

Вінницький національний технічний університет

(повне найменування вищого навчального закладу)

Інститут екологічної безпеки та моніторингу довкілля

(повне найменування інституту, назва факультету (відділення))

Кафедра екології та екологічної безпеки

(повна назва кафедри (предметної, циклової комісії))

МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

на тему:

«НАУКОВЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ФУНКЦІОНУВАННЯ ХМЕЛЬНИЦЬКОЇ АТОМНОЇ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЇ»

Виконав: студент 2-го курсу, групи ТЗД-20м
спеціальності 183 – Технології захисту
навколишнього середовища

(шифр і назва напрямку підготовки, спеціальності)

Висоцька А.П.

(прізвище та ініціали)

Керівник: к.т.н., доцент кафедри ЕЕБ

Васильківський І.В.

(прізвище та ініціали)

«15» грудня 2021 р.

Опонент: д.х.н., професор каф. ХХТ

Ранський А.П.

(прізвище та ініціали)

«15» грудня 2021 р.

Допущено до захисту

Завідувач кафедри ЕЕБ

Петрук В.Г.

(прізвище та ініціали)

«15» грудня 2021 р.

Вінниця – 2021 року

АНОТАЦІЯ

УДК 621.039.584

Висоцька А.П. Наукове обґрунтування екологічної безпеки функціонування Хмельницької атомної електростанції. Магістерська кваліфікаційна робота зі спеціальності 183 – Технології захисту навколишнього середовища, освітня програма – технології захисту навколишнього середовища. Вінниця: ВНТУ, 2021. 90 с.

На укр. мові. Бібліогр.: 22 назв; рис. 10; табл. 16.

В магістерській кваліфікаційній роботі наведено загальні відомості про антропогенний вплив на навколишнє природне середовище ВП «Хмельницька АЕС» на території міста Нетішин Хмельницької області. Наведено дані забруднення атмосферного повітря, поверхневих вод, ґрунту викидами і скидами ХАЕС. В роботі також представлені результати досліджень екологічного стану навколишнього природного середовища міста Нетішин проведені спеціалізованою екологічною лабораторією електростанції. Для покращення стану здоров'я населення даної території, запропоновані ефективні природоохоронні заходи, зокрема по утилізації РАВ ядерного походження.

Графічна частина складається з 5 плакатів із результатами моделювання.

Ключові слова: АЕС, радіоактивні відходи, екологічний ризик, проектна аварія, максимальна проектна аварія, запроектна аварія.

ABSTRACT

UDC 621.039.584

Vysotska A.P. Scientific substantiation of ecological safety of functioning of Khmelnytsky nuclear power plant. Master's thesis in the specialty 183 - Environmental Technologies, educational program - Environmental Technologies. Vinnytsia: VNTU, 2021. 90 p.

In Ukrainian language. Bibliogr.: 22 titles; fig. 10; table. 16.

The master's qualification work provides general information about the anthropogenic impact on the environment of SE "Khmelnytsky NPP" in the city of Netishyn, Khmelnytsky region. The data of air, surface water and soil pollution by KhNPP emissions and discharges are given. The paper also presents the results of research on the ecological state of the environment of the city of Netishyn conducted by a specialized ecological laboratory of the power plant. To improve the health of the population of the area, effective environmental measures have been proposed, in particular for the disposal of radwaste of nuclear origin.

The graphic part consists of 5 posters with simulation results.

Key words: NPP, radioactive waste, ecological risk, design basis accident, maximum design basis accident, beyond design basis accident.

ЗМІСТ

ВСТУП.....	6
1 ХАРАКТЕРИСТИКА ВПЛИВУ РАДІАЦІЇ НА НАВКОЛИШННЄ СЕРЕДОВИЩЕ ТА ОРГАНІЗМ ЛЮДИНИ	
1.1 Види радіонуклідів у навколишньому середовищі та їх характеристика	
1.2 Результати впливу малих доз радіації на організм людини	
1.3 Радіаційна токсичність іонізуючого впливу на організми	
1.4 Віддаленні наслідки впливу на організм	
2 ХАРАКТЕРИСТИКА ВПЛИВУ ХАЕС НА ДОВКІЛЛЯ.....	26
2.1 Джерела радіаційного впливу та їх характеристика.....	26
2.1.1 Джерела рідких і твердих радіоактивних відходів та динаміка їх накопичення.....	28
2.1.2 Характеристика утворення твердих радіоактивних відходів.....	29
2.1.3 Фонове забруднення радіонуклідами території, прилеглої до АЕС..	30
2.1.4 Радіоактивне забруднення ЗС ХАЕС радіонуклідами.....	30
2.1.5 Прогнозна оцінка радіаційного забруднення в зоні спостереження у пункті АЕС.....	35
2.2 Джерела хімічного впливу і їх характеристики.....	36
2.2.1 Джерела газо-аерозольних викидів в атмосферу.....	36
2.2.2 Джерела теплового впливу і їх характеристика.....	42
2.2.3 Прогнозна оцінка хімічного і теплового забруднення.....	45
2.3 Оцінка впливів на поверхневі й підземні води.....	46
2.3.1 Оцінка за індексом забруднення води.....	48
2.3.2 Екологічна оцінка.....	48
2.4 Оцінка впливів на ґрунти.....	51
2.5 Оцінка впливів на рослинний світ.....	54
2.6 Оцінка можливого впливу на тваринний світ.....	57
2.7 Оцінка дози опромінення населення за рахунок викидів АЕС.....	58
3 ПРОБЛЕМАТИКА ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЗБЕРЕЖЕННЯ, ЗАХОРО- НЕННЯ ТА ПЕРЕРОБКИ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ.....	61

3.1 Поводження з радіоактивними відходами в Україні: сучасний стан і перспективи.....	61
3.2 Підприємства, що здійснюють поведження з РАВ.....	64
3.3 Класифікація РАВ в Україні.....	64
3.4 РАВ, що утворюються в процесах експлуатації і виведення з експлуатації АЕС.....	66
4 ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ УТИЛІЗАЦІЇ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ.....	68
4.1 Опис критеріїв сховищ та площадок для захоронення РАВ, для зменшення ризику при їх експлуатації.....	68
4.2 Пункти збереження РАВ на території України.....	70
4.3 Норми радіаційної безпеки.....	73
4.4 Основні принципи і завдання екологічної безпеки ядерних об'єктів...	76
4.5 Пропозиції щодо вдосконалення системи поведження з РАВ.....	78
4.6 Схеми утилізації рідких радіоактивних відходів.....	79
4.7 Поводження з нерадіоактивними відходами ВП ХАЕС.....	79
5. ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНА ОЦІНКА ФІТОДЕЗАКТИВАЦІЇ БЛИЖНЬОЇ ЗОНИ ХАЕС.....	85
ВИСНОВКИ.....	91
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	93
Додаток А. Технічне завдання.....	95
Додаток Б. Середньорічний викид радіонуклідів з вентиляційних труб ХАЕС.....	97
Додаток В. Утворення і розміщення нерадіоактивних відходів ВП ХАЕС.....	98
Додаток Д. Акт впровадження результатів магістерської кваліфікаційної роботи.....	99
Додаток Е. Диплом I-го ступеня Всеукраїнського конкурсу студентських наукових робіт зі спеціальності «Екологія».....	100

ВСТУП

Актуальність. Україна належить до числа держав з розвинутою атомною енергетикою і промисловістю. Частка електроенергії, що виробляється АЕС, становить близько 50 відсотків загального енергобалансу країни. Плани з розвитку галузі затверджено Енергетичною стратегією України до 2030 року. Вона передбачає введення в експлуатацію нових ядерних енергоблоків сумарною потужністю 20-22 млн.кВт.

Як і будь – яке виробництво, експлуатація атомної електростанції включає і утворення радіоактивних відходів. До них відносяться викиди сірки та азоту в атмосферу, скиди стічних вод, радіоактивні відходи, відпрацьоване ядерне паливо та інші речовини. Всі вони спричиняють негативний вплив на довкілля.

На сьогоднішній день однією з найвагоміших екологічних проблем м.Нетішин Хмельницької області є дослідження впливу ВП «Хмельницька АЕС» на водні, земельні ресурси, атмосферне повітря та здоров'я населення.

Тому необхідно постійно проводити екологічний контроль рівня радіоактивного забруднення території і розробляти ефективні природоохоронні заходи для зниження негативного впливу виробничої діяльності ВП «Хмельницька АЕС» на елементи природного середовища та населення.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дана робота виконувалась відповідно науковому напрямку кафедри екології та екологічної безпеки ВНТУ, «Програми охорони довкілля та раціонального використання природних ресурсів Київської області на 2019-2022 роки», законів України: «Про охорону навколишнього природного середовища» №1268-ХІІ від 26.06.91 і Регіональної екологічної бюджетної програми на 2019-2023 роки.

Метою роботи є наукове обґрунтування рівня екологічної безпеки ВП «Хмельницька АЕС» та розробка природоохоронних заходів і рекомендацій

щодо покращення рівня захисту навколишнього природного середовища та здоров'я населення.

Завдання роботи. Для досягнення поставленої мети були сформульовані наступні задачі:

1. Дослідити територію розміщення станції і дати характеристику впливу ХАЕС на довкілля.
2. Розглянути екологічні аспекти утилізації радіоактивних відходів.
3. Проаналізувати динаміку зміни рівня екологічного ризику для населення яке проживає в зоні впливу АЕС та м.Нетішин внаслідок: 1) проектної аварії (ПА), 2) максимальної проектної аварії (МПА), 3) запроектної аварії (ЗПА) на ВП «Хмельницька АЕС».
4. Запропонувати природоохоронні заходи поводження з радіоактивними відходами ХАЕС.
5. Розробити еколого-економічну оцінку фітодезактивації ближньої зони ХАЕС.

Об'єктом досліджень - процес контролю і прогнозування забруднення навколишнього природного середовища ВП «Хмельницька АЕС».

Предметом досліджень - характеристики забруднення території м.Нетішин та прилеглої тридцятикілометрової санітарно-захисної зони прилеглої до території розміщення АЕС спричинені виробничою діяльністю ВП «Хмельницька АЕС».

Практичне значення. Результати проведених досліджень доцільно використовувати в практиці виробничої діяльності еколого-хімічної лабораторії відділу охорони навколишнього середовища та на технологічних дільницях ВП «Хмельницька АЕС» для оптимізації управління в галузі охорони навколишнього природного середовища на території м. Нетішин Хмельницької області.

Новизна одержаних результатів.

1. Вперше на базі еколого-хімічної лабораторії відділу охорони навколишнього середовища та на технологічних дільницях ВП «Хмельницька

АЕС» проведені дослідження рівня екологічного ризику для населення яке проживає в зоні впливу АЕС та м.Нетішин внаслідок: 1) проектної аварії (ПА), 2) максимальної проектної аварії (МПА), 3) запроектної аварії (ЗПА) на ВП «Хмельницька АЕС».

2. Розроблені природоохоронні та організаційно-технічні заходи і рекомендації спрямовані на підвищення рівня екологічної і ядерної безпеки експлуатації технологічного обладнання ВП «Хмельницька АЕС» та захисту персоналу і населення.

Апробація результатів магістерської кваліфікаційної роботи.

Викладені у МКР положення доповідались у щорічних науково-технічних конференціях ВНТУ і VIII Міжнародному з'їзді екологів, (м.Вінниця, 2021). Основні ідеї й отримані результати кваліфікаційної роботи доповідались і обговорювалися на Всеукраїнському конкурсі студентських наукових робіт зі спеціальності «Екологія» в національному університеті «Полтавська потехніка імені Юрія Кондратюка», (м.Полтава, 2021) і оцінені дипломом I ступеня (додаток Е). Акт впровадження результатів магістерської кваліфікаційної роботи у навчальний процес ВНТУ представлений у додатку Д.

Публікації результатів магістерської кваліфікаційної роботи.

Основні результати роботи опубліковані у збірнику наукових праць VIII Міжнародного з'їзду екологів і зазначені у списку використаних джерел [22].

Подяки. Автор вдячний начальнику відділу охорони навколишнього середовища Хмельницької АЕС Олександр Валентинович Левицького за допомогу і підтримку у проведенні експериментальних досліджень рівня техногенного забруднення на території ВП «Хмельницька АЕС» та м.Нетішин, Хмельницької області.

1 ХАРАКТЕРИСТИКА ВПЛИВУ РАДІАЦІЇ НА НАВКОЛИШННЄ СЕРЕДОВИЩЕ ТА ОРГАНІЗМ ЛЮДИНИ

1.1 Види радіонуклідів у навколишньому середовищі та їх характеристика

Радіонукліди бувають як природного (їх порівняно мало), так і штучного походження. Останніх (для всіх елементів таблиці Менделєєва) фізики отримали вже понад 2000. Десятки видів подібних активних ядер утворюються під час роботи ядерних дослідних чи енергетичних реакторів.

До найголовніших характеристик радіонуклідів належать:

1) кількість Z протонів (заряд ядра), яка й визначає, ізотопом якого хімічного елементу є цей радіонуклід. Спираючись на дані хімії і знаючи Z , можна багато що сказати про хімічні властивості атомів з радіоактивними ядрами;

2) кількість нейтронів N і атомне число A (загальна кількість частинок у радіоактивному ядрі). Ядра з однаковими Z і різними N (їх називають ізотопами) мають різну стійкість;

3) види їх випромінювання та енергії частинок;

4) час напіврозпаду T_m - кількість років (дів чи й годин), за які половина початкової кількості радіонуклідів розпадається з виділенням іонізуючого випромінювання.

Стійкість ядер тим вища, чим більший час напіврозпаду. Останній для різних нестійких ядер може дуже відрізнятись. Для одних час напіврозпаду може бути значно менший за секунду, для інших (як для урану чи торію) він може перевищувати мільярд років. У таблиці наведено деякі радіонукліди, які мають певне екологічне значення, а також зазначено періоди напіврозпаду і типи їх випромінювання.

Якщо кількість іонізованих молекул безпосередньо свідчить про рівень шкідливості для живого певного випромінювання, то цього не можна сказати

про його “довжину пробігу” (відстань гальмування). Відстань пробігу в м’яких тканинах людини ачастинок найменша (приблизно 30 мкм = 0,03 мм), кількість пошкоджених молекул найбільша. У β -частинок середня відстань пробігу становить 23 мм, у γ -променів 30-50см.

Якісна характеристика проникаючої здатності різних видів випромінювання представлена на рисунку 1.1 [1].

Якщо джерело іонізуючого випромінювання розташоване всередині нас, найбільшою буде шкода саме від α -частинок, у 10-12 разів меншою - від β -частинок і ще меншою (бо вони частково вилетять з нас, не поглинувшись) – від γ -променів.

Ситуація стає протилежною, якщо джерело випромінювання поза нами і віддалене на відстань кількох десятків сантиметрів чи 1-2 метри. Такий шар повітря майже не поглинає упронів, вони стають найнебезпечнішими. Значно краще поглинаються β -частинки, інтенсивність потоку зменшується (помірна небезпека). Повітря не пропустить до нас α -частинок, виключаючи небезпеку з їхнього боку.

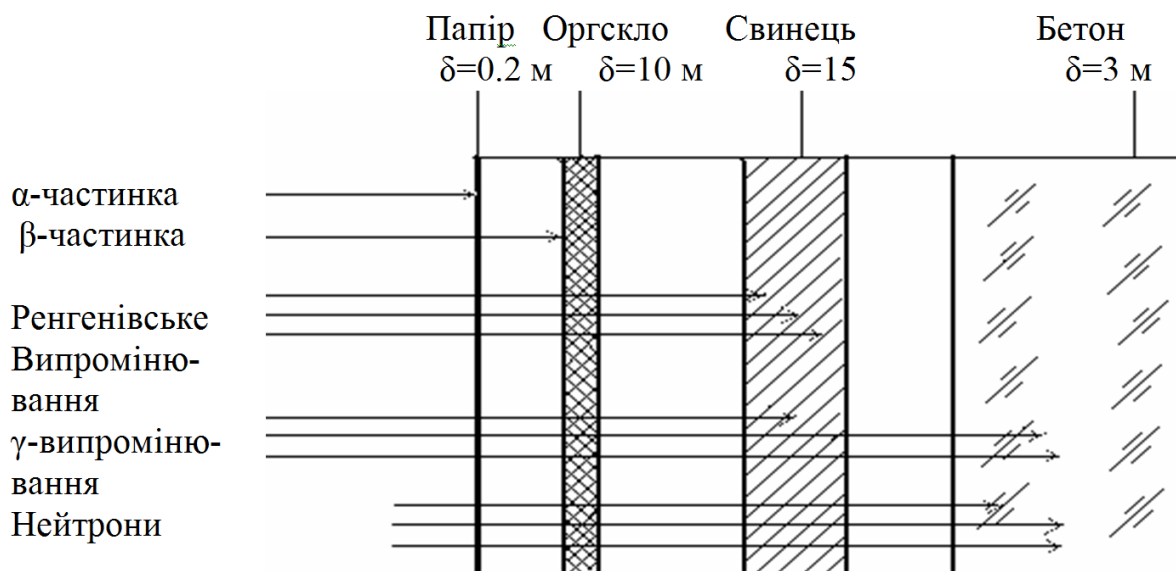


Рисунок 1.1 – Порівняльні характеристики проникної здатності різних видів іонізуючого випромінювання

Якщо джерело випромінювання розташоване на шкірі чи близько від неї, то мертві клітини верхнього шару (чи одяг) поглинають всі α -частинки (ті виявляються нешкідливими). Тіло поглинає майже всі β -частинки (найшкідливіші у цій ситуації) і значну частину γ -квантів (дещо менша шкідливість, ніж у β).

Доведено, що багато радіонуклідів Земля успадкувала від залишків наднових зірок. Вибух однієї з них міг бути поштовхом до початку утворення Сонячної системи з хмари космічного пилу. З того віддаленого на мільярди років часу збереглися і не розпалися лише поодинокі види ретрорадіонуклідів: калій-40, уран-238, уран-235 і торій-232. Вони та продукти розпаду важких ядер і становлять більшість природних радіонуклідів, вони створюють природне поле радіації [2-4].

Друга (менша) частина природних радіонуклідів з невеликою масою ядер безперервно народжується (переважно у верхній атмосфері) як продукти зіткнення потоку космічних частинок з ядрами атомів атмосфери і ґрунту (вуглець-14, тритій та інші). Їхній внесок у природний радіаційний фон незначний, та нехтувати його, звичайно, не можна. Їх мало, але вони належать до тих елементів, які входять до складу живої речовини. Тому вони легше, ніж важкі елементи, “вбудовуються” в молекули білків, ДНК і шкодять, наче диверсанти. З усіх природних і штучних радіонуклідів до групи екологічно суттєвих увійшли:

1) ті, що є ізотопами “елементів життя”, члени групи елементів з малими і середніми масами ядер, з яких побудована жива речовина (в тому числі й тіло людини): 1-5, 7-11;

2) продукти штучного поділу найважчих і нестійких ядер на дві частини близьких мас у процесі роботи всіх ядерних реакторів і під час випробування ядерної зброї: 13-15, 18, 19, 23. Вони потрапляють у довкілля під час ядерних вибухів у повітрі чи воді і внаслідок серйозних аварій на ядерних реакторах всіх видів і конструкцій (приклад вибух реактора на Чорнобильській АЕС у 1986р.);

3) група радіоактивних інертних газів, які виділяють у повітря всі ядерні реактори у процесі їх нормальної роботи: 6, 7, 12. Не беруть участь у хімічних реакціях, не можуть увійти до складу живої речовини, але опромінують наші тканини, коли потрапляють у легені разом з повітрям;

4) група важких ретрорадіонуклідів (22, 24) та продуктів їх розпаду (20, 21), яким належить невелика частка природного фону радіації.

Лідери за змістом радіонуклідів - молоко від корів з власних господарств, гриби і лісові ягоди. Саме ці продукти стають основними джерелами внутрішнього опромінення організму, і ставитися до них потрібно з особливою обережністю.

Правильна кулінарна обробка продуктів може забезпечити значне зниження у них радіонуклідів. Однак слід пам'ятати, що цей метод підходить лише в тому випадку, коли вміст радіонуклідів перевищує допустимі норми у кілька разів. Якщо ж продукт забруднен в десятки і сотні разів вище допустимих рівнів, жодна обробка не в змозі зробити його безпечним для вживання.

А тепер щодо лісових дарів. Це найнебезпечніша категорія продуктів харчування. Лісова підстилка є своєрідним екраном для радіонуклідів. Переважна їх кількість міститься у верхньому шарі. Багато їх також у корі дерев, мохах і лишайниках, ягодах і грибах.

Сушіння грибів не знижує вміст радіонуклідів. Більш того, концентрація їх підвищується. Під час миття сушених грибів рівень радіації в них зменшується в 3-4 рази, під час кип'ятіння протягом 15 хвилин - практично у 5 разів, під час вимочування сухих грибів протягом 2 годин у підсоленій воді - в 25 разів, протягом 10 годин - у 200 разів.

Лісові ягоди слід спочатку очистити від бруду, землі, потім ретельно промити теплою проточною водою. Механічне очищення дає можливість видалити понад 50 відсотків радіоактивних речовин, які містяться на поверхні ягід. Для зменшення вмісту радіонуклідів ефективно вимочування ягід у чистій воді протягом 2-3 годин.

Застосування запропонованих методів обробки продуктів дасть можливість значно зменшити вміст радіонуклідів в їжі, буде сприяти зниженню дози внутрішнього опромінення організму [3].

1.2 Результати впливу малих доз радіації на організм людини

З ускладненням структури біологічної системи змінюється характер її реакції на опромінення. У багатоклітинному організмі радіація ініціює ряд процесів, які у своїй сукупності створюють радіаційний синдром. Якщо при опроміненні клітин основними реакціями-відповідями на опромінення є їх загибель, трансформація чи проявлення хромосомних мутацій, то для характеристики реакцій-відповідей на променеве ураження багатоклітинних організмів доводиться вже використовувати більш складні роз'яснення, оскільки навіть загибель організму після опромінення є наслідком накладання багатьох патологічних проявів променевого ураження.

Основні джерела природного радіоактивного фону, які діють на живий організм, показані на рис. 1.2.

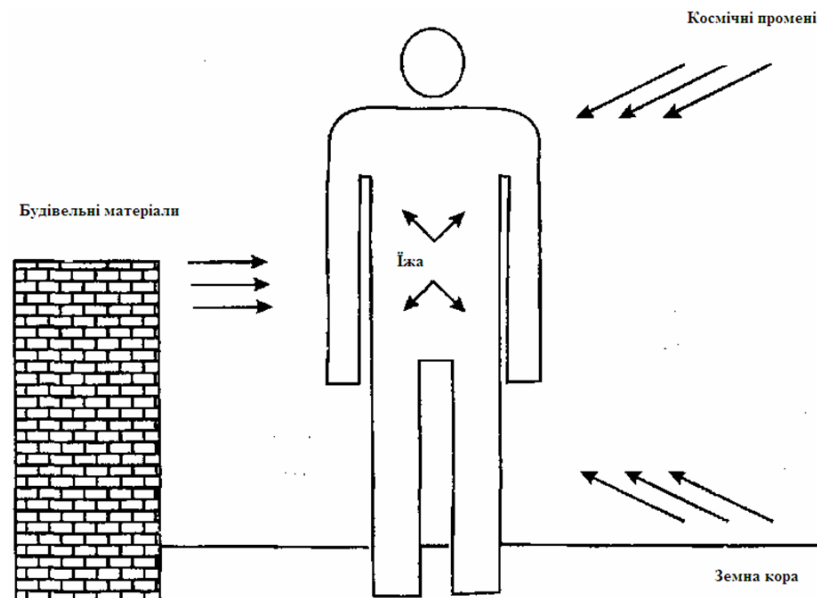


Рисунок 1.2- Дія на живі організми компонентів природного радіаційного фону

Багатоклітинний організм, порівняно з окремою клітиною чи популяцією клітин, має додаткові рівні організації - тканинний, органний, цілісного організму. На відміну від одноклітинного організму, у багатоклітинному загибель окремих клітин в тканині маскується багатьма процесами радіаційного синдрому. Різні тканини відрізняються різною стійкістю до радіації, що пояснюється різною стійкістю до опромінення клітин, з яких вони утворені. Радіаційна стійкість організму визначається виходом за межі нормального функціонування тканин та органів, які відіграють визначальну роль в життєдіяльності організму і легко пошкоджуються іонізуючим опроміненням. Такі органи називають критичними.

У тварин і людини радіаційні пошкодження мають системний характер, тобто проявляються по-різному залежно від доз опромінення. За клінічною картиною прояву гострої променевої хвороби виділяють три механізми променевого ураження: 1) при малих дозах опромінення критичним органом є кістковий мозок; 2) при збільшенні дози загибель настає внаслідок ураження тканин кишок; 3) при ще більших дозах головними стають пошкодження мозку (церебральні) [10].

За радіочутливістю тканини та організми підкоряються вже не раз згадуваному правилу Бергенсьє та Трибондо, згідно з яким найбільш чутливими до опромінення виявляються клітини в стані ділення і найбільш спеціалізовані. Саме тому критичними виявились; у тварин клітини кровотворення і епітелію, у рослин - мерістеми . Зазначені клітини є клітинами ствольних тканин. Основні джерела штучної радіації показано на риунку 1.3. Основні характеристики ствольних тканин - швидкість мітозів, тривалість оновлення клітинної популяції, здатність клітин до міграції, висока радіочутливість.

В нормі чисельність клітинної популяції ствольних тканин змінюється, зберігаючи кількісні закономірності. Якщо під дією опромінення частина клітин загине, то ті клітини, яким "пощастило" залишитись живими і зберегти здатність до ділення, прискорять цей процес, збільшать швидкість ділення і

поповнять убуток, нанесений опроміненням клітинній популяції. Це явище називають репопуляцією.

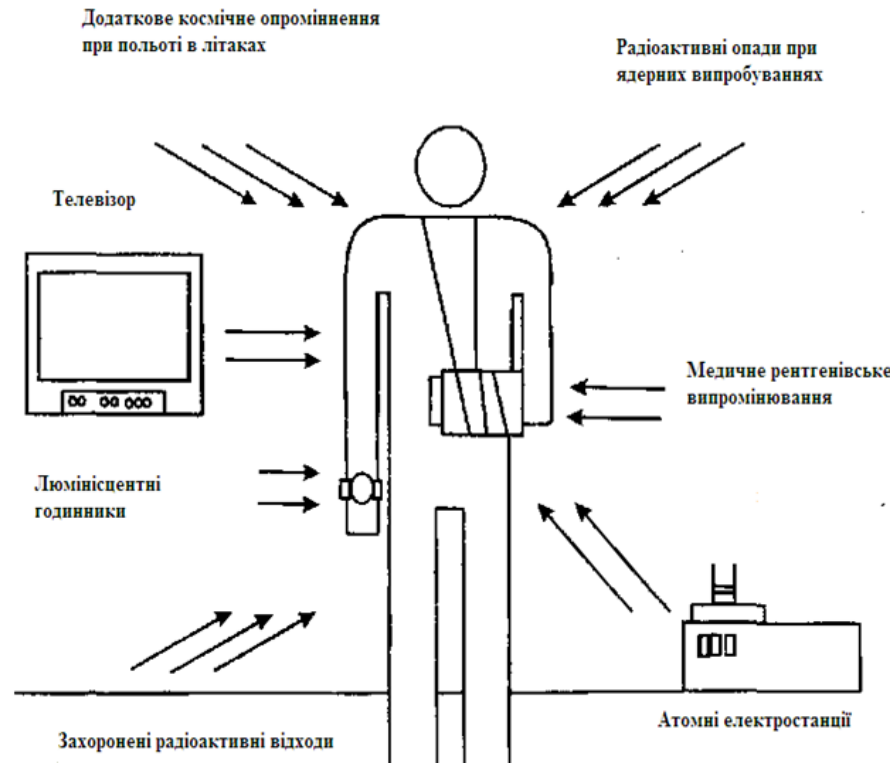


Рисунок 1.3 - Основні джерела штучної радіації

В період репопуляційного відновлення ствольних тканин утворення похідних тканин чи інтенсивність іншої, виконуваної ствольною тканиною функції, може сповільнитись. Всі ці процеси знаходять відображення у симптоматиці променевої хвороби.

І щоб зрозуміти поняття "малі дози радіації", повернемося до кількісних критеріїв променевої дії великих доз, які дають можливість порівнювати радіочутливість різних організмів.

Перший з них - так звана доза половинного виживання чи напівлетальна доза, дія якої спричинює загибель половини опромінених організмів даного виду (рослин, тварин, мікроорганізмів) протягом певного часу (для ссавців 30 діб) – $LD_{50/30}$.

Другий показник - мінімальна абсолютна летальна доза. Це найменша доза радіації, яка викликає загибель всіх опромінених тварин протягом 30 діб

– $LD_{100/30}$. Зрозуміло, дози, більші за мінімальну летальну, також спричиняють загибель всіх опромінених тварин, але за коротший строк [11].

Якщо потрібно порівнювати дози радіації, які викликають "кишкову" загибель у тварин різних видів, користуються дозою $LD_{100/5}$, оскільки ураження кишечника викликає загибель тварин у перші 3-5 діб.

Користуючись цими показниками, вчені встановили, що за радіочутливістю людина займає середнє місце серед ссавців (див. табл. 1.1).

Таблиця 1.1 - Радіочутливість ссавців при одноразовому опромінюванні рентгенівськими або гамма-променями

Об'єкт	$L..D_{50/30}$, Гр	Об'єкт	$L..D_{50/30}$, Гр
Ховрашок (суслик)	5,5-8.5	Мавпа	3.0-5.5
Хом'як	5,0 - 8,0	Людина	2.5 - 4.0
Пацюк	4,5 - 7.0	Собака	2.5 г 4.0
Миша	4,0-6,5	Свиня	2,5 - 3.5
Коза	3,0-5.5	Морська свинка	1,5-3.5

Стосовно людини, то малі дози - це 0,04-0.05 Гр при одноразовому опроміненні.

Проте можливе і більш строге, фізичне визначення поняття "малої дози радіації", яке виходить з уявлень мікродозиметрії та теорії треків. Згідно з цими уявленнями до малих відносять дози радіації, при опроміненні котрими область клітинного ядра перетинає один трек іонізуючої частинки. Враховуючи різницю між видами іонізуючої радіації за значеннями ЛПЕ, дійдемо висновку, що дози цих випромінювань, які відповідають такому визначенню діапазону малих доз, істотно коливаються від 10^{-4} Гр для рентгенівських та гамма-променів до 10^{-2} Гр для нейтронів та 1 Гр для альфа-променів.

Численні дослідження радіобіологів показали, що малі дози радіації не тільки не чинять пригнічувальної, тим більше руйнівної дії на живі організми, а навпаки, в багатьох випадках навіть стимулюють їх життєдіяльність. Наприклад,

інтенсивність синтезу ДНК у клітинах, опромінених дозою 0,05-0,1 Гр, зростає на 38-39 %. Однак, вже при дозі 0,3 Гр ефект стає невизначеним, а при подальшому збільшенні дози починається пригнічення мітозу в клітинах..

Стимулююча дія малих доз радіації на людину доведена багатьма дослідженнями. Безперечним є позитивний ефект радонових ванн (купелей): підвищення життєвого тону, покращення самопочуття, зниження больових проявів хвороби. Приймаючи радонові купелі, люди отримують додаткове опромінення в межах дози природного фону; якщо ж вони радонову воду п'ють, - отримують до п'яти річних норм фону. Згадайте ще про позитивний вплив на наше самопочуття негативних іонів, які утворюються біля водоймищ або створюються в наших домівках електроіонізаторами - люстрами Чижевського. Отже, доводиться констатувати: на підставі фактів, накопичених радіобіологами про дію малих доз радіації, можна стверджувати - концепція безпорогової дії реально не знайшла підтвердження відносно жодного з можливих показників ні в експерименті, ні в спостереженнях. В той же час тих даних, які наявні, недостатньо, щоб повністю відкинути цю концепцію, оскільки всі відомі факти одностайно свідчать: існує реальний біологічний поріг дії іонізуючої радіації на рівні 0,1-0,25 З Гр на рік [12].

Проведені в останні роки дослідження з тваринами і рослинами показали, що ізоляція організму від природної радіації викликає в ньому сповільнення самих фундаментальних життєвих процесів. В тому числі - ділення клітин та міжклітинного інформаційного обміну. Справа в тому, що жорстке випромінювання (наприклад, γ -випромінювання) викликає в клітині живого тіла не тільки іонізацію, від якої клітина гине, але і збудження. Йдеться, звичайно, не про нервові збудження, а про стимуляцію хімічних процесів, тобто збудження макромолекул - ДНК, білка та ін. Такого роду збуджених молекул утворюється в кілька разів більше, ніж іонізованих.

Під дією опромінювання клітина може прийняти певну порцію енергії, а потім передати її іншій клітині у вигляді іншого випромінювання, подібно до того, як це відбувається в лазері. Це вторинне (біологічне) випромінювання

лежить вже, як показав експеримент, не в гамма-області, а в УФ області спектра і має надзвичайні властивості. Під його дією, наприклад, вдвічі збільшується схожість насіння, стимулюється розвиток зародків у яйцях. Встановлено, що малі дози радіації, які на 5-6 порядків менші визнаних шкідливими, не тільки корисні для всього живого, але й життєво необхідні [13].

1.3 Радіаційна токсичність іонізуючого впливу на організми

Явище природної радіоактивності, відкрите в 1886 р. Анри Беккерелем, полягає в мимовільному перетворенні нестійких атомів ядер у ядра інших елементів з випускненням іонізуючих випромінювань. До числа радіоактивних процесів відносяться: α -випромінювання, β -випромінювання, γ -випромінювання, нейтронне та рентгенівське випромінювання.

α -випромінювання являє собою потік ядер гелію (He), що випускаються при розпаді радіоактивної речовини або при ядерних реакціях. Енергія α -часток порядку декількох МеВ. У повітрі ці частки поглинаються шаром товщиною 8 - 9 см. Пробіг α -часток у живій тканині становить кілька десятків мікронів, а товщина алюмінієвої фольги в 10 мікрон повністю поглинає потік α -випромінювання. При збільшенні енергії α -частки зростає спричинена нею іонізація в поглинаючому середовищі. Внаслідок великої маси ці частки швидко гублять свою енергію, тому проникаюча здатність цього виду випромінювання невисока.

β -випромінювання являє собою потік електронів (або позитронів), що виникають при радіоактивному розпаді. Енергія цих часток становить декілька МеВ. Максимальний пробіг у повітрі досягає більше 15 м, а в живих тканинах 2,5 см. Маючи значно меншу масу, чим α -частки, β -частки мають більш високу проникаючу здатність. Іонізуюча здатність цього виду випромінювання менша, ніж в α -часток, і становить кілька десятків пар на 1 см шляху пробігу.

Нейтронне випромінювання перетворює свою енергію в результаті зіткнення з ядрами речовини. При непружних взаємодіях можливе виникнення

вторинних випромінювань, які можуть мати як заряджені частки, так й γ -випромінювання. При пружних зіткненнях можлива іонізація речовини. Проникаюча здатність нейтронів у значній мірі залежить від їхньої енергії.

Рентгенівське випромінювання виникає при впливі β -часток на навколишнє середовище або при бомбардуванні електронами анодів; рентгенівських трубок, прискорювачів і т.д. Енергія фотонів рентгенівського випромінювання становить приблизно 1 МеВ. Рентгенівське випромінювання, як правило, складається з гальмівного й характеристичного. Рентгенівське випромінювання володіє великими проникаючими й малими іонізуючими здатностями.

γ -випромінювання, як і рентгенівське, має електромагнітну природу й володіє великою проникаючою здатністю і малою іонізуючою дією. γ -випромінювання виникає в результаті природної радіоактивності, а також у штучних ядерних реакціях, при зіткненні часток високих енергій і т.д.[1].

При взаємодії твердого випромінювання й високоенергетичних часток з речовиною відбувається процес іонізації, що впливає на реєстрацію й вимірювання іонізуючих випромінювань. Крім загальних енергетичних величин необхідно застосовувати ряд специфічних величин й одиниць, які містять у собі число іонізуючих часток з урахуванням їх здатності до іонізації. Енергія часток, здатних іонізувати середовище, визначається кінетичною енергією, а для фотонів рентгенівського й γ -випромінювання - визначається співвідношенням $h\nu$ (h - стала Планка, ν - частота випромінювання). Енергія іонізуючих часток, як правило, виражається в електрон-вольтах (еВ) ($1 \text{ еВ} = 1,6 \cdot 10^{-19} \text{ Дж} = 1,6 \cdot 10^{-12} \text{ ерг}$) [1].

Потік іонізуючих часток визначається відношенням числа часток, що проходять через дану поверхню за одиницю часу:

$$\Phi = dN/dt . \quad (1.1)$$

Щільність потоку ϕ визначається відношенням $d\Phi/dS$, а потік енергії іонізуючих часток - величиною $\Phi_E = dE/dt$. Дана величина визначається відношенням сумарної енергії dE всіх часток, що йдуть у даному напрямку за розглянутий проміжок часу dt .

Поглинена доза D_{II} іонізуючого випромінювання (доза випромінювання) являє собою відношення енергії dE , поглиненої в розглянутому об'ємі, до маси dm речовини в даному об'ємі.

$$D_{II} = \frac{dE}{dm}. \quad (1.2)$$

Величина D_{II} , є основною величиною, що визначає ступінь радіаційного впливу, і вимірюється в системі СІ в Дж/кг, а в СГС - ерг/г. Одиниця (Дж/кг) одержала назву грэй (Гр):

$$1 \text{ Гр} = 1 \text{ Дж/кг} = 10^4 \text{ ерг/г}. \quad (1.3)$$

У якості позасистемної одиниці практичної дозиметрії дотепер іноді використовується одиниця рад:

$$1 \text{ рад} = 10^{-2} \text{ Гр} = 10^{-2} \text{ Дж/кг} = 10^2 \text{ ерг/г}. \quad (1.4)$$

Біологічний вплив іонізуючого випромінювання залежить не тільки від поглиненої дози випромінювання, але й від глибини проникнення в живий організм. Для оцінки глибини проникнення випромінювання в живий організм вводиться еквівалентна доза іонізуючого випромінювання $D_{екв}$ (або H):

$$D_{екв} = D_{II} \cdot K = H, \quad (1.5)$$

де K - безрозмірний коефіцієнт якості випромінювання.

Мінімальне значення $K = 1$ і відповідає випадку лінійної передачі енергії. Для інших випадків значення цього коефіцієнта коливаються в межах від 1 до 20, дані значення рекомендовані Міжнародною комісією з радіаційного захисту (МКРЗ) для всіх видів іонізуючого випромінювання.

На рисунку 1.4 наведена залежність індивідуальної дози від відстані для умовного селища.

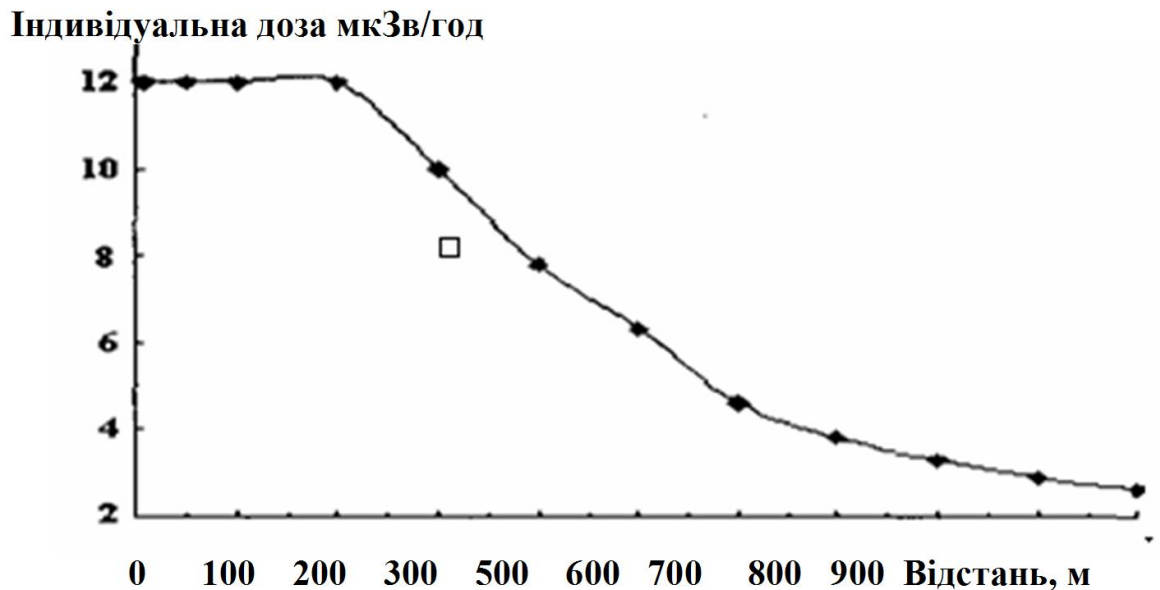


Рисунок 1.4 - Залежність індивідуальної ефективної дози від відстані для умовного селища.

Розмірність еквівалентної дози іонізуючого випромінювання збігається з розмірністю поглиненої дози, а її одиниця називається зіверт (Зв):

$$1 \text{ Зв} = 1 \text{ Гр} \cdot 1 (K = 1) = 100 \text{ рад} \cdot 1 (K = 1) = 100 \text{ бер}, \quad (1.6)$$

де 1 бер - біологічний еквівалент рентгена, що застосовувався раніше й відповідає 1 рад при $K = 1$.

За основний процес при радіоактивності прийнятий 1 розпад, що супроводжується випускненням α - або β -частинок, нейтронів й γ -випромінювання. За умови, якщо в секунду відбувається 1 розпад, подібну інтенсивність (активність) розпаду прийнято оцінювати в 1 беккерель (Бк). Застосовувані раніше одиниці активності зв'язані співвідношенням:

$$1 \text{ Рд (резерфорд)} = 10^6 \text{ Бк}; 1 \text{ Ки (кюри)} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Бк.} \quad (1.7)$$

Співвідношення між одиницями СІ і несистемними одиницями активності і характеристик поля випромінювання можна показати у вигляді таблиці 2.2 [1].

Таблиця 1.2 - Співвідношення між одиницями СІ і несистемними одиницями вимірювання радіації

Величина та її символ	Назва та позначення одиниць		Зв'язок між одиницями
	Одиниця СІ	Несистемна одиниця	
Поглинена доза ($D_{\text{погл}}$)	Грей (Гр), дорівнює одному джоулю на кілограм (Дж/кг)	Рад (рад)	$1 \text{ рад} = 1 \cdot 10^{-2} \text{ Дж/кг} = 1 \cdot 10^{-2} \text{ Гр};$ $1 \text{ Гр} = 1 \text{ Дж/кг};$ $1 \text{ Гр} = 100 \text{ рад.}$
Еквівалентна доза ($D_{\text{екв}}$)	Зіверт (Зв), дорівнює одному грею на коефіцієнт якості η $1 \text{ Зв} = 1 \text{ Гр} \cdot \eta$	Бер (бер)	$1 \text{ бер} = 1 \text{ рад} / \eta = 1 \cdot 10^{-2} \text{ Дж/кг} / \eta$ $1 \cdot 10^{-2} \text{ Гр} \cdot \eta = 1 \cdot 10^{-2} \text{ Зв};$ $1 \text{ Зв} = 1 \text{ Гр} \cdot \eta = 1 \text{ Дж/кг} / \eta = 100 \text{ рад} \cdot \eta$
Потужність еквівалентної дози (Р)	Зіверт в секунду (Зв/с)	Бер в секунду (бер/с)	$1 \text{ бер/с} = 1 \cdot 10^{-2} \text{ Зв/с};$ $1 \text{ Зв/с} = 100 \text{ бер/с}$
Експозиційна доза ($D_{\text{експ}}$)	Кулон на кілограм (Кл/кг)	Рентген (Р)	$1 \text{ Р} = 2,58 \cdot 10^{-4} \text{ Кл/кг};$ $1 \text{ Кл/кг} = 3,88 \cdot 10^3 \text{ Р}$
Потужність експозиційної дози ($P_{\text{експ}}$)	Кулон на кілограм в секунду (Кл/кг·с)	Рентген в секунду (Р/с)	$1 \text{ Р/с} = 2,58 \cdot 10^{-4} \text{ Кл/кг} \cdot \text{с};$ $1 \text{ Кл/кг} \cdot \text{с} = 3,88 \cdot 10^3 \text{ Р/с}$

1.4 Віддаленні наслідки впливу на організм

Якщо при опромінюванні клітинної популяції вони не загинули, це ще не означає, що в популяції не сталися порушення структур, які безпосередньо з діленням клітин не зв'язані. Радіаційні дефекти можуть виявитися через тривалий час після опромінення. Найхарактерніша особливість променевої хвороби, якою вона відрізняється від інших форм патології, полягає в тому, що у ссавців, організм яких здавалося б повністю "одужав" після опромінення, через тривалий час з'являються хворобливі явища (у людей - через 10-20 і більше років). Так, масове утворення пухлин у людей, які зазнали іонізуючого опромінення при вибуху атомних бомб в Хіросімі і Нагасакі, сталося через 7-8 років після вибуху. Ясно, що радіаційний ефект при цьому проявляється не у опромінених клітин, а у їх віддалених нащадків. Такі прояви хвороби називають віддаленіші наслідками опромінення.

Вони зумовлені появою множини мутантних але життєздатних клітин, в яких з'явилась генетична нестабільність: через численні покоління клітин, які "пройшли свій життєвий шлях" після опромінення, втрачаються властивості стовбурових клітин, настає їх трансформація, загибель. Генетична нестабільність зумовлена накопиченням в геномі стовбурових клітин мутаційних та передмутаційних змін [9-13].

Найзагальнішим з віддалених наслідків опромінення є скорочення тривалості життя. В багатьох дослідах виявлена пряма залежність між дозою радіації і ступенем скорочення тривалості життя. Досвід Хіросімі та Нагасакі показав: скорочення життєвого циклу осіб, які перенесли атомне бомбардування, сталося внаслідок зростання захворювання раком та лейкозами. Проте, із ряду причин, питання про вплив радіації на тривалість життя людини залишилось відкритим.

Віддаленими наслідками також можуть бути виникнення нових лейкозів, збільшення кількості катаракт (порівняно з середнім рівнем), порушення

рівноваги функції ендокринних залоз, зниження плодючості, тимчасова втрата здатності до відтворення (стерильність), ослаблення імунітету, ранній прояв симптомів старіння.

Злоякісні новоутворення під впливом опромінення можуть виникати практично в усіх органах. Найчастіше спостерігаються лейкози, раки молочної залози, яєчників, а також шлунка і легенів (які виникають, головним чином, внаслідок загальної променевої дії). Пухлини шкіри та кісток, як правило, наслідок локального опромінення, зовнішнього (шкіра) або внутрішнього.

Типовим віддаленим наслідком загального опромінювання організму або локального опромінення є помутніння кристалика ока - катаракта. Особливо часто катаракти з'являються при тривалому нейтронному опроміненні. Виникнення катаракти - теж порогова реакція, причому із зменшенням тривалості опромінення порогова доза зростає. Мінімальна порогова доза рентгенівських променів при однократному опроміненні 2 Гр. Чим більше розтягнена в часі доза радіації, тим нижча частота виникнення катаракт, що свідчить про наявність вираженого ефекту відновлення стану, який існував до опромінення.

Опромінення вагітної жінки чинить дуже сильний та тяжкий вплив на розвиток зародка. Великі дози радіації можуть викликати внутрішньоутробну загибель плода, його самочинне розсмоктування, викид, передчасні пологи тощо. Досвід Хіросими та Нагасакі показав, що радіочутливість плода тим вища, чим менший його вік, тобто чим ближче до початку вагітності момент опромінення. У людського ембріона найбільш сильні пошкодження виникають у перші 40 діб після зачаття. Із зростанням тривалості вагітності вплив радіації закономірно спадає. Ясно, що треба обережати вагітну жінку від дії радіації [10].

При всіх видах пухлин променевого походження реєструється пороговий ефект радіації.

При виникненні остеосарком таким порогом для більшості випадків є доза внутрішнього опромінення (за рахунок стронцію та радію) порядку 10 Гр. В той же час при дії на тварин плутонієм-239 ця порогова доза істотно нижча -

0,6-0,7 Гр. Частота захворювання лейкозами прямо залежить від дози радіації, а також від умов опромінення (відстані, наявності екранів тощо). В діапазоні 3-15 Гр кожному грею відповідає зростання захворілих на 50 випадків на 1 млн. людей за рік.

Під дією іонізуючої радіації досить часто відбувається переродження тканин і розвиток злоякісних пухлин. Це явище має назву радіаційного канцерогенезу [14]. Ймовірність проявлення радіаційного канцерогенезу є важливою за своїм значенням характеристикою, яку потрібно враховувати при оцінці ступеня небезпеки від зовнішнього чи внутрішнього опромінення.

2 ХАРАКТЕРИСТИКА ВПЛИВУ ХАЕС НА ДОВКІЛЛЯ

Місто Нетішин розташоване на правому березі р. Горині. У геоморфологічному відношенні – у межах долини р. Горині і її правобережного вододілу. Абсолютні відмітки поверхні від 200 м до 230 м.

Ступінь впливу геологічних зовнішніх природних факторів на стійкість будинків і споруджень ХАЕС залежить від властивостей і стійкості геологічного середовища. Геологічне середовище промайданчика й пункту ХАЕС характеризуються достатньою стійкістю, у зв'язку із цим не робиться висновок щодо негативного впливу на функціонування споруджень ХАЕС.

2.1 Джерела радіаційного впливу та їх характеристика

У процесі експлуатації АЕС неминуче утворення газоподібних, твердих і рідких продуктів, що містять у своєму складі радіоактивні елементи.

Джерелами радіоактивності в першому контурі енергоблоку є:

- продукти розпаду ядерного палива;
- продукти корозії конструкційних матеріалів;
- продукти активації.

У нормальних умовах експлуатації реакторної установки будь-який вихід елементів з під оболонки твелів або часткове руйнування цієї оболонки призводить до потрапляння деякої кількості продуктів поділу в теплоносій першого контуру.

Тритій, який знаходиться в теплоносій першого контуру, є особливо важливим компонентом цих продуктів активації. Вихід тритію з води першого контуру можливий при:

- організованих протіканнях;
- зливах води першого контуру в баки зливу води першого контуру.

Тритій ^3H – радіоактивний ізотоп водню з періодом напіврозпаду 12,34 року. У реакторах АЕС з ВВЕР тритій утворюється:

- безпосередньо при поділі ядер палива як продукт потрійного поділу;
- в результаті взаємодії нейтронів з ядрами дейтерію;
- в результаті різних реакцій швидких нейтронів з конструкційними матеріалами активної зони реактора;
- в результаті активації борної кислоти в теплоносії першого контуру.

Розчинені продукти ділення і активації виводяться з теплоносія за рахунок процесів іонного обміну, в результаті яких утворюються забруднені іонообмінні смоли установок спецводоочистки (СВО). В результаті періодичної заміни цих смол утворюються як рідкі, так і тверді радіоактивні відходи [4].

Процес поводження з радіоактивними середовищами на установках СВО, розташованих у спецкорпусі, призводить до утворення радіоактивних відходів (РАВ) всіх трьох форм. Допустимі протікання в парогенераторі теплоносія першого контуру в другий контур ведуть до утворення радіоактивно забруднених вод цього контуру. Гази, які накопичуються в першому контурі під час експлуатації, виводяться з нього. Це призводить до утворення потоку газоподібних викидів. Такі викиди зазвичай включають в себе тритієву водяну пару, благородні гази, аерозолі та інші газоподібні частинки.

Під час щорічної зупинки реактора проводиться скидання тиску із систем охолодження, кришка реактора знімається і частина паливних збірок виймається і переміщається в басейн витримки для зберігання. Крім виїмки відпрацьованого палива, процедури перевантаження палива можуть привести до підвищення виходу рідких радіоактивних відходів (РРВ) і викидів в атмосферу з басейну витримки, шахти ревізії апарату і шахти ревізії блоку захисних труб [5]. Основними джерелами радіоактивних викидів є:

- вентруби реакторного відділення та спецкорпусу, з висотою викиду 100м;
- ежектор турбоагрегату.

Благородні гази виділяють в окрему групу, маючи на увазі їх властивість, не вступати в хімічні реакції і не накопичуватися в органах людини. РБГ Небезпечні при зовнішньому опроміненні в хмарі газу и при діханні.

Активність середовища з ізотопом йоду відносно велика. Маючи здатність накопичуватися в щитовидній залозі, ізотопі йоду створюють найбільш небезпечні дози в порівнянні з дією на інші органи різних радіоактивних речовин.

Досить великий вплив робить йод на все тіло. Критичною групою населення по відношенню до дози на щитовидну залозу є діти. Йод надходить в організм з повітрям, водою, їжею.

Аерозолі містять довгоживучі нукліді (ДЖН) з $T_{1/2}$ більше 3 годин і короткоживучі нукліді (КЖН) з $T_{1/2}$ менше 3 годин. Період напіврозпаду визначає час, а разом з ним і дозу можливого впливу на органи людини. Надходження радіоактивних речовини, що відносяться до аерозолів, відбувається з водою, повітрям і їжею.

Можливим шляхом надходження тритію в організм є шлунково-кишковий тракт. Незалежно від шляху надходження в організм, тритій рівномірно розподіляється по органах и тканинах. Поступивши в організм людини тритій існує у вигляді двох окремих з'єднань – вільної води і органічно зв'язаного тритію. Ефективний період напіввиведення тритію з вільної води організму становить 9,7 діб [5-7].

Дані за величиною і нуклідним складом викидів ежекторами конденсатора турбіни одного енергоблоку, а також сумарний викид ежекторами турбоагрегатів ХАЕС з урахуванням введення в експлуатацію енергоблоків № 3 і 4 (для чотирьох енергоблоків) наведені в додатку Б. Передбачається експлуатація енергоблоків протягом 45 років.

2.1.1 Джерела рідких і твердих радіоактивних відходів та динаміка їх накопичення

Рідкі радіоактивні відходи підлягають збору і переробці.

Води з високим солевмістом, до яких відносяться трапні і душові води, переробляються методом дистиляції з подальшим очищенням отриманого

дистиляту на іонообмінних фільтрах. Очищений дистилат направляється на повторне використання для потреб спеціального водоочищення (СВО).

Отриманий при випаровуванні концентрат (кубовий залишок) надходить в баки кубового залишку тимчасового вузла зберігання радіоактивних відходів. Деяку відмінність представляє система переробки вод зливу першого контуру, що містять розчинену борну кислоту. Концентрат, отриманий при випаровуванні цих вод, після очищення на іонообмінних фільтрах від лужних з'єднань і радіоактивних домішок у вигляді очищеного концентрованого розчину борної кислоти надходить знову в системи першого контуру. Отриманий дистилат проходить очистку на іонообмінних фільтрах, а потім прямує на повторне використання для потреб СВО.

Рідкі радіоактивні відходи з відносно низьким вмістом домішок, крім солей борної кислоти, переробляються методом іонного обміну і знову повертаються в системи першого контуру.

У процесі роботи установок утворюються радіоактивні стоки:

- регенераційні та відмивної води;
- радіоактивні дренажі;
- скиди від пробовідбірних ліній [8-10].

2.1.2 Характеристика утворення твердих радіоактивних відходів

До ТРВ відносяться: забруднене демонтоване устаткування, трубопроводи і арматура, забруднений інструмент і пристосування, які відпрацювали фільтри і фільтруючі матеріали систем вентиляції, теплоізоляційні матеріали, деревина, використовувана для проведення ремонтних робіт, обтиральні матеріали, гума, пластикат, металева стружка, спецодяг, папір, використані засоби індивідуального захисту (ЗІЗ), які не підлягають обробці.

До ТРВ відносяться також затверділі РРВ. Це кубові залишки випарних апаратів СВО-3 і СВО-7 після переробки на установці глибокого упарювання.

Отримується в результаті роботи установки глибокого упарювання сольовий концентрат розфасовується в контейнери-бочки місткістю по 0,2 м.

Збір ТРВ здійснюється в місцях їх утворення: реакторному відділенні головного корпусу і в спецкорпусі. Сортування ТРВ на I, II і III групи радіоактивності, а також сортування ТРО на групи спалювані, пресовані і не перероблюючі провадиться за місцем їх утворення шляхом затарювання в паперові або поліетиленові мішки разового користування з подальшим завантаженням у відповідні контейнери-збірки, розміри і конструкція яких передбачають можливість механізованого навантаження і розвантаження їх з транспортних засобів.

Транспортування ТРВ від місць збору в сховища ТРВ в спецкорпусі і в будівлі переробки радіоактивних відходів (СТРВ) проводиться в контейнерах, що транспортуються спеціальними транспортними засобами - автомобілями та електровізків. Управління всіма механізмами з поводження з ТРВ виробляється з місцевих пультів. Потужність дози випромінювання на відстані 1 м від контейнера з РАВ не перевищує 10 мбер/год.

Великогабаритні відходи, які не розуміються і не ріжуться, і для яких не може бути передбачена тара, видаляються з дотриманням необхідних запобіжних заходів, що виключають можливість поширення радіонуклідів у навколишнє середовище [8, 9, 10-15].

Всі транспортно-технологічні операції з ТРВ супроводжуються радіаційним контролем (вимірюється потужність дози гамма-випромінювання на поверхні відходів або захисного контейнера), для забезпечення радіаційної безпеки персоналу станції. У таблиці 2.1 наведено дані з освіти середньоактивних ТРВ за останні чотири роки при роботі двох енергоблоків № 1,2.

2.1.3 Фонове забруднення радіонуклідами території АЕС

Відбір проб ґрунту і рослинності в районі розміщення ХАЕС проводився в 2019 році за стандартною методикою з допомогою агрохімічного бура

(глибина пробовідбору 20 см). Після відповідної підготовки відібраних проб в них визначено зміст гамма-випромінюючих радіонуклідів.

Таблиця 2.1 – Утворення ТРВ при роботі двох енергоблоків

Назва відходів	Група ТРВ по активності	2016 р	2017 р	2018 р	2019 р
Об'єм утворених ТРВ, м ³	Низькоактивні	228,4	183,7	319,3	282,0
	Середньоактивні	4,1	1,1	0,7	2,9
	Високоактивні	0,3	01	0,2	0,5
	Всього	232,8	184,9	320,2	285,4

Отримані результати за вмістом ^{137}Cs в ґрунті 30-кілометрової зони ХАЕС показали, що забруднення досліджуваного регіону складається з суперпозиції глобальних випадів, випадів внаслідок аварії на ЧАЕС і випадів, обумовлених аерозольними викидами енергоблоків № 1, 2 ХАЕС за весь час їх експлуатації. Останній джерело забруднення настільки малий, що практично його виділення з сумарного забруднення неможливо. Забруднення в результаті випробувань ядерної зброї для досліджуваної території має порядок 3 кБк/м². Сумарне забруднення станом на 2019 рік представлено з щільністю в діапазоні 0,5 до 16 кБк/м².

Калій-40. Цей радіонуклід має природне походження і є одним з основних (за активністю) природних радіонуклідів у ґрунтах, рослинах і об'єктах агропромислового виробництва. Радіоактивність калію в ґрунтах визначається в першу чергу його вмістом в материнській породі. Отримані результати показали, що питомий вміст цього радіонукліда в ґрунтах коливається в діапазоні від 30 до 700 Бк/кг. Мінімальні значення характерні для ґрунтів легкого механічного складу. З важкістю механічного складу зростає і вміст ^{40}K . Поширення цього радіонукліда в природному середовищі пов'язано з поширенням його стабільних ізотопів. В одному грамі стабільного калію міститься близько 30 Бк ^{40}K .

Торій-232 та продукти розпаду. Питома активність цього радіонуклідів для розглянутої території змінюється в межах від 3 до 50 Бк / кг. Широкий

діапазон зміни питомої активності пояснюється великою строкатістю ґрунтового покриву досліджуваного регіону. Також як і для ^{40}K , вміст ^{232}Th в ґрунті визначається материнською породою, і зростає з навантаженням механічного складу ґрунту.

Радій-226 та продукти його розпаду. Є дочірнім продуктом ^{238}U . ^{226}Ra і його дочірні радіонукліди мають важливе радіологічне значення. Основним джерелом цього радіонукліда в біосфері є земна кора. Не входить до складу окремих мінералів, а широко поширений у вигляді включень у багатьох утвореннях. Кларковий вміст у ґрунтах становить близько 30 Бк /кг. Діапазон змісту цього радіонукліда у верхньому шарі ґрунтів на території, прилеглій до ХАЕС, змінюється від 3 до 40 Бк/кг [9].

Таким чином, радіологічна ситуація в районі ХАЕС в даний час визначається в основному радіонуклідами природного походження.

2.1.4 Радіоактивне забруднення ЗС ХАЕС радіонуклідами

Для отримання даних про радіоактивне забруднення досліджуваної території проведено експериментальні роботи з відбору проб ґрунту і виміру в них гамма – випромінюючих радіонуклідів. Відбір проб ґрунту для визначення щільності радіоактивного забруднення в районі розміщення ХАЕС проводився в 2019 році за стандартною методикою за допомогою бура (глибина пробовідбору 20 см). Отобрані проби висушувалися до повітряно-сухого стану, ретельно гомогенізовані до досягнення однорідності (рослинність подрібнювалася) і вимірювалися в банках. У ході роботи було проаналізовано близько 100 проб ґрунту. Для картування використовувалися також дані, отримані при проведенні ОВНС ХАЕС-2. Отримані результати за вмістом ^{137}Cs в ґрунті 30-ї кілометрової зони ХАЕС наведені на рисунку 2.1. Цей радіонуклід має техногенне походження. Представлене на мапі забруднення складається з суперпозиції глобальних випадінь, випадів внаслідок аварії на ЧАЕС і випадінь, обумовлених аерозольними викидами енергоблоків № 1, 2 ХАЕС. Останній

джерело забруднення настільки малий, що практично його виділення з сумарного забруднення неможливо. Інші техногенні радіонукліди не встановлені. Це підтверджує, що станція працювала в режимі нормальної експлуатації. Забруднення в результаті випробувань ядерної зброї для досліджуваної території не перевищує 3 кБк/м². Виходячи з цього, можна сказати, що досліджувана територія була забруднена ¹³⁷Cs внаслідок аварії на ЧАЕС від 2 до 10 кБк/м². Сумарне забруднення станом на 2019 рік представлено, в основному, щільністю в діапазоні від 1 до 5 кБк/м². Невелика пляма в районі с. Хоровіца, очевидно, має чорнобильську походження.

Результати за вмістом у ґрунті ⁴⁰K представлені на рисунку 2.2. Цей радіонуклід має природне походження і є одним з основних (за активністю) природних радіонуклідів у ґрунтах, рослинах і об'єктах агропромислового виробництва. Радіоактивність калію в ґрунтах визначається в першу чергу його вмістом в материнській породі. Найбільш висока концентрація спостерігається в дрібнодисперсної глинистої фракції ґрунтів. Отримані результати показали, що питомий активність цього радіонукліда в ґрунтах досліджуваного регіону коливається в діапазоні від 40 до 700 Бк/кг [9, 12].

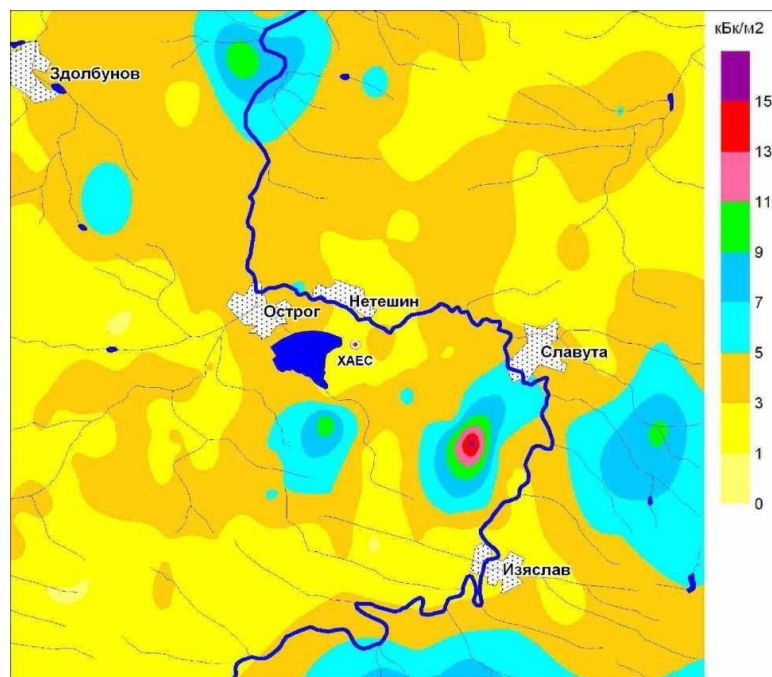


Рисунок – 2.1 Щільність забруднення ближньої зони ЧАЕС ¹³⁷Cs (2019 рік)

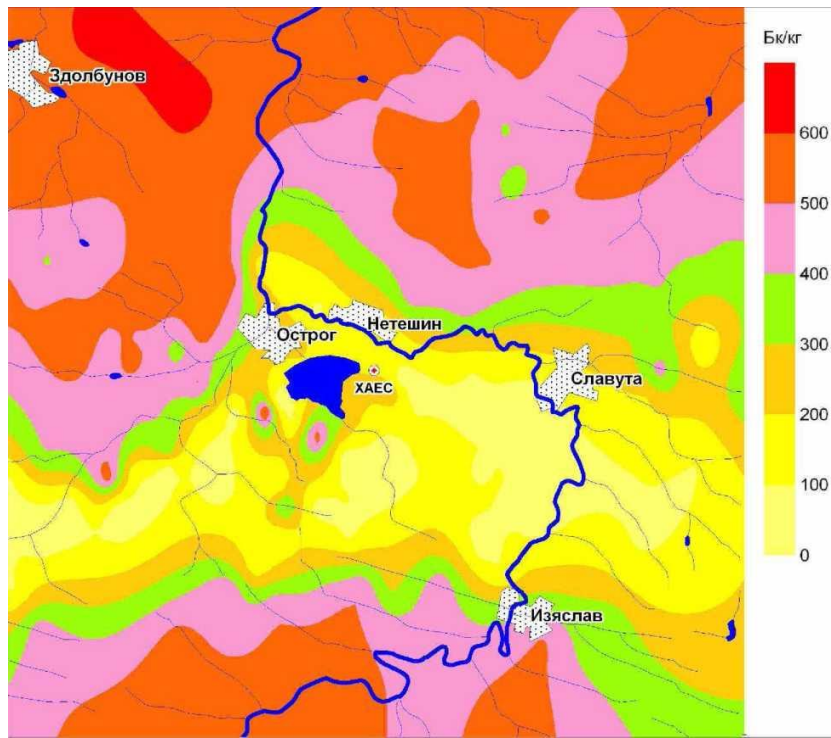


Рисунок 2.2 – Питома активність ^{40}K в ґрунтах ближньої зони ХАЕС
(2019, глибина пробовідбору 0,2 м)

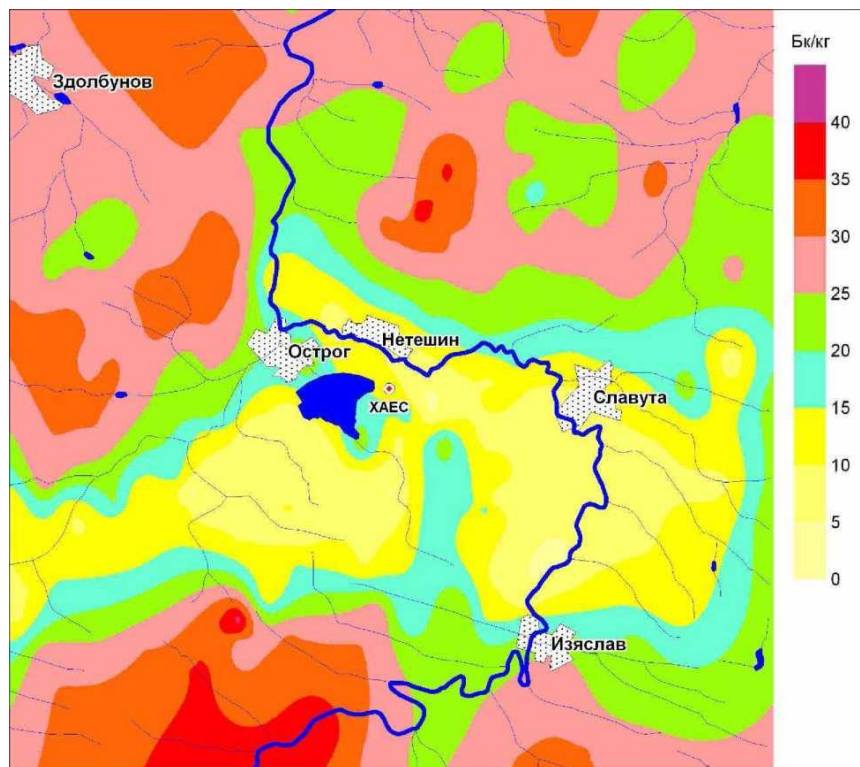


Рисунок 2.3 – Питома активність ^{226}Ra у ґрунтах ближньої зони ХАЕС (2019,
глибина пробо відбору 0,2 м)

В результаті досліджень встановлено, що потужність експозиційної дози випромінювання в пунктах спостереження Хмельницької АЕС не перевищує 17 мкР·год-1 (таблиця 2.2).

Таблиця 2.2 – Потужність експозиційної дози в населених пунктах (мкР·год-1)

Найменування населених пунктів спостереження	Відстань від ХАЕС, км	2018			2019		
		мін.	макс.	середнє за рік	мін.	макс.	середнє за рік
м. Нетішин	3	9	12	10,3	9	12	10,3
с. Полян	5	8	11	9,5	8	10	9,1
м. Славути	18	7	12	9,3	7	11	8,9
м. Шепетівка	38	12	16	13,7	11	17	14,4
м. К.-Подільський	175	7	12	10,1	9	12	10,7
м. Хмельницький	100	13	16	15,0	14	16	15,4

2.1.5 Прогнозна оцінка радіаційного забруднення в зоні спостереження і у пункті АЕС

Для оцінки забруднення підземних вод при виникненні аварійних ситуацій на Хмельницької АЕС була побудована чисельна модель масопереносу. Модель переносу МТ ЗД була розроблена для використання з блок-центрованої звичайно-різницевої моделлю потоку MODFLOW, яка застосована для вирішення гідродинамічних завдань і ґрунтується на допущенні, що зміни концентрацій не роблять істотного впливу на полі потоку. Модель переносу МТ ЗД моделює адвекцію (конвективний перенос), дисперсію і хімічні реакції розчинених складових (лінійну і нелінійну сорбцію і незворотні реакції першого порядку або біодеградацію) в системах підземних вод у двох або в трьох вимірах [10].

Вихідними для розрахунків служили всі гідродинамічні характеристики, отримані при вирішенні зворотних і прогнозних гідрогеологічних завдань, а також відомості про концентрації стронцію-90 і цезію-137 в підземних водах перших двох від поверхні водних комплексів і коефіцієнти розподілу радіонуклідів в системі "грунт-вода"(Kd).

Необхідні деякі коментарі до вихідних радіохімічного даними. Вміст стронцію-90 і цезію-137 у відібраних пробах підземних вод у районі зони спостереження ХАЕС дуже низький: за ^{90}Sr – 0,4-8,3 мБк /л, по ^{137}Cs – 0,9-5,9 мБк/л. Ці значення перебувають у межах чутливості апаратури, застосовуваної для їх визначення. Помилка розрахунків може складати сотні відсотків. Тому їх використання для калібрування міграційної моделі неправомірно. Разом з тим значимість проведених робіт висока. Доведено, що забруднення підземної гідросфери практично відсутня.

Що стосується визначення сорбційних здібностей ґрунтів зони аерації, то можна констатувати наступне. По-перше, дуже широкий діапазон зміни значень K_d для одних і тих же літологічних різниць порід ускладнює вибір розрахункових параметрів. По-друге, високі їх значення практично не дають можливості проникнення радіонуклідів на рівень ґрунтових вод. Отримані результати побічно підтверджуються і майже 25-річним спостереженням за забрудненням підземної гідросфери в зоні спостереження навколо Чорнобильської АЕС і в межах Київської міської агломерації. Незважаючи на дуже високі рівні забруднення ґрунтів цезієм-137 і стронцієм-90 в районі ЧАЕС, концентрація цих радіонуклідів на Янівському і Новошепеличеському ділянках Прип'ятського водозабору, що експлуатує еоценову (другий від поверхні) водоносний комплекс на глибинах 45-55 м, становить $1 \cdot 10^{-3}$ - $1 \cdot 10^{-2}$ Бк / л. У четвертинному водоносному комплексі ці концентрації на 2 порядки вище [10].

2.2 Джерела хімічного впливу і їх характеристики

2.2.1 Джерела газо-аерозольних викидів в атмосферу

Основними домішками нерадіоактивної характеру у приземному шарі атмосфери, за якими ведуться спостереження в 30-кілометровій зоні ХАЕС, є діоксид азоту (NO_2), діоксид сірки (SO_2) і зважені речовини. Моніторинг

атмосферного повітря Хмельницької АЕС включає 5 пунктів спостережень, розташованих як в районі самої проммайданчика ХАЕС.

Завислі речовини, присутні в повітрі, обумовлені перенесенням різної пилу, сажі. Їх кількість в атмосферному повітрі залежить від характеру підстилаючої поверхні і від вітрового переносу. Максимальна кількість зважених речовин в повітрі в зоні АЕС спостерігалось в районі ОВК і тепличного господарства (1,66 - 3,7 мг/м³), в районі м. Нетішин 3,4 - 7,7 мг/м³ і в районі с. Комарівка – 1,65 мг/м³. В таблиці 2.3 зображені результати спостережень, виконані ХАЕС в 2019 р [5, 6].

Таблиця 2.3 – Середньомісячні значення приземних концентрацій забруднюючих речовин в атмосферному повітрі за даними спостережень Хмельницької АЕС

Місяць	Промплощадка ХАЕС				м. Нетішин			
	район ОВК		район теплиць		район спорткомплекса		район мельниці	
	Оксид сірки, мг/м ³	Оксид азоту, мг/м ³	Оксид сірки, мг/м ³	Оксид азоту, мг/м ³	Оксид сірки, мг/м ³	Оксид азоту, мг/м ³	Оксид сірки, мг/м ³	Оксид азоту, мг/м ³
Середнє за 2019 рік	< 0,01	< 0,02	< 0,01	< 0,02	< 0,01	< 0,02	< 0,01	< 0,02

Величини і склад викидів джерелами хімічних (нерадіоактивних) викидів в атмосферу є об'єкти і споруди на промисловому майданчику АЕС, в яких технологічні процеси супроводжуються виділенням шкідливих газоподібних речовин.

В даний час хімічні викиди в атмосферу на 85 – 90 % складаються з викидів пуско-резервної котельні (ПРК). Викиди з інших виробничих установок відносно невеликі зважаючи на малу потужності джерел та наявності пристроїв для очищення викидів. Шкідливими складовими хімічних викидів в атмосферу із джерел АЕС є:

- Діоксид сірки (сірчистий ангідрид);- Окис вуглецю;
- Двоокис азоту;
- Аміак;
- Бензол;
- Ксилол;
- Толуол;
- Фенол;
- Марганець та його сполуки;
- Фтористий водень;
- Сажа;
- Залізо та його сполуки;
- Сірководень;
- Хлор;
- Хром та його сполуки;
- Пари сірчаної кислоти.

За результатами проведених досліджень вміст міді, цинку, кадмію в ґрунтах, території, що прилягає до АЕС, перебуває на фоновому рівні. Можливо незначне додаткове забруднення свинцем ґрунту сільгоспугідь, розташованих поблизу автодоріг, що не приведе до перевищення ГДК у сільгосппродукції.

Деградаційні процеси ґрунтів, пов'язані з будівництвом ВП ХАЕС, поширені лише в зоні проммайданчика. Наявність їх у ЗС практично не пов'язане з роботою станції [8, 9].

У цілому, аналіз фізико-хімічних властивостей ґрунтів регіону показав що, незважаючи на значну строкатість ґрунтового покриву, більшість ґрунтів мають значну буферну стійкість до техногенних навантажень.

Забруднення повітряного басейну в межах СЗЗ і ЗС АЕС викидами шкідливих речовин із джерел АЕС характеризується валовими викидами в річному і секундному розрізі і приземної концентрацією цих викидів в атмосферному повітрі [8].

Розрахунки за приземними концентраціями шкідливих речовин виконувалися на підставі даних в яких були наведені значення секундних викидів з усіх джерел АЕС, обсяги і температури витрат викидаючих газових мас, висот і діаметрів вентиляційних труб, координати джерел викидів.

Результати розрахунків приземних концентрацій шкідливих речовин представлені у вигляді карт розсіювання (2.1 – 2.3) і в таблиці 2.4.

Таблиця 2.4 – Результати розрахунків приземних концентрацій шкідливих речовин на межі СЗЗ

Назва шкідливої речовини	ГДК _{мр} , мг/м ³	Розрахункове значення ГДК _{мр} (на межі це СЗЗ)	Абсолютне значення концентрації, мг/м ³ (на межі СЗЗ)
Сірчистий ангідрид	0,5	0,22	0,110
оксид вуглецю	5	0,03	0,150
діоксид азоту	0,2	0,21	0,018
сажа	0,15	0,015	0,002
пил неорганічний	0,3	0,05	0,015
пил деревний	0,1	< 0,01	< 0,001
пил абразивно-металевий	0,4	< 0,01	< 0,004
толуол	0,6	< 0,05	< 0,030
бутилацетат	0,1	0,05	0,005
сольвент нафта	0,2	0,05	0,010

З наведених малюнків можна зробити наступні висновки:

- по діоксину азоту максимальні приземні концентрації становлять 0,51 ГДК_{мр};
- по сірчистому ангідриду максимальні приземні концентрації становлять 0,59 ГДК_{мр};
- по сажі максимальні приземні концентрації становлять не більше 0,54 ГДК_{мр}.

Таким чином, за приземними концентраціями шкідливих речовин на кордоні та закордоном СЗЗ з джерел АЕС за всіма інгредієнтами не перевищує граничнодопустимі значення для населених пунктів [11].

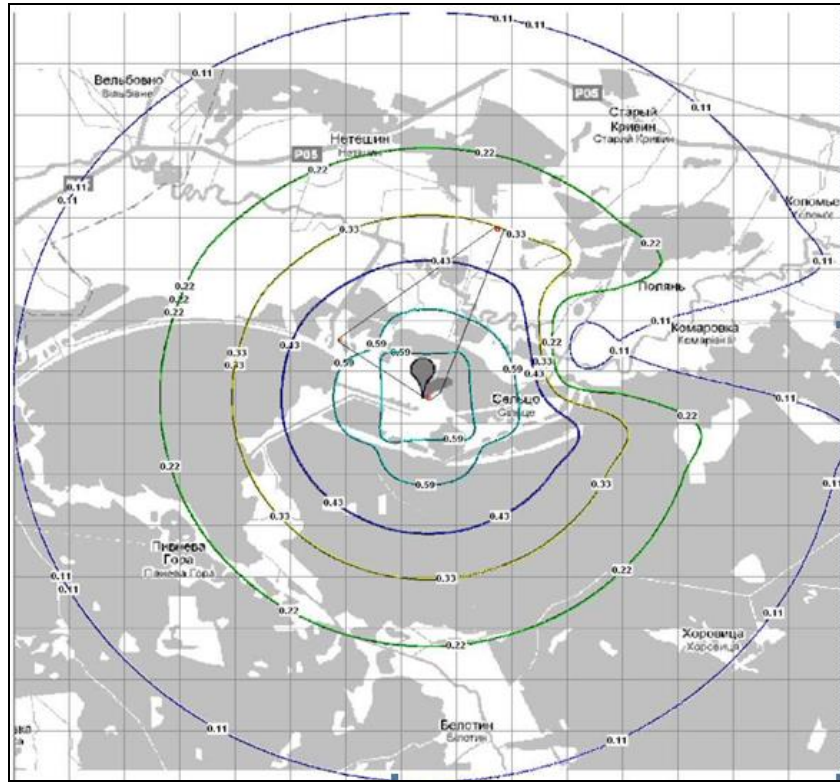


Рисунок 2.4 – Карта розсіювання викидів SO_2 . Значення в частках ГДКмр

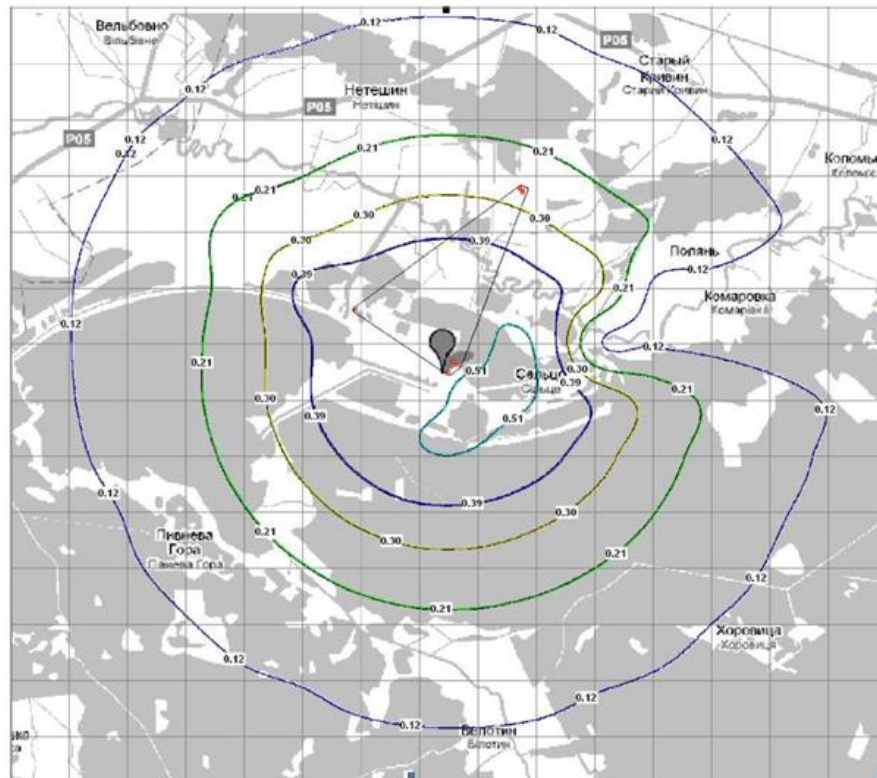


Рисунок 2.5 – Карта розсіювання викидів NO_2 . Значення в частках ГДКмр

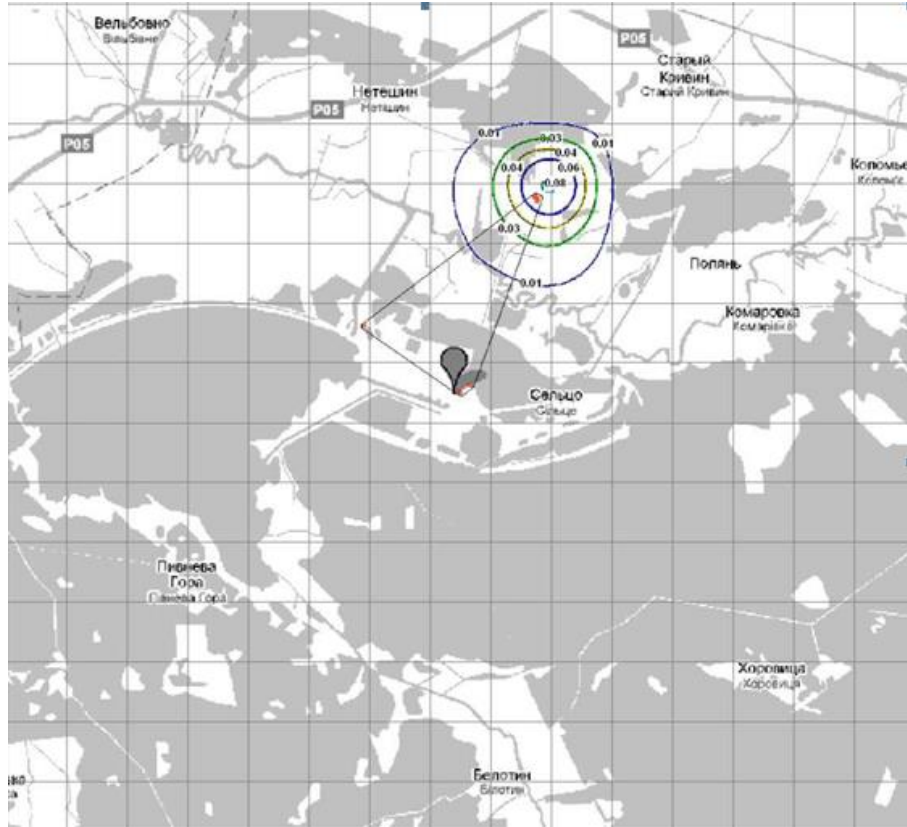


Рисунок 2.6 – Карта розсіювання SO₂. Значення в частках ГДКмр

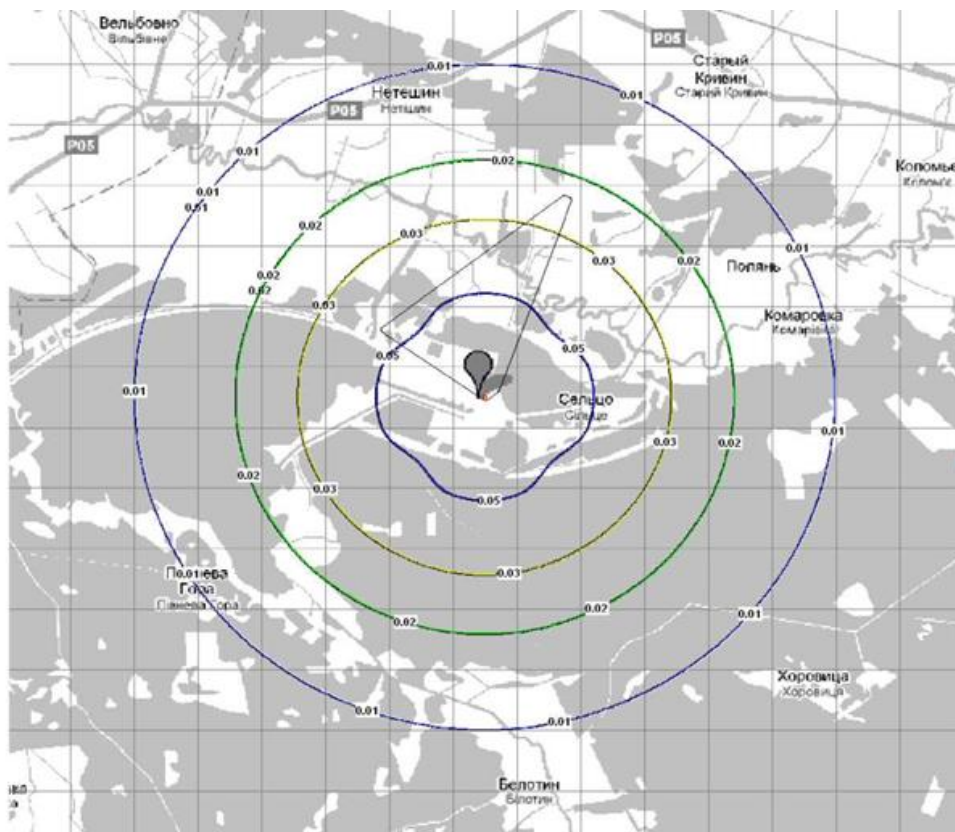


Рисунок 2.7 – Карта розсіювання викидів сажі. Значення в частках ГДКмр

2.2.2 Джерела теплового впливу і їх характеристика

Атомна станція є джерелом значних теплових викидів. Приблизно дві третини теплової енергії, виробленої реактором, не можуть бути використані для виробництва електроенергії і скидаються в навколишнє середовище.

Джерелами впливу на навколишнє повітряне середовище є:

- водосховище-охолоджувач основної системи охолодження і системи охолодження споживачів групи "В";
- бризкальні басейни системи охолодження споживачів групи "А".

Кількість скидного тепла від енергоблоків АЕС визначається, в основному, теплоутримуюча пара, відпрацьованого в турбінах і скидного в конденсатори для повторного використання. Скидних тепло в конденсаторах турбін передається охолоджуючої воді, з нею надходить у водойму-охолоджувач і далі в атмосферу через випаровування і конвективне охолодження води.

Тепловий вплив ХАЕС на повітряне середовище відбувається в основному за рахунок скидів низько потенційної теплової енергії, яка не може бути використана для вироблення електроенергії і в інших технологічних циклах АЕС.

Коефіцієнт корисної дії атомних електростанцій становить 30 %. Відповідно, 70 % теплової енергії, що виробляється в реакторах АЕС, у вигляді відпрацьованого в турбінах пара низьких параметрів передається в конденсаторах турбін та інших теплообмінниках охолоджуючої води. При цьому температура охолоджуючої води підвищується на 9-10° С в основній системі охолодження, на 7,7 °С в системі охолодження споживачів групи "В", на 2,56 °С, 5,0 °С або 12,0 °С в системі охолодження споживачів групи "А". Скидних тепло з нагрітою водою надходить у водосховище-охолоджувач і бризкальні басейни, і далі в атмосферу через випаровування і конвективне охолодження води [9].

Аналіз результатів натурних спостережень дозволив зробити наступні висновки:

- вплив водосховища-охолоджувача на температуру повітря в різні сезони року різному. У холодний період року над водною поверхнею та поблизу водойми на відстані 100 м температура повітря вище 2,0-2,5 °С, ніж на опорній станції (за межами впливу водойми). У літній час середні температури повітря на узбережжі і на віддалених ділянках суші мало різняться і не перевищують 0,5 °С. У районі впливу водойми добовий хід температури повітря згладжується, змінюються абсолютний максимум і мінімум температури в порівнянні з материковими станціями;

- вплив водойми на вологість повітря на навколишньої території найбільш істотно проявляється влітку. У цей період середньомісячні значення пружності водяної пари, що міститься в повітрі на узбережжі, на 1,0-1,7 гПа вище, ніж на опорній станції, розташованої за межами впливу водойми. Взимку контрасти не перевищують 1,0 гПа на відстані 100 м від урізу води.

Розрахункові величини тепловиділень від енергоблоків № 1-4, які надходять у водосховищі-охолоджувач, наводяться в таблиці 2.5.

Таблиця 2.6 – Розрахункові величини тепловиділень від енергоблоків

Кількість енергоблоків	Кількість тепла		
	гКал/год	гКал/добу	гКал/рік*
1	2095	50250	13618·10 ³
2	4190	100500	27235·10 ³
3	6285	150750	40854·10 ³
4	8380	201000	54472·10 ³

* Величини тепловиділень при річному числі годин використання встановленої потужності 7200 годин.

Сумарні величини тепловиділень, які надходять у водосховищі-охолоджувач і в бризкальні басейни, наведені в таблиці 2.7.

У системах охолодження АЕС теплові викиди в теплообмінниках передаються циркулюючої охолоджуючої воді, яка через водойму-охолоджувач для основної системи охолодження турбінного відділення, системи охолодження споживачів групи «В» і бризкальні басейни для системи охолодження споживачів групи «А» відводить тепло в атмосферу.

Передача тепла в навколишнє середовище відбувається, головним чином, за рахунок конвективної теплопередачі тепла навколишнього атмосфері, а також випаровування частини води.

Таблиця 2.7 – Величини тепловиділень які надходять у водосховищі-охолоджувач і в бризкальні басейни

Кількість енергоблоків	Кількість тепла максимальна мінімальна		
	гКал/ч	гКал/сут	гКал/год
1	2115	50730	$13793 \cdot 10^3$
	2098	50310	$13640 \cdot 10^3$
2	4230	101460	$27585 \cdot 10^3$
	4195	100620	$27279 \cdot 10^3$
3	6345	152190	$41379 \cdot 10^3$
	6294	150930	$40920 \cdot 10^3$
4	8460	202920	$55172 \cdot 10^3$
	8392	201240	$54560 \cdot 10^3$

Випаровування води в циркуляційних системах охолодження призводить до накопичення в них солей. Технологічні обмеження вмісту солей у охолоджуючій воді вимагають продувки систем охолодження для підтримки в них сольового режиму на допустимому рівні.

Продування допускається тільки за попередньою оформленим у встановленому порядку регламентом, погодженим Держуправлінням екологічної безпеки [11].

На навколишнє середовище діє також вода, яка надходить в атмосферу за рахунок додаткового випаровування і краплинного виносу вітром. Кількісні

величини втрат води на випаровування і винесення вітром визначаються нормативними документами.

Таблиця 2.8 – Сумарні величини тепловиділень, які надходять у водосховищі-охолоджувач і в бризкальні басейни

Кількість енергоблоків	Кількість тепла максимальна і мінімальна		
	Гкал/ч	Гкал/доба	Гкал/год
1	2115	50730	$13793 \cdot 10^3$
	2098	50310	$13640 \cdot 10^3$
2	4230	101460	$27585 \cdot 10^3$
	4195	100620	$27279 \cdot 10^3$
3	6345	152190	$41379 \cdot 10^3$
	6294	150930	$40920 \cdot 10^3$
4	8460	202920	$55172 \cdot 10^3$
	8392	201240	$54560 \cdot 10^3$

Радіологічна ситуація в районі розміщення станції в цей час, в основному, визначається радіонуклідами природного походження. Коротко існуючі техногенні ізотопи в ЗС ВП ХАЕС не виявлені. Забруднення території ^{137}Cs перебуває на рівні, близькому до рівнів глобального забруднення (близько 3 кБк/м^2).

Рельєф поверхні ближньої зони станції й наявність орографічних бар'єрів враховані при моделюванні розсіювання газоаерозольних викидів.

Оцінка ступеню забруднення ґрунтів показала, що, за винятком чорнобильських випадіннь, на території зони практично відсутні техногенні забруднення [8, 9].

2.2.3 Прогнозна оцінка хімічного і теплового забруднення

При роботі енергоблоків № 1,2 техногенний вплив ХАЕС практично не вплинуло на положення рівня підземних вод, однак позначилося на їхній хімічний склад і температурі.

Слід підкреслити, що хімічна і теплове забруднення ґрунтових вод і гідравлічно пов'язаної з ними верхній частині верхньопротерозойського горизонту локалізовано тільки в межах проммайданчика ХАЕС; на периферії проммайданчика зафіксовані фонові значення хімічного складу і температури підземних вод. При цьому в межах проммайданчика утворилася не суцільне поле техногенно забруднених підземних вод, а роз'єднані локальні ділянки, на яких підземні води характеризуються підвищеною мінералізацією і температурою.

Фільтрація води з підвідного та відвідного каналів не приводить до техногенного забруднення підземних вод, так як потік підземних вод спрямований у бік каналів. Дати прогноз кількісних змін у хімічному складі і температурі підземних вод, пов'язаних з техногенним впливом споруд ХАЕС, не представляється можливим, так як вихідні дані для такого кількісного прогнозу відсутні (можливі витіки хімічно забрудненої і гарячої води непередбачені).

Рекомендується в майбутньому провести спеціальний комплекс робіт для виявлення джерел техногенного впливу на підземні води. Негативний вплив можливих витоків виробничих вод, а також фільтрація з водоймища-охолоджувача не вплинуть на якість підземних вод за межами проммайданчика; це процес локальний. Впливу на якість води водозаборів господарсько-питного водопостачання ці процеси не нададуть [8].

2.3 Оцінка впливів на поверхневі й підземні води

Район розміщення ХАЕС знаходиться на східній окраїні Волино-Подільського артезіанського басейну, у зоні його з'єднання з Українським кристалічним масивом. Всі горизонти й комплекси, крім четвертинного, відносяться до міжпластових.

Для району ХАЕС характерний переважно плановий характер потоків підземних вод з генеральним напрямком руху до регіонального дренажу - р. Прип'яті, що обумовлено значною перевагою їхньої латеральної довжини в

порівнянні з потужністю й відносно низькою гідрографічною розчленованістю рельєфу.

Підвищенню стійкості гідродинамічних умов сприяє наявність водозаборів господарсько-питного водопостачання тільки в першому й третьому (найбільш глибокому) водоносних комплексах. У зв'язку із цим другий водоносний комплекс відіграє роль «буферної» системи, що сприяє захищеності третього (горбашевсько-поліського) водоносного комплексу, що є основним джерелом централізованого господарсько-питного водопостачання в 30-ти кілометровій зоні.

Режим ґрунтових вод у пункті й на проммайданчику після введення в експлуатацію ХАЕС сформувався під впливом техногенних факторів: створення водойми-охолоджувача, підвідного та відвідного каналів, а також техногенного впливу споруд ХАЕС на гідрогеологічну обстановку. Радіаційний стан підземних вод, у тому числі Нетішинського водозабору, задовільний, тобто нижче граничного рівня, регламентованого нормативними документами [6-9].

Поверхневі води Гідрографічну мережу в 30-кілометровій зоні впливу Хмельницької АЕС представляють річки басейну р. Горинь, а також озера, ставки, водоймища й меліоративна мережа каналів. Загальна кількість озер у зоні ХАЕС (у басейнах рік довжиною > 10 км) – 111, загальна площа їхнього водного дзеркала – 5,92 км². Загальна кількість водоймищ у зоні ХАЕС – 3. Найбільше з них – водойма-охолоджувач Хмельницької АЕС.

У процесі експлуатації енергоблоків № 1, 2, у результаті інфільтрації виробничих вод відбулися зміни деяких параметрів підземних вод. Внаслідок цього на деяких ділянках фіксується підвищення температури й мінералізації підземних вод, досить стійке в часі, однак це процес локальний і за межі проммайданчика не поширюється. Радіаційний стан підземних вод, у тому числі Нетішинського водозабору, задовільне, тобто нижче граничного рівня, регламентованого нормативними документами. За результатами моделювання, використовуваний для забору води водоносний комплекс характеризується

захищеністю від поверхневого хімічного й радіонуклідного забруднення, тобто відносяться до екологічно стійких джерел господарсько-питного водопостачання.

2.3.1 Оцінка за індексом забруднення води

Аналізуючи якість води відкритого водоймища р. Горинь в районі м. Славута, встановили, що патогенна мікрофлора і бактеріофаги не були виявлені. Проте максимальна контамінація води лактозопозитивні бактеріями (ЛКП) від 24000 до 110000 КОЕ/дм³ свідчать про забруднення води, яка за мікробіологічними показниками відповідає IV категорії джерел водопостачання. Представлені дані свідчать про те, що вміст бактерій групи кишкової палички (БГКП) у воді колодязів коливається в межах менше 10 КУО/дм³. Максимальні значення БГКП в 1 дм³ перевищували нормативи – 10 КУО/дм³ в 2,3 рази, що створювало епідеміологічну загрозу при вживанні такої води.

Аналізуючи якість води відкритого водоймища р. Горинь в районі м. Славута (табл. 2.9), встановили, що патогенна мікрофлора і бактеріофаги не були виявлені. Проте максимальна контамінація води лактозо позитивні бактеріями (ЛКП) від 24000 до 110000 КОЕ/дм³ свідчать про забруднення води, яка за мікробіологічними показниками відповідає IV категорії джерел водопостачання.

Проби води, відібрані зі ставка-охолоджувача м. Нетішин в 2019 році, за середнім значенням індексу ЛКП (менше 4697) відповідали вимогам СанПіН 4630-88 «Санітарні правила і норми охорони поверхневих вод від забруднення». У холодний період року індекс ЛКП становив менше 300; в теплий - до 46000, що не відповідало вимогам СанПіН 4630-88 [11].

2.3.2 Екологічна оцінка

1) У період з 20014-2019 роки вода р. Горинь в межах м. Славута за основними санітарно-технічними показниками мала стабільний склад з відхиленнями в межах ГДК. Виявлене наявність забрудненості річкової води

органічними речовинами (перевищення гігієнічних нормативів за БПК₂₀ і ГПК в три рази відповідних гранично-допустимих нормативів) і загальним залізом (до 2,6 ГДК), а також епізодичне коливання рН води в кислу сторону (5,3 - 5,4), що імовірно пов'язано зі скиданням у р. Горинь недостатньо очищених стічних вод.

Таблиця 2.9 – Санітарно-бактеріологічний аналіз води 2019

Назва водойм		Індекс ЛКП		Індекс Е. СоП	
		середнє значення	діапазон коливань	середнє значення	діапазон коливань
м.Славута	р. Горинь	2916±1397	від 230 до 4300	-	-
м.Нетішин	Водойма-охолоджувач	<(4697±112000)	від 300 до 46000	-	-
	р.Горинь	<(23159±44582)	від 300 до 110000	619±3	від 0 до 360

2) Вода р. Горинь в динаміці в межах м. Нетішин за органолептичними особливостям, мінеральному складу і показниками органічного забруднення мала стабільний склад в межах ГДК. Відхилення від гігієнічних нормативів виявлено за показниками БПК₂₀ і ГДК до 1,9 допустимого рівня, що свідчить про наявність органічного забруднення. Вміст розчиненого кисню у воді річки періодами знижується до рівнів 0,77-1,1 мг/дм³ і може викликати різке гальмування біохімічних процесів самоочищення і мор риби. Епізодично, при вмісті розчиненого кисню 0,77-1,1 мг/дм³ річкову воду можна віднести до високого ступеня забруднення з індексом - 3.

3) Для води водосховища-охолоджувача характерне підвищення активної реакції води в кислу сторону, збільшення величин перманганатная окислюваність і періодичне зниження вмісту розчиненого кисню до критичного рівня, що викликає гальмування біохімічних процесів самоочищення води. За гігієнічною класифікацією водних об'єктів за показником - розчинений кисень

вода відноситься до категорії надзвичайно забрудненої з індексом забруднення - 3, що пов'язано зі специфікою ВО.

4) Проведені дослідження показали, що на якість води в р. Горинь впливають скиди неочищених або зовсім неочищених господарсько-побутових стічних вод і зливових вод з території міста [10].

5) Питна вода системи централізованого господарсько-питного водопроводу м. Славути за основними санітарно-хімічними показниками відповідала вимогам чинного стандарту (ГОСТ 2874-82 «Вода питна» та ДСанПіН № 383 186/1940). У період спостережень визначено наднормативне вміст у питній воді заліза (до 4,2 ГДК), марганцю (до 2,2 ГДК), вміст фтору було менше ГДК в 2,7 рази, що свідчить про необхідність удосконалення технології водопідготовки на водопровідній станції міста. Для запобігання соматичних захворювань населення питна вода вимагає додаткового фторування.

6) Якість питної води централізованого господарсько-питного водопостачання м. Нетішин в період спостережень з основними санітарно-хімічними показниками відповідало вимогам чинного санітарного законодавства. Спостерігалися відхилення від стандарту за вмістом у питній воді залишкового вільного хлору (до 1,4 ГДК) і нітратів (до 1,1 ГДК). Незначна наднормативна концентрація нітратів у питній воді свідчить про наявність органічного засмічення в розподільній мережі міста.

7) Колодязна (грунтова) вода в м. Славути протягом семи років спостережень за органолептичними показниками мала хороші якості (запах і присмак відсутні). Епізодично вміст нітратів (за максимальними показниками) збільшувалася до 3,4 ГДК, що свідчить про наявність значного органічного забруднення.

8) За результатами санітарно-мікробіологічних досліджень протягом 2014 – перших п'яти місяців 2019 років якість питної води з джерел централізованого та нецентралізованого водопостачання в м. Славути – 100 % відборів відповідали вимогам за бактеріологічними показниками.

9) Протягом 2014-2019 років значення санітарно-мікробіологічних показників води з поверхневих водойм в р. Горинь м. Славута перебували на однаковому рівні, при цьому якість за останні 2,5 роки значно покращився.

2.4 Оцінка впливів на ґрунти

Забруднення ґрунту ТМ відбувається трьома основними шляхами: повітряним, водним та внесенням разом з добривами і пестицидами при сільськогосподарському землекористуванні.

Найбільш поширений і важливий повітряний шлях надходження важких металів у вигляді аерозолів і газів, як наслідок викидів промислових підприємств, двигунів внутрішнього згорання, ТЕС, ТЕЦ, в результаті використання населенням природного палива (вугілля) для обігріву приміщень. Основний забруднення локалізується в районі знаходження джерела викидів. Найбільш істотні рівні забруднення ґрунтів ТМ спостерігаються в радіусі 10 км. Однак залежно від метеорологічних факторів, рельєфу, висоти викиду зона забруднення може займати великі території, а його сліди спостерігаються на великому видаленні від джерела.

У населених пунктах, де в якості палива використовується кам'яне вугілля, забруднення ґрунтів свинцем простежується на відстань 5 км від межі населеного пункту. Ймовірність аерозольного забруднення сільськогосподарської продукції на присадибних ділянках і городах досить висока. Основним джерелом забруднення свинцем на досліджуваній території є автомобільні дороги. Тверді частинки неорганічних сполук свинцю, надходячи з вихлопами двигунів внутрішнього згорання в атмосферу, утворюють аерозолі. Навколо доріг з різною інтенсивністю руху автотранспорту утворюються локальні геохімічні аномалії, які мають ширину від 100 до 200 м. За рахунок вітрового перенесення пилу з дороги спостерігається значне (до 50 % від загального) забруднення рослин свинцем, з максимумом на відстані 60 м від дороги [8, 11].

Залежно від рельєфу та кліматичних особливостей аномалії можуть мати різноманітну конфігурацію з поступовим зниженням концентрацій забруднювача від центру до периферії. Таким чином, автодороги утворюють постійно діючі лінійні аномалії, які призводять до забруднення сільськогосподарської продукції вздовж них. Аномалії мають виражену сезонну і кліматичну динаміку, різкі зміни концентрацій, їх параметри важко прогнозувати. Через зону спостереження проходять тільки дві дороги регіонального значення (Р-05, Р26), які не є автомагістралями.

На досліджуваній території відсутні великі промислові об'єкти, які скидають у воду свої відходи. Локальні забруднення можуть викликати комунальні води, стічні води тваринницьких ферм, відходи цукрових заводів, які при недостатній очищенню потрапляють в річки і водосховища. В даний час спостерігається спад у сільськогосподарському виробництві, а відповідно і зменшення кількості рідких скидів.

За даними екологічних паспортів Хмельницької та Рівненської областей перевищення ГДК ТМ у контрольних створах річок, які знаходяться в ДТ, не спостерігалось. Орошення в сільському господарстві ДТ не використовується і не може бути додатковим джерелом забруднення сільськогосподарських угідь ТМ. У сільськогосподарському виробництві використовуються різноманітні добрива та пестициди, які містять домішки ТМ. Внесення добрив на поля не завжди виконується згідно науково-обґрунтованим нормативам доз, що призводить до підвищення концентрації ТМ в ґрунтах і виникнення локальних аномалій. Так, разом з фосфорними добривами вноситься значна кількість кадмію. З 1 т фосфатного сировини в навколишнє середовище його надходить від 1,6 до 4,5 г. При внесенні калійних добрив надходять в ґрунт мідь і цинк. За даними, наведеними в, на 1 га ґрунту при внесенні 60 кг К20 надійшло 3,4 г міді та 12,3 г цинку, менші кількості свинцю і кадмію. У вапнякових матеріалах вміст кадмію коливається від 0,25 до 13 мг/кг, свинцю – 26 мг/кг, міді – 11 мг/кг, цинку – 13 мг/кг [11-16].

Необхідно відзначити, що вміст ТМ у різних видах добрив істотно залежить від місцезнаходження родовищ, з яких береться сировина для виробництва. Для оцінки масштабів, в яких може коливатися зростання концентрацій ТМ у ґрунті за рахунок привнесення з добривами, проведено розрахунок кількісних значень.

Разом з інсектицидами на поля вноситься свинець, з цинковими добривами обробці вноситься надлишок даного елемента, мідь у вигляді домішок вноситься з вапном і в суперфосфаті, а також з гноєм (20 т гною дають 40 г міді). Підстилковий гній, збагачений органічними та мінеральними сполуками, також містить велику кількість ТМ. У зв'язку з відсутністю достатньої кількості мінеральних добрив, в даний час він є основним добривом.

Забруднення сільськогосподарських угідь ТМ внаслідок внесення добрив є одним з незначних джерел надходження їх у сільськогосподарські культури. Через відсутність великих промислових підприємств кольорової і чорної металургії ймовірність повітряного забруднення існує поблизу автодоріг.

Таблиця 2.10 – Результати оцінки вмісту важких металів у деяких добривах, мг/кг (кислотна витяжка) [8]

Назва добрива	Cu	Zn	Pb	Cd
аміачна селітра	0,18	0,21	0,04	<0,001
сечовина	0,21	0,18	0,05	<0,001
нітрофоска	0,27	0,29	0,07	0,002
суперфосфат	18,4	21,9	34,3	0,34
суперфосфат подвійний	22,7	31,9	40,4	0,37
калій магnezія	4,1	6,0	9,1	0,31
Калійна сіль 30 - %	6,5	14	13,8	0,54
Калійна сіль 40 - %	8,4	12,3	14,9	0,57

За результатами проведених досліджень вміст міді, цинку, кадмію та свинцю в ґрунтах, території, прилеглої до ХАЕС, перебуває на фоновому рівні. Можливе незначне додаткове техногенне надходження свинцю в ґрунти сільгоспугідь, що примикають до автодоріг, не приведе до перевищення

середніх фонових концентрацій цього елемента та забруднення їм сільгосппродукції.

У результаті ґрунтових, ландшафтних і ландшафтно-геохімічних досліджень в 30-ти кілометровій зоні впливу ХАЕС встановлено, що:

Структура ґрунтового покриву 30-ти кілометрової зони впливу ХАЕС відрізняється сильною строкатістю. Складністю ґрунтової структури 30-ти кілометрової зони впливу ХАЕС (біля 500 ґрунтових відмін) визначається ще й тим, що регіон розташований на стику Малого Полісся, Поліської провінції та лісостепової зони, що відобразилося не лише на значній типологічній різноманітності ґрунтів, але й на різноманітному їх поєднанні.

Деградаційні процеси ґрунтів, пов'язані з будівництвом Хмельницької АЕС, розповсюджені лише в зоні проммайданчика. Наявність їх в 30-ти кілометровій зоні ХАЕС не пов'язана з роботою станції. Основні види деградації ґрунтів зони дослідження пов'язані з їх інтенсивним сільськогосподарським використанням, проведенням комплексу осушувальних меліорацій і наступним освоєнням меліорованих земель.

В умовах нормальної експлуатації робота ХАЕС в складі чотирьох енергоблоків не відобразиться на величинах природного радіоактивного фону, оскільки прогнозована щільність радіоактивного забруднення при цьому в десятки разів менша від прийнятих в Україні і світі нормативів [11].

2.5 Оцінка впливів на рослинний світ

Рослинний світ. Територія 30-ти кілометрової зони ХАЕС знаходиться на південно-західному краї зони змішаних лісів на стику трьох геоботанічних округів. Центральна й східна частини характеризуються типовими рисами природи Полісся. Складність рельєфу, неоднорідність зволоження й строкатість четвертинних відкладень спричиняються розмаїтістю рослинного світу.

Флора зони відноситься до флори міграційного типу, що сформувались за рахунок різних видів центрів розвитку (основними є гумідна, аридна й

арктоальпійська). Провідні позиції займають бореальні види. Серед них переважають види з голарктичним і євразійським типами ареалів. Бореальні елементи утворюють види лугів, боліт і хвойних лісів. Їхня перевага пояснюється не стільки кліматичними, скільки історичними умовами. Друге місце займають неморальні види. Це види широколистяних лісів, що заходять і в дубово-соснові ліси. Інші елементи флори не грають у її утворенні помітної ролі. Плюрорегіональні й космополітні види становлять невелику частину флори зони (близько 2 %). Це переважно водні, почасти, прибережно-водні види рослин озер і рік [7].

Комплексність рослинного покриву - одна із самих примітних особливостей цієї території. Природна рослинність значною мірою збереглася. У рослинному покриві переважають ліси, середня лісистість території зони спостереження 28 %. Головною особливістю лісів є їх переважна едафічна обумовленість. Перевага серед поверхневих порід флювіогляціальних відкладень легко механічного складу привела до панування сосни серед лісоутворюючих порід більшої частини території.

Соснові ліси займають верхні частини схилів і їхньої вершини, переміняючись у зниженнях дубово-сосновими лісами або евтрофними або мезотрофними болотами. У ценотичному відношенні соснові ліси представлені такими основними групами асоціацій: соснові ліси лишайникові, соснові ліси і соснові ліси чорнично-зеленомошні, соснові ліси молінієві. Характерними рисами дубово-соснових лісів є наявність двох'ярусного деревостою, ярусу підліска, а також видове багатство трав'яно-кустарничкового ярусу, у якому сполучаються бореальні й неморальні види. Вони представлені двома групами асоціацій - дубово-соснові ліси крушинові й дубово-соснові ліси ліщинові.

Основні масиви грабово-дубових лісів зустрічаються в північній частині зони на сірому і ясно-сірому лісовому суглинному ґрунтах на лесі й лесовидних суглинках. Їм властивий двох'ярусний деревостій з високою зімкнутістю. Для цих лісів характерна наявність поряд з неморальними, ряду бореальних видів [11].

Складні багатоконпонентні співтовариства являють собою грабово-сосново-дубові ліси, що зустрічаються в центральній частині території зони. Ці ліси сформувалися на більш бідних ґрунтах, займають більш високе гіпсометричне положення, тобто розташовуються вище грабово-дубових. Їх деревостій має триярусну будову, травостій розріджений і має нерівномірне додавання: види зустрічаються групами на більше освітлених місцях. Роль бореальних видів вища, ніж у грабово-дубових лісах.

Березові ліси сформувалися на місці соснових і дубово-соснових. Вони досить поширені, але більших масивів не утворюють, зустрічаючись невеликими ділянками в комплексі з лісами, на місці яких утворилися. Для них характерна значна домішка в деревостою інших порід. Трав'яно-кустарничковий покрив різноманітний по видовому складу. Як правило, він "успадкований" від соснових і дубово-соснових лісів, у зв'язку із чим серед березових лісів переважають зеленомошні, орлякові, чорничні, молінієві.

Класичне місце розташування вільхових боліт – притерасна частина заплави більших рік і уздовж невеликих річок, у перезволожених зниженнях з високим рівнем багатих мінеральними речовинами ґрунтових вод.

Загальні закономірності антропогенних змін рослинного покриву зони спостереження полягають у зменшенні площ боліт і луків, викликаному осушенням і наступною оранкою, у трансформації рослинності осушених боліт у напрямку поступового формування торф'янистих луків, у трансформації справжніх луків внаслідок перевипасу в торф'яністі луки, у трансформації луків у болота в зоні підтоплення водойми-охолоджувача, у розширенні площі монокультур сосни і їли на місці більше складних лісових співтовариств.

Таким чином, рослинний світ зони впливу – надзвичайно цікавий об'єкт як із флористичної, так і фітоценотичної точок зору. Рослинний покрив її відрізняється багатством і розмаїтістю. Поряд з типовими сосновими й дубово-сосновими лісами значна участь у рослинному покриві приймають грабово-дубові ліси. На їхньому фоні контрастно виступають мезотрофні болота

западин і типові лугові ділянки. Рослинний світ зони має велике созоологічне значення, оскільки в ньому збереглися рідкі співтовариства й рідкі види [7, 11].

Така оцінка в даний час являє вкрай складне завдання, оскільки можливі опосередковані впливу станції на рослинний світ при НУЕ, поєднуються з більш вагомими впливами різних чинників, пов'язаних з господарським використанням території ДТ (рубки, розорювання, сінокосіння, випас, меліорація, будівництво, рекреація, пожежі та ін.)

Застосована методика фітоіндикації, апробована на багатьох об'єктах.

Суть фітоіндикації полягає у виявленні та оцінці змін, що відбуваються в навколишньому середовищі, з використанням видів рослин, які виростають тільки в певних межах зміни якого-небудь екологічного чинника. Рослинне співтовариство, яке формує свою внутрішню мікросередовище, в значній мірі складається з набору видів, тонко реагують на екологічні зміни, і відображає екологію екотопах. Тому флористичний склад ценозу є хорошим і чутливим індикатором стану, функціонування та динаміки екосистеми. Для оцінки екологічних факторів використовувалися не окремі види, а сукупність всіх видів, які складають спільноти, з урахуванням їх проективного покриття.

2.6 Оцінка можливого впливу на тваринний світ

Досліджуваний район відповідно до еколого-зоологічного районування України відноситься до Бессарабско-Подільської ділянки зони широколистяних і змішаних лісів. Тут деякі середньоземноморські види проникають далеко на північ і при цьому далеко на південь проникають окремі представники північної лісової фауни.

Аналіз фауни регіону показав, що вона відрізняється досить високим ступенем видової розмаїтості й присутністю видів, рідких в Україні і Європі. Орієнтовно в регіоні живе близько 300 видів, 30 родів, 5 класів хребетних. Завдяки тому, що даний район перебуває на стику Лісостепової й Лісової зон, отут спрацьовує правило високої видової розмаїтості фауни на екотоні (у цьому

випадку на стику природних зон). Найбільше чітко ця закономірність простежується при дослідженні населення птахів і комах.

В 30-ти кілометровій зоні ХАЕС живуть 19 видів, занесених у Червону книгу України, 2 види - у Європейський Червоний список (деркач і видра), і близько 20 - у Європейський устав видів, яким загрожує зникнення.

Експлуатація двох додаткових енергоблоків у цілому не вплине на структуру й динаміку рослинних співтовариств, а також не спричинить зміни чисельності популяцій рідких і внесених до Червоної книги України видів рослин. Однак у випадку проведення додаткових будівельних або інших робіт, пов'язаних зі зміною гідрорежиму, порушенням цілісності рослинного або ґрунтового покриву, необхідно додаткове дослідження й екологічна експертиза цієї території.

Радіаційна ситуація в районі ЗС ВП ХАЕС у цей час визначається в основному радіонуклідами природного походження. Біоіндикатором радіоактивного забруднення доцільно використовувати гриби, сосну, чорницю, мохи та лишайники (для кожного з ярусів), для яких є достатня база даних і встановлені відповідні залежності. У цілому, радіаційний вплив більш ніж двадцятилітньої діяльності ВП ХАЕС не позначилося на стані рослинності ЗС [7, 11].

2.7 Оцінка дози опромінення населення за рахунок викидів АЕС

Проведена оцінка річних ефективних доз на населення по всіх шляхах впливу, включаючи надходження радіонуклідів з продуктами харчування. Індивідуальна річна ефективна доза на представників дорослого сільського населення що проживає, біля кордону санітарно-захисної зони може скласти 0,6 мкЗв. індивідуальний ризик виникнення стохастичних ефектів при такій дозі знаходиться нижче нехтуванні рівня.

Аналіз шляхів впливу показав, що максимальний внесок у очікувану ефективну дозу на всіх відстанях вносять радіоактивні благородні гази ^{88}Kr ,

^{133}Xe , ^{135}Xe при опроміненні від хмари. Решта шляхи впливу в формування дози вносять істотно менший внесок.

Максимальна розрахункова ефективна індивідуальна доза 2,8 мкЗв /рік отримана на відстані 0,5 км у східному напрямку від станції. На відстані 25 км сумарна ефективна доза зменшується до сотих мкЗв.

Аналіз отриманих оцінок дозволив зробити висновок про те, що основний внесок у формування дозових навантажень на організм людини на території ЗС ХАЕС при роботі станції в режимі нормальної експлуатації будуть вносити природні радіонукліди: ^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th та продукти їх розпаду. Штучні радіонукліди глобальних випадів, радіонукліди чорнобильського походження і, тим більше, радіонукліди викидів ХАЕС, дають істотно менший внесок у величину дози опромінення. За добу від природного фонового опромінення людина одержує приблизно таку ж дозу, як і від викидів ХАЕС за рік [11].

Згідно НРБУ-97, населення, яке проживає поблизу АЕС, може отримати дозу опромінення за рахунок газо-аерозольних викидів АЕС, що не перевищує 4 % граничної дози, тобто < 40 мкЗв/рік, причому ця доза формується за всіма шляхами впливу. У разі населення оціночні дозові навантаження за межами СЗЗ будуть на два порядки величини нижче встановлених лімітів.

Найзагальнішим з віддалених наслідків опромінення є скорочення тривалості життя. В багатьох досліджах виявлена пряма залежність між дозою радіації і ступенем скорочення тривалості життя. Віддаленими наслідками також можуть бути виникнення нових лейкозів, збільшення кількості катаракт (порівняно з середнім рівнем), порушення рівноваги функції ендокринних залоз, зниження плодючості, тимчасова втрата здатності до відтворення (стерильність), ослаблення імунітету, ранній прояв симптомів старіння.

Злоякісні новоутворення під впливом опромінення можуть виникати практично в усіх органах. Найчастіше спостерігаються лейкози, раки молочної залози, яєчників, а також шлунка і легенів (які виникають, головним чином, внаслідок загальної променевої дії). Пухлини шкіри та кісток, як правило, наслідок локального опромінення, зовнішнього (шкіра) або внутрішнього.

Типовим віддаленим наслідком загального опромінювання організму або локального опромінення є помутніння кришталика ока – катаракта. Отже, наведені прогнозні оцінки дозових навантажень для за даних умов показують, що внесок радіонуклідів викидів АЕС становить дуже малу величину в порівнянні з дозовими навантаженнями від природних і штучних (глобальних випадів) радіонуклідів [11, 12].

3 ПРОБЛЕМАТИКА ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЗБЕРЕЖЕННЯ, ЗАХОРОНЕННЯ ТА ПЕРЕРОБКИ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ

3.1 Поводження з радіоактивними відходами в Україні

В Україні є три основні потоки радіоактивних відходів (РАВ): 1) потік відходів Чорнобильського походження (РАВ, що утворилися після аварії на ЧАЕС, та при ліквідації її наслідків: $3E+6$ м³, $1E+7$ Ки); 2) потік відходів від АЕС (на АЕС України в експлуатації знаходяться 15 енергоблоків: $3E+5$ м³, $5E+4$ Ки); 3) потік відходів від ДК «УкрДО «Радон» (РАВ, що зберігаються на спецкомбінатах ДК «УкрДО «Радон»: $5E+3$ м³, $2E+6$ Ки) таблиця 3.1.

Відповідно до Стратегії поведження з радіоактивними відходами в Україні, схваленої розпорядженням Кабінету Міністрів України, впродовж 2010-2060 років передбачено завершення створення та забезпечення ефективного функціонування в Україні цілісної системи поведження з радіоактивними відходами.

Одним з ключових завдань Загальнодержавної програми є подальший розвиток комплексу виробництв «Вектор» – продовження будівництва і експлуатація об'єктів першої черги, також початок будівництва і експлуатації його другої черги, яка передбачає не тільки захоронення, але й довготривале зберігання і переробку РАВ. Об'єкти другої черги комплексу виробництв «Вектор» будуть розміщені на майданчику першої черги з використанням його інфраструктури. Розширення функцій комплексу виробництв «Вектор» буде здійснено за рахунок створення необхідних технологій переробки РАВ і будівництва сховищ відповідного призначення, що значно розширить експлуатаційні можливості всього комплексу.

Для довготривалого зберігання високоактивних і довгоіснуючих РАВ з усіх вищенаведених потоків РАВ, переробки, кондиціонування, зберігання довгоіснуючих РАВ і відпрацьованих джерел іонізуючого випромінювання, а також для захоронення короткоіснуючих РАВ від експлуатації і зняття з

експлуатації АЕС України Загальнодержавною програмою передбачено проектування і будівництво другої черги комплексу виробництв «Вектор». Відповідне техніко-економічне обґрунтування отримало позитивні висновки комплексної державної експертизи і узгоджено в Кабінеті Міністрів України в грудні 2019 року. Відповідно до Загальнодержавної програми попередня обробка і кондиціонування радіоактивних відходів до стану, що відповідає критеріям приймання їх для довготривалого зберігання або захоронення у сховищах комплексу виробництв «Вектор», проводиться на майданчиках підприємств, на яких вони утворюються, або на установках спеціалізованих підприємств у відповідних регіонах.

Таблиця 3.1 – Обсяги РАВ, накопичені на ПЗРВ міжобласних спецкомбінатів об'єднання "Радон"

Міжобласні спецкомбінати	Кількість накопичених відходів		
	ТРО, м ³	ЖРО, м ³	ІІ, кг-екв. Радію
Київський	1800	450	42,0
Харківський	820	30	20,0
Дніпропетровський	370	100	4,0
Одеський	530	118	1,2
Львівський	200	20	0,2
Донецький*	-	-	-

* Донецький спецкомбінат не має пункту захоронення радіоактивних відходів (ПЗРВ)

Для цього передбачено створення на атомних електростанціях установок для кондиціонування радіоактивних відходів, накопичених за період експлуатації, у тому числі сольового плаву, впровадження уніфікованих систем, що забезпечують пакування радіоактивних відходів у формі та стані, прийнятних для захоронення з використанням передових наукових і технологічних досягнень [13-18]. ПТЛРВ – це прості інженерні спорудження, у яких знаходилися радіоактивні відходи, зроблені у вигляді траншей або наземних буртів без гідроізоляції. Зверху подібні споруди перекривалися шаром ґрунту.

Для зручності обліку вони розбиті на сектори з серією споруд, найменування яких присвоєні по територіальній ознаці зони відчуження. У таблиці наведені дані про обсяг й активність РАВ в деяких ПТЛРВ зони відчуження.

Технологічна схема завантаження РАВ здійснюється дистанційно. Хоча нині розроблено проект консервації об'єкта, доцільно розглянути проблему часткового завантаження високоактивних тривалоіснуючих РАВ до вирішення питання про створення нових сховищ для високоактивних відходів.

На даний момент роботи щодо обстеження й інвентаризації ПТЛРВ продовжуються. Ідентифіковано 235 (дані 2010 р.) місць захоронення, з яких 15 % - ті, які підтоплюються, із глибиною підтоплення (від дна траншей до рівня ґрунтових вод) у паводковий період від 0,3 до 2,2 м. У секторах ПТЛРВ є вогнища забруднення ґрунтових вод (до 500 Бк-л-1 за стронцієм-90).

Проблема РАВ – одна із принципових, оскільки ці відходи становлять загрозу виносу радіоактивного забруднення за межі зони відчуження. Особливо небезпечними є пункти захоронення РАВ "Підлісний" та "Комплексний", які потребують постійного контролю і технічного обслуговування через невдалу конструкцію і низьку якість будівельних робіт при їх спорудженні у 1986 р [10].

Основними засобами запобігання поширення радіонуклідів є перезахоронення або їх локалізація й ізоляція за місцем розташування. Локалізація може бути досягнена шляхом закріплення або фіксації радіонуклідів. Створення інженерних і природних бар'єрів, що перешкоджають переміщенню радіонуклідів, дозволяє ізолювати їх від зовнішнього середовища. Протягом 2017-2018 років локалізовано 59,1 куб. м неконтрольованих накопичень РАВ.

За межами зони відчуження також було створено велику кількість спеціальних об'єктів:

- пункти спеціальної обробки (ПуСО), призначені для дезактивації автотранспорту й техніки;
- пункти збору радіоактивних відходів (ПЗРВ);

- пункти збору відходів дезактивації (ПЗВД).

3.2 Підприємства, що здійснюють поводження з РАВ

У цей час на Україні здійснюється тимчасове зберігання РАВ всіх типів і рівнів активності, однак захоронення здійснюється лише для дуже обмеженого їхнього переліку. Єдиним сховищем в Україні, де здійснюється захоронення РАВ є ГІЗРВ «Буряківка». Тут захоронюються низькоактивні короткоживучі РАВ чорнобильського походження. Кондиціонування РАВ з метою їхнього тривалого зберігання або захоронення практично не проводиться [14].

У таблиці 3.1 наведені узагальнена характеристика сховищ радіоактивних відходів та експлуатуючі організації, існуючі сховища РАВ.

Таблиця 3.1 – Характеристика сховищ РАВ та експлуатуючі організації

Джерело РАВ	Назва, призначення й опис сховища	Експлуатуюча організація	Відомство	Наявність ліцензії	Необхідні технічні удосконалення
Видобуток і переробка уранових руд	Зберігання РАВ, терикони та поверхневі сховища, не обладнані інженерними бар'єрами	СхідГЗК	Мінпалив-енерго	Так	Потрібне удосконалення технології рекультивції сховищ
Переробка уранових матеріалів	Зберігання РАВ, поверхневі сховища, не обладнані інженерними бар'єрами	Пхз	Мінпалив-енерго	Немає	Потрібна рекультивация сховищ. Адміністративний контроль
АЕС	Зберігання РАВ, інженерні споруди СВЯП	АЕС	Мінпалив-енерго	Так	Потрібне видобування РАВ.
РАВ «Багерovo»		МО		Немає	Потрібне

3.3 Класифікація РАВ в Україні

Відповідно до вимог «Норм радіаційної безпеки України. Доповнення; радіаційний захист від джерел потенційного опромінення» (НРБУ-97/Д-2000) і

залежно від цілей класифікації радіоактивні відходи (РАВ) поділяються на типи, групи і категорії.

Визначаються два типи РАВ:

- короткоіснуючі РАВ (КІВ) – рівень звільнення від регулюючого контролю досягається раніше, ніж через 300 років після їхнього захоронення;
- довгоіснуючі РАВ (ДІВ) – рівень звільнення від регулюючого контролю досягається через 300 і більше років після їхнього захоронення.

Ця класифікація заснована на критерії припустимості (неприпустимості) захоронення РАВ в приповерхньому (поверхневому) або геологічному сховищі.

Класифікація РАВ, заснована на критеріях припустимості (неприпустимості) їхнього захоронення в сховищах різних типів [15, 16].

Таблиця 3.2 – Припустимі типи захоронення РАВ

Тип РАВ	Дози потенційного опромінення через 300 років після захоронення	Тип можливого звільнення в період до 300 років після	Припустимий тип захоронення РАВ
Короткоіснуючі	Нижче рівня 1 мЗв/рік	Повне, обмежене	Поверхневий або приповерхній
Довгоіснуючі	Вище рівня 50 мЗв/рік	Не розглядається	У стабільних глибоких геологічних формаціях

З таблиці 3.2 видно, що РАВ поділяються на два типи: короткоіснуючі, довгоіснуючі і місця їх захоронення.

Залежно від фізичного стану РАВ розділяються на тверді, рідкі та газоподібні [16].

Тверді РАВ поділяються на чотири групи за критерієм «рівень вилучення».

Таблиця 3.3 – Класифікація твердих РАВ за критерієм «рівень вилучення»

Група РАВ	Тверді РАВ	Рівень вилучення, кБіс-кТ ¹
1	Трансуранові альфа-вигіромініюючі радіонукліди	0,1

2	Альфа-випромінюючі радіонукліди (за винятком трансураничних)	1
3	Бета-, гамма-випромінюючі радіонукліди (за винятком віднесених до групи 4)	10
4	^3H , ^{14}C , ^{36}Cl , ^{45}Ca , ^{53}Mn , ^{55}Fe -55, ^{59}Ni , ^{63}Ni , $^{93\text{m}}\text{Nb}$ -93, ^{99}Tc , ^{109}Cd , ^{135}Cs , ^{147}Pm , ^{151}Sm , ^{171}Tm , ^{204}Tl	1000

Таблиця 3.4 – Класифікація твердих РАВ за критерієм питомої активності.

Категорії РАВ	Інтервал значень питомої активності, кБк-кг*			
	Альфа-радіонукліди		Бета-, гамма радіонукліди	
	Група 1	Група 2	Група 3	Група 4
Низькоактивні (НАВ)	$10^{-1} - 10^1$	$10^0 - 10^2$	$10^1 - 10^3$	$10^3 - 10^5$
Середньоактивні (САВ)	$10^1 - 10^5$	$10^2 - 10^6$	$10^3 - 10^7$	$10^5 - 10^8$
Високоактивні (ВАВ)	більше 10^5	більше 10^6	більше 10^7	більше 10^8

Примітка. Категорія високоактивних РАВ розділяється на дві підкатегорії:

а) «низькотемпературній високоактивні РАВ – питоме тепловиділення не перевищує $2 \text{ кВт} \cdot \text{м}^{-3}$;

б) «тепловиділяючі» високоактивні РАВ -тепловиділення перевищує $2 \text{ кВт} \cdot \text{м}^{-3}$.

До рідких РАВ відносяться: неорганічні розчини, пульпи фільтрувальних матеріалів, шлами. органічні рідини (масла, розчини).

3.4 РАВ, що утворюються в процесах експлуатації і виведення з експлуатації АЕС

В Комплексній Державній Програмі поводження з РАВ АЕС чітко сформульовані всі заходи щодо поводження з РАВ, які доцільно виконувати на АЕС:

- 1) проектування, виготовлення та введення в експлуатацію технологічних ліній попередньої переробки твердих та рідких РАВ на Рівненській, Хмельницькій, Запорізькій, Південно-Українській АЕС;
- 2) проектування та введення в експлуатацію сховищ контейнерів з сольовим плавом;
- 3) реконструкція сховищ твердих РАВ;
- 4) проектування, виготовлення та введення в експлуатацію технологічної лінії видалення твердих РАВ із сховища та їх сортування;
- 5) будівництво та введення в експлуатацію центрального підприємства переробки РАВ АЕС;
- 6) розроблення та впровадження приладів і методик контролю фізичних параметрів РАВ;
- 7) створення Державного реєстру РАВ та кадастру сховищ РАВ;
- 8) вдосконалення нормативних актів та навчально-методичної документації з питань поводження з РАВ;
- 9) розроблення та організація промислового виробництва контейнерів для збирання, зберігання та транспортування РАВ.

Виведення енергоблоків з експлуатації повинне здійснюватися таким чином, щоб радіаційний вплив речовин у твердому, газоподібному та аерозольному стані не перевищував рівнів, визначених відповідними нормативними актами.

Сховища РАВ, які існують на території АЕС заповнюються швидкими темпами, а на деяких АЕС ситуація вже набула, або наближається до критичного становища [17].

4 ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ УТИЛІЗАЦІЇ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ

4.1 Опис критеріїв сховищ та площадок для захоронення РАВ, для зменшення ризику при їх експлуатації

Як уже відзначалося, радіоактивні відходи, що містять короткоживучі радіонукліди, національним законодавством дозволяється захороняти у поверхневих і приповерхневих спорудах. Всі інші радіоактивні відходи допускається захороняти тільки в сховищах геологічного типу, після переведення їх у твердий стан вибухо-, пожежо- і ядернобезпечні форми. Отже, до створення подібної споруди, на це потрібно буде кілька десятиліть, подібні відходи повинні зберігатися у відповідних безпечних умовах.

Основні вимоги зі забезпечення безпеки сховищ радіоактивних відходів регулюються нормативними документами, вони встановлюють процедури, умови і критерії ліцензування, вибору і отвердження площадки для будівництва, проектування, будівництва, експлуатації, закриття і зняття з експлуатації, забезпечення якості, проведенні радіаційного контролю і моніторингу навколишнього середовища.

Для кожного сховища повинні розроблятися й узгоджуватися з наглядовими і регулювальними органами критерії прийому радіоактивних відходів на зберігання або захоронення, до яких можна віднести:

- перелік і максимальна активність радіонуклідів;
- вимоги до форми відходів;
- перелік і гранично допустимий вміст токсичних й інших небезпечних нерадіоактивних речовин,
- вимоги до упаковок, контейнерів і їхнього маркування і т.п.

Перелік критеріїв може уточнюватися і розширюватися як ліцензіатом, так і регулювальним органом [16].

На кожну упаковку з відходами, виробниками відходів повинний бути складений паспорт, у якому подаються основні характеристики відходів.

Крім того для кожного сховища встановлюють:

- межі загальної активності, у тому числі для кожної ємності чи модуля,
- час і умови зберігання,
- спосіб розміщення і витягання упаковок з відходами і їх транспортування чи переміщення в сховищах,
- технології й устаткування для дезактивації транспортних засобів, устаткування,
- системи дренажу, вентиляції, радіаційного контролю,
- системи моніторингу навколишнього середовища,
- вимоги фізичного захисту, і т.п.

До характеристик площадки для розміщення сховищ встановлюються вимоги, які можуть впливати на безпеку зберігання чи захоронення радіоактивних відходів, до яких відносяться:

- геологічна будова площадки;
- геологічна стабільність;
- щільність населення і перспективи розвитку територій;
- наявність і використання мінеральних водяних ресурсів;
- геохімічні і гідрологічні умови і характеристики;
- рельєф;
- вплив на навколишнє природне середовище;
- транспортні комунікації та ін [16].

Пропозиції щодо створення сховищ радіоактивних відходів розглядаються за наявності не менше трьох варіантів площадок. При цьому матеріали обов'язково повинні містити:

- характеристики навколишнього природного середовища в районі можливого розміщення сховища;

- оцінку впливу робіт з будівництва, введення в експлуатацію, експлуатації і зняття з експлуатації на людину і навколишнє природне середовище;
- міри передбачені проектом, спрямовані на запобігання і зменшення шкідливого впливу на навколишнє природне середовище [16].

4.2 Пункти збереження РАВ на території України

Сховищем називаються споруди що розміщують радіоактивні відходи, у яких забезпечується їхня ізоляція від навколишнього природного середовища, фізичний захист і радіаційний моніторинг, з можливістю подальшого їхнього витягання для переробки, перевезення і захоронення.

Кількість сховищ і могильників радіоактивних відходів в Україні досить велика. На даний час радіоактивні відходи зберігаються в сховищах і спорудах:

- на кожній атомній електростанції,
- пунктах захоронення радіоактивних відходів міжобласних спецкомбінатах об'єднання "Радон",
- пунктах захоронення і тимчасової локалізації радіоактивних відходів зони відчуження Чорнобильської АЕС,
- науково-дослідних центрах Київського інституту ядерних досліджень, Севастопольському інституті ядерної енергетики і промисловості, Національному науковому центрі "Харківський фізико-технічний інститут" - ВАТ "Ізотоп".

Існують визначені проблеми з класифікацією об'єктів у яких зберігаються, або містяться захоронені радіоактивні відходи. Це насамперед відноситься до споруд призначених для локалізації аварійних відходів, таких як об'єкт "Укриття", ПЗРВ "Підлісний", ПЗРВ "ІІІ черга".

Наприклад, об'єкт "Укриття" з технічної точки зору не відповідає діючим нормам безпеки і не може бути класифікований як сховище радіоактивних

відходів, проте, це об'єкт у якому знаходяться залишки ядерного палива і радіоактивні відходи.

Постановою Кабінету Міністрів України від 28.12.96 № 1561 визначено, що ядерні матеріали, що знаходяться в об'єкті "Укриття", визнані радіоактивними відходами, і головна мета робіт на об'єкті "Укриття" полягає в якнайшвидшому витягненні залишків ядерного палива для їхньої ізоляції і захоронення. Виходячи з цих передумов об'єкт "Укриття" можна прирівняти до сховищ радіоактивних відходів [11, 16].

Пункти захоронення радіоактивних відходів міжобласних спецкомбінатів об'єднання "Радон" призначені для збору, переробки, зберігання і захоронення твердих і рідких радіоактивних відходів, а також відпрацьованих джерел іонізуючого випромінювання.

Так наприклад, ПЗРВ Київського міжобласного спецкомбінату об'єднання "Радон" за проектом був розрахований на прийом:

- твердих радіоактивних відходів з питомою активністю до $3,7 \cdot 10^6$ Бк-кг-1 (до $1 \cdot 10^{-4}$ Кі-кг-1), у кількості 515 м^3 з них:
 - 200 м^3 у рік підлягають спалюванню;
 - 300 м^3 у рік - пресуванню;
 - 14 м^3 у рік - похованню без переробки;
 - 1 м^3 у рік - трупи тварин;
- рідкі радіоактивні відходи з питомою активністю до $3,7 \cdot 10^5$ Бк л⁻¹, у кількості $33,8 \text{ м}^3$;
- відпрацьовані джерела іонізуючого випромінювання:
 - за у-випромінюванням ізотопу Co^{60} - $2,59 \cdot 10^3$ Бк;
 - за нейтронним випромінюванням - $2 \cdot 10^8$ н-с (Типовий проект пункту захоронення відходів, ГСПИ, 214.1-09-2, том 2).

Вимоги до сховищ і могильників радіоактивних відходів постійно вдосконалюються, розширюються й уточнюються. У зв'язку з цим реально постала проблема пов'язана з тим, що темпи зміни вимог стандартів, норм і правил на жорсткіші значно випереджають технічні і фінансові можливості

підприємств для їхньої реконструкції чи модернізації. Значна частина існуючих сховищ уже не відповідає діючим нормам і правилам. Гостро стоїть завдання щодо підготовки і проведення реконструкції чи закриття більшості існуючих сховищ.

Для подолання цієї проблеми розпочато будівництво першої черги комплексного пункту “Вектор” по переробці всього захоронення РАВ у зоні відчуження, але будівництво ведеться повільними темпами. Планується розширення постійного пункту захоронення РАВ “Буряківка”.

Ведеться перезахоронення відходів з підтоплених пунктів, зокрема з пункту “Нафтобаза” перезахоронено 19 тис. тонн радіоактивних відходів, але лишається ще 60 тис. тонн.

Завершуються роботи щодо обстеження та інвентаризації пунктів тимчасового захоронення РАВ з метою створення інформаційно-аналітичної системи потенційно-небезпечних об’єктів.

Для зменшення виносу радіонуклідів у Київське водосховище проводяться роботи по ремонту лівобережної польдерної дамби.

З метою зменшення змиву радіонуклідів стронцію в Київське водосховище на 100-200 Кі щорічно (із загальної кількості близько 450 Кі) розпочато будівництво захисної дамби на правобережній заплаві р. Прип’ять довжиною 4,1 км. Загальна кошторисна вартість будівництва складає 9 млн. грн. Розпочато намівання правобережної дамби на ділянці “Залізничний міст – Яновський затон”. Необхідно провести дезактивацію найбільш забрудненої ділянки правобережної заплави (що відсікається дамбою) та Яновського затону [16]. З метою подальшого зменшення змиву радіонуклідів із забруднених ділянок на лівобережній заплаві р. Прип’ять розпочато розчистку меліоративних каналів для забезпечення відводу води за межі значно забруднених ділянок лівобережної заплави р. Прип’ять. Це дозволить зменшити змив радіонуклідів у водосховище приблизно на 20 %.

Сьогодні пріоритетним є завдання приведення у відповідність з вимогами чинних норм і правил існуючих у зоні відчуження пунктів захоронення

радіоактивних відходів і пунктів тимчасової локалізації радіоактивних відходів. Вони створювалися в екстремальних після аварії умовах і не відповідають вимогам радіаційної безпеки, а тому несуть потенційну загрозу для навколишнього середовища. За даними спостережень горизонти ґрунтових вод знаходяться в безпосередній близькості від пунктів тимчасової локалізації радіоактивних відходів. Тому, внаслідок певних гідрогеологічних процесів, ці пункти можуть стати суттєвими радіаційними забруднювачами території зони відчуження і басейну ріки Прип'ять.

У 2010 році вони становили в середньому 2,05 мЗв. Було зафіксовано один випадок вмісту інкорпорованого цезію-137 активністю 3341 Кі, що перевищує контрольний рівень у 3,34 разу. Цей випадок пояснюється споживанням дичини місцевого походження. Середнє значення річної індивідуальної дози опромінення персоналу об'єкту "Укриття" складає 5,47 мЗв, прикомандированого персоналу – 6,01 мЗв [16, 17].

4.3 Норми радіаційної безпеки

Основними документами, якими регламентується радіаційна безпека в Україні, є: Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97) та Основні санітарні правила України (ОСПУ).

У НРБУ-97 виділяють три категорії осіб щодо ризику іонізуючого опромінення:

- категорія А – персонал, який безпосередньо працює з радіоактивними речовинами;

- категорія Б – персонал, що безпосередньо не працює із радіоактивними речовинами, але за умови розміщення їх на робочих місцях або місцях проживання може потрапити під дію опромінення;

- категорія В – все населення країни.

Крім лімітів ефективної й еквівалентної річних доз, НРБУ-97 встановлюють допустимі рівні надходження радіонуклідів в організм людини

за календарний рік, потужності еквівалентної дози, концентрації радіонуклідів у повітрі, питній воді та раціоні, щільності потоку частинок, забруднення шкіри, спецодягу, робочих поверхонь тощо.

Значення окремого допустимого рівня розраховується за умови, що створена ним річна доза не повинна перевищувати ліміту відповідної дози. При багатократному радіаційному опроміненні допустимі рівні визначаються за умови, щоб річна сумарна доза від усіх джерел випромінювання не перевищувала відповідного ліміту дози [16-19].

Для осіб категорій А і Б НРБУ-97 встановлюють ліміти ефективної й еквівалентної доз за календарний рік. Обмеження опромінення категорії В (населення) здійснюється введенням лімітів річної ефективної та еквівалентної доз для критичних груп осіб категорії Б. Остання означає, що значення річної дози опромінення осіб, що входять до критичної групи, не повинно перевищувати ліміту дози, встановленого для категорії В (див. табл. 4.1).

Таблиця 4.1 – Ліміти доз сумарного внутрішнього і зовнішнього опромінення.

Ліміти доз, мЗв·рік ⁻¹	Категорія опромінюваних осіб		
	А	Б	В
ЛД _Е (ліміт ефективної дози)	20	2	1
Ліміти еквівалентної дози:			
ЛД _{lens} (для кришталика ока)	150	15	15
ЛД _{skin} (для шкіри)	500	50	50
ЛД _{extrim} (для кісток та стоп)	500	50	-

Чисельні значення наведені в таблиці 4.1 основних дозових лімітів НРБУ-97 встановлюють на рівнях, що виключають можливість виникнення детерміністичних ефектів опромінення і одночасно гарантують настільки низьку ймовірність виникнення стохастичних ефектів опромінення, що вона є прийнятною як для окремих осіб, так і для суспільства в цілому.

Питання захисту людини від впливу радіаційних випромінювань постали одночасно з їх відкриттям. Це пояснюється, по-перше, тим, що радіаційне випромінювання швидко почало застосовуватися в науці та на практиці, і, по-друге, комплексом виявлених їхніх негативних впливів на організм людини [17]. У нашій країні захист працюючих від впливу радіаційного випромінювання забезпечується системою загальнодержавних заходів. Вони складаються з комплексу організаційних і технічних заходів. Ці заходи залежать від конкретних умов роботи з джерелами іонізуючого випромінювання та від типу джерела випромінювання.

Для захисту від зовнішнього опромінювання, яке має місце при роботі із закритими джерелами випромінювання, основні зусилля необхідно направити на попередження переопромінення персоналу шляхом:

- збільшення відстані між джерелом випромінювання і людиною (захист відстанню);
- скорочення тривалості роботи в зоні випромінювання (захист часом);
- екранування джерела випромінювання (захист екранами).

Під закритими джерелами радіаційного випромінювання розуміють такі, які виключають можливість потрапляння радіоактивних речовин в навколишнє середовище. У виробничих і лабораторних умовах необхідно якомога швидше застосовувати дистанційне управління роботою обладнання, яке дає можливість виконувати операції з радіоактивними речовинами на відстані. Захист від внутрішнього опромінення вимагає виключення безпосереднього контакту з радіоактивними речовинами у відкритому вигляді та попередження потрапляння їх у повітря робочого простору. Особливе значення при роботі з відкритими джерелами радіоактивного випромінювання має особиста гігієна та засоби індивідуального захисту працюючого. В залежності від виду виконуваних робіт і небезпечності цих робіт застосовують спецодяг (комбінезони або костюми), спецбілизну, шкарпетки, спецвзуття, рукавиці, респіратори.

Радіоактивні речовини повинні знаходитися в спеціальних приміщеннях. По кожному з них необхідно вести суворий облік надходжень і витрат, щоб виключити можливість їх безконтрольного використання. Порядок транспортування радіоактивних речовин регламентується спеціальними правилами [16-21].

Радіоактивні речовини перевозять у спеціальних контейнерах і спеціально обладнаним транспортом. До організацій і установ, у яких постійно виконуються роботи з радіоактивними речовинами, підвищені вимоги з охорони праці. Керівництво цих організацій зобов'язане розробити детальні інструкції, в яких викладено порядок проведення робіт, облік збереження та використання джерел випромінювання, збір та знешкодження відходів, порядок проведення дозиметричного контролю. Оцінка радіаційного стану здійснюється за допомогою приладів, принцип дії яких базується на таких методах:

- іонізуючих (вимірювання рівня іонізації випромінювання);
- сцинтиляційних (вимірювання інтенсивності світлових спалахів, які виникають у речовинах, що люмінесціюють при проходженні крізь них іонізуючих випромінювань);
- фотографічних (вимірювання густини почорніння фотопластинки під дією іонізуючого випромінювання).

Результати усіх видів радіаційного контролю повинні реєструватися і зберігатися протягом 30-ти років. При індивідуальному контролі ведуть облік річної дози опромінення, а також сумарної дози за весь період професійної діяльності людини.

4.4 Основні принципи і завдання екологічної безпеки ядерних об'єктів

Екологічна безпека підприємств ядерної галузі має оцінюватися на всіх етапах: проектування, будівництва, експлуатації та зняття з експлуатації.

Наслідки впливу таких підприємств слід визначати на весь життєвий цикл та з урахуванням усіх видів небезпечних викидів (радіаційних, хімічних, теплових), а також синергетичних ефектів. Необхідно також враховувати вплив наслідків Чорнобильської аварії [17, 18].

Створення і забезпечення умов функціонування системи безпечного поводження з радіоактивними відходами вимагає:

- доробки або часткового перегляду нормативно-правової бази в частині, що стосується забезпечення екологічної безпеки;
- науково-технічного обґрунтування безпеки поводження з РАВ з точки зору дотримання екологічних нормативів з моменту утворення РАВ до остаточного захоронення;
- розроблення наукових засад для вибору варіантів остаточного захоронення РАВ.

Забезпечення екологічної безпеки під час поводження з РАВ має складатися з:

- планування (наукове обґрунтування екологічної безпеки поводження з РАВ,
- прийняття законодавчих актів та нормативів, розроблення національних програм);
- забезпечення екологічної безпеки на всіх стадіях поводження з РАВ до захоронення(збирання, сортування і переробка РАВ, кондиціонування і контейнеризація, проміжне зберігання, транспортування), оцінка шкідливого впливу об'єктів з РАВ на довкілля та запобігання йому;
- розроблення науково обґрунтованих підходів до екологічної безпеки приповерхневого і глибокого геологічного захоронення (вибір ділянок та одержання вихідних даних; прогноз міграції радіонуклідів у геосфері та біосфері, оцінка впливу на довкілля, створення систем моніторингу);
- зняття з експлуатації ядерних об'єктів та відновлення навколишнього природного середовища(енергетичні та дослідницькі реактори, підприємства ядерного паливного циклу тощо, оцінка впливу на довкілля, його відновлення).

Пріоритетні завдання радіаційної безпеки:

а) розробка заходів щодо забезпечення радіаційного захисту населення України.

б) розробка заходів щодо забезпечення радіаційного захисту населення України у зв'язку з Чорнобильською катастрофою.

в) зменшення радіаційного навантаження на населення України від природних джерел іонізуючого випромінювання.

г) створення системи радіаційного моніторингу.

Радіаційний стан в Україні формується під впливом підприємств ядерно-паливного циклу (уранодобувна і уранопереробна промисловість та АЕС), об'єкта "Укриття", об'єктів, призначених для поводження з радіоактивними відходами, підприємств нафто-, газо- та вугільнодобувної промисловості, а також наслідків аварії на Чорнобильській АЕС.

З точки зору радіаційної безпеки районами посиленого контролю мають стати регіони розташування атомних електростанцій та інших радіаційно небезпечних об'єктів [17].

4.5 Пропозиції щодо вдосконалення системи поводження з РАВ

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);

- 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 ввійти 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.) [17-22].

4.6 Схеми утилізації рідких радіоактивних відходів

Для утилізації рідких відходів використовують пристрої, які працюють на природному газі. Структурні схеми наведені на рисунку 4.1, 4.2. 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 [10].

4.7 Поводження з нерадіоактивними відходами ВП ХАЕС

В процесі виробничої діяльності у ВП ХАЕС утворюється значний перелік нерадіоактивних відходів (Додаток А). Відповідно до проведеної інвентаризації та на підставі інформації, яка надається структурними підрозділами, у ВП

ХАЕС утворюється (можливе утворення) 50 видів нерадіоактивних відходів (класифікація за ДК 005-96).

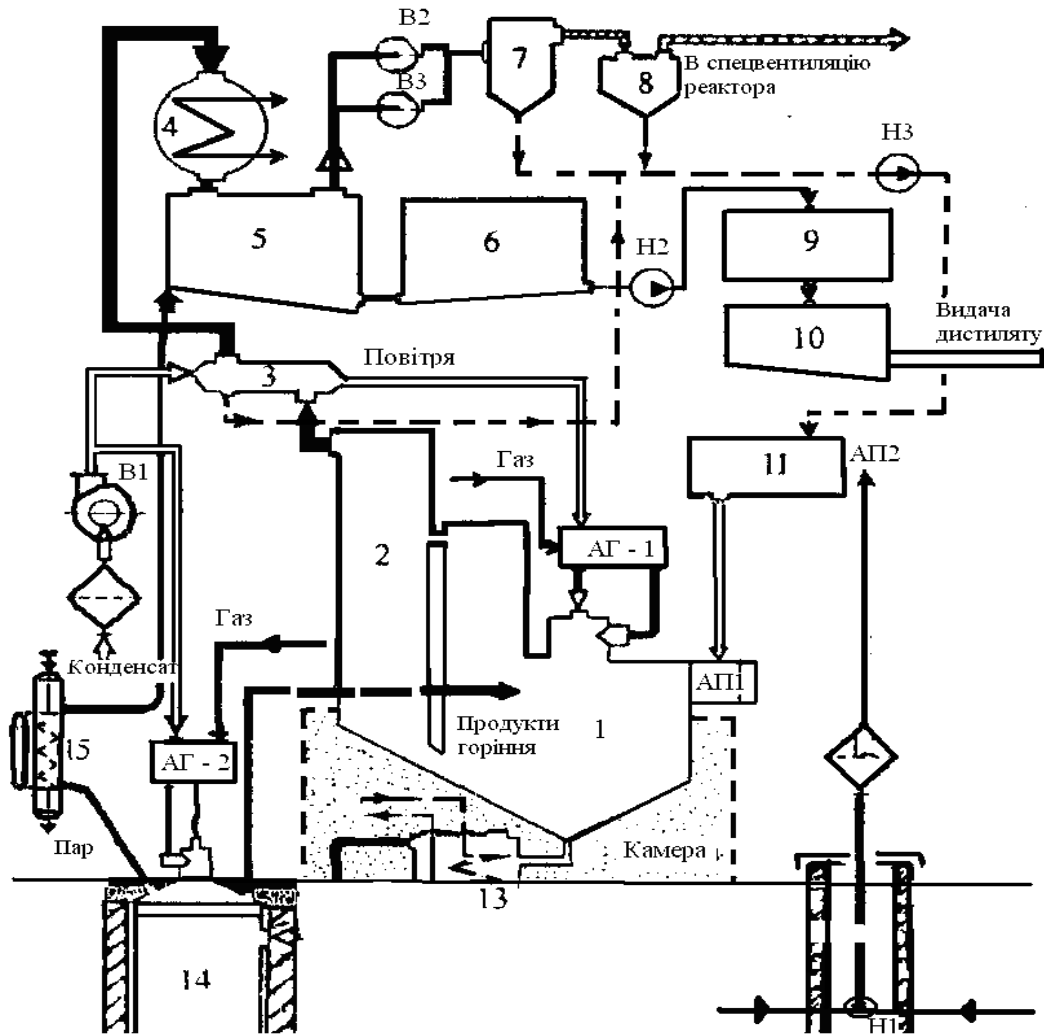


Рисунок 4.1 – Схема очистки рідких радіоактивних відходів:

1 – Продукти горіння; 2 – колона; 3 – рекуператор; 4 – охолоджувач - конденсатор; 5 – газоконденсуєчий роздільник; 6 – конденсуєчий бак; 7 – сухий скруббер; 8 – доочисник димових газів; 9 – блок сорбційної очистки конденсату; 10 – бак збору дистилляту; 11 – бачок для доливання дистилляту; 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.

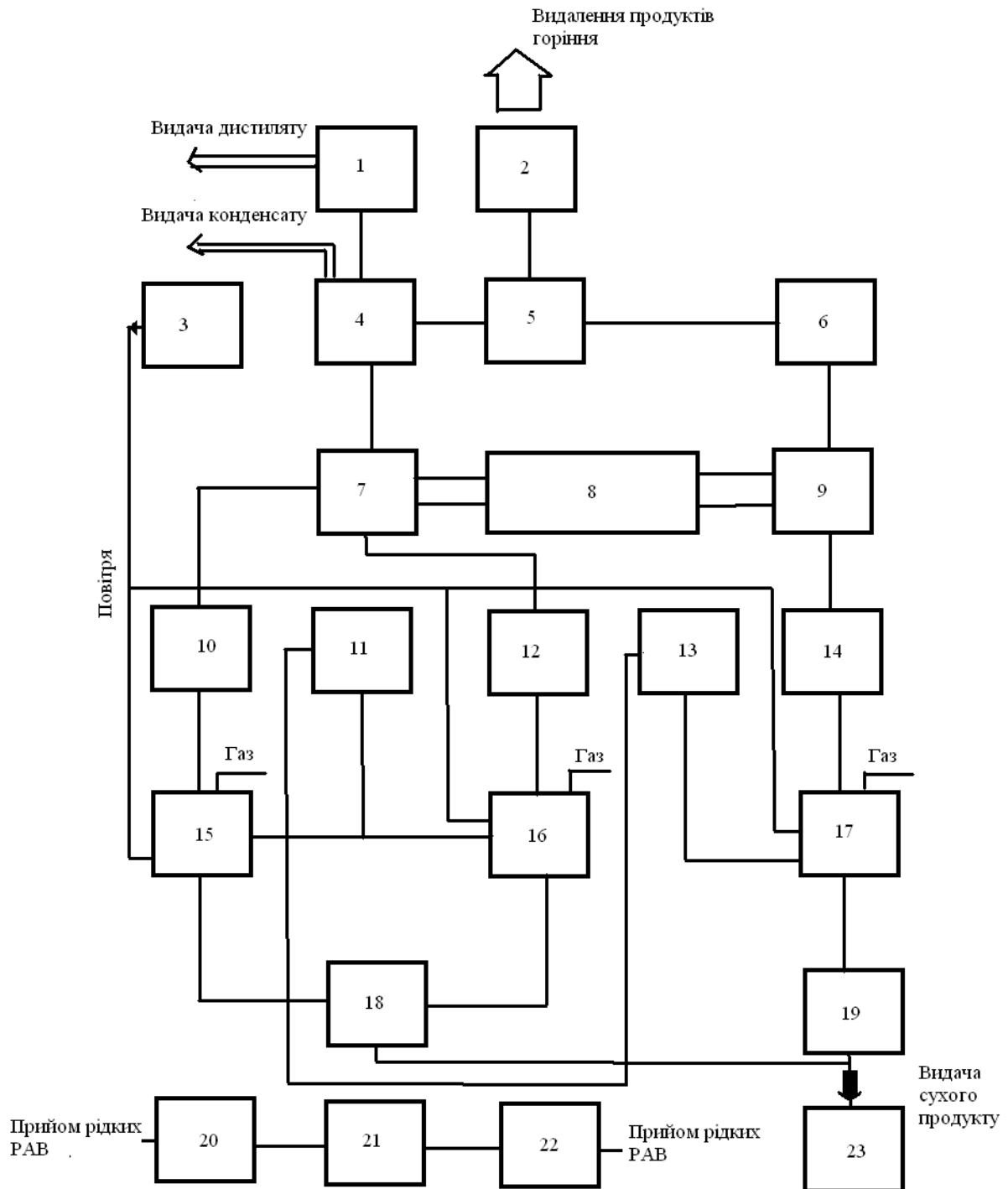


Рисунок 4.2 – Структурна схема очисного комплексу:

1 – дистильований блок; 2 – газоочисник; 3 – вентилятор; 4, 6 – фазорозділювачі; 5 – димовсмоктуючий комплекс; 7, 9 – охолоджувач – конденсатор; 8 – градирня; 10, 12, 14 – сепаратори; 11, 13 – ємності для підживлення; 15, 16, 17 – продукти горіння; 18, 19 – ємності для РАВ; 20, 22 – накопичувачі рідких відходів; 21 – блок подачі рідких РАВ; 23 – утилізатор.

У ВП ХАЕС організована робота щодо збору, тимчасового зберігання, утилізації/видалення та передачі на утилізацію сторонній організації усіх відходів що утворюються. Поводження з відходами регулюється ЗУ «Про відходи» та іншими державними законодавчими актами щодо дотримання природоохоронного законодавства, а також інструкціями та наказами ВП ХАЕС (Наказ від 06.04.2019 №512, “Положення по поведженню з нерадіоактивними відходами на ВП «Хмельницька АЕС. 0.ЛО.6204.ПЛ-12», інв. 16305 тощо). Наказом від 06.04.2019 №512 призначені відповідальні особи по підрозділах щодо поведження з відходами та ведення первинного поточного обліку кількості, типу і складу відходів. Рух нерадіоактивних відходів на ВП ХАЕС представлено на рисунку 4.3.

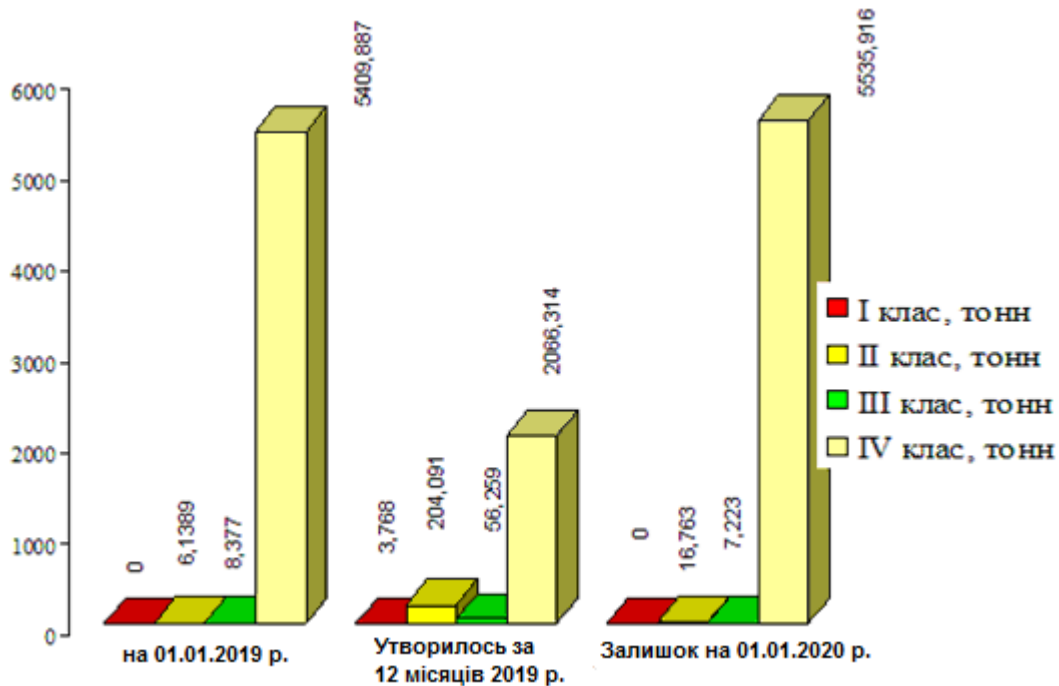


Рисунок 4.3 – Рух відходів на ВП ХАЕС.

У 2019 році ВП ХАЕС отримала Ліміти на утворення та розміщення відходів і Дозволи на розміщення відходів, а саме:

- Дозвіл № 3185 від 29.10.2019, виданий Міністерством екології та природних ресурсів України;
- Дозвіл № 6814001 від 20.12.2019, виданий Департаментом екології та природних ресурсів у Хмельницькій області.

Для розміщення промислових відходів, що утворюються в процесі виробничої діяльності ВП ХАЕС організовані наступні місця:

1. Шламонакопичувач. Шламонакопичувач ВП Хмельницької АЕС служить для прийому шламу, що утворюється від освітлення води вузла попередньої очистки хімічного цеху та шламу, що утворюється від регенерації іонообмінників станції знезалізнення питної води комунального господарства. Для запобігання фільтраційних процесів шламонакопичувач має гідроізоляцію. Розміщення шламонакопичувача передбачено проектом Хмельницької АЕС, виконаним Київським інститутом “Енергопроект”.

Шламонакопичувач розміщений на відстані 50 метрів на схід від периметра промислового майданчика ВП Хмельницької АЕС. Відповідно до проекту інв. № 74989 в шифр 61-725 об’єм води шламонакопичувача складає: 1 черга – 55674 м³, 2 черга – 223000 м³. Площа шламонакопичувача складає 77350 м² (7,74 га). Введений в експлуатацію з пуском 1-го енергоблоку ВП ХАЕС у грудні 1987 р.

Контроль за станом якості води шламонакопичувача здійснює щокварталу еколого-хімічна лабораторія відділу охорони навколишнього середовища ВП Хмельницької АЕС відповідно до “Графіка відбору проб та виконання хімічних аналізів вод природоохоронних об’єктів і стічних вод ХАЕС”. Ємність шламонакопичувача передбачена з урахуванням ресурсу роботи 4-х енергоблоків. На шламонакопичувач розроблений “Паспорт місця видалення відходів”

2. Майданчик компостування. Майданчик компостування ВП Хмельницької АЕС розташовується на території очисних споруд господарсько-побутових стоків м. Нетішин і служить для витримки і дозрівання шламу від очистки вод стічних комунальних (міських); шламу, що не містить нафтопродуктів (шлам з бризкальних басейнів); відходів речовин для вогнегасіння. Площадка компостування передбачена проектом № 127489 вк.

Відходи із майданчика компостування після дозрівання використовується для підсипання ґрунтів із метою озеленення. Контроль за якістю шламів

ведеться лабораторією комунального господарства та еколого - хімічною лабораторією відділу охорони навколишнього середовища ВП Хмельницької АЕС. На майданчик компостування розроблений “Паспорт місця видалення відходів”.

Для утилізації відходів у ВП ХАЕС є потужності з утилізації відходів, а саме пуско-резервна котельня (ПРК) гідротехнічного цеху. На ПРК встановлено 4 котли типу ГМ-50-14/250, у якості палива використовується мазут, переважно марки М-100. При цьому разом із мазутом спалюються відходи відпрацьованих автомобільних і енергетичних мастил. На частку відпрацьованих мастил припадає менше 1% у порівнянні з витратою мазуту.

Еколого-хімічною лабораторією ВОНС ВП Хмельницької АЕС ведеться контроль за якістю атмосферного повітря в районі проммайданчика, за викидами забруднюючих речовин із димовими газами ПРК, за якістю підземних і поверхневих вод. Контроль ведеться відповідно до «Графіків відбору проб і виконання хімічних аналізів ...». На місці утилізації/видалення відходів нафтопродуктів в ПРК ГТЦ, розроблений “Паспорт місця видалення відходів”, а також розроблена “Реєстрова карта об’єкта утилізації відходів, реєстраційний номер № 257 від 06.07.2019 року.

Загальна кількість нерадіоактивних відходів (таблиця 4.2), які утворились за 12 місяців та залишки на початок 1-го кварталу 2020 року за класами (I, II, III, IV) складає:

Таблиця 4.2 - Утворення відходів на ВП ХАЕС.

Класи	На 01.01.2019 року	Утворилось за 12 місяців 2019 року	Залишок на 01.01.2020 року
I клас, тонн	0	3,768	0
II клас, тонн	6,1389	204,091	16,763
III клас, тонн	8,377	56,259	7,223
IV клас, тонн	5409,887	2066,314	5535,916
РАЗОМ, тонн	5424,4029	2330,432	5559,902

5. ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНА ОЦІНКА ФІТОДЕЗАКТИВАЦІЇ БЛИЖНЬОЇ ЗОНИ ХАЕС

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 ближньої зони ХАЕС 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 ближньої зони ХАЕС 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 [19-22].

Розрахунок економічної ефективності фітодезактивації можна проводити за формулою 5.1:

$$E = \frac{\sum_t^T \Delta_t / (1+p)^t}{\sum_t^T Z_t / (1+p)^t} \geq 1,0 \text{ [грн.]}, \quad (5.1)$$

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:

$$PV = \frac{\Delta_t}{(1+p)^t}, \quad (5.2)$$

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 5.3):

$$E = \frac{\mathcal{E}_t}{\mathcal{Z}_t} \geq 1,0 \text{ [грн.]}. \quad (5.3)$$

У такій формі запису критерій 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 ближньої зони ХАЕС 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:

$$\begin{aligned} 300 \text{ ц} - 55\% \\ X \text{ ц} - 20\%, \end{aligned} \quad (5.4)$$

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:

$$Y = 3200 \cdot X \text{ [ккал]}, \quad (5.5)$$

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 2021 р. в Україні офіційно встановлена ціна на теплову енергію складає 1654,41 грн. за 1 Гкал.

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

$$\mathcal{E}_t = Y \cdot 1654,41 \text{ [грн.]}. \quad (5.6)$$

$$\mathcal{E}_t = 34,88 \cdot 1654,41 = 6819 \text{ (грн.)}.$$

Маючи значення затрат та прибутків, в результаті впровадження заходів по фітодезактивації на радіоактивно забруднених територіях ближньої зони ХАЕС Хмельницької області, згідно формули 5.2 розраховано економічну ефективність:

$$E = \frac{57705,8208}{4890} \approx 11,8 \text{ (грн.)}.$$

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-деконтаміантів 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 %.

Враховавши, 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

У повітряне середовище надходять викиди від основних і допоміжних виробничих приміщень, розташованих на промайданчику АЕС. Зазначені викиди містять хімічні речовини й елементи, що спричиняють шкідливий вплив на навколишнє середовище. Більшість джерел працює в періодичному режимі, тому кількість валових річних викидів невелика.

В процесі експлуатації Хмельницької АЕС здійснюється користування підземними та поверхневими водами. Підземні води добувають за допомогою артезіанських свердловин. Поверхнева вода забирається з р.Горинь та р.Гнилий Ріг. На ВП “ХАЕС” впроваджуються заходи з підтримки у належному стані якості води водойми-охолоджувача. В даний час на ВП “ХАЕС” реалізуються заходи щодо інтенсифікації процесів біомеліорації водойми-охолоджувача шляхом розведення риб-біомеліораторів.

У ВП ХАЕС розроблений і погоджений у встановленому порядку Аварійний план ВП «Хмельницька АЕС», який призначений для підготовки і проведення узгоджених дій, які направлені на ліквідацію наслідків аварії, попередження або зниження радіаційного впливу на персонал ВП ХАЕС, населення та навколишнє середовище у випадку виникнення на ХАЕС аварії, а також надзвичайних ситуацій які нею викликані.

ВП ХАЕС проводить безперервний контроль за станом навколишнього середовища, здійснює прогнозування та надає інформацію у випадку аварії, надзвичайної ситуації.

Серед населення, що проживає на території 30-ти кілометрової зони ВП ХАЕС, систематично проводиться роз'яснювальна робота, в тому числі через засоби масової інформації, щодо дій населення у випадку аварії, надзвичайної ситуації, яка може виникнути на ХАЕС та щодо застосування засобів індивідуального захисту.

На підставі проведених досліджень отримано такі основні результати:

1. Проаналізовано метеорологічні, аерокліматичні, гідрологічні, гідрогеологічні, геоморфологічні характеристики території розміщення ВП «Хмельницька АЕС» та прилеглої тридцятикілометрової санітарно-захисної зони, яка включає м.Нетішин.

2. Зроблено аналіз характеристик забруднення території розміщення ВП «Хмельницька АЕС» та території м.Нетішин на основі результатів спостережень еколого-хімічної лабораторії відділу охорони навколишнього середовища ВП «Хмельницька АЕС».

3. Розглянуті і проаналізовані характеристики: джерел радіаційного впливу, джерел рідких і твердих радіоактивних відходів та динаміку їх накопичення, фонового радіоактивного забруднення радіонуклідами прилеглої до АЕС території, джерел хімічного впливу і їх характеристики, джерел газо-аерозольних викидів в атмосферу, джерел теплового впливу на основі результатів спостереження еколого-хімічної лабораторії відділу охорони навколишнього середовища ВП «Хмельницька АЕС».

4. Отримані і проаналізовані: прогностні оцінки радіаційного забруднення в зоні спостереження АЕС, прогностні оцінки хімічного і теплового забруднення, оцінки впливів на поверхневі й підземні води, оцінки впливів на ґрунти, оцінки впливів на рослинний світ, оцінки можливого впливу на тваринний світ та оцінки доз опромінення населення за рахунок викидів АЕС.

5. Розглянуті характеристики радіоактивних відходів що утворюються в процесі експлуатації ВП «Хмельницька АЕС» та технологічні схеми їх подальшої утилізації.

6. Розроблені природоохоронні рекомендації спрямовані на зниження рівня екологічного ризику негативного впливу діяльності ВП «Хмельницька АЕС» на навколишнє природне середовище і населення яке проживає в м.Нетішин та зоні впливу станції.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Л. М. Вороніна Атомні електричні станції - М.: Енергія, 1977 – 120 с.
2. Фондові дані метеорологічних спостережень за 1945-2007 рр. на метеостанції Шепетівка: температура і вологість повітря, атмосферні опади, вітер, сніговий покрив, тумани, атмосферні явища, стихійні метеорологічні явища. – К.: Галузевий державний архів Центральної геофізичної обсерваторії Гідромет служби України, 2008 – 150 с.
3. ДГН 6.6.1- 6.5.001 -98. Норми радіаційної безпеки України. НРБУ-97.
4. Допустимий газо-аерозольний викид і водний скидання радіоактивних речовин Хмельницької АЕС "0.РБ.0139.НР-02. Погоджено Заступником Головного державного лікаря України, 2002 – 68 с.
5. Правила ядерної безпеки реакторних установок атомних станцій з реакторами з водою під тиском. НП 306.2.145-2008. ДКЯР України, 2008.
6. Кашпаров В. О. Оцінка і прогнозування радіоекологічної обстановки при радіаційних аваріях з викидом частинок опроміненого ядерного палива, - М.: Енергія, 2000 – 134 с.
7. В. М. Шестопапов, П.В.Замостян Поводження з радіоактивними відходами в Україні: проблеми, досвід, перспективи. – Київ, Енергія 1998 – 120 с.
8. В. І. Холоша “Про виконання Комплексної програми робіт з ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС у зоні відчуження і зоні безумовного (обов'язкового) відселення. - К.: Чорнобильінтерінформ.-№16.
9. Физическая экология: Учеб. Пособие / Ю.И.Куклев. 2-е изд. Испр. – М.: Высш. Шл., 2003. – 357 с.
- 10.С. Ю. Саверський, В. І. Холоша, С. Ю. Саверський, М. І. Проскура “Про комплексне вирішення проблем поводження з радіоактивними відходами у зоні відчуження у зв'язку з підготовкою до зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС”.- К.: Чорнобильінтерінформ.-№16
- 11.Доповідь Мінекобезпеки України “Про стан ядерної та радіаційної безпеки в Україні за 2001 р.” / Мінекобезпеки України. - Київ, 2002 – 53 с.
- 12.Радиация. Дозы, эффекты, риск. - М.: Мир, 1988 – 250 с.

13. Ивченко Б.П., Мартыщенко Л.А. Информационная экология. - М.: Мир, 1998 – 201с.
14. Г.О.Біляшевський Основи екологічних знань. – Київ, 1997 – 120 с.
15. Державний комітет ядерного регулювання України. Фінансування заходів з управління РАВ – Режим доступу - <http://www.snrc.gov.ua/nuclear/uk>
16. Михайлівська Л.Н., Молчанова І.В., Караваєва Е.Н. Форми знаходження і міграція радіонуклідів в ґрунтах аварійної зони Чорнобильської АЕС // Афохімія. № 1. - С, 98-101.
17. Сорбция тяжелых металлов и изотопных носителей долгоживущих радионуклидов на гуминовой кислоте/ Г.М. Варшал, И.Я. Кошечева, Т.К. Велюханова и др. //Геохимия. -1996. - № 11. - С. 1107-1112.
18. Выщелачивание радионуклидов из частиц ядерного топлива и реакторного графита, выделенных из проб 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС/ В.А. Авдеев, А.С. Кривохватский, В.Г.Савоненков, Е.А.Смирнова // Радиохимия.- 1990 . - № 2. - С. 55-59.
19. Состояние и поведение частиц диспергированного топлива, выброшенного из 4-го блока Чернобыльской АЭС/ Ю.В. Дубасов, А.С. Кривохватский, В.Г. Савоненков, Е.А. Смирнова // Радиохимия. - 1991. - №1.- С. 96-100.
20. Термодинамическое исследование дезактивации почв, загрязненных радионуклидом цезия-137 в результате аварии на ЧАЭС/ Д.Э. Чиркет, К.П. Чаляян, А.Г. Чаляян // Радиохимия. - 1994. - Т. 36, вып. 5. - С. 459-461.
21. Рекультивация почв, контаминированных цезием-137 и стронцием-90 в результате аварии на ЧАЭС/ Д.Э. Чиркст, К.Н Чаляян, А.Г. Чаляян// Радиохимия. - 1996. - Т. 38, вып. 6. - С. 558-562.
22. Висоцька А.П., Васильківський І. В. Зменшення негативного впливу ХАЕС на довкілля // VIII-й Міжнародний з'їзд екологів, 22-25 вересня, 2021. Вінниця: ВНТУ, 2021. – С. 346-353. – Режим доступу - <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/ecology/ecology2021/paper/viewFile/13727/11552>

Додаток А. Технічне завдання

Міністерство освіти і науки України
Вінницький національний технічний університет
Інститут екологічної безпеки та моніторингу довкілля

ЗАТВЕРДЖУЮ
Завідувач кафедри ЕЕБ
д.т.н., професор
_____ В.Г.Петрук
(підпис)

« 5 » жовтня 2021 р.

ТЕХНІЧНЕ ЗАВДАННЯ

на магістерську кваліфікаційну роботу

НАУКОВЕ ОБГРУНТУВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ФУНКЦІОНУВАННЯ ХМЕЛЬНИЦЬКОЇ АТОМНОЇ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЇ

за спеціальністю 183 – Технології захисту навколишнього середовища

08-48.МКР.101.00.001 ТЗ

Керівник магістерської кваліфікаційної
роботи: к.т.н., доцент
_____ І. В. Васильківський
(підпис)

« 5 » жовтня 2021 р.
Розробив: студент групи ТЗД-20м
_____ А. П. Висоцька
(підпис)

« 5 » жовтня 2021 р.

1. Підстава для проведення робіт.

Підставою для виконання роботи є наказ № 277 по ВНТУ від “ 24 ” вересня 2021 р., та індивідуальне завдання на МКР, затверджене протоколом № 3 засідання кафедри ЕЕБ від “ 28 ” вересня 2021 р.

2. Мета роботи. Наукове обґрунтування рівня екологічної безпеки ВП «Хмельницька АЕС» та розробка природоохоронних заходів і рекомендацій щодо покращення рівня захисту навколишнього природного середовища та здоров'я населення.

3. Вихідні дані для проведення робіт.

1. Середньорічний викид радіонуклідів з вентиляційних труб ХАЕС (додат. Б).
2. Утворення і розміщення нерадіоактивних відходів ВП ХАЕС (додаток В).

4. Методи дослідження. Використано результатами досліджень ЛОНС ВОНС ВП «Хмельницька АЕС».

5. Етапи роботи і терміни їх виконання.

№ з/п	Найменування етапів МКР	Термін виконання
1.	Розробка технічного завдання.	5.10.2021
2.	Дослідити територію розміщення станції дати характеристику впливу ХАЕС на довкілля.	15.10.2021
3.	Розглянути екологічні аспекти утилізації радіоактивних відходів.	29.10.2021
4.	Проаналізувати динаміку зміни рівня екологічного ризику для населення яке проживає в зоні впливу АЕС та м.Нетішин внаслідок: 1) проектної аварії (ПА), 2) максимальної проектної аварії (МПА), 3) запроектної аварії (ЗПА) на ВП «Хмельницька АЕС».	10.11.2021
5.	Запропонувати природоохоронні заходи поводження з радіоактивними відходами ХАЕС.	26.11.2021
6.	Розробити еколого-економічну оцінку фітодезактивації ближньої зони ХАЕС.	6.12.2021
7.	Підготовка висновків, додатків і переліку літератури.	15.12.2021

6. Призначення і галузь використання.

Результати роботи можуть бути використані для розробки ефективних природоохоронних заходів на території ВП «Хмельницька АЕС».

7. Вимоги до розробленої документації.

Пояснювальна записка та графічна частина

8. Порядок приймання роботи.

Публічний захист роботи « 21 » грудня 2021 р.

Початок розробки « 28 » вересня 2021 р.

Граничні терміни виконання МКР « 15 » грудня 2021 р.

Розробив студент групи ТЗД-20м _____ Висоцька Анастасія Петрівна
(підпис)

Додаток Б.
Середньорічний викид радіонуклідів з вентиляційних труб ХАЕС

Ізотоп	Період напіврозпаду	Викид одного блоку, Кі/добу	Викид одного блоку, Бк/добу	Сумарний викид ХАЕС, Кі/добу	Сумарний викид ХАЕС, Бк/добу
Тритій	12,33 років	8,07E-02	2,99E+09	3,22E-01	1,20E+10
Вуглець-14	5730 років	2,79E-08	1,03E+03	1, 12E-07	4,12E+03
Азот-16	7,13 с	5,34E-01	1,98E+10	2,14E+00	7,92E+10
Азот-17	4,17 с	7,43E-05	2,75E+06	2,98E-04	1, 10E+07
Натрій-24	14,97 год	8,33E-08	3,08E+03	3,34E-07	1,23E+04
Аргон-41	1,82 год	2,62E-01	9,69E+09	1,05E+00	3,88E+10
Калій-42	12,36 год	2,51E-06	9,29E+04	1,00E-05	3,72E+05
Хром-51	27,7 діб	1,68E-08	6,22E+02	6,72E-08	2,48E+03
Марганець-54	312,2 діб	4,15E-10	1,54E+01	1,66E-09	6,16E+01
Залізо-55	2,68 р	5,86E-10	2,17E+01	2,34E-09	8,68E+01
Кобальт-60	5,27 год	1, 17E-09	4,33E+01	4,68E-09	1,73E+02
Селен-83	22,4 хв	6,88E-09	2,55E+02	2,76E-08	1,02E+03
Бром-83	2,39 год	8,34E-07	3,09E+04	3,34E-06	1,24E+05
Криптон-83 м	1,83 год	6,67E-01	2,47E+10	2,66E+00	9,88E+10
Рубідій-88	17,8 хв	1,99E-02	7,36E+08	7,96E-02	2,94E+09
Стронцій-89	50,62 діб	9,22E-09	3,41 E+02	3,68E-08	1,36E+03
Ітрій-90	64,26 год	1,03E-11	3,81 E-01	4,12E-11	1,52E+00
Цирконій-95	64,02 доби	1,19E-07	4,40E+03	4,76E-07	1,76E+04
Ніобій-95м	3,61 доби	2,01 E-11	7,44E-01	8,04E-11	2,98E+00
Молібден-99	66,02 год	1,47E-10	5,44E+00	5,88E-10	2,18E+01
Ніобій-101	7,1 с	7,61E-09	2,82E+02	3,04E-08	1, 13E+03
Технецій-101	14,2 хв	2,46E-07	9,10E+03	9,84E-07	3,64E+04
Рутеній-103	39,25 діб	5,13E-10	1,90E+01	2,06E-09	7,60E+01
Родій-103м	56,114 хв	4,68E-08	1,73E+03	1,87E-07	6,92E+03
Сурьма-129	4,4 год	3,13E-09	1, 16E+02	1,25E-08	4,64E+02
Теллур-129 м	33,6 доби	3,88E-11	1,44E+00	1,55E-10	5,76E+00
Олово-130	3,7 хв	2,36E-08	8,73E+02	9,44E-08	3,50E+03
Йод-131	8,01 діб	4,77E-05	1,76E+06	1,91E-04	7,04E+06
Ксенон-131 м	11,97 діб	2,07E+00	7,66E+10	8,28E+00	3,06E+11
Цезій-137	30,20 р	6,85E-07	2,53E+04	2,74E-06	1,01E+05
Барій-137 м	2,552 хв	2,56E-06	9,47E+04	1,02E-05	3,78E+05
Лантан-141	3,92 ч	5,37E-08	1,99E+03	2,14E-07	7,96E+03
Церій-143	33,0 год	5,88E-09	2,18E+02	2,36E-08	8,72E+02
Празиодим-144м	7,2 хв	4,04E-12	1,49E-01	1,62E-11	5,96E-01

Додаток В.
Утворення і розміщення нерадіоактивних відходів ВП ХАЕС.

Клас небезпек відходів	Найменування і фізичний стан відходів	Місце зберігання	Наявність відходів на <u>01.01.2019 р.</u>		Рух відходів											
					Ліміт утворення відходів		Утворилось відходів		Використано відходів		Вивезено відходів на звалище		Передано відходів		Залишок відходів на <u>01.01.2020 р.</u>	
					кп-ть	од.вим.	кп-ть	од.вим.	кп-ть	од.вим.	кп-ть	од.вим.	кп-ть	од.вим.	кп-ть	од.вим.
1	2	3	4	4*	5	5*	6	6*	7	7*	8	8*	9	9*	10	10*
I	Лампи люмінесцентні і відходи, що містять ртуть, інші зіпсовані або відпрацьовані (ДРЛ, ЛБ, ДНаТ)	Склад ЕЦ на ВРП-750 кВ	(0)	шт.	161000	шт.	12560	шт.	---		---		12560	шт.	0	шт.
			0	тн.			3,768	тн.	---		---		3,768	тн.	0	тн.
I	Матеріали, які містять ртуть, відпрацьовані	Склад ЦТАВ	0	тн.	0,001	тн.	0	тн.	---		---		0	тн.	0	тн.
РАЗОМ (I клас)														шт.	0	шт.
							3,768	тн.	---	тн.	---	тн.	3,768	тн.	0	тн.
II	Батареї свинцеві зіпсовані або відпрацьовані (аккумулятори)	Акумулятори на ТрЦ	4,7499	тн.	23,000	тн.	16,158	тн.	---		---		6,761	тн.	14,147	тн.
II	Масла і мастила моторні, трансмісійні інші зіпсовані або відпрацьовані (автомобільні масла)	ТрЦ, ГТЦ	1,389	тн.	7,300	тн.	3,845	тн.	2,618	тн.	---		---		2,616	тн.
II	Відпрацьоване березове вугілля	-	0	тн.	30,000	тн.	7,6	тн.	---		---		7,6	тн.	0	тн.
II	Плівка фотографічна і папір, що містить срібло або сполуки срібла, некондиційні	-	0	тн.	0,002	тн.	0,001517	тн.	---		---		0,001517	тн.	0	тн.
II	Речовини і матеріали, які використовуються в енергетиці, інші, зіпсовані забруднені або неідентифіковані, їх залишки, які не можуть бути використані за призначенням (енергетичні масла)	Утилізація в ПРК ГТЦ	0	тн.	215,300	тн.	112,636	тн.	112,636	тн.	---		0	тн.	0	тн.

Додаток Д.

Акт впровадження результатів магістерської роботи

ЗАТВЕРДЖУЮ

Директор ІнЕБМД, к.т.н., доцент

_____ Іщенко В. А.

« ____ » _____ 2021 р.

АКТ

впровадження результатів

магістерської кваліфікаційної роботи студентки групи ЕКО-20м

Висоцької Анастасії Петрівни

**на тему: «НАУКОВЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ
ФУНКЦІОНУВАННЯ ХМЕЛЬНИЦЬКОЇ АТОМНОЇ
ЕЛЕКТРОСТАНЦІЇ»
у навчальний процес**

Комісія у складі професора Петрука В.Г., професора Кватернюка С. М., професора Петрука Р.В. склали цей акт про те, що в інституті екологічної безпеки та моніторингу довкілля Вінницького національного технічного університету під час виконання практичних занять з дисциплін: «Природоохоронні технології» і «Економіка інноваційних рішень» впроваджено такі результати, розроблені магістрантом Висоцькою Анастасією Петрівною:

1. Удосконалена методика визначення екологічного ризику для населення у випадку проектованої аварії і запроектної аварії на АЕС;
2. Удосконалена методика еколого-економічної оцінки фітодезактивації ближньої зони ХАЕС

« ____ » _____ 2021 р.

Голова комісії:

д.т.н., професор, завідувач кафедри ЕЕБ
Петрук В.Г.

Члени комісії:

д.т.н., професор каф. ЕЕБ Кватернюк С.М.

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

Додаток Е.

Диплом I-го ступеня Всеукраїнського конкурсу студентських наукових робіт зі спеціальності «Екологія»

Середньорічний викид радіонуклідів з вентиляційних труб ВП ХАЕС

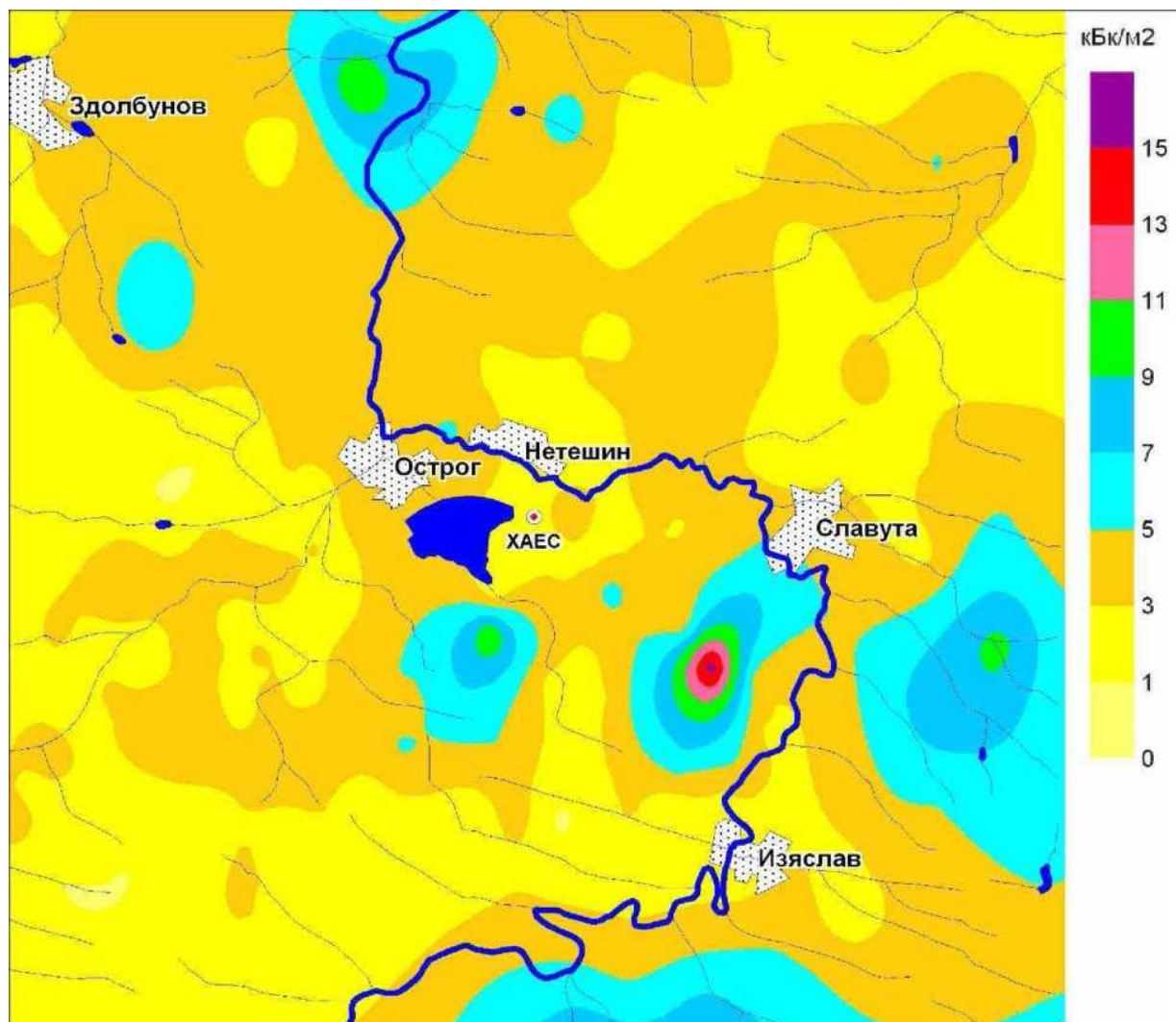
Ізотоп	Період напіврозпаду	Викид одного блоку, Кі/добу	Викид одного блоку, Бк/добу	Сумарний викид ХАЕС, Кі/добу	Сумарний викид ХАЕС, Бк/добу
Тритій	12,33 років	8,07E-02	2,99E+09	3,22E-01	1,20E+10
Вуглець-14	5730 років	2,79E-08	1,03E+03	1,12E-07	4,12E+03
Азот-16	7,13 с	5,34E-01	1,98E+10	2,14E+00	7,92E+10
Азот-17	4,17 с	7,43E-05	2,75E+06	2,98E-04	1,10E+07
Натрій-24	14,97 год	8,33E-08	3,08E+03	3,34E-07	1,23E+04
Аргон-41	1,82 год	2,62E-01	9,69E+09	1,05E+00	3,88E+10
Калій-42	12,36 год	2,51E-06	9,29E+04	1,00E-05	3,72E+05
Хром-51	27,7 діб	1,68E-08	6,22E+02	6,72E-08	2,48E+03
Марганець-54	312,2 діб	4,15E-10	1,54E+01	1,66E-09	6,16E+01
Залізо-55	^{2,68} p	5,86E-10	2,17E+01	2,34E-09	8,68E+01
Кобальт-60	5,27 год	1,17E-09	4,33E+01	4,68E-09	1,73E+02
Селен-83	22,4 хв	6,88E-09	2,55E+02	2,76E-08	1,02E+03
Бром-83	2,39 год	8,34E-07	3,09E+04	3,34E-06	1,24E+05
Криптон-83 м	1,83 год	6,67E-01	2,47E+10	2,66E+00	9,88E+10
Рубідій-88	17,8 хв	1,99E-02	7,36E+08	7,96E-02	2,94E+09
Стронцій-89	50,62 діб	9,22E-09	3,41 E+02	3,68E-08	1,36E+03
Іттрій-90	64,26 год	1,03E-11	3,81 E-01	4,12E-11	1,52E+00
Цирконій-95	64,02 доби	1,19E-07	4,40E+03	4,76E-07	1,76E+04
Ніобій-95м	3,61 доби	2,01 E-11	7,44E-01	8,04E-11	2,98E+00
Молібден-99	^{66,02} ГОД	1,47E-10	5,44E+00	5,88E-10	2,18E+01
Ніобій-101	7,1 с	7,61E-09	2,82E+02	3,04E-08	1,13E+03
Технецій-101	14,2 хв	2,46E-07	9,10E+03	9,84E-07	3,64E+04
Рутеній-103	39,25 діб	5,13E-10	1,90E+01	2,06E-09	7,60E+01
Родій-103м	56,114 хв	4,68E-08	1,73E+03	1,87E-07	6,92E+03
Сурьма-129	4,4 год	3,13E-09	1,16E+02	1,25E-08	4,64E+02
Теллур-129 м	33,6 доби	3,88E-11	1,44E+00	1,55E-10	5,76E+00
Олово-130	3,7 хв	2,36E-08	8,73E+02	9,44E-08	3,50E+03
Йод-131	^{8,01} діб	4,77E-05	1,76E+06	1,91E-04	7,04E+06
Ксенон-131 м	11,97 діб	2,07E+00	7,66E+10	8,28E+00	3,06E+11
Цезій-137	30,20 p	6,85E-07	2,53E+04	2,74E-06	1,01E+05
Барій-137 м	2,552 хв	2,56E-06	9,47E+04	1,02E-05	3,78E+05
Лантан-141	3,92 ч	5,37E-08	1,99E+03	2,14E-07	7,96E+03
Церій-143	33,0 год	5,88E-09	2,18E+02	2,36E-08	8,72E+02
Празиодим-144м	7,2 хв	4,04E-12	1,49E-01	1,62E-11	5,96E-01

					08-48.МКР.101.00.001 ГЧ														
										Середньорічний викид радіонуклідів з вентиляційних труб ВП ХАЕС									
															Літ.		Маса		Масшт
Зм.	Арк.	№ докум.	Підпис	Дата	Аркуш 1 5 Аркушів 5														
Розробив		Висоцька А. П.		15.12	ВНТУ, ІнеБМД, ТЗД-20м														
Перевірів		Васильківський І.В.		15.12															
Т.контр.				15.12															
Опонент		Ранський А.П.		15.12															
Н. контр.		Васильківський І.В.		15.12															
Затвердив		Петрук В.Г.		15.12															

Утворення ТРВ при роботі двох енергоблоків

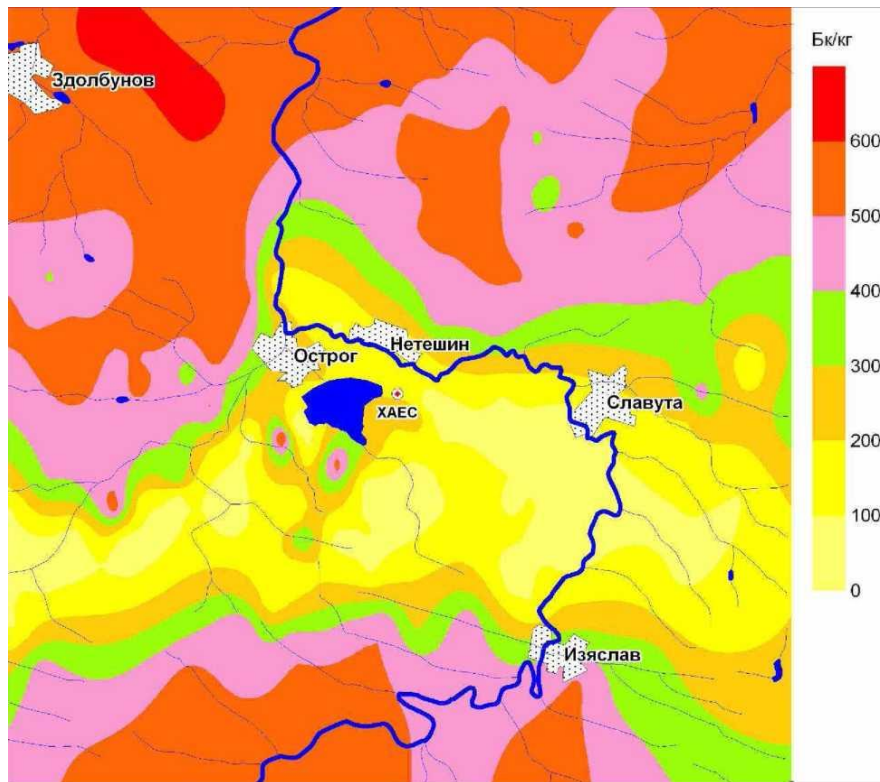
Назва відходів	Група ТРВ по активності	2016 р	2017 р	2018 р	2019 р
Об'єм утворених ТРВ, м ³	Низькоактивні	228,4	183,7	319,3	282,0
	Середньоактивні	4,1	1,1	0,7	2,9
	Високоактивні	0,3	0,1	0,2	0,5
	Всього	232,8	184,9	320,2	285,4

Щільність забруднення ближньої зони ХАЕС ¹³⁷Cs

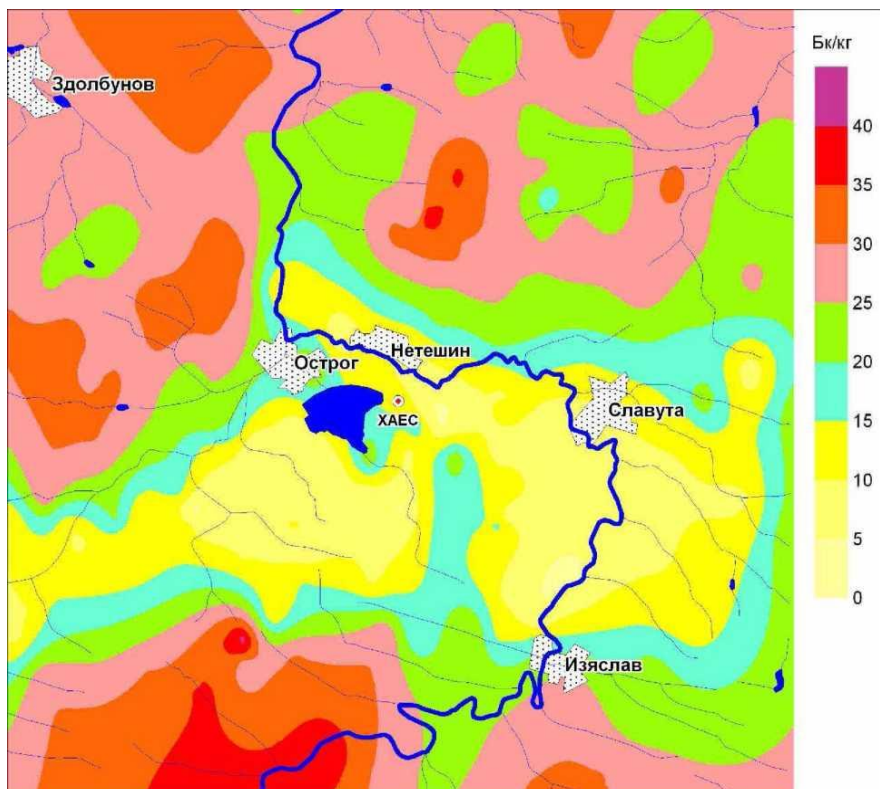


					08-48.МКР.101.00.002 ГЧ									
										Утворення ТРВ при роботі двох енергоблоків. Щільність забруднення ближньої зони ХАЕС ¹³⁷ Cs		Літ.	Маса	Масшт
Зм.	Арк.	№ докум.	Підпис	Дата										
Розробив		Висоцька А. П.		15.12										
Перевірів		Васильківський І.В.		15.12										
Т.контр.				15.12			Аркуш 2	Аркушів 5						
Опонент		Ранський А.П.		15.12			ВНТУ, ІнеБМД,							
Н. контр.		Васильківський І.В.		15.12			ТЗД-20м							
Затвердив		Петрук В.Г.		15.12										

Питома активність ^{40}K в ґрунтах ближньої зони ХАЕС
(глибина пробовідбору 0,2 м)

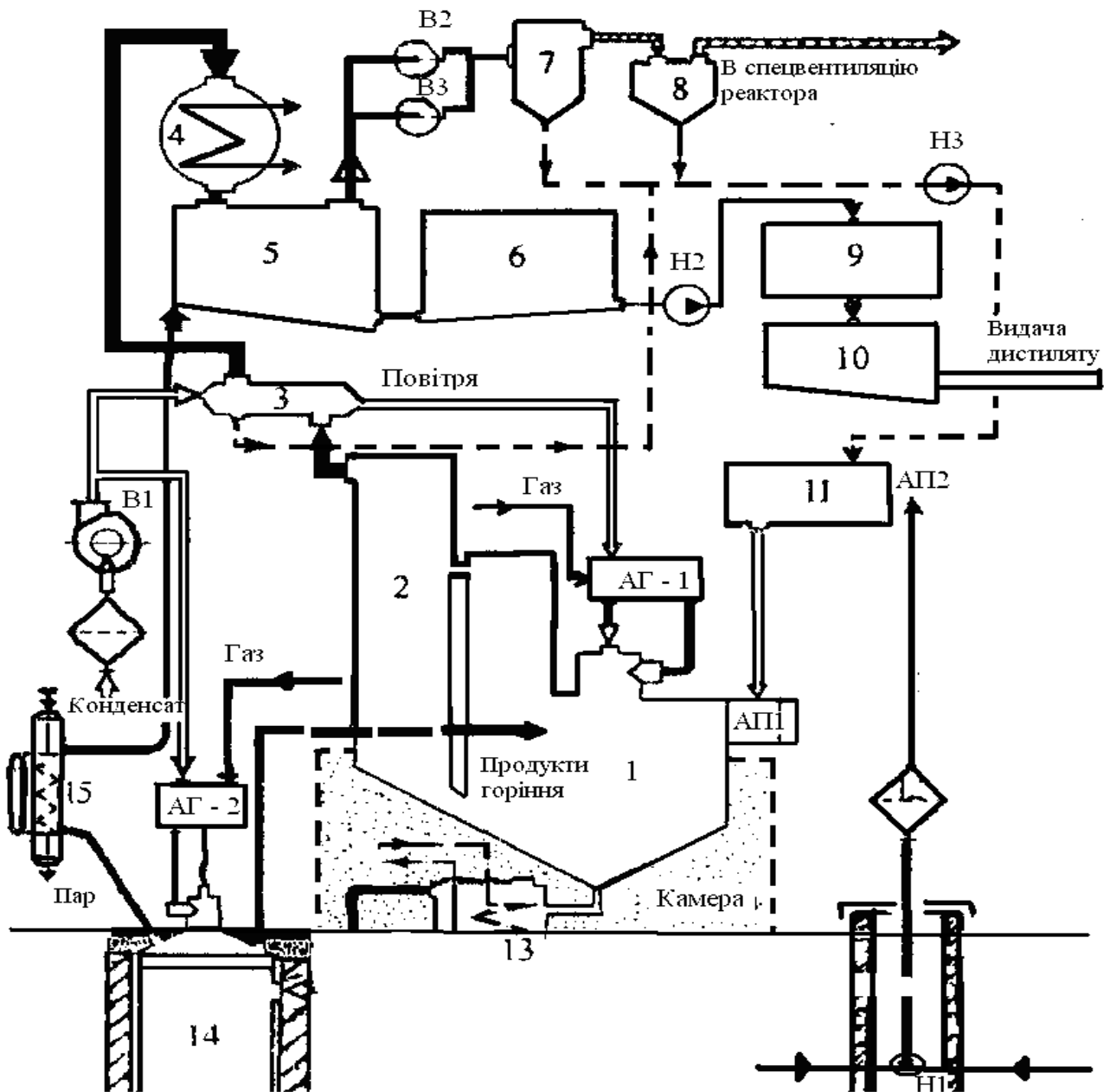


Питома активність ^{226}Ra у ґрунтах ближньої зони ХАЕС (глибина проб відбору 0,2 м)



					08-48.МКР.101.00.003 ГЧ			
					Питома активність ^{40}K в ґрунтах ближньої зони ХАЕС (глибина пробовідбору 0,2 м). Питома активність ^{226}Ra у ґрунтах ближньої зони ХАЕС (глибина проб відбору 0,2 м).	Літ.	Маса	Масшт
Зм.	Арк.	№ докум.	Підпис	Дата				
Розробив		Висоцька А. П.		15.12				
Перевірів		Васильківський І.В.		15.12				
Т.контр.				15.12				
Опонент		Ранський А.П.		15.12				
Н. контр.		Васильківський І.В.		15.12				
Затвердив		Петрук В.Г.		15.12		Аркуш 3 5	Аркушів 5	
					ВНТУ, ІнЕБМД, ТЗД-20м			

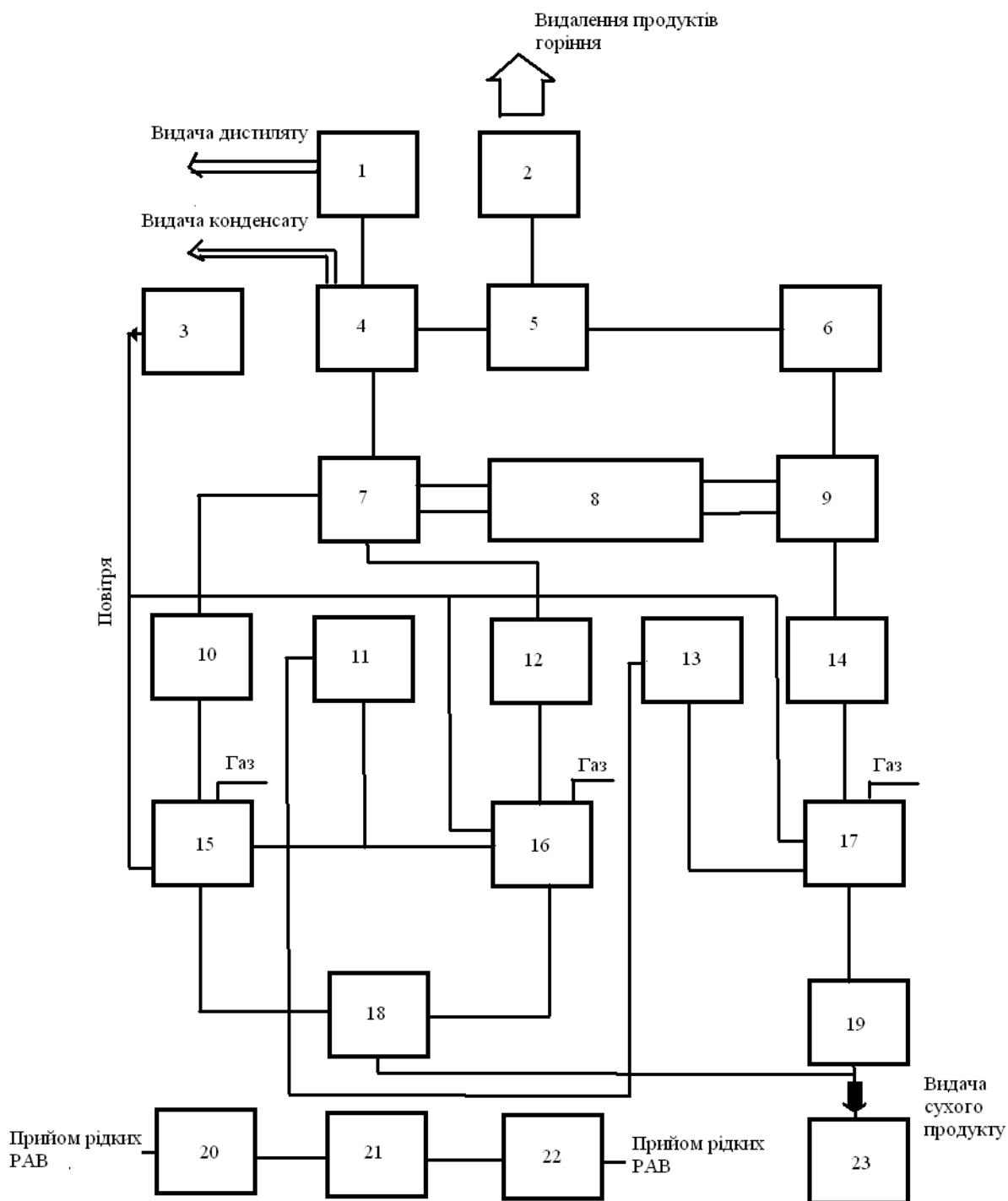
Схема очистки рідких радіоактивних відходів



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 дистилляту; 11 – бачок для доливання дистилляту; 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.

					08-48.МКР.101.00.004 ГЧ						
Зм.	Арк.	№ докум.	Підпис	Дата	Схема очистки рідких радіоактивних відходів	Літ.	Маса	Масшт			
Розробив		Висоцька А. П.		15.12							
Перевірів		Васильківський І.В.		15.12							
Т.контр.				15.12							
Опонент		Ранський А.П.		15.12							
Н. контр.		Васильківський І.В.		15.12							
Затвердив		Петрук В.Г.		15.12		Аркуш 4 5	Аркушів 5				
						ВНТУ, ІнЕБМД, ТЗД-20м					

Структурна схема очисного комплексу РАВ



1 – дистильований блок; 2 – газоочисник; 3 – вентилятор; 4, 6 – фазорозділювачі; 5 – димовсмоктуючий комплекс; 7, 9 – охолоджувач – конденсатор; 8 – градирня; 10, 12, 14 – сепаратори; 11, 13 – ємності для підживлення; 15, 16, 17 – продукти горіння; 18, 19 – ємності для РАВ; 20, 22 – накопичувачі рідких відходів; 21 – блок подачі рідких РАВ; 23 – утилізатор.

					08-48.МКР.101.00.005 ГЧ						
Зм.	Арк.	№ докум.	Підпис	Дата	Структурна схема очисного комплексу РАВ	Літ.	Маса	Масшт			
Розробив		Висоцька А. П.		15.12							
Перевірів		Васильківський І.В.		15.12							
Т.контр.				15.12							
Опонент		Ранський А.П.		15.12		Аркуш 5 5	Аркушів 5				
Н. контр.		Васильківський І.В.		15.12		ВНТУ, ІнеБМД,					
Затвердив		Петрук В.Г.		15.12	ТЗД-20м						