсичними) комерційним структурам повинно здійснюватись тільки після одержання сертифікату цими підприємствами на проведення цих робіт;
- Вважається недосконалою система відшкодування збитків від забруднення, тому виконавчим органам (Мінекоресурси, Мінекономіки) рекомендується негайна розробка та узгодження системи оцінки збитків при забрудненні довкілля.

- Створити незалежний міжвідомчий експертний орган до складу якого повинні увійти фахівці (токсикологи, хіміки, технологи, економісти, екологи), надати йому певні повноваження:

- а) участь в експертизі проектів;
- б) ліцензуванні підприємств, які виконують роботи по знешкодженню чи утилізації відходів;
- в) розробки необхідної наукової документації (наприклад: методології по оцінці ризику при забрудненні, переліки критеріїв по ліцензуванню підприємств і т.д.).

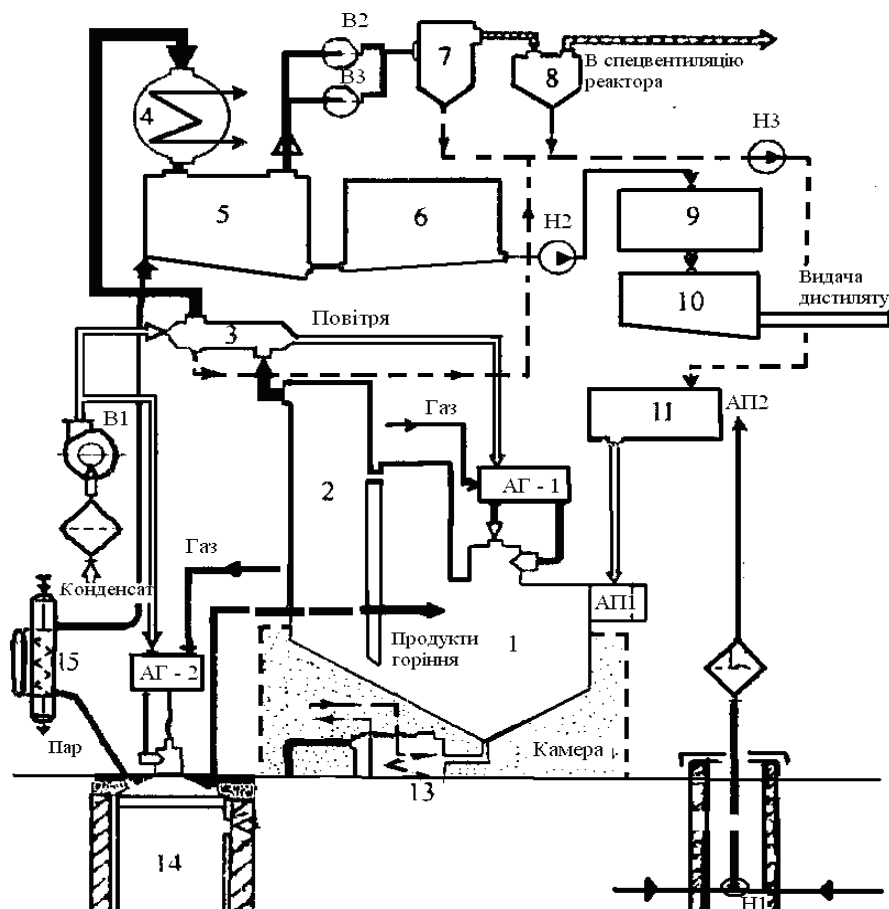


Рисунок 5.1 – Схема очищення рідких радіоактивних відходів:
 де: 1 – Продукти горіння; 2 – колона; 3 – рекуператор; 4 – охолоджувач - конденсатор; 5 – газоконденсуючий роздільник; 6 – конденсуючий бак; 7 – сухий скруббер; 8 – доочисник димових газів; 9 – блок сорбційної очистки конденсату; 10 – бак збору дистиляту; 11 – бачок для доливання дистиляту; 12 – фільтр механічної очистки; 13 – декантатор; 14 – бак для РАВ; 15 – конденсатор; В1 – вентилятор; В2 – В3 – димосмоки; Н1 – насос подачі рідких відходів; Н2 – конденсатний насос; Н3 – насос для повернення вентиляційного конденсату; АП1 – автомат підживлення; АП2 – автомат підживлення бачка; АГ - 1 – автомат горіння; АГ - 2 – автомат горіння баку для РАВ.

Для утилізації рідких відходів використовують пристрої, які працюють на природному газу. Структурна схема наведені нижче (рис.5.1).

Суть полягає в тому, що після проходження рідких РАВ через даний пристрій утворюється тверда суміш меншого об'єму і містить на 90 % менше радіоактивних частинок [2].

5.4 Перспективи використання радіопротекторів для захисту населення

Радіозахисний ефект виявлений у цілому ряду речовин різної хімічної структури. Оскільки ці різноманітні сполуки мають різні, часом протилежні властивості, їх важко розділити за фармакологічною дією. Для прояву радіозахисного ефекту в організмі ссавця в більшості випадків достатньо одноразового введення радіопротекторів. Проте є такі речовини, які підвищують радіорезистентність лише після повторного введення. Розрізняються радіопротектори і ефективності створюваного ними захисту. Існує таким чином безліч критеріїв, за якими їх можна класифікувати.

З практичної точки зору радіопротектори доцільно розділити за тривалістю їх дії, виділивши речовини короткочасного та тривалого дії.

1. Радіопротектори або комбінація радіопротекторів, що мають короткочасну дію (в межах декількох хвилин або годин), призначені для одноразового захисту від гострого зовнішнього опромінення. Такі речовини або їх комбінації можна вводити тим же особам та повторно. Як засоби індивідуального захисту ці речовини можуть знайти застосування перед передбачуваним вибухом ядерної зброї, входженням у зону радіоактивного забруднення або перед кожним радіотерапевтичним місцевим опроміненням. У космічному просторі можуть бути використані для захисту космонавтів від опромінення, викликаного сонячними спалахами.

2. Радіозахисні речовини тривалого впливу призначені для тривалішого підвищення радіорезистентності організму. Для отримання захисного ефекту,

як правило, необхідне збільшення інтервалу після введення таких речовин приблизно до 24 годин. Іноді потрібне повторне введення. Практичне застосування цих протекторів можливе у людей, які працюють з іонізуючим випромінюванням, у космонавтів при довготривалих космічних польотах, а також при тривалій радіотерапії. До таких препаратів належать деякі алкалоїди та інші природні БАР. З синтетичних речовин це деякі протипухлинні препарати. На сьогоднішній день їх налічується набагато менше, ніж радіопротекторів короточасної дії і більша їх частина перебуває у стадії розробки та клінічних випробувань, тому інформації про них дуже мало. Пошук нових радіопротекторів тривалої дії – найважливіша перспектива.

Оскільки протектори короточасної захисної дії найчастіше відносяться до речовин хімічної природи, говорять про хімічний радіозахист.

З іншого боку, тривала захисна дія виникає після введення речовин переважно біологічного походження; це позначають як біологічний радіозахист.

Вимоги до радіопротекторів залежать від місця застосування препаратів; в умовах лікарні спосіб введення не має особливого значення. У більшості випадків вимоги повинні відповідати завданням використання радіопротекторів як індивідуальні засоби захисту. Згідно Саксонову та співавт. (1976) ці вимоги мають бути як мінімум такими:

- препарат повинен бути досить ефективним і не викликати виражених побічних реакцій;
- діяти швидко (в межах перших 30 хв) та порівняно тривало (не менше 2 год);
- повинен бути нетоксичним з терапевтичним коефіцієнтом не менше 3;
- не повинен надавати навіть короточасного негативного впливу на працездатність людини або послаблювати набуті нею навички;
- мати зручну лікарську форму: для перорального введення або ін'єкції шприц-тюбиком об'ємом не більше 2 мл;

- не повинен надавати шкідливого впливу на організм при повторних прийомах або мати кумулятивні властивості;
- не повинен знижувати резистентність організму до інших - несприятливих факторів довкілля;
- препарат повинен бути стійким при зберіганні, зберігати свої захисні та фармакологічні властивості не менше 3 років.

Менш суворі вимоги пред'являються до радіопротекторів, призначених для використання в радіотерапії. Вони ускладнюються, проте, важливою умовою – необхідністю диференційованої захисної дії. Варто забезпечити високий рівень захисту здорових тканин та мінімальний – тканин пухлини. Таке розмежування дозволяє посилити дію місцево застосованої терапевтичної дози опромінення на пухлинне вогнище без серйозного пошкодження навколишніх здорових тканин.

Радіазахисні речовини короткочасної дії

До них відносяться різні типи хімічних сполук. У радіобіологічних лабораторіях Армійського дослідницького інституту ім. Уолтера Ріда у Вашингтоні, а також у цілій низці американських університетів у 1959—1965 роках випробувано близько 4400 різних хімічних речовин. Крім цього, у радіаційній лабораторії ВПС США в Чикаго було перевірено радіазахисну дію ще 1500 речовин.

В результаті проведеного аналізу до клінічного застосування була рекомендована невелика група препаратів, насамперед речовина, позначена WR-2721. Йшлося про похідне тіофосфорної кислоти, назване також гаммафосом. Воно відноситься до великої групи сірковмісних радіопротекторів.

Сучасні найбільш ефективні радіопротектори поділяються на дві основні групи:

- а) сірковмісні радіазахисні речовини;
- б) похідні індолілалкіламінів.

Сірковмісні радіозахисні речовини

До найбільш важливих з них з точки зору можливого практичного використання відносяться цистеамін, цистамін, аміноетілізотіуроній, гаммафос, потім цистафос, цитрифос, адетурон і меркаптопропіонілгліцин.

Комбінації радіозахисних речовин

Зазвичай випробовується радіозахисна дія двокомпонентних комбінацій, проте не становлять винятки та багатокомпонентні рецептури. Усі комбінації випробовуються для того, щоб звести до прийняттого мінімуму дозу окремих компонентів з метою ослаблення їх небажаної побічної дії та досягнення найбільшого захисного ефекту.

Найчастіше комбінація захисних речовин вводиться в одному розчині та одним способом. Однак описані поєднання різних способів парентерального введення або перорального та парентерального введення різних радіопротекторів. При цьому всі компоненти не повинні вводиться одночасно, а лише через певні інтервали.

Комбінація сірковмісних протекторів і похідних індолілалкіламінів. Двокомпонентна рецептура протекторів із різними механізмами дії логічно виправдана. Вже наприкінці 50-х років було випробувано низку комбінацій сірковмісних протекторів з індолілалкіламінами. Одна з перших комбінацій такого роду, що складається з цистеїну і триптаміну, була випробувана в 1958 р. Якщо при використанні окремих протекторів перед летальним загальним опроміненням виживало 20-30% щурів, то спільне застосування цих протекторів підвищувало виживання тварин до 70%. За цим дослідженням відбувся аналіз цілого ряду двокомпонентних рецептур протекторів з обох основних груп хімічних радіозахисних речовин .

У більшості рецептур дози окремих компонентів підбиралися досвідченим шляхом протягом кількох років. Потім почали застосовувати фармакологічний метод. Спочатку таким методом визначали кількісні співвідношення токсичності та захисної дії комбінацій радіопротекторів. Таким шляхом можна оцінити, чи спостерігається в комбінаціях синергізм захисної дії

лише адитивного або потенціюючого характеру, підвищується або знижується токсичність протекторів при їх спільному або роздільному застосуванні.

Спільне введення різних сірковмісних радіопротекторів. Першу комбінацію цистеїну та цистеаміну запропонували Штраубе та Патт ще в 1953 р. При введенні оптимальних захисних доз цих протекторів у половинному розмірі автори встановили сумачію захисної дії.

Однак багато вчених не відзначали після внутрішньочеревного введення мишам комбінації АЕТ з цистеаміном або цистаміном суттєвого посилення захисного ефекту. Одночасне пероральне введення цистаміну та АЕТ підтвердило лише адитивність захисної дії окремих компонентів. Комбінації АЕТ з гаммафосом та АЕТ з цистафосом дозволяють знизити ефективні дози навіть 4-кратно порівняно з такими ж ефективними захисними дозами окремо застосованих протекторів.

Оскільки роздільне застосування ефективних доз сірковмісних радіопротекторів викликає небажані фармакологічні ефекти, то одним з основних завдань радіобіології в аспекті даної тематики є вивчення цих комбінацій з метою мінімізації небажаних проявів. Зробити це досить важко, бо побічна дія сірковмісних радіопротекторів не надто характерна. До таких проявів належать нудота, блювання, зниження артеріального тиску, брадикардія та ін.

Багатокомпонентні комбінації радіопротекторів. Наприкінці 60-х років захисна дія багатокомпонентних комбінацій радіопротекторів в експерименті на мишах перевірена Майсіном і Метеліном (1967), Майсіном і Лембайтом (1967), Майсином і співавторами (1968). Вони внутрішньочеревно вводили - АЕТ, глутатіон, серотонін і цистеїн або разом, або в різних 3-компонентних варіантах, іноді в поєднанні з пострадіаційною трансплантацією кісткового мозку.

Раніше, ще 1962 р., Вонг і Керейакіс опублікували повідомлення про захисний ефект одноразового спільного введення АЕТ, цистеаміну та серотоніну супролетально опроміненим мишам. Внутрішньочеревне введення

комбінації АЕТ, МЕА та 5-ГТ виявилося високоефективним і при тотальному опроміненні щурів.

Значний ефект дала також 3-компонентна комбінація мексаміну, АЕТ та цистафосу, детально проаналізована Пугачовою та співавторами (1973). Якщо в цій рецептурі цистафос замінювався цистаміном, вона ставала ще ефективнішою. Як повідомив учений Шмідт (1965), американським астронавтам призначалася комбінація радіопротекторів, складена з 7 компонентів: резерпіну, серотоніну, АЕТ, цистеаміну, глутатіону, параамінопропіофенону та хлорпромазину.

Пероральне спільне введення трьох сірковмісних радіопротекторів (гаммафосу, цистафосу та АЕТ) має головним чином ту перевагу, що їх комбінація, за ефективністю приблизно рівна кожній дозі окремих компонентів, виявляється порівняно з ними менш токсичною і, отже, є безпечнішою.

Практичне застосування радіопротекторів

Застерігаючий досвід знайомства людства з дивовижною дією атомних вибухів у Японії наприкінці Другої світової війни зобов'язав радіобіологів усього світу постійно шукати можливості зниження ризику безпосередніх і віддалених наслідків іонізуючого випромінювання. Велику лепту в радіаційний ризик роблять різні антропогенні забруднення.

Сучасні радіозахисні речовини досі далеко не відповідають вимогам, які до них висуваються. Їхню дію не можна зі зрозумілих причин відчувати при гострому тотальному опроміненні людей.

Єдиним шляхом виявлення захисного ефекту у людей є введення досліджуваного протектора в передбачуваний ефективній дозі перед локальним опроміненням. При цьому слід враховувати, що насправді локальне опромінення не може бути оптимальним для оцінки речовини, призначеної для захисту людини, переважно від тотального опромінення. Вдалося встановити радіозахисну дію цистаміну дигідрохлориду, введенного онкологічним хворим у дозі 0,8-1,2 г (перорально) за годину до початку локального опромінення грудної клітки у дозі 2,15 Гр. Дію оцінювали після виходу аберантних мітозів у

стадіях анафази та телофази в кістковому мозку грудини, взятому через 24 години після опромінення. Іншим критерієм захисної дії служить у локально опромінену організм кількісне дослідження хромосомних аберацій у ядрах лімфоцитів периферичної крові. Аналіз піддаються мітози в метафазі. У ряді порівняльних дослідів визначили можливості цих та інших методів з оцінки радіозахисної дії переважно цистаміну при тотальному та локальному опроміненні експериментальних тварин та людини. На основі великого експериментального та клінічного матеріалу був зроблений висновок, що одноразова пероральна доза цистаміну дигідрохлориду (1,2 г) забезпечує людині захист з фактором зменшення поглиненої дози (ФЗД), рівним 1,35.

В Україні цистамін дозволений для клінічного застосування при радіотерапії з метою зменшення небажаних пострадіаційних ефектів. Пігулка містить 0,4 г діючої речовини. Цистамін вводиться по 0,6 г один раз на добу за годину до опромінення при кількості лейкоцитів не менше 5000 за 1 мкл крові, лімфоцитів-18-20% та загальної дози 40-50 Гр (місцево). При сумарних дозах 100-120 Гр і кількості лейкоцитів 4000 один мкл рекомендується пероральна доза (0,8 г на добу) перед кожним наступним опроміненням. У чутливих осіб після прийому цистаміну можуть з'явитися ознаки подразнення травного апарату, які зазвичай не є перешкодою для продовження прийому препарату. Гострі захворювання шлунково-кишкового тракту, гостра серцево-судинна недостатність та порушення функцій печінки є відносними протипоказаннями до прийому цистаміну.

Іншим радіопротектором, який застосовується у нас у країні, є гідрохлорид мексаміну. Пігулка містить 0,05 г препарату. Ця доза рекомендована для одноразового перорального прийому за 30-40 хв до кожного сеансу променевої терапії. При добрій переносимості доза може бути збільшена до 0,1 г. Виняток становлять ознаки непереносимості, такі як нудота, запаморочення та блювання. Небажані ефекти усуваються або пом'якшуються запровадженням кофеїну. При непереносимості, що триває, прийом мексаміну слід припинити. Протипоказаннями до прийому мексаміну є виражений склероз

судин серця і мозку, серцево-судинна недостатність, бронхіальна астма, хвороби нирок з функціональними порушеннями та вагітність. Цистамін та мексамін необхідно захищати від світла під час зберігання.

Використання хімічних радіопротекторів при радіотерапії не набуло широкого поширення, оскільки, на думку радіологів, не можна розрізнити захист здорових та пухлинних тканин. Захист пухлинних клітин від дії іонізуючого випромінювання, безумовно, ніж лательний. Цистеамін чи АЕТ явно забезпечують захист експериментальних пухлин. Певна відмінність у захисті нормальних і злоякісних тканин залежить від використаного протектора, а зумовлено неоднаковим кровотоком. Здорові тканини з хорошим кровонаповненням матимуть, безперечно, більш високу концентрацію радіопротектора, ніж область пухлини із значно обмеженим кровопостачанням.

У США клінічні випробування гаммафосу почалися в березні 1979 р. Випробування проводилися паралельно з двома цілями. Насамперед слід визначити одноразову максимально переносиму дозу гаммафосу в клінічних умовах. Потім потрібно було підібрати схему повторного дозування гаммафосу протягом декількох тижнів. Гаммафос ввели 50 хворим одноразово в наростаючих дозах від 25 до 910 мг/м², 15 хворих отримали його повторно. До одноразової дози 100 мг/м² у хворих не відзначалося жодних побічних ефектів. Гаммафос вводили шляхом повільного вливання протягом 20-50 хв, контролюючи кров'яний тиск, пульс, ЕКГ та дихання. Вливання закінчували за 15-20 хв на початок опромінення. Максимальна одноразова внутрішньовенна доза, що переноситься, була визначена в 750 мг/м². Внутрішньовенно дозу 170 мг/м² можна повторювати чотири рази протягом тижня. Одноразове та повторне введення гаммафосу супроводжувалося нудотою та блювотою, зниженням кров'яного тиску, сонливістю та алергічними шкірними реакціями. В іншій групі з 53 хворих було встановлено, що гаммафос не впливає негативно на протипухлинну дію алкілюючих засобів, що у поєднанні з результатами експериментів спонукає до подальшого клінічного дослідження властивостей гаммафосу.

При індивідуальному захисті людей від дії іонізуючого випромінювання внаслідок вибуху ядерної зброї внутрішньовенне вливання не може розглядатися як спосіб застосування радіопротектора. Найбільш адекватний пероральний спосіб введення. За даними співробітників відділення медичної хімії Армійського дослідницького інституту ім. Уолтера Ріда у Вашингтоні, опублікованому в роботі Харріса і Філіпса (1971), люди переносять пероральну дозу гаммафосу 140 мг/кг, що для людини із середньою масою тіла 70 кг становить загальну одноразову дозу 9,8 г, яка могла б прийматися після розчинення у достатньому обсязі питної води.

Іншу практичну можливість є внутрішньом'язова ін'єкція радіопротектора. На основі міжвидового порівняння розподілу та концентрації гаммафосу в тканинах при внутрішньовенному введенні Вешберн та співавтори (1976) припустили, що доза 20 мг/кг може забезпечити захист людини від тотального опромінення з ФЗД 1,5. Для людини з масою тіла 70 кг одноразова парентеральна доза склала б 1,4 г гаммафосу. Таку дозу можна приготувати у прийнятному для введення об'ємі відповідного розчинника.

Незважаючи на всі подання надії, що свідчать про хорошу захисну дію гаммафосу в експерименті та клініці, навіть цей препарат не має ідеальних властивостей для використання в радіотерапії. На думку багатьох учених бажано мати більш ефективну і менш токсичну речовину. Національний інститут досліджень раку США субсидує пошук нових хімічних радіопротекторів. Його проведення було доручено дослідницькому центру у Філадельфії (Fox Chase Cancer Center). З 50 досі випробуваних речовин близько 20 захищали мишей від кістковомозкової загибелі при гострій променевій хворобі. Однак жодна з них за своїми властивостями не перевершувала гаммафос.

У Японії було випробувано радіозахисну речовину 2-меркаптопропіонілгліцин, який вже з 1963 р. використовується в клініці як засіб детоксикації. Вона вводилась людям у дозах 100 та 500 мг перорально або внутрішньовенно. Будь-яких побічних ефектів не відзначається. У досліджах на

мишах оптимальна внутрішньоочеревинна доза захисна становить 20 мг/кг. Від летальної дії тотального гамма-опромінення вона захищає з ФЗД 1,4. Терапевтичний індекс високий, оскільки внутрішньоочеревинна токсична доза МПГ у мишей ЛД₅₀ становить 1400 мг/кг.

При радіотерапії злоякісних пухлин у тазовій ділянці з добовою дозою опромінення 1,5 Гр (5-разово протягом тижня) до сумарної дози 60 Гр або до загальної дози 40,5 Гр при післяопераційному опроміненні внутрішньовенне введення МПГ хворим у дозі 250 мг на 20 % розчині глюкози за 15—30 хв до кожного опромінення справляло сприятливий впливом геть кількість лейкоцитів в периферичній крові і вихід хромосомних аберацій.

У випадку, якщо б вдалося отримати високоефективний радіопротектор, що не має побічних токсичних ефектів, його використання в ядерній війні було б обмежене тривалістю захисної дії, оскільки важко з точністю в часі передбачити застосування противником ядерної зброї. Існує, однак, випадок обґрунтованого використання радіопротекторів у рамках самодопомоги, а саме: перед вимушеним входженням у зону радіоактивного сліду від ядерного вибуху. Тут можливі й організаційні заходи, насамперед раціональне чергування перебування окремих осіб у зоні та поза нею, щоб обмежити сумарну дозу радіації. Поряд із цим дієвий захист людей створюється механічним (фізичним) захистом. До неї відноситься як загальний захист у сховищах, підвалах будівель, самих до мах, у складках місцевості та за природними перешкодами, так і частковий фізичний захист переважно радіочутливих тканин, кровотворного кісткового мозку та слизової оболонки травного апарату. У надзвичайних умовах необхідно пам'ятати про використання будь-якої можливості захисту від дії іонізуючого випромінювання. Введення хімічних радіопротекторів є в даний час малоефективним заходом, який, однак, можна надати великій кількості схильних до небезпеки людей.

У мирних умовах не можна рекомендувати довгострокове повторне (наприклад, щоденне) введення доступного радіопротектора цистаміну особам,

які працюють з іонізуючим випромінюванням, дослідникам, медичному персоналу, працівникам АЕС тощо. Ризик виникнення побічних ефектів цистаміну, особливо при хронічному введенні набагато перевищує ймовірність ризику можливого зовнішнього опромінення. Цистамін також не призначений для захисту людей від дії випромінювань під час забруднення організму радіоактивними речовинами. Цистамін показаний до застосування в осіб, які працюють із джерелами іонізуючих випромінювань тільки в такій явно аварійній ситуації, яка загрожує їм одноразовим опроміненням в основному всього тіла у дозі понад 1 Гр. Рекомендована одноразова захисна доза цистаміну становить 0,8-1,2 г. У разі потреби можна вводити цистамін повторно з 6-годинними інтервалами до загальної дози 30 г.

До клінічного застосування цистаміну у хворих, які піддаються променевої терапії, слід підходити індивідуально з урахуванням їх переносимості самої терапії. У наших експериментах на великих лабораторних тваринах комбінація цистаміну з метоклопрамідом виявилася придатною для усунення післяцистамінового блювання. Ця комбінація рекомендується і хворим на прийом внутрішньо. За експериментальними даними, гаммафос — перспективніший радіопротектор, ніж цистамін. Питання про адекватність застосування доступного радіопротектора цистаміну у хворих, що піддаються променевої терапії, вирішить практика. Радіопротектори становлять великий інтерес як з наукової, так і з практичної точки зору.

Перспективи розвитку радіопротекторних препаратів

Переважає більшість препаратів відносяться до похідних аміноетанолу, і лише невелика їхня частина має іншу хімічну природу. Одним із перспективних напрямів є створення нових радіобіологічних препаратів на основі порфіринів. Одним із таких препаратів є мідний комплекс хлорину е-6 на полівінілпіролідоні. Даний препарат був отриманий на основі хлорофілу який був екстрагований із зеленого листя кропиви дводомної (*Urtica dioica*). Потім був отриманий хлорин — 6, а потім і його мідний комплекс. Однак самі порфірини погано розчиняються у воді і тому дуже погано виявляють

фармакологічні властивості. Виходом із цієї ситуації стала гідрофілізація мідьхлорину е-6 (з канаміцином або стрептоміцином) на полівінілпіролідоні. Було вивчено радіобіологічну активність цієї групи препаратів у порівнянні з радіопротектором – стандартом (цистамін). Тваринам (мишам) вводили препарат за 30 хв. до опромінення (доза опромінення 9 грн). Результати показали: середня тривалість життя (на добу) збільшилася в 2-2,5 рази, але виживання на 30-у добу склала від 20 до 80%. Отримані дані говорять про перспективність даних препаратів як радіопротекторних засобів (тривалої дії), особливо мідьхлорин – стрептоміцин на полівінілпіролідоні.

Іншим перспективним напрямком є створення препаратів, що містять пуринові та піримідинові гетероцикли (входять до складу нуклеїнових основ). Однією з таких речовин є кофеїн. Нещодавні дослідження (досліди на мишах) показали, що кофеїн може оберігати тваринний організм від шкідливого впливу іонізуючих випромінювань. Передбачається, що кофеїн пов'язує вільні радикали, які утворюються при опроміненні та ушкоджують здорові клітини.

6 ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНА ОЦІНКА ЗАХОДІВ ФІТОДЕЗАКТИВАЦІЇ НА ТЕРИТОРІЇ ЖМЕРИНСЬКОГО РАЙОНУ

В результаті аварії на ЧАЕС значні території України, в тому числі і Вінницької області, були забруднені радіоактивними ізотопами Sr-90 та Cs-137 що призвело до розробки заходів спрямованих на зниження їх вмісту в об'єктах навколишнього середовища, особливо в ґрунті. Висока вартість традиційних інженерних технологій очистки ґрунту (до 5000 грн. за 1 м² ґрунту з урахуванням витрат на зняття забрудненого ґрунту, його транспортування і підготовку) викликала необхідність розробки нових методів дезактивації, що ґрунтуються на використанні безвідходних технологій та заходів що не призводять до руйнування ґрунту. Саме тому значна увага учених багатьох країн спрямована на дослідження особливості деяких видів рослин накопичувати радіонукліди, що знаходяться в поверхневому шарі ґрунту, кореневою системою та виносити у наземну фітомасу – метод фітодезактивації.

Відомо, що з екологічної точки зору даний метод є досить ефективний і дозволяє отримати чистий ґрунт через 5-7 років. Для проведення фітодезактивації на території Жмеринського району пропонується використовувати рослини Горця Сахалінського.

Проект реабілітації радіоактивно забруднених територій методом фітодезактивації відповідає критеріям та задовільняє ряд вимог:

- доступність реалізації проекту на базі існуючої сільськогосподарської техніки і технології ;
- поєднання екологічного ефекту з підвищенням рівня господарського використання об'єктів реабілітації;
- не знижує продуктивну здатність сільськогосподарських угідь;
- можливість одержати господарський або соціальний ефект.

Для оцінки економічної ефективності проведення заходів по фітодезактивації території Жмеринського району може бути застосована методика економічного аналізу, створена Інститутом економічного розвитку

Міжнародного банку реконструкції і розвитку. В цій методиці під витратами на реалізацію запланованих заходів розуміється вартість всіх ресурсів, що використовуються за час реалізації проекту, а під результатами – передбачуваний еколого-економічний ефект запропонованих природоохоронних заходів [12-16].

Розрахунок економічної ефективності фітодезактивації можна проводити за формулою 6.1:

$$E = \frac{\sum_{t=1}^T \Delta_t / (1+p)^t}{\sum_{t=1}^T Z_t / (1+p)^t} \geq 1,0 \text{ [грн.]}, \quad (6.1)$$

де E – відносна економічна ефективність даного проекту, грн.;

Δ_t – прибуток (за рік t), грн.;

Z_t – витрати (за рік t), грн.;

p - норма дисконтування, грн.;

$t = 1, 2 \dots T$ - розрахунковий період по роках впровадження, T .

Дисконтування дозволяє привести майбутні вартості до сучасної вартості згідно формули 5.2:

$$PV = \frac{\Delta_t}{(1+p)^t}, \quad (6.2)$$

де PV – сучасні вартості, грн.;

p – коефіцієнт дисконтування.

Оскільки реалізація радіаційних і реабілітаційних заходів має на меті досягнення нормативних вимог до якості навколишнього середовища і природних ресурсів, що використовуються, то на ранніх стадіях проектування економічна ефективність може розраховуватися без дисконтування очікуваних витрат і вигод.

Тоді критерій E має вигляд (формула 6.3):

$$E = \frac{\mathcal{Z}_t}{Z_t} \geq 1,0 \text{ [грн.]}. \quad (6.3)$$

У такій формі запису критерій $\bar{E}$ був використаний в даній роботі для оцінки відносної економічної ефективності. Його економічний зміст - очікувана інтегральна віддача на одиницю вкладених витрат за термін, рівний тривалості робіт по дезактивації ділянки.

Прибуток, який буде отриманий за рахунок впровадження природоохоронних заходів по фітодезактивації на території Тиврівського району включає:

- організація нових виробництв для випуску екологічно чистої продукції;
- покращення статистичних характеристик по захворюваності населення р-ну;
- покращення якісних показників НПС;
- покращення стану рослинного та тваринного світу;
- відновлення рекреаційних зон та зон масового відпочинку;
- покращення якості води, повітря, продуктів харчування тощо.

Затрати на впровадження фітодезактивації можуть здійснюватися з таких джерел:

- витрати з державного бюджету та бюджетів місцевого рівня в рамках національної програми „Зменшення шкідливого впливу на радіоактивно забруднених територіях”;
- залучення фінансових ресурсів приватних комерційних структур;
- залучення коштів Міжнародного банку реконструкції і розвитку.

Впровадження заходів по фітодезактивації передбачає виконання ряду робіт, які потребують певних затрат, до них відносяться: підготовка території (оранка, культивування та ін.); закупівля насіння горця сахалінського; посів

рослин; внесення відповідних добрив; висушування та брикетування сировини, а також заробітна плата працівників. За оцінками експертів витрати на проведення цих робіт на 1 га площі становитимуть 4890 грн. Тобто $Z_t = 4890$ грн.

Для підрахунку розміру прибутку отриманого в результаті впровадження заходів по фітодезактивації необхідно розрахувати:

- 1) масу фітосировини вологістю передбаченою технологічними особливостями;
- 2) кількість теплової енергії отриманої в результаті спалювання брикетів.
- 3) вартість отриманої теплової енергії.

Врожайність рослини горця сахалінського становить близько 100-300 ц/га з вологістю фітосировини 55%. Можна розрахувати масу висушеної сировини з 20% вологістю яка придатна для виготовлення брикетів:

$$\begin{aligned} 300 \text{ ц} - 55\% \\ X \text{ ц} - 20\%, \end{aligned} \quad (6.4)$$

де X – маса сировини з 20% вологістю, ц.

Згідно складеної пропорції 5.4 маємо:

$$X = \frac{300 \cdot 20}{55} \geq 109 \text{ (ц)}.$$

Для зручності проведення подальших розрахунків необхідно знайти отриману масу сировини в кілограмах, тобто $X = 10900$ кг фітосировини.

Відомо, що енерготехнологічна утилізація біомаси передбачає отримання енергетичних ресурсів у вигляді теплової енергії або паливних брикетів теплотворною здатністю близько 3200 ккал з 1 кг при 20%-й вологості фітомаси.

Отже, маючи необхідні значення можна порахувати кількість енергії отриманої в результаті спалювання сировини отриманої з 1 га площі:

$$Y = 3200 \cdot X \text{ [ккал]}, \quad (6.5)$$

де Y - кількість енергії, отриманої при спалюванні сировини масою X , ккал.

$$Y = 3200 \cdot 10900 = 3488 \cdot 10^4 \text{ (ккал)}.$$

Тобто: $Y = 34,88 \text{ Гкал}$.

Станом на 2008 р. в Україні офіційно встановлена ціна на теплову енергію складає 195,5 грн. за 1 Гкал.

Отже, вартість отриманої теплової енергії в результаті спалювання сировини, зібраної з одного гектара площі, буде:

$$\mathcal{E}_t = Y \cdot 195,5 \text{ [грн.]}. \quad (6.6)$$

$$\mathcal{E}_t = 34,88 \cdot 195,5 = 6819 \text{ (грн.)}.$$

Маючи значення затрат та прибутків, в результаті впровадження заходів по фітодезактивації на радіоактивно забруднених територіях Жмеринського району Вінницької області, згідно формули 6.2 розраховано економічну ефективність:

$$E = \frac{6819}{4890} \geq 1,4 \text{ (грн.)}.$$

Результати розрахунків показують практичну можливість створення комплексної технології, що поєднує очищення ґрунту від радіонуклідів за

допомогою горця сахалінського і можливість одержання прибутку в результаті утилізації радіоактивно забрудненої фітомаси.

Враховуючи основні характеристики рослин-деконтамінантів можливі різні варіанти переробки радіоактивної фітомаси, одержаної при впровадженні методу фітодезактивації: виділення целюлози, гідроліз і утворення простих цукрів, виділення біологічно активних речовин, що володіють фармакологічними властивостями. Проте впровадження цих технологій може спричинити проблеми, пов'язані з переробкою низько активних рідких відходів, тому найбільш перспективною вважається комплексна технологія переробки радіоактивної фітомаси з отриманням теплової і електричної енергії. Перевагами впровадження методу фітодезактивації є низька вартість проведення очищення, мінімізація участі людини, збереження структури і родючості ґрунту та ефективність очищення, оскільки, залежно від врожайності культури (100-300 ц/га) за перший період вегетації відбувається зниження активності Sr-90 та Cs-137 приблизно на 10 - 20 %.

Врахувавши, що в якості прибутку від впровадження заходів по фітодезактивації враховувався лише чистий прибуток у вигляді отриманої енергії і не враховувалися такі як отримання екологічно чистого ґрунту, зниження захворюваності населення та багато інших можна зробити висновки про те, що впровадження таких заходів є досить перспективним та доцільним методом очищення радіоактивно забруднених територій.

ВИСНОВКИ

Внаслідок Чорнобильської катастрофи проблема екологічної безпеки набула безпрецедентної гостроти. На екологічну безпеку впливають джерела іонізуючої радіації штучного і природного походження. Територія України піддається природній радіації – це вихід на поверхню земної кори кристалічних порід з підвищеним вмістом радіоактивних елементів, а також космічне випромінювання, що значно впливає на населення. Штучне випромінювання – це ядерні реактори, рентгенівське випромінювання, прилади зв'язку високої напруги.

В магістерській кваліфікаційній роботі були отримані наступні результати:

1. На радіаційну ситуацію, що склалась на території Вінницької області впливає радіація штучного і природного походження.

2. На картах показано забруднення території України і Вінницької області радіоактивними речовинами. Охарактеризовано медико-біологічний вплив радіації на навколишнє середовище та організм людини, а саме охарактеризовано види радіонуклідів у навколишньому середовищі.

3. Показані результати впливу малих доз радіації на організм людини, визначенні віддаленні наслідки впливу на організм та наслідки впливу ЧАЕС на здоров'я населення Вінницької області.

4. Проведені дослідження кількісних характеристик та механізмів надходження ^{90}Sr у рослини. Проаналізований вміст радіонукліду ^{90}Sr у соломі і зерні пшениці і вівса. Розглянутий вплив біологічних особливостей зернових культур на накопичення ^{90}Sr у рослинах. Досліджено вплив кислотності ґрунту та інших агрохімічних показників на надходження ^{90}Sr у рослини.

5. Проведено екологічну оцінку заходів по фітодезактивації на території Жмеринського району. Результати розрахунків показують практичну можливість створення комплексної технології, що поєднує очищення ґрунту від

радіонуклідів за допомогою горця сахалінського і можливість одержання прибутку в результаті утилізації радіоактивно забрудненої фітомаси.

6. Запропоновані рекомендації для впровадження першочергових заходів радіаційної безпеки для Вінницької області:

- 1) зменшення негативного впливу антропогенних джерел радіації на організм;
- 2) вдосконалення системи поводження з радіоактивними відходами;
- 3) використання радіопротекторів для захисту населення.
- 4) проведення заходів по фітодезактивації забруднених територій Вінницької області.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Фещенко В.П. Рациональне використання радіоактивно деградованих торфово-болотних та заплавних ґрунтів. Під ред. В.П.Фещенко. – Житомир, 2005. – 240 с.
2. Хилько М.І. Екологічна безпека України: у запитаннях та відповідях / М.І. Хилько – К.: Знання України, 2006. – 144 с.
3. Шитюк К.Ф. Особливості накопичення та розподілу радіонуклідів в компонентах лісових екосистем зони відчуження / К.Ф. Шитюк, В.П. Процак // Матеріали першого Всеукраїнського з'їзду екологів (EKOLOGY-2006). – Вінниця: УНІВЕРСУМ-Вінниця, 2006. – 151 с.
4. Круглов С.В. Про формування радіонуклідного складу ґрунтів в зоні аварії Чорнобильської АЕС / С.В. Круглов, Р.М.Алексахин, Н.А.Васильєва і ін. // Ґрунтознавство. – 1990. – № 10. – С. 26-34.
5. В.І. Холоша “Про виконання Комплексної програми робіт з ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС у зоні відчуження і зоні безумовного (обов'язкового) відселення у 1999 р – К.: Чорнобильінтерінформ. – №15.
6. Вірченко Е.П. Радіонуклід-органічні сполуки в ґрунтах зони впливу Чорнобильської АЕС / Е.П. Вірченко, Г.И. Агапкина // Ґрунтознавство. – 1993. – №1. – С. 13.
7. Романчук Л.Д. Радіоекологічна оцінка раціонів з різним рівнем мікроелементів як засобу зниження надходження цезію-137 в організм жуйних: Дис.... канд. с.-г. наук: 06.00.32, 06.00.16. – Житомир, 1996. – 153 с.
8. Михайлівська Л.Н. Форми знаходження і міграція радіонуклідів в ґрунтах аварійної зони Чорнобильської АЕС / Л.Н. Михайлівська, І.В. Молчанова, Е.Н. Караваєва // Агрохімія. № 1. – 98 с.
9. Державна інспекція ядерного регулювання України. Офіційний сайт: <http://www.snrc.gov.ua/nuclear/uk/publish/article/101440>
10. Щербина С.І. Проблеми миру / С.І. Щербина – К., 2001. – 152 с.

11. Державний комітет ядерного регулювання України. Фінансування заходів з управління РАВ – Режим доступу - <http://www.snrc.gov.ua/nuclear/uk>
12. Круглов С.В. Про формування радіонуклідного складу ґрунтів в зоні аварії Чорнобильської АЕС. - С.В.Круглов, Р.М.Алексахин, Н.А.Васильєва і ін. // Ґрунтознавство. – 1990. – № 10. – С. 26-34.
13. Балога В.І. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України. – Київ: Атіка, 2006. – 224 с.
14. Доповідь Мінекобезпеки України “Про стан ядерної та радіаційної безпеки в Україні за 2001 р.” / Мінекобезпеки України. - Київ, 2002 р. - 53с.
15. Державний комітет ядерного регулювання України. Фінансування заходів з управління РАВ – Режим доступу - <http://www.snrc.gov.ua/nuclear/uk>
16. Жук В. В. Радіоекологічний моніторинг ґрунтів і рослин у Вінницькій області. Міжнародна науково-практична Інтернет-конференція студентів, аспірантів та молодих науковців «Молодь в науці: дослідження, проблеми, перспективи (МН-2025)», 2025 р. – С.

ДОДАТОК А

ПРОТОКОЛ
ПЕРЕВІРКИ КВАЛІФІКАЦІЙНОЇ РОБОТИ
НА НАЯВНІСТЬ ТЕКСТОВИХ ЗАПОЗИЧЕНЬНазва роботи: Обґрунтування заходів радіаційної безпеки для Вінницької областіТип роботи: магістерська кваліфікаційна роботаПідрозділ екології, хімії та технологій захисту довкілля

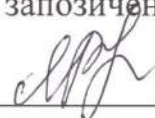
Показники звіту подібності Unichesk

Оригінальність 87,0% Схожість 13,0%

Аналіз звіту подібності (відмітити потрібне)

☒ 1. Запозичення, виявлені у роботі, оформлені коректно і не містять ознак плагіату.☐ 2. Виявлені у роботі запозичення не мають ознак плагіату, але їх надмірна кількість викликає сумніви щодо цінності роботи і відсутності самостійності її виконання автором. Роботу направити на розгляд експертної комісії кафедри.☐ 3. Виявлені у роботі запозичення є недобросовісними і мають ознаки плагіату та/або в ній містяться навмисні спотворення тексту, що вказують на спроби приховування недобросовісних запозичень.

Особа, відповідальна за перевірку

Матусяк М.В.

Ознайомлені з повним звітом подібності, який був згенерований системою Unichesk щодо роботи

Автор роботи

Жук В.В.

Керівник роботи

Іщенко В.А.

ДОДАТОК Б.

Дані радіаційного забруднення

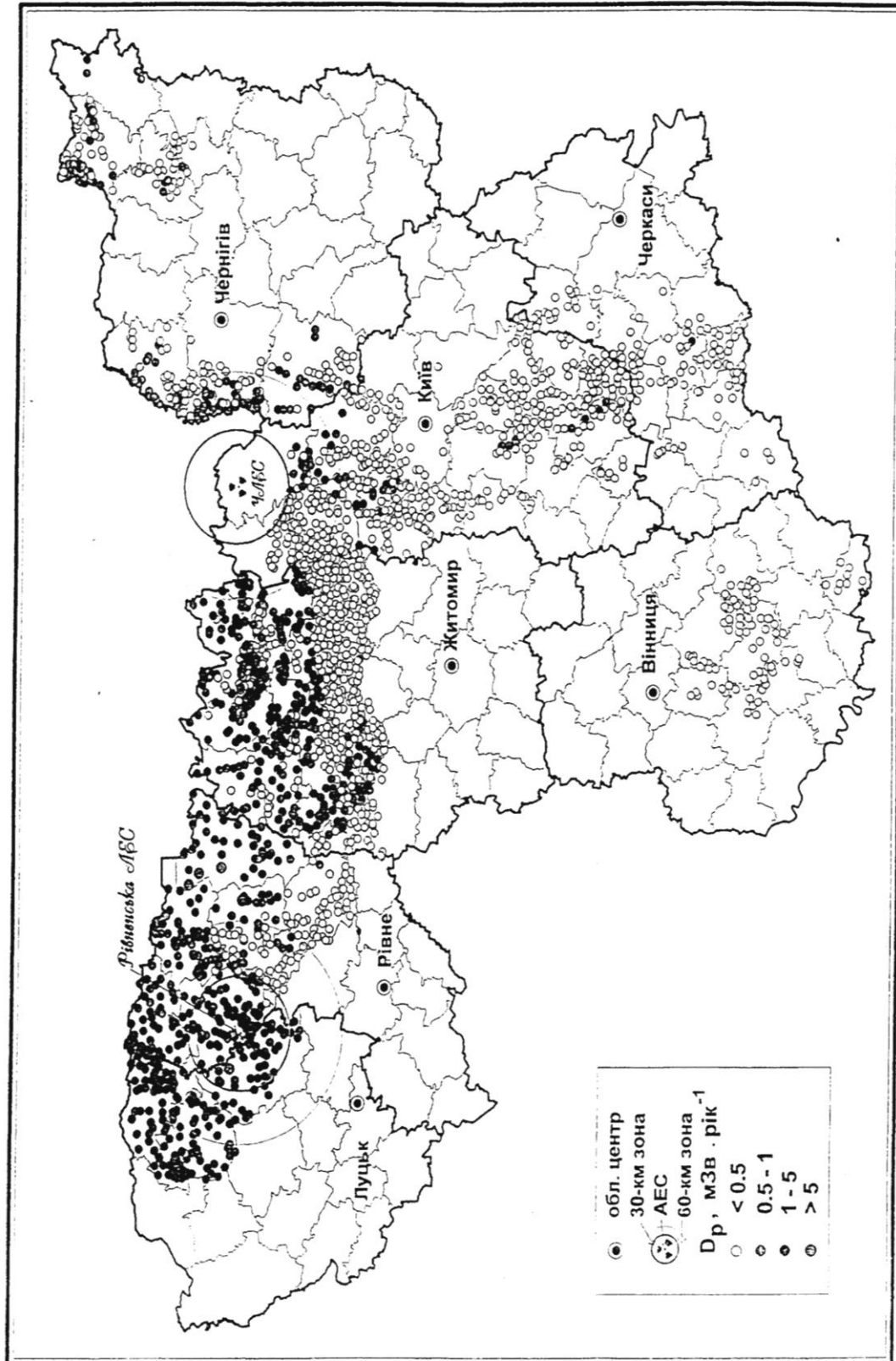


Рисунок Б.1 – Узагальнення результатів дозиметричної паспортизації по 7 областям України, 1996 р.

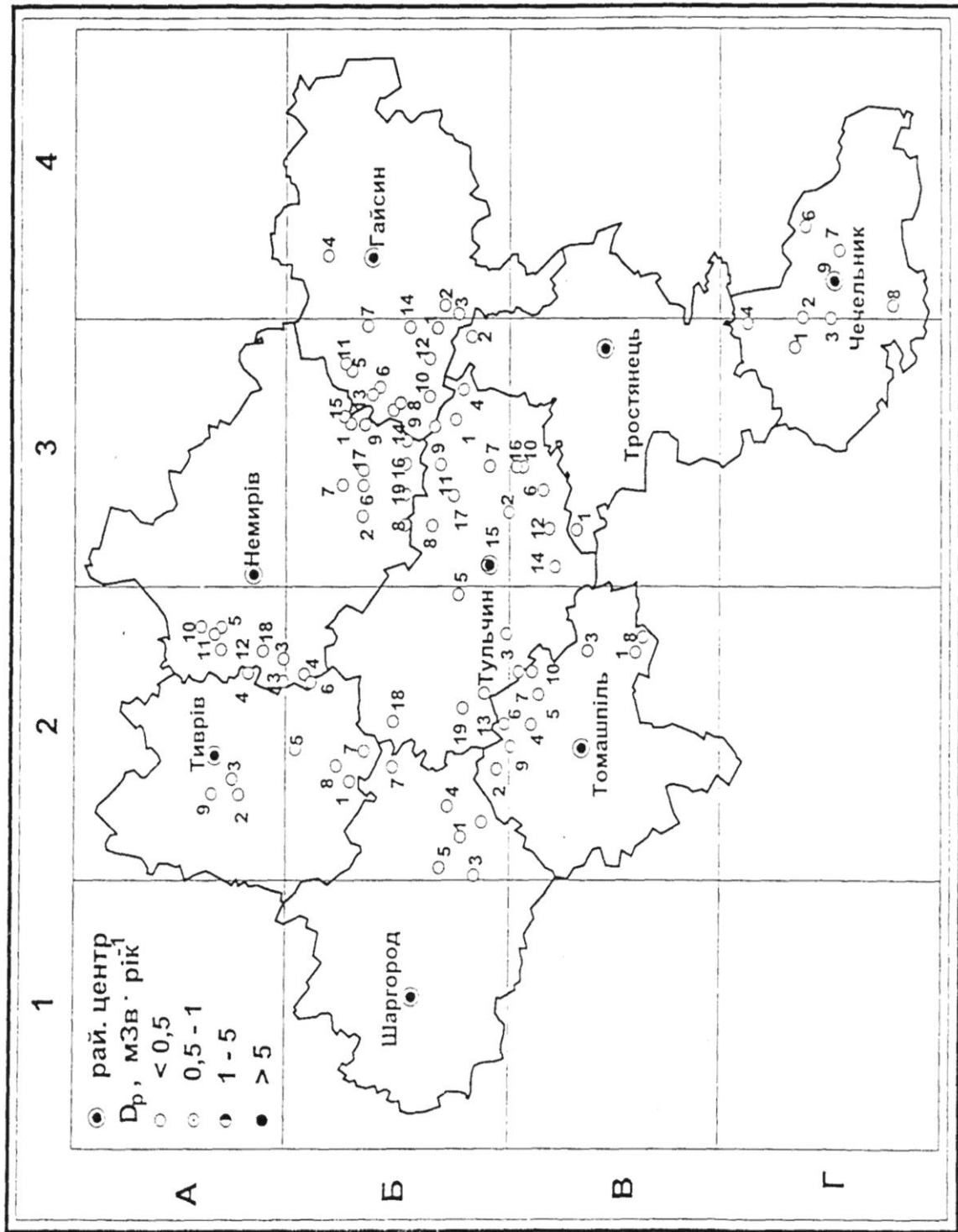


Рисунок Б.2 – Узагальнення результатів дозиметричної паспортизації по районам Вінницької області, 1996 р.

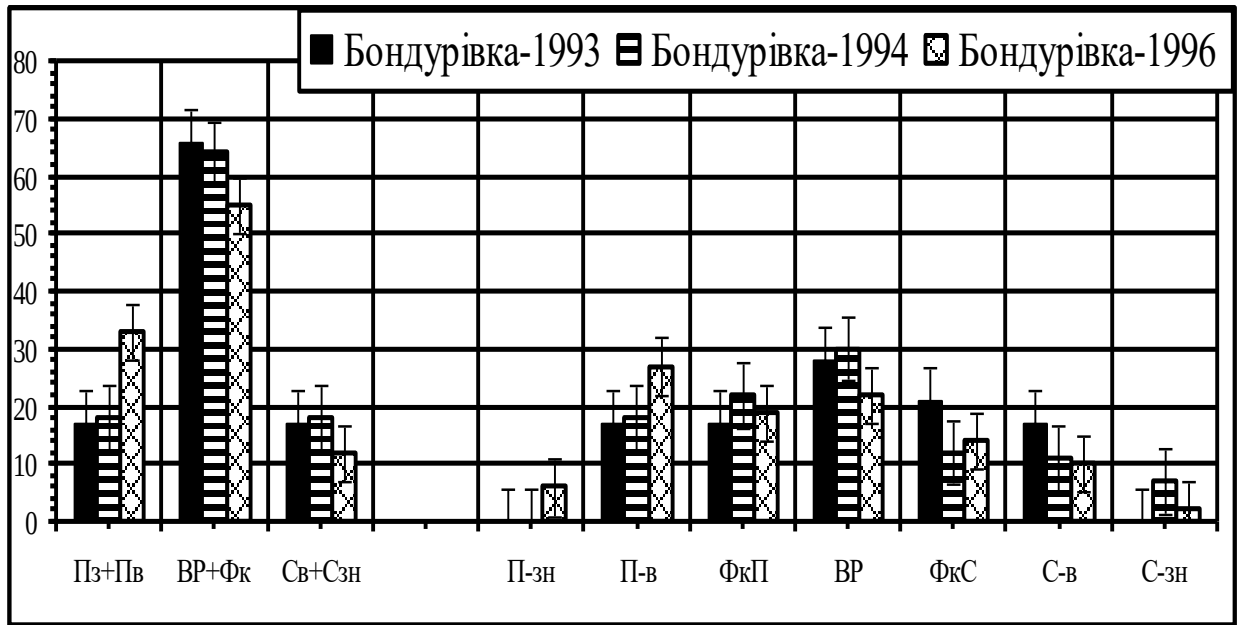


Рисунок Б.3 – Динаміка ФЗ дітей в радіаційно забруднених регіонах (1993-1999)

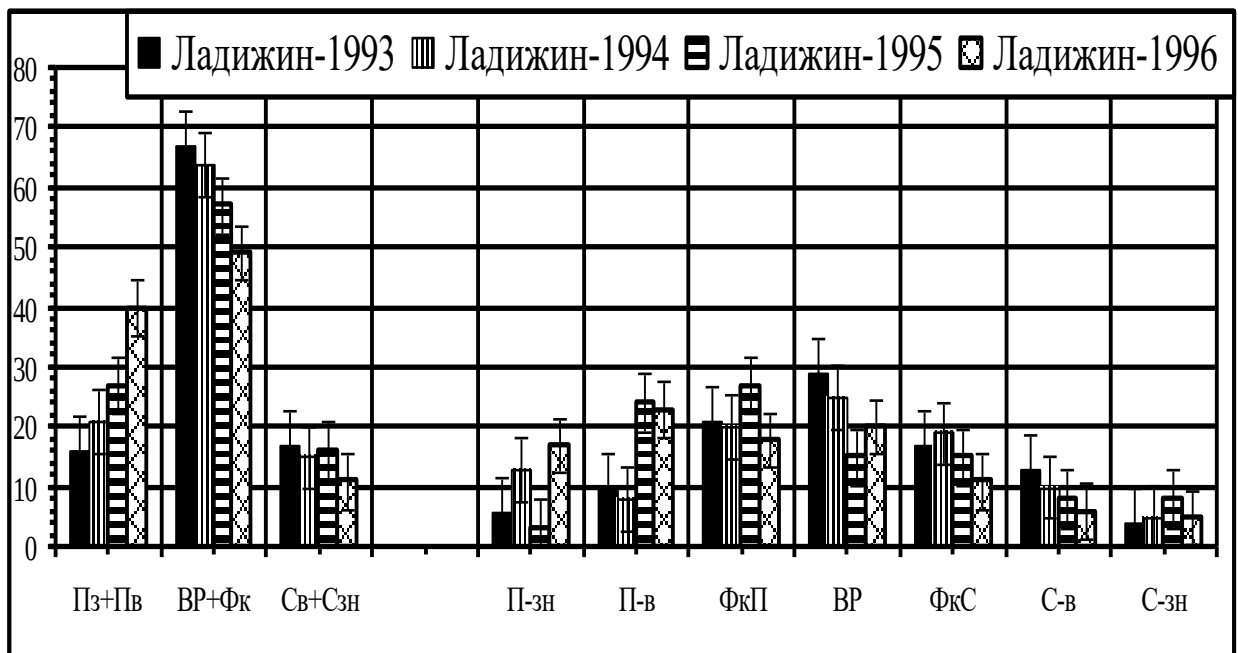
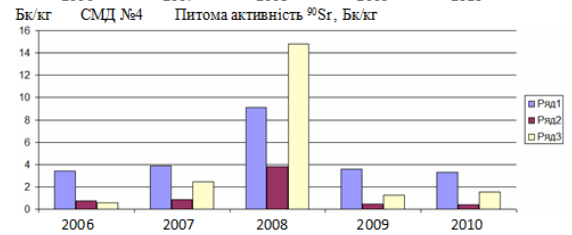
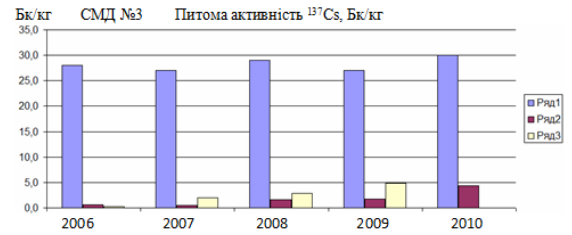
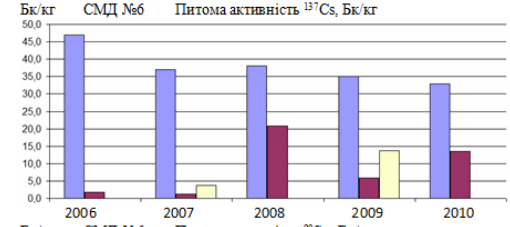
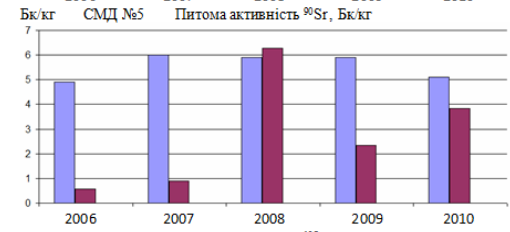
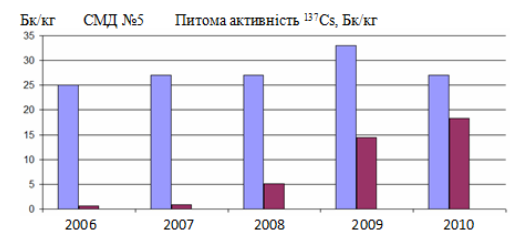
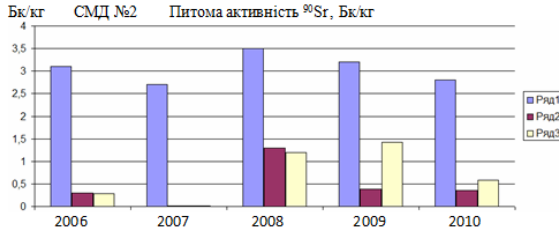
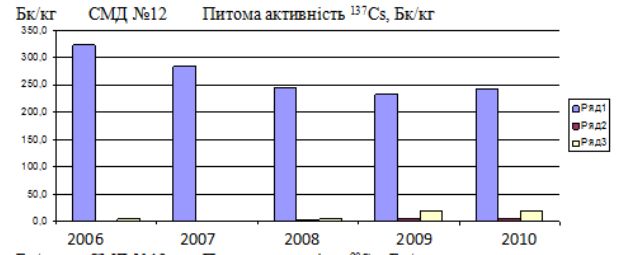
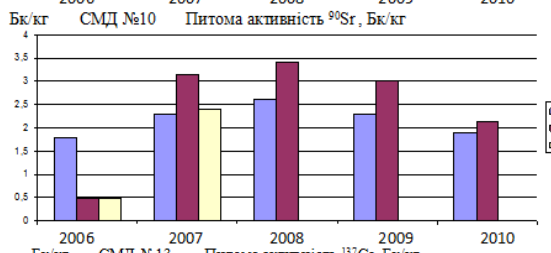


Рисунок Б.4 – Динаміка ФЗ дітей в радіаційно забруднених регіонах (1993-1999)

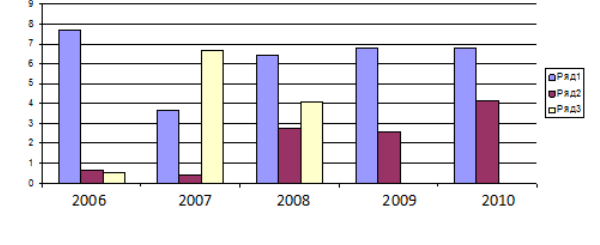
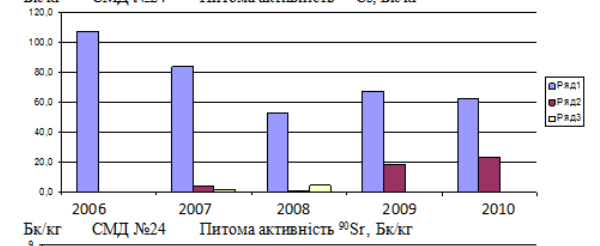
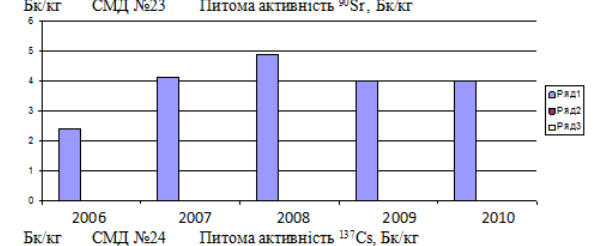
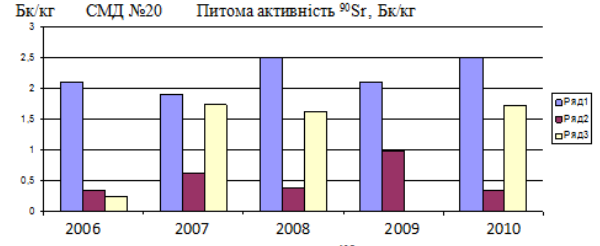
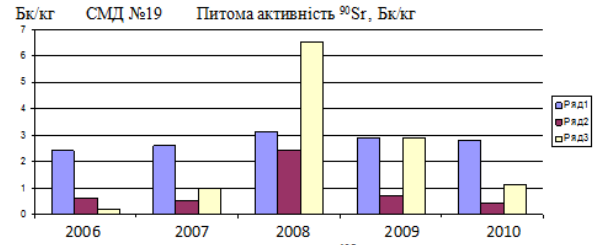
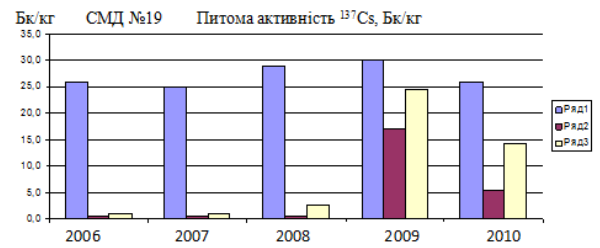
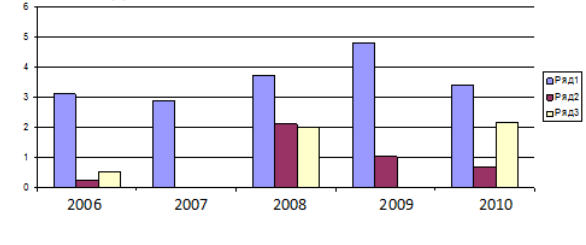
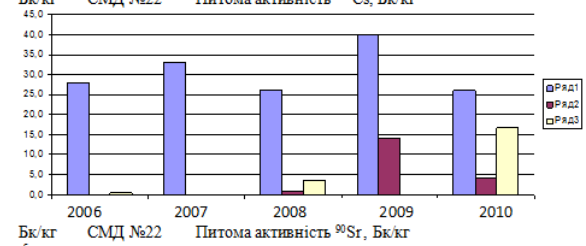
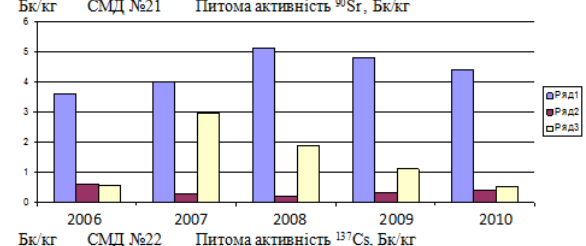
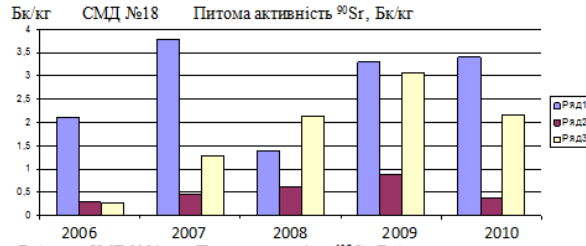
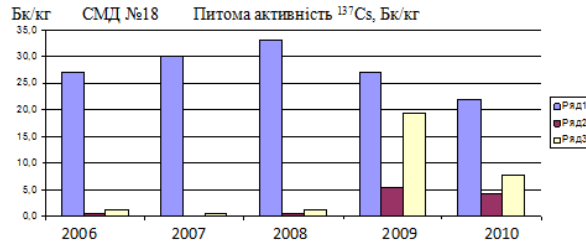
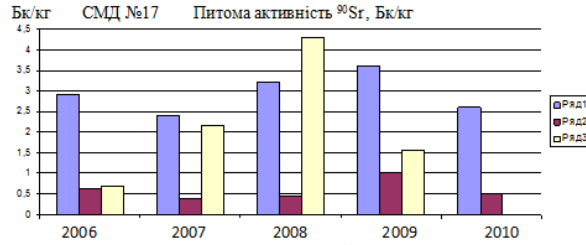
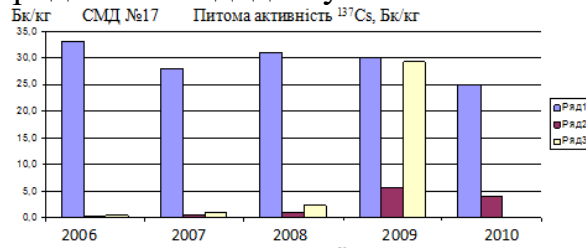
ДОДАТОК В.

Діаграми питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr 

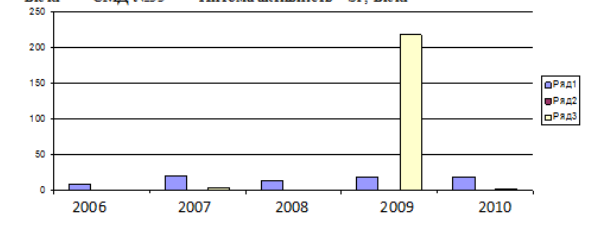
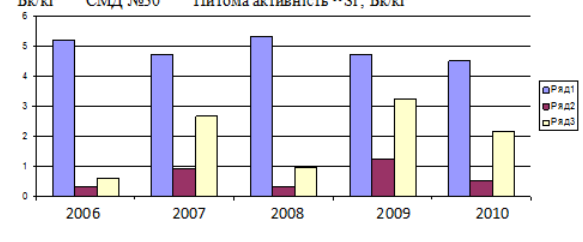
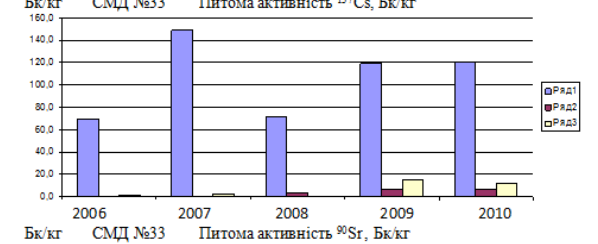
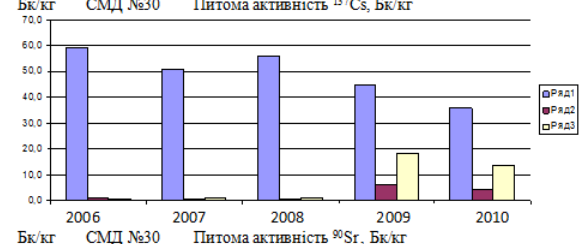
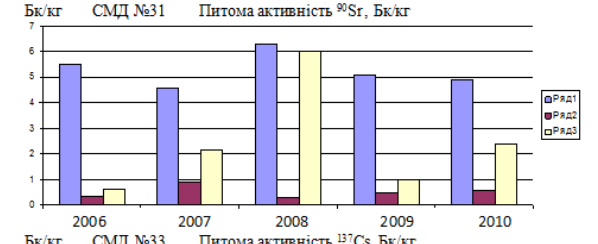
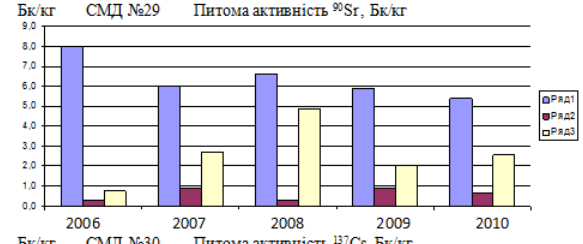
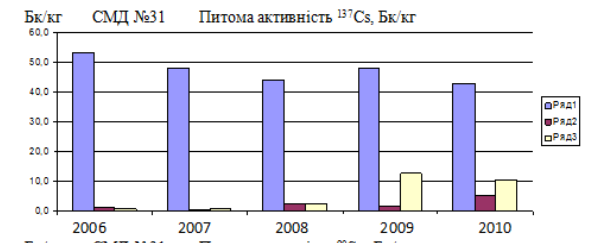
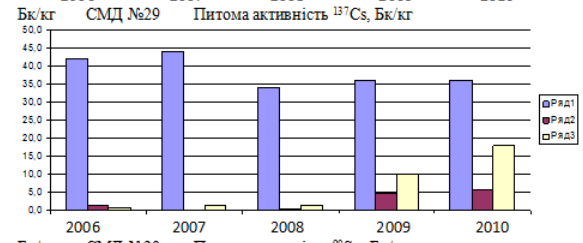
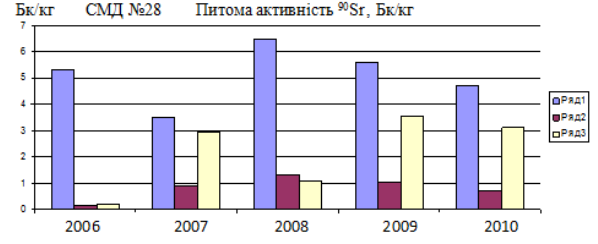
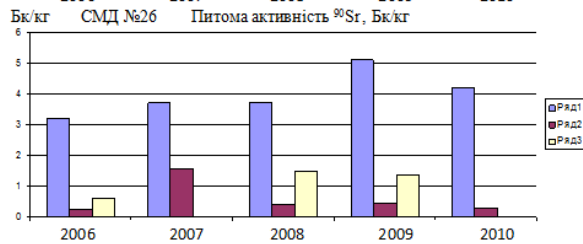
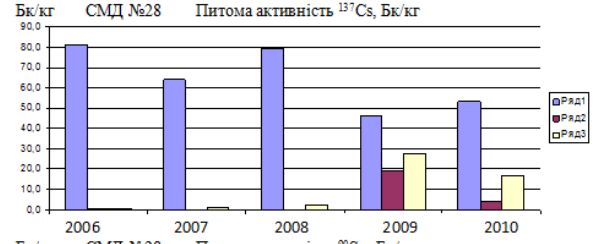
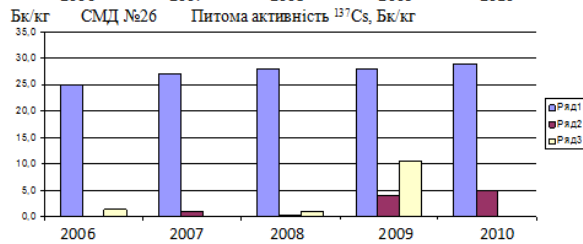
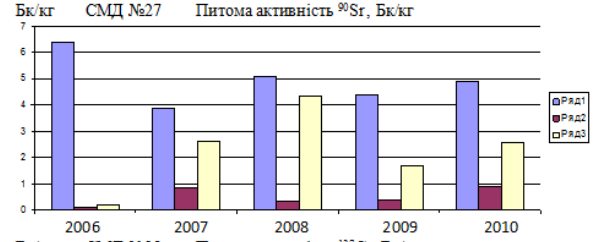
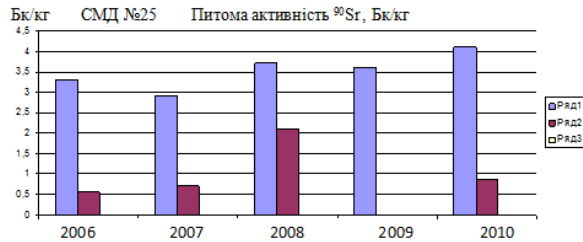
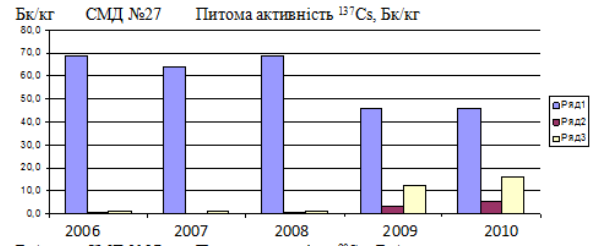
Продовження додатку В.



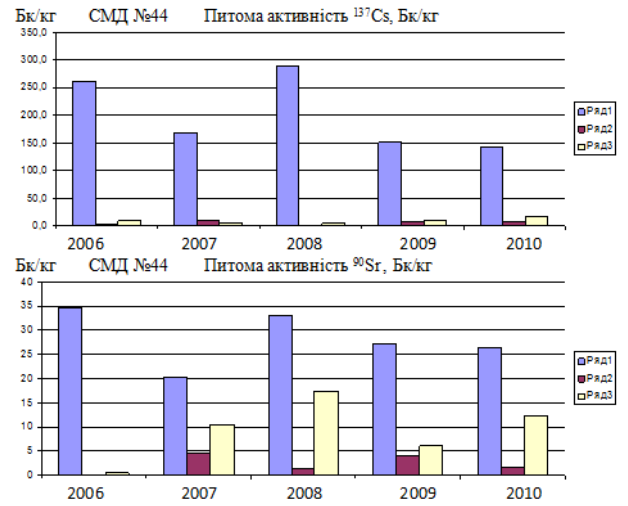
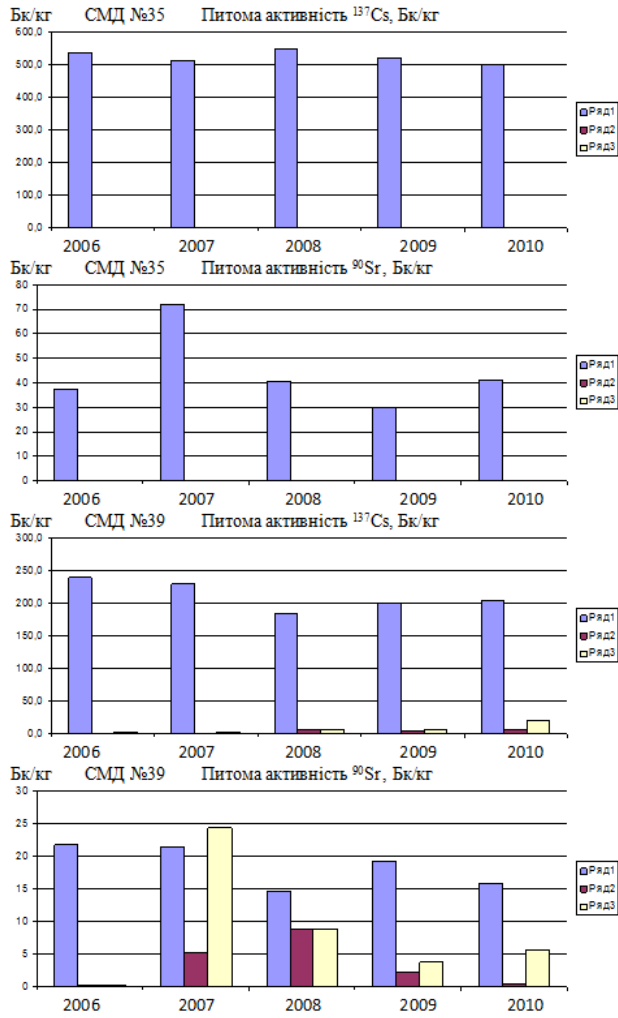
Продовження додатку В.



Продовження додатку В.



Продовження додатку В.



Додаток Д.
Акт впровадження результатів магістерської кваліфікаційної роботи

ЗАТВЕРДЖУЮ
Декан ФБЦЕІ, к.т.н., доцент
Меть І. М.
« 10 » 12 2024 р.

АКТ
впровадження результатів
магістерської кваліфікаційної роботи студентки групи ТЗД-23м
Жук Вікторії Василівни
на тему: «ОБҐРУНТУВАННЯ ЗАХОДІВ РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ ДЛЯ
ВІННИЦЬКОЇ ОБЛАСТІ»
у навчальний процес

Комісія у складі професора Петрука В.Г., професора Кватернюка С. М. професора Петрука Р.В. склали цей акт про те, що на кафедрі екології, хімії та технологій захисту довкілля Вінницького національного технічного університету під час виконання практичних занять з дисциплін: «Радіоекологія» і «Природоохоронні технології» впроваджено такі результати, розроблені магістрантом **Жук Вікторією Василівною**:

1. Удосконалена методика дослідження питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr в об'єктах навколишнього середовища.
2. Природоохоронні заходи на основі вдосконаленого методу фітодезактивації забруднених ґрунтів на території Вінницької області.

« 10 » грудня 2024 р.

Голова комісії:



д.т.н., професор кафедри ЕХТЗД, Заслужений природоохоронець України Петрук В.Г.

Члени комісії:



д.т.н., професор кафедри ЕХТЗД
Кватернюк С.М.



д.т.н., професор кафедри ЕХТЗД
Петрук Р. В.

Додаток Е

**ІЛЮСТРАТИВНА ЧАСТИНА
ОБҐРУНТУВАННЯ ЗАХОДІВ РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ ДЛЯ
ВІННИЦЬКОЇ ОБЛАСТІ**

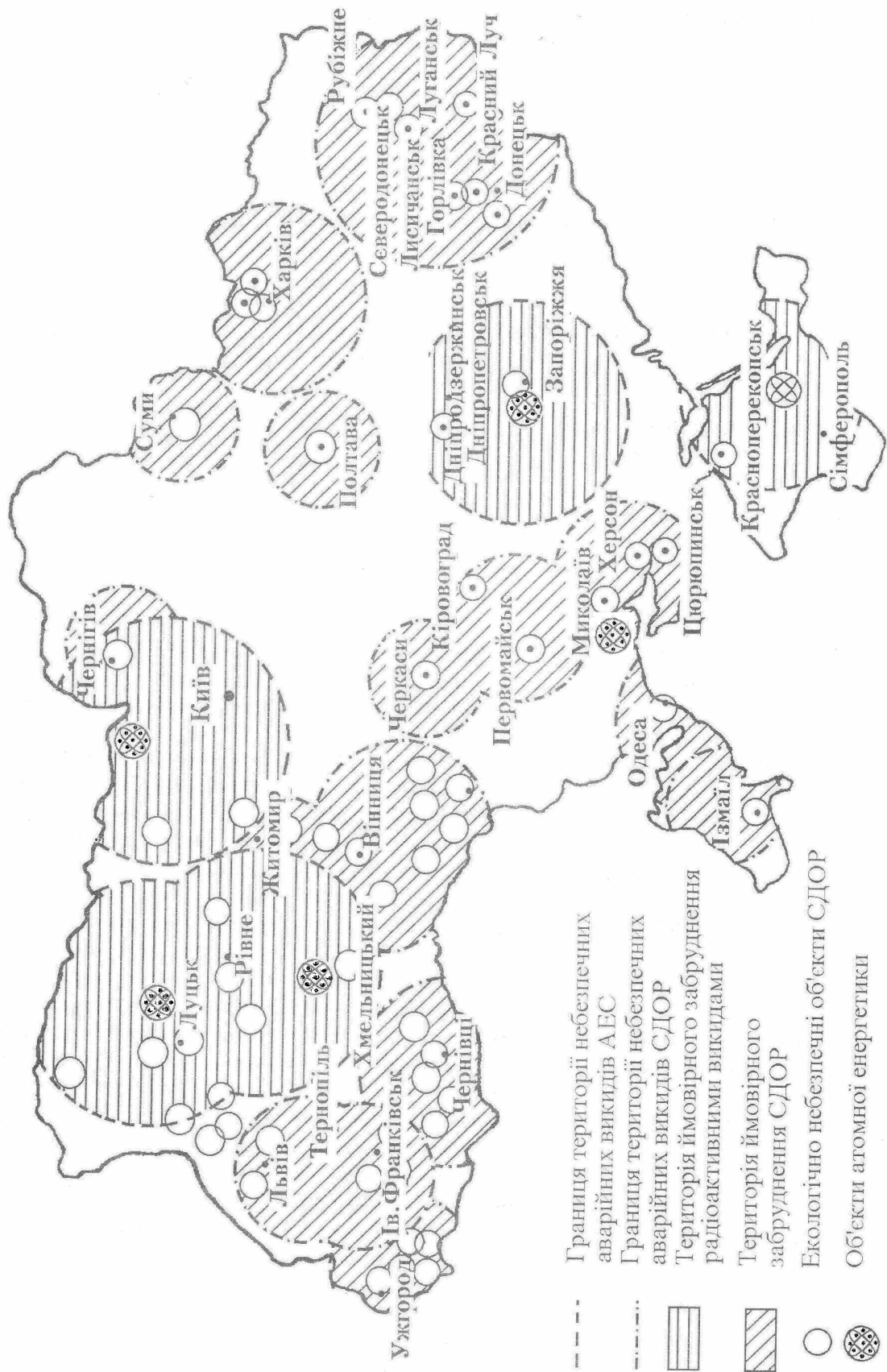


Рисунок Е.1 – Розташування підприємств атомної енергетики в Україні

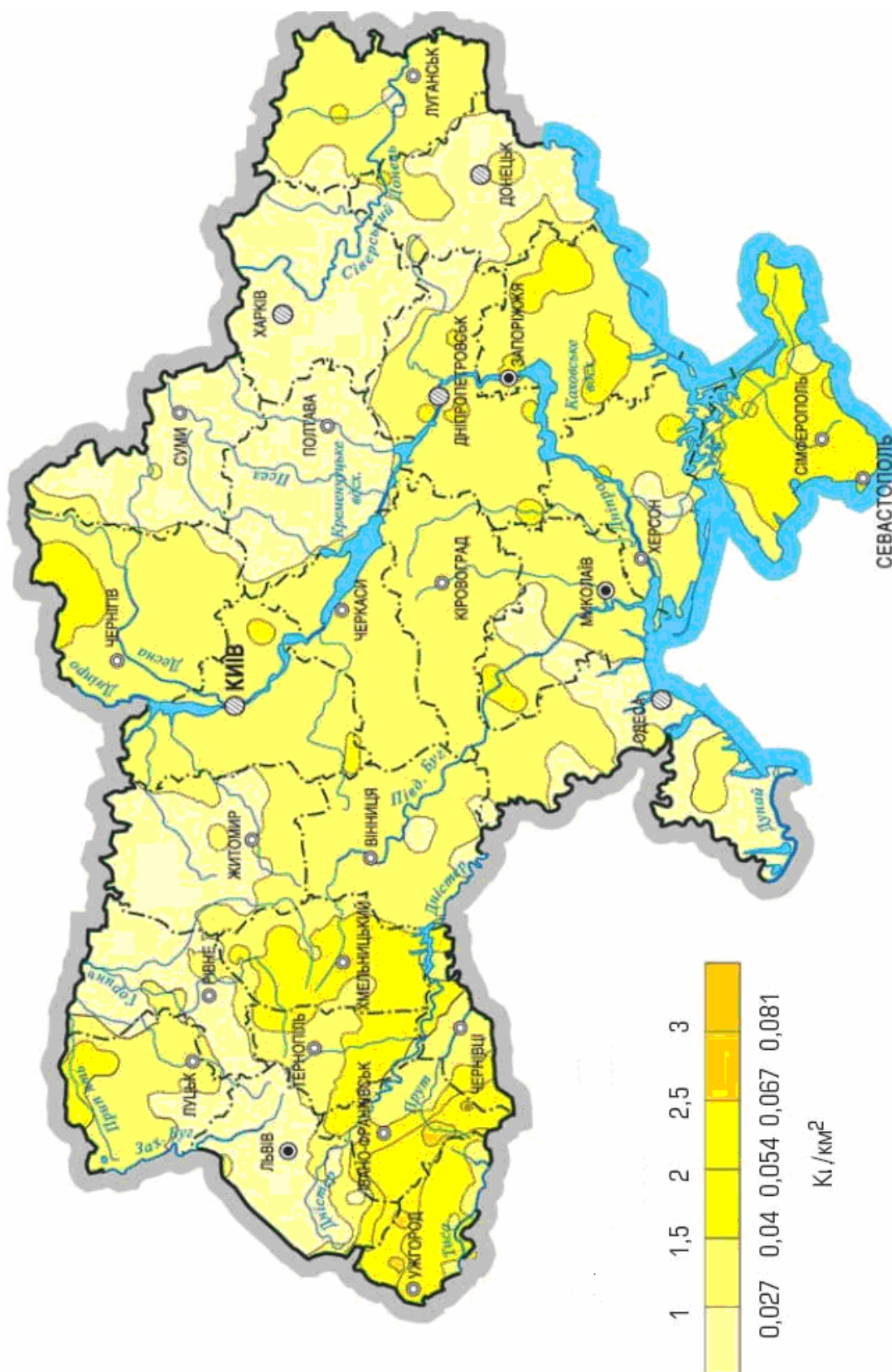


Рисунок Е.3 – Забруднення України до аварії на ЧАЕС ^{137}Cs , $\text{кБк}/\text{м}^2$

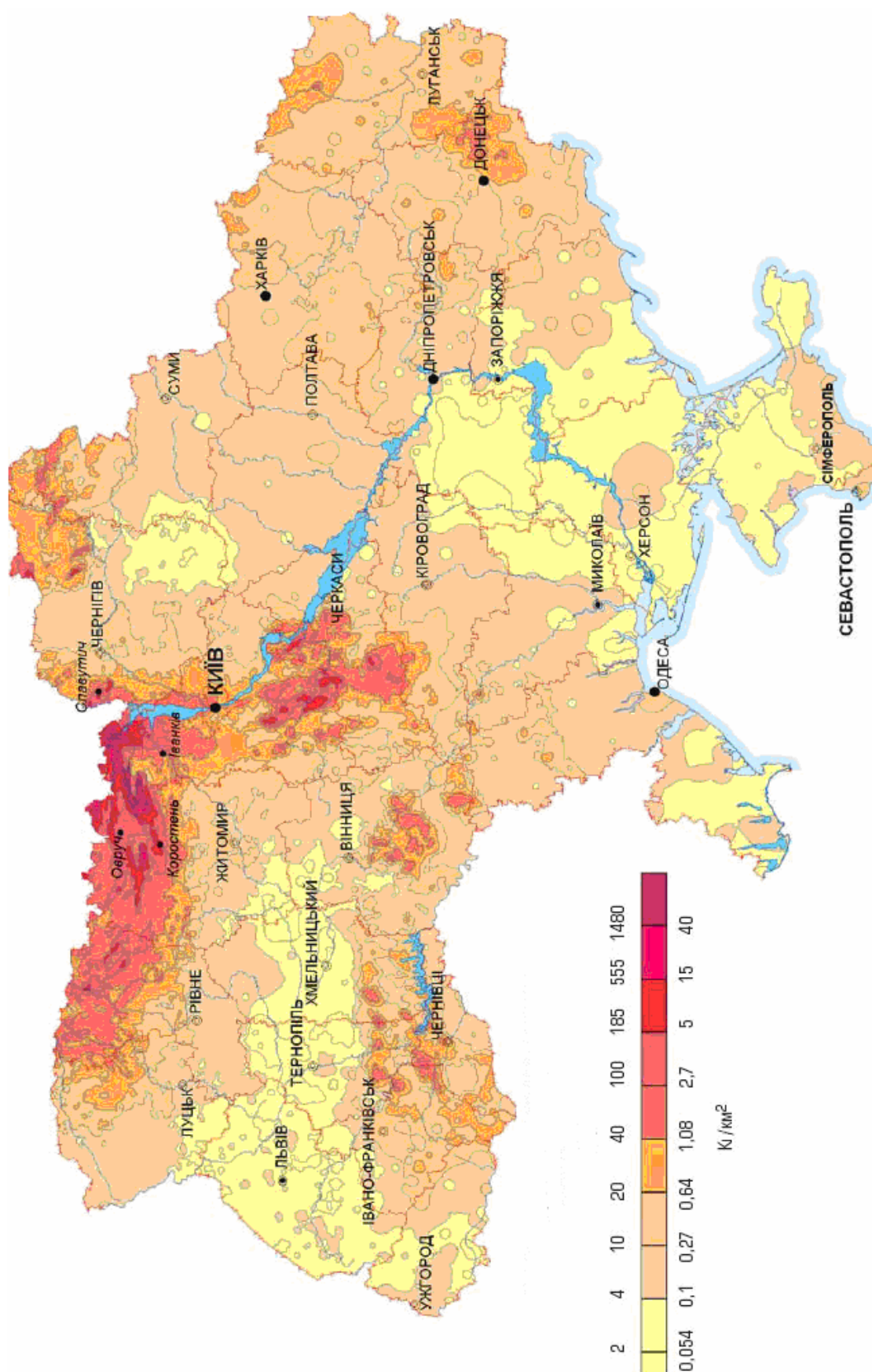


Рисунок Е.4 – Забруднення території України цезієм-137 (^{137}Cs) після аварії на ЧАЕС у 2006 році, кБк/м²



Рисунок Е.5 – Основні шляхи надходження радіонуклідів у харчовий раціон людини

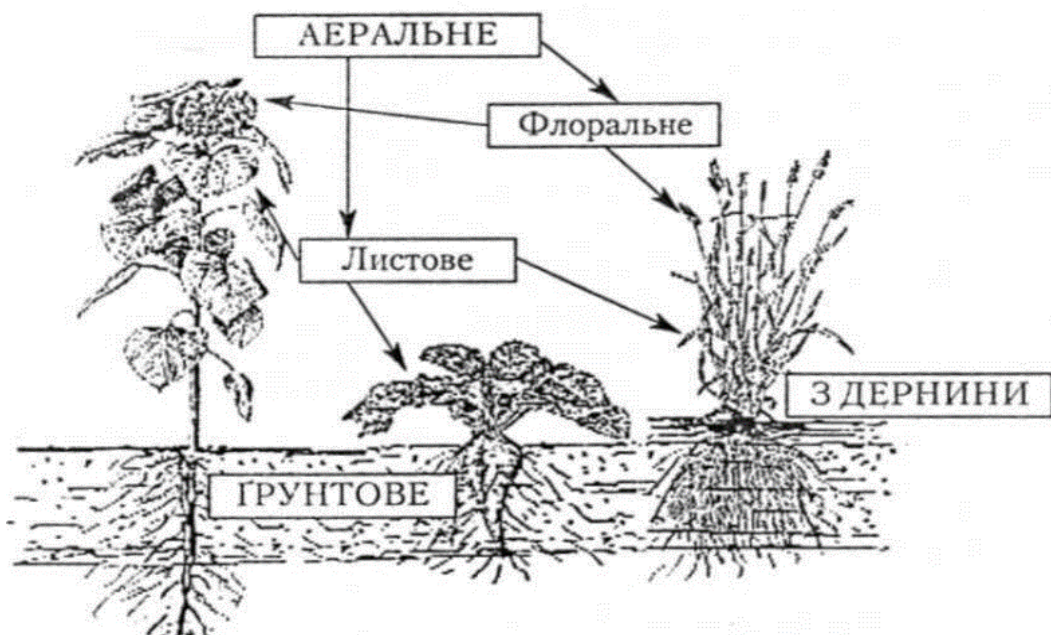


Рисунок Е.6 – Способи надходження радіонуклідів до рослин