

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет природоохоронний
Кафедра екологічного права і контролю

Бакалаврська кваліфікаційна робота

на тему: «Екологічні проблеми атомної енергетики»

Виконав студент 4 курсу групи ЕК-45
Напрямок підготовки 6.040106
«Екологія, охорона навколишнього
середовища та збалансоване
природокористування»
Семенуха Володимир Ігорович

Керівник - асистент кафедри
екологічного права і контролю
Гарабажій Тетяна Анатоліївна

Консультант – к.х.н., с.н.с.
Орлова Ірина Георгіївна

Рецензент – ст. викл.
Кузьміна Вікторія Анатоліївна

Одеса 2019

ЗМІСТ

ВСТУП	4
1 АТОМНА ЕНЕРГЕТИКА ЯК ВАЖЛИВА ГАЛУЗЬ ПРОМИСЛОВОСТІ УКРАЇНИ	5
2 ВПЛИВ АТОМНИХ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЙ НА ДОВКІЛЛЯ	9
2.1 Викиди в атмосферне повітря забруднюючих речовин об'єктами атомної енергетики	9
2.2 Вплив атомних електростанцій на водне середовище	14
2.3 Проблеми утилізації радіоактивних відходів	16
2.3.1 Поховання радіоактивних відходів	29
2.3.2 Захоронення радіоактивних відходів в гірських породах	30
2.3.3 Приповерхнєве поховання	39
2.3.4. Плавлення гірської породи	41
2.3.5 Пряме закачування	43
2.3.6 Видалення в море	44
2.3.7 Видалення під морське дно	45
2.3.8 Видалення в зони зрушень	47
2.3.9 Поховання в льодовикові щити	48
2.3.10 Видалення в космічний простір	49
3 ТЕХНОГЕННА НЕБЕЗПЕКА ПРИ ЕКСПЛУАТАЦІЇ АТОМНИХ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЙ	51
3.1 Вплив радіації на організм людини	64
ПЕРЕЛІК ДЖЕРЕЛ ПОСИЛАННЯ	69

ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ

- АЕС – атомна електрична станція;
АЗ – активна зона;
ВВЕР – водо-водяний енергетичний реактор;
ВЗУ – високозбагачений уран;
ВТГР – високотемпературний газоохолоджуваний реактор;
ВЯП – відпрацьоване ядерне паливо;
КВ – коефіцієнт відтворення плутонію;
КВВП – коефіцієнт використання встановленої потужності;
КВП – коефіцієнт використання палива;
КН – коефіцієнт накопичення плутонію;
ЛВР – легководяний реактор;
НЗУ – низькозбагачений уран;
ОЕС – Об'єднана енергетична система;
ОЕСР – Організація економічного співробітництва й розвитку;
РАВ – радіоактивні відходи;
РБН – реактор на швидких нейтронах;
РБМК – реактор великої потужності (киплячий);
РСР – рідкосольовий реактор;
САЗ – система аварійного захисту;
СВП – сховище відпрацьованого палива;
СОАЗ – система охолодження активної зони;
ТВЗ – тепловиділяючі збірки;
ЯЕУ – ядерна енергетична установка;
ЯП – ядерне паливо;
ЯПЦ – ядерний паливний цикл;
ЯР – ядерний реактор.

ВСТУП

Особливістю атомної енергетики є мізерна витрата ядерного палива, що забезпечує виділення величезної кількості енергії (тепла). Для АЕС потужністю 1 млн кВт на добу потрібно всього лише 3 кг U235 замість 7 100 т у.п., як для ТЕС такої самої потужності. Головна відмінність між ТЕС і АЕС полягає в тому, що у схемі останньої замість котла, який працює на органічному паливі, є атомний реактор, а також специфічний парогенератор особливої конструкції. Решта устаткування, а отже, і вплив цієї частини АЕС на довкілля, не відрізняється від устаткування ТЕС: парова турбіна, електричний генератор, конденсатор, водяний насос та ін.

Розвиток ядерної енергетики переважно базується на АЕС із реакторами, охолоджуваними водою під тиском, а також з каналними реакторами, охолоджуваними киплячою водою (реактори більшої потужності каналні -- РБПК). Реактори типу ВВЕР дістали у світовій енергетиці найширше застосування (близько 60%). За останні 25 років конструкція реакторів практично не зазнала істотних змін.. Саме реактор ВВЕР спричинив Чорнобильську катастрофу. Причиною аварії став надзвичайний збіг найнесприятливіших чинників і прикрих помилок експлуатаційного персоналу.

Таким чином, проблема взаємодії АЕС із довкіллям, що виникла разом з атомною енергетикою, посідає важливе місце в суспільному житті.

Метою роботи є дослідження впливу атомних електростанцій на довкілля, проблем поводження з радіоактивними відходами, можливої техногенної небезпеки атомних станцій.

1 АТОМНА ЕНЕРГЕТИКА ЯК ВАЖЛИВА ГАЛУЗЬ ПРОМИСЛОВОСТІ УКРАЇНИ

Атомна електростанція (АЕС) - електростанція, в якій атомна (ядерна) енергія перетворюється в електричну. Генератором енергії на АЕС є атомний реактор. Тепло, що виділяється в реакторі в результаті ланцюгової реакції поділу ядер деяких важких елементів, потім так само, як і на звичайних теплових електростанціях (ТЕС), перетворюється в електроенергію. АЕС працює на ядерному пальному (в основному ^{233}U , ^{235}U , ^{239}Pu). Встановлено, що світові енергетичні ресурси ядерного пального (уран, плутоній і ін) істотно перевищують енергоресурси природних запасів органічного палива (нафта, вугілля, природний газ та ін.) Це відкриває широкі перспективи для задоволення швидко зростаючих потреб у паливі. Крім того, необхідно враховувати всі збільшується обсяг споживання вугілля і нафти для технологічних цілей світової хімічної промисловості, яка стає серйозним конкурентом теплових електростанцій. Незважаючи на відкриття нових родовищ органічного палива і вдосконалення способів його видобутку, в світі спостерігається тенденція до відносного збільшення його вартості. Це створює найбільш важкі умови для країн, що мають обмежені запаси палива органічного походження. Очевидна необхідність якнайшвидшого розвитку атомної енергетики, яка вже посідає помітне місце в енергетичному балансі ряду промислових країн світу.

Перша в світі АЕС дослідно-промислового призначення потужністю 5 Мвт була пущена в СРСР 27 червня 1954 у м. Обнінську. До цього енергія атомного ядра використовувалася переважно у військових цілях. Пуск першої АЕС ознаменував відкриття нового напрямку в енергетиці, що отримав визнання на 1-й Міжнародній науково-технічній конференції з мирного використання атомної енергії (серпень 1955, Женева).

Найбільш часто на АЕС застосовується 4 типу реакторів на теплових нейтронах: 1) водо-водяні із звичайною водою як сповільнювач і теплоносія; 2) графіті-водні з водяним теплоносієм і сповільнювачем графітовим; 3) важководяний з водяним теплоносієм і важкою водою як сповільнювач ; 4) графіті-газові з газовим теплоносієм і сповільнювачем графітовим [1].

Вибір переважно застосовуваного типу реактора визначається, головним чином, накопиченим досвідом у реакторобудування, а також наявністю необхідного промислового устаткування, сировинних запасів і т. д.

На АЕС, теплової реактор якої охолоджується водою, зазвичай користуються низькотемпературними паровими циклами. Реактори з газовим теплоносієм дозволяють застосовувати щодо більш економічні цикли водяної пари з підвищеними початковими тиском і температурою. При роботі реактора концентрація діляться ізотопів в ядерному паливі поступово зменшується. Тому з часом їх замінюють свіжими. Ядерне паливо перезавантажують за допомогою механізмів і пристосувань з дистанційним управлінням. Відпрацьовані ТВЕЛі переносять в басейн витримки, а потім направляють на переробку.

При аваріях в системі охолодження реактора для виключення перегріву і порушення герметичності оболонок ТВЕЛів передбачають швидке (протягом кілька секунд) глушіння ядерної реакції; аварійна система розхолодження має автономні джерела живлення.

Економічність АЕС визначається її основними технічними показниками: одинична потужність реактора, ккд, глибина вигорання ядерного пального, коефіцієнт використання встановленої потужності АЕС за рік. Для економіки АЕС характерно, що частка паливної складової в собівартості електроенергії, що виробляється 30-40% (на ТЕС 60-70%).

Через аварію в Чорнобилі в 1986 році програма розвитку атомної енергетики було скорочено. Після значного збільшення виробництва електроенергії в 80-і роки темпи зростання сповільнилися, а в 1992-1993 рр

почався спад. При правильній експлуатації, АЕС - найбільш екологічно чисте джерело енергії. Їх функціонування не призводить до виникнення "парникового" ефекту, викидів в атмосферу в умовах безаварійної роботи, і вони не поглинають кисень.

Радіоактивні відходи з'являються на АЕС з двох джерел: головним є основний технологічний контур АЕС, іншим джерелом є допоміжні установки, наприклад, газовий контур, контур охолодження. Джерела радіоактивних відходів активаційного походження, наприклад, радіоактивні продукти корозії або утворюється в процесах поділу тритій (надважкий ізотоп водню), мають активність, суворо мінливу в часі по відомому закону. Випадковим джерелом є продукти поділу, що попадають в теплоносій. Їх активність в теплоносії в кожен момент часу залежить від того, скільки негерметичних ТВЕЛів в цей момент експлуатується в активній зоні, яка ступінь їх негерметичності. Оскільки цей процес є випадковим, даний факт враховується на АЕС при організації постійного радіаційного контролю за станом теплоносія, кількістю і темпом утворення радіоактивних відходів.

Україна має потужний промисловий комплекс, для роботи якого потрібна електроенергія, оскільки це невід'ємна частка без якої його розвиток значно гальмується, а подекуди взагалі неможливий. Зараз, для того, щоб вийти з економічної кризи, варто звернути увагу на енергетику, яка відіграє в житті країни не останню роль. Вона, як і більшість галузей промисловості потерпає від кризи. І не варто закривати на це очі, оскільки майбутнє України та її незалежність повністю залежать від енергетики.

Основа електроенергетики країни - Об'єднана Енергетична Система (ОЕС), яка здійснює централізоване електрозабезпечення споживачів. ОЕС взаємодіє з енергетичними системами суміжних країн та забезпечує експорт та імпорт електроенергії [2].

В міру обставин, які склалися на даний момент головне базове навантаження в енергопроблемі несуть АЕС. Це зумовлено тим, що більшість

ТЕС простоюють по причині відсутності палива. Централізоване виробництво електроенергії в ОЕС виконують 14 ТЕС, 8 ГЕС та 4 АЕС, які входять до складу Національної Атомної Енергогенеруючої Компанії (НАЕК) "Енергоатом".

2 ВПЛИВ АТОМНИХ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЙ НА ДОВКІЛЛЯ

2.1 Викиди в атмосферне повітря забруднюючих речовин об'єктами атомної енергетики

Для всіх технологічних процесів на об'єктах ядерної енергетики характерною особливістю є присутність джерел радіаційного ризику, обумовленого викидами і скидами радіоактивності, які за певних умов можуть призводити до негативних впливів на людину і навколишнє середовище.

Концепція безпеки реакторів ВВЕР другого покоління практично виключає можливості серйозного пошкодження активної зони через плавлення ядерного палива або внаслідок неприпустимої швидкості виділення енергії. Таким чином, проблема взаємодії АЕС із довкіллям, що виникла разом з атомною енергетикою, посіла й посідає важливе місце в ПЕК.

На рис.1 подана узагальнена модель взаємодії АЕС із довкіллям.

Виділення енергії в процесі регульованої ланцюгової реакції поділу атомів урану, торію і плутонію відбувається в ядерному реакторі (Р). Перетворення кінетичної енергії уламків і продуктів поділу відбувається в активній зоні реактора, в якій майже вся енергія ядерної реакції передається теплоносію. Прямого виходу радіоактивних відходів (р. в.) ядерних реакцій у довкілля запобігає багатоступінчата система радіаційного захисту, що діє як в умовах нормальної експлуатації, так і в аварійних ситуаціях. За нормальної експлуатації АЕС радіоактивність контуру ядерного реактора обумовлена активізацією продуктів корозії та проникненням у теплоносій продуктів поділу. Наведеній активності піддають практично всі речовини, що взаємодіють із радіоактивним випромінюванням [1].

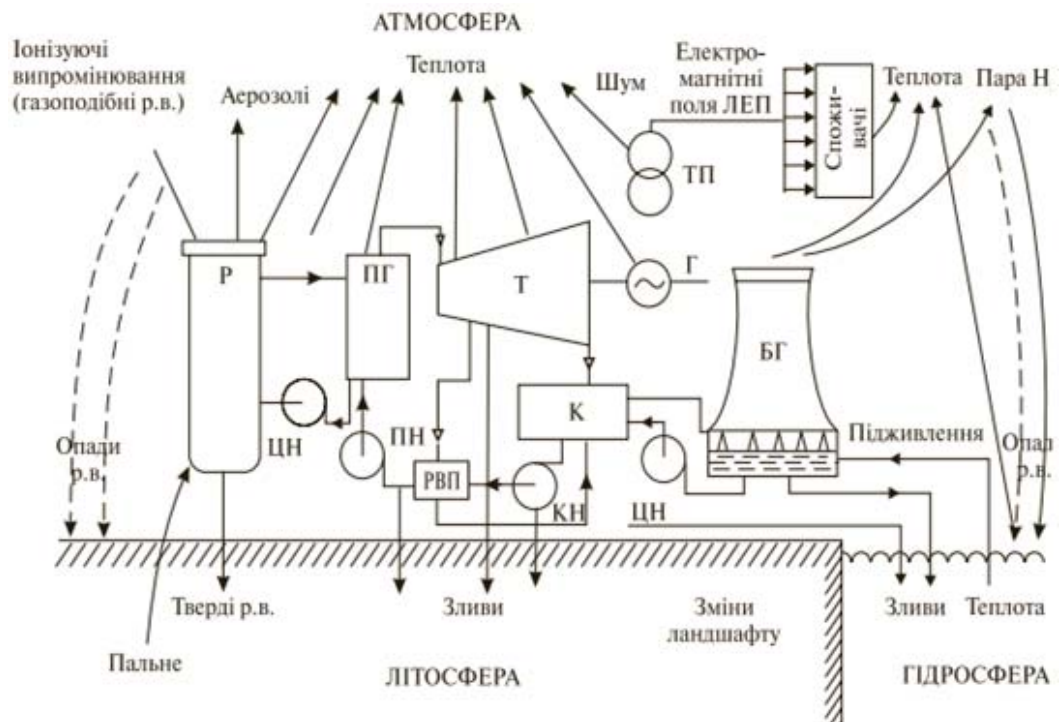


Рис. 1 - Узагальнена модель взаємодії АЕС із довкіллям

У схемах АЕС передбачено пристрої, потрібні для збору активних речовин і видалення їх у вигляді рідких, газоподібних або твердих відходів. Рідкі відходи містять радіоактивні ізотопи стронцію, цезію, водню та інших елементів.

Радіоактивність рідких і газоподібних викидів у різних АЕС відрізняється на кілька порядків, але в переважній більшості випадків сумарні викиди значно нижчі за гранично допустимі рівні (ГДР).

Радіоактивні викиди в атмосферу підрозділяються на два типи – газові та аерозольні. Рідкі радіоактивні скиди, що містять шкідливі домішки, бувають у вигляді розчинів або дрібнодисперсних сумішей. Можливі й проміжні ситуації, як при деяких аваріях, коли гаряча вода викидається в атмосферу і розділяється на пару і воду.

Викиди і скиди можуть бути як регламентними (постійними або періодичними), що знаходяться під контролем персоналу, так і аварійними (як правило, залповими). Включаючись у різноманітні рухи атмосфери, поверхневих і підземних потоків, радіоактивні та токсичні речовини поширюються в навколишньому середовищі, потрапляють у рослини, в організми тварин і людей.

У процесі виробництва енергії з ядерного палива на практиці виділяється ряд стадій, об'єднаних у ЯПЦ.

В умовах нормальної експлуатації АЕС викиди радіонуклідів у зовнішнє середовище незначні й складаються в основному з радіонуклідів йоду та інертних радіоактивних газів (ІРГ): ксенону (Xe), криптону (Kr). Максимальний внесок в очікувану ефективну дозу (80–90%) на всіх відстанях від АЕС роблять радіоактивні благородні гази ^{133}Xe , ^{135}Xe за рахунок опромінення від хмари. Близько 5–15% дози населення отримує за рахунок харчування (радіонукліди ^{131}I , ^{137}Cs , ^{90}Sr) і біля 5% за рахунок опромінення від ґрунту (радіонукліди ^{131}I , ^{137}Cs , ^{90}Sr). Решта шляхів впливу і радіонукліди у формування дози роблять істотно менший внесок. Доза за рахунок нормальної експлуатації АЕС більш ніж на 4 порядки нижче дози від загального радіаційного фону і становить десяті частки мкЗв/рік [1].

Один з найпоширеніших у викидах АЕС радіонуклід ^{137}Cs дуже швидко мігрує у харчових ланцюгах і, потрапляючи в організм людини, затримується в м'язових клітинах, будучи причиною однієї з різновидів ракових захворювань – саркоми.

В останні десятиліття з'явилися дослідження, присвячені аналізу впливу на людину і навколишнє середовище тритію (Т), що утворюється в технологічних циклах АЕС. Особливу роль тритію в питаннях забезпечення радіаційної безпеки АЕС визначають наступні фактори:

- вміст Т в рідких скидах при нормальній роботі АЕС значно перевершує за абсолютним значенням вміст всіх інших нуклідів, а в газоподібних

викидах в навколишнє середовище кількість Т поступається тільки кількості ІРГ;

- на відміну від хімічно інертних радіоактивних газів інкорпорований Т ефективно включається до складу біологічної тканини і є потенційним джерелом мутагенних порушень як за рахунок β -випромінювання середньої енергії (5,8 кеВ), так і за рахунок порушення молекулярних зв'язків, викликаних заміною ізотопу водню (H) нейтральним гелієм (He), що утворився в результаті розпаду Т;

- тритій має великий період напіврозпаду (12,4 років) і внаслідок цього є глобальним забруднювачем природних комплексів [2].

Завдяки хімічній еквівалентності звичайному водню тритій у формі надважкої води накопичується в технологічних водах АЕС й надходить з них у водойму-охолоджувач, а потім в довколишні водойми, підземні води, приземний шар атмосфери. Підвищені концентрації цього радіоізотопа зафіксовані в природних середовищах в зонах впливу багатьох АЕС (табл. 1.1).

За рахунок міграції забруднення тритієм ґрунтових вод відбувається при нормальній експлуатації всіх легководних АЕС.

Великий інтерес становляють дані про наявність тритію в зонах розташування радіоактивних відходів. Такі дослідження в останні роки проводилися, зокрема, в Росії та Україні.

У 2000–2005 рр. була проведена спеціальна оцінка вмісту тритію в зонах суворого режиму і районах розташування російських Благовіщенського, Нижньогородського, Мурманського, Свердловського та Челябінського спецкомбінатів «Радон» (* цифри в дужках – надходження тритію в ГБк/МВт (ел.)/рік).

Таблиця 1.1 - Надходження тритію в навколишнє середовище з газоподібними та рідкими відходами АЕС, Кі МВт (ел.)/ рік

Тип реактора	Викид в атмосферу	Скид в гідросферу
ВВЭР	0,2–0,9 (7,4–33,3)*	0,9 (33,3)
РБМК	0,6 (22,2)	0,04 (1,48)
PWR	0,22 (8,14)	1,4 (5,18)
BWR	0,14 (5,18)	0,1 (3,7)

Було встановлено, що контакт води з РАВ в ємності сховищ твердих радіоактивних відходів (ТРВ) призводить до утворення рідких тритієвих відходів. Тритій виходить за межі сховища ТРВ і виявляється у воді контрольних свердловин санітарно-захисної зони підприємств у кількостях, що перевищують не тільки фонові значення, але і рівень втручання, досягаючи в окремих випадках рівня тритієвих відходів [3].

Однак до цього часу це не призвело до забруднення тритієм поверхневих водойм та джерел питного водопостачання в п'ятикілометровій зоні розташування спецкомбінатів. За даними моніторингу аналогічна ситуація простежується в районі розташування Київського спецкомбінату «Радон» в Україні.

Як впливає з наведених прикладів, сховища РАВ становлять потенційну небезпеку забруднення навколишнього середовища тритієм і потребують радіоекологічного моніторингу як в санітарно-захисній зоні, так і за її межами.

2.2 Вплив атомних електростанцій на водне середовище

Скиди забруднюючих речовин у водні об'єкти. У світі працює багато енергоблоків (ТЕС і АЕС), які охолоджуються водою, що відводиться безпосередньо від великих природних джерел (річок, морів). Так як для забезпечення експлуатації атомних електростанцій потрібні великі обсяги води, питання водоспоживання та водовідведення займають важливе місце в природоохоронній діяльності на АЕС. Стоки від обертових частин механізмів, забруднені маслами та нафтопродуктами, від гідроуборки машинних залів, приміщень дизель-генераторів, котельні проходять спочатку очищення від нафтопродуктів на спеціальних установках. Чистий їх компонента повертається на повторне використання. Практично вся забрана з водних об'єктів вода (близько 99%), яка використовується на АЕС для виробничих потреб (охолодження технологічних середовищ в конденсаторах турбін та теплообмінному обладнанні), повертається після ретельного очищення назад у водні об'єкти. Вплив градирень АЕС на навколишнє середовище досить значний [4]. Атомна електростанція виробляє величезну кількість теплової енергії, але тільки приблизно одна третина її перетворюється в електричну (коефіцієнт корисної дії сучасних АЕС 34-36%). Близько 2/3 теплою енергії необхідно утилізувати. Для видалення надлишкового тепла використовуються природні водойми, що знаходяться поблизу АЕС, а також ставки-охолоджувачі і градирні. Для енергоблоків ВВЕР-1200, що будуються за російським проектом АЕС- 2006, на майданчику АЕС передбачається зворотний система охолодження з баштовими випарними градирнями. Градирня - це вежа, в якій відбувається охолодження води. Вода подається в неї на певну висоту і у вигляді струменів стікає вниз, охолоджуючись по шляху за рахунок випаровування. У нижній частині градирні вона збирається і відкачується циркуляційними насосами до конденсаторів турбін. Холодне повітря надходить через вікно

нижче рівня води і, рухаючись їй назустріч, нагрівається за рахунок часткового випаровування води. Нагріте повітря викидається в атмосферу через верх градирні, створюючи природну тягу. Тому тепловий вплив АЕС на мікроклімат і атмосферні процеси відбувається за рахунок викидів тепла і вологи з баштових випарних градирень, що робить деякий вплив на кліматичні характеристики майданчика. Основний механізм впливу факела градирні полягає в значному збільшенні вертикальних пульсацій швидкості вітру в зоні теплового викиду градирні та, як наслідок цього, більш інтенсивному розсіюванні домішки (в вертикальному напрямку) при її поширенні поблизу факела. За оцінками, наявність градирень не матиме значного впливу на тепловий режим регіону. Проблема утилізації тепла існує і на теплових електростанціях, де так само для цих цілей використовуються аналогічні градирні. Досвід застосування градирень, показує, що експлуатація градирень не робить істотного впливу на навколишнє середовище. Наприклад, поблизу градирень, використовуваних на АЕС Франції, обробляють виноград і займаються овочівництвом і тваринництвом.

Систематичні спостереження за дією АЕС на водне середовище у процесі нормальної експлуатації не виявили істотних змін природного радіоактивного фону. За встановлених припустимих рівнів впливу ядерної енергетики на гідросферу й наявних методів контролю над викидами діючі типи ядерних енергетичних установок не загрожують локальним і глобальним рівноважним процесам у гідросфері та її взаємодії з іншими складовими географічної оболонки Землі [4].

Відповідно до «Правил ядерної безпеки АЕС» МАГАТЕ, проекти всіх систем і компонент АЕС, що впливають на ядерну безпеку, мають містити докладний аналіз усіх можливих відмов складових елементів, виокремлювати небезпечні відмови й оцінювати їхні наслідки. Урахувавши поширення викидів під час аварій на АЕС, встановлюються санітарно-захисні зони.

Усі інші види дій АЕС на гідро- і літосферу, не пов'язані з радіоактивністю (вплив системи водопостачання, підвідних і відвідних каналів, фільтрів), якісно не відрізняються від аналогічних дій ТЕС. Основне тепловиділення АЕС у довкілля, як і на ТЕС, відбувається в конденсаторах паротурбінних установок. Однак питомі тепловиділення в охолоджувальну воду в АЕС є значнішими, ніж у ТЕС, унаслідок більшої питомої витрати пари. Це визначає істотні питомі витрати охолоджувальної води [5].

У зв'язку з цим на більшості нових АЕС передбачено встановити градирні, в яких теплота відводиться безпосередньо в атмосферу. Потім охолоджувальна вода надходить до ставка-охолоджувача, призначеного для забезпечення замкнутої системи водопостачання АЕС.

2.3 Проблеми утилізації радіоактивних відходів

Проблема поводження з радіоактивними відходами є однією з найважливіших у промисловому використанні ядерної енергії. Головною відмінною особливістю атомної енергетики від інших джерел отримання енергії є накопичення значних обсягів радіоактивних відходів (далі – РАВ), які утворюються практично на всіх стадіях ядерно-паливного циклу.

До РАВ відносяться матеріальні об'єкти та субстанції, активність радіонуклідів або радіоактивне забруднення яких перевищують рівні, встановлені діючими нормативами, за умови, що використання цих об'єктів або субстанцій надалі не передбачається. Їх небезпечність обумовлюється насамперед тим, що радіонукліди, які містяться в них, можуть розсіюватися в біосфері та призводити до негативного радіаційного впливу на людину і навколишнє середовище [1].

РАВ – особливий вид радіоактивних матеріалів різного агрегатного стану (гази, розчини, матеріали та вироби, біологічні об'єкти). Вони класифікуються за різними ознаками: агрегатним станом, періодом

напіврозпаду, питомою активністю, складом випромінювання і т.д. За агрегатним станом найбільше поширення мають рідкі РАВ, які утворюються у виробничих процесах АЕС, радіохімічних заводів, дослідних центрів.

На всіх етапах ЯПЦ також накопичуються значні кількості твердих РАВ, зокрема в реакторах АЕС загальною електричною потужністю 1 ГВт за рік утворюються 300–500 м³ твердих відходів, а від переробки опроміненого палива ще 10 м³ високоактивних РАВ, 40 м³ відходів середньої активності, 130 м³ відходів низької активності.

Для поводження з РАВ розробляються відповідні національні норми, правила і стандарти, засновані на рекомендаціях Міжнародної комісії з радіологічного захисту (МКРЗ) та Міжнародного агентства з атомної енергії (МАГАТЕ). У табл.(2.1-2.4) наведені класифікації РАВ, прийняті в Україні.

Для розділення РАВ на типи використовується критерій, що враховує допустимість їх поховання в поверхневих (приповерхневих) сховищах, альтернативою якому є захоронення РАВ у стабільних геологічних формаціях. За цим критерієм РАВ підрозділяють на два типи: короткоживучі та довгоживучі (див. табл. 2.1). Довгоживучі РАВ – відходи, рівень звільнення яких від контролю з боку органу державного регулювання досягається через триста років і вище після їх поховання. Короткоживучі РАВ – відходи, рівень звільнення яких від контролю з боку органу державного регулювання досягається раніше, ніж через триста років після їх поховання [6].

За показником «рівень вилучення», встановленим для різних груп радіонуклідів, всі РАВ підрозділяються на чотири групи (рівень А відповідає річній дозі 50 мЗв, рівень Б – 1 мЗв. (див. табл. 2.1).

У категорії гамма-випромінюючих РАВ з невідомою питомою активністю застосовується класифікація, яка підрозділяє їх на низько-, середньої високоактивні за критерієм потужності поглиненої в повітрі дози на відстані 0,1 м від поверхні, на якій знаходяться РАВ (див. табл. 2.2 - 2.4).

У більшості країн, що мають АЕС та уранові об'єкти, накопичилися значні кількості РАВ. Багато відходів утворюється при переробці відпрацьованого ядерного палива (наприклад, в Росії таких підприємств 16). Його переробка породжує безліч складних проблем, в першу чергу пов'язаних з радіаційною та екологічною небезпекою високоактивних відходів переробки. Високоактивні РАВ від переробки палива так само, як і високоактивні відходи, що виникають при експлуатації АЕС, містять радіонукліди, отримані в процесі ядерних реакцій: продукти поділу і трансуранові елементи (ТУЕ), які утворюються з атомів ^{238}U в активній зоні ядерного реактора при поглинанні ними нейтронів з подальшим β -розпадом. Ці високоактивні відходи складають за обсягом близько 3% всіх радіоактивних відходів, що утворюються в світі, але вони містять до 95% всієї активності. За рахунок високої активності РАВ характеризуються великим тепловиділенням, що вимагає додаткових заходів при їх зберіганні й захороненні [6].

Таблиця 2.1- Класифікація РАВ, що базується на критерії допустимості (недопустимості) їх поховання в сховищах різних типів

Тип РАВ	Дози потенційного опромінення через 300 років після поховання	Тип можливого звільнення в період до 300 років після поховання	Тип поховання РАВ
Короткоживучі	Нижче рівня Б	Повне, обмежене	Поверхневе або приповерхневе
Довгоживучі	Вище рівня А	Не розглядається	У стабільних геологічних формаціях

Таблиця 2.2 - Класифікація твердих радіоактивних відходів за критерієм «рівень вилучення»

Група РАВ	Тверді РАВ	Рівень вилучення, кБк·кг-1
1	Трансуранові ?-випромінюючі радіонукліди	0,1
2	?-випромінюючі радіонукліди (за винятком трансураничних)	1
3	?, ?-випромінюючі радіонукліди (за винятком трансураничних)	10
4	^3H , ^{14}C , ^{36}Cl , ^{45}Ca , ^{53}Mn , ^{59}Fe , ^{63}Ni , $^{93\text{m}}\text{Nb}$, ^{99}Tc , ^{109}Cd , ^{135}Cs , ^{147}Pm , ^{151}Sm , ^{171}Tm , ^{204}Tl	100

При наявності у складі радіоактивних відходів декількох радіонуклідів, які належать до однієї групи, їх питомі активності підсумовуються.

Таблиця 2.3 - Класифікація твердих і рідких РАВ за критерієм питомої активності

Категорії РАВ	Інтервал значень питомої активності твердих РАВ, кБк·кг-1				Інтервал значень питомої активності рідких РАВ в одиницях кратності
	α -радіонукліди		β -, γ -радіонукліди		
	Група 1	Група 2	Група 3	Група 4	
Низькоактивні	> 10-1; < 101	>100; <102	> 101; < 103	> 102; < 104	> 1 ; < 102
Середньоактивні	\geq 101; < 105	\geq 102; < 106	\geq 103; < 107	\geq 104; < 108	\geq 102; < 106
Високоактивні	\geq 105	\geq 106	\geq 107	\geq 108	\geq 106

Для відходів, які є сумішю РАВ різних радіонуклідів, категорія встановлюється за найбільш високою компонентою, що входить в суміш.

Категорія високоактивних РАВ підрозділяється на дві підкатегорії: «низькотемпературні», питома тепловиділення яких у місцях тимчасового зберігання або в похованнях не перевищує $2 \text{ кВт} \cdot \text{м}^{-3}$; високоактивні РАВ, питома тепловиділення яких становить $2 \text{ кВт} \cdot \text{м}^{-3}$ і більше [6].

Таблиця 2.4 - Класифікація РАВ з невідомим радіонуклідним складом (НРС) і невідомою питомою активністю за критерієм потужності поглиненої в повітрі дози на відстані 0,1 м від поверхні об'єкта (контейнера)

Категорія НРС	РАВ	Потужність поглиненої в повітрі дози, мкГр·рік-
Низької активності	1	$> 1; \leq 100$
Середньої активності		$> 100; \leq 10000$
Високої активності		> 10000

Радіонуклідний склад продуктів поділу дуже складний і залежить від часу опромінення та динамічної рівноваги їх утворення, вигорання та α -розпаду. Поряд з продуктами поділу, відходи АЕС і відходи від переробки палива містять активовані продукти корозії оболонок палива та обладнання, реагенти, передбачені хіміко-технологічними процесами, а також трансуранові елементи – ізотопи урану, плутонію, нептунію, америцію тощо.

Наявність ТУЕ у відходах сильно ускладнює проблему їх безпечного захоронення. Радіаційна небезпека таких відходів обумовлена великими періодами напіврозпаду ТУЕ і високою радіоактивністю, що вимагає їх ізоляції на терміни понад 104 роки. Потенційну небезпеку таких відходів можна знизити шляхом перетворення ТУЕ у відносно короткоживучі

продукти поділу. Для цього планується здійснювати їх нейтронне опромінення в реакторах на швидких нейтронах або на лінійних прискорювачах заряджених часток. Проте на сьогодні такі операції, які отримали назву «трансмутації», дуже дорогі й не використовуються в промислових масштабах.

Країни з розвинутою ядерною енергетикою дотримуються різних концепцій поводження з відпрацьованим ядерним паливом (ВЯП) та РАВ:

- Стабілізація – спеціальна переробка ВЯП з подальшою фіксацією радіонуклідів у нерозчинних матрицях, пристосованих для тривалого зберігання. Такі принципи поводження з РАВ прийняті у Великобританії, Франції та Японії.

- Захоронення – якщо ВЯП не піддається обробці й відповідно всі високорадіоактивні ізотопи залишаються в ньому. У цьому випадку поводження з ВЯП аналогічне технології поводження з високоактивними відходами (щодо ВЯП таке остаточне видалення називається «прямим» остаточним захороненням). При цьому передбачена певна витримка ВЯП і його подальше поховання в глибоких геологічних формаціях. Такий шлях розглядають США, Фінляндія, Швеція.

- Відкладене рішення – довгострокове зберігання ВЯП, що дозволяє прийняти рішення про їх подальше використання через певний час у разі позитивних передумов (наявність ефективних технологій, економічні фактори). Такий шлях обрали Аргентина, Данія, Іспанія, Канада, Литва, Німеччина, Норвегія, Південна Корея, Польща, Словаччина, Угорщина, Чехія, Хорватія. Україна також прийняла рішення про такий шлях поводження з ВЯП [7].

- Переробка ОВЯП для видобутку з нього компонентів і речовин, використання яких економічно доцільне. Однак для цього необхідна відповідна інфраструктура виробничих потужностей і відповідні кошти. Цей шлях реалізується в Росії. Виходячи з викладеного, видно, що проблема

стратегії поводження з відпрацьованим ядерним паливом АЕС і високоактивними відходами залишається дискусійною. Багато фахівців вважають, що ВЯП не можна розглядати в якості радіоактивних відходів, а слід використовувати в майбутньому як енергетичну сировину для реакторів інших типів, які поки не знаходять комерційного застосування.

У даний час досить гостро стоїть проблема вибору місць поховання РАВ. Всесвітня організація з питань ядерної енергії (Global Nuclear Energy Partnership) проаналізувала ряд можливостей: захоронення РАВ на дні океану; їх переміщення в космос; вивіз РАВ на віддалені безлюдні острови; будівництво могильників у крижаних товщах Антарктиди або Гренландії; будівництво підземних сховищ в стабільних геологічних формаціях. Останньому варіанту в даний час віддається найбільша перевага. Пропонуються альтернативні підходи, в яких відходи АЕС захоронюються в уранових шахтах, тобто повертаються туди, звідки раніше видобували уран. Досвід Норвегії та Швеції вказує на доцільність захоронення РАВ в могильниках геологічного типу (в корінних скельних породах або «стабільних геологічних формаціях»).

А).



Б).

Рис.2 - Контейнери для сухого зберігання ВЯП: а – сухі сховища ВЯП Запорізької АЕС; б – доставка контейнерів з ВЯП у зону зберігання

Проблеми РАВ та ВЯП поки що до кінця не вирішені. В Україні відпрацьоване ядерне паливо і високоактивні відходи довгий час вивозилися і в даний час вивозяться для переробки на заводи в Росію. Сьогодні є позитивний досвід створення сухих сховищ високоактивних відходів безпосередньо на промайданчику АЕС (рис.2), або в окремо розташованих сховищах, де «паливо» витримується, значно знижуючи свою радіоактивність. Подібний досвід уже реалізований для зберігання ВЯП в Україні (Запорізька АЕС). Надалі пропонується створення централізованого сховища ВЯП для інших діючих АЕС [7].

Стратегічно такий шлях розглядається і щодо подальшого розвитку атомної енергетики. Максимальний планований строк експлуатації централізованого сховища ВЯП – до 100 років. При цьому обов'язковою умовою є створення системи радіоекологічного моніторингу і контролю зони впливу сховища.

В Україні діяльність щодо поводження з РАВ підпадає під дію низки законодавчих актів, а саме законів України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку», «Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання», «Про видобування і переробку уранових руд», «Про поводження з радіоактивними відходами», «Про Загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з радіоактивними відходами».

У процесі виробничої діяльності ЯПЦ України утворюються різні види РАВ (рис. 3, 4), їх номенклатура розміщена в табл. 2.5.

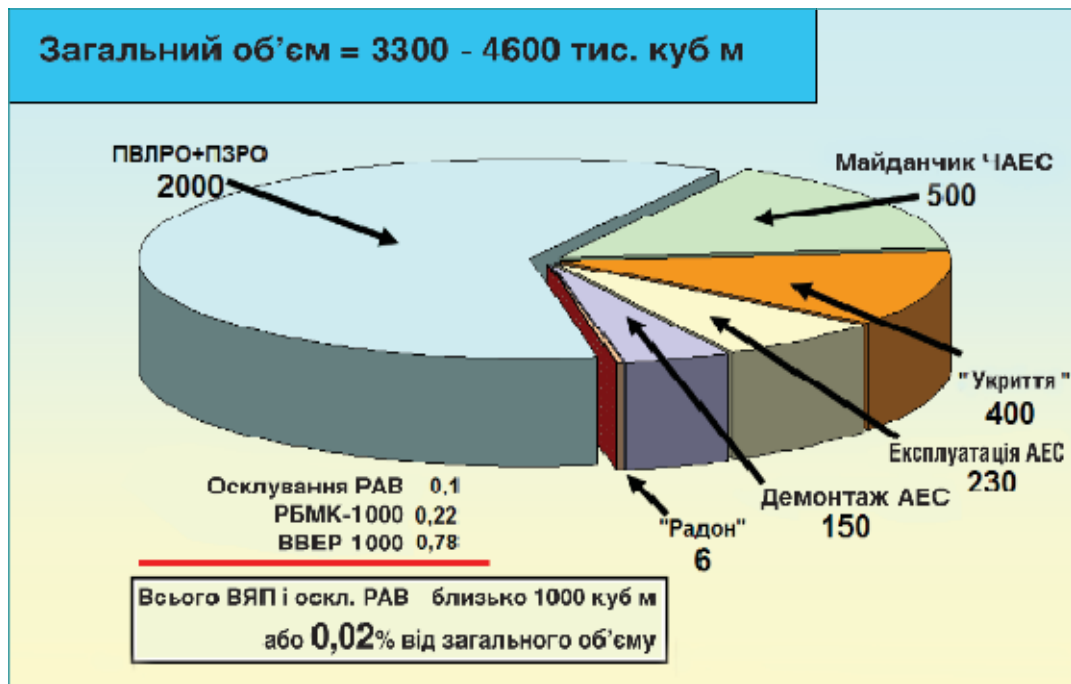


Рис.3 - Оціночні дані щодо накопичених обсягів РАВ в Україні з урахуванням джерел їх утворення

Таблиця 2.5 - Номенклатура РАВ України за видами технологій атомної енергетики і позатехнологічних джерел

Виробництво і процеси	Види радіоактивних відходів	
	Рідкі РАВ	Тверді РАВ
1. Підприємства ЯПЦ		
1.1. Видобуток і збагачення уранової руди	Шахтні води, маточні розчини	Відходи споживання, хвости після вилуговування
1.2. Збагачення урану і виготовлення тепловиділяючих	Маточні розчини та промислові води	Відходи споживання, залишки від

елементів і зборок		переробки
1.3. Виробництво електричної і теплової енергії на атомних станціях	Промислові води, контурні води, розчини дезактивації, регенератори, пульпа	Фільтри, обладнання, одяг, ізоляційні матеріали, обладнання першого контуру
1.4. Радіохімічні технології на перероблюючих підприємствах ЯПЦ	Промислові води, води санітарних пропускників і спецпралень, розчини дезактивації, регенератори, однохвостовий розчин, пульпа	Фільтри, обладнання, одяг, оболонки твелів

Продовження таблиці 2.5

1.5. Вивід об'єктів атомної промисловості з експлуатації, утилізація блоків і конструкцій	Води санпропускників і спецпралень, промислові води, контурні води, розчини дезактивації, регенератори, пульпа	Одяг, засоби індивідуального захисту, обладнання, ізоляція, кабельна продукція, будівельне сміття, облицювання, обладнання першого контуру, деталі реактора
2. Реабілітація територій, забруднених в результаті експлуатації об'єктів і аварійних ситуацій		
2.1. Території, які радіоактивно забруднені в результаті аварій (США – зона біля АЕС «ТриМайл-Айленд», Україна – зона відчуження ЧАЕС тощо)	Вода і мулові відкладення водойм-охолоджувачів і накопичувачів; забруднені ґрунти і підземні води, води басейнів витримки, гідроокиснювальні пульпи басейнів-сховищ	Радіоактивно забруднений ґрунт, тверді РАВ, відходи дезактивації сховищ
2.2. Об'єкт «Укриття»		

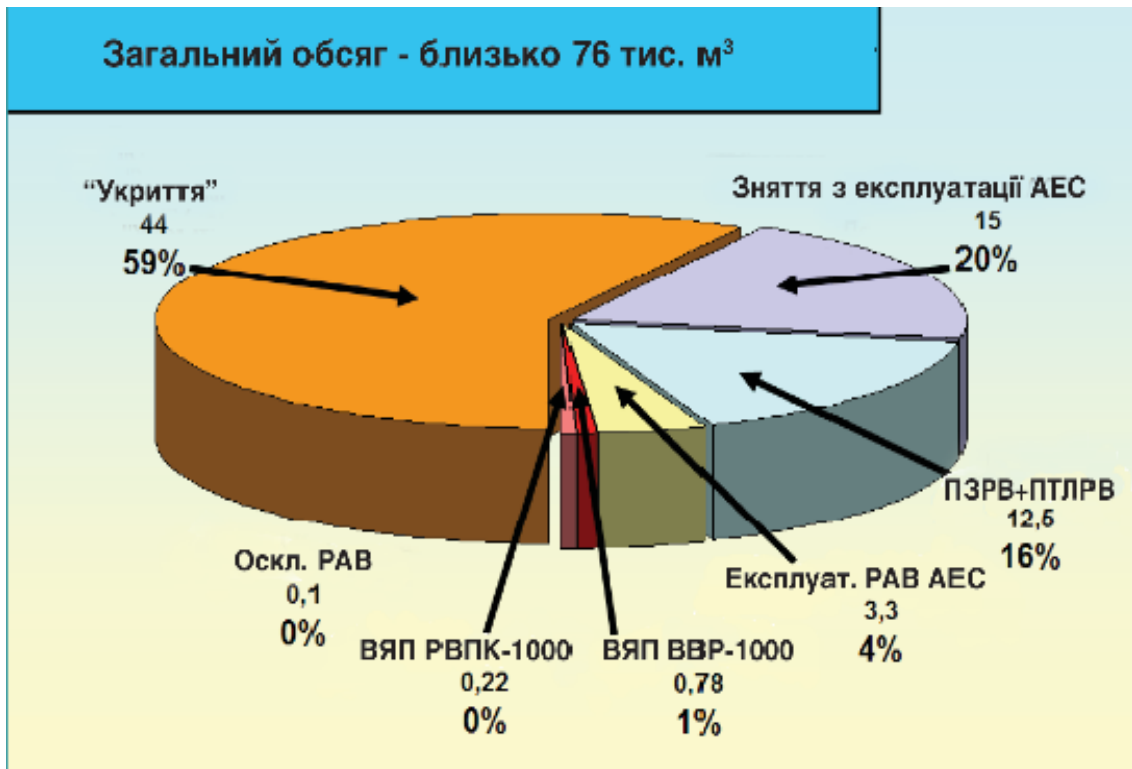


Рис.4 - Дані про оцінку обсягів довгоіснуючих РАВ в Україні

Порівняльні дані щодо питомих дозових навантажень, одержуваних персоналом і населенням на кожній стадії виробничих процесів ЯПЦ, у перерахунку на 1 ГВт електроенергії, наведено в табл. 2.6.

Підводячи підсумок, необхідно підкреслити, що актуальність проблеми РАВ з кожним роком буде наростати.

Обґрунтовується це прогнозними оцінками МАГАТЕ, згідно з якими в найближчі роки потрібно буде знімати з експлуатації більше 65 ядерних реакторів АЕС і 260 ядерних пристроїв, що використовуються в наукових сферах, термін експлуатації яких (30 років) прямує до завершення.

Таблиця 2.6 - Оціночні показники дозових навантажень для різних етапів ЯПЦ

Основні етапи	Оцінки очікуваної колективної ефективної еквівалентної дози (люд.-Зв) на 1 ГВт електроенергії	
	Персонал	Населення
Видобуток палива	0,9	0,5
Збагачення	0,1	0,04
Виготовлення твелів	1	0,0002
Реактори	10	4
Регенерація РАВ	10	1
Захоронення відходів	досвід відсутній	

2.3.1 Поховання радіоактивних відходів

Проблема безпечного захоронення РАВ є однією з тих проблем, від яких значною мірою залежать масштаби і динаміка розвитку ядерної енергетики. Генеральною завданням безпечного захоронення РАВ є розробка таких способів їх ізоляції від біоцикла, які дозволять усунути негативні екологічні наслідки для людини і навколишнього середовища. Кінцевою метою заключних етапів всіх ядерних технологій є надійна ізоляція РАВ від біоцикла на весь період збереження відходами радіотоксичності [2].

В даний час розробляються технології іммобілізації РАВ та досліджуються різні способи їх поховання, основними критеріями при виборі якого для широкого використання є наступні:

- мінімізація витрат на реалізацію заходів щодо поводження з РАВ;
- скорочення утворюються вторинних РАВ.

За останні роки створено технологічний заділ для сучасної системи поводження з РАВ. В ядерних країнах є повний комплекс технологій, що дозволяють ефективно і безпечно переробляти радіоактивні відходи, мінімізуючи їх кількість. У загальному вигляді ланцюг технологічних операцій поводження з РРВ може бути представлена в наступному вигляді: Однак ніде в світі не обраний метод остаточного захоронення РАВ, технологічний цикл поводження з РАВ, не є замкнутим: отвердження РРВ, так само як і ТРО, зберігаються на спеціальних контрольованих майданчиках, створюючи загрозу радіоекологічну обстановку місць зберігання.

2.3.2 Захоронення радіоактивних відходів в гірських породах

На сьогоднішній день загально визнано (в тому числі і МАГАТЕ), що найбільш ефективним і безпечним рішенням проблеми остаточного захоронення РАВ є їх захоронення в могильниках на глибині не менше 300-500 м в глибинних геологічних формаціях з дотриманням принципу багатобар'єрних захисту і обов'язковим перекладом РРВ в отверджене стан. Досвід проведення підземних ядерних випробувань довів, що при певному виборі геологічних структур не відбувається витоку радіонуклідів з підземного простору в навколишнє середовище [8].

Вони дозволяють виділяти з суміші елементів радіоактивних відходів окремі групи, близькі за своїми геохімічними характеристиками, а саме:

- лужні і лужноземельні елементи;
- галогеніди;
- рідкоземельні елементи;
- актиніди.

Для цих груп елементів можна спробувати знайти породи і мінерали, перспективні для їх зв'язування.

Природні хімічні (і, навіть, ядерні) реактори, що виробляють токсичні речовини, - не новина в геологічній історії Землі. Близько 3 млрд. років тому на планеті зародилася, успішно співіснує поруч з дуже небезпечними речовинами і розвивається життя.

Розглянемо основні шляхи саморегуляції природи з точки зору їх використання в якості методів знешкодження відходів техногенної діяльності людства. Намічаються чотири таких принципу.

а) Ізоляція - шкідливі речовини концентруються в контейнерах і захищаються спеціальними бар'єрними речовинами. Природним аналогом контейнерів можуть служити шари водоупоров. Однак, це - не надто надійний спосіб знешкодження відходів: при зберіганні в ізольованому обсязі небезпечні речовини зберігають свої властивості і при порушенні захисного шару можуть вириватися в біосферу, вбиваючи все живе. У природі розрив таких шарів призводить до викидів отруйних газів (вулканічна активність, що супроводжується вибухами і викидами газів, розжареного попелу, викиди сірководню при бурінні свердловин на газ - конденсат). При зберіганні небезпечних речовин в спеціальних сховищах також іноді відбувається порушення ізолюючих оболонок з катастрофічними наслідками. Сумний приклад з техногенної діяльності людини - челябінський викид радіоактивних відходів в 1957 році через руйнування контейнерів - сховищ. Ізоляція застосовується для тимчасового зберігання радіоактивних відходів; в майбутньому необхідно реалізувати принцип багатобар'єрних захисту при їх похованні, одним із складових елементів цього захисту буде шар ізоляції.

б) Розсіювання - розведення шкідливих речовин до рівня, безпечного для біосфери. У природі діє закон загального розсіювання елементів В.І.Вернадського. Як правило, чим менше кларк, тим небезпечніше для життя елемент або його сполуки (реній, свинець, кадмій). Чим більше кларк

елемента, тим він безпечніший - біосфера до нього "звикла". принцип розсіювання широко використовується при скиданні техногенних шкідливих речовин в річки, озера, моря та океани, а також в атмосферу - через димові труби. Розсіювання використовувати можна, але мабуть, тільки для тих з'єднань, час життя яких в природних умовах невелика, і які не зможуть дати шкідливих продуктів розпаду. Крім того, їх не повинно бути багато. Так, наприклад, CO_2 - взагалі кажучи, не шкідливе, а іноді навіть корисне з'єднання. Однак, зростання концентрації вуглекислоти у всій атмосфері спричиняє парниковий ефект і теплового забруднення. Особливо страшну небезпеку можуть представляти речовини (наприклад, плутоній), одержувані штучно у великих кількостях. Розсіювання досі застосовується для видалення відходів малої активності і, виходячи з економічної доцільності, буде ще довго залишатися одним з методів для їх знешкодження. Однак в цілому в даний час можливості розсіювання в основному вичерпані і треба шукати інші принципи.

в) Існування шкідливих речовин в природі в хімічно стійких формах. Мінерали в земній корі зберігаються сотні мільйонів років. Поширені акцесорних мінерали (циркон, сфен та інші титано-і цирконосілікати, апатит, монацит і інші фосфати і т.д.) мають великий изоморфной ємністю по відношенню до багатьох важких і радіоактивних елементів і стійкі практично в усьому інтервалі умов петрогенезису. Є дані про те, що циркони з розсіпів, що випробували разом з вміщає породою процеси високотемпературного метаморфізму і навіть гранітообформування, зберігали свій первинний склад.

г) Мінерали, в кристалічних решітках яких знаходяться підлягають знешкодженню елементи, в природних умовах знаходяться в рівновазі з навколишнім середовищем. Реконструкція умов древніх процесів, метаморфізму і магматизму, що мали місце багато мільйонів років назад, можлива завдяки тому, що в кристалічних гірських породах протягом тривалого за геологічними масштабами часу зберігаються особливості складу

утворилися при цих умовах і які перебували між собою в термодинамічній рівновазі мінералів [8].

Описані вище принципи (особливо останні два) знаходять застосування при знешкодженні радіоактивних відходів.

Існуючі розробки МАГАТЕ рекомендують поховання сценарий радіоактивних відходів в стабільних блоках земної кори. Матриці повинні мінімально взаємодіяти з вмещає породою і не розчинятися в порових і тріщинних розчинах. Вимоги, яким повинні задовольняти матричні матеріали для зв'язування осколкових радіонуклідів і малих актинидов, можна сформулювати наступним чином:

- Здатність матриці пов'язувати і утримувати у вигляді твердих розчинів якомога більшу кількість радіонуклідів і продуктів їх розпаду протягом тривалого (за геологічними масштабами) часу.

- Бути стійким матеріалом по відношенню до процесів фізико-хімічного вивітрювання в умовах поховання (тривалого зберігання).

- Володіти термічної стійкістю при високих змістах радіонуклідів.

- Володіти комплексом фізико-механічних властивостей, які необхідно мати кожному матричному матеріалу для забезпечення процесів транспортування, поховання тощо .:

- механічною міцністю,

- високу теплопровідність,

- малими коефіцієнтами теплового розширення,

- стійкістю до радіаційним пошкоджень;

- мати просту технологічну схему виробництва;

- вироблятися з вихідної сировини, порівняно низьку вартість.

Сучасні матричні матеріали поділяються за своїм фазовому стану на склообразніє (боросилікатніє і алюмофосфатніє скла) і кристалічні - як полімінеральні (сініркі) так і мономінеральні (цирконій-фосфати, титанати, цирконати, алюмосилікати і т.п.) [3].

Традиційно для іммобілізації радіонуклідів застосовували скляні матриці (боросилікатніє і алюмофосфатні за складом). Ці скла за своїми властивостями близькі до алюмосилікатна, тільки в першому випадку алюміній замінений бором, а в другому - кремній фосфором.

Ці заміни викликані необхідністю зниження температури плавлення розплавів і зменшення енергоємності технології. У скляних матрицях досить надійно утримується 10-13мас.% Елементів радіоактивних відходів. В кінці 70-х років були розроблені перші кристалічні матричні матеріали - синтетичні гірські породи (сінрок).

Ці матеріали складаються з суміші мінералів - твердих розчинів на основі титанату і цирконату і набагато більш стійкі до процесів вилуговування, ніж скляні матриці. Способи заскловування радіоактивних відходів, що використовуються в країнах з розвиненою ядерною енергетикою (США, Франція, Німеччина), не відповідають вимогам їх тривалого безпечного зберігання в зв'язку зі специфікою скла як метастабільною фази.

Як показали дослідження, навіть найбільш стійкі до процесів фізико-хімічного вивітрювання алюмофосфатні скла, виявляються малостабільними за умов поховання в земній корі. що жстосується боросилікатних стекол, то згідно з експериментальними дослідженнями, в гідротермальних умовах при 350°C і 1 кбар вони повністю кристалізуються з виносом елементів радіоактивних відходів в розчин.

Проте, стеклование радіоактивних відходів з подальшим зберіганням скляних матриць в спеціальних сховищах є поки єдиним методом промислового знешкодження радіонуклідів [2].

Розглянемо властивості наявних матричних матеріалів.

У таблиці 2.7 представлена їх коротка характеристика (характеристики властивостей матричних матеріалів: "++" - дуже хороші; "+" - хороші; "-" – погані, також у таблиці: 1) NZP - фази фосфатів цирконію із загальною

формулою $(^I A_x ^{II} B_y ^{III} R_z ^{IV} M_v ^V C_w)(PO_4)_m$; где $^I A_x \dots ^V C_w$ - елементи I-V груп таблиці Менделєєва;

2) РН - радіонукліди;

3) Технологія виробництва: "+" - проста; "-" - складна;

4) Вихідна сировина: "++" - дешево; "+" - середнє; "-" - дорого).

Таблиця 2.7 -. Порівняльні характеристики матричних матеріалів

Властивості	(B,Si)- скла	(Al,P)- скла	Сінрок	NZP ¹⁾	Глини	Цео- літи
Здатність фіксувати РН ²⁾ і продукти їх розпаду	+	+	+	+	-	+
Стійкість до вилуговування	+	+	++	++	-	-
Термостійкість	+	+	++	++	-	-
Механічна міцність	+	+	++	?	-	+
Стійкість до радіаційних пошкоджень	++	++	+	+	+	+
Стійкість при розміщенні в породах земної кори	-	-	++	?	+	-
Технологія виробництва ³⁾	+	-	-	?	+	+
Вартість вихідної сировини ⁴⁾	+	+	-	-	++	++

З аналізу таблиці випливає, що матричних матеріалів, які відповідають усім сформульованим вимогам немає. Скло і кристалічні матриці (сінірок і, можливо, насікон) є найбільш прийнятними за комплексом фізико-хімічних і механічних властивостей, однак, висока вартість як виробництва, так і вихідних матеріалів, відносна складність технологічної схеми обмежують можливість широкого застосування сінірока для фіксації радіонуклідів. Крім того, як уже говорилося, стійкість стекол недостатня для поховання в умовах земної кори без створення додаткових захисних бар'єрів.

Зусилля петрологів і геохіміків - експериментаторів зосереджені на проблемах, пов'язаних з пошуком нових модифікацій кристалічних матричних матеріалів, більш придатних для захоронення радіоактивних відходів в породах земної кори.

Перш за все, в якості потенційних матриць - фіксаторів радіоактивних відходів були висунуті тверді розчини мінералів. Ідея про доцільність застосування твердих розчинів мінералів в якості матриць для фіксації елементів радіоактивних відходів була підтверджена результатами широкого петролого - геохімічного аналізу геологічних об'єктів. Відомо, що ізоморфні заміщення в мінералах здійснюються, головним чином, за групами елементів таблиці Д. І. Менделєєва:

- в польових шпатах: Na K Rb; Ca Sr Ba; Na Ca (Sr, Ba);
- в оливинах: Mn Fe Co;
- в фосфатах: Y La...Lu и т.п.

Вибір місця (майданчики) для поховання або зберігання радіоактивних відходів, залежить від ряду факторів: економічних, правових, соціально-політичних і природних. Особлива роль відводиться геологічному середовищі - останньому і найважливішому бар'єру захисту біосфери від радіаційно небезпечних об'єктів [8].

Пункт захоронення повинен бути оточений зоною відчуження, в якій допускається поява радіонуклідів, але за її межами активність ніколи не

досягає небезпечного рівня. Сторонні об'єкти можуть бути розташовані не ближче, ніж на відстані 3 радіусів зони від пункту захоронення. На поверхні ця зона носить назву санітарно-захисної, а під землею є відчужений блок гірського масиву.

Відчужений блок необхідно вилучити зі сфери людської діяльності на період розпаду всіх радіонуклідів, тому він повинен розташовуватися за межами родовищ корисних копалин, а також поза зоною активного водообміну. Проведені при підготовці до поховання відходів інженерні заходи повинні забезпечити необхідний обсяг і щільність розміщення РАВ, дія систем безпеки і нагляду, а тому числі довготривалий контроль за температурою, тиском і активністю в пункті захоронення і відчужуваному блоці, а також за міграцією радіоактивних речовин по гірському масиву .

Рішення про конкретні властивості геологічного середовища на ділянці сховища має бути оптимальним, тобто таким, що відповідає всім поставленим цілям, і перш за все гарантує безпеку. Воно повинно бути об'єктивним, тобто захищається перед усіма зацікавленими сторонами. Таке рішення має бути доступним для розуміння широкого загалу.

Рішення повинно передбачити ступінь ризику при виборі території для захоронення РАВ, а також небезпека виникнення різних надзвичайних ситуацій. При оцінці геологічних джерел ризику забруднення навколишнього середовища необхідно враховувати фізичні (механічні, теплові), фільтраційні та сорбційні властивості гірських порід; тектонічну обстановку, загальну сейсмічну небезпеку, новітню активність розломів, швидкість вертикальних рухів блоків земної кори; інтенсивність зміни геоморфологічних характеристик: водообильність середовища, активність динаміки підземних вод, включаючи вплив глобальної зміни клімату, рухливості радіонуклідів в підземних водах; особливості ступеня ізоляції від поверхні водонепроникними екранами і освіти каналів гідравлічної зв'язку підземних і поверхневих вод; наявність цінних ресурсів і перспектив їх виявлення. Ці

геологічні умови, що визначають придатність території для влаштування сховища, повинні оцінюватися незалежно, по представницькому параметру для всіх джерел ризику. Вони повинні забезпечити оцінку за сукупністю приватних критеріїв, пов'язаних з гірськими породами, гідрогеологічними умовами, геологічними, тектонічними і мінеральними ресурсами. Це дозволить експертам дати коректну оцінку придатності геологічного середовища. При цьому невизначеність, пов'язана з вузькістю інформаційної бази, а також і з суб'єктивізмом експертів, може бути зменшена застосуванням оціночних шкал, ранжированим ознак, єдиною формою опитувальних листів, комп'ютерною обробкою результатів експертизи. Відомості про тип, кількість, близькій та далекій динаміці надходження ВЯП нададуть можливість виконати районування території області, щоб оцінити придатність ділянок для розміщення сховища, пристрої (використання) комунікацій, розвитку інфраструктури та інших суміжних, але не менш важливих проблем.

Тривалий масштаб часу, протягом якого деякі з відходів залишаються радіоактивними, привів до ідеї глибокого геологічного захоронення в підземних сховищах в стійких геологічних формаціях. Ізоляція забезпечується комбінацією інженерних і природних бар'єрів (гірська порода, сіль, глина), при цьому ніяких зобов'язань по активному обслуговування такого поховання не передається майбутнім поколінням. Цей метод часто називають багатобар'єрних концепцією з урахуванням того, що упаковка відходів, інженерне обладнання сховища і сама геологічне середовище - все це забезпечує бар'єри щодо запобігання досягнення радіонуклідами людей і навколишнього середовища [3].

Сховище включає в себе пройдені в гірських породах тунелі або печери, в яких розміщуються упаковані відходи. У деяких випадках (наприклад, волога гірська порода) контейнери з відходами потім оточуються матеріалом типу цементу або глини (зазвичай бентоніт), щоб забезпечити додатковий

бар'єр (званим буфером або закладкою). Вибір матеріалів для контейнерів з відходами, а також проекту і матеріалів для буфера змінюється в залежності від типу відходів, які потрібно стримувати, і від характеру порід, в яких закладається це сховище.

Ведення прохідницьких і земляних робіт при спорудженні глибокого підземного сховища, що використовують стандартну технологію гірничих робіт або цивільного будівництва, обмежена доступними для цього місцями (наприклад, під ділянкою суші або під прибережною зоною), блоками гірської породи, що є досить стабільними і не містять великий потік ґрунтових вод, і глибинами між 250 і 1000 метрами. При глибині понад 1000 метрів, виїмка ґрунту стає більшою мірою технічно важкою і, відповідно, більш витратною.

Захоронення відходів залишається кращим варіантом поводження з радіоактивними довгоживучими відходами в багатьох країнах, включаючи Аргентину, Австралію, Бельгію, Чеську Республіку, Фінляндію, Японію, Нідерланди, Республіку Корея, Росії, Іспанії, Швеції, Швейцарії та США. Таким чином, досить доступної інформації по різних концепціям поховання; кілька прикладів наводяться тут. Єдине спеціально побудоване глибоке геологічне сховище для довгоживучих відходів середнього рівня активності, яке в даний час ліцензовано для операцій з поховання, знаходиться в США. Плани по захороненню відпрацьованого палива добре опрацьовані в Фінляндії, Швеції та США, причому введення в експлуатацію першого такого споруди заплановано до 2010 року. Політика по глибокому захороненню в даний час розглядається в Канаді і Великобританії [7].

2.3.3 Приповерхнєве поховання

МАГАТЕ визначає цей варіант як поховання радіоактивних відходів з інженерними бар'єрами або без них в двох варіантах:

1. Приповерхневі поховання на рівні землі. Ці поховання знаходяться на або нижче поверхні, де товщина захисного покриття складає приблизно кілька метрів. Контейнери з відходами розміщуються в побудованих камерах для зберігання, і коли камери заповнюються, вони забутовиваються (засипаються). В кінцевому рахунку, вони будуть закриті і покриті непроникною перегородкою і верхнім шаром ґрунту. Ці поховання можуть включати деяку форму дренажу і, можливо, газову систему вентиляції.

2. Приповерхневі поховання в печерах нижче рівня землі. На відміну від приповерхневого захоронення на рівні землі, де виїмка ґрунту проводиться з поверхні, неглибокі поховання вимагають підземної виїмки ґрунту, але поховання розташовується на глибині декількох десятків метрів нижче поверхні землі і доступно через слабонаклонну гірничу виробку.

Термін "приповерхневе поховання" заміщає терміни "поверхневе захоронення" і "поховання в землю", але ці, більш старі, терміни все ще іноді використовуються, коли посилаються на цей варіант.

На ці поховання можуть впливати довгострокові зміни клімату (наприклад заледеніння), і цей ефект повинен прийматися до уваги при розгляді аспектів безпеки, так як такі зміни можуть викликати руйнування цих поховань. Однак цей тип поховання зазвичай використовується для відходів низького і середнього рівня активності, що містять радіонукліди з коротким періодом напіврозпаду (приблизно до 30 років) [2].

Приповерхневі поховання на рівні землі, що знаходяться в даний час в експлуатації:

Великобританія - Дрігг в Уельсі, управляється BNFL.

Іспанія - ЕльКабріл, управляється ENRESA.

Франція - Центр Аюбе, управляється Andra.

Японія - Роккасьо Мура, управляється JNFL.

Приповерхневі поховання в печерах нижче рівня землі, що знаходяться в даний час в експлуатації:

Швеція - Форсмарк, де глибина поховання становить 50 метрів під дном Балтійського моря.

Фінляндія - атомні електростанції Олкілуото і Ловііса, де глибина кожного поховання становить близько 100 метрів.

2.3.4. Плавлення гірської породи

Варіант плавлення гірської породи, розташованої глибоко під землею, передбачає плавлення відходів в суміжній породі. Ідея полягає в тому, щоб зробити стійку, тверду масу, яка включає в себе відходи, або впровадити відходи в розведеною формі в породу (тобто розосередити по великому обсягу породи), яка не може легко вилугувувати і переноситися назад до поверхні. Цей метод пропонувався, головним чином, для відходів, що генерують тепло, наприклад, осклованих, і для порід з відповідними характеристиками по зменшенню втрат тепла.

Високо активні відходи в рідкому або твердому формі могли б міститися в порожнину або глибоку свердловину. Що виділяється відходами теплота потім би акумулювалася, що в результаті призвело б до досягнення досить високих температур, для того щоб розплавити навколишню породу і розчинити радіонукліди в зростаючій товщі розплавленого матеріалу. Коли гірська порода охолоне, вона кристалізується і стане матрицею для радіоактивних речовин, таким чином, розсіюючи відходи за великим обсягом породи.

Прорахована різновид цього варіанту, при якому тепло, що генерується відходами, акумулювалось б в контейнерах, а порода плавилася б навколо контейнера. В якості альтернативи, в разі, якщо б відходи генерували недостатньо тепла, відходи фіксувалися б в нерухомому стані в матриці породи звичайним або ядерним вибухом.

Плавлення гірської породи ніде не було реалізовано для видалення радіоактивних відходів. Не було ніяких прикладів практичної демонстрації здійсненності цього варіанту, окрім лабораторних досліджень плавлення гірських порід. Нижче описуються деякі приклади цього варіанту і його варіацій.

В кінці 1970-х і початку 1980-х років варіант плавлення породи на глибині був просунутий до стадії інженерного проектування. Цей проект передбачав прокладення шахти або свердловини, які вели б в порожнину на глибину 2,5 кілометра. Проект був підданий експертизі, але не продемонстрував, що відходи будуть зафіксовані в нерухомому стані в обсязі породи в тисячу разів більше, ніж первинний об'єм відходів [2].

Ще одним раннім пропозицією був проект теплостійких контейнерів з відходами, які генерують тепло в такій кількості, що вони змогли б розплавити подстилаючу породу, дозволяючи їм рухатися вниз на великі глибини, причому розплавлена порода застигала б над ними. Ця альтернатива мала схожість з подібними методами самозахоронення, запропонованими для захоронення високоактивних відходів в льодових щитах.

У 1990-х роках відновився інтерес до цього варіанту, особливо для видалення обмежених обсягів спеціалізованих високо активних відходів, особливо плутонію, в Росії і в Великобританії. Була запропонована схема, згідно з якою зодержание відходів в контейнері, композиція контейнера і план їх розміщення розроблялися для збереження контейнера і запобігання того, щоб відходи убудовувалися в розплавлену породу. Вміщає порода була б розплавлена тільки частково, і контейнер не рушав би на великі глибини.

Російські вчені запропонували, щоб високоактивні відходи, особливо з надлишком плутонію, розміщувалися б в глибокій шахті і фіксувалися б в нерухомому стані ядерним вибухом. Однак велике обурення маси породи і ґрунтової води при використанні ядерних вибухів, а також розгляд заходів

контролю над озброєннями, призвели до загального відмови від цього варіанта.

2.3.5 Пряме закачування

Цей підхід стосується закачування рідких радіоактивних відходів безпосередньо в пласт гірської породи глибоко під землею, який вибирається з-за своїх відповідних характеристик по утриманню відходів (тобто мінімізується будь-яке їхнє подальше рух після закачування).

Для цього потрібен ряд геологічних передумов. Повинен бути пласт гірської породи (пласт закачування) з достатньою пористістю, щоб розмістити відходи, і з достатньою проникністю, щоб дозволяти легке закачування (тобто діяти подібно до губки). Вище і нижче пласта закачування повинні бути непроникні пласти, які могли б діяти як природні затвори. Додаткові вигоди можуть забезпечувати геологічні характеристики, які обмежують горизонтальне або вертикальне переміщення. Наприклад, закачування в пласти гірської породи, що містить природну ропу ґрунтових вод. Це пов'язано з тим, що висока щільність ропи (солоня вода) зменшила б можливість руху, спрямованого вгору.

Пряме закачування могло б, в принципі, використовуватися для будь-якого типу радіоактивних відходів за умови, що вони будуть перетворені в розчин або гідросуміш (дуже дрібних частинок у воді). Гідросуміші, що містять цементний розчин, який твердне під землею, також можуть використовуватися, щоб мінімізувати рух радіоактивних відходів [3].

Пряме закачування було реалізовано в Росії і США, як описано нижче.

У 1957 році в Росії почалися всебічні геологічні дослідження пластів, придатних для закачування радіоактивних відходів. Були знайдені три місця, все в осадових породах. У Красноярьську-26 і Томську-7 закачування проводилося в пористі шари пісковика, блоковані глинами, на глибинах до

400 метрів. У Димитровграді в даний час закачування зупинена, але вона проводилася там в піщаник і вапняк на глибині 1400 метрів. Всього було закачано декілька десятків мільйонів кубічних метрів відходів низької, середньої і високої активності.

У Сполучених Штатах пряме закачування приблизно 7 500 кубічних метрів малоактивних відходів в якості цементних гідросумішей було зроблено в 1970-х роках на глибину близько 300 метрів. Воно проводилося протягом 10 років в Окриджской національній лабораторії, штат Теннесі, і було залишено через невизначеність з переміщення рідкого цементного розчину в навколишні гірські породи (сланці). Крім того, схема, що стосується закачування відходів високої активності в кристалічну корінну породу нижче виробничого комплексу Саванна Рівер в штаті Південна Кароліна в США, була зупинена перш, ніж була реалізована, через занепокоєння громадськості.

Радіоактивні матеріали, що утворюються в якості відходів діяльності нафтогазової промисловості, в загальному, відносяться до "природним радіоактивним матеріалами передових технологій - TENORM". У Великобританії велика частина цих відходів звільнена від необхідності поховання, що санкціонувалось Законом Великобританії 1993 року про радіоактивних речовинах, через низький рівень їх радіоактивності. Однак деякі такі відходи мають більш високою активністю. В даний час є обмежене число доступних шляхів їх поховання, включаючи шлях зворотного закачування назад в свердловину (тобто джерело), який санкціонований Агентством по захисту навколишнього середовища Великобританії [2].

2.3.6 Видалення в море

Видалення в море стосується радіоактивних відходів, що вивозяться на кораблях і скидаються в море в упаковках, спроектованих:

- для того щоб вибухнути на глибині, в результаті чого відбувається безпосередній викид і розсіювання радіоактивного матеріалу в море, або
- для занурення на морське дно і досягнення його в непошкодженому вигляді.

Через якийсь час фізичне стримування контейнерів перестане діяти, і радіоактивні речовини будуть розсіюватися і розбавляється в море. Подальше розведення призведе до того, що радіоактивні речовини будуть мігрувати від місця скидання під дією течій.

Кількість радіоактивних речовин, що залишаються в морській воді, далі знижувався б через природного радіоактивного розпаду і переміщення радіоактивних речовин в відкладення морського дна в процесі сорбції.

Метод видалення в море низько активних і середньоактивних відходів практикувався протягом деякого часу. Було пройдено шлях від загальноприйнятого методу видалення, який був фактично реалізований низкою країн, до методу, який тепер забороняється міжнародними угодами. До країн, які в той чи інший час робили скидання РАО в море, використовуючи вищезгадані методи, відносяться Бельгія, Франція, Федеративна Республіка Німеччина, Італія, Нідерланди, Швеція та Швейцарія, а також Японія, Південна Корея і США. Цей варіант не був реалізований для відходів високого рівня активності [1].

2.3.7 Видалення під морське дно

Варіант видалення передбачає поховання під морським дном контейнерів з радіоактивними відходами в відповідну геологічну середу нижче дна океану на великій глибині. Цей варіант був запропонований для відходів низького, середнього і високого рівня активності. Варіації цього варіанту включають:

- сховище, розташоване нижче морського дна. Сховище було б доступно з землі, з невеликого безлюдного острова або з споруди, розташованого на деякій відстані від берега;

- поховання радіоактивних відходів в глибоких океанічних опадах. Цей метод заборонений міжнародними угодами.

Видалення під морське дно ніде не було реалізовано і не дозволено міжнародними угодами.

Видалення радіоактивних відходів у сховищі, створене нижче морського дна, розглядалося Швецією і Великобританією. Якби концепція сховища нижче морського дна була б визнана бажаною, то проект такого сховища міг би бути розроблений так, щоб гарантувати можливість майбутнього повернення відходів. Контроль за відходами в такому сховищі був би менш проблематичний, ніж при інших формах видалення в море.

У 1980-х роках була досліджена можливість видалення відходів високого рівня активності в глибоких океанських відкладеннях, і офіційний звіт був представлений Організацією економічного співробітництва і розвитку. Для реалізації цієї концепції радіоактивні відходи планувалося упакувати в корозійно стійкі контейнери або скло, які містилися б, принаймні, на 4000 метрів нижче рівня води в стійкою глибокої геології морського дна, обраного як через повільне припливу води, так через здатність затримувати переміщення радіонуклідів. Радіоактивні речовини, пройшовши через донні відкладення, потім піддалися б тим же самим процесам розведення, дисперсії, дифузії і сорбції, які впливають на радіоактивні відходи, вилучені в море. Цей метод видалення, отже, забезпечує додаткове стримування радіонуклідів, якщо порівнювати з похованнями радіоактивних відходів безпосередньо на морському дні [1].

Поховання радіоактивних відходів в глибоких океанських відкладеннях могло б бути виконано двома різними методами: за допомогою пенетраторов (пристроїв для проникнення всередину відкладень) або бурінням свердловин

для місць розміщення. Глибина поховання контейнерів з відходами нижче морського дна може змінюватися для кожного з двох методів. У разі використання пенетраторов контейнери з відходами могли б міститися в відкладення на глибину близько 50 метрів. Пенетратора, що важать кілька тонн, занурювалися б в воду, отримуючи достатній імпульс, щоб потрапити в відкладення. Ключовий аспект захоронення радіоактивних відходів в відкладення морського дна полягає в тому, що відходи ізольовані від морського дна товщиною відкладень. У 1986 році деякий довіру до цього методу забезпечили експерименти, зроблені на глибині води близько 250 метрів в Середземному морі.

Експерименти наочно показали, що шляхи входу, створені Пенетратор, були закриті і знову заповнені повторно розпушування відкладеннями приблизно тієї ж самої щільності, що і навколишні непошкодженими відкладення.

Відходи також можливо поміщати під морське дно за допомогою бурового обладнання, яке використовуються на великих глибинах протягом приблизно 30 років. За цим методом упаковані відходи можна було б поміщати в свердловини, просвердлені на глибину 800 метрів нижче морського дна, з розташуванням самого верхнього контейнера на глибині близько 300 метрів нижче морського дна [1].

2.3.8 Видалення в зоні зрушень

Зони зрушень - це області, в яких одна більш щільна плита земної кори переміщається нижче у напрямку до іншої, більш легкої, плити. Насування однієї плити літосфери на іншу призводить до утворення розлому (жолоби), що виникає на деякій відстані від морського берега, і викликає землетруси, що відбуваються в зоні похилого контакту плит земної кори. Край домінуючою плити мнеться і здіймається, формуючи ланцюг гір, паралельну

розлому. Глибокі морські відкладення зіскоблювати з низхідній плити і вбудовуються в суміжні гори. Коли океанська плита опускається в гарячу мантію, її частини можуть почати плавитися. Так утворюється магма, мігруюча наверх, частина її досягає поверхні землі у вигляді лави, що викидається з кратерів вулканів. Як показано на поданій ілюстрації, ідея для цього варіанту полягала в тому, щоб захоронювати відходи в такій зоні розлому, щоб потім вони були захоплювалися вглиб земної кори.

Цей метод не дозволений міжнародними угодами, так як він є формою поховання в морі. Хоча зони зрушень плит є в ряді місць на поверхні Землі, географічно число їх дуже обмежена. Ніяка країна, яка виробляє радіоактивні відходи, не має права розглядати варіант захоронення у глибокі морські жолоби без пошуку міжнародно прийнятного вирішення цієї проблеми. Втім, такий варіант не був ніде реалізований, тому що він є однією з форм захоронення РАВ в море і тому не дозволено міжнародними угодами [3].

2.3.9 Поховання в льодовикові щити

При цьому варіанті поховання контейнери з відходами, що випускають тепло, розміщувалися б у стабільних льодовикових щитах, наприклад, тих, що виявлені в Гренландії та Антарктиді. Контейнери розплавляли б навколишній лід і опустилися б глибоко в льодовиковий щит, де лід зміг би рекристаллізуватися над відходами, створюючи потужний бар'єр.

Хоча видалення в льодовикові щити могло б технічно розглядатися для всіх типів радіоактивних відходів, воно було серйозно досліджено тільки для відходів високого рівня активності, де виділяється відходами тепло могло б з вигодою використовуватися для самозахоронення відходів в товщі льоду завдяки його плавлення.

Варіант видалення в льодовикових щитах ніде не був реалізований. Він був відкинутий країнами, які підписали Договір про Антарктиду або віддані ідеї забезпечення рішення щодо поводження зі своїми радіоактивними відходами всередині своїх національних кордонів. Починаючи з 1980 року не проводилося ніяких серйозних експертиз цього варіанту [1].

2.3.10 Видалення в космічний простір

Цей варіант має на меті видалення радіоактивних відходів з Землі назавжди, викидаючи їх у космос. Очевидно, що відходи при цьому повинні бути упаковані так, щоб залишатися неушкодженими при сценаріях самих немислимих аварій. Ракета або космічний човник могли б використовуватися для запуску упакованих відходів в космічний простір. Розглядалося кілька кінцевих пунктів призначення відправки відходів, включаючи напрямки їх в сторону Сонця, збереження на орбіті навколо Сонця між Землею і Венерою і викидом відходів взагалі за межі сонячної системи. Це необхідно через те, що розміщення відходів в космічному просторі на навколосемній орбіті загрожує можливим їх поверненням на Землю.

Висока вартість цього варіанту означає, що такий метод видалення радіоактивних відходів міг би бути відповідним для відходів високого рівня активності або для відпрацьованого палива (тобто для долгоживущого високорадіоактивного матеріалу, який відносно малий за своїм обсягом). Переробка відходів могла б знадобитися, щоб відокремити найбільш радіоактивні матеріали для видалення в космічний простір і, отже, зменшити обсяг транспортованого вантажу .. Цей варіант не був реалізований, і подальші дослідження не проводилися через високу вартість і через аспектів безпеки, пов'язаних з можливим ризиком невдалого запуску.

Найбільш детальні дослідження цього варіанту були виконані в Сполучених Штатах NASA в кінці 1970-х і початку 1980-х років. В даний час

NASA. запускаються в космос тільки термічні радіоізотопні генератори (ТРИ), що містять кілька кілограм Рu-238 [8].

3 ТЕХНОГЕННА НЕБЕЗПЕКА ПРИ ЕКСПЛУАТАЦІЇ АТОМНИХ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЙ

За даними світової статистики, що фіксуються в Головній службі даних небезпечних інцидентів (The Major Hazard Incident Data Service – MHIDAS), великі аварії на підприємствах та об'єктах різних типів, де лінійні розміри зон дії вражаючих факторів досягають декількох сотень або навіть тисяч метрів, на щастя, події досить рідкісні. Тим не менш, у світі в середньому на рік відбуваються близько 2–3 подібних аварій.

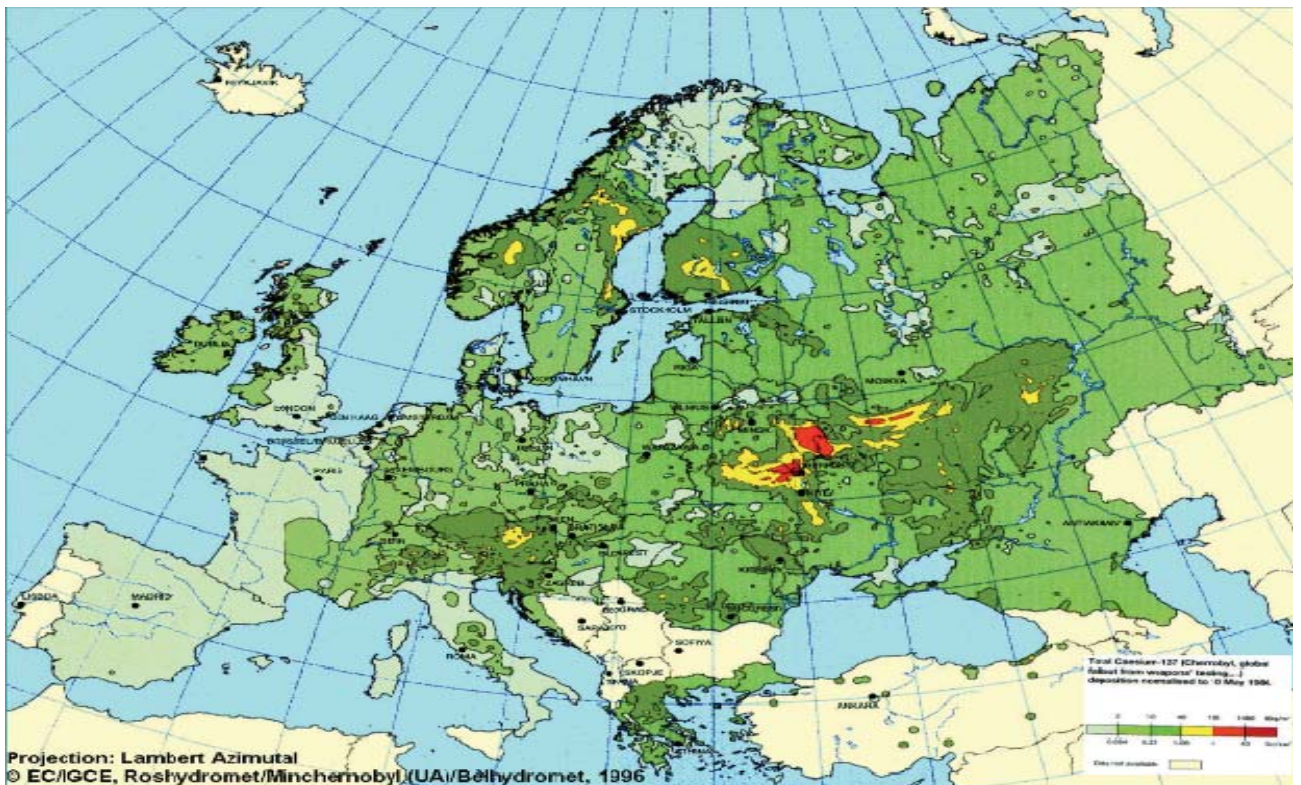


Рис. 5 - . Поширення радіоактивних випадінь ^{137}Cs на Європейському континенті за станом на 10 травня 1986 р. (кольором показана шкала активності випадінь ^{137}Cs в kBq/m^2 , площі з жовтим кольором – території, які не зазнали радіоактивного забруднення від аварії на Чорнобильській АЕС).

Аварії із загибеллю понад 25 осіб і числом поранених більше 100 реєструються МНІДАС в середньому раз на 2,5 роки [9].

У цілому, як вважають фахівці, спостерігається неухильне зростання кількості промислових і енергетичних аварій, викликане, з одного боку, збільшенням кількості небезпечних об'єктів, з іншого боку, зростанням питомої щільності населення в зонах розвитку промислових і енергетичних об'єктів.

Найбільша в історії людства радіаційна катастрофа на Чорнобильській АЕС (Україна) сталася 26 квітня 1986 р. Кілька років після катастрофи всі офіційні джерела в СРСР повідомляли, що жертвами Чорнобиля стали тільки 33 людини – в основному пожежники, які брали участь в найперших роботах. Потім почали з'являтися окремі повідомлення про те, що від променевої хвороби загинуло кілька десятків ліквідаторів, а захворіли тисячі. Про жертви серед місцевого населення не говорилося взагалі. Режим секретності з питань аварії на ЧАЕС, який існував до 1991 р., не дозволяв відтворити об'єктивну картину масштабів ураження населення [10].

За сучасними уявленнями, аварія на ЧАЕС має серйозні наслідки пролонгованої дії, в тому числі такі, що можуть виявлятися на генетичному рівні в окремих груп персоналу АЕС, ліквідаторів і населення, яке проживає поблизу зони аварії.

У результаті вибуху четвертого реактора Чорнобильської атомної електростанції стався величезний викид радіоактивних речовин в атмосферу. Ці радіоактивні опади випали в основному в межах євро-азіатського континенту, але особливо у великих кількостях на значних територіях Білорусі, Російської Федерації та України (рис.5).

За оцінками, протягом 1986–1987 рр. до ліквідації наслідків аварії було залучено понад 350000 чоловік-«ліквідаторів» з числа військовослужбовців, працівників АЕС, місцевої міліції та пожежних служб. Досить високі дози радіації отримали близько 240000 чоловік під час проведення робіт з

ліквідації наслідків аварії в межах 30-кілометрової зони, виконання робіт з консервації аварійного 4-го блоку АЕС – будівництва «Саркофагу», очищення дахів АЕС, створення системи захисту водних об'єктів. Згодом число зареєстрованих ліквідаторів збільшилося до 600000. Навесні та влітку 1986 року 116 тис. осіб були евакуйовані із зони Чорнобильської АЕС. У наступні роки було переселено ще 230 тис. чоловік, але лише невелика їх частина піддалася впливу високих рівнів радіації [10].

У даний час приблизно п'ять мільйонів людей проживають в районах Білорусі, Російської Федерації та України, де рівні радіоактивного забруднення ґрунтів цезієм перевищують 37 кБк/м². З них приблизно 270000 людей продовжують жити в районах, які класифікувалися радянськими повноважними органами як зони посиленого контролю (ЗПК), де зараження ¹³⁷Cs перевищує 555 кБк/м².

Евакуація та переселення викликали глибокий стрес у багатьох людей через розрив соціальних зв'язків і неможливість повернутися в свої будинки, а в ряді випадків і розлади в психіці через боязнь захворіти в результаті радіоактивного опромінення.

У 2000 р. Всесвітня організація охорони здоров'я (ВООЗ) повідомила, що Чорнобиль міг стати причиною загибелі 50 тис. чоловік (у тому числі з урахуванням самогубств). П'ять років потому підрозділ ООН «Чорнобильський форум» (Chernobyl Forum), до складу якого також входить Міжнародне агентство з атомної енергії, опублікував доповідь, в якій стверджував, що серйозність наслідків Чорнобильської катастрофи перебільшена, а проблеми зі здоров'ям виникають у людей не в результаті впливу радіації, а через відсутність об'єктивної інформації, необґрунтованих страхів та інших надуманих проблем. У доповіді стверджувалося, що в результаті катастрофи загинули не більше 56 чоловік, а раком щитовидної залози захворіли близько 4 тис., причому у 99% з них рак легко піддається лікуванню [11].

Відповідно з ініціативою «Чорнобильського форуму» ООН ВООЗ у період з 2003 по 2005 рік провела низку нарад експертів для розгляду всіх наукових даних про медичні наслідки, пов'язані з цією аварією. Група експертів ВООЗ використовувала в якості основи доповідь 2000 р. Наукового комітету ООН з дії атомної радіації, в оновлений варіант якого увійшли критичні огляди опублікованої літератури та інформація, представлена урядами трьох постраждалих країн. До складу Групи експертів ВООЗ входило багато вчених, які проводили дослідження у трьох постраждалих країнах, а також експерти з ряду країн світу. Були також розглянуті спеціальні програми медико-санітарної допомоги, створені для лікування людей у трьох країнах, найбільше постраждалих в результаті цієї аварії. У результаті ВООЗ опублікувала доповідь «Медичні наслідки Чорнобильської аварії та спеціальні програми медико-санітарної допомоги».

Нижче в табл. 3.1 наводяться загальні середні ефективні дози, акумульовані за 20 років найбільш сильно потерпілими групами населення в результаті Чорнобильської аварії. Їх можна порівняти із середніми дозами, які люди зазвичай отримують від природного фону за 20 років. Для порівняння наводяться також дози, одержувані в результаті звичайних медичних процедур [11].

Незважаючи на те, що ефективні дози більшості жителів забруднених районів є досить низькими, необхідно відзначити, що в перші дні після аварії значна частина населення України і Білорусі отримала великі дозові навантаження на щитовидну залозу в результаті інгаляційного надходження йоду в організм при проходженні йодної хмари і вживання в перший місяць після аварії молока, що містило ^{131}I . Часові та просторові характеристики формування аварійного йодного навантаження на населення цих республік представлені на рис.5. Індивідуальні дози від впливу на щитовидну залозу варіювали в діапазоні від декількох десятків мГр до декількох десятків Гр.

Таблиця 3.1- Середні ефективні дози, отримані постраждалими групами населення внаслідок Чорнобильської аварії

Населення (роки впливу)	Кількість	Середня загальна доза за 20 років, мЗв *
Ліквідатори (1986–1987 рр.) (високий вплив)	240 000 чол.	>100
Евакуйовані (1986 р.)	116 000 чол.	> 33
Населення ЗПК (>555 кБк/м ²) (1986–2006 рр.)	270 000 чол.	> 50
Населення низькозаражених районів (37 кБк/м ²) (1986–2005 рр.)	5 000 000 чол.	10–20
Природний фон	2,4 мЗв/рік (звичайний діапазон 1–10, максимум > 20)	48
Дози, отримані в результаті опромінення рентгенівськими променями, на одну процедуру, мЗв		
Опромінення при комп'ютерній томографії всього тіла		12
Мамографія		0,13
Рентгеноскопія грудної клітини		0,08

Ці дози є додатковими у відношенні до доз, отриманих в результаті природної фонові радіації.

Підвищені рівні дозових навантажень також відмічаються у наступних груп населення постраждалих територій: у ліквідаторів, які працювали

навколо зруйнованого реактора протягом перших двох років після аварії (240 тис. чол.); в евакуйованих (116 тис. чол.), частина яких отримала дози, що набагато перевищують 100 мЗв; у жителів окремих сильно забруднених районів (270 тис. чол.), що отримали дози, які значно перевищують рівні, обумовлені природним фоном.

Населення, яке проживає в даний час в районах з низьким рівнем забруднення (до 37 кБк/м²), продовжує отримувати малі дози, але ці рівні знаходяться в діапазоні, звичайному для фонових доз, одержуваних у всьому світі. Для порівняння: висока доза радіації, яку зазвичай отримує пацієнт в результаті комп'ютерної томографії всього тіла, приблизно еквівалентна сумарній дозі, акумульованій за 20 років жителями, що проживають поблизу Чорнобильської зони відчуження з низькими рівнями забруднення.

Значне збільшення захворюваності на рак щитовидної залози відбулося у людей, які були дітьми і підлітками під час аварії і проживали в найбільш заражених районах Білорусі, Російської Федерації та України. Це було викликано високими рівнями радіоактивного йоду, що викидався з реактора Чорнобильської АЕС у перші дні після аварії. Радіоактивний йод осів на пасовищах, де паслися домашні тварини, і потім сконцентрувався в їх молоці, яке згодом вживали діти. До того ж становище погіршувалося загальним дефіцитом йоду в раціоні харчування місцевих жителів, що призвело до ще більшого акумулювання радіоактивного йоду в щитовидній залозі. Оскільки період напіврозпаду радіоактивного ізотопу ¹³¹I є відносно коротким – всього 8,05 доби, то якщо б населення не використовувало в їжу дітям місцеве забруднене молоко після аварії, імовірно, в більшості випадків цього можна було б уникнути.

У Білорусі, Російській Федерації та Україні до теперішнього часу діагностовано майже 5000 випадків раку щитовидної залози у дітей, яким під час аварії було менше 18 років. Хоча значна кількість випадків захворювання на рак була викликана радіацією внаслідок аварії, інтенсивний медичний

моніторинг на предмет виявлення захворювань щитовидної залози серед постраждалого населення привів також до виявлення додаткових випадків захворювання раком щитовидної залози на субклінічному рівні. У результаті цього кількість випадків захворювання на рак щитовидної залози повинна бути декілька збільшена. На щастя, навіть серед дітей із запущеними пухлинами лікування дуже ефективно, і загальний прогноз для молодих пацієнтів є гарним. Однак їм необхідно приймати ліки все життя, щоб замінити втрату функції щитовидної залози. Крім того, потрібно провести більш широке дослідження з метою оцінки прогнозу для дітей, особливо з віддаленими метастазами. Очікується, що збільшена захворюваність на рак щитовидної залози в результаті Чорнобильської аварії продовжиться багато років, хоча кількісну оцінку довгострокових масштабів ризику дати важко[1].

Іонізуюча радіація є відомою причиною деяких типів лейкемії (утворення злоякісних клітин крові). Підвищений ризик розвитку лейкемії був вперше виявлений серед людей, які пережили атомні бомбардування в Японії, приблизно через два-п'ять років після впливу радіації. Останні дослідження свідчать про зростання у два рази захворюваності на лейкемію серед ліквідаторів Чорнобильської аварії. Серед дітей і дорослих людей, що проживають у забруднених районах, таке зростання не було чітко продемонстровано.

На основі даних про людей, які вижили після вибухів атомних бомб в Японії, можна припустити, що зараз, через 20 років після катастрофи, більшість випадків лейкемії, які можуть бути пов'язані з Чорнобильською аварією, вже відбулися. Тим не менше, необхідні подальші дослідження для отримання більш точних даних.

За даними НКДАР ООН (2000 р.), 134 ліквідатора отримали досить високі дози радіації для постановки діагнозу гострої променевої хвороби (ГПХ). Серед них 28 осіб померли в 1986 р. в результаті ГПХ, а інші померли пізніше, але причиною їх смерті не обов'язково був вплив радіації.

а)



б)



Рис. 6 - Періоди пікових навантажень розповсюдження радіоактивного йоду на територіях, що постраждали в результаті аварії на Чорнобильській АЕС: а – Республіка Білорусь; б – Україна

Можна припустити збільшення кількості випадків смерті від раку протягом усього життя серед осіб, які зазнали впливу радіації в результаті аварії [11].

Необхідно врахувати, що люди, які вижили після вибухів атомних бомб, отримали високі дози радіації за короткий період часу, в той час як вплив радіації в Чорнобилі був в низьких дозах і протягом тривалого часу. Цей та інші фактори, такі як спроби визначити дози, отримані людьми через значний час після аварії, а також зміни в їх способі життя і харчування, приводять до дуже великої невизначеності при складанні проєкцій щодо майбутніх випадків смерті від раку.

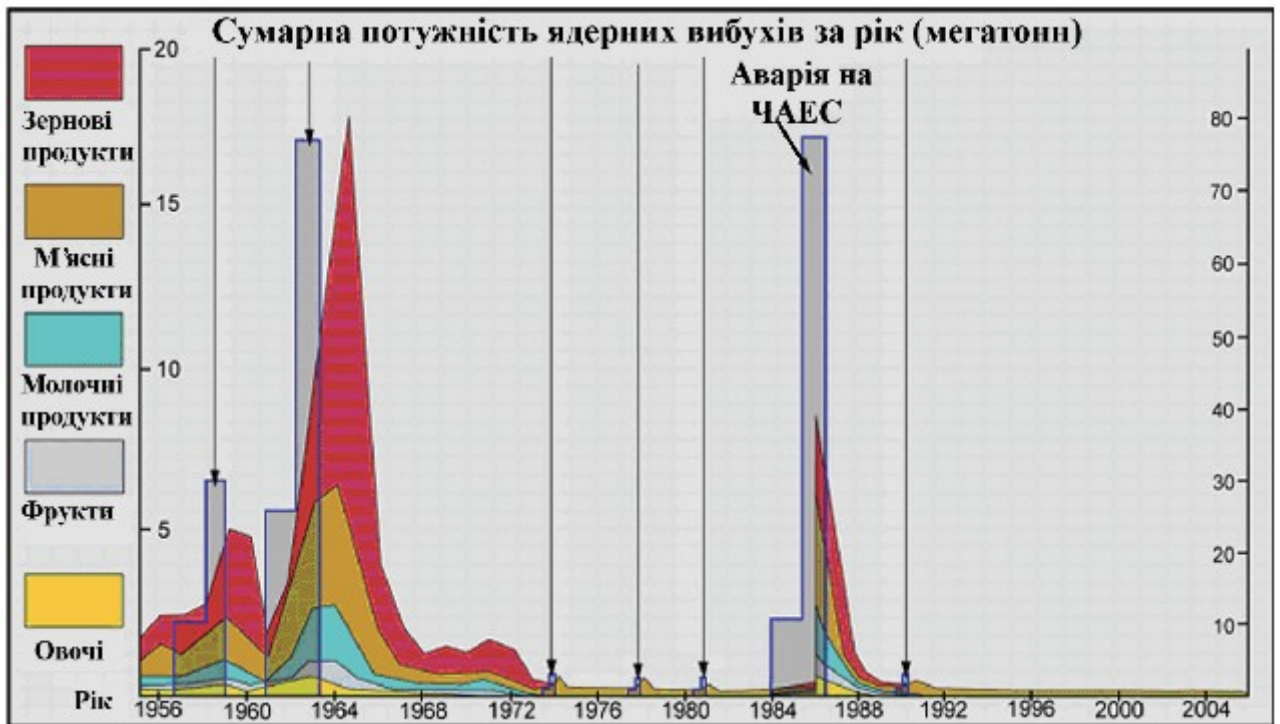


Рис. 7 - Порівняльні дані за джерелами радіоактивного забруднення, що формує дозове навантаження населення по харчових ланцюгах, обумовлене випробуваннями атомної зброї і аварією на Чорнобильській АЕС

Крім того, значне, не пов'язане з радіацією, скорочення середньої тривалості життя в трьох країнах за останні 15 років, викликане надмірним вживанням алкоголю і тютюну, погіршенням умов життя та надання медичної допомоги, істотним чином ускладнило виявлення будь-якого впливу радіації на смертність від раку.

Екологічна організація «Greenpeace» вважає масштаби катастрофи масштабнішими, доводячи, що тільки в Білорусі зареєстровано 273 тис. випадків раку, викликаного наслідками Чорнобиля, при цьому стверджуючи, що понад 90 тис. з них можуть бути фатальними.

Організація «Лікарі світу за запобігання ядерної війни» (International Physicians for the Prevention of Nuclear War) вважає, що число смертельних випадків може досягати 50–100 тис [11].

Рада досліджень навколишнього середовища (Natural Environment Research Council) в 2007 р. опублікувала результати свого дослідження: ризик від дії радіації на людей, які стали жертвами аварії на Чорнобильській АЕС, набагато менш серйозний, ніж прийнято вважати.

Автори зіставили руйнівний ефект чорнобильської радіації і вплив, який чинять на організм людини такі фактори, як забруднення повітря, куріння і ожиріння. У всіх цих випадках (у тому числі й для Чорнобиля) ризик смерті людини трохи збільшується – приблизно на 1%.

В історії атомної енергетики неодноразово відбувалося безліч різного роду радіаційних аварій – в Росії, Японії, США, проте їх наслідки були істотно меншими, ніж при Чорнобильській катастрофі. Вибух реактора викликав глобальну катастрофу. У навколишнє середовище було викинуто близько 190 тонн радіоактивних речовин; постраждало від 31 до 300 чоловік (за офіційними даними), радіоактивний викид призвів до забруднення більше 160 тис. км² низки країн Європи та Азії. Більше 400 тисяч людей були евакуйовані із зони зараження [11].

Терміном «аварія» визначається подія (процес) на АЕС або іншому об'єкті ЯПЦ, що призводить до викиду радіоактивних речовин за межі розміщення технологічного обладнання та створює потенційну (або реальну) радіаційну загрозу для навколишнього середовища і здоров'я персоналу та населення, а також надзвичайна ситуація, після якої об'єкт був зупинений і виведений з експлуатації.

Для однаковості оцінки надзвичайних випадків, пов'язаних з аварійними радіаційними викидами в навколишнє середовище на АЕС та інших ядерних об'єктах, Міжнародним агентством з атомної енергії (МАГАТЕ) у 1988–1990 рр. розроблена і рекомендована для практичного застосування Міжнародна шкала ядерних подій (International Nuclear Event Scale – INES), наведена в табл. 3.2.

У випадках, коли відбуваються хоча б незначні викиди радіації за межі проммайданчика, МАГАТЕ рекомендує ідентифікувати рівні аварії, користуючись цією шкалою, і оповіщати країни-учасниці у 24-годинний термін про всі аварійні ситуації, які перевищують 2-й рівень небезпеки.

Як видно з табл. 3.2, частина аварій на АЕС пов'язана з пожежами. Світова статистика пожеж на АЕС свідчить, що об'єктами пожеж найчастіше стають генератори, кабельні канали, електрообладнання, насосні установки.

Найбільш складними для гасіння є пожежі, що виникають у кабельних спорудах АЕС. Для їх гасіння залучається велика кількість сил і засобів. Однак у більшості випадків дії пожежних істотно ускладнюються небезпечними факторами пожежі. Наявність обладнання під напругою створює загрозу ураження електричним струмом пожежних, що також ускладнює визначення безпечних маршрутів слідування та безпечних бойових позицій [2].

При гасінні пожеж у кабельних приміщеннях дії пожежних ускладнюються високою температурою, яка до моменту їх прибуття досягає критичних значень в об'ємі приміщення незалежно від місця виникнення

пожежі. Інтенсивне виділення диму, що містить хлористий водень, викликає опіки відкритих ділянок шкіри та суттєво ускладнює пошук вогнища горіння.

Оцінити перелічені фактори і визначити раціональні способи і прийоми подачі вогнегасних речовин в зону горіння не завжди вдається через складну обстановку на пожежі.

Тому одною з гострих і актуальних проблем підвищення пожежної безпеки АЕС є зниження пожежної небезпеки кабельних комунікацій та електрообладнання, оскільки кабельні системи створюють високий рівень пожежного навантаження і підвищують вірогідність виникнення пожеж на АЕС.

Пожежі, що виникають в результаті загоряння кабелів, заподіюють, як правило, величезні збитки і виводять АЕС з ладу на тривалий час.

Таблиця 3.2 - Міжнародна шкала ядерних подій з прикладами конкретних радіаційних аварій різних рівнів

Показник рівня небезпечності аварії	Рівень аварії	Приклади конкретних радіаційних аварій різних рівнів
7	Велика аварія (глобальна аварія) з дуже великим збитком	ЧАЕС (1986)
6	Серйозна аварія	«Маяк» (1957)
5	Аварія з ризиком за межами проммайданчика	Пожежа на АЕС в Уїндскейлі (1957), аварія на АЕС «Три-Майл-Айленд» (1979)
4	Аварія без значного ризику за межами проммайданчика	Аварія на АЕС в Уїндскейле (1973), аварія на АЕС «Сен-Лорен» (1969, 1980), в Буенос-Айресі (1983)
3	Серйозний інцидент	Аварія на АЕС «Селлафілд» (2005), аварія на атомному підводному човні К-19 (4 липня 1961 року)

Продовження таблиці 3.2

2	Інцидент	
1	Аномалія	
0	Нижче шкали – несуттєво для безпеки	

Проблема зниження пожежної небезпеки кабельного господарства на АЕС вирішується в напрямку використання кабелів з важкогорючою і негорючою ізоляцією і спеціальних вогнезахисних покриттів, які наносяться на поверхню кабелів з метою збільшення вогнестійкості та зниження їх пожежної небезпеки, а також шляхом впровадження спеціальних систем аварійної пожежної сигналізації, протипожежної автоматики та пожежогасіння (газового і водяного) [2].

Безпечна робота АЕС може бути забезпечена при виконанні наступних вимог:

- дотримання принципу глибоко ешелонованої захисту, що забезпечує максимально можливе перехоплення та фіксацію радіоактивних продуктів на шляху їх можливого виходу в навколишнє середовище, що досягається системою організаційно-технічних заходів з радіаційної безпеки та швидкого реагування (системи контролю та моніторингу, спеціальні захисні бар'єри, системи і технології захисту бар'єрів і локалізації забруднень);
- створення і підтримка в робочому стані систем локалізації аварій, які включають в себе герметичні огороження – гермооболонки (спеціальні будівельні конструкції з необхідним набором локалізуючих елементів, що забезпечують прохід і транспорт вантажів і людей);
- наявність масивних будівельних конструкцій, які забезпечують надійний захист персоналу та населення від іонізуючого випромінювання;
- постійний контроль параметрів середовища в гермооболонці в процесі експлуатації (тиску, температури, активності);

- наявність спринклерної системи, яка розбризкує холодну воду всередині гермооболонки, конденсує пар, який утворюється при течах першого контуру і тим самим знижує тиск і температуру в оболонці (спринклерна система використовується також для організації зв'язування йоду, що міститься в парі та повітрі герметичних приміщень), інших систем зниження тиску і температури в захисній оболонці, системи відводу тепла від захисної оболонки (у ряді нових проєктів), системи боротьби з воднем, що утворюється в процесі аварії;

- удосконалення системи забезпечення радіаційної безпеки персоналу АЕС і населення (у тому числі контроль і моніторинг радіаційної обстановки) [2].

3.1 Вплив радіації на організм людини

На сучасному етапі розвитку нашого суспільства, при створенні та використанні новітніх технологій людина створює реальні небезпечні ситуації, що спричинені аваріями. Використання радіоактивного палива та недбале ставлення до техніки безпеки роботи з радіоактивними речовинами створює передумови виникнення аварій на АЕС.

Радіація значно відрізняється від інших видів забруднення навколишнього середовища, і ця відмінність виявилася життєво важливою.

По-перше, до багатьох забруднювачів біологічні системи адаптуються, і їх дія послаблюється. По-друге, відмінність радіоактивних речовин (РР) від отруйних хімічних речовин полягає в можливості їх впливу внаслідок іонізуючого випромінювання (ІВ) не тільки всередині організму, але й дистанційно (на відстані), а також в неможливості припинення цього випромінювання при будь-яких хімічних реакціях РР. По-третє - у тривалості дії РР і накопиченні дози опромінення протягом певного часу [12].

Включаючись в різноманітні рухи атмосфери, поверхневих і підземних потоків, радіоактивні і токсичні речовини поширюються в навколишньому середовищі, потрапляють в рослини, в організми тварин і людини. Розглядаючи механізм впливу радіації на організм людини, виділимо наступні положення: шляхи впливу різних радіоактивних речовин на організм, їхнє поширення в організмі, депонування, вплив на різні органи і системи організму і наслідки цього впливу. Існує термін "вхідні ворота радіації", що позначає шляхи влучення радіоактивних речовин і випромінювань ізотопів в організм. Різні радіоактивні речовини по-різному проникають в організм людини. Це залежить від хімічних властивостей радіоактивного елемента. Радіоактивні ізотопи можуть проникати в організм разом з їжею або водою. Через органи травлення вони поширюються по всьому організму. Радіоактивні частинки, що знаходяться в повітрі, проникають в легені під час дихання людини. Далі разом з кров'ю поширюються по всьому організму. Ізотопи, що знаходяться в землі або на її поверхні, випускаючи гамма-випромінювання, здатні опромінити організм зовні. Ці ізотопи в значній мірі переносяться повітряними течіями і можуть випадати разом з атмосферними опадами. Високою чутливістю до радіації мають у людини легені, кишечник, шлунок і яєчники. Середній сприйнятливостю до поглинання радіації мають щитовидна залоза, трахея, печінка і селезінка. Менш чутливими до радіації є шкірні покриви, кісткова тканина і кістковий мозок. Під час аварійних викидів у більшості випадків в гострий період протікання аварії основним дозоутворюючим радіонуклідом є радіоактивні ізотопи йоду [12]. На невеликих відстанях від АЕС (кілька кілометрів) сумарна ефективна доза в основному формується за рахунок фотонного опромінення від поверхні ґрунту. Зі збільшенням відстані від джерела викиду внесок цього шляху у формування сумарної дози зменшується. Зростає роль опромінення від хмари, основним дозоутворюючим нуклідом при цьому служить ^{133}Xe . З плином часу (після

розпаду і розсіяння зазначених нуклідів) формування дози визначається радіонуклідами ^{137}Cs , ^{90}Sr . При аваріях з плавленням палива та руйнуванням локалізуючих систем значний внесок у забруднення навколишньої території і в дозові навантаження на населення можуть робити інші продукти поділу і трансуранові елементи. Довгий час вважалося, що найбільш важливим показником радіаційної небезпеки є загальний рівень зовнішнього опромінення [11]. Насправді при експлуатації АЕС зовнішнє ураження організму (променева хвороба) виникає лише при аваріях та катастрофах. Разом з тим при звичайних умовах експлуатації станції відбувається щоденне надходження невеликих кількостей радіонуклідів, які здатні поступово накопичуватися в органах, тканинах живих організмів, а також у ґрунтах, водоймах та інших елементах навколишнього середовища, що відбувається в результаті геохімічної міграції радіоактивних речовин (див. рис.8). При цьому концентрація довгоживучих радіонуклідів з плином часу може зростати в тисячі й навіть сотні тисяч разів. Це добре вивчене в екології явище отримало назву «біологічної акумуляції радіоактивності».

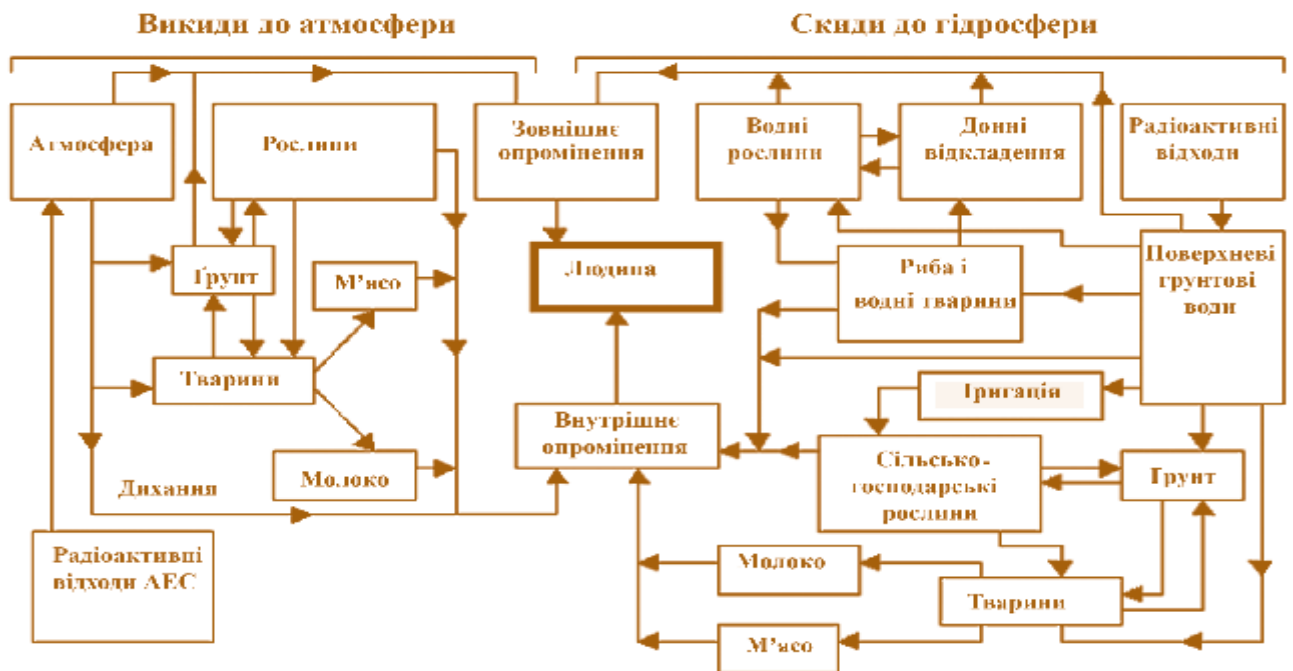


Рис.8 - Шляхи впливу радіоактивних відходів АЕС на людину

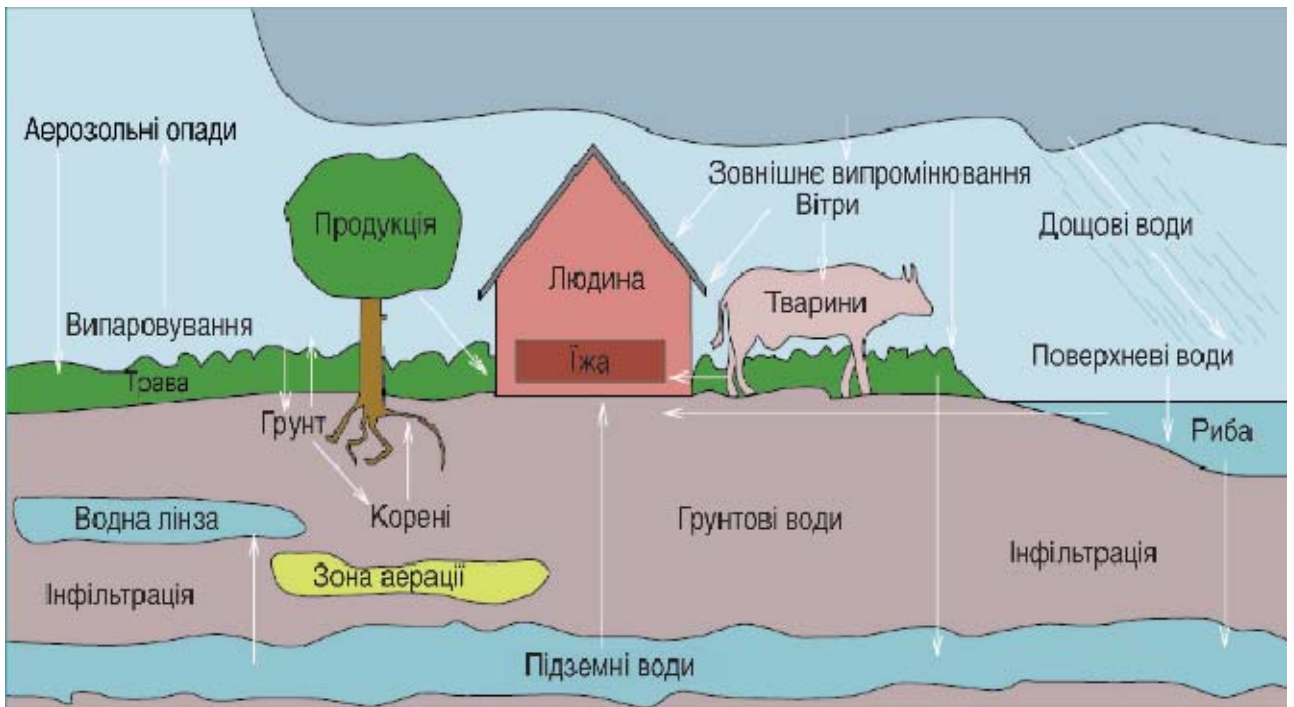


Рис.9 - Загальна схема міграції радіоактивних речовин у навколишньому середовищі

Додаткову складність щодо з'ясування ефекту біоаккумуляції додає те, що всередині організму радіонукліди розподілені зазвичай нерівномірно. Одні (наприклад тритій, радіоуглерод, рубідій-87, цезій-137) розподіляються більш-менш рівномірно, інші концентруються в певних органах (наприклад стронцій – в кістках) [11].

Порівняльні розрахунки загального збитку здоров'ю населення від впливу ядерного і вугільного паливних циклів (ЯПЦ і ВПЦ), віднесені до потужності 1 ГВт, переконливо свідчать на користь атомної енергетики, а саме:

- число випадків передчасної смерті – 1 (ЯПЦ) і 300 (ВПЦ);
- загальне скорочення тривалості життя – 20 осіб на рік (ЯПЦ) і $1 \cdot 10^4$ (ВПЦ);
- загальні втрати працездатності – 10 осіб на рік (ЯПЦ) і $7 \cdot 10^3$ (ВПЦ).

У цих даних, що свідчать на користь безпеки ЯПЦ, ще не враховано можливі збитки здоров'ю від неракових захворювань, що викликаються

неканцерогенними компонентами викидів ТЕС (оксидом кисню, азотом, ртуттю, свинцем, кадмієм та ін.) За статистичними порівняльними оцінками, проведеними в різних регіонах, відзначається, що смертність від захворювань, обумовлена впливом на організм викидів ТЕС, вище смертності від ракових захворювань, пов'язаних з витоком радіоактивних речовин на АЕС.

Іонізуюча радіація є відомою причиною деяких типів лейкемії (утворення злоякісних клітин крові). Підвищений ризик розвитку лейкемії був вперше виявлений серед людей, які пережили атомні бомбардування в Японії, приблизно через два-п'ять років після впливу радіації. Останні дослідження свідчать про зростання у два рази захворюваності на лейкемію серед ліквідаторів Чорнобильської аварії.

На основі даних про людей, які вижили після вибухів атомних бомб в Японії, можна припустити, що зараз, через 32 роки після катастрофи, більшість випадків лейкемії, які можуть бути пов'язані з Чорнобильською аварією, вже відбулися. Тим не менше, необхідні подальші дослідження для отримання більш точних даних.

Однозначний висновок, яке зробило населення з трагедії: у разі подібної аварії на АЕС людина втрачає абсолютно все – здоров'я, своє і своїх дітей і близьких, роботу та майно. Для значної частини населення будь-яка радіація – причина різноманітних хвороб, генетичних порушень, смертельних онкологічних захворювань. Таке сприйняття – стійкий і відтворений в нових поколіннях феномен масової свідомості – викликало кризу довіри до атомної енергетики [11].

ПЕРЕЛІК ДЖЕРЕЛ ПОСИЛАННЯ

1. Вишневський І. Екологічно чиста атомна енергетика: технічні, економічні, соціальні, політичні аспекти // Вісник Національної Академії наук України. - 2001. - № 9. - С. 12-28
2. Електроенергетика та охорона навколишнього середовища. Функціонування енергетики в сучасному світі / Денисевич К.Б. Ландау Ю.О. Нейман В.О. Сулейманов В.М // Науково-пізнавальне видання «Енергетика: історія, сучасність і майбутнє». URL: <http://energetika.in.ua/ua/books/book-5>
3. Внешние воздействия природного происхождения на глубинные захоронения долгоживущих радиоактивных отходов / И.В. Калиберда, А.Г. Левин, Д.В. Мурлис и др. // Атомная техника за рубежом. – 2003. – № 2. – С.3–
4. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / под ред. А. А. Протасова. Киев: Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2011. 234 с.
5. Грабчак Р., Тысленко С. Проблемы участия ТЭС в регулировании частоты и активной мощности ОЭС Украины / Энергетическая политика Украины. – 2005. – № 11. – С. 60–63.
6. Герасимов А.С., Зарицкая Т.С., Рубик А.П. Справочник по образованию нуклидов в ядерных реакторах. – М.: Энергоатомиздат, 1989. – 575 с.
7. Новини та пріоритети розвитку енергетики: дайджест / Новини енергетики. – 2005. – № 9. – С. 50.
8. Спирин Е.В., Спиридонов С.И., Алексахин Р.М., Уткин С.С. Радиоэкологическая оценка уранового месторождения для обоснования радиационно-миграционного баланса долгоживущих отходов. — Атомная энергия, 2013, т. 114, вып. 1, с. 34—39.

9. Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А. и др. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры. Под ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова. М.: ИздАТ, 2001. 752 с.

10. Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and Their Remediation: Twenty Years of Experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group «Environment». Vienna: IAEA, 2006. 166 p.

11. Радиация. Дозы, эффекты, риск. Перевод с английского Ю. А. Банникова. - М.: Мир, 1990. 79 с.

12. Адамов Е.О., Ганев И.Х. Экологически безупречная ядерная энергетика. М., НИКИЭТ им. Н.А. Доллежала, 2007. 146 с.