

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет магістерської та
аспірантської підготовки
Кафедра загальної та
теоретичної фізики

Магістерська кваліфікаційна робота

на тему: «ТЕХНОЛОГІЇ ЗАХИСТУ ЕЛЕМЕНТІВ ЕКОСИСТЕМ ВІД
ВПЛИВУ МАЛИХ ДОЗ ОПРОМІНЕННЯ»

Виконала студентка 2 курсу групи МТЗ- 64
спеціальності 183
«Технології захисту навколишнього
середовища»
Білецька Олександра Юріївна

Консультант д.ф.-м.н., професор
Герасимов Олег Іванович

Керівник к.ф.-м.н., доц.
Курятников Владислав Володимирович

Рецензент доктор техн. наук, проф.
Скалозубов Володимир Іванович

Одеса 2018

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ	11
ВСТУП	12
РОЗДІЛ 1. РАДІОАКТИВНЕ ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА	14
1.1 Основні величини дозиметричного контролю та одиниці їх вимірювання	15
1.2 Класифікація іонізуючих випромінювань	17
1.3 Джерела радіоактивного забруднення навколишнього Середовища	18
РОЗДІЛ 2. МОНІТОРІНГ РАДІОАКТИВНОСТІ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА	21
2.1 Предмет радіаційного моніторингу	22
2.2 Методи радіаційного моніторингу довкілля	22
2.3 Автоматизована система контролю радіаційної обстановки	23
2.4 Методи дистанційного виявлення і контролю радіоактивного забруднення навколишнього середовища	24
2.5 Радоновий моніторинг	25
РОЗДІЛ 3. ПРОБЛЕМА МАЛИХ ДОЗИ РАДІАЦІЇ	26
3.1 Експериментальні дослідження	26
3.2 Дозові залежності показників стану здоров'я	27
3.3 Наслідки впливу радіації на дорослий організм	30
3.4 Проблеми, пов'язані з нормуванням впливу радіації	33
3.5 Спонтанний мутагенез у людини	38

3.6	Методологія оцінки генетичного ризику опромінення людини.	42
3.7	Радіаційний гормезис	44
РОЗДІЛ 4. ВПЛИВ РАДІАЦІЇ НА ПРИРОДНІ БІОСИСТЕМИ		48
РОЗДІЛ 5. РАДІОНУКЛІДНИЙ КОНТРОЛЬ В МОРЯХ І ОКЕАНАХ		57
5.1	Моніторинг радіоактивності води	81
5.2	Моніторинг донних відкладень.....	85
5.3	Радіонуклідний моніторинг в морях і річках.....	87
5.4	Радіонуклідне забруднення Чорного моря.....	94
РОЗДІЛ 6. ПРИНЦИПИ ОЦІНКИ РАДІОЕКОЛОГІЧНОГО		
	СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ	101
6.1	Санітарно-гігієнічні критерії оцінки радіаційного стану водних об'єктів	101
6.2	Радіаційний захист водних об'єктів	102
ВИСНОВКИ.....		113
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ		116

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ

АЕС - атомна електростанція;

МЕД - мембранно-екстракційний диски;

НДС - науково-дослідне судно;

НС - навколишнє середовище;

ПЗЧМ - північно-західна частина Чорного моря;

ППК - портово-промисловий комплекс;

РАВ-радіоактивні відходи;

РМ - радіаційний моніторинг;

УкрНЦЕМ - Український науковий центр екології моря;

ЯПЦ - ядерний паливний цикл.

ВСТУП

Актуальність теми. Інтенсивне випробування ядерної зброї в середині 20-го сторіччя, використання атомної енергетики, іонізуючого випромінювання в народному господарстві призвело до збільшення радіаційного фону на планеті. Ці процеси привели до певної зміни акцентів в радіобіологічних дослідженнях. Проблема біологічних ефектів малих доз іонізуючої радіації є в даний час однією з центральних при створенні системи медико-екологічного моніторингу та оцінки ризику радіаційного впливу.

Питання про біологічні ефекти дії малих доз випромінювання, особливо проблема їх кількісної оцінки продовжує залишатися предметом численних дискусій і полярних думок з приводу їх небезпеки для людини і середовища її проживання.

Мета дослідження. Насамперед потрібно з'ясувати, які дози опромінення вважають малими, і як саме вони впливають на організм людини і на біоту в цілому. Як уникнути наслідків радіаційного випромінювання? Як звести їх до мінімуму вплив радіації на організм? І як вижити в умовах забруднених територій? В радіобіологічних процесах все більше приділяють увагу дослідженням дії радіації у відносно малих дозах і які є пролонговані в часі. Крім того, необхідно з'ясувати біологічну дію малих доз радіації. Для цього потрібно звернутись до того, як реалізується дія іонізуючого випромінювання на рівні окремих іонізуючих частинок(квантів) при взаємодії з ДНК [1].

Предмет дослідження. Малі дози радіаційного випромінювання та їх вплив на екосистеми.

Об'єкт дослідження. Об'єктом дослідження є екосистеми, а саме водні об'єкти, котрі безпосередньо пов'язані з усіма елементами навколишнього середовища в тому числі і людиною.

Задачі дослідження

- З'ясувати біологічну дію малих доз
- Вивчити особливості накопичення важких природних радіонуклідів екосистемами
- Дослідити закономірності накопичення, розподілу, виведення і впливу на елементи екосистем радіонуклідів і зовнішнього опромінення.
- Дослідити міграції радіонуклідів в гідробіоценози і дії іонізуючого випромінювання на гідробіоти і навколоводні спільноти рослин і тварин.

Основний результат представлених досліджень полягає в побудові системного підходу до забезпечення радіаційної безпеки людини і навколишнього середовища при використанні водних об'єктів, а також методів оцінки радіаційної якості водних об'єктів, що впливають з нього [2].

Методи дослідження. Концептуальні та теоретичні підходи, аналіз відомих медичних показників обґрунтованих на дослідженнях та біологічних експериментах.

РОЗДІЛ 1

РАДІОАКТИВНЕ ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

Одне з центральних місць в забезпеченні сталого розвитку людського суспільства займає проблема захисту навколишнього середовища. Для її вирішення необхідно створення системи, здатної визначати джерела і фактори техногенного впливу, контролювати стан навколишнього середовища, виявляти елементи біосфери, найбільш схильні до дії і оцінювати ступінь цього впливу. В зв'язку з цим ключовою системою забезпечення якості природного середовища став екологічний моніторинг - система регулярних, тривалих спостережень в просторі і в часі, що дає інформацію про стан навколишнього середовища з метою оцінки минулого, сьогодення і прогнозів на майбутнє параметрів навколишнього середовища, що мають значення для людини.

Важливою частиною екологічного моніторингу є радіаційний моніторинг навколишнього середовища. На сьогоднішній день значна радіоактивне забруднення територій земної кулі, викликане як військово-промисловим використанням ядерних технологій, так і аваріями на енергетичних ядерних об'єктах робить вельми актуальним вдосконалення системи організації та проведення радіаційного моніторингу природного середовища.

Особливе місце в процесах забруднення атмосферного повітря, води, ґрунту, навколишнього природного середовища, людини займає радіоактивне забруднення [3].

Радіоактивне забруднення характеризується присутністю радіоактивних речовин на поверхні, всередині матеріалу, в повітрі, в тілі людини або в іншому місці в кількості, що перевищує встановлені рівні.

1.1 Основні величини дозиметричного контролю та одиниці їх вимірювання

Гранично-допустима доза (дозова межа) - значення ефективної або еквівалентної дози техногенного опромінення, яке не повинно перевищуватися за рік в умовах нормальної роботи.

Поглинена доза (D) - дозиметрична величина, яка визначається виразом:

$$D = \frac{de}{dm} \quad (1.1)$$

де de - середня енергія, передана іонізуючим випромінюванням елементарному обсягу речовини, а dm - маса речовини в цьому обсязі. Одиницею виміру поглиненої дози є грей, Гр.

Еквівалентна доза (H_T) - дозиметрична величина, визначається виразом:

$$H_{T,R} = W_R \cdot D_{T,R} \quad (1.2)$$

де $D_{T,R}$ - середня поглинена доза в органі чи тканині T, а W_R -ваговий коефіцієнт для випромінювання R.

Одиницею еквівалентної дози є джоуль поділений на кілограм, що має спеціальну назву зіверт, Зв.

Ефективна доза (H_E) - величина, використована, як міра ризику виникнення стохастичних наслідків опромінення всього тіла людини або окремих його органів з урахуванням їх радіочутливості:

$$H_E = \sum W_T \cdot H_T \quad (1.3)$$

де W_T - ваговий коефіцієнт для тканини Т, а H_T - еквівалентна доза в тканині Т. Одиниця ефективної дози - зіверт, Зв.

Контрольний рівень - значення контрольованої величини - дози, потужності дози, радіоактивного забруднення і т.д., встановлюване керівництвом організації за погодженням з територіальним органом держсанепіднагляду для закріплення досягнутого в організації рівня радіаційної безпеки.

Фізична величина	Позасистемне	СІ	Співвідношення поза систем.одиниці і одиниці СІ
Активність нукліда в радіактивному джерелі	Кюрі(Кі)	Беккеркль(Бк)	$1 \text{ Кі} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Бк}$
Експозиційна доза	Рентген(Р)	Кулон на кілограм (Кл/кг)	$1 \text{ Р} = 2,58 \cdot 10^{-4} \text{ Кл/кг}$
Поглинута доза	Рад(рад)	Грей(Гр)	$1 \text{ Рад} = 0,01 \text{ Гр}$
Еквівалентна доза	Бер(бер)	Джоуль на кілограм (Дж/кг)	$1 \text{ Бер} = 0,01 \text{ Дж/кг}$
Потужність експозиційної дози	Рентген за секунду(Р/с)	Ампер на кілограм (А/кг)	$1 \text{ Р/с} = 2,58 \cdot 10^{-4} \text{ А/кг}$
Потужність поглинутої дози	Рад за секунду (рад/с)	Грей за секунду (Гр/с)	$1 \text{ рад/с} = 0,01 \text{ Гр/с}$
Потужність еквівалентної дози	Бер за секунду (бер/с)	Ватт на кілограм (Вт/кг)	$1 \text{ бер/с} = 0,01 \text{ Вт/кг}$
Інтегральна доза	Рад-грам (рад·г)	Грей на кілограм (Гр/кг)	$1 \text{ рад·г} = 10^{-5} \text{ Гр·кг}$
Енергія іонізуючого випромінювання	Елетрон-вольт (еВ)	Джоуль (Дж)	$1 \text{ еВ} = 1,6 \cdot 10^{-19} \text{ Дж}$

Таб. 1.1 Основні радіологічні величини та одиниці їх виміру

1.2 Класифікація іонізуючих випромінювань

Коли атомні ядра розпадаються, то трапляється колосальне викидання енергії. При цьому утворюються різні види випромінювань, які характеризуються у вигляді потоку електронів, протонів і нейтронів. Такі летять частки здатні зруйнувати все зустрічаються молекули. Тому для будь-якого живого організму зустріч з ними трагічна. [4].

Прийнято розрізняти різні види опромінення:

- Альфа випромінювання.

Це потік позитивно заряджених частинок, який складається з протонів і нейтронів. З'являється в результаті руйнування важкого атома. Ці літаючі частинки поширюються на відстані 50 мм. Для живих істот вони не приносять сильного шкоди. Захиститися від такого виду випромінювання дозволяє звичайний аркуш паперу. Але шкірні покриви будь-якого живого організму відмінно захищають від даних частинок. Хоча якщо вони потраплять всередину організму разом з їжею або під час вдихання повітря, то здатні опромінитися внутрішні органи, що призведе до більш серйозних наслідків.

- Бета-випромінювання. Являє собою потік електронів. Дані елементи набагато менше альфа-частинок, тому вони проникають глибше на 2 см в будь-який організм. Захиститися від опромінення можна за допомогою простої одягу, скла або тоненьких листів металу. При контакті цих променів з шкірних покривів пошкоджується лише верхній шар. В результаті, опромінення може спровокувати сильний опік.

- Гамма-випромінювання. Являє собою потік фотонів, які при взаємодії з атомами позбавляються частини своїх здібностей. Таке опромінення може досягати значних відстаней. Однак чим вони далі, тим менше енергія залишається у фотонів. Таке опромінення може пошкодити

внутрішні органи і шкірні покриви. Для захисту від них будуть потрібні вже виробни зі свинцю і заліза. Звичайний одяг впоратися з фотонами нездатна.

- Рентгенівське випромінювання. Являє собою аналогічні частки як у гамма-випромінювання. Тільки управляє ними вже людина. Для цього їх запускають в рентгенівські трубки, по яких направляють безпосередньо в ціль. Це опромінення вважається самим нешкідливим.

- Нейронні випромінювання. Являє собою потік нейронів. Вважається найнебезпечнішим випромінюванням. Воно виникає безпосередньо біля ядерного реактора. Захиститися від нього допоможуть тільки товсті бетонні стіни, а також парафінові або водяні бар'єри.



Рис.1.1 Види іонізуючого випромінювання

1.3 Джерела радіоактивного забруднення навколишнього середовища

Іонізуюче випромінювання - будь-яке випромінювання, взаємодія якого із середовищем призводить до утворення електричних зарядів різних значень [3].

Біосфера як одна зі стадій розвитку географічної оболонки була сформована в умовах природного радіоактивного фону і всі органічні речовини, необхідні для виникнення життя на Землі утворилися під впливом іонізуючої радіації.

Джерело іонізуючого випромінювання - радіоактивна речовина або пристрій, що випускає або здатне випускати іонізуюче випромінювання.

Виділяють два види джерел радіоактивного забруднення: природні та техногенні.

Джерело природного випромінювання - джерело іонізуючого випромінювання природного походження.

До природних джерел радіації відносять

- космічне випромінювання, ізомери тритію і ^{14}C , постійно утворюються в земній атмосфері при взаємодії космічного випромінювання з азотом,

- ^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th і радіоактивні ізомери - члени їхніх родин,

- природний радіоактивний ізомер калію - ^{40}K .

Обумовлений вищевказаними джерелами природний фон випромінювання складає ~ 200 мрад/рік. Однак у зв'язку з їх нерівномірним розподілом фон може коливатися і в місцях знаходження руд і мінералів з високим вмістом урану і торію (наприклад, Індії, Бразилії) природний фон може досягати 380-550 мрад/рік, а в окремих випадках навіть 2-2,8 рад/рік. Однак на збільшення радіаційного фону Землі впливають не тільки природні, але й техногенні джерела радіації [5].

Джерело техногенного випромінювання - джерело іонізуючого випромінювання, спеціально створеного для його корисного застосування або є побічним продуктом цієї діяльності.

До техногенних джерел забруднення навколишнього середовища радіоактивними ізомерами можна віднести наступні:

- ядерна промисловість, яка вносить основний вклад в антропогенне забруднення навколишнього середовища поряд з випробуваннями ядерної зброї;
- видобуток і переробка радіоактивної мінеральної сировини;
- радіоактивні відходи;
- спалювання палива (особливо кам'яного вугілля);
- переробка фосфоритів (при якій відбувається концентрування в них урану і торію);
- теплові електростанції;
- аварії штучних супутників землі і літаків;
- боєприпаси зі збідненим ураном;
- «космічне сміття»;
- забруднення морів атомними кораблями.

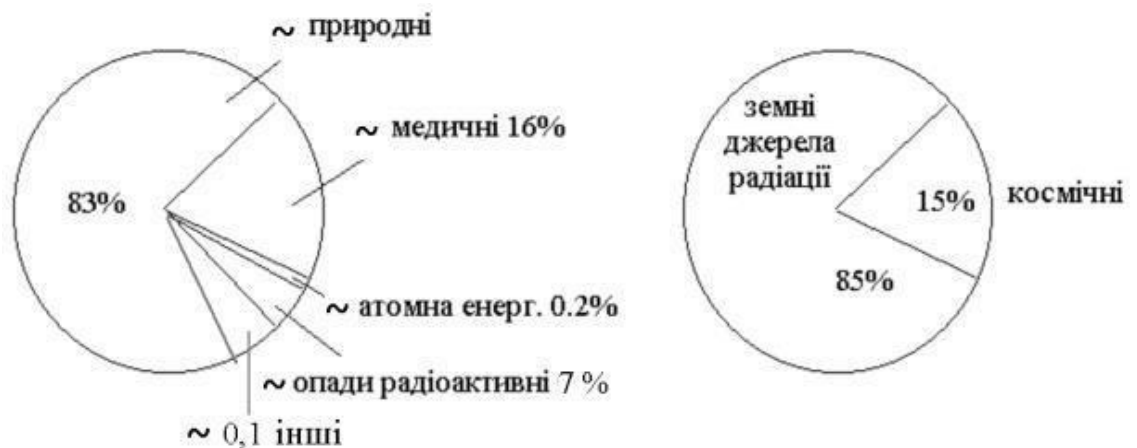


Рис 1.2 Джерела іонізуючого випромінювання

РОЗДІЛ 2

МОНІТОРИНГ РАДІОАКТИВНОСТІ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

Зростання рівня радіоактивного забруднення навколишнього середовища вимагає проведення комплексних заходів, що включають в себе контроль радіаційного стану повітряного середовища, поверхневих вод та водних екосистем, геологічного середовища та наземних екосистем. Для досягнення цієї мети необхідним є проведення радіаційного моніторингу довкілля.

Моніторинг радіоактивності природного середовища - постійні, безперервні комплексні спостереження за станом навколишнього природного середовища та її забрудненням, природними явищами, які відбуваються в ній, а також оцінка і прогноз стану навколишнього природного середовища та її забруднення.

Радіаційний моніторинг включає в себе як спостереження за природним радіаційним фоном, так і спостереження за техногенним радіоактивним забрудненням основних природних компонентів, а саме контроль джерел забруднення на даній території; контроль розподілу радіонуклідів в компонентах біосфери, оцінку їх міграційних властивостей в конкретних екологічних ланцюжках і здатність концентруватися в окремих ланках трофічних ланцюгів (в т.ч. забруднення сільськогосподарських угідь, ґрунтів, води водойм, кормів, рослинної і тваринницької продукції); контроль доз опромінення населення та біоти на даній території [5].

2.1 Предмет радіаційного моніторингу.

Предметом моніторингу є радіонукліди – продукти ядерного розпаду з коротким (^{89}Sr , ^{95}Zr , ^{99}Mo , ^{103}Ru , ^{131}I , ^{133}Xe) і середнім часом життя (^{90}Sr , ^{85}Kr , ^{106}Ru , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{124}Sb , ^{125}Sb , ^{154}Eu , ^{99}Tc , ^{129}I , ^{135}Cs , $^{236,238,239}\text{Us}$, ^{240}Pu , ^{241}Am , ^{243}Cm).

Крім того, предметом радіаційного моніторингу є продукти активації конструкційних матеріалів ядерних установок (^{54}Mn , ^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co , $^{110\text{m}}\text{Ag}$), повітря і води (^3H , ^{14}C). Залежно від особливостей об'єкта (території) моніторингу перелік радіонуклідів та їх пріоритетність можуть змінюватися. [6].

2.2 Методи радіаційного моніторингу довкілля

Перші методи визначення радіоактивності в навколишньому середовищі були орієнтовані на отримання загальних, сумарних оцінок кількості гамма-, бета-, альфа-випромінюючих радіонуклідів. Це були досить прості вимірювальні установки, засновані на газорозрядних лічильниках з перерахункових установками. В даний час перевага надається методам оцінки конкретних радіонуклідів, оскільки при оцінці доз опромінення повинен враховуватися внесок кожного радіонукліда. Однак коли нормативними вимогами передбачається визначення сумарної активності альфа- або бета-випромінюючих радіонуклідів, такі вимірювання також включаються в програму моніторингу.

В моніторингової практиці найбільше застосування мають такі методи вимірювання:

- гамма-спектрометрії з енергетичним діапазоном від 20 до 2000 кеВ.

Такі методи мають нижню межу чутливості близько 1 Бк/кг для більшості радіонуклідів.

- альфа-спектрометрії для альфа-випромінюючих радіонуклідів (особливо ізотопів Pu, Am і Cm).

Визначення альфа-випромінювачів зазвичай вимагає попереднього радіохімічного аналізу, послідовного селективного виділення радіонуклідів і виготовлення тонких твердих джерел, готових до альфа-спектрометрії.

2.3 Автоматизована система контролю радіаційної обстановки

Основним засобом здійснення радіаційного моніторингу є автоматизована система контролю радіаційної обстановки (АСКРО). АСКРО може функціонувати в різних режимах:

- режим повсякденної діяльності,
- режим підвищеної готовності,
- аварійний режим.

Система включає в себе наступні компоненти:

- система стаціонарних постів радіаційного контролю,
- з'єднаних лініями зв'язку з пунктом збору і обробки інформації;
- повітряний комплекс радіаційної розвідки - літаки і
- вертольоти, обладнані відповідними приладами;
- наземний комплекс радіаційної розвідки - пересувні
- пости радіаційного контролю, обладнані на мікроавтобусах і
- легкових автомобілях;
- надводний (підводний) комплекс радіаційної розвідки -
- суду і батискафи, обладнані приладами для реєстрації
- радіаційного випромінювання.

На додаток до АСКРО також широко використовуються ручні (переносні) засоби радіаційного контролю - дозиметри і спектрометри. Вони призначені для контролю в польових умовах концентрації радіонуклідів у воді, повітрі, ґрунті або харчових продуктах. Дозиметри дозволяють фіксувати тільки потужність експозиційної дози (в миллирентгенах в годину), а також характер радіоактивного випромінювання; спектрометри використовуються для визначення концентрації радіонуклідів у воді, повітрі або ґрунті. В відміну від приладів АСКРО вони дозволяють визначати набагато меншу кількість параметрів радіаційної обстановки, однак, їх безсумнівним гідністю є легкість використання і оперативність отримання результатів. [6].

2.4 Методи дистанційного виявлення і контролю радіоактивного забруднення навколишнього середовища

З ростом частки АЕС в загальному виробництві електроенергії все більш актуальним стає розробка нових ефективних методів дистанційного виявлення і контролю радіоактивного забруднення довкілля.

Існуючі методи дистанційного зондування слідів радіоактивної іонізації поділяють на прямі і непрямі.

- Прямі засновані на реєстрації інтенсивності і спектру іонізуючого випромінювання об'єкта,
- Непрямі реєструють зміна навколишнього середовища під дією цього випромінювання.

Найбільшого поширення набули прямі методи моніторингу. Однак, їх просторова роздільна здатність і чутливість недостатні для моніторингу радіоактивності з космосу, тому що вони дозволяють проводити вимірювання з відстані не більше сотень метрів.

Для дистанційного зондування підходять непрямі методи, що дозволяють оцінити рівень радіоактивного забруднення по відгуку довкілля

на іонізуюче випромінювання. Цей підхід дозволяє використовувати традиційні методи дистанційного моніторингу приземних шарів атмосфери, поверхонь океану і Землі. [6].

2.5 Радоновий моніторинг

Специфічним підвидом радіаційного моніторингу є радоновий моніторинг - спостереження і оцінка зміни концентрації радону в атмосферному або ґрунтовому повітрі.

Радон - це радіоактивний газ, продукти розпаду якого потрапляють в організм разом з повітрям, за рахунок цього він становить значну небезпеку для здоров'я людини.

Радон може накопичуватися в житлових і виробничих приміщеннях при користуванні газом, водопроводом; він може просочуватися з гірських порід крізь тріщини в підлозі, фундаменті або стінах.

Головною особливістю радонового моніторингу є те, що він проводиться тільки всередині приміщень (житлових, соціально культурних, виробничих та ін.).

Радонова зйомка - процес вимірювання концентрації радону в повітрі. Як правило, для її проведення вибирають найменше по обсягом приміщення, розташоване на самому нижньому поверсі (або в підвалі) обстежуваного будівлі. Сам процес зйомки полягає в відборі проб повітря через певні проміжки часу. При цьому вимірюється або накопичена в часі доза випромінювання радону та продуктів його розпаду, або «миттєвий» концентрація радону в великих обсягах аналізованого повітря. з обладнання застосовуються або спеціальні детекторивмісту радону, або різні еманометри. [6]

РОЗДІЛ 3

ПРОБЛЕМА МАЛИХ ДОЗИ РАДІАЦІЇ

З проблеми впливу малих доз радіації на людський організм в перші роки після чорнобильської аварії виникали різні, часом протилежні думки. Наприклад, серед них були навіть такі (мабуть, представляли інтереси атомного відомства), які переконували, що радіаційні речовини, які випали після чорнобильської аварії можна порівнювати з цілющим дією радонових ванн.

3.1 Експериментальні дослідження.

В даний час проблема впливу низькоінтенсивного опромінення на живі об'єкти надзвичайно цікава не тільки в теоретичному, але і в практичному плані. Вона стає життєво важливою не тільки для працюючих на атомних заводах і станціях або проживають поблизу них, але і для мільйонів людей, які перебувають за тисячі кілометрів від місць аварій на підприємствах атомної промисловості.

Радіобіології мають досить солідний багаж знань про дію на біомакромолекули, клітини, організми високих доз іонізуючого випромінювання, але не мають ні достатніх даних, ні теоретичних уявлень про вплив на оточуючий нас світ живої природи техногенного підвищення радіаційного фону, наприклад, в 2-4 рази. Результати досліджень засвідчили, що відомі закономірності в радіобіології, накопичені нами раніше знання недостатні для пояснення цих ефектів і повинні бути запропоновані принципово нові механізми.

У 1990-1996 рр. було проведено широкий комплекс досліджень дії малих доз опромінення на біохімічні, біофізичні, функціональні параметри

клітин різних органів тварин, опромінених гамма-радіацією (^{137}Cs) низької інтенсивності.

Для всіх вивчених параметрів була виявлена бімодальна залежність ефекту від дози, а саме, ефект наростав при низьких дозах, досягаючи максимуму (низькодозового), потім знижувався (в деяких випадках знак ефекту змінювався на протилежний) і потім зі збільшенням дози знову наростав. Величина низькодозового максимуму і доза, при якій він досягався, залежали від природи досліджуваного об'єкта і потужності дози. Загальною закономірністю дозових залежностей є зміщення максимуму в область більш низьких доз при зменшенні інтенсивності опромінення [7].

3.2 Дозові залежності показників стану здоров'я опромінених когорт при низькоінтенсивне опроміненні.

Як правило, вчені, які заперечують практичну значимість виникнення злоякісних новоутворень при низьких дозах опромінення, виходять з двох положень:

1. Практично неможливо, на їхню думку, експериментально або епідеміологічно виявити збільшення внаслідок опромінення числа пухлиноносіїв, бо це перевищення лежить в межах відмінностей процентного числа ракових хворих в різних регіонах і вимагає величезного обсягу експериментальних даних для отримання статистично достовірних відмінностей.

2. Якщо виходити з числа захворювань раками і лейкозами, що виникли внаслідок опромінення малими дозами, і істотно перевищують контрольні значення (як це впливає з ряду досліджень) і екстраполювати ці дані відповідно до лінійної залежності до високих доз, то число очікуваних пухлин на порядки перевищить значення, які спостерігаються на практиці.

Приводом до скептичному відношенню до відомостей про збільшення числа смертей від пухлин і лейкозів при малих дозах опромінення з'явилися і

результати обстежень, коли для однієї і тієї ж когорти працюючих на атомних підприємствах отримували збільшення числа смертей, в порівнянні з контролем, наприклад, для дози опромінення 2 або 5 сЗв, але зменшення - для 10 сЗв.

Аналізуючи літературні дані про смертельні випадки від лейкозів для різних груп опромінених людей - в основному працюючих на об'єктах атомної промисловості, ми виявили ту ж тенденцію в залежності від дози, що і в своїх експериментальних дослідженнях.

Так, нещодавно вийшла друком ґрунтовна робота, присвячена аналізу матеріалів про смертність від раків і лейкозів серед робітників атомної промисловості, виконана групою співробітників міжнародного агентства з вивчення раку. Був проаналізований матеріал, що відноситься до 96 тисячам працівників ядерної промисловості Канади, Великобританії та США. Останнім часом з'явилися результати обстеження за 35 років населення Японії, опроміненого внаслідок атомного бомбардування в Хіросімі і Нагасакі. Автори цього дослідження особливу увагу приділяють фактом зменшення числа смертей при опроміненні в дозі 80 мЗв за 35 років, пояснюючи цей результат з позиції гормезису.

Отримана узагальнена залежність дає можливість зробити наступні висновки:

1. Смертельні випадки від лейкозів при опроміненні в малих дозах можна зіставити зі смертністю від лейкозів для доз опромінення в десятки разів більш високих.

2. Для низьких доз опромінення (до 10 сЗв) є область доз, де спостерігається зменшення ефекту зі збільшенням дози, що доходить до зміни знака ефекту - до зменшення смертей від лейкозів нижче рівня контролю.

3. Різна залежність ефекту від дози в області малих і високих доз опромінення дозволяє думати про різні механізми, що лежать в основі збільшення смертності від лейкозів при малих і високих дозах опромінення.

Одним з пояснень може бути вказане вище міркування про різні функції опромінення в канцерогенезі, а саме - для низьких доз опромінення головне - промотуюча функція опромінення, для високих - індукуюча або ж різне співвідношення між системами відновлення і пошкодження при низьких і високих дозах.

Розглянемо з цих позицій положення із злоякісними новоутвореннями в Чорнобилі. Дані про онкологічні захворювання і смерті від них для учасників ліквідації наслідків Чорнобильської аварії наведені в великих і серйозних дослідженнях, виконаних під керівництвом академіка А. Ф. Циба і опублікованих в Бюлетені Національного радіаційно-епідеміологічного реєстру. Ясно видно, що залежність від дози не є монотонною і для всіх наведених прикладів мінімальні значення і показників захворюваності та показників смертності припадають на дозу близько 25 сГр, в той час як максимальні значення - на дозу 10-15 сГр [8].

Автори багатьох робіт вважають, що віднесення виявлених злоякісних новоутворень до радіогенних раків обґрунтовано лише в разі, якщо число раків збільшується з дозою опромінення. Однак, як зазначалося вище, виходячи з усіх проведених нами експериментів і дослідженнях на опромінених популяціях, а також з наявних в літературі даних, наявність лінійної або квадратично-лінійної залежності для випадків захворювань і смерті від злоякісних новоутворень для малих доз і низькоінтенсивного опромінення не є обов'язковим. Відсутність монотонної залежності від дози опромінення, поява максимумів при меншій дозі швидше підтверджують радіаційну природу виникнення раків при низьких дозах опромінення, ніж її спростовують.

Таким чином, підбиваючи підсумки всього викладеного, можна відзначити, що закономірності низькоінтенсивного опромінення, ефект малих доз - це принципово нові шляхи впливу опромінення на живі об'єкти, нові механізми зміни клітинного метаболізму. Більшість ефектів не прямо індуковано опроміненням, а опосередковано через систему регуляції, через

зміну імунного і антиоксидантної статусів організму, чутливості до дії факторів навколишнього середовища. Характерно, що закономірності зміни досліджених нами параметрів виявилися такими ж і в крові ліквідаторів, і в експериментах на тваринах. Виявляється не тільки близький характер залежності від дози, але і аналогічну системну багатфакторну відповідь на дію низькоінтенсивного опромінення [8].

3.3 Наслідки впливу радіації на дорослий організм.

Величезна кількість нових фактів, що стосуються впливу радіації, дали трагічні наслідки двох грандіозних радіаційних катастроф: південно-уральської 1957 року і чорнобильської 1986 р торкнулися життя в першому випадку декількох сот тисяч чоловік, а в другому - багатьох мільйонів.

Коротко перерахую основні встановлені факти впливу радіації на дорослий організм ссавців, включаючи людину. До 50-х років основним фактором безпосереднього впливу радіації вважалося пряме радіаційне ураження деяких особливо радіочутливих органів і тканин - шкіри, кісткового мозку і центральної нервової системи, шлунково-кишкового тракту (так звана променева хвороба). Незабаром з'ясувалося, що величезну роль в променевому ураженні грає не тільки загальне зовнішнє опромінення організму, але і внутрішнє опромінення, пов'язане з концентрованим в окремих органах і тканинах так званих інкорпорованих радіонуклідів, що надійшли в організм з їжею, водою, атмосферним повітрям і через шкіру і затрималися в якихось органах або тканинах [9].

Для оцінки впливу цих радіонуклідів довелося ввести спеціальні поняття «поглиненої» і (для різних видів випромінювання) «еквівалентної» доз, вимірюваних особливими умовними одиницями: грей (Гр) і зіверт (Зв).

У 60-70-х рр. велика увага стали приділяти не тільки прямим (гострим), але і опосередкованим і віддаленим ефектам опромінення. Серед них:

- вплив на спадковість;
- виникнення лейкозів і злоякісних пухлин;
- імунодепресія і імунодефіцит;
- підвищення чутливості організму до збудників інфекційних захворювань;
- порушення обміну речовин і ендокринної рівноваги;
- виникнення катаракти;
- тимчасова або постійна стерильність;

Недостатність сучасних знань про вплив малих доз радіації. Наскільки ми ще далекі від пізнання багатьох істотних особливостей дії радіації, свідчить, наприклад, той факт, що лише порівняно недавно було ясно, що доза радіації, поглинена організмом протягом тривалого періоду часу, може призвести до значно більш сильного ураження, ніж така ж доза, отримана відразу або за більш короткий період. У той же час відносно ряду ракових захворювань встановлено, що зазначена вище закономірність не завжди діє: фракційне, розтягнуте в часі, опромінення іноді дає менший канцерогенний ефект, ніж разове. Це пов'язано, по-видимому, з репараційними (відновними) властивостями живого організму, в якому при розмноженні клітин завжди існує якийсь механізм виправлення (репарації) можливих генетичних помилок, що можуть порушити подальший розвиток організму. Відновлювальні процеси мають межу, але якісь дрібні пошкодження вони можуть «заліковувати».

У той же час відомо, що при зменшенні дози опромінення ризик захворіти на рак не просто зменшується в тій же пропорції - просто латентний період перед проявом захворювання стає великим.

Безсумнівно, в області з'ясування впливу малих доз нас чекають нові відкриття. Один з напрямків таких відкриттів стає зрозумілим зараз: ефекти взаємодії радіації з іншими факторами ризику, порізно не так небезпечними. Виявилося, наприклад, що малі кількості пестицидів можуть посилювати дію радіації. Те ж саме відбувається при дії радіації в присутності невеликих

кількостей ртуті. Недолік селену в організмі підсилює тяжкість радіаційного ураження. Відомо, що у курців, що піддаються опроміненню в 15 мЗв/рік, ризик захворіти на рак легенів зростає більш ніж в 16 разів у порівнянні з некурящими. Відомо також, що на тлі невеликого за величиною хронічного опромінення разове короткочасне додаткове опромінення дає ефект, багато більш значущий, ніж при простому підсумовуванні цих доз. Інша швидко розвивається напрямком вивчення впливу малих доз опромінення - роботи школи професора Є. Б. Бурлакова, переконливо довели на багатьох об'єктах різке порушення монотонної залежності «доза - ефект»: в зоні надмалих доз опромінення відбувається до кінця незрозуміле за механізмами, але стійко повторюється різке зростання чутливості організмів опроміненню. Виявляється, при опроміненні до 0,1 Зв (10 бер) число смертельних лейкозів виявляється настільки ж значним, як при опроміненні багаторазово більше.

Виявилося також, що пошкодження хромосом і злаякісна трансформація клітин при малих дозах приблизно на порядок вище, ніж можна було б очікувати при екстраполяції впливу від високих доз. Можливо, ефект такої взаємодії радіації з іншими факторами ризику заснований на сенсibiliзації (підвищення чутливості) організму, що зазнав вплив малих доз опромінення до хімічних мутагенів і канцерогенів.

Серед інших поставлених сучасною наукою питань про негативну дію малих доз радіації на живий організм, які, цілком ймовірно, розширять в найближчому майбутньому наші уявлення про небезпеку опромінення людського організму, треба, принаймні, перерахувати наступні:

- вплив так званих малих мутацій, що не враховуються поки в належній мірі при дослідженні генетичних ефектів радіації (таких мутацій може бути багаторазово більше, ніж досліджуваних в експериментах на тваринах і враховуються при яскраво виражених спадкових захворюваннях людини);

- вплив підвищеної радіочутливості деяких етапів розвитку статевих клітин і деяких ранніх етапів ембріонального розвитку людини;
- вплив опромінення в малих дозах на виникнення успадкованих ракових захворювань;
- віддалені наслідки локального і внутрішнього (наприклад, у вигляді «гарячих частинок», що потрапили всередину організму) опромінення.

Під час обговорення проблеми впливу малих доз радіації необхідно мати на увазі так зване правило пропорційного ризику, яке в нашому випадку можна сформулювати так: опромінення великої кількості людей малими дозами еквівалентно (з точки зору впливу радіації на всю популяцію) опроміненню невеликого числа людей великими дозами. Генетичний ризик для 100 осіб, які отримали дозу 0,01 Зв, еквівалентний, з точки зору ураження популяції, ризику для 10 осіб, які отримали дозу 0,1 Зв, і ризику для однієї людини, який отримав дозу 1,0 Зв. Насправді залежність, звичайно складніше, оскільки еквівалентність результатів опромінення багатьох малими дозами і небагатьох - великими, має на увазі лінійну залежність доза - ефект, яка (лінійність) порушується, як говорилося вище, в області надмалих доз [9].

Отже, хоча про вплив малих доз радіації на живий організм написано безліч наукових статей і монографій, тут невідомого більше, ніж відомого. Це особливо наочно видно при розгляді проблеми нормування дії радіації.

3.4 Проблеми, пов'язані з нормуванням впливу радіації.

Видатний шведський радіобіолог Р. М. Зиверт ще в 1950 р дійшов висновку, що для дії радіації на живі організми немає порогового рівня. Граничний рівень - це такий, нижче якого не виявляється ураження у кожного опроміненого організму (так званий детермінований (певний)

ефект). При опроміненні в менших дозах ефект буде стохастическим (випадковим), т.е. певні зміни серед групи опромінених обов'язково виникнуть, але у кого саме заздалегідь невідомо.

Відсутність порогового рівня при дії радіації не виключає існування прийнятної за безпекою для суспільства рівня опромінення. Суспільство сприймає розвиток автомобільного транспорту, хоча під колесами машин гинуть десятки тисяч людей щорічно, і багаторазово більше число страждає від забруднення повітря автомобільними викидами. Це означає, що вигоди і зручності від користування автомобілем перевершують в суспільній свідомості пов'язані з автомобілем небезпеки і неприємності.

Добре відомі небезпеки, пов'язані з опроміненням великими дозами. Це і передчасна смерть людей, і променева хвороба, і інші важкі захворювання, а також ураження спадковості, вже торкнулися багатьох мільйонів людей.

Негативний вплив малих доз, якщо справедливі побоювання багатьох дослідників, не згодних із заспокійливими твердженнями вчених (як правило, пов'язаних з атомною промисловістю), загрожують не мільйонам, а десяткам (і сотням) мільйонів людей, ставить під загрозу саме існування людства. Переважає ця загроза і вже виявляється вплив малих доз радіації позитивні ефекти, одержувані суспільством від розвитку атомної індустрії? Відповідь на це питання дає нормування радіаційного впливу. Норми радіаційної безпеки - це ті межі, які суспільство ставить перед атомною індустрією, виходячи з наявних знань.

Для населення межі прийнятно небезпечної дози були вперше встановлені лише в 1952 р. Вони склали тоді 15 мЗв/рік. Уже в 1959 р довелося зменшити цю дозу до 5 мЗв/рік, а в 1990 р - до 1 мЗв/рік. Зараз все більше фахівців наполягають на подальшому зменшенні цієї дози - до 0,25 мЗв/рік. У деяких штатах США вже встановлена максимальна допустима річна доза штучного опромінення для населення 0,1 мЗв / рік.

Чи є прийнятний рівень опромінення? Принципово правильний шлях пошуку меж прийнятного рівня опромінення запропонований був ще в 1955 р співробітником Російського наукового центру «Курчатовський інститут» Ю. В. Сівінцевим. Він проаналізував історичну тенденцію до багаторазового скорочення гранично допустимих доз опромінення і дійшов висновку: «З викладеного випливає порочність підходу до питання про встановлення гранично допустимих рівнів випромінювання, виходячи з аналізу шкідливої дії випромінювань ...».

Ю. В. Сівінцев і незалежно від нього ряд американських вчених запропонували взяти за точку відліку фонове, природне опромінення, до якого еволюційно пристосоване все живе на Землі, і вважати прийнятним рівнем його подвоєну величину. Погоджуючись з точкою відліку (фоновий рівень опромінення), не можу погодитися з формальним подвоєним коефіцієнтом. Чому два, а не півтора, три або чотири?

На підставі безлічі прикладів в загальній екології було встановлено так зване правило 11%: будь-яка складна система в середньому статистично виносить без порушення функцій зміни не більше 11% її складових. Тому логічніше вважати безпечним перевищення фонового рівня не більше ніж на 11%. Таким чином, якщо врахувати, що фонове природне опромінення від усіх джерел (космічні промені, радон та ін.) для 95% людства становить 0,3-0,6 мЗв/рік, прийнятно небезпечною повинна бути додаткова доза опромінення не більше ніж 0,03-0,06 мЗв/рік.

До пошуку прийнятого рівня опромінення можна підійти і з іншого боку. Із загальної теорії ризику випливає, що в сучасному цивілізованому суспільстві вважається прийнятним ризик додаткового захворювання або смерті 1 людину на 1 млн. Це ризик для кожного з нас щорічно бути вбитим блискавкою, і вжиті заходи обережності тут мінімальні (громовідводи на високих будівлях) [10].

Приймемо зараз допустиму межу дози штучного опромінення

1 мЗв/рік за правилом пропорційного ризику відповідає генетичній поразки до 35 осіб на кожен мільйон новонароджених (тобто виявляється в 5-35 разів вище), або (при обліку хронічного опромінення в низці багатьох поколінь) дає 450-3400 випадків спадкових аномалій на 1 млн новонароджених. Виходячи з цього, допустима і прийнятна безпечна індивідуальна доза повинна бути в десятки разів менше, ніж 1 мЗв/рік, тобто, могла б становити менше 0,01 мЗв/рік.

Зараз ці величини дози (0,01-0,06 мЗв/рік) виглядають дещо фантастично, але, судячи з темпу посилення радіаційних норм в ХХ в., вже через 20-25 років вони можуть бути прийняті.

Знайдеться чимало незгодних з наведеними вище розрахунками, і продовжує їх основний аргумент: масштаби можливого ураження малими дозами радіації в багато разів нижче, ніж ймовірність загибелі людей під колесами автомобіля або смерті курця від раку легенів. З точки зору простої арифметики вони мають рацію. Але по суті вони не праві принаймні з трьох причин.

По-перше, відомий на сьогодні ризик ураження малими дозами радіації становить лише частку реально існуючого спектру поразки: ми просто ще не знаємо всіх наслідків дії радіації на живий організм.

По-друге, тисячам сімей, яким малі дози радіації принесли непоправні ураження, не легше від того, що більше число сімей постраждало від автомобільних катастроф.

По-третє, радіаційні ураження принципово відрізняються від ураження людини в будь-якій катастрофі тим, що вони генетичні, тобто передаються з покоління в покоління і поширюються в популяції ...

Отже, на питання, поставлене на початку цього розділу: «Чи є прийнятний рівень опромінення?» - відповідь може бути тільки такий: немає і не може бути єдиного, для всіх однакового прийнятно-небезпечного рівня опромінення. В одних місцевостях для одних груп населення прийнятно-небезпечний рівень може бути один, в інших місцевостях і для інших груп -

інший. Задовільно-небезпечний рівень опромінення для однієї людини в одній і тій же віково-статевої та етнічної групі буде одним, а для іншої людини з тієї ж групи - іншим. Нарешті, в різний час дня і в різні сезони року радіочутливість одного і того ж людини буде різною [10].

Все сказане вище, на мій погляд, переконливо показує безперспективність і наукову необґрунтованість широко побутує поняття про «безпечну дозу опромінення». Для кожного організму в кожен даний момент часу рівень прийнятно-небезпечного опромінення буде різним.

У 1987-1998 рр. в ІБХФ РАН проводився цикл робіт з вивчення впливу опромінення низької інтенсивності в малих дозах на біофізичні і біохімічні параметри генетичного і мембранного апаратів клітин органів опромінених тварин.

Основними висновками, отриманими в результаті проведених досліджень були наступні:

1. Залежність ефекту від дози опромінення носить немонотонний, полімодальний характер.
2. Дози, при яких спостерігаються екстремуми, залежать від потужності (інтенсивності) опромінення.
3. Опромінення в малих дозах призводить до зміни (в більшості випадків збільшення) чутливості до дії факторів.
4. Результати впливу залежать від початкових характеристик біоб'єктів.
5. У певних інтервалах доз низкоинтенсивное опромінення більш ефективно, ніж гостре.

Нелінійний і немонотонний вигляд залежностей доза-ефект, отриманий в цих експериментах, пояснюється на основі уявлень про зміну співвідношення між ушкодженнями, з одного боку, і репарацією ушкоджень - з іншого при дії низкоинтенсивного опромінення в малих дозах. Системи репарації при цьому опроміненні, як ми вважаємо, або взагалі не індукуються, або працюють з істотно меншою інтенсивністю і включаються

в більш пізній час, коли в опромінюється об'єкті вже з'явилися радіаційні пошкодження.

Радіаційний вплив на організм, крім прямої дії на його функціональні підсистеми, індукує або активізує і захисні системи (репарації, адаптації), регулююча роль яких полягає в компенсації впливу, мінімізації прямої дії опромінення, відновлення функцій і репарації ушкоджень. Результируючий, залишковий ефект впливу після реалізації відновних процесів залежить від співвідношення «прямого» і «зворотного» процесів, свого для кожної дози.

Звісно ж важливим простежити залежність репараційних процесів від потужності і дози опромінення. Можна розглянути дві крайні точки зору:

1. системи відновлення включаються з однаковою ефективністю при будь-якій потужності і дозі опромінення;
2. існують такі потужності або дози опромінення, які організм не відчуває і тому не включає системи відновлення, або вони починають працювати з великою затримкою в часі, або з меншою ефективністю.

У першому випадку саме незначний вплив є тригером, що запускає системи відновлення. Тоді чим нижче потужність або доза опромінення, тим менше утворюється пошкоджень і вище ймовірність появи порога і навіть виникнення ефекту протилежного знака. У другому випадку повинен існувати інтервал доз опромінення, де реалізуються всі отримані пошкодження. У міру збільшення дози (або часу після початку опромінення) ефект зростає, досягає максимуму, а потім починає знижуватися внаслідок включення систем репарації [10].

3.5 Спонтанний мутагенез у людини.

Основним фундаментом, на основі якого проводиться оцінка генетичного ризику опромінення людини, є аналіз природної (спонтанної) мутаційної мінливості. Знаючи рівень спонтанної мінливості людини можна

зробити розрахунок, в якій мірі цей рівень може бути змінений після радіаційного впливу.

Мутаційні зміни в будь-якому з генів людини, які зміни в структурі будь-якої з хромосом призводять в онтогенезі людини до тих або інших змін в його фенотипі. Ступінь зміни фенотипу залежить від важливості для реалізації тих чи інших функцій організму залучених в мутагенез генів, що від масштабів порушення генетичного матеріалу і від характеру успадкування виникли мутаційних змін.

Важливо розглянути класифікацію генетичних змін з точки зору спостережуваних в результаті таких змін фенотипів - генетичних хвороб. В даний час всі генетичні хвороби людини, з огляду на механізми їх виникнення та характер успадкування, підрозділяють на Менделя, хромосомні, мультифакторіальні, генетичні хвороби соматичних клітин і хвороби генетичної несумісності матері і плоду.

У зв'язку з реалізацією міжнародної програми «Геном людини» і завдяки інтенсивному вивченню спадкових хвороб в клініках багатьох країн число відомих до січня 2000 р менделевських спадкових хвороб склало 11 062. Слід підкреслити стрімкий прогрес в цій області, що свідчить про високу актуальність вивчення спадкових хвороб людини.

Відносно багатьох спадкових хвороб вивчена локалізація генів мутантів і проведено молекулярний аналіз продуктів таких генів. Більш як 6 980 генів з добре відомою функцією локалізовані в специфічних сайтах різних хромосом людини. З іншого боку, картіровані в певних ділянках хромосом більш як 1 100 клінічних хвороб.

Найбільш простою концепцією, яка описує взаємозв'язок між мутаціями і зумовленими ними менделевськими спадковими хворобами, є концепція «одна мутація - одна хвороба». Ця концепція, яка постулює унітарну генетичну причину для кожної хвороби, знайшла своє підтвердження при описі багатьох менделевських хвороб. Разом з тим було

також показано, що далеко не завжди спостерігається така проста взаємозв'язь.

При аналізі алельних варіантів 767 генів людини було виявлено, що 658 генів асоційовані з якоюсь однією клінічною хворобою, 71 ген - з двома, 30 генів - з трьома, 5 генів - з чотирма, 1 ген - з п'ятьма, 1 ген - з шістьма і 1 - з сім'ю хворобами.

Необхідно відзначити, що такі генетичні явища як мозаїцизм, геномний імпрінтинг і експансія алелей можуть внести додаткові складності в процес фенотипичної реалізації мутаційних змін в генах. Наприклад, при мозаїцизмі спостерігається присутність нормальних і мутантних клітин у одного і того ж індивідуума. Це може відноситися як до соматичних, так і до зародковим клітинам. У разі, якщо мозаїцизм в зародкових клітинах індивідуума зачіпає домінантну хвороби, ця хвороба може не проявитися у даного індивідуума фенотипично внаслідок мозаїцизму, проте в цьому випадку зберігається ризик прояву цієї хвороби у нащадків, що успадкували мутантний ген.

Про існування тих чи інших генів ми дізнаємося, коли виникне змога вивчити мутації цих генів. Гени, що не мутують не можуть бути вивчені. Звичайно спонтанна частота мутацій окремих генів у людини складає від 10^{-4} до 10^{-6} на гамет за покоління. Необхідно відзначити, що спонтанна частота мутацій залежить від віку батьків, особливо від віку мужчин.

Менделя хвороби, згідно з результатами молекулярно-генетичних досліджень, можуть бути наслідком точкових мутацій, протяжних мутацій і мікроделецій. Відмінності між цими типами мутаційних змін пов'язані з розмірами фрагментів молекули ДНК, охоплених мутацією.

Після великих досліджень, проведених А. Чейзелом в Угорщині особлива увага прикута до мультифакторіальних хвороб. Мультифакторіальні хвороби об'єднують в собі широкий клас хвороб, проти яких відомо, що вони мають генетичну компоненту, і в той же час ці хвороби не підкоряються простому менделевському спадкоємства. Такі хвороби

інтерпретуються як результат взаємодії великого числа факторів генетичної природи і чинників навколишнього середовища.

Більшість мультифакторіальні хвороб не підпорядковується класичним законам наслідування, т.е. Вони не є клінічними проявами дефектів одиночних генів. У той же час вони зустрічаються серед родичів хворих з більш високою частотою, ніж в загальній популяції. Однак ризик захворіти даної мультифакторіальної хворобою серед родичів варіює залежно від особливостей даної хвороби і може бути різним у різних сім'ях. Для більшості мультифакторіальних хвороб поки вкрай обмежені знання щодо залучених в генетичний контроль цих хвороб генів, їх числа, типу мутаційних змін і характеру впливають на прояв цих хвороб факторів навколишнього середовища.

З урахуванням епідеміологічних проблем класифікації мультифакторних хвороб і проблем оцінки ризику появи таких хвороб при впливі мутагенів навколишнього середовища ця група хвороб може бути підрозділена на вроджені аномалії і звичайні (хронічні) мультифакторіальні хвороби.

Вроджені аномалії є великі або мікроскопічні структурні дефекти, що спостерігаються або виявляються при народженні дитини. Термін «вроджені» означає лише присутність дефектів при народженні і не має додаткового етіологічного значення. Вроджені аномалії є кінцевим результатом дісморфогенеза і можуть мати ізолюване або множинне прояв. Відносно ізолюваних вроджених аномалій може бути простежено шлях від якої-небудь однієї локальної помилки (мутації) в морфогенезі до спостережуваного ефекту. В основі множинних вроджених аномалій лежать дві або більше різні морфогенетичні помилки, що виникають під час внутрішньоутробного розвитку дитини.

Хронічні мультифакторіальні хвороби (такі як діабет, коронарні хвороби, епілепсія, астма, псоріаз та ін.) також, як і розглянуті вище вроджені аномалії, не підкоряються менделевским законам дослідження. Генетичним

базисом хронічних мультифакторіальних хвороб є генетично сприйнятливі індивідууми, у яких ймовірність реалізації тієї чи іншої хвороби залежить від присутності або відсутності інших факторів ризику генетичної або середовищної природи (таких як дія інших генів, дієта, фізична активність, вплив різних чинників середовища та ін.)

В цілому, рівень природної мінливості у людини по всіх категоріях хвороб досить високий - він становить, принаймні, 70% різних генетичних відхилень від норми протягом 70 років життя людини, прийнятих умовно за середню тривалість життя людини. Іншими словами, більш ніж у 70% людей протягом їхнього життя проявляється хоча б одне генетично обумовлене відхилення від норми, що знижує тривалість життя людини в порівнянні з нормою, або що заважає нормальної працездатності людини [11].

3.6 Методологія оцінки генетичного ризику опромінення людини.

Для того, щоб оцінити очікувані генетичні ефекти в першому поколінні після впливу випромінювань (у дітей опромінених батьків) використовують підходи, засновані на застосуванні так званих методів подвоєння дози і прямого методу. Метод подвоєння дози базується на визначенні дози, що викликає такий же генетичний ефект, який спостерігається в результаті природного мутаційного процесу (подвоює його). При застосуванні цього методу треба мати на увазі, що рівень природного мутаційного процесу в популяціях людини - це історично сформований рівноважний рівень, що залежить від інтенсивності природного мутаційного процесу, з одного боку, і інтенсивності відбору проти виниклих мутацій, з іншого. Інтенсивність відбору в популяціях людини в умовах сучасної цивілізації сильно знижена, що й обумовлює в значній мірі високий рівень природної мінливості людини.

При тривалому хронічному опроміненні популяцій людини (якщо гіпотетично розглядати таку ситуацію) рівноважний рівень мутагенезу за

рахунок викликаних радіацією спадкових змін виникне лише через сім-десять поколінь після початку опромінення. При цьому індуковані іонізуючим випромінюванням мутаційні зміни складуть певну додаткову до природної мінливості людини компоненту, величина якої залежить від потужності дози.

При подвоєнній дозі рівноважний рівень мутагенезу від іонізуючих випромінювань зрівняється з рівноважним рівнем природної мінливості людини і загальний рівень мутагенезу подвоїться. За оцінкою експертів НКДАР ООН подвоєна доза для людини при хронічному впливі іонізуючих випромінювань при низьких потужностях доз дорівнює 1 Зв на покоління. У першому поколінні спостерігається приблизно 1/10 частину тих мутацій, які складуть через 7-10 поколінь рівноважний рівень.

Все вищевикладене стосувалося оцінки ризику опромінення людини методом подвоєнної дози. Можлива оцінка ризику опромінення людини і з застосуванням прямого методу - шляхом аналізу частоти індукованих мутацій окремих генів, аналізу частоти аберацій хромосом і зміни числа хромосом у людини і експериментальних об'єктів. Наприклад, знаючи частоту мутацій окремих генів в розрахунку на 0,01 Зв і знаючи число структурних генів в геномі людини (близько 100 тис.) Можна оцінити сумарну очікувану частоту появи генних мутацій при тій чи іншій дозі. З використанням прямих методів оцінки генетичного ризику експертами НКДАР ООН в 1988 р проведена оцінка частоти індукованих домінантних мутацій і реципрокних транслокацій. При цьому величини ризику для цих типів генетичної мінливості в принципі збігаються з тими оцінками, які зроблені методом подвоєнної дози. Незважаючи на гадану простоту підходу, при практичному застосуванні прямих методів оцінки виникає не менше складнощів, пов'язаних з обмеженістю наших знань щодо структури генома людини і частот індукованих мутацій, ніж при використанні методу подвоєнної дози [11].

3.7 Радіаційний гормезис

Протягом декількох десятиліть існують два напрямки в радіобіології, суперечка між якими ніяк не закінчиться чиєїсь перемогою. Причина - різні підходи до оцінки впливу на біоту малих доз радіації. Перший підхід постулює, що проблеми малих доз не існує і все закономірності великих доз можна екстраполювати на малі. Другий - малі дози за ефектом принципово відрізняються від великих, тому методологія їх вивчення має відрізнятися від загальноприйнятої в сучасній радіобіології.

Відсутність мутацій можна чекати тільки при повній відсутності радіаційного фону. Однак середня річна ефективна еквівалентна доза від природних джерел радіації становить 2 мЗв, причому в різних районах земної кулі ця величина варіює від 0.3 мЗв в Європі і Японії до 250 мЗв в Бразилії, недалеко від Сан-Паулу. Для порівняння дози радіації випромінюваної джерелами, які використовуються в медицині, складають основну частину випромінювань техногенних джерел радіації близько 0.4 мЗв на рік. Так що, за визначенням, повністю звільнитися від природної радіації, а, отже, і позбутися повністю від мутаційного процесу, як про це мріють екстремісти радіології, ніколи не вдасться.

Поняття «радіаційний гормезис» було введено в біологію в 80 роки і, як в гомеопатії, постулював, що якщо великі дози радіації надають несприятливі ефекти на живі організми - пригнічують поділ клітин, ріст і розвиток, то малі дози стимулюють практично всі фізіологічні процеси. Конкретні величини малих доз залежать від видової характеристики, для ссавців вони лежать в діапазоні до 0.5 Гр. Експерименти свідчать про те, що під впливом малих доз іонізуючого випромінювання здійснюватиме природна тривалість життя тварин збільшуватися на 10-12% в порівнянні з адекватним контролем. Прихильники ідеї радіаційного гормезису не без підстав вважають, що атомна радіація є природним, постійно діючим на

організм фактором, без якого нормальне існування неможливо, як неможливе життя без гравітації, магнітного поля або кисню.

Не завжди наслідки впливу іонізуючих випромінювань несприятливі для організму. Природний радіаційний фон - не тільки один з найважливіших чинників еволюції живого на Землі, а й необхідна умова існування біологічних об'єктів. Є фізіологічний рівень впливу випромінювань, сприятливий для життєдіяльності. Якщо культуру парамецій (туфельки - сімейство інфузорій) ізолювати від радіаційних впливів у свинцевому контейнері, в ній різко сповільнюється процес ділення клітин. Після приміщення в контейнер з культурою радіоактивного джерела, що відтворює фоновий рівень радіації, мітотична активність нормалізується.

Існування такого парадоксального явища як радіаційний гормезис підтверджено в різних лабораторіях і на різних об'єктах. Гамма опромінення в малих дозах стимулює проростання насіння, викликає збільшення вегетативної маси рослин. Малі дози активують імунну систему у різних видів тварин і ключові мембранозв'язані ферменти, зокрема аденілатциклазу, активують репараційні системи і підвищують стійкість клітин і організму до подальших більш високих доз опромінення.

Вражаюча протиріччя між здавна широко використовуються в бальнеології радоновими ваннами, цілющі ефекти яких ніхто не ставить під сумнів і небезпекою радонового опромінення давно обговорюється в медичній і біологічній літературі, проте прийти до якого-небудь розуміння механізмів цих ефектів навряд чи буде можливо поза ідей радіаційного гормезису.

Скорочення тривалості життя тварин, що утримуються при підвищеному рівні впливу іонізуючих випромінювань, спостерігалось лише при добових дозах вищих 0,01 Гр. При менших рівнях доз, тривалість життя навіть істотно підвищувалася. Щоденне опромінення щурів протягом усього життя гамма променями в дозі 8 мГр привело до підвищення тривалості їх життя на 25 - 30%. Опромінення грудної клітини мавп в дозі 1 Гр

підвищувало стійкість тварин до дифтерійного токсину. Опромінення мишей в дозах 0,05 - 2 Гр знижувало їх летальність після зараження вірусом інфлуенци свиней. Після опромінення гризунів в дозах до 1 Гр підвищувалася фагоцитарна активність нейтрофілів, активувався антителигенез.

Ці властивості малих доз випромінювання проявилися і у людини при застосуванні радонових ванн або при прийомі всередину радонової води, коли відзначалася активація імунних механізмів, і виникало загальностимулюючу дію на організм, поліпшення різних видів обміну, зниження артеріального тиску та інші сприятливі ефекти.

Важливим проявом радіаційного гормезису є феномен так званого адаптивного відповіді, що полягає в підвищенні стійкості різних біологічних об'єктів до впливу вражаючих доз радіації в разі попереднього опромінення в малій (близько 0,01 Гр) дозі. Цей ефект проявляється при опроміненні клітин по виходу хромосомних аберацій, по виходу мутацій, при опроміненні тварин за критеріями, які характеризують ураження критичних систем, по виживаності тварин і т.д.

Стимулюючі ефекти малих доз опромінення використовуються в господарській діяльності. Це опромінення курячих яєць в періоді інкубації, що приводить до підвищення вилупляємості курчат, прискоренню статевого дозрівання курей, підвищенню їх несучості, а також передпосівне опромінення насіння, підвищує їх схожість і врожайність і ін.

Ефекти, пов'язані з проявом стимулюючої дії малих доз опромінення, отримали найменування радіаційного гормезису.

Прояви стимулюючих ефектів малих доз свідчать про підвищення за її вплив надійності механізмів гомеостазу, зокрема, за рахунок адаптивної (у відповідь на пошкодження клітин) активації відновних процесів в різних системах.

Якщо загибель клітини після опромінення пов'язана, в першу чергу, з пошкодженням унікальних генетичних структур, то в реалізації стимулюючої

дії радіації більше значення має поживлення регуляторних метаболічних процесів, пов'язаних з мембранними структурами.

Одним з можливих механізмів, за якими включається ефект гормезису, є індукція при впливі малих доз систем репарації ДНК. Завдяки цьому можуть усуватися не тільки індуковані опроміненням, а й спонтанні ушкодження ДНК, що, наприклад, може призвести до зниження ймовірності розвитку раку, викликаного не тільки опроміненням, а й іншими впливами.

Наявність феномену радіаційного гормезису дозволяє припустити, що ризик виникнення раку при малих дозах опромінення може реально виявитися нижче, ніж прийнята зараз за даними оцінки, проведеної на підставі екстраполяції з високих доз (1 випадок на 20 люд.-Зв) [11].

РОЗДІЛ 4

ВПЛИВ РАДІАЦІЇ НА ПРИРОДНІ БІОСИСТЕМИ

У ряді регіонів живі організми мешкають в умовах збільшеного природного радіаційного фону. У таких регіонах спостерігається більша кількість генетичних порушень, але такі популяції більш стійкі до радіаційної навантаженні. Діапазон стійкості до радіації в живій природі надзвичайно широкий. Так, у комах доза опромінення, що викликає 100% -ний літальний результат знаходиться в межах сотень Зв. Найбільш чутливі до радіаційного випромінювання ембріони, потім йдуть ли лагодження та лялечки. Опромінення комах викликає зниження здатності самок відкладати яйця, призводить до уповільнення розвитку і зростання, порушення процесів линьки. Доза 10-40 Зв викличе порушення поведінки комах, перешкоджає їх нормальному розмноженню і життю. Радіочутливість більшості бактерій $\approx 1000-3000$ Гр, а бактерій *Micrococcus radiodurens*, що мешкають в каналах ядерних реакторів, 106 Гр.

Доза (Зв), при якій гине 50% особин на 30 день (D50), для вірусів становить 4500-7000, для бактерій типу кишкової палички 50-100, для водоростей 180, для вищих рослин 10-1500, для безхребетних (амеби) 1000, для гідр 50, молосків 120-200, для личинок комах 100-250, для хребетних: змії 80-200, жаби 5-10, голуби 25-30, кролики - 6, кури 10-15, риби 5-20, гризуни 5-9, собаки 2-4, мавпи 2-5,5, людина ≈ 5 . Найбільш стійкі до дії іонізуючих випромінювань мікроорганізми - дози, які викликають їх загибель, складають сотні і тисячі Гр. Для безхребетних тварин летальні доз на порядок нижче; для хребетних вони становлять десятки Гр, а найбільш радіочутливі ссавці: в міру ускладнення біологічної організації об'єктів їх стійкість до радіації знижується. Амфібії, рептилії, птахи більш стійкі до іонізуючих випромінювань, ніж ссавці. На щастя, у ссавців добре розвинені

відновлювальні процеси. Ступінь стійкості до іонізуючої радіації сильно коливається в межах одного виду. Ефект залежить від режиму опромінення (одноразове, багаторазове, хронічне), віку та фізіологічного стану тварин. Зазвичай ссавці, опромінені в дозі 5-10 Зв, в середньому живуть від кількох днів до кількох тижнів.

Найбільш чутливі до опромінення швидко діляться клітини (цим пояснюється зниження чутливості з віком). Тому будь-який компонент системи (будь то частина організму, одна особина або популяція), зазнає швидке зростання виявляється сприйнятливим до опромінення незалежно від свого систематичного положення [12].

У вищих рослин чутливість до іонізуючого випромінювання пропорційна розміру клітинного ядра, тобто обсягом хромосом і змістом ДНК. При зміні обсягу хромосом їх чутливість до про- отриманню змінюється на три порядки. Рослини з великим об'ємом хромо- сом гинуть при дозі 10 а рослини з дрібними хромосомами або малим їх кількістю стійкі до дозі 500 Зв або вище. Це пов'язано з тим, що при збільшенні хромосомної «мішені» підвищується ймовірність прямого «попадання» випромінювання. У вищих тварин не виявлено такої прямої залежності між чутливістю і клітинною структурою; для них важливіше чутливість окремих органів. Так, ссавці погано переносять навіть низькі дози внаслідок високої чутливості до опромінення швидко ділиться кровотворної тканини кісткового мозку.

Для того щоб та чи інша система могла переносити більш високий рівень випромінювання, ніж той, при якому вона еволюціонувала, повинна відбутися адаптація, що супроводжується загибеллю чутливих видів. Радіаційний стрес може змінити основні міжпопуляційних взаємодії, наприклад, рівновага між хижаками і жертвами, або викликати раптове навала шкідників.

В інтервалі доз 10-100 Зв середня тривалість життя ссавців слабо залежить від величини поглиненої дози $\approx 3,5$ дн. Ефект незалежності середньої тривалості життя від величини дози опромінення отримав назву

«3,5-денний ефект». Опромінення в дозах, що перевищують 100 Гр, призводить до загибелі ссавців, що настає в перші кілька днів або навіть кілька годин. Якщо поглинена доза досягає 1000 Гр і більше, тварини гинуть відразу ж «під променем».

Після аварії на ЧАЕС, коли основним джерелом опромінення був радіоактивний ^{131}J , дикі тварини отримали по 150-200 Зв на щитовидну залозу. Це викликало ті ж хвороби, що й у людини. Через півроку, коли ^{131}J розпався, і основними джерелами опромінення стали $^{134,137}\text{Cs}$ і ^{90}Sr , внутрішнє опромінення окремих видів тварин виявилось високим. Перш за все, постраждали дикі кабани, вовки, донні риби. Летальна доза при зовнішньому опроміненні у більшості диких тварин становить ≈ 10 Зв, але окремі особини гинуть вже при дозах на все тіло, ≈ 2 Зв. Внутрішнє опромінення багатьох ссавців викликало зростання захворюваності, передчасну загибель, скорочення терміну життя, зниження плодючості. Спостерігалися й генетичні наслідки: зустрічалися незвично великі зайці, їжаки без колючок, спостерігалося тимчасове відсутність потомства у вовчих. Одночасно відбулося збільшення чисельності диких кабанів, лосів, вовків, птахів. Це пов'язано з тим, що зі значних територій сталося відселення людей і створені заповідники [13].

В районі ЧАЕС протягом літнього періоду 1986 року навіть в максимально зараженій зоні спостерігалася хоча і зменшена за чисельністю, але досить велика популяція мишей. На ділянках із середньою забрудненістю вижив помітний відсоток зимували тварин, і, нарешті, на ділянках з низьким забрудненням зміни чисельності популяції мишей у порівнянні з контролем не відзначено. Протягом літнього періоду вся територія, включаючи максимально заражені місця, були заселені тваринами. Великі тварини (лисиці, зайці, дикі собаки) почали швидко розмножуватися на зараженій території через відсутність людини та завдяки великій кількості кормів у вигляді дрібної домашньої худоби і птиці і неприбраним сільськогосподарськими угіддями.

Біологічний вид	Доза, Гр	Біологічний вид	Доза, Гр
Вівця	1,5-2,5	Риби	7,0-600,0
Осел	2,0-3,8	Кролик	9,0-10,0
Собака	2,5-3,0	Хом'як	9,0-10,0
Людина	2,5-3,5	Змії	80,-200,0
Мавпа	2,5-6,0	Комахи	10,0-100,0
Миші	6,0-15,0	Рослини	10,0-1500,0
Щури	7,0-9,0	Бактерії	50,0-10000,0
Птахи	8,0-20,0	Віруси	200,0-10000,0

Табл. 4.1 Радіочутливість різних об'єктів до дозам γ -випромінювання, що викликає 50%-у смертність.

Так як радіочутливість різних видів тварин неоднакова, то і від радіації тварини страждають в різному ступені. Зростання одних популяцій і скорочення інших робить істотний вплив на стійкість екологічних систем.

Доза зовнішнього опромінення на організм тварин формується за рахунок впливу γ -випромінювання; α - і β -випромінювання не вносять істотного внеску в загальне зовнішнє опромінення тварин, так як вони поглинаються повітрям або епідермісом шкіри. Радіаційне ураження шкірних покривів β -частками можливо при утриманні худоби на відкритій місцевості в момент випадання радіоактивних опадів. Можливо одноразовий, фракційний і безперервний тривалий вплив іонізуючого випромінювання на організм тварин. Загальне опромінення, при якому радіаційному впливу

піддається все тіло, має місце при проживанні тварин на території, забрудненій радіоактивними речовинами.

Вплив низьких доз радіації на чисельність популяції птахів вивчено на прикладі розмноження горобців в Каліфорнії, де після аварії ЧАЕС було виявлено зниження чисельності більшості видів. При цьому зниження чисельності птахів торкнулося тільки тих районів, де під час проходження над США чорнобильських хмар випадали дощі. Зниження чисельності торкнулося тільки ті види птахів, які харчувалися листогризучих комахами і насінням трав'янистих рослин, і не торкнулося дятлів і ластівок. У птахів, що харчуються виключно листогризучих гусеницями, відзначена 100% загибель потомства, а у птахів, що харчуються як листогризучих, так і іншими комахами, загинуло $\approx 65\%$ потомства, у зерноїдних птахів загинуло $\approx 50\%$ молодняку. На близько розташованих гірських територіях, де радіоактивних дощів не було, чисельність птахів в 1996 не відрізнялася від середніх багаторічних величин [14].

Накопичення радіонуклідів у водних екосистемах вище, ніж в на земних, так як потоки поживних речовин у водному середовищі більш інтенсивні.

Іонізуючі випромінювання надають руйнівну дію на рибу. Така дія проявляється на всіх стадіях розвитку: на заплідненої і ікрі, що розвивається, на личинках, мальків і дорослих рибу, на виробниках і на їхніх статевих продуктах - ікрі і сперміях. Залежно від дози опромінення спостерігаються важкі ураження статевих залоз, кровотворних органів, дефекти в розвитку і потворності, відставання в рості і т. Д. Ще більш ніж риби, чутливі до радіації кормові об'єкти рибу - планктонні і бентосні безхребетні тварини.

Смертельні дози для рибу значно вище, ніж для ссавців, і тільки розвивається ікра надзвичайно чутлива. Іонізуючі випромінювання справляють гнітюче і руйнівну дію на рибу. Таке руйнівну дію проявляється на всіх стадіях розвитку: на заплідненої і ікрі, що розвивається, на личинках, мальків і дорослих рибу, на виробниках і на їхніх статевих продуктах - ікрі і

сперміях. У потомстві опромінених виробників можливі генетичні поразки. Залежно від дози опромінення спостерігаються важкі ураження статевих залоз, крові, кровотворних органів, дефекти в розвитку і потворності у ембріонів і личинок, відставання в рості і т. Д. Під дією опромінення у риб відзначаються аноксія, різко виражена лейкопенія, депресія росту, загальна м'язова слабкість, зниження реакції на зовнішнє роздратування і в кінцевому підсумку - висока смертність. Смертельною для риб є доза 35-40 Зв. Перші зміни в організмі з'являються при дії дози в 6 Зв. Підвищення дози до 14 Зв веде до розвитку лейкопенії і соматичних порушень. Личинки риб можуть жити деякий час після дії на них 20-40 Зв. Характерною особливістю дії опромінення є наявність прихованого періоду, протягом якого в організмі не можна виявити будь-яких змін. Він триває у риб 1-3 тижні, а потім з'являються поразки. Надалі настає період, коли риби гинуть або одужують.

Під дією ^{90}Sr проявляються морфологічні, а ^{137}Cs - генетико-біохімічні аномалії. Найбільш чутливі до його дії ^{90}Sr планктонні організми, потім риби і найменше - водні рослини. Нешкідлива концентрація ^{90}Sr у воді для найбільш чутливих організмів $-5 \cdot 10^{-5} \text{Ки/л}$. Короткоживучі радіоізотопи менш небезпечні при забрудненні ними риб, ніж довгоживучі, які є високо Органотропність, так що риби, забруднені ними, можуть стати небезпечними джерелами зараження інших тварин, в тому числі людини.

Радіорезистентність рослин на 1-2 порядки вище в порівнянні з ссавцями. Ступінь ураження тканин рослини залежить від генетичних, фізіологічних факторів і умов зовнішнього середовища. До генетичним факторам відносяться видові і сортові особливості рослини, які в основний визначаються цитогенетическими показниками. Цитогенетичні характеристики - розміри ядер, число і будова хромосом - визначають радіостійкість рослин, що залежить від обсягу клітинних ядер. Радіочутливість сільськогосподарських культур визначається по зниженню врожайності на 50% при опроміненні від сходів до цвітіння. Фізіологічні фактори - фази і стадії розвитку рослин в момент початку опромінення,

швидкість росту і обмін речовин рослинного організму; фактори зовнішнього середовища - погодно-кліматичні умови в період опромінення, умови мінерального живлення рослин та ін.

Рослина	Тривалість опромінення, тижнів	Потужність дози, Рентген/добу		
		Видиме пошкодження відсутнє	середнє пошкодження	сильне пошкодження
Сосна	10 сезонів (120 тиж)	0,75	1	3,5
Лілія	8	10	20	40
Традесканція болотна	12	15	20	40
Боби кінські	15	30	60	90
Бавовник	15	25	112	250
Махорка	15	50	10	400
Хризантема	12	215	430	870
Гладіолус	12	800	1500	5000

Табл. 4.2 Радіочутливість різних рослин при хронічному опроміненні.

На стійкість рослин до опромінення впливає їх ступінь плоїдності. Більш чутливі диплоїдні види. Дози, які пошкоджують поліплоїдні види, вище. На радіочутливість рослин впливає швидкість росту, тобто швидкість клітинного ділення. При гострому опроміненні рослини мають більшу радіочутливість в стадії найбільш інтенсивного росту, повільно зростаючі рослини стійкіші до дії опромінення, ніж рослини з прискореним ростом.

При хронічному опроміненні виявляється зворотна залежність: чим вище швидкість росту, тим менше пригнічуються рослини.

Для рослин, які тривалий час виростали в умовах підвищеного радіаційного фону, характерна адаптація до нього, збільшення їх радиорезистентности. Це - результат дії природного відбору. Протягом багатьох поколінь радіаційно-чутливі особини в першу чергу гинули на радіаційно-забруднених територіях. Ті, що вижили генетично неповноцінні, але зате здатні існувати при підвищеній радіаційній навантаженні. У популяціях, що мешкають в нормальних умовах, є групи особин зі зниженою радіочувствительностью - вони і виживають і дають потомство при підвищених рівнях радіації, а більш радіочувствительные гинуть або усуваються від розмноження [15].

У процесі росту і розвитку радіочутливість рослин істотно змінюється. По поразці основного пагона всі злакові культури проявляють найбільшу чутливість до впливу радіації в перший період вегетації. Опромінення рослин в ці періоди гальмує ростові процеси і порушує взаємоузгодженість фізіологічних функцій, що визначають формообразовательные процеси. Опромінення рослин в період формування материнських клітин пилку - може привести до значної стерильності і втрати врожаю зерна. Критична доза опромінення (наприклад, 30 гр Для пшениці) в цей період викликає повну стерильність суцвіть основних пагонів. При опроміненні рослин в період формування одноядерних пилкових зерен стійкість до дії іонізуючої радіації у рослин значно підвищується. На післядмутових етапах органогенезу стійкість рослин до дії радіації зростає ще сильніше. Опромінення рослин в період цвітіння і наливу зерна не викликає помітного зниження їх продуктивності.

Найбільш стійкі до опромінення осоки, менш стійкі - верес і злаки. Найбільш чутливі до радіації дерева, менш чутливі кущі, трав'янисті види і ще менш чутливі мохи та лишайники. Сосни значно чутливіші до радіації, ніж дуби. Трав'янисті співтовариства більш стійкі, ніж зрілі лісу [16].

Радіаційний стрес зменшує видове різноманіття. Опромінення природних біоценозів призводить до значних зрушень у структурі з-товариств. Одні види замінюються іншими, змінюються міжвидові і внутрішньовидові відносини. Змінюється також стійкість біоти по відношенню до зовнішніх умов (тепло, світло, волога). У деяких видів рослин при опроміненні спостерігається стимуляція розвитку.

Вплив радіації на рослини залежить від ступеня забруднення ґрунту радіонуклідами і викликає різні наслідки. Наприклад, при забрудненні до 40 Кі/км² спостерігається прискорення зростання хвойних дерев, але при забрудненні 200 Кі/км² і вище припиняється їх ріст. При незначному радіоактивне забруднення спостерігається зростання і деяких листяних дерев. Однак при певних рівнях забруднення (> 3700 кБк/км²) у деяких рослин спостерігається уповільнення зростання, зниження врожайності, в'янення і загибель.

При аварії ЧАЕС сильно постраждала сосновий гай, на яку в перші дні випало основне кількість викинутої радіоактивності. На відстані ~ 1 км від реактора ліс зберігся, хоча багато дерев загинуло, і спостерігалися часті соматичні зміни на гілках сосен (подовжені або укорочені голки, змінена кустистость гілок і т.д.). Менше постраждали листяні і трав'янисті рослини. Рослинність в зоні ЧАЕС не зникла і не деградувала, за винятком невеликих ділянок території. Витіснення хвойних порід листяними на незначних територіях не внесло дисбаланс в природне середовище. В цілому рослинний світ постраждав незначно, але накопичення радіонуклідів в рослинах створило загрозу здоров'ю людям по ланцюгах харчування [17].

РОЗДІЛ 5

РАДІОНУКЛІДНИЙ КОНТРОЛЬ В МОРЯХ І ОКЕАНАХ

Джерелом природних радіонуклідів морів і океанів є літосфера:

- твердий і рідкий стік з континентів;
- берегова абразія;
- вилуговування з донних опадів;
- осадження аерозолів з атмосфери (пил);
- осадження матеріалу вулканічних вивержень (порівняно мало і не завжди).

У моря й океани радіонукліди надходять з РАР(радіоактивними речовинами), в результаті випадання з атмосфери, з рідкими і твердими стоками з берегів і т.п. Більше радіоактивних випадінь надходить на океанічну поверхню, ніж на поверхню континентів.

Космогенні радіонукліди надходять в морську воду в основному з атмосфери і літосфери, частково можуть утворюватися в самому водному середовищі. Їх середній вміст знаходиться на рівні 22-110 Бк/м³ ³H, 7,4 Бк/м³ ¹⁴C і 630 Бк/м³ ⁷Be. У водах Світового океану найбільші середні питомі активності мають радіонукліди, Бк/кг: ⁴⁰K - 12; ⁸⁷Rb - 0,14; ¹⁴C - 0,52; ²³⁸U - 0,037; ²¹⁰Po - 0,002; ²²⁶Ra - 0,001. Перші три радіонукліди є β-активними, останні три α-активними. Середні масові концентрації ⁴⁰K, ⁸⁷Rb і ²³⁸U складають 46; 563мкг/л морської води, відповідно. Сумарну β-активність морської води майже цілком визначає ⁴⁰K, а α-активність - суміш ²¹⁰Po, ²³⁸U і ²²⁶Ra. α-Активність морської води на 2 порядки менше β-активності. Серед γ-випромінювачів в морській воді переважає внесок ⁴⁰K, частка U і Th дуже мала. Питома активність ⁴⁰K залежить від ступеня солоності води і варіює в межах 9-13 Бк/л, в гідробіонтах 40-350 Бк/кг, в м'язах людини - 60 Бк/кг.

Природна радіоактивність 40K в океані $\approx 5 \cdot 10^{11}$ Кі (техногенна 10^9 Кі). У порівнянні з радіоактивними випаданнями внесок АЕС і підприємств регенерації ядерного палива в забруднення океану невеликий: $3 \cdot 10^5$ Кі тритію і $3 \cdot 10^5$ Кі продуктів поділу та ізотопів [18].

Рівень природної радіоактивності в океані змінюється в широких межах: питома активність морської води становить 320 пКі/л, піску 5000-10000 пКі/кг і мулу 20000-30000 пКі/кг. Радіоактивність водоростей *Fucus* і *Porphyra*, які ростуть в прибережних водах, 5000-15 000 пКі/кг, тканин риб і молюсків – 1000-3000 пКі/кг сирової речовини. Перемішування радіоактивних елементів з водою відбувається повільно, і, наприклад, концентрації тритію на поверхні океану все ще більше, ніж в глибинних водах.

Міграція радіонуклідів в морях і океанах визначається перенесенням за рахунок течій, адвективного і турбулентного обміну, вітрових хвилювань, дифузії, сорбції на зважених у воді частинках і в донних відкладеннях, десорбцією з зважених часток і переходом в розчинену фазу, відкладенням на дно водойми і взмучування з дна, поглинанням, переробкою і перенесенням гідробіонтами, виносом за межі водоймища за рахунок стоку і забору води.

Води Світового океану акумулюють більшу частину потрапили в зовнішнє середовище радіоактивних речовин незалежно від природи їх джерела. Значна частка цих радіонуклідів знаходиться в водорозчинних формах і тому швидко втягується в гідрологічні та гідрохімічні процеси, що відбуваються в океані. Окремі компоненти морського середовища (планктон, донні відкладення) мають високу акумулюючу здатність по відношенню до радіонуклідів, що призводить до різких локальних підвищень рівня радіоактивності.

Морська вода - хлоридно-сульфатно-натрієво-магнієвий розчин, в якому у вигляді слідів і домішок знаходяться багато елементів, в тому числі і радіоактивні. Основні компоненти цього розчину перебувають в ньому в постійних концентраціях, але для більшості мікроелементів характерні

просторові і тимчасові коливання їх абсолютного і відносного змісту. Це пов'язано зі складною поведінкою мікрокількостей речовини в розчині (дія законів адсорбції, колоїдоутворення і ін.), А також впливом розчинної і колоїдної органічної речовини, бактерій, гідробіонтів і різних суспензій.

Зважена речовина включає планктон, мінерали, детрит (тонкі мінеральні та органічні залишки відмерлих організмів). Суспензії мають полідисперсний склад з розмірами частинок від 0,01 мкм до 1 мкм. Питома поверхня суспензії і колоїдів в морській воді виключно велика - при утриманні суспензії в океані 1 г/м^3 питома її поверхню становить $10\text{-}40 \text{ м}^2/\text{г}$. На кордоні розділу суспензія - розчин відбуваються обмінні процеси адсорбційного накопичення іонів, ізоморфного їх заміщення і т.п. Хоча адсорбція на поверхні живих організмів істотно нижче адсорбції на неорганічній суспензії, її вплив на геохімію океану велике через високій виборчій здатності гідробіонтів до поглинання окремих елементів і накопичення їх в кількостях, значно більших їх змісту в розчині.

Форми знаходження радіонуклідів визначаються процесами їх фрагментації і механізмами перенесення від джерела, тобто формою, в якій радіонуклід надходить в морську воду; переважною формою існування його в морському середовищі і його природних носіїв, ступеня впливу механізму міграції на форму знаходження його в морському середовищі [19].

Радіонуклід	Концентрація, г/л	Активність Бк/л	Радіонуклід	Концентрація, г/л	Активність, Бк/л
^{238}U	$3,3 \cdot 10^{-6}$	$3,3 \cdot 10^{-2}$	^{210}Po	$2 \cdot 10^{-17}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$
^{234}U	$2 \cdot 10^{-10}$	$3,3 \cdot 10^{-2}$	^{235}U	$2 \cdot 10^{-8}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$
^{230}Th	$1 \cdot 10^{-12}$	$6,7 \cdot 10^{-4}$	^{231}Pa	$5 \cdot 10^{-14}$	$8,4 \cdot 10^{-5}$
^{226}Ra	$3 \cdot 10^{-14}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$	^{232}Th	$5 \cdot 10^{-9}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$
^{222}Rn	$5 \cdot 10^{-19}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$	^{228}Ra	$2 \cdot 10^{-17}$	$1,7 \cdot 10^{-5}$
^{210}Rb	$5 \cdot 10^{-15}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$			$1,7 \cdot 10^{-4}$

Табл. 5.1 Концентрація і активність природних радіонуклідів у морській воді.

У донні відкладення радіонукліди надходять за рахунок процесів осадження, дифузії, іонного обміну, з організмами, що відмирають і т.і. Ступінь накопичення радіонуклідів на дні залежить від розміру частинок ґрунту, хімічних властивостей води, відкладень і з'єднань, що містять радіонукліди, глибини водойми. Так, суглинки мають більшу сорбційну здатність, ніж піски. ^{90}Sr сорбується мало, а ^{147}Pr - в максимальному ступені. Основними процесами перемішування в морях і океанах є адвекція і дифузія, на міграцію радіонуклідів впливає солоність води і розміри водойми. З підвищенням солоності води перехід радіонуклідів в ґрунти зменшується. На малих глибинах в прибережних районах радіонукліди швидко випадають на дно, а зниження активності води у відкритому океані майже не спостерігається. Зміст ^{90}Sr і ^{137}Cs у воді відкритих океанів нижче, ніж у воді закритих морів. Хімічно-інертні радіоактивні речовини не затримуються в прибережних районах і виносяться у відкритий океан. Басейни континентів

особливо уразливі відносно радіоактивних забруднень, оскільки в них слабо працює фактор розведення через невеликого обсягу води.

У моря й океани U потрапляє в результаті вивітрювання гірських порід, стоків з земної поверхні з уламковим і розчинним матеріалом, при абразії берегів, з піднятою в атмосферу пилом і в результаті вулканічної активності. Питома активність ^{238}U в морських водах варіює в межах $0,04 \div 73$ Бк/ м^3 (середнє 37 Бк/ м^3). Вода океанів, що містить $3,5\%$ солей, має $\sim 2 \cdot 10^{-6}$ гU/л ($2 \cdot 10^{-9}$ г/г). Повний зміст U в океанах $\approx 4 \cdot 10^9$ т, або $0,003$ мас.%. Кількості його в земній корі. У морській воді вміст U знаходиться в межах $0,36 \cdot 10^6 \div 2,3 \cdot 10^{-6}$ г/л. Максимальну активність має, а відношення активностей $^{234}\text{U} / ^{238}\text{U}$ постійно і дорівнює $1,15$. Зміст перших продуктів розпаду U в морській воді близько до його змісту: ^{234}U – $46\text{--}48$ Бк/ м^3 , ^{234}Th – 40 Бк/ м^3 , тобто в межах похибки має місце радіоактивна рівновага

Назва	Вміст урану, 10^{-7} г/л
Балтійське море 4,4-15	4,4-15
Біле море 14-18	14-18
Середземне море 7-22	7-22
Чорне море 13-51	13-51
Каспійське море 30-100	30-100
Аральське море 300-600	300-600
Атлантичний океан 3,3-36	3,3-36
Індійський океан 14-37	14-37
Тихий океан	15-47

Табл. 5.2 Вміст урану в водах морів і океанів

Уран добре розчинний в морській воді; його перенесення в водної товщі відбувається під дією гідрологічних чинників. При значному часу перебування в океані ($5 \cdot 10^5$ л) U розподілений в океані однорідно як по глибині, так і за географічними координатами. Деякі відхилення зустрічаються поблизу берегів під впливом річкового стоку і взмучування прибережних відкладень. Так, в прибережних водах Японії вміст U знижено до 20-22 Бк/м³ під впливом річкових стоків, а в Балтійському морі варіює в межах 6-18 Бк/м³ і корелює з солоністю води (вміст U зростає з віддаленням від берегів). Для Чорного моря такого ефекту немає, тому що в річкових водах вміст U досить велике і середній вміст U у воді цього моря відповідає середньому для океану. На утримання U в замкнутому Каспійському морі істотно впливає посушливий клімат - вміст U доходить до 120 Бк/м³.

Коефіцієнт розподілу між фосфорітами і морською водою досить високий: 2000-170000. У той же час у глибоководних глинистих опадів він невеликий: до 340. Спостерігається накопичення U і на гідроксид Fe і Mn в залізо-марганцевих конкрецій океану. Органічне речовина виступає як сорбент-відновник вже після загибелі організму [20].

У морській воді U (існує у вигляді $U^{VI}O_2^{2+}$) і поводить себе як двовалентний катіон. Зазвичай U знаходиться в іонно-дисперсному стані у вигляді міцного уранілкарбонатного комплексу. Для інших природних вод можливе існування U в формі продуктів гідролізу, здатних адсорбуватися на зважених частинках і з ними виводитися в донні опади. Перенесення U в складі зваженої терригенної речовини обмежене прибережними зонами. Перенесення U у водній товщі в силу високої розчинності його з'єднань відбувається переважно під дією гідрологічних чинників. Час перебування його в водоймах велике (в океані - $5 \cdot 10^5$ л), а розподіл у водній товщі є однорідним.

Концентрація Ra в морській воді: ^{226}Ra $3 \cdot 10^{-14}$ г/л, активність ^{226}Ra $3,3 \cdot 10^{-3}$ Бк/л; концентрація ^{228}Ra $2 \cdot 10^{-17}$ г/л, активність ^{228}Ra $1,7 \cdot 10^{-4}$ Бк/л. Концентрація ^{222}Rn в морській воді (~ 1 Бк/м³) нижче, ніж в континентальних водах, через низький вміст материнського ^{226}Ra . Концентрація Ra в океанах збільшується з глибиною і досягає величини $16 \cdot 10^{-14}$ г/л на глибині 5 км. Радій знаходиться у воді у вигляді іона Ra^{2+} , але фізико-хімічні умови морського середовища сприятливі для утворення радіоколлоїда Ra, тому в товщі морської води концентрація Ra збільшується зверху вниз за рахунок співосадження з суспензією ($0,4-2,9 \cdot 10^{-15}$ г/л).

Зміст Ra в водах океану $2 \cdot 10^4$ т (дно океанів багатіше Ra, ніж суша). Зміст Ra в поверхневих водах Тихого і Атлантичного океанів $(4-6) \cdot 10^{-14}$ г/л становить $\sim 0,1$ від величини, обчисленої в припущенні рівноваги між Ra і розчиненим у воді U. Це відбувається через соосадження радієвого попередника ^{230}Th з гідроксидом Fe. У глибоководних донних опадах

спостерігається зрушене у бік Ra відношення між U і Ra, і ці опади, характеризуються високими концентраціями Ra. Ra в океанічній воді менш стійкий, ніж U, але більш розчинний, ніж Th. Ставлення $^{228}\text{Th}/^{228}\text{Ra}$ в морській воді багато нижче рівноважного значення (одиниці): 0,2-0,002.

^{226}Ra активно мігрує в воді, тому його вміст у поверхневих водах морів і океанів відносно рівномірно - (3-18 Бк/м³) при середніх значеннях 3,6 Бк/м³ та 5,7 Бк/м³. Міграція Ra у водному середовищі відбувається в іонній формі. Зміст ^{222}Rn в водах океану лежать в межах 5,7-7,9 Бк/м³, що відповідає змісту материнського радіонукліда ^{226}Ra . Зміст інших дочірніх продуктів розпаду ^{226}Ra близькі до його змісту, але трохи нижче: Pb-210 0,4-5,0 Бк/м³ (середнє - 2,7 Бк/м³), ^{210}Po 0,19-3,7 Бк/м³ (середнє - 2,7 Бк/м³). У донних відкладеннях морів зміст Ra вище, ніж в гірських породах. Надлишок Ra в осаді в порівнянні з водою - результат його соосаження і седиментації ^{230}Th (материнського для ^{226}Ra) з гідроксидами Fe і Mn. Частина ^{226}Ra надходить в опади при адсорбційному захопленні його на зважених частинках [20].

Вимірювання активності ізотопу ^{224}Ra в морській воді дозволяє визначити прибережні швидкості змішування океанських вод. Так, було показано, що концентрація ^{224}Ra в поверхневих водах поблизу західного узбережжя Тайваню різко зменшується при видаленні від берега (середня питома активність 4,6 Бк/м³). Горизонтальні і вертикальні вихрові коефіцієнти дифузії ^{224}Ra рівні $(5,0-55,4) \cdot 10^6$ і $(4,0-51,7)$ см²/с.

Торій в морських водах присутній в колоїдному стані в дуже малій кількості $\sim 10^{-6}$ г/л. Тут зміст ^{232}Th в досить широких межах - 0,008-2 Бк/м³. Має місце широка варіація змісту Th в водах морів і океанів: 0,008-2 Бк/м³ ^{232}Th , 0,007-0,12 Бк/м³ ^{228}Th , 0,002-0,052 Бк/м³ ^{230}Th (останній належить до ланцюжка розпаду ^{238}U). Є чітка залежність змісту Th в воді в міру наближення до берегів через збільшення вмісту Th в підвішеному матеріалі.

Найбільш чітко цей ефект виявляється в водах Азовського моря: біля берегів зміст ^{232}Th - $0,9 \text{ Бк/м}^3$, а далеко від берегів - $0,016 \text{ Бк/м}^3$.

Торій надходить у води океану як внаслідок процесів вивітрювання, так і з уламковим матеріалом в стоках річок. Інтенсивність виносу Th з кори вивітрювання і міграційна здатність його у водному середовищі істотно менше, ніж у U і не залежить від окислювально-відновних умов середовища. Через схильність до гідролізу і адсорбції на зважених частинках і колоїдах значна частина Th осідає з водної товщі у вигляді суспензій і колоїдів, причому зберігає ці форми в водоймах аж до осадження на дно. Міграційна здатність Th в природних водах сильно обмежена. Просторовий розподіл його в водоймах більш нерівномірно (ніж U), а час перебування мало і порівняно з часом загального кругообігу вод у водоймі (для океану менше 300 л) На відміну від U, зміст якого в воді вдвічі більше, ніж в донних відкладеннях, зміст Th в донних опадах $\sim 4 \cdot 10^3$ разів більше, ніж у воді. Його кількість у воді менше ніж U в $1,2 \cdot 10^3$ раз, а в донних відкладеннях - в 6,6 разів.

Зміст ^{232}Th в донних відкладеннях близько до такого для континентальних гірських порід. Вмісту природних радіонуклідів в донних відкладеннях морів і океанів знаходяться в межах $12\text{-}36 \text{ Бк/кг } ^{238}\text{U}$; $3\text{-}400 \text{ Бк/кг } ^{226}\text{Ra}$ і $0,17\text{-}16 \text{ Бк/кг } ^{232}\text{Th}$. Має місце великий вміст в опадах ^{226}Ra і, особливо, ^{232}Th в порівнянні з їх вмістом у воді: $\text{Бк/кг} : \text{Бк/м}^3$ для ^{226}Ra це співвідношення 40, а для $^{232}\text{Th} \approx 4 \cdot 10^3$ (для ^{238}U воно = 0,3). Це пов'язано зі здатністю Ra концентруватися в вапняних раковинах морських організмів і в водоростях, з подальшим перенесенням його на дно [20].

Відмінності в хімічних властивостях, зокрема в величинах розчинності або в константах взаємодії з частинками - біотичними або абіотичними - призводять до поділу материнських і дочірніх радіонуклідів в рядах U або Th, змін співвідношень між продуктами поділу актинідів, а також до поділу продуктів активації нейтронами. В результаті суміш радіоактивних речовин, що надійшла в природні води, модифікуються: одні

радіонукліди залишаються у воді в розчиненій формі, інші переходять до складу суспензій або колоїдних частинок, треті починають переміщення по харчовому ланцюжку планктон-риби-людина, четверті випадають в осад і виводяться з обороту; все зазнають розпад в радіоактивні або стабільні продукти.

Основна кількість природного тритію знаходиться в морській воді, об'ємна активність якої по ^3H дорівнює 220-900 Бк/м³. При обміні ^3H між атмосферою і водою океану в нього надходить вода, збагачена ^3H , а з нього надходить вода, бідна ^3H . При обміні ^3H між атмосферою і земною поверхнею в атмосферу надходить вода, збагачена ^3H за рахунок недавно опадів. У верхніх перемішуються шарах океану (моря) зміст ^3H найбільше, а з глибиною різко падає, і може знову зрости в глибоких придонних горизонтах. Значна частина ^3H переноситься в глиб океану. Середній час обміну води в поверхневих шарах океану 3,5л. З земної поверхні НТО надходить в ґрунті і, через них, в підземні води, а також по водозборах через мережу гідрографії - в морські води. Крім космогенного ^3H він утворюється при ядерних вибухах і при роботі підприємств ЯПЦ, потрапляючи в зовнішнє середовище в результаті газоаерозольних викидів і рідких скидів. Випадаючи за рахунок мокрого і сухого осадження з атмосфери на поверхню землі, НТО за рахунок вітру, випаровування і транспірації знову виходить в атмосферу і утворює вторинне хмару. Що залишився в ґрунті тритій підхоплюється потоками води і несеється в озера або моря. На рубежі століть середній вміст ^3H в поверхневих водах 3,4 - 4,2 Бк/л.

У морській воді в невеликих кількостях присутній ^{14}C . Через атмосферу $^{14}\text{CO}_2$ переноситься з океану на земну поверхню за рахунок випаровування, а перенесення з земної поверхні в океан йде за рахунок поверхневого (річкового) і підземного стоку, за рахунок ерозії і дефляції. Переважає надходження ^{14}C в океан над надходженням на земну поверхню за рахунок випаровування з поверхні океану (в співвідношенні 20: 1).

При рН морської води ^{137}Cs та ^{90}Sr існують у вигляді простих іонів, і беруть участь в реакціях іонного обміну з глинами. Часи перебування елементів групи І періодичної системи в морській воді ($6,8 \cdot 10^6$ л для K^+ , $4,5 \cdot 10^6$ л для Rb^+ і $0,56 \cdot 10^6$ л для Cs^+) свідчать, що основним механізмом видалення Cs^+ іонів з морської води є його адсорбція на суспензіях і колоїдних частинках.

При попаданні у воду ^{90}Sr розподіляється між водою і виваженим речовиною з коефіцієнтом накопичення ~ 100 . Так, в морській воді ^{90}Sr на 85% міститься в самій воді в іонній формі, на $\sim 10\%$ - на суспензії і на $\sim 3\%$ - в колоїдній формі. Майже не концентрується в водоростях, накопичення в донних відкладеннях незначні. ^{90}Sr включається в карбонатні рівноваги з коралами і раковинами. Середній час перебування ^{90}Sr в шарі перемішування

в Тихому океані 3 роки, в Атлантичному 3,5 року. Рівні забруднення залежать від особливостей гідрологічного режиму водойми і ступеня ізолюваності його вод. Найбільші відмінності мають місце для мілководних і внутрішніх басейнів. Так, води Чорного моря відрізняються великим вмістом ^{90}Sr як через підвищеної інтенсивності випадінь на його акваторії, так і з-за утрудненого водообміну між поверхневим і глибинним шарами.

Елементи вищих груп періодичної системи мають набагато більшу схильність до гідролізу, ніж елементи І і ІІ груп: через взаємодію з частками суспензій вони не довго перебувають в морській воді. Деякі з цих елементів мають кілька ступенів окислення, які співіснують в розчині, що позначається на їх адсорбції на гідроксид, присутніх в морській воді. При цьому адсорбційні властивості гідроксиду залежать від валентності центрального іона (наприклад, гідроксиди Fe_2^+ розчинні, а Fe_3^+ немає). Адсорбція радіоактивної речовини на колоїдній частинки конкурує з адсорбцією численних стабільних речовин, присутніх в морській воді.

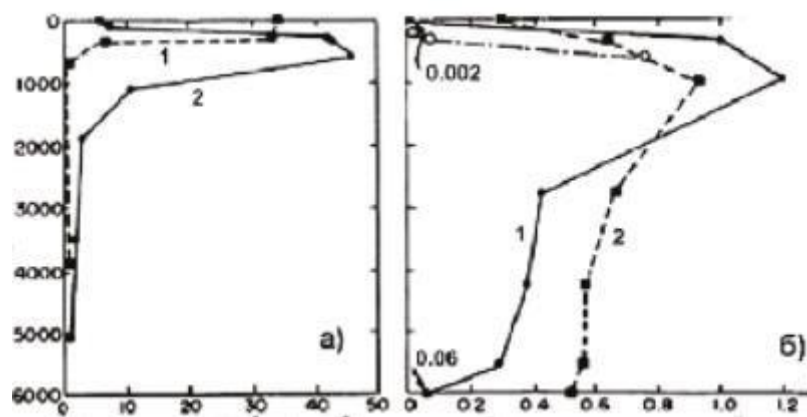
Якщо в водах озер майже весь ^{137}Cs необоротно пов'язаний з глинистими мінералами, що мають шаруваті структури типу слюди, то в морській воді він слабо захоплюється частинками глини і перебуває в

розчиненому вигляді. Різниця в поведінці пов'язана з відмінностями у величині поглинання ^{137}Cs озерними і океанськими відкладеннями і в швидкостях обміну Cs з міжшаровими K^+ іонами. В процесі вивітрювання іліт (шаруватий мінерал з групи гідролітів - основний компонент відкладень) деградує, а іони K заміщуються катіонами з розчину. При цьому решітка розширюється, а катіонообмінна ємність збільшується. Катіонообмінна ємність іліту для швидкого обміну в океані мала, тому слідові концентрації ^{137}Cs в поверхневих водах конкурують з великими концентраціями стабільних лужних металів. В результаті ступінь обміну в поверхневих водах близька до нуля, і реалізується слабке поглинання ^{137}Cs . Однак повільний обмін ^{137}Cs все ж відбувається з іонами K^+ , розташованими на поверхнях шарів іліту. У поверхневих водах океана ^{137}Cs не встигає помітно поглинутися суспензіями, він сорбується ілітом тільки на великих глибинах, де реалізуються великі часи контакту Cs з частинками. У глибокій воді частинки глини мають багато часу, щоб взаємодіяти з водою, тому максимальна концентрація радіонуклідів досягається на глибинах 500-600 м і не змінюється протягом ~10 років.

Якщо частка суспензії є гідроксид металу, то що знаходяться на її поверхні катіони металів координаційно насичений і мають залишковий заряд. Цей заряд притягує молекули води, які потім диссоціюють з утворенням іонів водню. Ці амфотерні гідроксидні поверхні можуть виступати в якості як катіонітів, так і аніонітів. При рН, звичайному для морської води, гідратовані іони оксидів виступають в якості катіонообмінників (нульовий заряд знаходиться при $\text{pH} \sim 8,5$).

При переході ізотопів йоду у водне середовище вони адсорбуються на взвесах і знаходяться в іонній або колоїдній формі. ^{131}I у водному середовищі знаходиться переважно (на ~ 90%) у іонній формі і лише на ~ 8% в колоїдній. ^{131}I як аналог біологічно активного стабільного йоду володіє високим міграційним здатністю.

При взаємодії Pu з частинками суспензій в океані можливі такі процеси, як окислювально-відновна реакція $\text{Pu}^{4+} + 2\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{PuO}_2^+ + 4\text{H}^+ + \text{e}^-$; гідроліз Pu^{4+} і PuO^{2+} ; комплексоутворювання з неорганічними або органічними лігандами; взаємодія з опадами (седиментів). Зазвичай в морській воді Pu знаходиться у високому ступені окислення. При цьому стан Pu (VI) мало характерно (U (VI) присутній в морській воді у вигляді аніонного карбонатного комплексу $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$). В воді і опадах домінують Pu (IV) і Pu (V), причому в воді океанів основним є стан Pu (V) у вигляді PuVO_2^+ , оскільки одновалентні іони слабо гідролізуються, погано утворюють комплекси і добре розчинні у воді (константа розчинності $K_{\text{So}} = 10^{-8,6}$).



Активність $\text{Бк}^{-1} \cdot 100 \text{ кг}^{-1}$ Ставлення активностей

Рис 5.1. Розподіл радіонуклідів по глибині океану:

- а) - активність (1 - $^{239,240}\text{Pu}$, 2- ^{137}Cs);
 б) - ізотопне відношення (1 - $^{239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$, 2 - $^{239,240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$).

Концентрація Pu в поверхневої і приповерхневої воді Нью-Йоркського затоки в 1977 р становила 0,001-0,002 Бк/на 100 літрів. Ставлення активностей $^{238}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$, $^{240}\text{Pu} \sim 0,03$. Мав місце кореляційний зв'язок питомої активності Pu із загальною солоністю води і вмістом в ній Fe і органічного вуглецю. Загальна активність Pu в морській воді збільшується

до глибини 500-710 м: якщо на глибині до 15 см його концентрація становить 0,0018 Бк/100 кг води, то на глибині 500-700 м $\approx 0,01$, а потім швидко падає.

Поведінка радіонуклідів в товщі морської води залежить від їх гідрохімічних показників. У той час як розчинні сполуки ^{90}Sr і ^{137}Cs містяться в ній практично рівномірно, колоїдні частинки ^{239}Pu , ^{240}Pu мають максимум на глибині декількох сотень метрів.

Високі концентрації Pu (IV) виникають в природних водах, що містять органічні або неорганічні ліганди, з якими Pu(IV) утворює комплекси. Ставлення Pu(V)/Pu(IV) по-різному в різних природних водах і навіть у різних частинах одного й того ж океану. У пробах води, відібраних з дрібних басейнів і в нижній частині глибоководного океану, де присутня відносно висока концентрація зважених часток, ставлення (Pu(V)/Pu(IV)) велике ≈ 5 , але у відкритому океані воно близьке до 1. Поблизу кордону розділу вода / седимент ставлення Pu(V)/Pu IV) = 0,8, а в воді між шарами іліту падає до 0. Це пояснюють тим, що теригенні частки каталізують реакцію відновлення Pu. У прибережних водах або поблизу кордону вода/осад ставлення Am(III)/Pu(IV) > 0,8. Гідроксиди Fe, наявні на поверхні частинок суспензій, поглинають Pu(IV), тому Pu на частинках знаходиться в ступені окислення Pu(IV) (Pu(V) зустрічається, але рідко). У прісних водах з високими концентраціями розчинених форм органічного вуглецю Pu зазвичай в стані Pu (IV): деякі ліганди, присутні в воді OH^- , CO_3^{2-} і гумінові кислоти) утворюють комплекси з Pu(IV) і Am(III), різко збільшуючи кількість Pu(IV) у воді. Нептуній в Ірландському морі знаходиться в вигляді Np(V).

Що потрапив в моря і океани Pu поступово осідає і закріплюється в донних шарах. У природних водах Pu адсорбується на колоїдних частинках гідроксиду Fe і мігрує з ними.

Плутоній осідає в вододілах річок і прибережних водах. Часи перебування в них 10^3 - $2 \cdot 10^4$ роки. У дрібних водоймах, з прісною або морською водою, > 96% Pu швидко переходить в осад. Концентрації Pu в прісних водах варіюються в межах чотирьох порядків. Більш високі

концентрації Pu виявлені в озерах з низьким рН і з високою концентрацією сульфатів. Плутоній в озері Мічиган знаходиться в стані Pu(V) і (VI), тоді як в інших озерах (США) переважають Pu(III) і (IV). Розчинність Pu регулюється різними комплексоутворювачами. У водах з високим рН концентрації CO_3^{2-} і HCO_3^- відносно високі, і відбувається утворення карбонатних комплексів. У водах з низьким рН такі комплекси існувати не можуть, а розчинність якщо і відбувається, то завдяки освіті комплексів з іншими лігандами, наприклад, з природними органічними сполуками. Є зв'язок між концентрацією Pu в воді і концентраціями в опадах або на зважених частинках. Плутоній поглинається частинками відкладень переважно в (III) і (IV) станах, але при повторному встановленні рівноваги осаду з водою можливий перехід Pu(III) і Pu(IV) до Pu(V) або (VI).

Забруднена вода, через схильності Pu до осадження з водних розчинів і до формування нерозчинних комплексів з іншими речовинами, має тенденцію до самоочищення.

Час перебування Pu в морській воді менше, ніж у ^{90}Sr і ^{137}Cs , що пов'язано з різною швидкістю осадження частинок різних розмірів. Плутоній залишає водну фазу дуже швидко. У морській воді він знаходиться переважно у вигляді Pu(VI), а на взвесах - у вигляді Pu(III) і Pu(IV). Коефіцієнти розподілу, K_D , для ТУЕ (трансурановий елемент) в морській воді утворюють послідовність $^{241}\text{Am} > ^{242}\text{Cm} \text{ і } ^{244}\text{Cm} > ^{239}\text{Pu}, ^{240}\text{Pu}$.

Концентрація ^{137}Cs у воді швидко зменшується зі збільшенням глибини, а концентрації $^{239}\text{Pu}, ^{240}\text{Pu}$ максимальні на глибині ~500 м через швидку адсорбції Pu гідроксидами, що знаходяться на поверхні великих частинок суспензій, присутніх в поверхневих водах. При глибинах >500 м, детрітові органічні частки біогенного походження починають розпадатися. Оскільки Pu знаходиться на поверхні цих частинок, він видаляється першим, а частинки продовжують спускатися, повністю руйнуючи на глибинах, при яких досягається мінімум кисню (кілька сотень метрів нижче плутонієвого максимуму). Поглинання Pu на великих глибинах управляється меншою

кількістю частинок, тому концентрація його адсорбованого виду падає з глибиною.

У морському середовищі виділяють дві основні області, де поведінка радіонуклідів істотно відрізняється: прибережний і відкритий океан.

- Відкритий океан (глибини > 1 км) збіднений біотою. Вступники на водну поверхню океану радіонукліди з атмосфери спочатку містяться в поверхневих горизонтах, потім поступово мігрують в глибину. Відносна збіднення живими організмами і твердою речовиною у відкритому океані, а також мало кількість поживних речовин призводить до слабкої ролі біологічних факторів в перенесенні радіонуклідів і їх сорбції на суспензіях, що сприяє швидкому осадженню на дно. У підсумку йде плавне зниження концентрації радіонуклідів з глибиною. Так, вміст ^{90}Sr на глибині 700 м становить $\approx 25\%$ від його концентрації в поверхневому шарі.

- Прибережний океан включає естуарії річок, лагуни, води над континентальним шельфом, окраїнні моря. Одні з них безпосередньо контактують з відкритим океаном і водообмін знижує час перебування радіонукліда в морі, інші представляють собою відносно закриті простору і радіонукліди затримуються в них надовго, що позначається на їх концентрації. Так, в Балтійському морі концентрація ^{90}Sr і ^{137}Cs в ~ 8 раз вище, ніж в Атлантичному океані. Велика частина радіонуклідів, що надходять в прибережну зону зі стоком суспензій, випадає в донні відкладення. При надходженні річкового стоку в прибережні солоні води відбувається десорбція радіонуклідів з суспензій в воду, тому що коефіцієнт розподілу концентрації радіонукліда між водою і суспензією залежить від солоності води. Донні відкладення відіграють важливу роль у долі нуклідів в морському середовищі, маючи величезну сорбуючу ємність по відношенню до містяться в рідкій фазі радіонуклідів. По міцності сорбції радіонукліди розташовуються в порядку $^{45}\text{Ca} < ^{90}\text{Sr} < ^{238}\text{U} < ^{137}\text{Cs} < ^{87}\text{Rb} < < ^{65}\text{Zn} < ^{59}\text{Fe} < ^{95}\text{Zr} < ^{95}\text{Nb} < ^{54}\text{Mn} < ^{106}\text{Ru} < ^{147}\text{Pm}$. Попадання в донні відкладення знижує швидкість міграції радіоактивних речовин, хоча вони можуть

переходити в рідку фазу при дифузії або безпосереднім пересуванням донних опадів.

У вертикальному перенесення радіонуклідів вниз в морському середовищі найбільшу роль грають відмирання зоопланктону і переміщення з фекаліями. Час очищення верхнього шару океану в результаті діяльності планктону коливається для різних нуклідів від 10 років для ^{59}Fe , ^{95}Zr , ^{110}Ag до 220 років для ^{60}Co . Внесок біологічних процесів в загальний перенос при вертикальній міграції радіонуклідів в океані становить $\sim 10\%$. У морських біогеоценозах у великому діапазоні мас (до 100 г/м^3) і коефіцієнтів накопичення (до 1000) на частку живих організмів припадає незначна частина знаходяться в воді радіонуклідів.

До сильного забруднення морів і океанів радіонуклідами привели випробування ядерної зброї. Всього в атмосферу надійшло 1 млн. ПБк в основному короткоживучих радіонуклідів - продуктів поділу. Поряд з ними в кількості $\sim 1\%$ в повітря потрапили і довгоживучі радіоактивні речовини - β -випромінювачі, такі як ^3H , ^{14}C , ^{90}Sr , і β - γ -випромінювачі, зокрема ^{137}Cs , що не прореагували α -активні U і Pu. Ці радіоактивні речовини, що переносяться постійними стратосферними вітрами, поширилися в атмосфері Північної півкулі, а через деякий час з'явилися також і в Південній півкулі. В подальшому відбувся перерозподіл випали радіонуклідів - з дощовими потоками і талими водами вони надійшли в струмки, річки, і ті з них, які не осіли в донних відкладеннях поверхневих водойм і річок, виявилися в морі.

Велика частина радіоактивних речовин випадає над морями і океанами, туди ж вони потрапляють з річковими водами. Основна їх маса зосереджується в верхніх товщах на глибинах до 300 м. Це особливо небезпечно, так як саме верхні шари океану відрізняються найбільшою біологічною продуктивністю. Навіть низькі концентрації радіоактивних ізотопів завдають великої шкоди відтворенню риби. У водах Тихого океану міститься у багато разів більше радіоактивних речовин, ніж у водах

Атлантики. Це прямий наслідок великого числа випробувальних ядерних вибухів, проведених в Тихому океані і в Китаї.

Після вступу в силу Московського договору 1963 року про припинення ядерних випробувань в трьох середовищах концентрації багатьох радіонуклідів (наприклад, ^{90}Sr , ^{137}Cs) у навколишньому середовищі і біоті стали неухильно знижуватися. Ще одним джерелом з'явилися поховання в морях РАВ (радіоактивних відходів). Сучасними джерелами є викиди радіохімічних заводів і зрідка трапляються аварії на АЕС [21].

26 квітня 1986 року трапилася аварія на ЧАЕС. Протягом 10 днів, тривали інтенсивні викиди накопичених в реакторі радіонуклідів і їх поширення повітряними потоками. У перші дні переважали південно-східні вітри і, відповідно, поширення радіонуклідів відбувалося в сторону Скандинавії. Вже на півночі ці потоки повертали в східному напрямку. Повний викид ^{131}I , ^{137}Cs , ^{134}Cs оцінюється в 1500, 85 і 46 ПБк відповідно; ~ 8 ПБк ^{90}Sr і 0,1 ПБк α -випромінюючих ізотопів Pu були викинуті і осіли поруч з ЧАЕС. До червня 1986 р концентрація Cs в повітрі Арктики знизилася вдвічі і продовжувала знижуватися в наступні місяці. Потім концентрація ^{137}Cs в атмосфері північних морів експоненціально знижувалася, але швидкість цього зниження була в 1,5 рази повільніше, ніж в середніх широтах, де час напіввиведення з навколишнього середовища ≈ 17 місяців. У 1986 р в травні-червні за рахунок вітрового виносу і міграції пилових частинок високі рівні випадінь ^{137}Cs спостерігалися в Мурманської області, а в азійській частині Російської Арктики вони були невеликими.

До теперішнього часу затоплення твердих РАВ у морях повсюдно припинено. Злив рідких радіоактивних речовин низької питомої активності, хоча і в значно менших масштабах, ніж раніше, продовжують лише Великобританія і Франція, скидаючи їх відповідно в Ірландське море і протоку Ла-Манш.

Наведемо приклади забруднення різних морів радіонуклідами. Почнемо з Чорного моря.

Як відомо, аварія на ЧАЕС 26.04.1986 викликала радіоактивне забруднення великих територій Східної Європи і великої частини Західної Європи, в тому числі - акваторій Чорного та Азовського морів. У ці ж моря надходять по річках скиди АЕС багатьох країн.

В сучасних донних відкладеннях Чорного моря простежується акумуляція суспензій вод р. Дніпро і р. Дунай певної частини чорнобильських викидів. Так, за період червень-жовтень 1986 р зі стоками р. Дніпро в море надійшло $21,8 \cdot 10^{12}$ Бк ^{90}Sr (7% викиду ЧАЕС) і $18,5 \cdot 10^{11}$ Бк ^{137}Cs (0,1% викиду ЧАЕС). Вміст ^{137}Cs у воді Чорного моря за 1986- 1988 рр. зросла в 4 рази. Після аварії надходження ^{137}Cs в придунайські та придніпровські відкладення істотно перевищило таке для глибоководної частини моря, причому для придунайських відкладень це надходження було помітно вище, ніж для придніпровських. У відкладеннях північно-західній частині Чорного моря простежуються два піки вмісту ^{137}Cs : на глибині 37-38 см (глобальні випадання після випробувань ядерної зброї) і широкий пік на глибині 0-12 см (аварія ЧАЕС). Рівні вмісту ^{137}Cs в них 40-45 Бк/кг. В сучасних донних відкладеннях Чорного моря вміст ^{90}Sr до 20,0 Бк/кг, а ^{137}Cs - до 170 Бк/кг.

Водойма	^{90}Sr , Бк/м ³	^{137}Cs , Бк/м ³
Тихий океан	1,5-5,1	-
Японське море	2,0-10,3	-
Охотське море	2,0-5,5	-
Біле море	3,5-13,0	16-22
Баренцове море	2,8-11,5 ¹⁰	3-9
Балтійське море	6,6-26,8	58-84
Каспійське море	7,3-20,3	-
Азовське море	20,4-41,7	2-5,5
Чорне море	17,3-53,8	20-23

Табл. 5.3 Зміст ^{90}Sr ^{137}Cs у воді морів (2000 р.).

Трансформація в часі поля радіоактивного Cs в постчорнобильській період обумовлена впливом трьох чинників: виносом радіонукліда через протоку Босфор, акумуляцією ^{137}Cs донними відкладеннями і радіоактивним розпадом ізотопу. При цьому потоки розчиненого ^{137}Cs , що виноситься в Чорне море ріками Дніпро і Дунай, є незначне джерело радіоактивності Чорного моря в порівнянні з іншими компонентами радіоактивного балансу.

Азовське море - внутріконтинентальний водойма в зоні сухого аридного клімату, в якому гідрохімічний режим і процеси накопичення опадів

визначаються, в основному, річковими стоками двох великих річок (р. Дон і р. Кубань), який має низьку мінералізацію (1-13%) через малого розміру і мілководдя. В цілому механічна, хімічна та біологічна седиментація в цьому морі надзвичайно динамічна і специфічно диференційована по площі дна. Переважним джерелом радіоактивного забруднення цього моря є активний дренаж і винос стоками річок техногенних радіонуклідів з забруднених водозборів р. Дон (пл. водозбору 422 тис. км²) і р. Кубань (пл. водозбору 58 тис. км²) [21].

Акваторія моря і водозбори Приазов'я забруднювались двічі: глобальними випаданнями в період ядерних випробувань і в період після аварії ЧАЕС. Так, в перший період в 1964 р. максимальні середньорічні вмісту ⁹⁰Sr були в р. Дон - 144 Бк/м³, в р. Кубань - 60 Бк/м³, а в другий період в 1987 р. відповідно р. Дон – 64 Бк/м³, в р. Кубань – 45 Бк/м³. До 2000 р. середньорічні вмісту ⁹⁰Sr в цих річках знизилися до рівня для р. Дон - (9,6-7,6 Бк/м³), а в р. Кубань - (9,9-8,0 Бк/м³). Зміст ⁹⁰Sr у воді Азовського моря зменшувалося в кінці 1960-х, 70-х і початку 80-х років, потім різке зростала в другій половині 1986 року і потім спадало. Максимальний вміст ⁹⁰Sr в постчорнобильський період в 3 рази нижче, ніж в період ядерних випробувань. Це пов'язано з відносно низьким вмістом ⁹⁰Sr в чорнобильських випаданнях.

З 1987 р. основним джерелом надходження ⁹⁰Sr в Азовське море є річковий стік. З квітня 1986 по 2000 рр. з річковими водами Дону і Кубані було внесено 15.7 ТБк ⁹⁰Sr, з періодом зменшення потоків в 2 рази через 4,5 м. З'ясовано, що прісні річкові води (збіднені Cs) вносять незначну частину цього радіонукліда в море - 4.2 ТБк. (2000 рр.), В той час як більш солоні, збагачені ¹³⁷Cs Чорноморської води є головним джерелом надходження цього радіонукліда в Азовське море, при цьому потік ¹³⁷Cs з Чорного моря в Азовське в 2 рази перевищував його винесення в Чорне море. У період з 1986 по 2000 рр. з Чорноморського басейну в екосистему Азовського моря надійшло 25.2 ТБк ¹³⁷Cs, з постійною часу зниження потоку вдвічі кожні 5

років. Максимальні концентрації ^{90}Sr у воді Азовського моря спостерігалися в середині 60-х рр., В період випробувань ядерної зброї, і досягали 168 Бк/м^3 . Після аварії на ЧАЕС найбільш високий вміст Sr і Cs у воді моря було в 1986-1987 рр., Потім спостерігалось зниження концентрацій по експонентному закону в 2 рази кожні 6,7 і 3 роки, відповідно. Через гетеротрофну харчовий ланцюг Азовського моря пройшло 11% Cs і 2% Sr, однак практично всі поглинені радіонукліди повернулися назад в середу.

Основна частина ^{137}Cs (85%) і до 50% ^{90}Sr , що надійшли в Азовське море, похована в донних відкладеннях. У донних відкладеннях в 1987-1988 рр. діапазон вмісту ^{137}Cs становив 16,3-264 Бк/кг сухої ваги. Середнє значення, ^{134}Cs в 1987 р дорівнювало 22,1, а в 1988 р - 14,4 Бк/кг сухої ваги. Зміст ^{90}Sr у донних опадах в 1986 р було невелике і становило в середньому 1,37 Бк/кг сухої ваги, при максимумі 2,89 і мінімумі 0,65. При зниженні вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у воді з 1986 по 1989 рр. аналогічного зміни в вмісті цих нуклідів в водоростях Азовського моря не спостерігалось. Діапазон вмісту ^{137}Cs в різних видах водоростей 0,8-12,5 Бк/кг сирої ваги. Зміст ^{90}Sr було більш однорідним і $\approx 2 \text{ Бк/кг}$ сирої ваги.

Після радіоактивного забруднення Азовського моря в 1986 г, вплив гідрофізичних, біохімічних процесів і радіоактивний розпад, привели до експоненціального в часі зниження вмісту ^{90}Sr і ^{137}Cs . Період зниження вмісту в обсязі моря в 2 рази склав для ^{90}Sr - 5 л, для ^{137}Cs - 3,1 л. Час перебування в Азовському морі дорівнює 25 і 15 л відповідно. Реакція екосистеми Азовського моря на радіоактивне забруднення після аварії на ЧАЕС мала масштаб часу для води - 14 л для Sr і 12 л для Cs. Дозові навантаження, зумовлені Sr і Cs, на населення по харчовому ланцюгу вода→риба→людина не перевищують допустимий рівень дозових навантажень, що становить $5 \cdot 10^3 \text{ Зв/рік}$.

Зміст ^{239}Pu , ^{240}Pu в 2000 р 0,3-0,5 Бк/кг в донних відкладеннях в центрі Азовського моря, а в Таганрозькій затоці - 1,5 Бк/кг. Через те, що річки перегорожені греблями, і надходження зважених часток разом з потоками

утруднено, значна частина чорнобильських випадінь надійшла на морську акваторію з повітряними потоками. Механізм накопичення радіонуклідів шляхом змиву їх з поверхні водозбору з подальшим винесенням вниз за течією р. Дон простежується в Цимлянське водосховище. Змісту (2000 г) радіонуклідів у воді р. Дон, Цимлянського водосховища і водойми-охолоджувача Ростовської АЕС знаходяться на фоновому рівні: ^3H – (2,5-3,2) кБк/м³; ^{90}Sr – (5,6-7,3) Бк/м³ (для порівняння - в 1990 г – 11-28 Бк/м³), ^{137}Cs – (0,3-0,7) Бк/м³, ^{239}Pu , ^{240}Pu – (0,042-0,045) Бк/м³. Вміст ^{137}Cs в донних відкладеннях водосховища варіює в межах 0,5-100 Бк/кг сухої маси.

Для морських екосистем основний внесок в виведення радіонуклідів з води дають літодінамічна і біологічна адсорбція. Літодінамічна адсорбція - поглинання радіонуклідів поверхнею суспензій і мулів з осадженням їх на дно. Головна роль в цьому процесі належить глинистим мінералам, органічного вуглецю, Fe, Mn і Al. Біологічна адсорбція відбувається безперервно в процесі сольового обміну водними організмами з зовнішнім середовищем (водою) і обумовлена проникністю для іонів покриву тіла всіх видів гідробіонтів. Для конкретного організму вона закінчується або трансформацією по харчових ланцюгах, або залученням його в донні опади (після відмирання) [22].

Концентрації природних радіонуклідів в донних опадах залежать як від складу останніх, так і від самих радіонуклідів. У складі глинистих прибережних опадів переважає терригена компонента. Серед глибоководних опадів найбільш високою радіоактивністю відрізняються червоні глини. Співвідношення радіонуклідів в опадах істотно відрізняється від їх розподілу в воді. За масою переважає ^{232}Th , потім ^{238}U , за величиною активності на першому місці знаходяться ^{230}Th і ^{226}Ra .

Тип опадів	^{238}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{235}U	^{232}Th
Червона глина	11-30	11-30	590-2400	420-1700	0.7-1.5	22-96
Глобігериновий мул	7.4	7.4	150	85	0.4	13

Таб 5.4 Активність природних радіонуклідів в глибоководних океанічних опадах, Бк/кг.

Співвідношення радіонуклідів в донних опадах істотно відрізняється від їх розподілу в воді. За масою переважає ^{232}Th , потім ^{238}U , за величиною активності на першому місці знаходяться продукти розпаду U: ^{230}Th і ^{226}Ra . При цьому активність ^{226}Ra в червоній глині 420-1700 Бк/кг, а в глобігериновому мулі 85 Бк/кг.

Надлишок Ra в опадах і недолік його в морській воді є результатом соосаження з гідроксидами Fe і Mn материнського елементу ^{226}Ra - ^{230}Th . Зміст Ra знижується з ростом карбонатів в опадах. Зміст Ra вище в дрібнодисперсних опадах. Зміст Ra в опадах зростає з віддаленням від берега (зворотна залежність - у U). Діапазон змістів ^{226}Ra в морських опадах 11-146 Бк/кг. Здатність U до накопичення опадів обмежена високою стійкістю його карбонатного комплексу в морській воді. Типові для океанських опадів змісту U - (12-37 Бк/кг), але в органічних опадах деяких морів зміст U підвищено. Так, в опадах Чорного моря, фіордів Балтійського моря зміст U - (123-1230) Бк/кг. Зміст Th в опадах близько до його змісту в континентальних гірських породах: для океанських опадів - (0,7-64 Бк/кг) при середньому 20 Бк/кг. Для більшості природних радіонуклідів донні відкладення є накопичувачем і відіграють визначальну роль в очищенні водних систем від радіонуклідів. Встановлено надлишкове в порівнянні з очікуваним в результаті радіоактивного розпаду радіонукліда-попередника

зміст в донних відкладеннях: ^{234}Th (в порівнянні з ^{238}U), ^{210}Pb (в порівнянні з ^{226}Ra), ^{222}Rn (в порівнянні з ^{226}Ra), ^{230}Th (в порівнянні з ^{234}U), ^{228}Th (в порівнянні з ^{234}U) і ^{231}Po (в порівнянні з ^{235}U). У донних відкладеннях накопичується і ^{137}Cs . У прісноводному водоймі активність ^{137}Cs розподілена: в біомасі - 4%, в воді - 6%, в ґрунті - 90%. Зазвичай з глибиною відкладень питома активність ^{238}U , ^{232}Th збільшується, а ^{230}Th і ^{210}Pb - зменшується.

Поведінка ^{137}Cs в донних відкладеннях визначається його селективної сорбції на глинистих мінералах групи ілітів. Висока селективність іліта по відношенню до іонів Cs обумовлена наявністю селективних адсорбційних місць в області клинчастих розширень тришарових пакетів на бічних вивітрених поверхнях іліта. В результаті хімічного вивітрювання міжпакетні іони калію в іліті, які безпосередньо контактують з розчином, обмінюються на двовалентні катіони - Ca і Mg. При цьому міжпакетна відстань в глибині мікрокристалів іліта, рівне 1,0 нм, збільшується до 1,4-1,6 нм. Великі гідратовані двовалентні катіони (Ca і Mg) не мають доступу від 1,0 до 1,6 нм клинчастої зони з огляду на стеричні обмеження. Однак слабогідратовані іони Cs можуть втрачати свою гідратну оболонку і через свого невеликого іонного радіусу (0,6 нм) сорбирувати селективно на клиноподібних сорбційних центрах іліта. Основними конкурентними катіонами за ці селективні сорбційні місця є такі слабогідратовані одновалентні катіони, як K^+ і NH_4^+ .

5.1 Моніторинг радіоактивності води

Відбір проб води проводиться відповідно до вимог ГОСТ Р 51592-2000 (Вода. Загальні вимоги до відбору проб), ГОСТ 17.1.5.04-81 Прилади й пристрої для відбору, первинної обробки й зберігання проб природних вод, ГОСТ 27065-86 (Якість вод. Терміни та визначення) і ГОСТ 17.1.3.08-82. Метод відбору проб вибирають в залежності від типу води, глибини пробовідбору, цілі досліджень і переліку визначених показників з таким

розрахунком, щоб виключити (звести до мінімуму) можливі зміни визначається показника в процесі відбору.



Батометр - гідрологічний прилад для взяття проб води з різних глибин водойми. Зазвичай - посудина циліндричної форми, з клапанами або кранами для закривання під водою на заданій глибині. Основне призначення - взяття проби на заданому горизонті і подальше запобігання її від змішування з водою інших горизонтів при підйомі приладу на поверхню. Взяття проб води проводиться з одночасною автоматичною записом температури.

Рис.5.2 Батометр

Проби води відбирають в батометри, що поміщаються в водний об'єкт на певну глибину. Часто поєднують відбір і збагачення проби. Для збагачення за радіоактивного компоненту, що міститься у воді, останню пропускають через колонку з сорбентом. Таке концентрування можливо здійснювати і на різних глибинах самого водоймища, підключивши до патрону насос, що опускається в воду на потрібну глибину. Відібрану пробу води перевіряють на присутність в ній колоїдів і визначають кількість колоїду, заряд частинок і розподіл їх за розмірами. Вимірюють розподіл радіонукліда між атомарному-дисперсної і колоїдної видами.

Відбір проб атмосферних опадів визначається вимогами ГОСТ 17.1.5.05-85 (Загальні вимоги до відбору проб поверхневих і морських вод, льоду і атмосферних опадів). Цей стандарт поширюється на поверхневі і морські води, лід водойм і водотоків, морський і льодовиковий лід і атмосферні опади (дощ, сніг, град).

Для прямого визначення вертикальних потоків зваженого речовини використовують седиментаційних пастки.

Для вимірювання радіоактивності морської води застосовуються прямі методи з використанням занурювання приладів для безпосередньої реєстрації γ -радіоактивності морської води і радіохімічні методи з відбором проб морської води, концентрування, виділенням і вимірюванням радіоактивності окремих нуклідів за допомогою лабораторної низькофонової апаратури.

Сцинтиляційних γ -спектроскопія - метод прямого визначення питомої активності γ -випромінювачів в морській воді. Однак висока питома активність природного γ -випромінювача ^{40}K в морській воді ($3,3 \cdot 10^{-11} \text{Ki/л}$ по γ -випромінювання) ускладнює вимір γ -випромінювачів з енергією детекторів до високоенергетичним γ -квантів ($E = 1,46 \text{ MeV}$) відносно невелика, тому що перетину фотоефекту і ефекту Комптона зменшуються з ростом енергії γ -квантів, так що ймовірність повного поглинання енергії високоенергетичних первинних γ -квантів в кристалах γ -спектрометричних детекторів незначна. Тому застосування таких детекторів в системах виявлення низьких рівнів випромінювання вимагає використання великої кількості сцинтиляторів для досягнення, необхідної чутливості, що різко збільшує вагу, габарити і вартість таких систем.

Кращі результати дає застосування лічильників, заснованих на реєстрації черенковського випромінювання, що виникає при русі зарядженої частинки в прозорій діелектричній середовищі зі швидкістю, що перевищує швидкість світла в цьому середовищі. Такі детектори мають менші габарити і у багато разів дешевше. Їх дія заснована на тому, що область спектральної чутливості фотоприймача детектора лежить в спектральній області черенковського світіння, що виникає в результаті взаємодії реєстрованого іонізуючого випромінювання з середовищем, в якій воно поширюється, і, тому на вході детектора не потрібно перетворювач (сцинтилятор).

Питома активність ^{40}K в морській воді становить ~ 12 Бк / л і визначає її природну радіоактивність в товщі води. Черенковське випромінювання випускається водою під впливом електронів радіоактивного розпаду ^{40}K ($E_{\beta\text{макс}} = 1.37\text{MeV}$). Тому черенковський детектор застосовується для визначення вмісту ^{40}K в морській воді. [23].

Виявити в природному водному середовищі (наприклад, безпосередньо в океані) ультранизькі (400 Бк/м³) концентрації техногенних радіонуклідів по черенковський випромінювання не вдається через високі рівні природного світлового фону. Найбільш потужним джерелом природного світлового фону є атмосферне світло, інтенсивність якого в поверхневих водах океану (на глибині до 200 м) на кілька порядків перевершує рівень черенковського випромінювання в робочій (250 - 350 нм) області спектра. Суттєвою перешкодою при реєстрації черенковського випромінювання в поверхневих шарах морської води в нічний час є біоломінесценція. Спектральні характеристики світіння морських біоломінесцентів мало відрізняються один від одного і мають максимуми в районі 450 - 550 нм. Ще одним джерелом фону є природний радіоактивний елемент ^{40}K . Світловий потік, що виникає внаслідок присутності в морській воді ^{40}K , є черенковським випромінюванням, що становить непереборний природний світловий фон для шуканого випромінювання.

Для визначення техногенних радіонуклідів у водах морів і океанів черенковський лічильник постачають ультрафіолетовим фільтром, відтинаючим фонове випромінювання. Зазвичай детектор черенковського випромінювання включає елемент, чутливий в ближній ультрафіолетовій області спектра, і розташований на вході фоточутливого елемента сонячно-сліпий фільтр, що складається з ізолюваного від повітря шару калію на прозорій підкладці, стабілізуючого шару і інтерференційного фільтра, що складається з декількох відрізаючих фільтрів. Порогова чутливість такого детектора при виявленні в морській воді ^{90}Sr становить $5 \cdot 10^{-11}$ Кі/л при вимірюванні протягом $t = 1000$ с [25].

5.2 Моніторинг донних відкладень

Зразки донних відкладень відбирають по ГОСТ 17.1.5.01-80. Стандарт поширюється на донні відкладення морів, океанів, водойм, водотоків і гирлових областей річок, що впадають в моря, і встановлює загальні вимоги до відбору проб донних відкладень водних об'єктів для аналізу на забрудненість за хімічними, мікробіологічними та гідробіологічними показниками.

Донні відкладення - донні наноси і тверді частинки, що утворилися і осіли на дно водного об'єкта в результаті внутрішньоводоемних фізико-хімічних і біохімічних процесів, що відбуваються з речовинами як природного, так і техногенного походження

Донні відкладення (седименті) представляють собою суміш різних матеріалів, які виявляються на дні водойми. Вони містять мінеральні (наприклад, глини) і органічні (мули) речовини.



Рис. 5.3 Дночерпатель.

Відбір проб проводиться в місцях, в яких донні відкладення досягають максимального розвитку, а також в місцях, де обмін забруднюючими речовинами між водною масою і донними відкладеннями

досягає екстремальних значень. На водоймах проби відбирають в створі живлять їх видатків, в зоні впливу скидання стічних вод, а також в зоні нижнього б'єфу гідровузла або в районі витоку річки з досліджуваного водойми. На морях проби відбирають в шельфовій зоні (в зонах впливу скидання стічних вод відбір проб обов'язковий), а в естуаріях і в відкритому океані репрезентативних точках.



Рис.5.4 Гравітаційний керновий пробовідбірник (грунтова трубка).

Способи відбору проб вибирають в залежності від характеру і властивостей донних відкладень, виду радіоактивних речовин і від гідрологічного режиму водного об'єкта. При поверхневому розподілі забруднюючих речовин і для визначення ступеня забрудненості дна в даний час проби відбирають з поверхневого шару донних відкладень. При дослідженні розподілу забруднюючих речовин, по роках проби відбирають по верствам донних відкладень. При відборі проб необхідно проводити одночасний відбір проби води придонного шару для порівняння змістів досліджуваної забруднюючої речовини у воді і донних відкладеннях.

Пристрої для відбору проб донних відкладень діляться на дві категорії: черпакові пробовідбірники, які беруть пробу поверхневих і глибинних донних відкладень, і кернові, які беруть керн глибинних відкладень для дослідження історичного профілю забруднення. Дночерпатель призначений для вирізання певної площі з дна водойми. Їм вдається взяти донні відкладення тільки самого верхнього (20 см) шару і з порушеною структурою [24].

Глибинні проби донних відкладень часто беруть за допомогою колонкового керновідбірника. Основні види керновідбірників з циліндричної трубкою - гравітаційний пробовідбірник, який у вільному падінні входить в дно, і ґрунтова трубка поршневого типу, яка випускається на певній відстані від дна, входить в дно у вільному падінні і захоплює ґрунт в циліндр при висхідному русі поршня, коли керн виймають. Після вилучення трубки з пробом на поверхню, керн поступово видавлюють з трубки за допомогою спеціального поршня, нарізаючи шари товщиною ~1 см. Пошаровий аналіз використовують для визначення функції розподілу радіонуклідів по товщині осаду.

5.3 Радіонуклідний моніторинг в морях і річках

Моніторинг радіонуклідів в морях, океанах, великих озерах і великих річках проводять за допомогою (НДС) науково-дослідних суден, обладнаних під радіометричну зйомку.

Великі науково-дослідні судна, наприклад, "Донгузлав" (водотоннажність 2499 т., екіпаж 50 чоловік, експедиція 50 осіб, порт приписки Севастополь), що мають три лабораторії, два гідрографічних катери, радіометричні прилади та радіохімічного виробництва, використовуються для вивчення характеру розподілу радіонуклідів у водах світового океану і в приводному шарі повітря. Прикладом невеликого

універсального судна є належав МГУ НДС "Експеримент" (колишній великий чорноморський сейнер, БЧС-300 "Затвор", побудований в ГДР в 1949 р, переобладнаний в НДС в кінці 70-тих років, порт приписки м Красноводськ, екіпаж 12 чоловік, експедиція - 6 осіб, водотоннажність 162 т, осадка 2,1 м), здатний ходити як по морях, так і по річках.

Цей НДС мав катер для відбору проб води в гирлах річок, в дрібних затоках, проб піску на пляжах, донних відкладень і т.і. Наявність трала дозволяло відбирати рибу і деяких морських тварин на аналіз вмісту в них радіонуклідів. Водолазне обладнання давало можливість проводити підводні роботи. На судні існувало дві лабораторії, одна з яких використовувалася для розміщення рахункового обладнання, інша - хімічного. Дно нижньої лабораторії представляло собою вікно, через яке можна було розглядати морське (річкове) дно і його мешканців. Судно використовувалося для вивчення радіаційної обстановки в Чорному, Азовському, Мармуровому, Егейському та Каспійському морях, в річках Дон і Волга і Цимлянском водосховище.

Зупинимося на гідрофізичному, радіометричному і радіохімічному обладнанні НДС "Експеримент" трохи докладніше.

Як і будь-яке сучасне судно, НДС "Експеримент" володів системою визначення координат по радіоприв'язці, радаром, лотом (швидкість ходу судна) і ехолотом (визначення глибини під кілем корабля). Це дозволяло в будь-який момент досить точно визначити координати судна (тобто координати відбору проб і радіометричних вимірах) і його розташування щодо берегової лінії і рельєфу дна. Гідрологічне устаткування включало батометри і лебідки для роботи з ними., Трубки для відбору проб донних відкладень і мулу, лебідку з кабель тросом для харчування погрузаємого датчика γ -випромінювання.

Наукове обладнання привозили з МГУ і монтувалося тільки на час рейсу. Воно включало два детектора γ -випромінювання, призначений для безперервного вимірювання радіоактивності по ходу руху судна. Обидва

були забезпечені сцинтиляційними детекторами великого обсягу. Подкілевої детектор вимірював активність морської води, детектор на матчі судна вимірював активність атмосфери. Обидва детектори безперервно реєстрували активність. Окреме вимірювання тривало 3 хв, після чого накопичена кількість імпульсів надходило в комп'ютер. В результаті виходило два набору часових рядів, які з урахуванням показників системи навігації судна, дозволяли стежити за еволюцією γ -полів (в воді і в повітрі) в просторі і часі. Спільне використання двох детекторів дозволяло виявляти кореляції між активності води і приводного шару повітря.

Розподіл γ -активності води по глибині вимірювали занурювані датчиком, що складається з міцного сталевого корпусу, сцинтиляційного кристала спектроскопічного типу, ФЕУ і зовнішній підсилювач з катодним повторювачем. Електричне живлення подавалося по багатожильному кабель-тросу, глибина занурення визначалася довжиною цього троса.

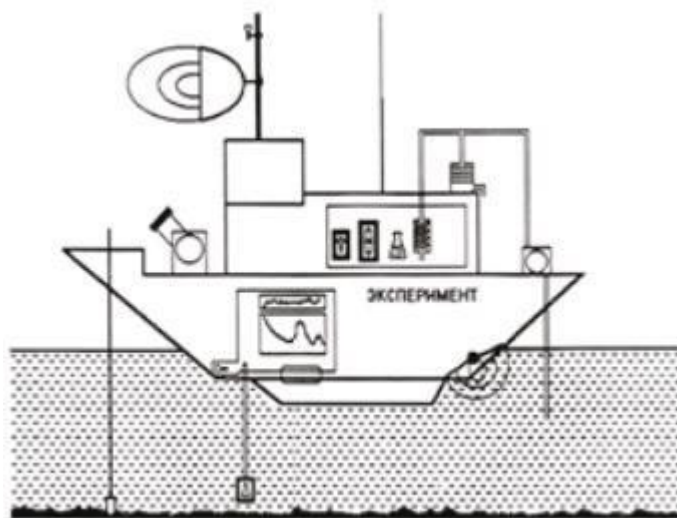


Рис 5.5 Наукове обладнання НДС

Проби води відбиралися батометром. Для концентрування і вилучення конкретних радіонуклідів, з вод на різних глибинах, використовували екстракційну систему, яка представляла собою гнучку

оболонку, виготовлену з селективної мембрани, яку заповнювали спеціальним екстрагентів (наприклад, розчиняють Rn в 10-20 разів краще, ніж вода; екстрагент на Sr , U або Pu і т.п.). Оскільки рідина нестислива, то такий колектор за допомогою звичайного кабелю міг занурюватися на будь-яку глибину. Датчик на деякий час занурювали в воду на необхідну глибину, потім витягували на борт судна і вимірювали активність екстрагента.

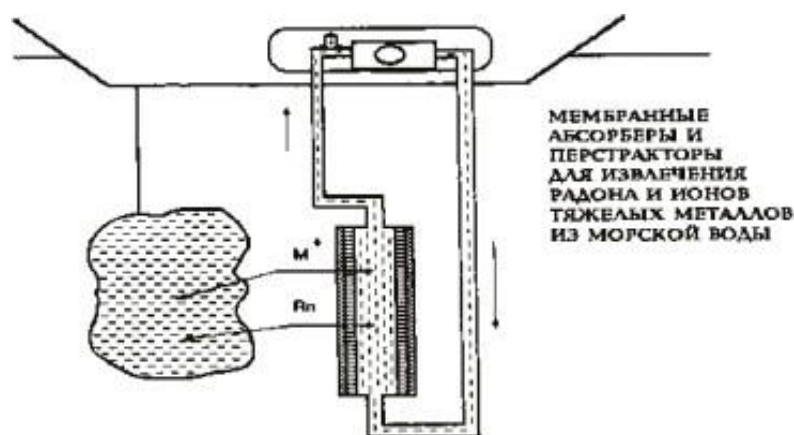


Рис.5.6 Мембранноекстракційні системи для селективного вилучення радіонуклідів з морської води.

Для безперервного контролю вмісту цільового радіонукліда використовувався метод мембранної екстракції. Занурюються датчик представляв собою плоску осередок з нержавіючої сталі, в якій вмонтовані мембранні вікна. Через осередок безперервно прокачувався рідкий екстрагент, селективно розчиняє цільової елемент. Після проходження через мембранну осередок, рідкий абсорбент (або екстрагент) протікав через проточний лічильник на борту судна, який вимірював його активність. Потім екстрагент або викидався (диференційний варіант), або циркулював через мембранну осередок, накопичуючи цільової компонент (інтегральний варіант).

Робочим елементом датчика на принципі мембранної екстракції, в залежності від типу радіоактивного елемента (метал або газ) використовується суцільна або пориста мембрана, рідка або импрегнована мембрана. Насичені рідкі мембрани є просоченими рідиною пористі плівки. Такі мембрани можуть бути однокомпонентними і багатокомпонентними. Однокомпонентна мембрана є для проникаючого через неї речовини лише селективним розчинником (пасивний перенос). Багатокомпонентні рідкі мембрани містять хімічні сполуки-переносники, розчинені в мембранній рідині і здатні вибірково зв'язувати і переносити через мембрану цільової радіонуклід.

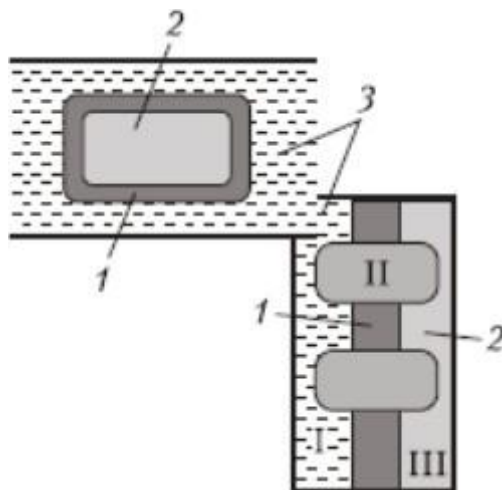


Рис.5.7 Мембранно-екстракційний диск для потягу радіонуклідів з водних розчинів: 1 - мембрана, в порах якої знаходиться екстрагент; 2 - реекстрагент; 3 - природна вода; I - водний розчин; II - екстрагент; III - реекстрагент.

Мембранна екстракція - екстракція з використанням рідких мембран, що складається з твердої матриці-носія, просоченої органічним екстрагентів.

При мембранній екстракції неорганічних речовин в якості рідкої мембрани використовують органічну рідину, що містить

екстрагентпереносчик, яка розділяє вихідний і реекстрагуючий водні розчини. Цей метод дозволяє ефективно витягати радіонукліди з водних розчинів. Прикладом може служити екстракція на квазірідких імпрегнованих стабілізованих мембранах з ліпофільними екстрагентами, що застосовується для селективного вилучення ^{90}Sr і ^{137}Cs з водних розчинів.

Для аналізу природних вод на присутність в них радіонуклідів використовують мембранно-екстракційні диски.

МЕД - прості пристрої для селективного вилучення радіоактивними тивного металу з води. Макрокапсула розміром і формою з дрібну монету є мікрорезервуар зі стінками з імпрегнованої рідкої мембрани, що містить в порах гідрофобної підкладки ліпофільний селективний по відношенню до аналізованого металу комплексон. У порожнині резервуара міститься реекстрагуючий розчин. МЕД, розміщений в потоці аналізованої води, селективно екстрагує з неї метал, який накопичується у внутрішньому реекстрагующем розчині. Швидкість поглинання металу МЕД протягом тривалого часу пропорційна його концентрації в навколишньому розчині, тобто макрокапсула є найпростішим за конструкцією і дешевим аналітичним засобом довготривалого кількісного накопичення радіоактивного металу з природного водоймища. Аналіз кількості радіонукліда, поглиненого мембранно-екстракційним диском, виконується традиційними методами після його розтину, або радіометріваним його без руйнування, з можливістю подальшого використання.

Витяг деяких радіонуклідів з морської води проводять методом іонообмінної хроматографії. Установка розташовується на борту судна, через неї безперервно прокачується забортня вода. Вода пропускається через етажерку з фільтрів, в якій чергується шар паперового фільтра типу і шар петряновського фільтра. Сорбентом ^{137}Cs служать гранули на основі ферроціаніда.

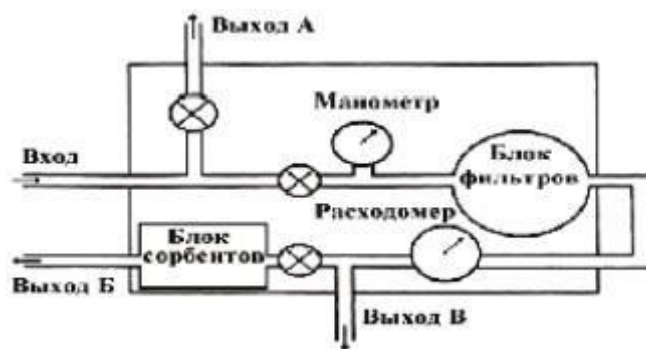


Рис. 5.8 Установка типу РАПАН, предназначена для вилучення з морської води і концентрування ^{137}Cs .

Ефективний спосіб виділення з вод природних водойм в α -, β - і γ -випромінюючих радіонуклідів (^{137}Cs , $^{89,90}\text{Sr}$, ^{239}U , ^{232}Th і ін.) Заснований на співосажденні розчинених радіонуклідів в процесі осаждення золю гідратованого діоксиду титану, і відділенні колоїдної фази шляхом міцеллотангенціальної ультрафільтрації з використанням виготовлених "in situ" динамічних мембран на основі золю TiO_2 . У цьому методі ступінь концентрування в 30-50 раз вище, ніж при звичайному процесі осаждення-фільтрації, а тривалість одиничного циклу очищення в не- скільки разів нижче.

Простий спосіб визначення концентрацій Pu (IV) і Pu (V) + Pu (VI) в природних водах заснований на поділі різних станів окислення соосаждением зі фторидами РЗЕ. Метод відділення Np (V) від Np (IV) або (VI) в нейтральному розчині на силікагелі, де Np (VI) і Np (IV) є сильно, а Np (V) слабо адсорбованими, використовується в умовах великих обсягів води і при малих концентраціях. ^{90}Sr + ^{90}Y , (чисті β -випромінювачі) вимірюються на борту судна, про- пускання морської води через черенковський детектор. Для запобігання біolumінесценції планктонних організмів в чутливому об'ємі детектора морська вода очищається фільтрами.

^{90}Sr - ^{90}Y в морській воді іноді попередньо концентрують пропусканням морської води через дві послідовно з'єднані колонки,

заповнені PbS/SiO_2 і YF_3/SiO_2 , від'єднання колонки з YF_3 , елюювання ^{90}Y сумішшю 20% HNO_3 + 5% H_3BO_3 з подальшим вимірюванням активності ^{90}Y в отриманому розчині за інтенсивністю черенковського випромінювання. Для усунення впливу ^{210}Bi використовується концентрування його PbS . Методика дозволяє визначати ^{90}Sr по інтенсивності черенковського випромінювання дочірнього ^{90}Y , сконцентрованого на YF_3 , без попереднього елюювання.

Контроль за вмістом радіонуклідів в повітрі здійснюється продувкою великої кількості повітря через петряновській або мембранні фільтри.

α -, β - і γ - Радіоактивність проб води, донних опадів і аерозолів вимірюють в радіохімічеській лабораторії на борту судна. З метою ідентифікації елемента і його радіоактивного ізотопу вимірюють криві розпаду і γ -спектри (одноразово, або через деякі інтервали часу) [25].

5.4 Радіонуклідне забруднення Чорного моря

Однією з головних складових частин радіоактивного балансу Чорного моря є радіоактивні продукти, що потрапляють до нього з річковим стоком. Аналіз надходження радіонуклідів у води Чорного моря від різних джерел за станом на 1973 рік свідчить, що до 1963 року основним фактором, якій обумовлював радіоактивне забруднення вод Чорного моря, було випадіння радіоактивних продуктів з атмосфери. Після припинення випробувань ядерного озброєння інтенсивність випадінь зменшилася, у той час як надходження радіонуклідів за рахунок річкового стоку постійно зростало і досягло у 1970 році величини, порівняної з атмосферними випадіннями. Враховуючи середньорічний стік і вміщення радіонуклідів ^{90}Sr у Дунайських водах, за період 1960-68 рр. до Чорного моря надійшло близько 2 тисяч Кюрі.

За даними наради дослідних груп МАГАТЕ, у зв'язку з інтенсивністю будівництва різних підприємств ядерної промисловості, в останні роки різко

зросла кількість радіоактивних відходів, що надходять до Дунаю, а з його стоками – до Чорного моря. Дніпро займає друге місце по кількості радіоактивних продуктів, що виносяться до Чорного моря. Кількість стронцію-90, що надійшла у Чорне море з його стоками у 1964 році, становить близько 200 Кі. Аварія на Чорнобильській АЕС, що сталася у квітні 1986 року, спричинила радіоактивне забруднення значної території Європи і прилеглих морів. Сліди радіоактивних продуктів аварії реєструвалися практично на всій північній півкулі [26].

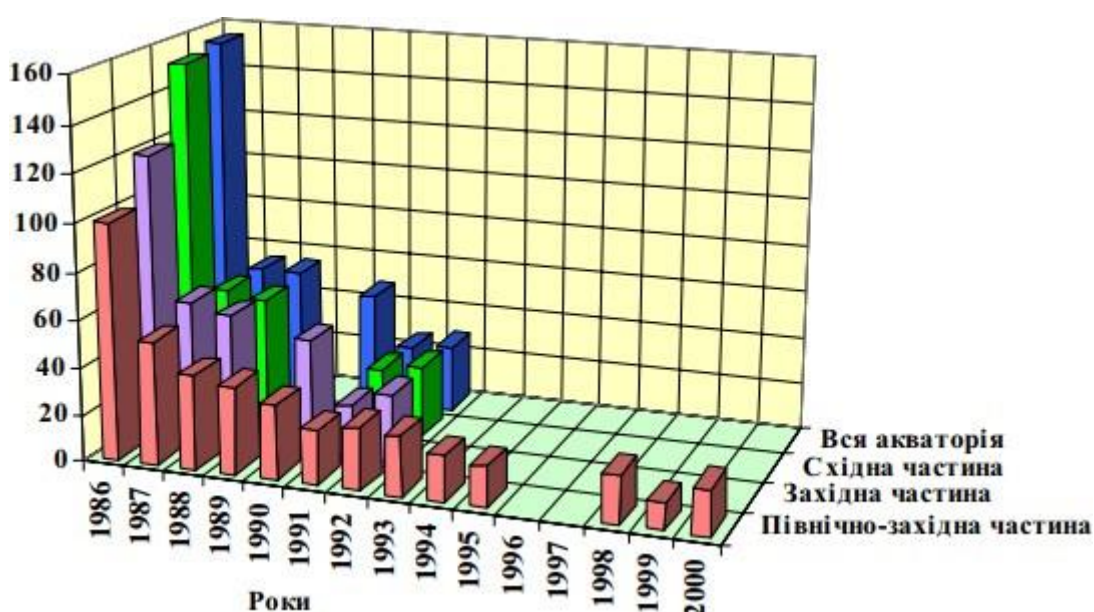


Рис. 5.9 Середньорічні концентрації ^{137}Cs (Бк/м³) у поверхневих водах різних районів Чорного моря у 1986-2000 р

За результатами досліджень радіоактивного забруднення Азово-Чорноморського басейну, що проводилися за період 1986-1992 рр., було встановлено, що визначальним фактором у забрудненні всієї акваторії Чорного моря радіонуклідами ^{137}Cs і ^{90}Sr був атмосферний перенос із зони аварії.

Аналіз одержаного за цей період поля концентрацій ^{137}Cs , довів, що практично по всій акваторії Чорного моря у поверхневому шарі води спостерігалися концентрації у 10-30 разів вищі ніж ті, що були до аварії

(фонові концентрації ^{137}Cs до аварії складала $\sim 11 \text{ Бк/м}^3$). Структура поля концентрацій ^{137}Cs характеризувалася неоднорідністю, що свідчило про нерівномірне випадіння радіонуклідів на морську поверхню. При цьому східна частина моря виявилася більш забрудненою, що, певно, було пов'язано з переважним напрямком атмосферного переносу і переносом радіонуклідів з водами основної чорноморської течії. У західній частині Чорного моря забруднення у початковий період мало яскраво виражений плямистий характер. Максимальні концентрації (370-440) Бк/м^3 відзначалися в центральних зонах західної і східної частини Чорного моря, тобто в центрах циклонічних кругообігів.

У північно-західній частині Чорного моря величина концентрації ^{137}Cs знаходилася у межах 52-53 Бк/м^3

. Внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС загальний вміст радіонуклідів у водах Чорного моря значно збільшився: ^{137}Cs — практично удвічі, а ^{90}Sr — приблизно на 20%. Динаміка зміни середньорічної концентрації ^{137}Cs у поверхневих водах різних районів Чорного моря під час спостережень УкрНЦЕМ у 1986-2000 рр. наведена на рисунку 6.8.1.

У 1998-2000 рр. дослідження радіоактивного забруднення вод Чорного моря проводилися у районах гирл Дунаю та Дніпро-Бузького лиману і у центральному районі північно-західної частини Чорного моря. Концентрація ^{137}Cs у водах північно-західної частини Чорного моря у 1998-2000 рр. змінювалася від 8,9 до 27,8 Бк/м^3 залежно від району досліджень. На вміст ^{137}Cs у морській воді в районі гирл Дунаю та Дніпро-Бузького лиману суттєво впливає річковий стік. Як правило, відносно понижені концентрації спостерігалися у поверхневому шарі вод, де відчувався вплив прісних, річкових вод з невеликим вмістом ^{137}Cs , підвищені — у придонному горизонті, де відчувався вплив солоних, морських вод. Середня концентрація ^{137}Cs у поверхневих та придонних водах цих регіонів складала $11,3 \pm 2,2$ та $18,8 \pm 3,1 \text{ Бк/м}^3$, відповідно. Середньорічні концентрації ^{137}Cs у водах північно-західної частини Чорного моря наведені у таблиці 5.5 [27].

Рік	Горизонт	Концентрація радіонуклідів				
		у воді, (Бк/м³)	у донних відкладеннях, (Бк/кг)			
		Cs-137	Cs-137	K-40	Ra-226	Th-232
1998	поверхневий	23,4±2,9				
	придонний	25,0±8,0	12,4±5,6	170±52	7,1±1,9	8,4±3,1
1999	поверхневий	11,3±2,8				
	придонний	17,7±4,7	24,0±4,3	210±32	11,0±1,2	12,2±1,6
2000	поверхневий	16,9±2,2				
	придонний	20,9±2,7	10,7±5,4	240±100	13,7±4,5	16,3±5,0

Табл. 5.5 Середньорічні концентрації радіонуклідів штучного та природного походження у воді та донних відкладеннях ПЗЧМ

У центральному районі північно-західної частини Чорного моря концентрація ^{137}Cs змінювалася у межах 21-27 Бк/м³, а для поверхневого і придонного горизонтів. 27-33 Бк/м³, відповідно, Середнє значення концентрації ^{137}Cs за період досліджень у цьому районі становило, для поверхневого та придонного горизонтів $23,1 \pm 2,0$ та $29,2 \pm 1,7$ Бк/м³, відповідно. У таблиці 5.6 наведена динаміка зміни концентрації радіонуклідів ^{137}Cs та ^{134}Cs у поверхневих водах різних районів Чорного моря за період досліджень у 1986-2000 роках. Спостерігається чітка тенденція до зменшення концентрації ^{137}Cs та ^{134}Cs у поверхневих водах Чорного моря з часу, що пройшов з моменту аварії на Чорнобильській АЕС. Разом з тим, можна виділити деяку залежність величини концентрації цих радіонуклідів у поверхневих водах північно-західної частини Чорного моря від сезону спостережень. Як правило, відзначається зменшення концентрацій у весняний період у порівнянні з осіннім, що, певно, можна зв'язати із значним розведенням поверхневих вод цього району річковим стоком у період весняної повені.

Середня концентрація ^{137}Cs у донних відкладеннях змінювалася у межах 10,7-24 Бк/кг. Розрахований коефіцієнт накопичення ^{137}Cs донними відкладеннями змінювався від 92 до 5300 при середньому значенні 1290 ± 1000 . Концентрації природних радіонуклідів у донних відкладеннях 5.5 змінювалися у межах 31-620 Бк/кг для ^{40}K (середнє значення за період досліджень $175 \pm 3,5$ Бк/кг), 4,5-30 Бк/кг — для ^{226}Ra (середнє значення за період досліджень $11,0 \pm 1,7$ Бк/кг) та 5,7-35 Бк/кг — для ^{232}Th (середнє значення за період досліджень $12 \pm 2,1$ Бк/кг).

Район	Північно-західна частина		Західна частина		Східна частина		Вся акваторія	
Сезон	Cs-137	Cs-134	Cs-137	Cs-134	Cs-137	Cs-134	Cs-137	Cs-134
Літо 1986	89	37	110	44	240	100	180	74
Осінь 1986	110	37	130	44	130	41	130	44
Весна 1987		19						
Літо 1987	52	12	59	23	55	23	55	23
Весна 1988	21	4.8						
Осінь 1988	59	13	55	12	52	11	55	31
Весна 1989	30	4.4						
Осінь 1989	44	6.6						
Весна 1990	17	2.6						
Осінь 1990	48	4.4	48	4.1	48	4.1	48	3.7
Весна 1991	21	1.8						
Осінь 1991	25	2.2	22	2.2	27	2.6	26	2.2
Весна 1992	24	1.5	25	1.5	28	1.8	26	1.5
Осінь 1992	28	1.1	33	1.8	31	1.8	31	1.8
Весна 1993	25	1.1						
Літо 1994	19	0.9						
Весна 1995	17	<0.4						
Осінь 1998	20	<0.4						
Весна 1999	11	<0.4						
Зима 2000	19	<0.4						

Табл.5.6 Середньосезонні концентрації цезію-137 та цезію-134 (Бк/м3) у поверхневих водах різних районів Чорного моря

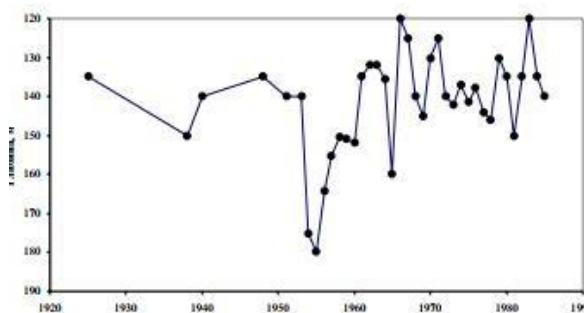


Рис. 5.10 Міжрічна мінливість середнього положення межі H₂S-зони на розрізі Ялта-Батумі

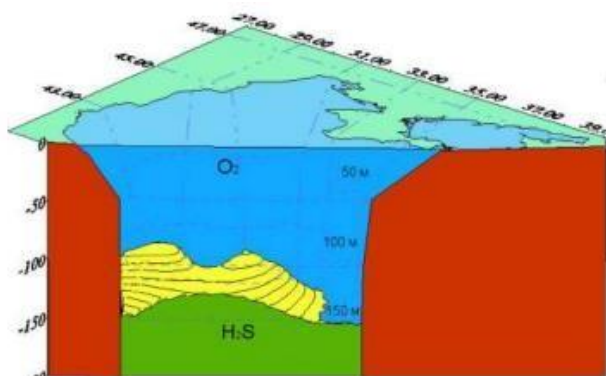


Рис. 5.11 Рельєф поверхні H₂S-зони Чорного моря на північ від розрізу Босфор – Керченська протока (за середньобаторічними даними для літнього сезону)

Аналізуючи результати визначення радіонуклідів у донних відкладеннях, можна зробити деякі висновки щодо впливу стану моря на їх концентрацію. Як правило, під час спостережень у осінньо-зимовий період року (1998, 2000 рр.) концентрація ^{137}Cs у донних відкладеннях була дещо нижчою, ніж під час спостережень у весняно-літній період (1999 р). У той же час спостерігається і зворотна залежність концентрації ^{137}Cs у воді на придонному горизонті — в осінньо-зимовий період року вона є дещо вищою, ніж у весняно-літній період 5.6

На даний час і у найближчі роки штучна радіоактивність вод Чорного моря визначатиметься довготривалими радіонуклідами цезієм-137 і стронцієм-90, тому що саме ці радіонукліди у водах морів та океанів знаходяться у розчиненій, іонній формі. Розподіл концентрацій і загальний запас їх у водній товщі буде, в основному, визначатися гідродинамічними факторами та полем течій. У результаті різних міграційних процесів основна частина техногенних радіонуклідів надходить до екосистеми Чорного моря, яке належить до числа морів, що має слабкий водообмін з океаном [28].

Внаслідок цього різні забруднюючі речовини, в тому числі й радіоактивні, що попали в його води, залишаються в морі досить тривалий час. Тому вивчення потоків техногенних радіонуклідів до екосистеми Чорного моря є необхідним для вирішення різних задач, пов'язаних із дослідженнями закономірностей ураження та відновлення морських біоценозів під дією радіаційних факторів.

У даний час і у найближчі роки штучна радіоактивність вод Чорного моря визначатиметься довготривалими радіонуклідами ^{137}Cs і ^{90}Sr , тому що ці радіонукліди у водах морів та океанів знаходяться у розчиненій, іонній формі. Розподіл концентрацій і загальний запас їх у водній товщі визначатиметься, в основному, гідродинамічними факторами та полем течій.

У результаті різних міграційних процесів основна частина техногенних радіонуклідів попадає до екосистеми Чорного моря, яке належить до числа морів, що має слабкий водообмін з океаном. Внаслідок цього різні забруднюючі речовини, в тому числі й радіоактивні, що попали до його води, залишаються у ньому досить значний час. Тому вивчення потоків техногенних радіонуклідів до екосистеми Чорного моря є необхідним для вирішення різних завдань, пов'язаних з дослідженнями закономірностей поразки та відновлення морських біоценозів під дією радіаційних факторів. Виявлено, що відбувся перерозподіл концентрацій Міністерство екології та природних ресурсів України. УкрНЦЕМ. 2001 р. в екосистемі Чорного моря. Є такі райони, де накопичуються радіонукліди, це райони із слабкою динамічною активністю [29].

Окрім проблем забруднення радіоактивними компонентами вод та донних відкладень Чорного моря існує і потреба вдосконалення моніторингу в усіх середовищах – повітря – вода - донні відкладення - гідробіоти. Це дасть можливість побудувати моделі динаміки та вилучення радіонуклідів з екосистеми Чорного моря і дати прогноз на певний період часу. Проблема загострюється у разі транспортування по Чорному морю відходів радіоактивних речовин для утилізації [30].

РОЗДІЛ 6

ПРИНЦИПИ ОЦІНКИ РАДІОЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

6.1 Санітарно-гігієнічні критерії оцінки радіаційного стану водних об'єктів

Розглянемо, наскільки нормативи в області вмісту радіонуклідів у питній воді забезпечують радіаційну безпеку водних об'єктів при їх комплексному господарському використанні. Як критичний ланцюжок формування дози для населення НКДАР ООН [6.1; 6.2] рекомендуємо ланцюжок надходження радіонуклідів в організм людини за рахунок споживання риби. Споживання риби і морепродуктів становить в середньому 8 кг/рік на людину, варіюючи від 4-6 кг/рік для країн Близького Сходу і Африки до 10-14 кг / рік на Далекому Сході і в Європі [6.3]. Річне споживання риби M_p відповідно до МУК 2.6.1.717-98 [6.4] дорівнює 35 г/сут (12,8 кг/рік), що непогано узгоджується з даними, представленими в [6.3]. Це значення будемо використовувати при оцінках дози, що формується з рибного ланцюжку.

У наслідок значної варіабельності значень коефіцієнтів накопичення [6.1; 6.2; 6.5-6.9] принциповим є вибір значень коефіцієнтів накопичення радіонуклідів в рибі по відношенню до їх змісту у воді водних об'єктів. Для оціночних розрахунків доцільно вибирати значення коефіцієнтів накопичення, що забезпечують найбільш консервативні значення вмісту радіонуклідів в рибі, яка споживається в їжу.

Значення радіологічних показників для водойм рибогосподарського використання при таких значеннях коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr представлені в табл. 6.1 для критичної групи населення «Дорослі». При цих рівнях вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у воді водного об'єкта і умови формування дози

для населення доза за рахунок комплексного водокористування (для цілей питного водопостачання та рибогосподарського використання) істотно перевищує квоти, що відводяться на надходження рідких скидів у водні об'єкти від радіаційно-небезпечних підприємств ядерного паливного циклу [31].

Нуклід	УВ ^{ВОДА} , Бк/кг	Доза рахунок питної води мЗв/рік	Зміст в рибі, кБк/кг	Доза за рахунок вживання риби, мкЗв/год	Сумарна доза, мЗв/год
¹³⁷ Cs	11	0,1	22,0	3,5	3,6
⁹⁰ Sr	5	0,1	0,3	0,1	0,2

Таб.6.1 Оцінки доз при рибогосподарському використанні водою при нормуванні вмісту радіонуклідів по питній воді

6.2 Радіаційний захист водних об'єктів.

Нескладно визначити допустиме значення вмісту ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr у воді водного об'єкта (відповідно $\square\square^{\text{Cs}}$ і ds^{Sr}), регламентований на основі дозового квоти $ДК^{\text{BO}}$, що виділяється для даного водного об'єкта, при формуванні дози для населення тільки за рахунок споживання риби:

$$ds^{\text{Sr}} = \frac{ДК^{\text{BO}} M_{\text{B}} / ДК^{\text{ПБ}} M_{\text{P}}}{K^{\text{Sr}} / УВ^{\text{Sr}} + {}_s K^{\text{Cs}} / УВ^{\text{Cs}}}, \quad (6.1)$$

$$\square\square^{\text{Cs}} = \square ds^{\text{Sr}}, \quad (6.2)$$

де M_B і M_P - річне споживання питної води (730 кг / рік) і риби (12,8 кг / рік); K^{Cs} і K^{Sr} - коефіцієнти накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr в рибі (60 і 2000); $ДК^{ПВ}$ - дозová квота, що виділяється на питне водокористування (0,1 мЗв/рік по НРБ-99); $УВ^{Sr}$ - рівень втручання по НРБ-99 для вмісту в питній воді ^{90}Sr (5 Бк/кг); s - відношення питомої активності ^{137}Cs до питомої активності ^{90}Sr у воді водного об'єкта (рівне 2,2 в разі, у випадку якщо це відношення дорівнює відношенню $УВ$ для цих радіонуклідів) [32].

Співвідношення (6.1) і (6.2) є наслідками критеріальних умов:

$$УВ^{Sr} M_B^{Sr} = ДК^{ПВ}, \quad (6.3)$$

$$УВ^{Cs} M_B^{Cs} = ДК^{ПВ}, \quad (6.4)$$

$$M_P (K^{Sr} d s^{Sr} + K^{Cs} d s^{Cs}) = ДК^{ПВ} \quad (6.5)$$

де d^{Sr} , d^{Cs} - коефіцієнти пропорційності, що зв'язують річне надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr з ефективною еквівалентною дозою, мЗв/Бк.

Підставляючи чисельні значення параметрів і взявши в якості значення $ДК^{ПВ}$ 10 мкЗв/рік (для АЕС по СП АС-99), отримаємо, що для забезпечення даної дозової квоти вміст у воді ^{137}Cs і ^{90}Sr не повинно перевищувати 13,8 і 30,4 мБк/кг.

Ці значення відповідають (трохи перевищуючи, але в інтервалі варіації значень) до сучасного рівня вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr в поверхневих прісних водах, зумовленого глобальним забрудненням біосфери за рахунок випробувань ядерної зброї. За даними Мінприроди, вміст ^{90}Sr в водах річок Росії становить 6-7 мБк/л, а вміст ^{137}Cs знаходиться на рівні 1-20 мБк /л для різних видатків включаючи і річки, водосбори які порушені аварією на Чорнобильській АЕС. Глобальний фон вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr в водоймах і водотоках Північної півкулі до аварії на Чорнобильській АЕС знаходився в діапазоні $(1 - 9) \cdot 10^{-13} \text{ Кі/л}$ (приблизно 10 мБк / кг) .

Формула розрахунку допустимої концентрації i -го радіонукліда у воді водного об'єкта при формуванні надходження цього радіонукліда в організм людини по j -й харчовому ланцюжку $\square\square_{ij}$, що є узагальненням (6.2), має вигляд:

$$ds_{ij} = \frac{ДК^{BO} M_{\text{в}} \eta_i}{ДК^{ПВ} M_j \sum_i (K_{ij} \eta_i / УВ_i)}, \quad (6.6)$$

де η_i - частка змісту (за питомою активністю) i -го радіонукліда у воді водного об'єкта; $УВ_i$ - рівень втручання для i -го радіонукліда по НРБ-99; M_j - річне споживання j -го продукту, кг/рік; $K_{\square\square}$ - коефіцієнт накопичення (переходу) i -го радіонукліда по відношенню до води в j -м продукті. Формула розрахунку допустимого вмісту радіонуклідів у воді водного об'єкта при квотування дози за рахунок господарського водокористування набуває вигляду :

$$ds_i = \frac{ДК^{BO} M_{\text{в}} \eta_i}{ДК^{ПВ} \sum_j M_j \sum_i (K_{ij} \eta_i / УВ_i)}. \quad (6.7)$$

У (6.7) враховується тільки доза внутрішнього опромінення, що формується за рахунок господарського використання водного об'єкта без обмежень в водокористування. Однак, маючи на увазі, що дозове навантаження за рахунок необмеженого водокористування, обумовлена факторами зовнішнього опромінення (перебування на пляжному схилі, на акваторії водойми, на заливних землях і ін.), Істотно менше впливу факторів внутрішнього опромінення, зовнішнє опромінення можна в цьому випадку не враховувати. При необхідності врахувати чинники зовнішнього опромінення не є проблемою [33].

Для водних об'єктів спеціального призначення (хвостосховищ, відстійників, водойм-сховищ рідких РАВ), для яких введені обмеження в

водокористування, внесок факторів зовнішнього опромінення може бути домінуючим.

З (6.6) і (6.7) випливає, що при наявності n шляхів формування дози опромінення за рахунок водокористування найбільш консервативна оцінка допустимого вмісту даного радіонукліда у воді $C_{\text{КОНС}}$ визначається за формулою:

$$C_{\text{КОНС}} = \frac{D_{\text{КРИТ}}}{\sum_{i=1}^n K_i} \quad (6.8)$$

де $D_{\text{КРИТ}}$ - найменше значення $D_{\text{с}}$ з усіх розрахованих за формулою (6.6) для всіх шляхів надходження радіонуклідів в організм осіб з критичної групи населення при використанні даного водного об'єкта без обмежень в водокористування (критичний вид водокористування). Так як зазвичай критичним видом водокористування є споживання риби, а на другому місці стоїть використання води водойми для цілей зрошуваного землеробства, реальної консервативною оцінкою значення $C_{\text{КОНС}} \in 0,5 C_{\text{РИБА}}$.

Нормування вмісту радіоактивних речовин в донних відкладеннях вельми важливо, так як ці відкладення, будучи місцем депонування радіонуклідів, акумулюють радіоактивні речовини до високих рівнів і є джерелом вторинного забруднення води і всієї екосистеми водного об'єкту. Особливо актуальна задача регламентування вмісту радіонуклідів в донних відкладеннях при розгляді питань зняття з експлуатації радіаційних об'єктів. В рамках санітарно-гігієнічного нормування при використанні моделі «коефіцієнтів накопичення» допустимий вміст i -го радіонукліда $d g_i$ визначається з умови

$$d g_i = \min \{ g_i = D_{\text{с}}^{\text{PAB}}, g_i = C_{\text{с}} C_{\text{с}} \}, \quad (6.9)$$

де g_i - питома активність i -го радіонукліда в донних відкладеннях;
 $\alpha_i^{РАВ}$ - нижня межа вмісту i -го радіонукліда в донних відкладеннях, при яких вони класифікуються як радіоактивні відходи; α_{ii} - коефіцієнт накопичення i -го радіонукліда в донних відкладеннях [34].

Для забезпечення консервативних оцінок значень $\alpha_i g_i$ у формулі (6.9) необхідно вибирати мінімальні значення α_{ii} з області їх варіації. У цьому виборі слід враховувати ту обставину, що перехід радіонуклідів з донних відкладень у воду здійснюється по двох каналах: за рахунок дифузії за законом Генрі і за рахунок взмучивання внаслідок ветроволнових збурень водних мас водойми. Облік цих процесів в припущенні малості вмісту радіонуклідів у водній масі в порівнянні з їх вмістом в донних відкладеннях дозволяє визначити зв'язок між питомою активністю донних відкладень g і води s :

$$s = g \left(c + \frac{1}{\alpha_{ii}^{ИСТ}} \right), \quad (6.10)$$

де c - каламутність води, обумовлена взмучивання донних відкладень, кг/л; $\alpha_{ii}^{ИСТ}$ - істинний коефіцієнт розподілу i -го радіонукліда між водою і донними відкладеннями, який визначається для стаціонарних (незбурених) умов (коефіцієнт пропорційності між змістом даного радіонукліда у воді і твердої фракції донних відкладень відповідно до закону Генрі), л/кг.

Для проведення консервативних оціночних розрахунків непоганий оцінкою значень $\alpha_{ii} \in 0,1 \alpha_{ii}^{ИСТ}$. У граничних випадках маємо:

при відсутності вимучування ($\alpha_{ii}^{ИСТ} \ll 1$) - $\alpha_{ii} = \alpha_{ii}^{ИСТ}$

при сильному взмучуванні ($\alpha_{ii}^{ИСТ} \gg 1$) - $\alpha_{ii} = c$

Останній вираз дозволяє оцінити ефективну товщину шару донних відкладень $\alpha_{эф}$, що втягуються в процес ветроволнового взмучивання:

$$\sigma_{\text{эф}} = cH \quad (6.11)$$

де H - середня глибина водойми. Таким чином, навіть при дуже високих вітрохвильових навантаженнях, коли значення каламутності води становить 100-1000 мг/л, для водойм з середньою глибиною 5-10 м товщина шару донних відкладень, які можуть взмучуватися під дією турбулізації водних мас, переходячи з донних відкладень в воду водойми, не перевищує 1 см.

Оскільки радіонукліди в донних відкладеннях розподілені в верхньому 5-10-сантиметровому шарі, ця оцінка характеризує прийнятність зробленого при виведенні формул припущення про малість вмісту радіонуклідів у водній масі по рівненню з їх утриманням у донних відкладеннях. Про це ж свідчать дані про розподіл радіонуклідів по компонентах водойм, забруднених внаслідок радіаційних аварій або використовуються як ставків-охолоджувачів АЕС, а також водойм-хвостосховищ для об'єктів атомної промисловості. Оцінка допустимого вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у донних відкладеннях, отримана з використанням наведених вище даних ($\sigma_i = 0,5 ds_i^{\text{риба}}$, $ds_i^{\text{риба}} = 14 \text{ мБк/кг}$, $ds_i^{\text{риба}} = 30 \text{ мБк/кг}$, $\sigma_{\text{ист}} = 0,1 \sigma_{\text{ист}}$, $\sigma_{\text{ист}} = 200 \text{ м}^3/\text{т}$, $\sigma_{\text{ист}} = 30\,000 \text{ м}^3/\text{т}$), дає значення $dg_{\text{Sr}} = 1,4 \text{ Бк/кг}$ і $dg_{\text{Cs}} = 30 \text{ Бк/кг}$. При нормуванні вмісту радіонуклідів в донних відкладеннях доцільно використовувати ще один критерій, що впливає з вимоги застосування консервативних сценаріїв опромінення при оцінці дози для критичних груп населення, а саме: донні відкладення ні за яких умов не повинні бути забруднені радіоактивними речовинами до рівнів, що перевищують допустимий вміст радіонуклідів в ґрунтах сільськогосподарського використання. При цьому доза, що визначається сільськогосподарським використанням таких ґрунтів, повинна враховуватися в дозовій квоті, виділеній для водокористування водним об'єктом. Ця умова враховує, зокрема, такий вид водокористування, як використання

сапропелю як добрива. . Особливо важливий цей критерій для проектування заходів щодо зняття радіаційних об'єктів з експлуатації з урахуванням різних варіантів використання водойм в довгостроковій перспективі. Застосування цього критерію знімає з розгляду питання про облік дози за рахунок сільськогосподарського використання заливних і зрошуваних земель, так як цілком очевидно, що він жорсткіше, ніж критерій обліку водокористування для цілей зрошуваного землеробства включаючи і використання заливних земель [35].

Розрахунок (або, правильніше, оцінку) допустимого вмісту радіонуклідів в донних відкладеннях за цим критерієм cap і dg необхідно виконувати, керуючись методиками по нормуванню вмісту радіонуклідів в ґрунтах сільськогосподарського призначення. Тоді

$$dg_i^{cap} = \frac{DK^{BO}}{\rho L_i K_i^{п-Д}}, \quad (6.12)$$

де ρ - щільність донних відкладень, $кг / м^3$; $\square_i$ - ефективна 1 товщина донних відкладень для i -го радіонукліда, $м$; $\square^{п-Д}$ - коефіцієнт «переходу» i -го радіонукліда в ланцюжку «ґрунт - раціон - річна доза», $(Зв/рік) \cdot (Бк/м^2)^{-1}$.

Облік конкретного раціону, видів вирощуваних культур, спектра радіонуклідів робить процедуру оцінки $\square_i^{cap}$ вельми кропіткою роботою в першу чергу за рахунок коректного розрахунку показника $\square^{п-Д}$. Консервативну оцінку для таких радіологічно значимих радіонуклідів, як ^{137}Cs та ^{90}Sr , можна отримати по ланцюжку «випадання - раціон - доза» за умови, що в якості випадання необхідно використовувати вміст радіонуклідів у донних відкладеннях. Для ^{137}Cs та ^{90}Sr коефіцієнти переходу по цьому ланцюжку рівні 55 і 53 $нЗв/(рік \cdot Бк \cdot м^{-2})$ відповідно. Тоді при $\rho = 1000$ $кг / м^3$ (1 $кг/л$), L , що дорівнює 5 і 10 $см$ для ^{137}Cs та ^{90}Sr відповідно, і $DK^{BO} = 10$ $мкЗв/рік$ маємо: $\square_{Cs}^{cap} = 4$ $Бк/кг$; $\square_{Sr}^{cap} = 2$ $Бк/кг$.

Результати оцінок допустимого вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у воді і донних відкладеннях (окремо по кожному радіонукліді) і по кожному виду водокористування для водного об'єкта, дозоза квота для якого за рахунок водокористування становить 10 мкЗв/рік, приведені в табл. 6.2 Як видно з цих даних, критичними варіантами водокористування є господарське водокористування без обмежень (питне водопостачання, рибогосподарська використання, зрошуване землеробство, використання заливних земель) при нормуванні вмісту радіонуклідів у воді водного об'єкта, а при нормуванні вмісту радіонуклідів в донних відкладеннях - обмеження їх змісту при використанні в якості добрив сапропелю[36].

Відзначимо дві обставини. По-перше, допустимий вміст радіонуклідів у донних відкладеннях при обмеженні їх питомої активності в воді водного об'єкта при водокористування без обмежень сильно залежить від співвідношення вмісту радіонуклідів у воді, значень UB_i коефіцієнтів накопичення в об'єктах, що беруть участь у формуванні дози опромінення, багато в чому визначаючись значеннями цих величин для «критичних» радіонуклідів, що наочно демонструють що наочно демонструють дані, наведені в табл. 6.2, і оцінки, виконані вище ($dg_{\text{Sr}} = 1,4$ Бк/кг; $dg_{\text{Cs}} = 30$ Бк/кг). По-друге, використання сапропелю як добрива - процес добре регульований в першу чергу за рахунок керування обсягом внесеного в якості добрива сапропелю, тому відповідні цифри в таблиці 6.2 слід інтерпретувати як найбільш консервативної оцінки, тобто при прямому використанні (після осушення) площ, зайнятими донними відкладеннями, під сільськогосподарське використання.

Для зроблених вище оцінок нормативного вмісту радіонуклідів в компонентах гідросфери поряд з санітарно-гігієнічним принципом був використаний і принцип консервативності. Використання таких сценаріїв міграції радіонуклідів у водному середовищі і таких сценаріїв формування дози для критичних груп населення за рахунок різних варіантів водокористування, а також таких моделей формалізації цих процесів і таких

значень параметрів моделей, які дозволяють забезпечити найбільш консервативні оцінки вмісту радіонуклідів в компонентах водного біогеоценозу і найбільш консервативні оцінки дози для населення. У цьому формулюванні під консервативною оцінкою розуміється така, яка забезпечує мінімальний рівень з деякого можливого діапазону значень. Відповідно поняття «консервативність» використовується стосовно до сценаріїв міграції радіо- нуклідів в водної екосистемі, варіантів водокористування та сценаріями формування дози [37].

Нуклід	Допустимий вміст у воді, Бк/кг			Допустимий вміст в донних відкладеннях, Бк/кг	
	Питне водопостачання	Рибогосподарське використання	Господарське використання без обмежень	Нормування вмісту у воді при водокористування без обмежень	Нормування вмісту в донних відкладеннях
^{137}Cs	11	0,031	0,015	46	4
^{90}Sr	5	0,480	0,240	48	2

Таблиця 6.2. Допустимий вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у воді і донних відкладеннях водного об'єкта при різних варіантах його господарського використання

Наскільки обґрунтовано використання цього принципу і які межі його застосовності? З гігієнічної точки зору сучасний рівень вмісту техногенних 2 радіонуклідів у водних середовищах досить низький, і консервативні значення їх змісту в компонентах водного середовища зазвичай в кілька разів вище цих рівнів. Рівень сучасних ядерних технологій цілком дозволяє забезпечувати консервативні значення параметрів, що характеризують

радіаційно-гігієнічний стан водних об'єктів і їх санітарну охорону. Консервативні оцінки цих параметрів так високі, щоб їх забезпечення реалізувалося при будь-яких станах радіаційного об'єкта, що розглядаються як нормальний режим його експлуатації. Потрібно цілеспрямована діяльність з управління станом техногенного потенційно радіаційно-небезпечного об'єкта з підтримки значень параметрів радіаційного стану водного об'єкта в нормативних пре- справах, відповідних консервативними оцінками цих параметрів [38].

Відхилення від штатного режиму експлуатації радіаційного об'єкта, наслідком чого можуть бути надходження радіонуклідів у водне середовище і перевищення консервативних значень параметрів, що характеризують нормальне радіаційний стан водного об'єкта в великому діапазоні інцидентів, можуть не розглядатися в якості радіаційної аварії, так як консервативний підхід заздалегідь забезпечує певний «запас» в порівнянні з реально допустимими значеннями, а крім того, є деякий «резерв оборотності» наслідків позаштатної ситуації. На підставі цього з'являється можливість розмежувати поняття і при- знаки радіаційної аварії та радіаційного інциденту стосовно до водного об'єкту.

Радіаційний інцидент - це таке надходження радіоактивних речовин в водний об'єкт, при якому перевищуються консервативні оцінки параметрів радіаційного стану об'єкта, потрібне проведення спеціальних робіт по оцінці ситуації радіаційної обстановки і її відповідним наслідком допустимої, а також є можливість приведення ситуації, обстановки до допустимої або вихідної (оборотність ситуації) за допомогою управління надходженням радіонуклідів від радіаційного об'єкта [39].

Радіаційна аварія - це таке надходження радіоактивних речовин в водний об'єкт, при якому перевищуються консервативні оцінки параметрів радіаційного стану об'єкта, потрібне проведення спеціальних робіт по оцінці ситуації радіаційної обстановки, по результатам якої робиться висновок про перевищення параметрів, які характеризують допустиму радіаційну ситуацію

в водному об'єкті, і потребує проведення спеціальних заходів щодо забезпечення радіаційної безпеки водного об'єкта.

Зрозуміло, що в основному принцип консервативності використовується для рішення завдань встановлення радіаційних регламентів в ситуаціях нормальної експлуатації водного об'єкта (водокористування), хоча сам по собі як принцип, яким слід було б розширити систему принципів радіаційного захисту, він самодостатній і має право на необмежене використання в рамках цієї системи [40].

ВИСНОВКИ

На основі вивчених матеріалів можна зробити висновок про те, що проблема впливу малих доз радіації несе достатньо негативні наслідки.

Дослідженнями доведено, що опромінення в малих дозах викликає численні структурні перебудови в клітинах, приводячи до зміни їх функціональної активності. Більш того, коли вони впливають на клітинну мембрану, опромінюючи весь організм, практично однакові зміни відбуваються і при дуже великих, і при дуже малих дозах. Тобто малими дозами радіації можна, наприклад, вбити клітину також, як і великими. Зрозуміло, мова йде не про разовому, а тривалій дії.

В силу біологічної організації будь-якого живої істоти організм може давати різні відповіді на різні концентрації. І не обов'язково вони будуть підкорятися лінійної залежності «доза-ефект». У більшості випадків максимальний ефект спостерігається саме в певних інтервалах малих доз, розділених між собою «мертвими зонами», в яких не відбувається ніяких змін. Є, до речі, такі інтервали малих доз опромінення, на які організм реагує навіть сильніше, ніж на більш високі дози [41].

На малі дози не реагують наші системи репарації (відновлення). Людина, в принципі, краще підлаштовується під середні впливу: впоратися з дуже сильним, як правило, не вистачає ресурсу, а надто слабе ми просто не відчуваємо. Наш організм не розпізнає малі дози опромінення як небезпеку, не мобілізується, не намагається адаптуватися, словом, не захищається.

Одне з найглибших помилок - вважати, що в нашому організмі добре розвинені всі репараційні системи. Наш організм не сприймає слабе опромінення як шкода. Це і є природний відбір. Ми запрограмовані на життя в певних умовах - атмосферний тиск, іонізуюче випромінювання, склад повітря і т.і. Організм не може відповідати на будь-яке відхилення від норми

набором захисних реакцій. Тому виживає той, у кого все-таки виходить адаптуватися.

Радіочутливість залежить від багатьох чинників, наприклад від обсягу ДНК, від роботи ферментів, що відповідають за репарацію. Я б пов'язала всі ці фактори в систему адаптації. Її станом і визначається радіочутливість конкретної людини: в роботі системи з'являється збій - радіочутливість підвищується. До речі, постійне низькоінтенсивне опромінення може зробити нас більш чутливими до дії самих різних факторів крім радіації. Адже відомо, що на опромінених територіях більше не тільки лейкозів, але і інфарктів, інсультів.

Слабке опромінення діє опосередковано, запускаючи механізми геномної регуляції. Можна спровокувати апоптоз - запрограмовану загибель клітини. Просто високі дози радіації призводять до загибелі, безпосередньо пошкоджуючи молекулу ДНК, а малі - через експресію гена і появу білків, які і запускають механізм запрограмованої загибелі.

Ризик не можна обчислювати для всього інтервалу доз, які отримала та чи інша популяція. Ризик буде різним у різних дозових інтервалах і розраховувати його треба для певної дози і потужності випромінювання. Для наочності наведемо такий приклад. Можна отримати 100 рентген за один раз, а можна розтягнути цю дозу на тривалий час. І в цьому випадку 100 рентген одноразово - це гірше. Доза в 15 рентген - і відразу, і частинами - дасть приблизно однакові наслідки. А ось 1 рентген, отриманий за раз, може завдати меншої шкоди, ніж доза, розтягнута на кілька прийомів, скажімо, протягом місяця.

Сьогодні отримані результати далеко не всіх переконують. По-перше, у нас дійсно немає достовірної статистики по захворюваності, а це основна доказова база для того, щоб змінювати НРБ. Ми маємо в своєму розпорядженні лише якісними результатами експериментів, хоча вони і незаперечні. А по-друге, є ж відомчі інтереси. Більшість наших радіобіологів

і атомників не зацікавлені переглядати норми, адже в цьому випадку за шкоду, заподіяну здоров'ю, доведеться платити компенсацію.

З ефектами, які виникають при дії малих доз опромінення, не можна не рахуватися. Отже прийдемо до висновку, що не менш небезпечно малий, але постійний вплив різних чинників, в тому числі і радіації.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. О.І. Герасимов., Радіоекологія за галузями: Підручник; ОДЕКУ - Одеса: ТЕС, 2016.- 100с.
2. Герасимов О.І., Кільян А.М. Елементи фізики довкілля: Радіоекологія (конспект лекцій).-Одеса: ОДЕКУ, 2003.- 134с.
3. Сивухін Д. В., Загальний курс фізики. Атомна і ядерна фізика, ч. 1-2, М., 1986 - 89 с.
4. Булавін Л. А., Тартаковський В. К. Ядерна фізика. К. : Знання, 2005. - 439 с.
5. Зыкин П.В., Белова М.Г. Безопасность жизнедеятельности: учеб. пособие 2-е изд., доп. и перераб. Москва, 2007 - 73 с.
6. Муртазов А.К. Экологический мониторинг. Методы и средства: учеб. пособие Ч. 1. Рязань: Изд-во Рязанского государственного университета им. С.А. Есенина, 2008 - 146 с.
7. Боярчук К.А. Новые методы дистанционного мониторинга состояния окружающей среды в зоне АЭС // Компетентность. 2011. № 6-87, 48 с.
8. Бурлакова Е. Б., Голощапов А. Н., Жижина Г. П. та ін. Нові аспекти закономірностей дії низькоінтенсивного опромінення в малих дозах // радіаційно біологія. Радіоекологія. 1999. Т. 39. № 1.
9. Кузин А. М. Стимулююча дія іонізуючого випромінювання на біологічні процеси: До проблеми біологічної дії малих доз. М., 1977.
10. Шевченко В. А., Померанцева М. Д. Генетичні наслідки дії іонізуючого випромінювання здійснюватиме. М., 1985.
11. Шевченко В. А., Печкуренок В. Л., Абрамов В. І. Радіаційна генетика природних популяцій. М., 1992.
12. Ейдус Л. Х. Про єдиний механізм ініціації різних ефектів малих доз іонізуючого випромінювання здійснюватиме//Радіаційна біологія. Радіоекологія. 1996. Т. 36. Вип. 6.

- 13.. Василенко О.И. Радиационная экология – М.: Медицина, 2004. – 216 с.
14. Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии//ТПУ, ГэГх, 2004.
15. Погосов А.Ю., Дубковский В.А. Ионизирующая радиация: радиоэкология, физика, технологии, защита//Одесса, Наука и техника, 2012.
16. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах//М.: Энергоиздат, 1981.
17. Журавлёв А.И. Биофизическая и радиационная экологии//М.: Белые альвы, 2012.
18. Очкин А. В., Бабаев Н.С., Магомедбеков Э.П. Введение в радиоэкологию. М.: ИздАт, 2003.
19. Техногенные радионуклиды в морях, омывающих Россию//ИздАТ, М.: 2005.
20. Vakulovskij S.M., Medinets V.I., Nikitin A.I. at all. Radioactive Contamination of Water Systems in the Area Affected by Releases from the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident.- In Environmental Contamination Following a Major Nuclear Accident.- IAEA, Vienna, 1990, Vol. 1, p. 231-246.
21. Громов В.В., Москвин А.И., Сапожников Ю.А. Техногенная радиоактивность Мирового океана.- М.: Энергоатомиздат, 1985 - 272 с.
22. Скопинцев Б. А. Формирование современного химического состава вод Черного моря. - Л.: Гидрометеиздат. - 1975. - 336 с.
23. Сапожников Ю.А., Алиев Р.А., Калмыков С.Н. Радиоактивность окружающей среды. Теория и практика//БИНОМ. Лаборатория знаний, М.: 2010.
24. Белозерский Г.Н. Радиационная экология – М.: Академия, 2008.
25. Александров Ю.А. Основы радиационной экологии// Йошкар-Ола, 2007.

26. Исследование береговой зоны морей, научное издание, главный редактор Ю.Д.Шуйский, Киев, 2001.
27. Report Assessment of land based sources of water and land pollution on the Ukrainian Black Sea coast, Istanbul, 1996.
28. National Report on recreational water and beach quality, Istanbul, 1996
29. The Black Sea Ecological Problems, Odessa, SCSEIO, 2000.
30. Л.В. Мацокин, Метод районирования вод Черного моря по комплексу параметров, Проблемы Черного моря, Севастополь, МГИ Академии наук Украины, 1992 г., с. 69-70.
31. Фащук Д.Я., Самышев Э.З., Себах Л.К., Шляхов В.А. Формы антропогенного воздействия на экосистему Черного моря и ее состояние в современных условиях. // Экология моря. №38 АН УССР, ИнБЮМ. 1991. 13-27 с.
32. Казаков С. В. Управление радиационным состоянием водоемов-охладителей АЭС. — Киев: Техника, 1995. — С. 10.
33. Вовк П. С., Зарубін О. Л., Кленус В. Г. і співавт. Радіаційне забруднення біотичних компонентів водяних екосистем // Бюлетень екологічного стану зони відчуження. — 1996. — 1 (6). — С. 50—55.
34. Кузьменко М. И., Паньков И. В., Волкова Е. Н., Широкая З. О. Содержание стронция-90 и цезия-137 в гидробионтах Волги, Дуная и Днепра // Гидиол. журн. — 1993. — Т. 29. — № 5. — С. 53—60.
35. Рябов И. Н. Оценка воздействия радиоактивного загрязнения на гидробионтов 30-км зоны контроля аварии на ЧАЭС // Радиобиология. — 1992. — Т. 32. — Вып. 5. — С. 662—667.
36. Воробьев Е. И., Ильин Л. А., Книжников В. А., Алексахин Р. М. Актуальные проблемы радиационной экологии и гигиены в ядерной энергетике // Атом. энергия. — 1977. — Т. 43. — Вып. 5. — С. 374—396.
37. Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н. Морская динамическая радиохеомоэкология. — М.: Энергоатомиздат, 1986.

38. Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радионуклидов по основным компонентам пресноводных водоемов. — Свердловск, 1963. — 78 с. — (Тр. АН СССР. Урал. фил. Ин-т биологии; Вып. 30).
39. Крышев И. И., Сазыкина Т. Г. Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. — М.: Энергоатомиздат, 1986, — 240 с.
40. Казаков С. В., Вовк П. С., Фильчагов Л. П. Радиоэкологическое состояние пруда-охладителя ЧАЭС // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. — Київ: Наук. думка, 1994. — Вип. 1. — С. 129—138.
41. Давыдчук В. С., Зарудная Р. Ф., Михели С. В. и др. Ландшафты Чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов. — Киев: Наук. думка, 1994. — 112 с.