

**О.І. Герасимов, І.С. Андріанова
В.В. Курятников, А.Я. Співак**

**ПОСІБНИК ДЛЯ ПОШУКУВАЧІВ РІВНЯ
ПІДГОТОВКИ ДОКТОР ФІЛОСОФІЇ ЗА
СПЕЦІАЛЬНІСТЮ ТЕХНОЛОГІЇ ЗАХИСТУ
НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА**

Навчальний посібник

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

О.І. Герасимов, І.С. Андріанова
В.В. Курятников, А.Я. Співак

ПОСІБНИК ДЛЯ ПОШУКУВАЧІВ РІВНЯ
ПІДГОТОВКИ ДОКТОРА ФІЛОСОФІЇ
ЗА СПЕЦІАЛЬНІСТЮ ТЕХНОЛОГІЇ ЗАХИСТУ
НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

Навчальний посібник

Одеса
Одеський державний екологічний університет
2021

УДК 502/504
Г37

Герасимов О. І., Андріанова І. С., Курятников В. В., Співак А. Я.

Г37 Посібник для пошукувачів рівня підготовки доктор філософії за спеціальністю Технології захисту навколишнього середовища: навчальний посібник. Одеса, Одеський державний екологічний університет, 2021. 213 с.

ISBN 978-966-186-180-9

Матеріали посібника складають методичне підґрунтя циклу навчальної підготовки здобувачів наукового ступеня доктор філософії за спеціальністю 183 «Технології захисту навколишнього середовища». Зміст розділів посібника відповідає начальному плану підготовки і проекту державного стандарту, розробленому НМК ТЗНС МОН України. Викладення теоретичних матеріалів супроводжується розглядом типових задач. Також пропонуються вправи для самостійного виконання з метою практичного засвоєння наданих матеріалів. Список літератури дає можливість поглибленого вивчення розглянутих тем та питань. Посібник пропонується до уваги здобувачів наукового ступеня не тільки за спеціальністю ТЗНС, але й інших, близьких міждисциплінарних напрямів підготовки, а також науковців і викладачів, які цікавляться інженерно-фізичними аспектами технологій захисту систем та елементів довкілля.

УДК 502/504

Рецензенти:

завідувач кафедрою хімії навколишнього середовища,
доктор технічних наук *Софронков О. Н.*
професор ОНУ ім. Мечникова, кафедра загальної фізики і фізики
теплоенергетичних та хімічних процесів, доктор
фізико-математичних наук *Калінчак В. В.*

*Затверджено вченою радою Одеського державного екологічного університету
Міністерства освіти і науки України як навчальний посібник для здобувачів вищої освіти
за спеціальністю «Технології захисту навколишнього середовища»
(протокол №6 від 30.06.2021 р.)*

ISBN 978-966-186-180-9

© О.І. Герасимов, І.С. Андріанова,
В.В. Курятников, Співак А.Я.,
© Одеський державний екологічний
університет, 2021

ЗМІСТ

ВСТУП.....	5
Розділ 1 ЗАГАЛЬНІ ЗАСАДИ РАДІОЕКОЛОГІЇ.....	6
1.1 Наукові основи радіоекології та етапи її розвитку.....	6
1.2 Методологічні засади, основні принципи і поняття сучасних радіоекологічних досліджень.....	12
Розділ 2 РАДІОЕКОЛОГІЯ ПРИРОДНИХ ЕКОСИСТЕМ.....	19
2.1 Загальні закономірності міграції радіонуклідів у навколишньому середовищі.....	19
2.2 Міграція радіонуклідів в атмосфері.....	21
2.3 Радіоекологія лісових екосистем.....	23
2.4 Радіоекологія водних екосистем.....	25
2.5 Міграція радіонуклідів у відкритих та гірських ландшафтах.....	32
2.6 Радіоекологія агроценозів і урбанізованих територій.....	38
Розділ 3 СУЧАСНІ УЯВЛЕННЯ ПРО СКЛАДНІ СИСТЕМИ ТА ЇХ ВЛАСТИВОСТІ.....	46
3.1 Властивості відкритих систем.....	46
3.2 Рівняння Фоккера-Планка.	47
3.3 Фрактальні властивості систем.....	52
3.4 Фазові перетворення.....	60
Розділ 4 МЕТОДИ МОДЕЛЮВАННЯ ФІЗИЧНИХ ПРОЦЕСІВ У ДОВКІЛЛІ.....	65
4.1 Методи чисельного розв'язку рівнянь руху. Метод молекулярної динаміки.....	65
4.2 Моделювання за допомогою імовірнісних алгоритмів. Метод Монте-Карло.....	67
4.3 Моделювання біфуркаційних процесів. Моделювання фракційних об'єктів та процесів.....	87
4.4 Методи стереологічного аналізу структури багатокomпонентних систем. Фігури Вороного.....	89
Розділ 5 ІНЖЕНЕРНО-ФІЗИЧНІ ПРИНЦИПИ ЗАХИСТУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА.....	99
5.1 Методологічні засади, основні принципи і поняття інженерних аспектів захисту навколишнього середовища.....	99
5.2 Методи та заходи зниження рівня забруднення навколишнього середовища.....	111
5.3 Захист атмосфери.....	114
5.4 Захист водного середовища.....	121
5.5 Методи захисту літосфери.....	123

Розділ 6 НАУКОВО-ОБГРУНТОВАНІ ПІДХОДИ ДО ЛІКВІДАЦІЇ НАСЛІДКІВ ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА.....	125
6.1 Методи захисту довкілля від енергетичних дій.....	126
6.2 Технології та апарати очищення об'єктів навколишнього середовища...	127
6.3 Сучасний екологічний стан України та наслідки аварії на Чорнобильській АЕС.....	130
6.4 Дезактивація та реабілітація радіаційно забруднених територій.....	131
6.5 Організація життєдіяльності в умовах, які забезпечують мінімізацію дозових навантажень.....	132
6.6 Схов, переробка та утилізація джерел іонізуючого випромінювання.....	133
Розділ 7 НЕБЕЗПЕЧНІСТЬ АКУСТИЧНИХ, ТЕПЛОВИХ ТА ЕЛЕКТРОМАГНІТНИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ. ЗАХОДИ ЗАХИСТУ ВІД ШКІДЛИВИХ ЗОВНІШНІХ ВИПРОМІНЮВАНЬ.....	135
7.1 Методи захисту довкілля від енергетичних дій.....	135
7.2 Методи захисту довкілля від звуку і шуму.....	136
7.3 Небезпечність теплових випромінювань.....	142
7.4. Захист елементів довкілля від електромагнітних полів і випромінювань.....	145
7.5 Захист інформаційних і інформаційно-комунікаційних систем (ІКС) й інфо-комунікаційних мереж, як елемента довкілля, від впливу зовнішніх сил, у тому числі ЕМ випромінювань.....	154
7.6 Радіація. Природні та штучні джерела радіоактивного забруднення. Захист від радіації.....	158
Розділ 8 ФІЗИЧНІ ОСНОВИ, МЕТОДИ, МОДЕЛІ ТА ПІДХОДИ ДО ОРГАНІЗАЦІЇ ЗАХИСТУ ПРИРОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ВІД ВПЛИВУ ЗОВНІШНІХ ЗБУРЕНЬ.....	161
8.1 Фізичні основи вимірювань зовнішніх збурень.....	161
8.2 Методи реєстрації іонізуючого випромінювання та вимірювальна техніка.....	174
8.3 Розрахунки ступеня очищення об'єктів навколишнього середовища в сучасних технологічних установках.....	189
8.4 Приклади розв'язання задач.....	199
СПИСОК ВИКОРИСТОВАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ.....	211
ПРЕДМЕТНИЙ ПОКАЖЧИК.....	214

ВСТУП

Сучасний стан розвитку наук, спрямованих на захист навколишнього середовища значною мірою обумовлений можливістю вирішення технологічних задач, пов'язаних із забезпеченням довкілля. Саме тому декілька років тому на державному рівні буде утворена нова спеціальність технології захисту навколишнього середовища, яка призначена саме для встановлення міждисциплінарного балансу в царині дисциплін екологічного і фізико технічного та інженерного напрямів. Це не проста задача, враховуючи різноманіття систем і підсистем, а також алгоритмів і інструментарію до яких спрямована задача захисту. Часто густо навіть класифікація задач є непростим завданням. Окремо стоїть проблема підготовки кадрів рівня доктора філософії в цій галузі.

Навчальний план передбачає ознайомлення на поглибленому (у порівнянні із магістерським і бакалаврським рівнем) із дисциплінами циклу навчальної підготовки. Але яку із його складових назвемо системно утворювальною? Як надати можливість здобувачу отримати панорамну інформацію про зміст та спрямованість навчального циклу? Начебто відповідь очевидна. Дати змогу застосувати отримані знання для вирішення комплексних практичних задач в галузі. І на цьому шляху знайти відповідь на питання про системно-утворювальні складові підготовки. Але що взяти, щоб пронести із собою в професійне життя в якості й компактного і водночас повного викладення змісту дисциплін, які пропонуються? Відповідь на це питання автори цього посібника рекомендують шукати саме на його сторінках. Саме зміст нашого посібника ми пропонуємо здобувачу як довідник за спеціальністю у подальшій науковій та професійній діяльності.

Багатослів'я сучасних методичних матеріалів дозволяє легко спрямувати зміст природничих наук, фізики, хімії, біології, математики до вирішення задач захисту довкілля. Але на практиці, це зовсім не проста задача. Тому на нашу думку треба послідовно, аргументовано, на конкретних прикладах і ретельно пояснювати роль, яку відіграють природничі науки у міждисциплінарних напругах.

Розділ 1. ЗАГАЛЬНІ ЗАСАДИ РАДІОЕКОЛОГІЇ

1.1 Наукові основи радіоекології та етапи її розвитку

Предмет та завдання радіоекології

Відомі різні визначення радіоекології як науки. З одного боку її розглядають як розділ радіобіології, який виник на стику її з екологією, з іншого – як самостійний науковий напрям.

Радіобіологія, або радіаційна біологія, – це наука про дію іонізуючих випромінювань на живі організми та їх угруповання. Останніми десятиліттями об'єктами вивчення радіобіології стали не тільки живі організми та їх угруповання, але й біологічно важливі молекули, клітини й популяції клітин, окремі процеси метаболізму.

Основним завданням радіобіології є вивчення закономірностей впливу іонізуючих випромінювань на живий організм з метою пошуку можливостей щодо керування його реакціями на цей фактор. Це передбачає вивчення механізмів взаємодії випромінювань з речовинами клітин і тканин, чутливості живих організмів до іонізуючих випромінювань, розробку засобів їх захисту від радіаційного ураження і шляхів пострадіаційного відновлення, дослідження шляхів міграції і біологічної дії інкорпорованих організмами радіонуклідів.

Головною метою цих завдань є зменшення вражаючої дії іонізуючих випромінювань на живі організми, і в першу чергу на людину, шляхом послаблення їх дії за допомогою різних чинників фізичної і хімічної природи, обмеження надходження радіоактивних речовин до організму харчовими ланцюгами, виведення радіоактивних речовин з організму, індукцією процесів пострадіаційного відновлення.

Вивчення наслідків забруднення екосистем радіоактивними речовинами слід розглядати як новий абіотичний фактор середовища існування організмів, що впливає на популяції та угруповання живих організмів з відносно сталим значенням протягом тривалого часу. Саме ці проблеми є домінуючими у розвитку *радіоекології* як науки.

Специфікою радіоекології як самостійного наукового напрямку є вивчення взаємодії популяцій живих організмів і забрудненого радіоактивними ізотопами навколишнього середовища, що забезпечує можливість розвитку, виживання і визрівання організмів.

Будь-яка наукова дисципліна має чітко визначений об'єкт досліджень. Коло реальних об'єктів, у межах яких досліджується вплив іонізуючого

випромінювання на природне середовище, надзвичайно широке. Воно охоплює всі складові екосистеми, включаючи людину.

Основні завдання радіоекології можна сформулювати таким чином [1]:

- ретельне вивчення різних джерел надходження радіоактивних ізотопів у навколишнє середовище з метою зменшення їх потоків;
- спостереження за міграцією радіонуклідів трофічними ланцюгами, у тому числі тими, що спрямовані до людини;
- вивчення реакції живих організмів на хронічне іонізуюче випромінювання в процесі тривалого розвитку в радіаційній екосистемі;
- вивчення синергічного впливу абіотичних і біотичних факторів середовища існування радіоактивного забруднення на живі організми;
- визначення загальних закономірностей радіаційного добору і механізмів радіаційної адаптації, які сприяють виживанню і відтворенню популяцій в умовах радіаційного забруднення.

Історія розвитку радіоекології

Своїм виникненням як самостійної науки радіоекологія зобов'язана трьом великим відкриттям у галузі фізики: в 1895 р. німецьким фізиком В.К. Рентгеном Х-променів, названих пізніше його ім'ям; у 1896 році французьким фізиком А.А. Бекерелем природної радіоактивності та у 1898 р. французькими фізиками, подружжям М. Склодовською-Кюрі і П. Кюрі радіоактивних властивостей полонію та радію. Всі вони були удостоєні Нобелівської премії - однієї з найпочесніших нагород світу за досягнення в галузі науки.

Відкриття рентгенівських променів привернуло увагу вчених-природознавців усього світу. Зацікавився ними й професор фізики Паризького музею історії природи А.А. Бекерель. Він відкрив, що мимовільно уран випромінює невидимі промені. Це було відкриття природної радіоактивності.

Вивчення цього явища і стало предметом досліджень подружжям Кюрі. У липні 1898 вони відкрили властивість радіоактивності абсолютно нового елемента, названого полонієм на честь батьківщини М. Склодовської-Кюрі - Польщі, а в грудні того ж року також у нового елемента, названого радієм (від латинського слова радіус - промінь).

Етапи розвитку радіобіології і радіоекології.

Перший етап.

Про біологічну дію іонізуючих випромінювань стало відомо майже відразу після їх виявлення. Вони були шкідливими для здоров'я тих, хто працював з рентгенівськими апаратами та радіоактивними речовинами.

Однією з перших жертв випромінювання став сам А.А. Беккерель, який зазнав опіку шкіри, поклавши пробірку з радієм до кишені.

Від злякисного захворювання крові, викликаного роботою з радіоактивними матеріалами, померла М. Складовська-Кюрі. Смерть від променевої хвороби зазнали її дочка І.Кюрі та її чоловік Ф. Жоліо-Кюрі - визначні французькі фізики, які відкрили у 1934 р. явище штучної радіоактивності елементів, за що також були вшановані Нобелівською премією. Лише рання загибель П. Кюрі внаслідок катастрофи позбавила його тієї ж долі. Незважаючи на заходи щодо безпеки роботи з радіоактивними речовинами та випромінюваннями, до 80-х років вже було відомо близько 500 дослідників, які загинули від іонізуючої радіації променевої хвороби.

Перші наукові дослідження щодо впливу іонізуючого випромінювання на живі організми були проведені практично відразу після відкриття рентгенівських променів та явища радіоактивності. Серед найперших випробувачів -- відомий російський фізіолог І.Р. Тарханов, який вже в 1896 р., будучи доцентом Петербурзького університету, показав вражаючі властивості рентгенівських променів при опроміненні комах і жаб.

Становлення радіоекології на Україні не відставало від світового рівня. Протягом 1986–1917рр. на Україні створено потужну мережу рентгенодіагностичних кабінетів, а з 1910 р. в Одесі розпочала працювати потужна радіологічна лабораторія, де досліджувалась природна і техногенна радіоактивність, дія іонізуючого випромінювання, вирішувались проблеми радіотерапії і дозиметрії.

Глибокі дослідження щодо дії рентгенівських променів та променів радію на рослини і тварин провів видатний російський фізіолог і біохімік Ю.С. Лондон. Він вперше описав гальмування росту рослин під впливом дії цих променів та смертельну дію на мишей. Його книга «Радій в біології та медицині», опублікована в 1911 р., є першою у світі працею з радіобіології.

Наприкінці XIX і в перші два десятиріччя XX століття було відкрито багато різноманітних ефектів іонізуючих випромінювань. Зокрема, описано явище радіаційної стимуляції рослин, яке полягає в тому, що на відміну від високих доз радіації, які гальмують ріст і розвиток живих організмів, малі дози можуть, навпаки, прискорювати ці процеси. Виявлено також порушення поділу клітин при опроміненні, гальмування окремих процесів обміну речовин. За цей час було встановлено багато фактів, які підтвердили дію рентгенівського випромінювання та випромінювань радіоактивних елементів на різні біологічні об'єкти. Радіобіології як самостійної науки ще не існувало. Для її становлення не було головного - теорії, яка б пояснювала природу дії радіації на організм. Потреба в такій теорії була цілком очевидною. Нагально потребував пояснення так званий «радіобіологічний парадокс» - явище, що

полягає у великій невідповідності між дуже малою величиною поглинутої при опроміненні енергії іонізуючого випромінювання та ступенем прояву реакцій біологічного об'єкта, що нерідко призводить до його загибелі.

Другий етап. 20-30-ті роки ХХ ст. відомі низкою великих винаходів та нових ідей, які прискорили становлення радіобіології як науки. Було сформульовано теорію «мішені», згідно з якою не всі частини живої клітини однаково ушкоджуються випромінюванням. У ній є особливо чутливі об'єми «мішені», ураження яких призводить до ушкодження всього об'єкта. Нині доведено, що такою мішенню є молекула ДНК. Великий внесок у розвиток цієї теорії зробив видатний радіобіолог і генетик М.В. Тимофєєв-Ресовський.

У цей період сформувалась теорія прямої дії випромінювання, що доводила можливість безпосередньої взаємодії випромінювань з мішенню, та непрямой дії, яка підтверджувала, що головну роль у радіаційному ушкодженні відіграють процеси взаємодії продуктів радіолізу води, з якої на 90% складаються живі клітини, з мішенню.

В цей час відкрито «кисневий ефект», суть якого в тому, що при зменшенні в середовищі концентрації кисню ступінь променевого ушкодження знижується.

Ці роки ознаменувалися ще одним великим відкриттям - встановленням мутагенної дії іонізуючої радіації, її властивості впливати на спадковий апарат живого організму. Першими це продемонстрували в 1925 р. на найпростіших грибах російські вчені Г.А. Надсон та Г. С. Філіпов. В 1927 р. американський генетик Г. Мьоллер показав ці можливості на дрозофілі – плодовій мушці, а в 1928 р. - Л. Стедлер на вищих рослинах. З відкриттям радіаційного мутагенезу почали активно проводитись роботи з виведення за допомогою іонізуючих випромінювань нових сортів культурних рослин. В 1930 р. такі роботи розпочали українські вчені Л.М. Делоне та А.О. Сапегін.

В ці роки народилась сільськогосподарська радіобіологія та зародились основи радіоекології як науки, що вивчає вміст в об'єктах навколишнього середовища природних радіоактивних елементів. Біля її джерел стояв видатний геолог і геохімік, перший президент Академії наук України В.І. Вернадський.

До початку Другої світової війни був нагромаджений великий експериментальний матеріал, зроблені деякі узагальнення, створені теорії, проте ні радіобіологія, ні радіоекологія як науки ще не сформувались. Навіть термін «радіоекологія» існував лише у колі вузьких спеціалістів.

Третій етап. Використання США в 1945 р. атомної бомби в Японії, масові випробування в наступні роки атомної зброї в ряді країн, в тому числі й у колишньому СРСР, призвели до реальної загрози радіаційного

ушкодження біосфери. Цей період, коли різко зріс інтерес до наслідків біологічної дії іонізуючої радіації, знаменує початок третього етапу розвитку радіобіології.

Світова громадськість почала виявляти серйозне занепокоєння з приводу впливу іонізуючих випромінювань на людину і навколишнє середовище з початку 50-х років. Справа не тільки в тому, що в пам'яті людей були ще свіжі жахи бомбардувань Хіросіми і Нагасакі, а в тому, що в результаті випробувань ядерної зброї в атмосфері, радіоактивний матеріал став поширюватись по всій Земній кулі.

Саме в ці роки радіобіологія остаточно формується як самостійна галузь науки. Актуальним для неї стає таке практичне завдання, як пошук засобів захисту організму від іонізуючого випромінювання. В 1949 р. були винайдені радіозахисні властивості амінокислоти цистеїну, ціаніду натрію, амінів. У 1951 р. бельгійський радіобіолог З. Бак показав високу протипроменеву ефективність синтезованої ним сполуки цистеаміну, який і нині залишається одним з найбільш дієвих радіозахисних препаратів.

У 50-ті роки була експериментально доведена властивість клітини відновлюватись після ушкоджень, завданих опроміненням.

Для тих років характерним є також широке використання досягнень радіобіології для вирішення практичних завдань. Розширюється фронт використання іонізуючих випромінювань у медицині, їх починають ефективно використовувати в сільському господарстві. В радіобіології виділяються багато самостійних напрямів, у тому числі й сільськогосподарська радіобіологія.

Ще до війни було розпочато дослідження з використання іонізуючого випромінювання у невеликих дозах для підвищення врожайності рослин. Було показано, що опромінене в стимулюючих дозах насіння швидше проростає, енергійніше сходить. Нерідко це проявляється і в подальшому прискоренні росту та розвитку рослин і збільшенні їх продуктивності.

В 50-70-ті роки одержано певні результати в галузі практичної стимуляції рослин. У деяких країнах технологію передпосівного γ -опромінення насіння, живців, розсади змогли довести до рівня широкомасштабних випробувань і навіть до впровадження у практику. Пристрасним пропагандистом та ініціатором випробувань цього методу в Україні був відомий вчений в галузі агрохімії та фізіології рослин П.А.Власюк.

У зв'язку з випробуванням багатьма країнами в 50-ті і на початку 60-х років ядерної зброї та глобальним забрудненням Землі штучними радіоактивними речовинами перед радіобіологією постають нові завдання у вивченні закономірностей їх міграції в біосфері, шляхів надходження

в рослини, організми тварин та людини, особливості дії на організм інкорпорованих (які надійшли усередину) радіоактивних речовин, що нерівномірно розподіляються по тканинах, з різною швидкістю виводяться з нього.

У цей період бурхливо розвивається радіоекологія, формується сільськогосподарська радіоекологія, основу якої в той час становили дослідження природної радіоактивності ґрунтів, сільськогосподарських рослин і тварин, шляхів міграції природних та штучних радіоактивних речовин в цих об'єктах. Великий внесок у розвиток цих досліджень в 50-80-ті роки внесли українські радіоекологи Д.М. Гродзинський, О.О. Городецький, А.І. Даниленко.

Наприкінці 70-х та у першій половині 80-х років спостерігались деякі зовсім невиправдані тенденції скорочення обсягу радіобіологічних робіт. Причиною цього деякою мірою було самозаспокоєння, зумовлене заборонами випробувань ядерної зброї та необхідністю зниження радіаційного фону, успіхами руху прихильників миру. Але головна причина - недалекоглядність деяких керівників науки.

Протягом майже 40 років ядерних випробувань на Землі відбувалося накопичення радіоактивності. У біосферу було викинуто 12,5 т продуктів розпаду. Наприкінці випробувань ядерної зброї в атмосфері радіоактивне забруднення на поверхні Землі на 2% перевищило природний фон. У результаті аварій сьогодні на дні Світового океану знаходиться шість атомних підводних човнів з дев'ятьма атомними реакторами і 50 ядерними боеголовками. З метою захоронення радіоактивних відходів тільки США з 1946 по 1970 роки скинули в океан 86000 контейнерів сумарною радіоактивністю близько 95кКі. Захороненням радіоактивних відходів у морях займалися Бельгія, Великобританія, Нідерланди, Швейцарія, Франція, Німеччина, Швеція, СРСР. Все це становить величезну потенційну небезпеку для екології. Ще більше наростає рівень радіації в результаті аварій, виробництва і зберігання радіоактивних відходів.

Четвертий етап - це сучасний період розвитку радіобіології і радіоекології. Відлік його почався 26 квітня 1986 р. Аварія на ЧАЕС призвела до викиду в біосферу 15 тонн радіоактивних речовин, що перевищує викид за всі роки випробувань атомної зброї в атмосфері. В результаті радіоактивна забрудненість відзначена в багатьох країнах, але особливо велика вона в ряді регіонів України, Білорусії, Росії.

В радіобіологію та радіоекологію прийшов численний загін спеціалістів із суміжних наук. Відкрито багато нових інститутів, лабораторій, кафедр радіобіологічного профілю, що покликані вирішити старі проблеми і нові

завдання, які постали перед радіобіологією і радіоекологією в зв'язку з аварією на Чорнобильській АЕС.

Основними з них є:

- специфіка дії на живі організми малих доз іонізуючих випромінювань;
- особливості дії на живі організми хронічного опромінення;
- профілактика й терапія гострих та хронічних променевих ушкоджень;
- радіаційне порушення імунітету;
- віддалені наслідки опромінення;
- спільна дія на організм іонізуючих випромінювань та інших факторів;
- міграція штучних радіоактивних речовин в об'єктах навколишнього середовища;
- особливості дії на живі організми випромінювання інкорпорованих радіоактивних речовин;
- запобігання надходженню і нагромадженню радіоактивних речовин у рослинах, організмах тварин і людини;
- виведення радіоактивних речовин з організму людини.

Отже, кінцевим завданням радіоекології, як і радіобіології, є захист людини від вражаючої дії іонізуючих випромінювань.

1.2 Методологічні засади, основні принципи і поняття сучасних радіоекологічних досліджень

Усвідомлення важливості *радіоекології* як науки, яка вивчає дію іонізуючого випромінювання на екологічні системи, її значення для розв'язання проблем оптимізації природного середовища сприяли активному проведенню досліджень у цій галузі. Сучасні *радіоекологічні дослідження* набули міждисциплінарного характеру на ґрунті зв'язків із суміжними науками: екологією, географією, геологією і біологією. Це зумовило широту їхньої науково-методологічної основи.

Унаслідок різноманітності досліджуваних екологічних об'єктів і процесів радіоекологія використовує різні методи досліджень, запозичивши їх у фізики, хімії, біології, генетики і географії. Відповідно до рівнів організації природних чи техногенних екосистем, у радіоекології виділяють розділи, які виступають як самостійні наукові напрями: радіаційна фізика, радіаційна хімія, радіобіологія, радіаційна генетика і радіаційна географія. Ці розділи радіоекології тісно пов'язані між собою, доповнюють один одного й у сукупності створюють загальну теорію і методика дії іонізуючого випромінювання на екосистеми [2].

Іонізуюче випромінювання та його джерела

Радіація (radiation) – *іонізуюче випромінювання*, взаємодія якого з середовищем приводить до утворення іонів різних знаків.

Термін “радіація” був введений у науку П’єром Кюрі і Марією Складовською-Кюрі (1898) і застосовується не тільки до іонізуючого випромінювання, але і для цілого ряду інших фізичних явищ, наприклад, сонячна радіація, теплова радіація тощо.

До іонізуючого випромінювання (ІВ) відносять радіоактивне випромінювання різних типів, що здатне іонізувати або збуджувати атоми і молекули хімічних елементів підчас проходження крізь матерію.

Розрізняють два типи іонізуючого випромінювання – *електромагнітне* (фотонне) і *корпускулярне*.

До *електромагнітного випромінювання* відносять *ультрафіолетові промені* з довжиною хвилі λ від 400 до 50 нм, *рентгенівські промені* (λ від 50 до 0,01 нм) та *гамма - випромінювання* ($\lambda < 0,01$ нм).

До *корпускулярного випромінювання* – відносять β^- – випромінювання (потік електронів) α – випромінювання (ядра гелію), потік протонів та нейтронів, а також ядер різних хімічних елементів – дейтерію (дейтрони), кисню та ін.).

Радіація характеризується своєю іонізуючою і проникною здатністю. *Іонізуюча здатність* – це кількість пар іонів, що утворюються частинкою в одиниці об’єму, маси середовища, або на одиницю довжини шляху, який вона проходить у середовищі. *Проникна здатність* визначається довжиною пробігу частинки в речовині до її повного зникнення, перетворення або інтеграції.

Джерела радіації поділяються на природні і штучні (створені людиною).

Природний радіаційний фон формується космічним випромінюванням, а також іонізуючим випромінюванням від природних радіонуклідів, що знаходяться в землі, воді, повітрі.

Космічне випромінювання складається з протонів (90%), альфа-частинок, нейтронів, ядер атомів різних елементів та інших частинок. Інтенсивність космічного випромінювання залежить від сонячної активності, географічного розташування об’єкта і висоти над рівнем моря. Воно відіграє важливу роль за межами земної атмосфери, але внаслідок порівняно низької енергії мало впливає на дозу опромінення біля поверхні Землі.

Природні радіонукліди, присутні у біосфері Землі, можна розділити на три групи:

- природні радіоактивні ряди довго живучих радіонуклідів, які входять до складу Землі з часу її утворення. У радіоактивному ряді кожний

наступний нуклід виникає у результаті альфа- або бета-розпаду попереднього;

- 11 довго живучих радіонуклідів (^{40}K , ^{87}Rb , ^{40}Ca , ^{120}Te , ^{138}La , ^{147}Sm), що не входять до радіоактивних рядів;
- космогенні радіонукліди (усього 14 радіонуклідів), які безперервно виникають переважно в атмосфері під впливом космічних випромінювань в результаті ядерних реакцій, а далі потрапляють на земну поверхню з атмосферними опадами. Помітний внесок у дозу опромінення вносять ^3H , ^{14}C , ^7Be , ^{22}Na . При цьому ^3H і ^{14}C - це джерела внутрішнього опромінення, а основними джерелами зовнішнього опромінення є ^7Be , ^{22}Na і ^{24}Na .

Концентрація природних радіонуклідів у природі варіює у широких межах. Природний радіаційний фон є одним з екологічних факторів для всіх живих систем планети.

Близько 70-75% дози опромінення населення України від усіх джерел природної радіоактивності припадає на радон, який накопичується усередині приміщень, просочуючись через фундамент і підлогу з ґрунту або, рідше, вивільняючись з будівельних матеріалів. Причиною є Український щит - тектонічна структура, яка складається з гранітів та інших кристалічних порід, що характеризуються підвищеною радіоактивністю, і займає близько 30% усієї території України.

Природна радіоактивність рослин, фуражу і харчових продуктів обумовлена головним чином радіоактивним калієм-40, який засвоюється живим організмом разом зі стабільним ізотопом калію, необхідним для нормальної життєдіяльності організму. Невелика частина дози припадає на тритій і вуглець-14, що утворюються в атмосферному повітрі під впливом космічних променів.

Підвищену радіоактивність мають сланці, фосфорити. Тому фосфорні (а також азотні і калієві) мінеральні добрива часто є носіями радіоактивного забруднення ґрунтів і ґрунтових вод. Високу радіоактивність мають кальцієво-силікатний шлак, фосфогіпс, доменний шлак, вугільний шлак.

Штучні джерела іонізуючого випромінювання. Практичне використання людиною штучних джерел іонізуючого випромінювання створило реальні умови додаткового понад фонового опромінення.

До основних штучних джерел радіоактивних забруднювачів відносять:

- застосування радіонуклідів у народному господарстві (у різних галузях промисловості і сільському господарстві) і побуті;
- уранова і радіохімічна промисловість, підприємства ядерної енергетики;
- ядерні вибухи при випробуваннях ядерної зброї;

- застосування радіонуклідів у медицині.

Використання іонізуючого випромінювання і радіоактивних речовин у медицині для діагностики і радіотерапії - це основне джерело штучного опромінення людей, що перевищує вплив усіх інших штучних джерел.

Таким чином, у сучасних умовах за наявності високого природного радіаційного фону, при діючих технологічних процесах, при використанні радіоактивних препаратів у медичних цілях кожний житель України щорічно одержує ефективну еквівалентну дозу в середньому 4,75 мЗв (космічне випромінювання – 0,5мЗв, природні натуральні джерела – 2,25мЗв, штучні джерела – 0,2мЗв, медичні джерела – 1,8мЗв).

Окрему небезпеку становлять аварії на ядерних реакторах.

Методи радіометрії

Радіацію не можна побачити, почути, осягати, понюхати (органи чуття не реагують на іонізуюче опромінення), зважити, але можна визначити її дози спеціальними дозиметричними приладами.

Основні радіометричні параметри, які вивчаються при екологічному дослідженні дії іонізуючого випромінювання на довкілля [3]:

- кількість альфа- і бета-частинок випромінених, перенесених або поглинутих опромінюваним об'єктом;
- потік іонізуючих частинок або випромінювання;
- щільність потоку іонізуючих частинок та випромінювання;
- міграція іонізуючих частинок або випромінювання;
- енергія іонізуючого випромінювання.

Для проведення екологічного дослідження дії іонізуючого випромінювання на довкілля необхідне розуміння простору, в якому реєструється це випромінювання, тобто *радіаційного поля*. Специфіку радіаційного поля аналізують методами *радіометрії*. Існує багато різних методів радіометрії, радіоспектроскопії та радіоекологічного контролю складових довкілля:

- *радіохімічні методи та спектроскопічні методи*. Дія хімічних дозиметрів базується на залежності кількості молекул речовини, що зазнали відповідних перетворень (зміни складу) під дією ІВ від дози опромінення. Для визначення особливостей радіаційно-хімічних реакцій речовини найчастіше використовують *спектроскопію*, а також методи реєстрації *флуоресценції й хемі-люмінесценції*;
- *іонізаційний метод* ґрунтується на здатності радіоактивних частинок спричиняти іонізацію газів. Іонізаційні дозиметри являють собою герметичні камери, заповнені певним газом, з двома електродами, на які

- подано високу напругу. Силу імпульсу струму, виниклого внаслідок іонізації газу, реєструють за допомогою високочутливого гальванометра;
- у *напівпровідниковому методі* детектором ІВ є напівпровідник, електропровідність якого змінюється під впливом радіації. Метод використовується переважно у радіометрії нейтронів, оскільки більшість напівпровідників реагують лише на нейтронне випромінювання;
 - *сцинтиляційний метод* застосовують у сцинтилятивних дозиметрах. Цей метод ґрунтується на використанні *сцинтиляторів* – органічних чи неорганічних речовин у вигляді хімічних розчинів або кристалів (йодид натрію, нафталін, ...), в яких під дією іонізуючого випромінювання виникають світлові спалахи, які реєструються за допомогою фотоелектронного множника. Метод є високочутливим щодо реєстрації ІВ;
 - *авторадіографічний метод* використовують для визначення просторової локалізації джерел високої радіоактивності в межах досліджуваного об'єкта. Метод полягає в аналізі інформації за допомогою фотографічних зображень, одержаних у результаті дії ІВ від об'єктів дослідження на різні фоточутливі матеріали (рентгенівську або фотополімерну плівки, різні фотопластинки і особливі ядерні емульсії).
 - *біологічний метод* полягає у використанні надзвичайної чутливості деяких видів рослин і тварин до дії іонізуючого випромінювання. Реакцію таких біологічних об'єктів на опромінення використовують як оригінальні радіобіологічні дозиметри.

Під час проведення радіоекологічних досліджень з метою вивчення природного і техногенного рівня радіоактивності гірських порід, ґрунтів, підземних вод, джерел водопостачання і водовідведення тощо застосовують різноманітні *радіогеохімічні* та *радіоізотопні* методи.

Радіоактивність компонентів природного середовища вимірюють спеціальними радіогеохімічними дозиметрами. Ці прилади визначають потужність експозиційної дози в ампер/кг або потужність поглиненої дози в Гр/с.

Радіоізотопні методи дозволяють спостерігати зміни вологості і щільності ґрунтів чи відкладів без відбору і камерального аналізу зразків, не порушуючи природної структури та не змінюючи їх складу. Найпоширенішими є нейтронний метод аналізу вологості і метод розсіяного гамма-випромінювання.

Основні величини та одиниці, що використовуються для характеристики забруднення об'єктів навколишнього середовища

Радіоактивне забруднення може бути поверхневим (тонкий мікронний шар) або об'ємним і масовим (глибинне, структурне забруднення. При опису

радіоекологічного забруднення повітря, води, ґрунту та поверхні різних середовищ використовуються різні величини, одиниці вимірювання яких є похідними від активності радіонуклідів.

Активністю радіоактивного препарату називається число актів розпаду, що відбувається в препараті за одиницю часу. Якщо за час dt розпадається dN ядер, то активність дорівнює

$$A = -\frac{dN}{dt} = \lambda N. \quad (1.1)$$

Активність радіоактивного препарату дорівнює добутку сталої розпаду λ на кількість наявних у препараті ядер, що не розпалися.

У Міжнародній системі одиниць (СІ) за одиницю активності прийнятий бекерель (Бк). 1Бк – це активність радіонукліда, за якої відбувається один розпад ядра атома за 1с. Позасистемною одиницею вимірювання, яка широко використовується в радіоекології є кюрі (Кі). 1 Кі – це активність препарату, у якому відбувається $3,700 \cdot 10^{10}$ актів розпаду за секунду ($1\text{Кі} = 3,7 \cdot 10^{10}$ Бк).

Питома активність радіонуклідів - активність радіонуклідів у одиниці маси речовини, що містить їх, вимірюється у Бк/кг (Кі/кг):

$$a = A/m. \quad (1.2)$$

Об'ємна активність - активність, віднесена до одиниці об'єму, вимірюється у Бк/м³ (Кі/м³); Бк/км³ (Кі/км³) або у Бк/л (Кі/л) при оцінюванні забруднення водного середовища:

$$q = A/V. \quad (1.3)$$

Щільність радіонуклідного забруднення поверхні оцінюють за допомогою *поверхневої активності* радіонуклідів, яка вимірюється у Бк/м² (Кі/м²); Бк/км² (Кі/км²). Активність донних відкладень також часто оцінюють у Бк/км² (Кі/км²).

Одиниці вимірювання поверхневої та об'ємної активності є одиницями вимірювання різних величин. Для перерахування поверхневої активності в об'ємну і навпаки у практичній радіоекології часто використовують *переводні коефіцієнти*, які мають наближений характер, визначаються на емпіричній основі.

Для характеристики перетворень і міграції радіонуклідів у екосистемах використовують відповідні коефіцієнти, які визначаються шляхом вимірювань і відбивають частку радіонуклідів, що потрапляють від одного елемента екосистеми до іншого.

Контрольні запитання для самоконтролю

1. Що розуміють під категоріями “радіаційна біологія”?
2. Що розуміють під поняттями зовнішнього та внутрішнього опромінення?

3. Які розрізняють типи іонізуючого випромінювання?
4. Яким має бути радіоактивне забруднення?
5. Що таке активність радіоактивного препарату?
6. Які Ви знаєте дози випромінювання?
7. Які основні властивості та різновиди іонізуючих випромінювань?

Розділ 2 РАДІОЕКОЛОГІЯ ПРИРОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

2.1 Загальні закономірності міграції радіонуклідів у навколишньому середовищі

Радіоактивні речовини мігрують різними шляхами. Шляхи міграції - це основні фактори, що обумовлюють перерозподіл первинного радіоактивного забруднення територій.

Основними джерелами радіоактивного забруднення навколишнього середовища є:

- індукування хімічних елементів космічним випромінюванням;
- ядерні вибухи та інші випробування, військова діяльність;
- теплові енергетичні станції;
- промислові комплекси з повним ядерним паливним циклом, атомна промисловість;
- неконтрольоване використання радіонуклідної сировини та матеріалів;
- добування радіоактивних руд;
- вулканічна діяльність планети;
- пожежі лісів, торфовищ тощо.

Звичайно ці джерела нерівномірні за потужністю забруднення, ізотопним і фазовим станом забруднювачів.

Задача захисту людини від дії радіації ставить перед радіоекологією завдання вивчення особливостей міграції радіонуклідів у різних природних середовищах, дослідження шляху транспортування радіонуклідів від абіотичних компонентів екосистем ланцюгами живлення аж до консументів, тобто весь *екологічний експозиційний шлях*.

Шляхи міграції можна розділити на наступні:

- ареальне випадання з атмосфери (сухе і вологе);
- водні міграції;
- поверхневими та внутрішньо-грунтовими стоками;
- у процесі повторного перерозподілу внаслідок руху повітря;
- антропогенний;
- внаслідок життєдіяльності різних живих систем.

При більшості радіаційних аварій та деяких інших ситуаціях первинним джерелом радіонуклідного забруднення стає атмосфера, з якої вони у складі різноманітних речовин, у різному фізичному і фізико-хімічному стані поступово випадають на поверхню земної кулі. Тут вони стають складовою частиною біологічних циклів природного кругообігу речовин, потрапляючи через *трофічні, або харчові, ланцюги* до людського організму. Джерелом первинного забруднення може стати й водойма внаслідок скидання рідких і твердих радіоактивних відходів в моря і океани.

В радіоекології під *трофічним ланцюгом* розуміють шлях, яким радіонукліди надходять до організму людини. Протягом цього шляху відбувається трансформація радіоактивної речовини, можливий перехід радіонукліду з одного стану в інший, кількісна втрата радіонукліду.

Харчові ланцюги бувають короткими і довгими. Короткі: атмосфера–людина, водойма–людина; довгі: атмосфера–грунт–рослина–тварина–людина; атмосфера–вода–рослина–тварина–людина. Можна відокремити і проміжні по довжині ланцюги: атмосфера–рослина–людина; атмосфера– водойма–людина і т.д. Іноді розглядають трофічні ланцюги не тільки по відношенню до людини, але й тварин, рослин.

Як правило, чим довший трофічний ланцюг, тим менше радіоактивності надійде до організму людини, бо концентрація радіонуклідів під час міграції від однієї ланки (об'єкту) до іншої, як правило, зменшується.

У загальному вигляді схему шляхів міграції радіоактивних речовин в об'єктах навколишнього середовища в припущенні, що первинне джерело радіонуклідного забруднення – атмосфера, показано на рис. 2.1 [4].

Згідно з нею радіоактивні речовини, які випадають на земну поверхню, концентруються у трьох головних об'єктах – ґрунті, рослинах і водоймах.

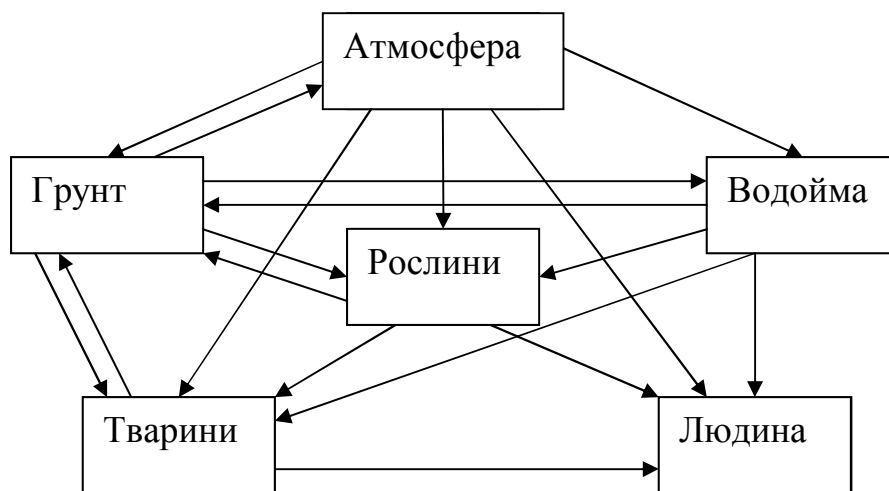


Рисунок 2.1 - Схема шляхів міграції радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища

Деякі специфічні сільськогосподарські об'єкти (рілля, луки, пасовища, ліс) віднесені як різновиди до перших двох об'єктів для спрощення схеми.

2.2 Міграція радіонуклідів в атмосфері

Атмосфера хоча і не завжди, проте у більшості випадків, є первинною ланкою прийому викинутих у навколишнє природне середовище радіоактивних речовин. Але вона є ланкою, яка сприяє найбільшій міграції радіоактивних речовин у довкіллі і можливого перенесення їх на надзвичайно великі відстані.

Чотири основних фактори відіграють провідну роль в міграції радіоактивних речовин в атмосфері: висота викиду, рух повітря, гравітація і атмосферні опади. В залежності від взаємодії всіх цих факторів або частини з них виділяють *локальні, тропосферні і стратосферні види випадання радіоактивних речовин.*

Локальні випадання радіоактивних речовин мають місце при висоті викиду радіоактивних речовин до 4км. Вони поширюються переважно у нижніх шарах атмосфери і їх тривалість у разі разового викиду, як правило, не перевищує декількох діб. При такому викиді на земній поверхні утворюється так званий “слід” від радіоактивної хмари, що рухається за вітром. Звичайно локальні випадання поширюються в зоні радіусом не більше 30 км від місця викиду. Саме тому радіус аварійної зони в районі підприємств ядерного паливного циклу визначається цією величиною. Але через те, що у поширенні радіоактивних речовин найважливіше значення має сила вітру радіоактивна хмара при локальних випаданнях може мігрувати і на більші відстані.

Тропосферні випадання радіоактивних речовин відбуваються при висоті викиду до 10км. Тропосферні вітри переносять радіоактивні опади у напрямі з заходу на схід, і радіоактивна хмара за 2–6 тижнів встигає обігнути земну кулю. Саме тропосферні випадання були характерними для аварії на Чорнобильській АЕС. Протягом 15діб аварії висхідний потік продуктів горіння підіймав радіоактивні речовини у тропосферу на висоту до 7км. Радіоактивні випадання з нижніх шарів хмари вже через 1–3 доби були виявлені у багатьох країнах Європи, а з верхніх – через 10–12 діб в Японії, Канаді, США. Трохи більше, ніж за два тижні радіоактивна хмара обійшла Землю у зоні північної її півкулі і повернулась у Європу із заходу.

Стратосферні, або глобальні, випадання радіоактивних речовин мають місце при висоті викиду більше 10–12 км. Вони утворюються звичайно при атомних вибухах в атмосфері. Радіоактивні продукти у вигляді найдрібніших частинок, що виникли в результаті вибуху, можуть знаходитись в стратосфері протягом декількох років.

Дисперсність радіоактивних частинок, що утворюються за всіх типів викидів, надзвичайно велика – їх діаметр варіює від сотих часток до декількох десятків мікрметра. І хоча вони можуть переноситись на десятки тисяч кілометрів, але в силу дії гравітації кінець-кінцем випадають на поверхню Землі.

Вивчення залежності міграції радіоактивних частинок від їх розмірів являє великий практичний інтерес для прогнозування рівнів забруднення території, оцінки їх можливого включення в трофічні ланцюжки. Останнє пов'язане з великою поверхнею їх контакту з середовищем, високою розчинністю, а, значить, високою імовірністю входження у біологічні цикли.

Атмосферні опади можуть в десятки разів прискорювати і посилювати випадання радіоактивних частинок, викликаючи сильне забруднення території у найнесподіваніших місцях. Тому розрізняють “сухе” і “вологе” випадання радіоактивних речовин. Перший процес – це осідання частинок виключно під впливом сил гравітації, другий – випадання з дощем і снігом. Зрозуміло, що частка сухих і вологих випадань залежить від ряду факторів, але головним чином від сезону. При мокрому випаданні радіоактивних речовин в теплий весняно-літній період посилюється їх розчинність, міграція в ґрунті і надходження в рослини.

Переміщення радіонуклідів унаслідок атмосферних процесів відбувається значно швидше, ніж на поверхні Землі, й визначається швидкістю вітру, яка досягає 10 км/год. Під час руху повітряних мас ці радіонукліди залежно від особливостей погоди, опадів, зміни вітру і турбулентного переміщення потоків повітря поступово розсіюються.

Завдяки вітровому перенесенню радіонуклідів атмосферна дифузія постійно їх розмиває (диспергує) і зрештою вміст радіонуклідів у повітрі знижується до мізерно малих значень. Середня швидкість вітру – найважливіший параметр дисперсії, що визначає напрямок переміщення і кількість повітря, яке «розбавляє» радіонукліди. Інші важливі чинники, від яких також залежить випадання радіонуклідів з атмосфери, – це опади, що вимивають радіонукліди з хмари, атмосферні умови, наприклад шторм, структура ландшафту чи шорсткість (рельєфність) земної поверхні. Цей рельєф особливо структурований в умовах населених пунктів. Потік повітря має оминати та огинати будови та уповільнюватися.

Для радіоактивної хмари ступінь радіонуклідного забруднення за напрямком вітру в будь-якій точці залежить від потужності викиду (кількості аерозолів, зокрема пилу і радіонуклідів) в одиницях об'єму за одиницю часу. Ймовірно, що ступінь забруднення повітря і підстильної поверхні ґрунту чи поверхні води зменшується зі збільшенням відстані від джерела і часу після

викиду. Найпростіша формула, за якою оцінюють рівень випадань залежно від відстані до джерела:

$$A_x = C / X^2, \quad (2.1)$$

де A_x – щільність випадання на відстані X від джерела, $Bк(Ki)/км^2$; C – константа загального об'єму випадань.

Більш вірогідний результат можна отримати за формулою, яка ураховує швидкість вітру, висоту джерела викиду (наприклад труби АЕС) та ряд інших факторів:

$$A_x = -\frac{2QT}{C^2 V x^{2-n}} \exp\left(-\frac{h^2}{C^2 x^{2-n}}\right), \quad (2.2)$$

де Q – активність (потужність) викиду джерела, $Bк(Ki)/км^2$; T – час викиду; V – швидкість вітру під час викиду, $м/с$; h – висота джерела викиду, $м$; n – параметр турбулентності за спеціальними таблицями; C – лінійний коефіцієнт турбулентної дифузії за Сеттоном.

Дисперсію радіоактивної хмари математично найчастіше описують у вигляді гауссової моделі:

$$\frac{X}{Q} = \frac{2}{3S_y(Y_2 - S_z)v}, \quad (2.3)$$

де X – активність радіонуклідів у повітрі, $Bк(Ki)/м^3$; Q – потужність джерела викиду, $Bк(Ki)/с$; $3S_y$, – поперечний розмір передбачуваного розподілу за віссю y , $м$; S_z – вертикальне стандартне відхилення домішки радіонуклідів, $м$; v – середня швидкість вітру, $м/с$. Кожний із параметрів розподілу S_y і S_z є функцією відстані x за напрямком вітру і станом атмосфери, температурною стратифікацією від дуже нестійкої до досить стійкої, властивої для кожної конкретної місцевості.

2.3 Радіоекологія лісових екосистем

Міграція радіонуклідів повною мірою відповідає закону В.І. Вернадського про біогенну міграцію атомів, що формулюється так: міграція хімічних елементів на земній поверхні і в біосфері в цілому здійснюється або при безпосередній участі живої речовини (біогенна міграція), або ж протікає у середовищі, геохімічні особливості якого обумовлені живою речовиною, як тією, яка нині населяє біосферу, так і тією, яка діяла на Землі протягом всієї геологічної історії. Цей закон з особливою силою проявляється на такій природній арені, до якої відноситься ліс.

Серед природно-кліматичних зон ліс є такою, що найбільшою мірою накопичує радіонукліди, окрім того, ліс найдовше їх утримує. Найінтенсивніше радіонукліди накопичуються в ростучих частинах організму

рослин і тварин. Так, у рослин до таких частин відносяться листя, плоди, ягоди, молоді пагони, внутрішня частина кори, колючки, а найменше радіонуклідів у деревині.

Деревна рослинність має більш високу здатність утримувати радіоактивні опади, ніж трав'яниста. Це зумовлено великою біомасою крон, надзвичайно великою площею листяного покриву. Тому деревний ярус виконує роль своєрідного фільтра, який міцно утримує радіоактивні випадання. Під покривом лісу знаходиться лісова підстилка, яка являє собою досить потужний шар органічних решток (хвоя, листя, дрібні гілки, відпавша кора та інші) різного ступеня розкладу, що поступово переходить у перегнійно-акумулятивний горизонт. Маючи високу утримуючу та сорбційну здатність, ліс є місцем концентрації елементів живлення і різноманітних інших речовин, в тому числі і радіоактивних.

Після осідання радіоактивних частинок на крони дерев розпочинається їхня *вертикальна міграція* під впливом сил гравітації, атмосферних опадів, руху повітря, з листопадом, внаслідок чого радіоактивні речовини переміщуються в нижні шари крон і під покрив лісу. Швидкість такої міграції залежить від фізико-хімічних характеристик радіоактивних випадань, хімічних властивостей радіонуклідів, типу і віку деревостоїв, метеорологічних умов, пори року.

Через деякий період, який у хвойних лісах може вимірюватись роками, основна маса радіонуклідів переходить у лісову підстилку та верхній горизонт ґрунту. Як і під трав'янистою рослинністю на цілині основна маса радіонуклідів накопичується у верхньому 10–15-сантиметровому шарі ґрунту. Саме з нього через 4–5 років в листяному лісі і через 8–10 років у хвойному, що зумовлено вже відміченими особливостями у швидкості вертикальної міграції радіонуклідів та скорішою мінералізацією листя у порівнянні з хвою, розпочинається активне надходження радіонуклідів у дерев'яністі рослини через корені.

Якщо механізми засвоєння радіонуклідів дерев'янистими і звичайними сільськогосподарськими рослинами практично не відрізняються, то характер їх нагромадження має принципові відмінності. Багаторічні дерев'яністі рослини, на відміну від одно-дворічних трав'янистих, акумулюють радіонукліди у деревині, корі, гілках, хвої. І хоча основна маса радіонуклідів сконцентровується у листі, а найменша – в деревині, багаторічний замкнутий цикл радіонуклідів листя–лісова підстилка–ґрунт–корені–стовбур–листя і так далі може призводити до значного радіонуклідного забруднення деревини і, відповідно, матеріалів, які виготовляються з неї. Тому при закладанні лісових насаджень слід враховувати різну здатність видів лісових порід до нагромадження радіонуклідів. Наприклад, відомо, що ялина і дуб

нагромаджують ^{90}Sr у більших кількостях, ніж сосна, акація – в більших, ніж береза. Це також пов'язане з кальцефільністю та калієфільністю рослин, біологічними особливостями видів.

Особливе місце в екосистемі лісу займають гриби. Внесок грибів у біологічний кругообіг Cs^{137} у кілька разів перевищує внесок деревного і трав'янисто-чагарникового ярусу. Гриби є одним із головних факторів, що визначають роль підстилки як біохімічного бар'єру на шляху вертикальної міграції радіонуклідів у лісових екосистемах.

Значну небезпеку в перерозподілі радіоактивних частинок становлять лісові пожежі, внаслідок яких різко знижується радіомісткість лісових екосистем, оскільки радіоактивні частинки у складі аерозолів і газоподібних сполук виносяться в повітря. Згідно із загальноприйнятою класифікацією лісових пожеж (верхові, низові, підземні) найбільше радіонуклідів виносяться за межі лісового біогеоценозу при верховій стійкій пожежі. При підземних пожежах на торфовищах, коли торф вигоряє повністю, всі радіонукліди, що містяться в ньому, можуть перейти в аерозольний стан. При низових пожежах горить сухий ґрунтовий покрив, при цьому вивільнюється 5-20% загального запасу радіонуклідів лісового масиву. Лісові пожежі порушують надійне депонування радіоактивних частинок у лісових екосистемах і призводять до перерозподілу первинного радіоактивного забруднення території.

2.4 Радіоекологія водних екосистем

Джерела і шляхи надходження природних радіонуклідів і радіонуклідів техногенного походження у водойми.

Радіоактивні речовини до водойм можуть потрапляти з атмосфери, з ґрунту, через змиви та скиди.

Природні радіонукліди надходять у відкриті водойми з атмосфери, утворюючись при взаємодії космічного випромінювання з ядрами азоту, кисню і аргону (космогенні радіонукліди). До основних космогенних радіонуклідів, що потрапляють на водну поверхню і територію водозбору переважно з атмосферними опадами, відносяться ^3H , ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na , ^{26}Al , ^{32}P і ^{36}Cl .

Радіонукліди у воду річок, що беруть початок у горах, можуть потрапляти з гірських порід, що в різних кількостях містять радіоактивні елементи (так звані первинні радіонукліди) та продукти їх розпаду.

Для водних організмів і людини найбільший вплив на формування дози мають ^{14}C , ^{40}K , ^{210}Pb , ^{222}Rn , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{232}Th , ^{238}U і ряд інших. Максимальна кількість ^{226}Ra , ^{232}Th і ^{238}U зустрічається в магматичних породах, наприклад в гранітах, а мінімальна – у вапняках. Калій, торій і радій, як правило, мають тенденцію концентруватися в гірських породах з високим вмістом кремнію. Такий розподіл обумовлює підвищену радіоактивність підземних вод, приурочених до гранітів, і відносно малі концентрації радіоактивних речовин в підземних водах, що знаходяться в товщі осадових порід. Зі збільшенням глибини підземних водних джерел концентрація радіонуклідів в них підвищується. Ці обставини набувають важливе значення при оцінці ролі підземних вод в збагаченні радіоактивними речовинами води поверхневих водойм.

У воду також можуть потрапляти радіонукліди штучного походження, що потрапляють з атмосфери, з дощовими і талими водами, з відходами атомних реакторів, з підприємств радіохімічної промисловості і різних інших, що застосовують радіоізотопи. У воді підземних джерел, що використовується для пиття людиною і тваринами, допускається вміст радіонуклідів тільки природного походження і в кількості, що не перевищує максимально допустимі норми для відкритих водойм.

Особливості розподілу радіонуклідів по основних компонентах водної екосистеми.

Міграція радіонуклідів у водоймах забезпечується течіями, зоогідробіонтами, які поїдають фітогідробіонтів забруднених радіонуклідами. Певне місце нині має використання забрудненої води для зрошування у сільському господарстві та промисловості. Особливо значна міграція радіонуклідів здійснюється у водоймах текучих. У водоймах можуть зустрічатися тритій, цезій, цирконій, стронцій тощо.

Моделювання процесів міграції радіонуклідів у текучих водоймах розвивається за декількома напрямками. Один з них стосується статистичної теорії, кінцевим результатом якої є гаусові моделі розподілу (гаусів розподіл) суміші в потоці викиду, другий пов'язаний з розв'язком диференціальних рівнянь переносу типу

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial(u_i C)}{\partial x_i} - \frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_i \frac{\partial C}{\partial x_i} \right) + \lambda C + \sum_j R_j, \quad (2.4)$$

де C – концентрація радіонуклідів, x_i – координата, λ – константа розпаду, u_i – швидкість течії вздовж x_i , D_i – коефіцієнт дифузії, R_j – потужність джерел викиду.

У випадку стаціонарності потоку на великих відстанях від місця викиду для замулених у турбулентному потоці радіонуклідів розв'язок рівняння (1.3), має вигляд

$$C = C_0 e^{-\frac{x}{u}(b+\lambda)}, \quad (2.5)$$

де b – константа осадження частинок, яка дорівнює

$$b = \frac{v_s^2}{D} u_x. \quad (2.6)$$

Тут v_s - швидкість стоксовської седиментації частинок.

Радіонукліди накопичуються у поверхневому шарі води. Так, у водосховищах у поверхневому шарі концентрація радіоізотопів може доходити до 370мБк/л, а в товщі води – 185мБк/л. Станом на 1965-1966 роки у водах Тихого океану концентрація стронцію-90 у поверхневому шарі води спостерігалась у 1,5 вищою, ніж на глибині 1000 м.

Гідробіонти (мікро - і макроорганізми накопичують і депонують в собі радіонукліди. Тому споживання води, що містить значний вміст гідро біонтів та мулу зростає можливість радіаційного ураження тварин і людини, які споживають воду що містить багато мулу і гідробіонтів.

Інтенсивність накопичення радіонуклідів різними компонентами водної екосистеми, що виражається в одиницях *коефіцієнта накопичення* (K_n) або *коефіцієнта концентрування* (K_k), визначають відношенням питомої активності радіонуклідів в об'єкті дослідження (донні відкладення, зависі, біологічні об'єкти) до їх вмісту у воді. При цьому, якщо для довгоіснуючих організмів (молюски, риби і т. ін.) використовують середньорічну питому активність радіонуклідів у воді, то при розрахунку подібного коефіцієнта для водних рослин коректно використовувати середній вміст радіонуклідів у воді протягом вегетаційного періоду. Слід зазначити, що багато радіоекологів термінологічно розрізняють K_n для абіотичних і біотичних компонентів, що обумовлене різними механізмами переходу і акумуляції радіонуклідів в живій і неживій матерії.

На підставі характеру розподілу по основних компонентах водної екосистеми (вода, донні відкладі, гідробіонти) радіонукліди розділяють на чотири основні групи: *гідротропи*, *еквітропи*, *педотропи* та *біотропи* (М.В. Тимофеев-Ресовський, 1957). До *гідротропів* відносять елементи, що залишаються більш ніж на 75% у воді – сірка, хром, германій. У донні відкладення та біомасу переходить не більше ніж 10% кількості радіонуклідів цих елементів, що потрапили у воду. *Еквітропами*, тобто елементами, що розподіляються більш менш рівномірно між водою, ґрунтом і біомасою, виявилися рубідій, стронцій, рутеній і йод. До *педотропів*, тобто елементів,

велика частина яких концентрується в донних відкладах, відносять залізо, кобальт, цинк, ітрій, цирконій, ніобій і цезій. *Біотропами* є елементи, велика частина яких концентрується в біомасі – фосфор, кадмій, церій і ртуть.

У ґрунті дна водойм концентрація радіонуклідів у десятки разів вища, ніж у воді, внаслідок їх адсорбції на поверхні мінеральних і органічних речовин. Тому гідробіоти, які ведуть бентозний (донний) або прибентозний спосіб життя, уражаються від радіаційного забруднення більшою мірою, ніж пелагічні (ті, які живуть у товщі води). У залежності від інтенсивності опромінення радіація може здійснювати на гідробіотів стимулюючий, пригнічуючий, ушкоджуючий або летальний вплив. Як правило, з підвищенням рівня організації гідробіотів, їх радіочутливість зростає. Найбільш стійкі до радіації бактерії. Деякі з них витримують опромінення понад 1 млн. рентген. Водні рослини більш стійкі до опромінення, ніж тварини.

Доза радіації, що обумовлює загибель 50% опромінених протягом 30 днів організмів наступна:

- для водних рослин – 0,1...0,5 Гр;
- для безхребетних – 0,01...2 Гр;
- для риб – 5...40 Гр (при високих температурах радіочутливість риб значно зростає);
- для водних ссавців – 2...5 Гр.

Природним фактором самоочищення водойм є мікроорганізми.

На розподіл радіонуклідів між водою, донними відкладами і біомасою впливають:

- лужно-кислотні умови середовища;
 - освітленість (процеси фотосинтезу);
- температура.

Велике значення при накопиченні радіонуклідів гідробіонтами відіграють лужно-кислотні умови середовища. Значення рН у водах річок і водойм характеризується добовими і сезонними коливаннями, а систематичне скидання у водойму промислових відходів, що містять кислоту або луг, може викликати зсув рН. Залежно від лужно-кислотних умов середовища можуть мінятися фізико-хімічний стан і форма сполук радіонуклідів, що у свою чергу відбивається на їх сорбційних властивостях і накопиченні донними відкладами водойм. Поглинання водними рослинами ^{90}Sr із збільшенням рН водного середовища зростає. Це пояснюється тим, що ^{90}Sr разом з кальцієм включається в процес карбонатуотворювання, залежний від рН. Накопичення ж ^{137}Cs водними рослинами не залежить від лужно-кислотних умов водного середовища, оскільки при всіх значеннях рН макрокількості цезію знаходяться в розчині у вигляді катіонів, не утворюючи колоїдів.

Вплив гідрологічних чинників на розподіл радіонуклідів у водних екосистемах різного типу.

У річках радіонукліди швидко перемішуються у водному потоці. Найважливішим механізмом змішування є *турбулентна дифузія*, інтенсивність якої залежить від швидкості течії, рельєфу дна, наявності плес, перекатів, гідротехнічних споруд і т. і. Залежно від локальних умов протяжність ділянки, в межах якої змішуються забруднені потоки зі всією масою води річки, а також час, протягом якого відбувається цей процес, може бути різною.

На малих річках гірського типу (з високою турбулентністю потоку) змішування можливе на відрізку річки в межах від метра до десятків метрів протягом декількох хвилин. В умовах малих річок рівнинного типу повне змішування може закінчуватися на відстані 200–500 м нижче за випуск стічних вод. В умовах середніх і великих річок рівнинного типу теоретично повне розбавлення може відбуватися на нескінченно великій відстані від місця випуску стічних вод. Проте для практичних цілей зазвичай приймається значний ступінь перемішування, наприклад 80%. Згідно з натурними спостереженнями таке змішування в умовах річок рівнинного типу відбувається на відстані від декількох десятків кілометрів від місця надходження стічних вод в річку, а час цього процесу вимірюється декількома добами.

На розподіл забруднених струменів в річковому потоці може впливати різниця між щільністю стічних вод і річкової води (за рахунок відмінності температур або ступеня мінералізації). Теплі стічні води можуть переміщатися в поверхневому шарі. При високій мінералізації стічних вод останні можуть опускатися в нижні шари і при рівному рельєфі дна переміщатися в придонному шарі на значні відстані, створюючи зовні враження повного радіаційного благополуччя на даній ділянці річки. Поступово ці забруднені потоки також змішуються з масою річкової води.

У глибоких озерах впродовж теплого періоду року верхній прогрітий шар води, що зазвичай досягає декількох метрів, менш щільний і не змішується з нижнім, формуючи вертикальний градієнт температур (термоклин). У осінній період, коли температура верхнього шару падає до температури глибоких шарів і нижче, відбувається перемішування водних мас в результаті опускання холодніших шарів і підняття тепліших. Аналогічний, але зворотний процес відбувається і у весняний період. Це явище, що отримало назву весняно-осінньої стратифікації, сприяє перемішуванню радіоактивних речовин в масі озерної води.

Розподіл радіонуклідів у морській екосистемі

Роль морів і океанів у підтриманні стабільності всієї біосфери величезна. Для розуміння цієї ролі розглянемо явище транспортування радіонуклідів, трейсерів (міток) чи маркерів, що характеризують екосистеми.

У морській воді містяться природні радіонукліди. Це насамперед калій-40, уран, торій, радій і рубідій. Штучні радіонукліди представлені продуктами поділу урану і радіонуклідами, що утворилися зі стабільних елементів після активації нейтронами. До аварії на Фукусімі 11 березня 2011 року найбільші надходження радіонуклідів у моря й океани пов'язані з випробуваннями ядерної зброї. Додаткове локальне забруднення морських екосистем відбувається від скидань і викидів ядерних реакторів, заводів із виробництва ядерного палива, від захоронення у морях радіоактивних відходів, аварій та ін. Природні радіонукліди потрапляють у моря внаслідок ерозії гірських порід. Найважливішою складовою поверхневого стоку радіонуклідів у морські екосистеми є стік річок. Так, стік Дніпра є визначальним в оцінці депонування радіонуклідів, зумовлених Чорнобильською аварією, в Чорному морі й Світовому океані. За проведеними оцінками активність стоку радіонуклідів у Чорне море становить $(185-740) \cdot 10^{10}$ Бк (50-200Ки) на рік.

Більшість ядерних військових випробувань проводилися на континентальному шельфі й островах Тихого океану в 1946-1962 рр. Так, Велика Британія провела кілька ядерних випробувань на Тихому океані в 1952-1958 рр. Росія проводила ядерні випробування на полігонах у полярних морях біля Кольського півострова і на Новій Землі. Ядерні випробування у Тихому океані призвели до локальних радіонуклідних забруднень. Дослідники вважають, що внаслідок таких випробувань у океані і морях випало більше радіонуклідів, ніж на сушу. За даними МАГАТЕ [5] концентрація ^{137}Cs у 2000р. у північних широтах тихого океану перевищувала 2 Бк/м^3 .

Внаслідок аварії на АЕС «Фукусіма-1» відбулося інтенсивне радіоактивне забруднення вод Тихого океану. За різними оцінками в океан у перший рік після аварії було скинуто від 3,5 до 41 ПБк ^{137}Cs (1ПБк= 10^{15} Бк) і приблизно така сама кількість ^{134}Cs : від 5 до 8 ПБк – за рахунок повітряного шляху забруднення океану та від 3 до 6 ПБк – за рахунок скидання у океан радіоактивної води. Концентрація ^{137}Cs у скидних каналах АЕС у квітні 2011 р. сягала майже 10^5 Бк/л при фонових концентраціях до аварії 0,001–0,002 Бк/л. За вимірами, проведеними в Океанографічному інституті в Вудс-Холлі (WHOI) у червні 2011р. підвищені концентрації цього радіонукліду (більші за 100 Бк/м^3) реєструвались на відстанях до 600км від місця аварії [6].

Виникла актуальна задача прогнозування переміщення радіоактивної плями в океані внаслідок постійних течій у північній частині Тихого океану

та морях Далекого Сходу, яка пов'язана з оцінкою радіоактивного забруднення риби, що мігрує у цих водах і виловлюється промисловими суднами. Моделювання переміщення радіоактивної плями [7] показало, що ареал радіоактивно забрудненої води площиною декілька мільйонів квадратних кілометрів буде зміщуватися морськими течіями в бік Південної Америки протягом декількох років. Максимальні концентрації ^{137}Cs у плямі у перший рік складатимуть $10\text{-}100\text{Бк/м}^3$, знижуючись до 10Бк/м^3 у другому році, протягом якого пляма переміститься до центру Тихого океану. За прогнозом протягом третього року пляма зміститься ближче до берегів Південної Америки та буде спостерігатися подальше розбавлення та зменшення площі ареалу максимальних концентрацій. За три роки після аварії (2014р.) спеціалістами дійсно була виявлена присутність невеликих кількостей ^{134}Cs (менше 2Бк/м^3) на відстані 100 миль від берегів Каліфорнії та в пробах води у узбережжя Канади.

Важливими є оцінки радіаційного ризику, пов'язаного з споживанням риби, яка виловлюється у Тихому океані, Охотському та Японському морях [8].

Результати вимірювання радіоактивності різних екологічних типів риб у 2011-2012р.р. у берегів провінції Фукусіма показали, що найбільш забрудненими видами риб є донні. Концентрація цезію в них у 10-15 разів вища, ніж у пелагічних і підповерхневих видів, і може бути порівнювана з такою для прісноводних риб.

В той же час, за оцінками авторів роботи [8], зроблених на основі даних, отриманих до 2015р., ризик для здоров'я населення за рахунок споживання риби, що виловлюється в зонах риболовства Росії після аварії на АЕС «Фукусіма-1» у відповідності до шкали ризиків ВОЗ є дуже малим і не перевищує ризику за рахунок споживання риби у Чорному та Балтійському морях, забруднених після аварії на ЧАЕС. Ризик за рахунок споживання риби, виловленою біля берегів Японії є у 10-100 разів вищим, але й ця величина ризику класифікується за шкалою ВОЗ як мінімальний ризик.

Слід зауважити, що морські організми, у тому числі риби, поглинають значно менше ^{137}Cs і ^{90}Sr , ніж прісноводні. Причина меншого накопичення цих радіонуклідів у морських організмах полягає в тому, що море, на відміну від прісноводних водоймищ, містить величезний об'єм води для розведення радіонуклідів. Радіонукліди ^{137}Cs і ^{90}Sr у морській воді містяться в розчинній формі й унаслідок високої концентрації хімічних аналогів (вміст Na, Cl у морській воді досягає 10-19 г/л, а K і Ca - 380-400 мкг/л) у незначній кількості входять до складу морської біоти. У відкритому океані, де мала кількість біоти, радіонукліди перерозподіляються між водою та різними суспензіями. Дослідження розподілу радіонуклідів за глибиною показали, що значна

частина радіонуклідів міститься на глибині менш ніж 100 м, а решта - до 1000 м.

Біота також впливає на міграцію радіонуклідів. Ступінь біотичного впливу залежить від радіонуклідів та інших чинників середовища. Так, планктон і вищі організми накопичують радіонукліди в значній кількості і захоронюють їх завдяки екскреції. Популяції малих організмів, наприклад фітопланктон, для якого характерні швидкі процеси обміну, переносять значні кількості радіонуклідів у глибокі шари води й у седименти після відмирання.

2.5 Міграція радіонуклідів у відкритих та гірських ландшафтах

Первинне випадання радіонуклідів та процеси їх вторинного перерозподілу відбуваються по-різному в залежності від геоморфологічних особливостей території. Формування поля забруднення та його трансформація шляхом водного, повітряного та біогенного переносу радіонуклідів відбуваються відповідно до компонентів, які характерні для даного ландшафту. Найважливішими з них є геоморфологічні, гідрологічні, кліматогенні, субстратні (грунти, підгрунття) та обумовлені ними біотичні (специфічна сукупність продуцентів, консументів і редуцентів).

У формуванні поля первинного територіального радіоактивного забруднення вирішальну роль виграють атмосферно-кліматичні фактори – напрямок та інтенсивність вітру і опади. Ландшафтні фактори також відіграють певну роль у формуванні поля первинного забруднення. У лісах можливе накопичування радіоактивного пилу і аерозолів, які поширюються у приземному шарі повітря. Спрацьовує так званий “узлісний ефект” – найвища щільність забруднення спостерігається на узліссях з навітряного боку, а на відстані 15–20 висот дерев щільність забруднення знижується майже на порядок. Існують дані, які вказують на більшу забрудненість навітряних схилів у порівнянні з підвітряними. Потенційними ділянками більш інтенсивних радіоактивних випадань можуть бути еолові форми рельєфу – дюни та бугристі ділянки.

За дослідженнями характеру та рівня забруднення радіонуклідами ландшафтів Житомирського Полісся після аварії на ЧАЕС [9]. Ландшафтно залежними виявилися такі показники, як локальні баланси радіонуклідів в елементах ландшафтної структури та коефіцієнти накопичення радіонуклідів (*КН*) у фітомасі.

Підстилаюча поверхня, зокрема рослинний покрив теж відіграють свою роль при проходженні радіоактивної хмари, оскільки інтенсивність конвективних процесів, що відбуваються над лісом, луками, ріллею,

населеними пунктами та водоймами суттєво різняться, і це викликає появу локальних плям радіоактивних опадів чи випадання пилу.

Отже, спостерігається безпосередній вплив рельєфу на первинний розподіл радіонуклідів.

Вторинний перерозподіл, міграція радіонуклідів визначаються в першу чергу ландшафтними особливостями. Існує залежність між процесами міграції радіонуклідів та ландшафтною структурою забрудненої території. Складність ландшафтно-геохімічних умов, тобто неоднакові напрямки і інтенсивність процесів, пов'язаних з міграцією радіонуклідів і накопиченням їх у біоті.

Радіонукліди, що випали з атмосфери на поверхню ґрунту, із *поверхневим стоком* потрапляють на відповідні водозбірні площі струмків, рік та інших водойм. Поверхневий стік радіонуклідів залежить від характеру ландшафту, типу і шорсткості підстильної поверхні, щільності рослинного покриву, пори року (особливо весняні та осінні паводки, властиві нашим рікам), характеру і кількості опадів.

Основним приймачем радіоактивних опадів на Землі є ґрунт. Але ґрунт значною мірою вкритий рослинами, сумарна площа листя може в багато разів перевищувати площу ґрунту, на якій вони ростуть. Якщо радіоактивні речовини вже потрапили в атмосферу, то зменшити у великих масштабах їхнє випадання на ґрунт і рослини неможливо. Процеси міграції радіонуклідів у ґрунті зумовлюють їх перерозподіл за глибиною і в горизонтальному напрямку. У зв'язку з цим виділяють два види міграції – вертикальну і горизонтальну, які проходять одночасно.

Міграційні здатності радіонуклідів в ґрунті і їх включення у біологічні цикли визначаються великою кількістю властивостей самих радіонуклідів, ґрунту, різними факторами навколишнього середовища. Це, насамперед:

- фізико-хімічні властивості радіонуклідів;
- механічний та мінералогічний склад ґрунту;
- агрохімічні властивості ґрунту;
- погодно-кліматичні умови.

Розглянемо більш детально вплив кожного з них.

Фізико-хімічна форма, в якій радіонукліди потрапляють у навколишнє середовище (у вигляді аерозолів, гідрозолів, частинок, сорбованих на різних матеріалах та ін.) впливає на їх рухливість.

Дві основні групи факторів ведуть до зміни рухливості і біологічної доступності радіонуклідів у часі. Перша з них зумовлює так зване "*старіння*" *радіонуклідів*, суть якого у зменшенні рухливості радіонуклідів внаслідок їх дифузії у кристалічну структуру деяких мінералів, утворення різних комплексних сполук, агрегування частинок у більш крупні. Напроти,

руйнування великодисперсних частинок у ґрунті, перетворення їх у дрібнодисперсні під впливом води, кисню, мікрофлори і т.ін. може призводити до зростання рухливості радіонуклідів, що входять до їхнього складу: переходу радіонуклідів, у форми, які краще розчиняються у ґрунтовому розчині, швидче засвоюються рослинами.

Також велике значення у поведінці радіонуклідів в ґрунті і їх біологічній доступності мають хімічні властивості, що визначають їх здатність до адсорбції і утворення комплексних сполук, недоступних для рослин. У вільному стані іони радіонуклідів поглинаються інтенсивніше, ніж у гідратованому або сольватованому.

Від *механічного та мінералогічного складу* ґрунту залежить здатність його твердої фази до поглинання і утримування радіонуклідів, тобто характер міграції радіонуклідів в ґрунті та їх перехід у рослини.

Сорбційна здатність ґрунтів (навіть в межах одного типу) зростає зі збільшенням дисперсності його механічних елементів.

Найбільш міцно утримуються радіоактивні продукти поділу муловою фракцією ґрунту. Крім того, дрібнодисперсні глинисті і мулові фракції ґрунту містять більшу кількість мінералів монтморилітової групи, слюд і гідрослюд, які мають високу вбирну здатність. Переважаючими ж мінералами фракцій піску, навіть дрібного, є кварц і польові шпати, сорбційні властивості яких дуже низькі. Дрібно пилюваті і мулисті частинки високодисперсних фракцій ґрунтів містять і найбільшу кількість органічних речовин, які також суттєво впливають на міграцію радіонуклідів. Зі збільшенням вмісту гумусу в ґрунті перехід в рослини радіонуклідів знижується. Це пов'язано з тим, що гумінові і фульвокислоти гумусу мають високу здатність поглинати і утримувати радіонукліди, а також утворювати з ними комплексні сполуки, надходження яких в рослини утруднене.

В більш крупних фракціях пилу вміст органічних речовин різко знижується, а в дрібному піску їх майже немає.

Дуже велику кількість органічних речовин (до 90%) містять торф'яні ґрунти. Однак вони в основному представлені напіврозкладеними рослинними рештками і містять мало гумусу. Мінеральна фракція, в тому числі і дрібнодисперсна, у торф'яних ґрунтах незначна. Невелика і кількість обмінних катіонів. Тому ємність поглинання торф'яних ґрунтів невисока і здатність до утримування радіонуклідів порівняно низька.

В цілому перераховані властивості ґрунтів формують в них певний неспецифічний рівень здатності до сорбції і утримування радіонуклідів.

В порядку зростання здатності різних типів ґрунтів сорбувати радіонукліди їх можна розподілити у такій послідовності: *торф'яні* –

підзолисті – дерново–підзолисті – сірі лісові – лугові – сіроземи–каштанові – чорноземи.

Роль агрохімічних властивостей ґрунту. Радіонукліді звичайно знаходяться в ґрунтах в ультрамікрокількостях. Навіть при рівнях, вище яких ґрунти зараз прийнято вважати забрудненими, масові концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr у орному шарі складають величини порядку $10^{-12}\%$. Низькі концентрації радіонуклідів у ґрунтах зумовлюють суттєву залежність їх поведінки від вмісту відповідних стабільних ізотопів, елементів, схожих з ними за фізико-хімічними властивостями, деяких хімічних характеристик ґрунтів.

Поглинання і сорбція радіонуклідів ґрунтом залежить від вмісту в ньому відповідних стабільних нуклідів – чим вище вміст стабільних, тим менше радіоактивних закріплюється в ґрунті і більше надходить у рослини. Цей ефект пояснюється простим розбавленням радіонуклідів в ґрунті за рахунок стабільних і зменшенням частки радіоактивних в загальному закріпленні елемента.

Дуже великий вплив на міграцію і доступність радіонуклідів в ґрунтах має вміст обмінного кальцію, який характеризує їхню так звану “карбонатність”. Зі збільшенням вмісту карбонату в ґрунті надходження ^{90}Sr з ґрунту в рослини знижується. Це пояснюється двома причинами. По-перше, при високому рівні карбонатів може відбуватися необмінна фіксація радіонукліда. По-друге, стронцій і кальцій є хімічними аналогами. При надходженні в рослини, як і взагалі в живий організм, між ними можуть виникати певні конкурентні взаємовідносини і кальцій, як елемент, вміст якого у земній корі (2,96%) на декілька порядків перевищує загальний вміст стронцію ($3,4 \cdot 10^{-2}\%$), може виступати у ролі своєрідного дискримінатора, який обмежує надходження стронцію, в тому числі і його радіоактивних ізотопів.

Аналогічно, збільшення в ґрунті вмісту обмінного калію знижує міграцію і надходження в рослини ^{137}Cs . З одного боку, це пов'язане з тим, що при великій кількості в ґрунті калію відбувається заміна на нього всіх обмінних катіонів ґрунту, що збільшує сорбцію і закріплення цезію. З другого – з тим, що між калієм і цезієм, як між хімічними аналогами, виникають конкурентні відношення при надходженні в рослини, схожі з тими, що проявляються між кальцієм і стронцієм.

Реакція ґрунтового розчину по-різному впливає на міграцію радіонуклідів. Для більшості з них, в тому числі для ^{90}Sr і ^{137}Cs , при зростанні кислотності знижується міцність закріплення в ґрунті, збільшується рухливість і надходження в рослини. Деякі радіонукліди, зокрема ^{59}Fe , ^{60}Co ,

^{65}Zn , при підвищенні рН переходять з іонної форми у різні гідролізні і комплексні сполуки і стають менш доступними для рослин.

Рух повітря, атмосферні опади, температура довкілля та деякі інші явища, що характеризують *особливості погодно-кліматичних умов*, відіграють важливу роль в міграції радіонуклідів не тільки в атмосфері, але і в ґрунті.

Величезне значення щодо їх розповсюдження має рух повітря, тобто вітер. За рахунок вітрового підняття з поверхні ґрунту і переносу стає можливим вторинне надзвичайно швидке переміщення радіоактивних речовин на відстані десятків кілометрів від місця її випадання, що може обумовити забруднення або підвищення рівня забруднення більш чистих ґрунтів.

Виділяють *три основні види вітрового підйому ґрунту: справжній вітровий підйом – за рахунок руху повітря над поверхнею ґрунту; локальний вітровий підйом – за рахунок руху повітря, який створюється специфікою рельєфу місцевості, наявністю лісових насаджень, будівель; механічний вітровий підйом, що виникає при виконанні сільськогосподарськими машинами польових орбіт, руху транспорту.*

Найбільш важливим фактором, що впливає на вітровий підйом радіоактивних частинок, є швидкість руху повітря. Підйом ґрунтових частинок відбувається швидше із сухої поверхні, розораних полів, схилів, які продуваються вітрами.

Вторинне вітрове підіймання, яке пов'язане із пилоутворенням, може призводити до потрапляння радіонуклідів у органи дихання людини та на поверхню водойм на прибережних територіях. Утворення пилу може бути зумовлене дією вітру, рухом транспорту, будівельними та сільськогосподарськими роботами. Оцінку вторинного вітрового підіймання здійснюють за допомогою *коефіцієнтів вітрового підіймання, або дефляції K_v (м^{-1}):*

$$K_v = \frac{C_n}{C_r}, \quad (2.7)$$

де C_n – об'ємна активність радіонуклідів у повітрі, $\text{Бк}(\text{Ки})/\text{м}^3$; C_r – поверхнева активність радіонуклідів на поверхні ґрунту, $\text{Бк}(\text{Ки})/\text{м}^2$.

Значення коефіцієнту вітрового підіймання є особливо важливим для оцінки інгаляційної складової еквівалентної дози опромінення для людини. Воно варіює від 10^{-2} м^{-1} в умовах польових робіт до 10^{-12} м^{-1} для асфальтованих міських територій.

Сезон року, коли відбулося радіонуклідне забруднення середовища, в значній мірі визначає взаємодію радіонуклідів з ґрунтом. Вона буде

мінімальною у зимовий період при низьких температурах та твердих атмосферних опадах. Plusові ж температури і висока вологість ґрунту влітку посилюють її.

Радіоактивні частинки, потрапляючи на поверхню ґрунту, втягуються в процеси вертикальної міграції углибину ґрунту, які мають досить важливе значення. Це зумовлює зниження потужності дози випромінювання радіонуклідів над поверхнею ґрунту, зменшення їх вторинного переносу вітром та поверхневими водами. В той же час може значно змінюватись кількість радіонуклідів, що надходять в рослини, переходять в ґрунтові води.

Швидкість вертикального перенесення радіонуклідів в ґрунті у значній мірі визначається властивостями радіонуклідів, механічним та мінералогічним складом ґрунту, його агрохімічними характеристиками. Але головним чином вона залежить від кількості атмосферних опадів.

Частинки найрізноманітніших розмірів з током води можуть проникати углибину тріщинами, утвореними в суху погоду, ходами черв'яків та інших організмів. Це – звичайна фільтрація – рух рідини через пористе середовище під впливом гравітаційних сил. Певну роль грає дифузійний рух – переміщення радіонуклідів в напрямку градієнта концентрації – її вирівнюванню; конвекційне перенесення – це вертикальне переміщення радіонуклідів з водою, викликане зміною її густини в результаті різниці температури або солоності.

Взагалі ж процес вертикальної міграції радіонуклідів йде досить повільно. При цьому, за результатами спостережень на всіх типах ґрунтів ^{90}Sr проникає на більшу глибину, ніж ^{137}Cs , що пов'язане з більшою розчинністю стронцію і “старінням” цезію.

Зонами швидкої міграції радіонуклідів є тектонічні зони. Тут має місце збільшення інтенсивності інфільтрації.

Горизонтальна міграція радіонуклідів – їх перенесення по поверхні ґрунту, обумовлена, в основному, ерозією ґрунтів, дренажною діяльністю природних водотоків. Значний вплив на горизонтальну міграцію радіонуклідів мають погодно-кліматичні умови.

При сильних зливових дощах у літньо-осінній період можливий значний змив радіонуклідів з площ водозборів у водойма та забруднення ними річок, озер, водосховищ – джерел питної та поливної води. Аналогічна ситуація може виникнути при формуванні потужного снігового покриву у зимовий період та різкому підвищенні температури весною, коли при швидкому таненні снігу і слабкій фільтрації опадів у мерзлий ґрунт посилюється перенесення радіонуклідів по поверхні.

В процесах горизонтальної міграції велику роль відіграють особливості рельєфу місцевості, наявність на ній рослинності. Специфічні нерівності

поверхні, лісові насадження та буяння трав'янистих рослин при певних поєднаннях можуть практично повністю затримувати поверхневий стікрадіонуклідів. В той же час круті схили, відсутність рослин посилюють його.

2.6 Радіоекологія агроценозів і урбанізованих територій

Радіоекологія агроценозів.

Серед проблем, що становлять зміст радіоекології агроценозів, особливий інтерес становлять ті, що є важливими для розуміння можливої небезпеки для людини у зв'язку з використанням у сільському господарстві територій, забруднених радіонуклідами.. Це – надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини, радіоекологія зрошувального землеробства та сільськогосподарських тварин.

Надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини.

Радіоактивні речовини надходять до рослин двома основними шляхами: через надземні органи (некореневе, або аеральне, надходження) і через кореневу систему з ґрунту (кореневе надходження). Надходження через надземні органи можливе головним чином лише в період випадання радіоактивних частинок з атмосфери, тоді як поглинання через коріння може відбуватися протягом десятків років.

Позакореневе надходження. Найбільш активно радіоактивні речовини поглинаються листям (*листова поглинання*) та квітками (*флоральне поглинання*). Виділяють також поглинання з дернини поверхневим корінням, але тільки для тих видів рослин, які мають таке .

Листова поглинання радіоактивних речовин характерне практично для всіх видів рослин за винятком, можливо, деяких видів ксерофітів – рослин, покритих товстою кутикунізованою оболонкою, з незначною кількістю продихів та видозміненим у колючки листям.

Для багатьох видів важливим є також флоральне поглинання радіоактивних речовин. Його питомий внесок визначається розміром квітки, її формою, місцем розташування квітки в суцвітті, на рослині. Зрозуміло, що великі квітки розоцвітих, суцвіття хлібних злаків, які розміщені на відкритих частинах рослин, вбирають більше радіоактивних речовин, ніж рослини, що мають невеликі квітки, які розташовані поодиноці. У випадках флорального поглинання може відбуватися суто механічний захват великих радіоактивних частинок квітками з наступним їх включення до плоду.

Обов'язковою умовою для проникнення радіонуклідів всередину рослини є наявність вологи. Змачуваність листя різних видів рослин залежить від дуже багатьох факторів: форми листя, опушення, товщини кутикули, наявності в ній жирів, віку листя, нарешті води в самому листі. Чим довше відбувається контакт вологи з поверхнею листя, тим більше радіоактивних речовин надходить до нього. Тривалість зволоження залежить від температури, вологості, руху повітря, тобто факторів, які впливають на швидкість випаровування. Через молоді листя радіонукліди проникають швидше, ніж через старіші. Товста кутикула та підвищений вміст у ній жирів становлять перепону для їх надходження.

Радіонукліди, як і звичайні елементи живлення, надходять всередину листя шляхом поглинання та обміну з кутикулою та стінками клітин. Певну роль можуть відігравати продири, хоча питомий внесок їх у цей процес поки що не оцінений.

Коренева надходження. Грунт є сильним поглиначем різних елементів і речовин, в тому числі і радіоактивних. Особливо високу здатність до поглинання має поверхневий, багатий на перегній горизонт, в якому міститься основна частина ґрунтового вбирного комплексу. Саме тому природні угіддя затримують основну масу радіоактивних речовин у поверхневому 5–10-сантиметровому шарі ґрунту, в той час як на ораних землях такі речовини більш чи менш рівномірно розосереджуються по всьому профілю горизонту, що обробляється. Їх залучення до біологічного кругообігу речовин зумовлені, з одного боку, міцністю зв'язку з частинками ґрунту, і з другого – здатністю поглинатися корінням.

Щодо здатності коренів рослин поглинати радіоактивні речовини, то вона визначається багатьма факторами водночас: специфікою виду, розвитком кореневої системи, фазою розвитку рослин, їх фізіологічним станом, вологістю ґрунту, наявністю у ньому елементів живлення тощо. Зв'язування радіонуклідів ґрунтом та рослинами, фіксація біля поверхні ґрунту у зоні розміщення основної маси коріння, затримує їх вимивання і перенесення до ґрунтових вод.

Механізм засвоєння радіонуклідів коренями рослин теж не відрізняється від поглинання звичайних елементів мінерального живлення. У зв'язку з тим, що більшість радіоактивних продуктів поділу як хімічні елементи не відіграють будь-якої ролі у перебігу фізіолого-біохімічних процесів і потрапляють в рослини у дуже незначних кількостях, при розгляді закономірностей щодо їх транспорту тканинами рослин можливим впливом іонізуючого випромінювання на метаболізм, а також участю їх в процесах обміну речовин можна знехтувати.

Поглинання радіонуклідів коренями, рух їх по рослині і розподіл по окремих органах в значній мірі зумовлені їх хімічними властивостями. Ізотопи цезію і стронцію, які мають багато подібного, відповідно, до калію і кальцію, надходять до рослин з ґрунту у великих кількостях і характеризуються високим коефіцієнтом накопичення K_H .

Коефіцієнт накопичення радіонукліду рослинами – це співвідношення між його кількістю в одиниці маси рослини та вмістом у такій самій кількості ґрунту; у випадку тварин – співвідношення кількості радіонукліду в одиниці маси органів тварин (молока, м'яса) та в рівноцінному обсязі кормів.

З цією ж метою використовують *коефіцієнт переходу* K_{II} . Для оцінки переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини він розраховується як відношення кількості радіонукліду в одиниці маси продуктивних органів (Бк/кг) до його кількості в одному квадратному метрі орного шару, на якому вирощуються рослини (кБк/м²).

Обидва коефіцієнти добре узгоджуються між собою, хоча розташовуються у різних числових діапазонах.

Великі значення K_H має сірка, яка є досить важливим для живих організмів макроелементом, близькі до неї значення можуть досягати деякі мікроелементи (залізо, марганець, цинк), котрі також відіграють значну роль у метаболізмі. При цьому ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr легко і швидко пересуваються по рослині, в той час як більшість ізотопів нагромаджується переважно у коренях і далі практично не пересувається.

Розподіл радіонуклідів у надземних частинах рослин відбувається також по-різному. Близько половини їх кількості, що потрапила до рослини, нагромаджується у стеблі. Значно менше радіоактивності надходить до листя, ще менше – до колосся і лише кілька відсотків – до зерна. Отже, можна виявити закономірну залежність – *чим далі по транспортному ланцюжку від коріння знаходиться орган, тим менше, як правило, радіонуклідів він нагромаджує*. У випадку з зерновими та зернобобовими видами рослин, основною продукцією котрих є зерно, ця залежність дуже відрадна. Але коли продуктивними органами є листя, а особливо підземні частини рослин – коренеплоди, цибулини, бульби доводиться мати справу з більш забрудненою продукцією.

Обсяги надходження радіонуклідів у рослини знаходяться у прямо пропорційній залежності від кількості їх у ґрунті, але обернено пропорційно кількості в ґрунті їх хімічних аналогів. Так, при збільшенні вмісту калію в ґрунті надходження ¹³⁷Cs зменшується. Від забезпеченості ґрунту обмінним кальцієм залежить надходження в рослини ⁹⁰Sr.

Вивчення закономірностей поведінки радіонуклідів у системі ґрунт-рослина, зв'язків між їх вмістом в ґрунті та накопичення рослинами,

особливостей і хімічних властивостей окремих з них, а також можливих шляхів транспорту по рослині мають велике практичне значення при прогнозуванні нагромадження їх урожаєм сільськогосподарських культур, а також розробки заходів по запобіганню їх надходження в рослини.

Радіоекологія зрошувального землеробства. У зв'язку з прогнозованими внаслідок глобального потепління кліматичними змінами привертають увагу проблеми, пов'язані з радіоекологією зрошувального землеробства. Особливості радіоекологічних процесів пов'язані з тим, що 1) зрошування може здійснюватися на полях з радіоактивним забрудненням; 2) для зрошення може використовуватися забруднена радіонуклідами вода.

Використовують два способи зрошення – дощування і полив у борозни. Внаслідок позакореневого надходження при дощуванні у рослини переходить у десять разів більша кількість радіонуклідів порівняно з поливом у борозни. За багаторазового поливу через декілька років (в залежності від типу ґрунту, радіонуклідів та виду рослин надходження радіонуклідів у рослини обома шляхами вирівнюється. Багато аспектів зрошувального землеробства потребують дослідження, зокрема збільшення кореневого надходження радіонуклідів у біомасу рослин до 1,5-2 разів у разі поливу забруднених ґрунтів чистою водою.

Особливості ведення тваринництва на землях, забруднених радіонуклідами.

Шляхи надходження радіонуклідів у організм сільськогосподарських тварин:

- пероральний (через органи травлення);
- інгаляційний (через органи дихання);
- перкутантний (крізь шкіру).

Основним з них є пероральний – з кормами та у значно меншій кількості – з водою.

Радіонукліди у чистому вигляді або їх суміші можуть надходити до шлунково-кишкового тракту у різні x формах: в іонізованому стані, у вигляді адсорбованих на поверхні кормів, оплавлених карбонатних і силікатних частинок тощо. Більшість їх відразу виводиться з організму, але частина разом з кров'ю надходить в органи і тканини тварин, де частково затримуються, вибірково концентруючись в окремих органах.

Уявлення про біологічну доступність радіонуклідів для організму тварин і птахів дають величини всмоктувань їх у шлунково-кишковому тракті й переходу з раціону в молоко, м'ясо, субпродукти, яйце.

На величину й швидкість усмоктування радіонуклідів впливає розчинність величин у складі яких вони надходять до організму, а також функціональний стан організму, вік тварини, анатомо-фізіологічні

особливості шлунково-кишкового тракту, характер годівлі, порушення мінерального обміну й швидкість пересування хімусу.

Розрізняють такі типи розподілу радіоактивних речовин в організмі ссавців:

- скелетний тип (властивий елементам лужноземельної групи – кальцію і його хімічному аналогу стронцію. У мінеральній частині скелета нагромаджуються радіонукліди барію, радію, плутонію, урану);
- ретикулоендотеліальний (властивий для радіонуклідів рідкоземельних металів – церію, празеодиму, прометію, а також цинку, торію, і трансуранових елементів);
- теріотропний (для йоду);
- дифузний (для радіонуклідів лужних елементів: калію, натрію, цезію, рубідію, а також водню, азоту, вуглецю, полонію тощо).

Ступінь радіаційного впливу інкорпорованих радіоактивних речовин на окремі органи і в цілому на організм залежить від їх терміну перебування в ньому, Ті, що приєднуються до процесу обміну в тканинах з прискореним метаболізмом, швидко виводяться з організму разом з продуктами метаболізму (тритій і т. ін.). Ті, що беруть участь у формуванні кісткової ткани (Ca⁴⁵, Sr⁹⁰) перебувають в організмі тварини все життя. Для характеристики терміну перебування в організмі радіоактивних речовин вводять поняття періоду *піввиведення радіоактивного ізотопу* – час, протягом якого кількість нагромадженого в організмі радіонукліда зменшується вдвічі внаслідок процесів біологічного виділення.

Основна частка в забрудненні продуктів тваринництва належить ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr. Системи заходів зниження концентрації цих радіонуклідів, в основному збігаються і їх можна поділити на 4 групи:

- 1) виробництво кормів з допустимим вмістом радіонуклідів;
- 2) зміна умов утримання і раціонів годівлі великої рогатої худоби на заключній відгодівлі і введення до раціонів спеціальних добавок, що знижують перехід радіонуклідів у продукцію тваринництва;
- 3) технологічна переробка продуктів тваринництва;
- 4) перепрофілювання галузей тваринництва (заміна молочного скотарства на м'ясне чи скотарства на свинарство, птахівництво тощо).

Способи зниження надходження радіонуклідів в організм сільськогосподарських тварин:

1. Постійний контроль за станом забруднення кормів радіоактивними речовинами при складанні раціонів. Так, коефіцієнти переходу ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr в молоко і м'ясо корів, у раціоні яких переважають зелені трави (з забруднених радіоактивними речовинами природних лук), у 1,5 – 2 рази вищі,

ніж у тварин, в основу раціону яких становлять зерно та грубі корми. Змішаний або силосно-концентратний раціон також є переважним порівняно з сінним типом годівлі.

2. Докорінне поліпшення природних кормових угідь на забруднених радіонуклідами територіях, яке забезпечується створенням більш продуктивного травостою; загортанням забрудненої радіонуклідами дернини і формуванням нової, менш забрудненої; внесенням вапна і мінеральних добрив у визначених кількостях і співвідношеннях.

3. Оптимізація мінерального живлення – кальцієвого і калійного. Порушення кальцієвого живлення може привести до збільшення в організмі його хімічного аналогу ^{90}Sr . Збагачення раціону за рахунок кормів з підвищеною кількістю калію (кукурудзяний силос, картопля, кормові буряки, деякі види бобових рослин і кормових злакових трав) сприяє зниженню нагромадження ^{137}Cs . Кальцій і калій є блокіраторами, які знижують надходження радіоактивних речовин у організм.

4. Збагачення раціону на мікроелементи – солі кобальту, цинку, міді, марганцю, залізу, йоду та ін..

5. Додавання до раціону солей альгінових кислот – альгінатів натрію, калію, кальцію, які знижують перехід радіонуклідів з кормів у тканини тварин. Виробляються з деяких видів бурих водоростей.

6. Введення разом з кормами похідних фероцину – фероціанідів заліза, кобальту та нікелю, які обмежують всмоктування ^{137}Cs .

7. Використання декорпораторів - комплексних препаратів, які здатні утворювати з більшістю катіонів, у тому числі з цезієм і стронцієм, міцні, проте добре розчинні у воді комплексні сполуки, які, беручі участь у метаболізмі, прискорюють їх виведення з організму.

Радіоекологія урбанізованих територій

Радіоекологія міст має особливе значення для їх населення, контакт якого з природними і сільськогосподарськими екосистемами має лише спорадичний характер. На сучасному етапі розвитку цивілізації, міста є основним структурним елементом населених територій. В Україні – майже 70% населення проживає в містах. Такий показник є характерним для більшості розвинених країн. Екологічна система міста (екополіс) включає в себе будинки, вулиці, підприємства, зелену зону та зону рекреації (відпочинку), зону сільськогосподарського виробництва, звідки доставляють продукти та джерела водопостачання, водойми, ріки, які розташовані біля міста.

Особливості надходження радіонуклідів у населені пункти, зумовлені такими чинниками: а) наявністю будов і можливим екрануванням людей від

зовнішнього опромінення і зменшення інгаляційного надходження радіонуклідів у закритих та вентильованих приміщень (*коефіцієнт екранування* – це відношення величини дози зовнішнього опромінення на вулиці та у приміщеннях різного типу; практично він складає від 1 до 4);

б) формуванням додаткового інгаляційного надходження радіонуклідів, що осідали на поверхню рослин садиб та парків, особливо у місцях спалення та захоронення сухого листя; в) вживанням фруктів, городини та продукції тваринництва, що одержаної в межах самого міста, передмість та тих, які можуть бути завезені з навколишніх населених пунктів; г) городяни також вживають м'ясо худоби, що вирощене на власних садибах та в оточуючих селах; д) у населених пунктах питна та зрошувальна вода використовується, як правило з централізованих водогонів, ставків та колодязів.

Забезпечення радіаційної безпеки населення міст базується на вимогах законів України, що визначають розробку, прийняття та реалізацію відповідних шляхів, стосовно ситуації. Система забезпечення радіаційної безпеки населення включає в себе: радіаційний моніторинг, оцінку джерел і наслідків опромінення, контроль відповідності діяльності по використанню радіоактивних речовин нормативним документам, а також систему прийняття рішень спрямованих на попередження або зниження можливого негативного впливу на людину радіаційних факторів. У багатьох країнах Європи, у т.ч. в Україні у країнах, поблизу великих міст (на відстані близько 100км) побудовані великі багатоблокові атомні станції. Для штучної екосистеми – екополіса, розташованої неподалік від АЕС, характерні декілька важливих особливостей стосовно надходження до нього радіонуклідів унаслідок викидів і скидань АЕС у випадках нормального та аварійного режимів функціонування.

В умовах нормального режиму роботи АЕС основний шлях потрапляння радіонуклідів у екополіс – це скидання в річки і через систему водопостачання у місто, розташоване нижче за течією. Другорядні шляхи – це незначне осадження аерозолів, що містять радіонукліди, з атмосфери на території міста і вживання продуктів харчування, отриманих із місць поблизу АЕС, де може відбуватись осадження викидів. Ці шляхи не відіграють значної ролі, тому що міста зазвичай розташовані досить далеко від АЕС, а розташування АЕС за розою вітрів ніколи не орієнтовано на велике місто. Крім того, викиди при нормальному режимі роботи станції, а також площі і рівень забруднення сільськогосподарських угідь є незначним.

В режимі нормальної експлуатації різних блоків також допустимі реальні викиди в навколишнє середовище, але вони незначні і не призводять до істотних дозових навантажень для населення санітарно-захисної зони та поза нею.

Отже у разі нормального режиму роботи АЕС будь-яких радіоекологічних проблем стосовно доз випромінювання для людей, флори і фауни міст та інших розташованих поблизу АЕС екосистем не спостерігатиметься.

Компоненти систем міста можуть отримати значні дозові навантаження від хмари радіоактивних аерозолів і випадань радіонуклідів лише за умови аварії на кшталт аварії на Чорнобильській АЕС. Розглядаючи радіоекологічні проблеми міста після цієї аварії, нерідко використовують дані і оцінки, отримані при вивченні наслідків для міста енергетиків (Прип'ять) і для екополіса (Київ) [4].

Аналіз ситуації після Чорнобильської аварії показав, що найвищі рівні забруднення поряд з ґрунтами та рослинністю спостерігались на дахах будинків внаслідок високої сорбційної здатності матеріалу дахів та стін до радіонуклідів. Радіонукліди з дахів змивались опадами на ґрунт. Мало місце значне концентрування радіонуклідів біля водостоків труб на ґрунті чи асфальті, яке спостерігалось навіть на 7-8 рік після аварії.

Під дією опадів відбувалася поступова дезактивація дахів, стін будинків, доріг, покритих бетоном та асфальтом. Потім – стік радіонуклідів у каналізаційні системи, а далі – у міські відстійники, а після цього – у Дніпро. Тобто значна частина радіонуклідів, які випали на місце, концентрується і утримується в мулі і донних відкладеннях відстійників, які є критичною ланкою радіємності міської системи. Серед контрзаходів, які сприяли зменшенню радіонуклідного забруднення та дозового навантаження на населення м. Київ, відзначають: регулярне миття та прибирання, рясний полив міських вулиць, вивезення опалих листів.

Слід зауважити, що низка проблем радіоекології та радіємності міських систем знаходиться на стадії розробки і потребує докладного вивчення.

Контрольні запитання для самоконтролю

1. У чому вимірюється щільність забруднення ґрунту радіонуклідами?
2. Як може здійснюватися міграція радіонуклідів у ґрунті?
3. Що є найважливішою складовою поверхневого стоку радіонуклідів у морські екосистеми?
4. Що є основними переносниками радіоактивних речовин з ґрунту в організм тварин і людини?
5. Від яких факторів залежить радіоактивне забруднення продукції рослинництва?
6. Де накопичення радіонуклідів проходить інтенсивніше?

Розділ 3. СУЧАСНІ УЯВЛЕННЯ ПРО СКЛАДНІ СИСТЕМИ ТА ЇХ ВЛАСТИВОСТІ

3.1 Властивості відкритих систем

"Фізика відкритих систем", як актуальний науковий міждисциплінарний напрямок розвивалася в роботах (Ю.Л. Климонтовича, Л. Больцмана, Г. Хакена, А. Пуанкаре і А. Ляпунова, Ч. Дарвіна та інш.

Для характеристики поняття "відкриті системи" прийнято наводити короткий перелік ключових слів : хаос і порядок; критерії впорядкованості і норми хаотичності; деградація і самоорганізація; перехід від оборотних рівнянь до незворотних; дисипативні структури суцільного середовища; нерівноважні фазові переходи і т.п. Природно, що деякі з цих понять не можна назвати "новими", однак, метою "фізики відкритих систем" є розвиток ідей і методів єдиного опису широкого кола питань, які охоплюють ключові розділи. Звернемо увагу на найбільш важливі поняття: Відкриті системи обмінюються з навколишніми об'єктами енергією, речовиною та інформацією. Дисипативні процеси у відкритих системах відіграють конструктивну роль. Дисипативні структури, це просторові, тимчасові і просторово-часові структури. Введений Г. Хакеном термін "синергетика" означає спільну дію макроелементів, що входять до складу дисипативних структур. Еволюція в фізичних замкнених системах призводить до рівноважного стану. У відкритих системах можна виділити два класи еволюційних процесів: самоорганізацію і деградацію. Такі процеси відрізняються один від іншого за ступенем впорядкованості (або хаотичності) системи в заключній фазі динаміки її еволюції. Однак далеко не завжди зменшення ступеня хаотичності означає наявність самоорганізації ,а збільшення ступеня хаотичності означає наявність деградації.

Хаос і порядок

Прийнято вважати, що порядок народжується з хаосу. Однак, це не завжди так. Наприклад, згідно з Больцманом, найбільш хаотичним є стан рівноваги. Один із прикладів: перенесення тепла за рахунок теплопровідності, це неорганізований, хаотичний процес, а конвективний тепломасоперенос - типовий приклад саморегулювання теплового потоку (самоорганізації). На поверхні рідини при цьому виникає нова періодична структура, що складається з так званих комірок Бенара. Можна навести інші приклади: появи нових структур при нерівноважних фазових переходах; виникнення когерентних структур, які характеризуються наявністю дальнього порядку (наприклад, в лазерах) і т.п.

Роль ентропії у відкритих системах

Ентропія володіє сукупністю властивостей, які дозволяють використовувати її в якості міри невизначеності (хаотичності) процесів. При оборотному адіабатичному процесі ентропія залишається незмінною. За Больцманом, при часовій еволюції системи до рівноважного стану, її ентропія зростає і залишається незмінною при досягненні рівноважного стану. Середня енергія в замкнутій системі залишається незмінною в ході еволюції системи до стану рівноваги. Звідси випливає, що енергія не може служити мірою невизначеності системи. Зміна ентропії відкритої системи dS складається з її зміни за рахунок приросту з навколишнього середовища dS_e і її збільшення $dS_i > 0$ за рахунок внутрішніх дисипативних процесів:

$$dS = dS_e + dS_i \quad (3.1)$$

У відкритій системі може бути, як приріст, так і зменшення ентропії, тобто dS_e може мати будь-який знак, і ентропія системи може збільшуватися або зменшуватися, але якщо розглядати ентропію системи із навколишнім середовищем то така величина завжди збільшується (відповідно до другого закону термодинаміки).

Ентропія нерівноважних систем може бути виражена формулою Гіббса для термодинамічних параметрів, що знаходяться в стані локального рівноваги:

$$dS = dE/T + pdv/T - 1/T \sum \mu_i dN_i, \quad (3.2)$$

тут E - внутрішня енергія, T - температура, p - тиск, v - об'єм, μ_i , N_i - хімічний потенціал і число частинок i -го компонента системи.

Введемо S питому ентропію, поділивши S на масу: $S = S/M$, тоді зміна питомої ентропії $\partial s / \partial t$ із часом дається співвідношенням:

$$\partial(ps) / \partial t + \text{div}J = \sigma_s. \quad (3.3)$$

Виробництво ентропії при цьому дорівнює :

$$\sigma_s = Q \nabla(1/T) - 1/T \nabla v - \sum p_k v_k \nabla(\mu_k / T) - 1/T \sum a_{ki} A_{ki}, \quad (3.4)$$

тут перший член описує виробництво ентропії за рахунок теплопровідності, другий - за рахунок в'язкості, третій - за рахунок дифузії, четвертий – за рахунок хімічних реакцій і фазових переходів.

3.2 Рівняння Фоккера-Планка

Прикладом випадкового процесу є скажімо виникнення тріщин, ймовірність його не залежить від передісторії системи. Такі процеси називають марківськими (пуассонівськими). Імовірність того, що система в момент часу $t + Dt$ виявиться в стані з параметром q в інтервалі $q + dq$ описується інтегральним рівнянням Смолюховського:

$$f(q, t + \Delta t) = \int f(q_0, t) g(q_0, q - q_0, \Delta t) dq, \quad (3.5)$$

де $g(q_0, q - q_0, \Delta t)$ - ймовірність переходу системи з точки q_0 в точку q за час Δt .

Після стандартних перетворень цього рівняння: $\partial f(q, t) / \partial t = -\partial j / \partial q$ отримуємо одномірне рівняння Фоккера-Планка:

$$j = d(\gamma q f) / dq + 1/2 Q d_2(f) / dq_2, \quad (3.6)$$

де $\gamma q = K$ - коефіцієнт дрейфу, а Q - коефіцієнт дифузії. Це рівняння, як відомо, описує самоорганізацію системи. Фізична суть механізму самоорганізації полягає у взаємодії двох механізмів переносу: дрейфу і дифузії.

При вирішенні рівняння Фоккера-Планка знаходяться стаціонарні розв'язки, з аргументами, які залежать лише від однієї із змінних. Розглянемо два відомі розв'язки цього рівняння, які були вперше запропоновані Фоккером та Планком для опису розподілу середньої енергії електричного диполя в полі випромінювання. Зауважимо, що рівняння ФП, в своєму первісному вигляді, призначалося для опису взаємодії між частинкою і випромінюванням (полем). Згодом з'ясувалося, що це рівняння пояснює широкий спектр різних явищ в яких проявляється самоорганізація в фізиці, хімії, біології, соціології та тощо.

Стаціонарний розв'язок рівняння ФП для одновимірного випадку виглядає наступним чином :

$$f(q) = N \exp(-2V(q)/Q), \quad (3.7)$$

де $V(q) = -\int K(q) dq$ має сенс потенціалу, а N - нормувальний множник.

Іще один стаціонарний розв'язок рівняння ФП, дещо відрізняється від попереднього:

$$f(q) = \exp[F_0 - (aq + 1/2bq)] / D, \quad (3.8)$$

де F_0 - "вільна енергія" - аналог флуктуючих сил, a - параметр зворотного зв'язку ($a=0$, означає початок генерації), b - параметр нелінійності, $D=0$ - інтенсивність гаусівського шуму. Порівнюючи рішення (5) і (6), бачимо їх спільність, яка полягає в тому, що функція щільності ймовірності має експонентний характер, причому, в показнику ступеня експоненти є "силовий" параметр, що характеризує потенціал і енергію. Фізичний сенс розв'язку рівняння ФП складається в залежності функції ймовірності з певним потенціалом від величини цього потенціалу. Чим вище потенціал (енергія і т.п.), тим менше ймовірність появи цього рішення. Здається, ця особливість є фундаментальною властивістю природи.

Розглянемо тепер нестационарні розв'язки. У найпростішому, одновимірному випадку, розв'язок нестационарного рівняння Фоккера-Планка має вигляд:

$$f(q,t) = (\pi a(t))^{-1/2} \exp\left\{-\frac{(q - b(t))^2}{a(t)}\right\}, \quad (3.9)$$

тут:

$$a(t) = Q/a(1 - \exp(-2at)) + a_0 \exp(-2at), \quad b(t) = b_0 \exp(-at). \quad (3.10)$$

При $a \rightarrow 0$ ($a_0 = 0$) розв'язок зводиться до δ -функції. Цей розв'язок показує, що при виконанні певних умов, в дисипативній само організованій системі може виникнути нестационарний стан, наприклад (при відповідному значенні параметрів, які входять в рівняння ФП), у вигляді "окремої хвилі". Такий розв'язок (у вигляді хвилі, або δ -функції) може, при переміщенні із часом в просторі поступово "розпливатися" і слабшати, а може, навпаки, посилюватися і "стискуватися". Можливість таких розв'язків вказує скажімо на існування ефекту раптового підсилення акустичної емісії при незмінному навантаженні на зразок гірської породи, яке може виявитися причиною збудження зверх випромінення, що реалізується в вигляді ударної хвилі.

Наведемо тепер результат аналізу лінеаризованого рівняння ФП, типу:

$$dq/dt = -aq + \gamma \Delta q + F. \quad (3.11)$$

Тут a - зовнішній параметр (має фізичний сенс щільності потоку), g - швидкість загасання хвильового потоку в системі.

Кореляційна функція: $\langle q(x',t')q(x,t) \rangle$ для одновимірного випадку при співпадаючих моментах часу $t' = t$ дорівнює:

$$\langle q(x',t')q(x,t) \rangle = Q/(a\gamma)^{1/2} \times \exp\left[-\left(a/\gamma\right)^{1/2} |x' - x|\right] \quad (3.12)$$

Множник при $|x' - x|$ в показнику експоненти має розмірність зворотної довжини. Тому, hk - кореляційний довжина: $hk = (a/g)^{-1/2}$. Очевидно, що $hk \rightarrow \infty$ при $a \rightarrow 0$ і, навпаки, при збільшенні щільності потоку, довжина кореляції зменшується. Параметр $d = (a/g)^{1/2} hk$ - визначає фрактальну розмірність, кластера.

Спробуємо визначити співвідношення, яке б зв'язало щільність потоку імпульсів і характерний розмір h . Вважаючи, що параметр (a) є ні що інше, як N (число подій), а другий (розмір h) може характеризувати їх енергію E , отримуємо: $E \approx N_{-1/2}$, або: $N \approx E_{-2}$.

Остання оцінка зовні нагадує закон Гутенберга-Ріхтера. Крім цього, вона показує, що в деякому інтервалі значень інтенсивність потоку лінійно пов'язана з характерним розміром (масштабом) утворення кластерів, тобто відповідає визначенню скейлінгу (*scaling*). Повертаючись на початок розділу зауважимо, що, наприклад, побудувавши теорію самоорганізації

випромінюючих звукових хвильових тріщин, можна отримати деякі суттєві ознаки сейсмічності. Це, з одного боку, відкриває шлях до розуміння природи землетрусу а, з іншого, дозволяє знайти пояснення результатів, отриманих при лабораторному моделюванні.

Самоорганізована критичність.

Відомо, що системи з великою кількістю взаємодіючих елементів природним чином еволюціонують до критичного стану, в якому будь-яка мала подія може призвести до катастрофи або різкої зміни стану. Цей стан системи було названо станом самоорганізованої критичності.

Відповідно до теорії, складові частини системи ніколи не досягають рівноваги, а еволюціонують від одного метастабільного стану до іншого. Можна усвідомити це ствердження за допомогою прикладу - купи піску. Піщинки зсипаються повільно і рівномірно і завжди з одного і того ж місця. Вони утворюють купу, схил якої стає все крутіше, до тих пір, поки піщинки не викличуть лавину(*avalanche*).

Вважається, що система (купа піску) перед тим, як на неї впала остання піщинка, знаходиться в критичному стані. Пісок сиплеться з постійною швидкістю, а його кількість змінюється з часом. Графік цієї величини являє собою набір випадкових хаотичних чисел різної тривалості, це шум мерехтіння. Від білого шуму він відрізняється тим, що система "пам'ятає" всі свої попередні стани.

Переконливий доказ можливості генерації мерехтіння шуму і висвітлення відповідної самоорганізованої критичності на прикладі двохвимірної структури, яка складається з 100'100 маятників, пов'язаних між собою торсійними пружинами полу здійснено у [10]. Задача формулювалася за умови, що маятники нестабільні і коливаються. Потім система майже врівноважується і досягає так званого локально мінімально стабільного (тобто максимально чутливого) стану. Припустимо, що ми штовхнемо один маятник, послаблюючи силу, яка утримує його в квазістабільному стані. Це викличе коливання сусідніх маятників, і обурення (шум) буде передаватися в системі як в ефекті доміно. Якщо в кінці процесу всі маятники повернуться в початковий стан, то система стабілізується відносно малих збурень. Ситуація істотно змінюється, якщо збурення буде підсилюватися при його поширенні. Така конфігурація вже нестабільна до малих збурень. Система еволюціонує, і в ній утворюється все більше і більше мінімально стабільних станів, які починають гальмувати поширення шуму. Система перейде в стабільний стан в тому разі, коли шум не зможе поширюватися, як завгодно далеко. У цій ситуації можна очікувати виникнення просторово-інваріантної структури, яка містить низку мінімально стабільних станів, тобто фактично самоподібних структур із фракційною розмірністю. Практично всі експериментальні та

чисельні результати показують, що в інтервалі великих значень величин енергій спостерігається різка зміна функції розподілу енергії (так зване "обрізання"). Прийнято вважати, що воно визначається розміром системи $\sim L_{22}$. Однак це пояснення не може бути адекватно застосовано для систем великих розмірів. Але безумовно, що залежність ефекту від розмірів системи виступає контрастним фактором у фізиці сейсмічних явищ разом із реологією і законом Гутенберга-Ріхтера [11].

Також зауважимо, що скейлінг, який спостерігається, дає дозвіл визначити спектр шуму, і показує зокрема виникнення структуризації із фрактальною (дробовою розмірністю). Розподіл часів життя фрак тала $D(t) \sim t - a$ відповідає характерному спектру частот $S(w) \sim w - 2 + a$.

Для того щоб наочно уявити фізичну систему, яка може виявити вищеописані властивості можна розглянути, наприклад, процес осипання купи піску. Якщо схил купи занадто великий, то купа далека від стану рівноваги. Пісок буде обсипатися до тих пір, поки середній нахил піску в купі не досягне деякої критичної позначки, коли система майже стабільна по відношенню до малих збурень. Фліккер "1/ f" шум - це динамічний відгук у вигляді обсипається купи піску у відповідь на малі випадкові збурення.

Можна зробити деякі загальні висновки з проведеного аналізу, а саме вірогідність появи землетрусу з енергією E в залежності від величини цієї енергії визначається реологією середовища: чим менше $a(s)$, тим на більш високих енергіях він відбувається ; це явище залежить від лінійного розміру L_{22}

Фліккер 1/ f шум.

Шум мерехтінь, або 1/ f - шум, є найбільш поширеним в природі типом флуктуацій. Він виявляється в нерівноважних явищах самої різної природи. Мабуть, першими звернули увагу на цю властивість ще в стародавньому Єгипті, коли виявили, що великі розливи Нілу відбуваються дуже рідко і чим менше величина розливу, тим частіше він відбувається. З появою телескопів астрономи фіксували мерехтіння зірок, статистика мерехтінь підпорядковувалася закону флікер-шуму. Тому флікер шум інакше називається шумом мерехтінь (*flicker* - мерехтіння). Незважаючи на такий поважний вік, фізика цього явища залишається недостатньо зрозумілою. Зауважимо, що флікер шум відрізняється від так званого білого шуму тим, що система "пам'ятає" про свої попередні "кроки". Було виявлено виникнення інтенсивного широкосмугового 1/ f - шуму в області критичного нерівноважного фазового переходу між різними режимами теплообміну в системі. Експерименти проводилися на надпровідній структурі, поміщеній в

рідкий азот. При пропущенні критичного струму відбувалося локальне підвищення температури, і азот починав кипіти (фазовий перехід). Кипіння азоту супроводжувалося підсиленням амплітуди флуктуацій напруги і струму в структурі. Спектр коливань відповідав $1/f_{1,02}$. Отримані дані описуються феноменологічною формулою:

$$\delta T = -a\delta T - \beta\delta T_3 + \Gamma(t) \quad (3.13)$$

де a і β - коефіцієнти, а $\Gamma(t)$ - початковий шум. За допомогою чисельного моделювання, підбираючи величини коефіцієнтів і шуму, можна показати що спектр знаходиться між $1/f$ та $1/f_2$. Таким чином, висвітлений підхід відкриває шляхи до пояснення природи явища самоорганізованого критичного стану [12].

3.3 Фрактальні властивості систем

Геометрія об'єктів, які зустрічаються в природі і володіють різними розмірами - від атомних масштабів, до Всесвіту - займає важливе місце в конструкціях моделей, які створюються для розуміння природи. Геометрія траєкторій потоків частинок; ліній струму в гідродинаміці, морфологія гір, річок, геометрична структура кристалів і т.п., це не повний перелік прикладів на користь такого ствердження. У природі відбуваються, як детерміновані рухи, так і (що значно частіше зустрічається) хаотичні. Найпростіші динамічні системи мають властивість різко міняти характер свого руху від регулярного до випадкового, хаотичного при мінімальних змінах будь-якого параметра. У разі хаотичного руху фазові траєкторії частинок, що володіють близькими початковими параметрами, швидко розходяться і потім хаотично переміщуються. В окремих випадках вони здатні віддалятися один від одного досягаючи границі на якій притягує безліч нестійких траєкторій в просторі станів дисипативної системи. Такі стани прийнято називати стохастичними, дивними аттракторами. Найважливішим властивістю дивного аттрактора є його фракційний характер. Поняття фрактали введено для більш достовірного опису великого класу природних об'єктів. Фрактали - це об'єкти, які показують водночас однорідні і само подібні властивості. Виявляється, що природа занадто різноманітна для того, щоб її можна було описати за допомогою математичних множин, що володіють цілою, топологічною розмірністю: лініями, квадратами, кубами і т.п. переважна більшість об'єктів, з якими ми зустрічаємося в природі, має фракційну розмірність, і таким чином, фракталами. Фрактали можуть бути як регулярними (наприклад, крива Коха), так і стохастичними (траєкторія броунівського руху). Фрактал можна вважати миттєвим "зрізом" самоорганізованих критичних процесів. Фрактальні структури і шум мерехтіння - просторові і тимчасові "відбитки"

самоорганізованої критичності. Топологічна розмірність фрактала DT , з якої ми зазвичай маємо справу, приписує всюди густій чисельній множині розмірність нуль

($DT = 0$), кривим - розмірність ($DT = 1$), поверхням розмірність ($DT = 2$)

. Однак в природі зустрічаються об'єкти, розмірність яких не завжди можна визначити заздалегідь. Як приклад зазвичай приводять траєкторію броунівської частинки: вона має розмірність ($DT = 1$), проте, чим більше час спостереження, тим щільніше траєкторія заповнює площину і через якийсь час повністю її заповнить. Розмірність нескінченності за проміжок часу між початком і кінцем процесу: $1 \leq DT \leq 2$. Для опису таких випадків використовується розмірність Хаусдорфа (DH). Ця характеристика системи, дозволяє отримати більш адекватну інформацію, а ніж звичайна топологічна розмірність DT . Хаусдорфова розмірність множини:

$$DH = \lim \ln() \ln(/), \quad (3.14)$$

дозволяє розрізняти (в певних границях) ступінь складності траєкторій. Для відрізка прямої (або гладкої кривої) $DH = DT = 1$, для площини $DH = DT = 2$ і т.д. Це означає, що для простих випадків топологічна і хаусдорфова розмірності збігаються. Наведемо кілька прикладів:

Крива Коха будується за наступним алгоритмом. Довжина відрізка ламаної $rn = 1 \setminus 3n$. Цими відрізками, "як кубиками", покривається крива Коха. Число таких "кубів" $N(rn) = 4n$, звідки $DH = \ln 4 / \ln 3 \approx 1.26$.

Як ми відзначали для кривої $DT = 1$ і тому, в даному випадку: $DH > DT$. Канторова множина визначається наступним чином. З одиничного відрізка викидається середня третина. Ця процедура повторюється з кожним з двох утворених відрізків. Хаусдорфова розмірність $DH = \ln 2 / \ln 3$, тобто $0 < DH < 1$. Килим Серпінського будується наступним чином. Одиничний квадрат ділиться на 9 рівних частин, і середній квадрат викидається, потім процедура повторюється. Тут: $N = 8$, $rn = 1/3$, звідси $DH = \ln 8 / \ln 3$, і $1 < DH < 2$.

Підсумовуючи, доходимо до висновку, що визначення фрактала може бути сформульоване так: фрактал, це хаусдорфова множина розмірність якої строго більше за топологічну. Розмірність DH , відображає властивість масштабної інваріантності (скейлінга) [13].

Скейлінг. Перколяція.

Із термодинамічного визначення теплоємності $c = -T\partial F / \partial t$ витікає, що При $t \rightarrow 0$, питома теплоємність поводитьсья, як $c \sim t_{-a}$ (це типова скейлінгова залежність). Тут $F(t) \sim t_{2-a}$ - вільна енергія (задовольняє скейлінгу). Аналогічна скейлінгова залежність описує статистичні властивості протікання, або перколяції.

Приклади протікання (перколяції) різноманітні. Найпростіший приклад, це поведінка води в перколяторі (кавоварці). Сюди ж можна віднести процеси дифузії в розчиннику або електронів в напівпровіднику, просочування води в тріщини або витіснення однієї рідини іншою і т.п. Всі явища протікання пов'язані з геометрією. У деяких задачах, виявляється, достатньо розглянути двохвимірне протікання на квадратній ґратці розміром L_2 . Маса кластера $M(L)$ залежить від розмірів ґратки:

$$M(L) \sim \ln L(p < p_c); \quad M(L) \sim L_D(p = p_c); \quad M(L) \sim L_E(p > p_c), \quad (3.15)$$

де p_c - критична ймовірність. Величина кластерів при перколяції може варіюватися в достатньо широких границях. Поріг протікання визначається

розподілом кластерів по розмірам. Для того щоб більш точно визначити розмір кластера, що складається з s -вузлів, вводиться поняття радіуса ґрації (гірорадіус) $Rg(s)$:

$$Rg(s) = (1/2s^2) \sum (r_i - r_j)^2. \quad (3.16)$$

Вираз для радіуса ґрації кластера на порозі протікання: $Rg(s) = L_{2-(E-D)}$

Суттєвим аспектом підходу до утворення кластерів на порозі протікання є утворення самоподібної структури. Самоподібність призводить до характерних закономірностей змін різних величин. Однак не кожен структурний або динамічний параметри може мати фракційну розмірність. Вирази для $Rg(s)$, це типовий приклад скейлінга кінцевих масштабів.

Цікавим прикладом є динамічна перколяція пов'язана із з явищем витіснення в системі двох рідин, що не змішуються проміж собою, між якими існує різниця тисків $Dp = 2s \cos q / r$, де s - міжфазний натяг на границі рідин, q - крайовий кут, r - радіус кривизни пори. Якщо одна з рідин вода, а інша олія, то вода спонтанно витісняє масло з пористого середовища, якщо тиск води спеціально не підтримується на більш низькому рівні, ніж тиск масла. Маса витісненого кластера $M(L) = AL_D$ ($D = 1.89$).

Розглянемо ще так званий дифузійний фронт, що виникає при дифузії від джерела. Він має фрактальну структуру, яка пов'язана із морфологією перколяційного кластера. Коефіцієнт дифузії D визначається за формулою

Ейнштейна:

$$D = a / 2\tau, \quad (3.17)$$

де a - відстань між найближчими вузлами ґратки, τ - час зіткнення.

Дифузійна довжина l визначається як середньоквадратичне зміщення частинки від початкового положення:

$$l_2 = 2a2t/\tau. \quad (3.18)$$

Маса перколяційного кластера, відповідно, складає:

$$M(L, l) = l_a l_{v/1+v}. \quad (3.19)$$

Показник a визначає зміну дисперсії із дифузійної довжиною l , n - показник розмірності ґратки, для двовимірної $n = 4/3$. У двохвимірних пористих середовищах з витісненням, перколяційні фронти утворюють структури, що отримали назву в'язких пальців. Це фрактальні структури грають важливу роль в процесах витіснення нафти водою.

Часові ряди. Метод Херста.

Звернемо увагу на те, що моніторинг геофізичних та багатьох інших параметрів систем навколишнього середовища полягає в безперервній реєстрації їх за допомогою адаптованої (як правило, однотипної) апаратури протягом тривалого часу. Як правило, відповідні часові ряди демонструють випадковість і хаотичність процесів, що відбуваються і відбувалися раніше (або спостерігається добова або річна циклічність). Нагадаємо, що типовий спосіб зіставлення двох процесів, це обчислення функції взаємної кореляції. В останні роки популярності набув метод дослідження фрактальних часових рядів Херста. Суть його полягає в тому, щоб оцінити величину нормованого розбігу (метод (R/S)). Різниця між максимальними і мінімальними величинами ряду:

$$R(t) = \max X(t, t) - \min X(t, t), \quad (3.20)$$

де t - дискретний час. S - стандартне відхилення:

$$S = \{1/tS[x(t) - \langle x \rangle]^2\}^{1/2}. \quad (3.21)$$

Для багатьох часових рядів спостерігається нормований розбіг R/S , який добре описується емпіричним співвідношенням: $R/S = (t/2)^H$. Показник Херста H приймає значення, яке дорівнює приблизно $H = 0.73$ зі стандартним відхиленням 0.09. Додамо, що з досліджуваних цим методом часових рядів були вилучені періодичні варіації.

Самоподібність і самоафінність

Афінне перетворення - перетворення подібності, паралельного перенесення, обертання. Фрактальна множина L точок самоподібна і статистично автомодельна, якщо вона є об'єднанням непересічних підмножин, кожне з яких отримано шляхом перетворення з коефіцієнтом r ($0 < r < 1$), що володіють у точності тими ж статистичними властивостями, що і r . Афінне перетворення переводить точку $x = (x_1, \dots, x_n)$ в нову точку з координатами $x' = (rx_1, \dots, rx_n)$. Множина L самоафінна по відношенню до вектора подібності r , якщо L є об'єднанням N непересічних підмножин,

кожне з яких отримано з початкової множини афінним перетворенням за допомогою $r(L)$. Фрактальна розмірність самоафінних фракталів визначається неоднозначно.

Згадаємо, що розмірність можна визначити формально по графіку функції за кількістю клітин $N(b; a; t)$, необхідних для покриття кривої:

$$N(b_a; t) \sim b_\tau \quad (3.22)$$

тут: b_τ - ширина і b_a - довжина клітини, D - фрактальна розмірність.

З іншого боку, для покриття кривої масштабу T , необхідно мати T/b_τ відрізків. У межах кожного відрізка, діапазон зміни функції має порядок величини: $\Delta B_H(b\tau) = b_H(\tau)$. Для того, щоб покрити такий масштаб, необхідно взяти: $b_H \Delta B_H(\tau)/b_a$ рядів клітин висотою b_a кожна. Кінець кінцем для покриття кривої необхідно:

$$N(b_a; t) = [b_H \Delta B_H(\tau)]/b_a \times T/b_\tau \sim b_{H-2} \sim b\tau. \quad (3.23)$$

Звідси випливає співвідношення: $D = 2 - H$ для самоафінних кривих.

Нагадаємо, що для броунівського руху з незалежними кроками $H = 1/2$ і має той же сенс, що і показник Херста. При $H = 1/2$ має місце випадковий процес з незалежними приростами. Однак при $H \neq 1/2$ система зберігає властивість підтримувати персистентність. Для $H > 1/2$, якщо збільшення були позитивними, вони будуть такими і в майбутньому, якщо $H < 1/2$, то тенденція зміниться на протилежну. Це властивість проявляється системою для як завгодно великого інтервалу часу.

Фрактальні периметри і поверхні

Дослідження хмар показало, що змінюючи їх розмір в широкому інтервалі (площа змінювалася на шість порядків), отримуємо, що периметр хмари P пов'язаний з його площею A співвідношенням: $P = AD$. Це спостереження призводить до висновку, що в атмосфері відсутні просторові масштаби, а хмари є самоафінні фрактали. Фрактальна розмірність у складає при цьому $D = 1.35$ (за іншими даними: $1.37 < D < 1.41$).

Наведемо деякі теоретичні аргументи, які пояснюють встановлений експериментальний факт. З усього різноманіття суттєвих для опису атмосфери параметрів, виберемо один, наприклад, локальну температуру $q(x, y, z)$. Точку (q, x, y, z) будемо розглядати в 4-х мірному просторі. Множина точок $L_0 = \{(q, x, y, z)\}$ в чотиривимірному просторі фрактальна і її розмірність дорівнює $D = 4 - H$, де H - коразмірність. Поверхня хмари є множина точок L в звичайному тривимірному просторі, фрактальна розмірність його $D = 3 - H$. Формально ми маємо $L \cap L_0$.

Перетинаючи в тривимірному просторі поверхню хмари площиною, паралельною поверхні Землі, отримуємо множину точок, що описують

границі хмари, розмірність якої $D = 2 - H$. Експериментальні спостереження за допомогою радіолокаторів дозволяють оцінити $H \gg 0.6$.

Атмосфера стратифікована, а це означає, що вертикальний напрямок нерівноправний із горизонтальним, отже, хмари не можуть бути самоподібними, а, швидше за все, вони самоафінні. Хмари є прикладом мультифрактального об'єкту.

Мультифрактальна конвекція

Експерименти, проведені в напрямку дослідження зміни стійкості конвективних валів в фрагменті середовища зі змінними параметрами, показали, що при збільшенні температури, вали втрачали стійкість і починали здійснювати поперечні коливання з частотою, близькою до частоти W , чисельно рівний ірраціональному числу (золотий перетин) $W = (\sqrt{5} - 1)/2$. Обґрунтування такого вибору може бути отримане із використанням дає теорії динамічних систем.

Флуктуація коливань конвективних валів, які опинилися в стані нестійкості, призводить до утворення дивного аттрактора в фазовому просторі для руху цієї системи. Просторово-часовий аналіз кривої аттрактора дозволив отримати чисельну множину і його міру $Md(q, d)$:

$$Md(q, d) \sim ddS(mt(d))^{1-q}. \quad (3.24)$$

Тут d - мінімальний розмір між відліками на кривій аттрактора ("ребро гіперкуба"), mt - число точок всегменті. Критична розмірність визначається за графікомі дорівнює: $S(mt(d))(1-q) \sim dt(d)$.

У випадку теплової конвекції будується крива $f(a)$ фрактальної розмірності, із використанням наступних співвідношень:

$$a(q) = -d / dq[t(q)],$$

$$f[a(q)] = qa(q) / t(q). \quad (3.25)$$

Рівняння (3.26) задають параметричне представлення кривої $f(a)$ - фрактальної розмірності з числом обертання, рівним золотому перетину. Нестійка тепла конвекція і критичне відображення окружності на себе мають однакову фрактальну структуру і тому належать до одного і того ж класу універсальності.

Рівняння Фоккера-Планка

Одномірний рух броунівський частинки описується рівнянням Ланжевена

$$v = -\gamma v + fm + \xi, x = v, \quad (3.26)$$

де γ - постійна загасання швидкості частинки; m - маса частинки; ξ - випадкова сила, відповідна зіткнень частинки з молекулами середовища (теплової шум); f - інші зовнішні сили (наприклад сила тяжіння).

Функція розподілу броунівський частинки з координування і швидкості визначається як:

$$p(x, v, t) = \langle \delta(x - \tilde{x}(t)) \delta(v - \tilde{v}(t)) \rangle \quad (3.27)$$

де $\tilde{x}(t)$ і $\tilde{v}(t)$ є рішеннями рівняння Ланжевена для деякої конкретної реалізації випадкової сили ξ , а кутові дужки позначають усереднення по всіх реалізацій ξ . Для самої випадкової сили ми припускаємо:

$$\langle \xi(t) \rangle = 0, \quad (3.28)$$

що відповідає відсутності у термостата виділених напрямків. Крім того, нам необхідно знати парний корелятор $\langle \xi(t_1) \xi(t_2) \rangle$. Ми будемо вважати, що термостат знаходиться в стані рівноваги, а значить властивості теплового шуму однорідні за часом. Тоді зазначений корелятор залежить тільки від різниці часів. У реальній системі корелятор буде дуже малий, якщо моменти часу t_1 і t_2 досить віддалені один від одного. При цьому можна ввести деякий час τ - час кореляції, таке, що на часи більше τ , написано вище середнє дорівнює нулю. На часи менших часу кореляції це не так, і середнє значення твору випадкових сил є деяка функція від $t_2 - t_1$. Однак, якщо цікавитися статистикою системи на часи багато великих ніж час кореляції сили, останнє можна вважати нескінченно малим, і прийняти:

$$\langle \xi(t_1) \xi(t_2) \rangle = 2D\delta(t_2 - t_1), \quad (3.29)$$

де $D\delta$ - міра інтенсивності флуктуацій залучення сили, яку, як ми побачимо нижче, визначається температурою термостата. Приступимо до висновку рівняння, що описує еволюцію функції розподілу. Продиференціюємо за часом та отримаємо вираз :

$$\partial_t p(x, v, t) = -\langle \tilde{x}(t) \delta(x - \tilde{x}(t)) \delta(v - \tilde{v}(t)) \rangle - \langle \tilde{v}(t) \delta(x - \tilde{x}(t)) \delta(v - \tilde{v}(t)) \rangle \quad (3.30)$$

та використовуючи функції:

$$\delta(x - \tilde{x}(t)) = \int d\mu 2\pi e^{i\mu(x - \tilde{x}(t))} \quad (3.31)$$

отримаємо з урахуванням рівнянь руху:

$$\partial_t \delta(x - \tilde{x}(t)) = -\int d\mu 2\pi i \mu \tilde{x}(t) e^{i\mu(x - \tilde{x}(t))} = -v \partial_x \delta(x - \tilde{x}(t)) \quad (3.32)$$

Аналогічно:

$$\partial_t \delta(v - \tilde{v}(t)) = -\partial_v (\tilde{v}(t) \delta(v - \tilde{v}(t))) \quad (3.33)$$

Тоді, усереднюємо по шуму, маємо:

$$\begin{aligned} \partial t p(x, v, t) &= -v \partial x p + \partial v (\tilde{v}(t) \delta(x - \tilde{x})) \delta(v - \tilde{v}(t)) = \\ &= -v \partial x p + \partial v (\gamma v + mf) p - \partial v \langle \xi(t) \delta(x - \tilde{x}(t)) \delta(v - \tilde{v}(t)) \rangle \end{aligned}$$

Оскільки випадкова сила передбачається коротко корельованийий, то внесок останнім середнє дадуть тільки часи мало відрізняються від t . Рішення рівнянь Ланжевена можна записати у вигляді:

$$\tilde{x}(t) = \tilde{x}(t - \Delta t) + \tilde{v}(t - \Delta t) + O(\Delta t_2) \quad (3.34)$$

Рівняння Фоккера-Планка і дифузії

$$\tilde{v}(t) = \tilde{v}(t - \Delta t) - \gamma \tilde{v}(t - \Delta t) \Delta t + fm \Delta t + \hat{t}(t - \Delta t) \zeta(\tau) d\tau + O(\Delta t_2) \quad (3.35)$$

Підставами ці вирази в час, що залишився усередненим доданок і виконаємо розкладання за ступенями Δt , утримуючи тільки члени, які залишаються ненульовими в межі $\Delta t \rightarrow 0$

$$\begin{aligned} \langle \xi(t) \delta(x - \tilde{x}(t)) \delta(v - \tilde{v}(t)) \rangle &= \langle \xi(t) \delta(x - \tilde{x}(t - \Delta t) - \Delta \tilde{x}) \delta(v - \tilde{v}(t - \Delta t) - \Delta \tilde{v}) \rangle = \\ &= \langle \xi(t) \delta(x - \tilde{x}(t - \Delta t)) \delta(v - \tilde{v}(t - \Delta t)) \rangle - \langle \xi(t) \Delta \tilde{v} v \delta(x - \tilde{x}(t - \Delta t)) \delta(v - \tilde{v}(t - \Delta t)) \rangle = \\ &= \langle \xi(t) \delta(t - \Delta t) \xi(t) d\tau \partial v \delta(x - \tilde{x}(t - \Delta t)) \delta(v - \tilde{v}(t - \Delta t)) \rangle \end{aligned}$$

Зауважимо, що доданок

$$\langle \xi(t) \delta(x - \tilde{x}(t - \Delta t)) \delta(v - \tilde{v}(t - \Delta t)) \rangle \quad (3.36)$$

обнулилося, оскільки координата і швидкість частинки в момент часу $t - \Delta t$ і випадкова сила в більш пізній момент t не корелюють, а значить можуть бути усереднені незалежно. З тієї ж причини можливо записати

$$\begin{aligned} \langle \xi(t) d\tau \partial v \delta(x - \tilde{x}(t - \Delta t)) \delta(v - \tilde{v}(t - \Delta t)) \rangle &= \\ &= - \langle \xi(t) \hat{t}(t - \Delta t) \xi(\tau) \times \times \langle \partial v \delta(x - \tilde{x}(t - \Delta t)) \delta(v - \tilde{v}(t - \Delta t)) \rangle \rangle = -D \partial v p(x, v, t) \end{aligned}$$

при $\Delta t \rightarrow 0$ де ми використовували:

$$\langle \xi(t) \hat{t}(t - \Delta t) \xi(\tau) \rangle = 2D_0 \delta(\tau) d\tau = D, \quad (3.37)$$

спираючись на фізичне уявлення про дельта функції, як функції з різким максимумом і дуже вузької шириною fm . Таким чином, ми отримуємо рівняння Фоккера Планка:

$$\partial_t p = -v \partial_x p + \gamma \partial_v (vp) + \partial_v p + D \partial_v^2 p, \quad (3.38)$$

Наведені вище обчислення можуть бути виконані і в разі тривимірного руху, що призведе до очевидного результату

$$\partial_t p = -vi \partial_{ri} p + \gamma \partial_{vi} (vip) + f_i m \partial (vip) + D \partial_{v_i}^2 p, \quad (3.39)$$

ФДТ в класичному межі

Як ми знаємо, термодинамічно рівноважна функція розподілу є розподілом Гіббса,

$$p_0(\vec{r}; \vec{v}) \sim \exp[\vec{f} - m\vec{v}_2 kT_2 - UkT(\vec{r})] \vec{f} \quad (3.40)$$

де T - температура середовища k - постійна Больцмана; $U(\vec{r})$ - потенціал, що відповідає силі \vec{f} . Підставляючи цю функцію в рівняння Фоккера-Планка, знаходимо

$$D = \gamma kT / m. \quad (3.41)$$

Дане співвідношення є окремим випадком флуктуативно-дисипативна теорема в нашому випадку ФДТ встановлює зв'язок між силою шуму D і швидкістю релаксації γ .

Покажемо це, виходячи із загальної формулювання ФДТ. Спочатку потрібно зауважити, що внесок в гамільтониан, що містить силу f , дорівнює $v = -x\hat{f}$. Тому лінійна сприйнятливості α повинна пов'язувати між собою $x\omega$ і $f\omega$ з рівняння (3.1) і з зв'язку Фур'є-компонент $x\omega = -i\omega v\omega$ отримуємо, що $\alpha\omega = 1 - i\omega(\gamma - i\omega)$:

В результаті отримуємо, що в класичному випадку:

$$(x_2)\omega = 2T\alpha\omega, \quad (v_2)\omega = \omega_2(x_2)\omega = 2T\gamma m(\gamma_2 + \omega_2). \quad (3.42)$$

Тому середньоквадратична флуктуація швидкості $\langle v_2 \rangle = 2$.

З іншого боку, зі стаціонарного рішення рівняння Фоккера-Планка слід, що

$$\langle v_2 \rangle = D / \gamma.$$

3.4 Фазові перетворення

Фазовий перехід, фазове перетворення, в широкому сенсі - перехід речовини з однієї фази в іншу при зміні зовнішніх умов - температури, тиску, магнітного і електричного полів і т.д. ; у вузькому сенсі - стрибкоподібне зміна фізичних властивостей при безперервній зміні зовнішніх параметрів.

Різниця двох трактувань терміна Ф. п. видно з такого прикладу. У вузькому сенсі перехід речовини з газової фази в плазмову не є Ф. п., Так як іонізація газу відбувається поступово, але в широкому сенсі це - Ф. п. У даному розділі термін Ф. п. розглядається у вузькому сенсі.

Значення температури, тиску або будь-якої іншої фізичної величини, при якому відбувається Ф. п., називають точкою переходу.

Розрізняють Ф. п. двох пологів. При Ф. п. Першого роду стрибком міняються такі термодинамічні характеристики речовини, як щільність, концентрація компонент; в одиниці маси виділяється або поглинається цілком певну кількість теплоти, що носить назву теплоти переходу. При Ф. п. Другого роду деяка фізична величина, що дорівнює нулю з одного боку від точки переходу, поступово зростає (від нуля) при видаленні від точки переходу в іншу сторону. При цьому щільність і концентрації змінюються безперервно, теплота не виділяється і не поглинається.

Ф. п. - широко поширене в природі явище. До Ф. п. 1 роду відносяться: випаровування і конденсація, плавлення і затвердіння, сублімація і конденсація в тверду фазу, деякі структурні переходи в твердих тілах, наприклад утворення мартенситу в сплаві залізо - вуглець. У антиферромагнетиках з однією віссю намагнічення магнітних підґраток Ф. п. 1 роду відбувається в зовнішньому магнітному полі, направленому уздовж осі. При певному значенні поля моменти магнітних підґраток повертаються перпендикулярно напрямку поля (відбувається «перекидання» підґраток). У чистих надпровідниках магнітне поле викликає Ф. п. 1 роду з надпровідного в нормальний стан (Надпровідність).

При абсолютному нулі температури і фіксованому обсязі термодинамічно рівноважної є фаза з найнижчими значенням енергії. Ф. п. 1 роду в цьому випадку відбувається при тих значеннях тиску і зовнішніх полів, при яких енергії двох різних фаз порівнюються. Якщо зафіксувати обсяг тіла V , а тиск p , то в стані термодинамічної рівноваги мінімальної є енергія Гіббса Φ (або G), а в точці переходу в фазовому рівновазі знаходяться фази з однаковими значеннями Φ (Гиббсова енергія). Багато речовин при малих тисках кристалізуються в не щільноупаковані структури. Наприклад, кристалічний водень складається з молекул, що знаходяться на порівняно великих відстанях один від одного; структура графіту є ряд далеко віддалених шарів атомів вуглецю. При досить високому тиску таким рихлим структурам відповідають великі значення енергії Гіббса. Меншим значенням Ф.п. в цих умовах відповідають рівноважні щільноупаковані фази. Тому при високому тиску графіт переходить в алмаз, а молекулярний кристалічний водень повинен перейти в атомарний (металевий). Квантові рідини ^3He і ^4He при нормальному тиску залишаються рідкими аж до найнижчих з досягнутих

температур ($T \sim 0,001 \text{ K}$). Причина цього - в слабкій взаємодії часток і великій амплітуді їх коливань при температурах, близьких до абсолютного нуля (т. з. нульових коливань). Однак підвищення тиску (до 20 атм) призводить до затвердіння рідкого гелію. При відмінних від нуля температурах і заданих тиску і температурі рівноважної як і раніше є фаза з мінімальною енергією Гіббса (мінімальна енергія, з якої вираховано робота сил тиску і повідомлене системі кількість теплоти).

Для Φ . п. I роду характерно існування області метастабільного рівноваги поблизу кривої Φ . п. I роду (наприклад, рідина можна нагріти до температури вище точки кипіння або переохолодити нижче точки замерзання). Метастабільні стани існують достатньо довго з тієї причини, що утворення нової фази з меншим значенням Φ (термодинамічно більш вигідною) починається з виникнення зародків цієї фази. Виграш у величині Φ при освіті зародка пропорційний його обсягу, а програш - площі поверхні (значенню поверхневій енергії). Виниклі маленькі зародки збільшують Φ , і тому з переважною ймовірністю вони будуть зменшуватися і зникнуть. Однак зародки, які досягли деякого критичного розміру, зростають, і вся речовина переходить в нову фазу. Формування критичного розміру - дуже маловірогідний процес і відбувається досить рідко. Ймовірність утворення зародків критичного розміру збільшується, якщо в речовині є чужорідні включення макроскопічних розмірів (наприклад порошинки в рідині). Поблизу критичної точки різниця між рівноважними фазами і поверхнева енергія зменшуються, легко утворюються зародки великих розмірів і химерної форми, що відбивається на властивостях речовини (Критичні явища).

Приклади Φ . п. II роду - поява (нижче певної в кожному випадку температури) магнітного моменту у магнетика при переході парамагнетик - ферромагнетик, антиферромагнітного впорядкування при переході парамагнетик - антиферромагнетик, виникнення надпровідності в металах і сплавах, виникнення надплинності в ^3He і ^4He , впорядкування сплавів, поява мимовільної (спонтанної) поляризації речовини при переході параелектриків - сегнетоелектриків і т.д.

Л. Д. Ландау (1937) запропонував загальну теорію трактування всіх Φ . п. II роду, як точок зміни симетрії: вище точки переходу система володіє вищою симетрією, чим нижче точки переходу. Наприклад, в магнетику вище точки переходу напрямки елементарних магнітних моментів (спінів) частинок розподілені хаотично. Тому одночасний поворот всіх спинов не змінює фізичних властивостей системи. Нижче точки переходу спини мають переважну орієнтацію. Одночасний їх поворот змінює напрямок магнітного моменту системи. Інший приклад: у двокомпонентному сплаві, атоми якого А

і В розташовані в вузлах простий кубічної кристалічної ґратки, невпорядковане стан характеризується хаотичним розподілом атомів А і В по вузлах решітки, так що зрушення ґрат на один період не змінює її властивостей. Нижче точки переходу атоми сплаву розташовуються впорядковано: ... АВАВ ... Зрушення таких ґрат на період приводить до заміни всіх атомів А на В або навпаки. В результаті встановлення порядку в розташуванні атомів симетрія решітки зменшується [13].

Сама симетрія з'являється і зникає стрибком. Однак величина, що характеризує асиметрію (параметр порядку), може змінюватися безперервно. При Ф. п. II роду параметр порядку дорівнює нулю вище точки переходу і в самій точці переходу. Подібним чином поводитьься, наприклад, магнітний момент феромагнетика, електрична поляризація сегнетоелектрика, щільність сверхтекучей компоненти в рідкому ^4He , ймовірність виявлення атома А у відповідному вузлі кристалічної решітки двокомпонентного сплаву і т.д.

Для Ф. п. II роду характерна відсутність стрибків щільності, концентрації, теплоти переходу. Але точно така ж картина спостерігається і в критичній точці на кривій Ф. п. I роду (див. Критичні явища). Подібність виявляється дуже глибоким. Поблизу критичної точки стан речовини можна характеризувати величиною, що грає роль параметра порядку. Наприклад, в разі критичної точки на кривій рівноваги рідина - пар це - відхилення щільності від середнього значення. При русі по критичній Ізохор з боку високих температур газ однорідний, і ця величина дорівнює нулю. Нижче критичної температури, речовина розшаровується на дві фази, в кожній з яких відхилення щільності від критичної не дорівнює нулю. Оскільки поблизу точки Ф. п. II роду фази мало відрізняються один від одного, можливе утворення зародків великого розміру однієї фази в іншу (флуктуації), точно так же, як поблизу критичної точки. З цим пов'язано багато критичні явища при Ф. п. II роду: нескінченне зростання магнітної сприйнятливості феромагнетиків і діелектричної постійної сегнетоелектриків (аналогом є зростання стисливості поблизу критичної точки рідина - пар), нескінченне зростання теплоємності, аномальне розсіяння електромагнітних хвиль (опалесценція критична), рентгенівських в твердих тілах), нейтронів у феромагнетиках. Істотно змінюються і динамічні явища, що пов'язано з дуже повільним розсмоктуванням утворилися флуктуацій. Наприклад, поблизу критичної точки рідина - пар звужується лінія релеєвського розсіювання світла, поблизу Кюрі точки феромагнетиків і Нееля точки антиферомагнетиків сповільнюється спінова дифузія (спінові хвилі) і т.д. Середній розмір флуктуацій (радіус кореляції) R зростає в міру наближення до точки Ф. п. II роду і стає в цій точці нескінченно великою.

Сучасні досягнення теорії Ф. п. II роду і критичних явищ засновані на гіпотезі подібності. Передбачається, що якщо прийняти R за одиницю вимірювання довжини, а середню величину параметра порядку осередки з ребром R - за одиницю вимірювання параметра порядку, то вся картина флуктуацій не залежатиме ні від близькості до точки переходу, ні від конкретного речовини. Всі термодинамічні величини є статичними функціями R . Показники ступенів називають критичними розмірностями (індексами). Вони не залежать від конкретного речовини і визначаються лише характером параметра порядку. Наприклад, розмірності в точці Кюрі ізотропного матеріалу, параметром порядку якого є вектор намагніченості, відрізняються від розмірності в критичній точці рідина - пар або в точці Кюрі одноосного магнетика, де параметр порядку - скалярна величина.

Поблизу точки переходу рівняння стану набуває характерного вигляду який відбиває закон відповідних станів. Досягнуто великі успіхи в теоретичному обчисленні критичних розмірностей і типові рівняння стану добре узгоджуються з експериментальними даними. Наближені значення критичних розмірностей наведені в таблиці.

Подальший розвиток теорії Ф. п. II роду пов'язаний із застосуванням методів квантової теорії поля, особливо методу ренормалізаційної групи. Цей метод дозволяє, в принципі, знайти критичні індекси з будь-якої необхідної точністю.

Розподіл Ф. п. На два роду кілька умовно, тому що бувають Ф. п. I роду з малими стрибками теплоємності і ін. величин і малими теплотами переходу при сильно розвинених флуктуаціях. Ф. п. - колективне явище, що відбувається при строго певних значеннях температури і ін. Величин тільки в системі, що має в межі скільки завгодно велике число часток [14].

Контрольні запитання для самоконтролю

1. Як співвідносяться між собою другий початок термодинаміки, Н-теорема Больцмана та теорема Гіббса?
2. На чому ґрунтується доведення Н-теорема Больцмана?
3. Якими бувають фазові перетворення?
4. Фізичний зміст рівняння Фоккера-Планка
5. На чому ґрунтується скейлінг та перколяція?

Розділ 4. МЕТОДИ МОДЕЛЮВАННЯ ФІЗИЧНИХ ПРОЦЕСІВ У ДОВКІЛЛІ

4.1 Методи чисельного розв'язку рівнянь руху. Метод молекулярної динаміки

Метод молекулярної динаміки – це метод, у якому еволюція системи взаємодіючих частинок описується за допомогою інтегрування кінцевого числа рівнянь руху. [15]

Опису руху окремих частинок системи здійснюється за допомогою законів класичної механіки Ньютона. Сили міжчастинкової взаємодії описуються за допомогою модельного потенціалу (наприклад, гравітаційної взаємодії).

Рівняння руху частинки:

$$m_i \mathbf{r}_i''(t) = \mathbf{F}_i, \quad i=1,2,\dots,N, \quad (4.1)$$

де N – кількість частинок, m_i – маса, $\mathbf{r}_i(t)$ – радіус-вектор, як функція часу t , i -ої частинки, \mathbf{F}_i – сума сил, які діють на i -у частинку, штрих означає похідну за часом.

Дискретна зміна часу:

$$t_{j+1} = t_j + \Delta t, \quad j=0,1,2,\dots,J, \quad (4.2)$$

де $J\Delta t$ – загальний час спостереження.

Метод полягає в інтегруванні рівнянь руху (як правило, для кінцевого числа частинок):

1. $\mathbf{r}_i(t_0), \mathbf{v}_i(t_0)$ – початкові умови;
2. $\mathbf{r}_i(t_1) = \mathbf{r}_i(t_0) + \mathbf{v}_i(t_0)t_0 + \mathbf{a}_i t_0^2/2$,
 $\mathbf{v}_i(t_1) = \mathbf{v}_i(t_0) + \mathbf{a}_i t_0, \quad \mathbf{a}_i = \mathbf{F}_i/m_i$
3. ...
4. $\mathbf{r}_i(t_{j+1}) = \mathbf{r}_i(t_j) + \mathbf{v}_i(t_j)t_j + \mathbf{a}_i t_j^2/2$,
 $\mathbf{v}_i(t_j) = \mathbf{v}_i(t_j) + \mathbf{a}_i t_j, \quad \mathbf{a}_i = \mathbf{F}_i/m_i$

Таким чином, у методі молекулярної динаміки розраховуються класичні (ньютонівські) траєкторії руху частинок у потенційному полі, що моделюється. Основу методу становить чисельний розв'язок класичних

рівнянь Ньютона для системи взаємодіючих частинок, причому сили надаються у вигляді

$$\vec{F}_i(\vec{r}) = -\frac{\partial U(\vec{r})}{\partial \vec{r}_i} \quad (4.3)$$

де $U(\mathbf{r})$ – потенційна енергія, що залежить від взаємного розташування частинок.

Після завдання координат і швидкостей всіх частинок у початковий момент часу рівняння руху розв'язуються чисельно шляхом послідовних розрахунків сил, координат і швидкостей частинок за часом.

Температура визначається, як середня кінетична енергія, якщо припадає на один ступінь свободи системи:

$$T(t) = \frac{1}{3Nk_B} \sum_{i=1}^n m_i \bar{v}_i^2, \quad \bar{v}_i = \frac{d\vec{r}_i}{dt}. \quad (4.4)$$

При цьому N – повне число ступенів волі молекули, k_b – стала Больцмана.

Потенційна енергія, наприклад, молекули може бути змодельована за допомогою співвідношень:

$$U(\mathbf{r}) = U_b + U_{ld} + U_c + U_H, \quad (4.5)$$

де доданки відповідають різним типам взаємодій (U_b – хімічному; U_{ld} – Леннард-Джонса; U_c – кулонівському; U_H – донорно-акцепторному):

хімічна взаємодія:

$$U_b = \frac{1}{2} \sum_b K_b (r - b_0)^2, \quad (4.6)$$

де підсумовування проводиться по всіх хімічних зв'язках, b_0 – рівноважна валентна довжина, r – поточна довжина зв'язків, K_b – відповідна силова константа; ван-дер-ваальсова взаємодія атомів, розділених трьома й більше валентними зв'язками, описуються за допомогою потенціалів Леннард-Джонса:

$$U_{ld} = \sum (A/r_{ij}^{12} - B/r_{ij}^6), \quad (4.7)$$

де A і B – константи взаємодії, r_{ij} – відстані між атомами, підсумовування проводиться по всіх незбіжних індексах, що нумерують атоми системи; кулонівський потенціал має звичайний вигляд $\sim q_i q_j / r_{ij}$ (q_i – заряди частинок системи), а водневий потенціал є аналогічним потенціалу Леннард-Джонса, але є слабкішим за нього та приписується лише донорно-акцепторним парам.

Набори конфігурацій, які було одержано у ході розрахунків методом молекулярної динаміки, розподілені відповідно до деякої статистичної функції розподілу, яка, наприклад, відповідає мікроканонічному розподілу.

Метод молекулярної динаміки не застосовується у випадках, коли

- 1) довжина хвилі де Бройля частинки є порівняльною з міжчастинковою відстанню;
- 2) для моделювання систем, які складаються з легких атомів;
- 3) при низьких температурах, коли визначальними є квантові ефекти;
- 4) час, протягом якого розглядається поведінка системи, менше, ніж час релаксації фізичних величин, що досліджувалися.

Метод класичної молекулярної динаміки дозволяє розглядати системи, що складаються з десятків тисяч атомів на протязі часу порядку сотні наносекунд.

Одна з перших робіт з моделювання методом молекулярної динаміки була присвячена дослідженню фазової діаграми системи твердих сфер. Метод молекулярної динаміки значно поширився у біохімії і біофізиці, зокрема, у дослідженні білка та деталізації його властивостей.

4.2 Моделювання за допомогою імовірнісних алгоритмів. Метод Монте-Карло

Метод Монте-Карло – метод статистичних випробувань, чисельний метод розв'язку математичних проблем за допомогою моделювання випадкових процесів і подій. Термін виник у 1949 при моделюванні процесів розділення урану, хоча деякі розрахунки шляхом моделювання випадкових подій здійснювалися статистиками й раніше. Назва походить від міста Монте-Карло, відомого своїм ігорним домом. Значне поширення метод отримав після появи швидкодіючих обчислювальних машин, тому що програми для розрахунків порівняно прості й, як правило, дозволяють обходитися без великої оперативної пам'яті. [15]

Спочатку метод Монте-Карло використовувався для розв'язку складних задач теорії переносу випромінювання й нейтронної фізики, де традиційні чисельні методи виявилися мало придатними. Потім його було поширено на великий клас проблем статистичної фізики, дуже різних за своїм змістом.

Метод застосовується для розв'язку задач теорії ігор, теорії масового обслуговування і математичної економіки, теорії передачі повідомлень при наявності перешкод і т.д.

Для розв'язку *детермінованої проблеми*, насамперед, розробляють ймовірну модель, представляють величину, яка вишукується, наприклад, багатомірний інтеграл, у вигляді математичного очікування функціонала від випадкового процесу, який далі моделюється на ЕОМ. Відомі ймовірні моделі для обчислення інтегралів, для розв'язку інтегральних рівнянь 2-го роду, для систем лінійних алгебраїчних рівнянь, для крайових проблем для еліптичних рівнянь, для оцінки власних значень лінійних операторів і т.д.

Моделювання випадкових величин із заданими розподілами здійснюється шляхом перетворення одного або декількох незалежних значень випадкового числа a , яке розподілено рівномірно у інтервалі $(0,1)$ – так званий, генератор випадкових чисел, який реалізовано, зокрема, у системі MATLAB (оператори `rand` і `randn`). Такі числа називаються "псевдовипадковими", вони перевіряються статистичними тестами й розв'язками типових задач.

Якщо в розрахунку моделюються випадкові величини, які обумовлені реальним змістом явища, розрахунок виявляється процесом "прямого моделювання". Такий розрахунок є неефективним, якщо вивченню підлягають рідкі події, тому що реальний процес містить про них обмаль інформації. Ця неефективність звичайно виявляється в занадто великій ймовірній погрішності (дисперсії) випадкових оцінок. Способи зменшення дисперсії зазначених оцінок, як правило, засновані на модифікації моделювання за допомогою інформації про "функції цінності" значень випадкових величин щодо величин, які обчислюються.

Пряме моделювання (метод прямого статистичного моделювання Монте-Карло) – метод обчислювальної газодинаміки, призначений для розв'язку задач динаміки розріджених газів (найчастіше – рівняння Больцмана). Ідея методу полягає у моделюванні реальної поведінки частинок розрідженого газу за допомогою великої кількості (до 10^7) моделюючих молекул. Одна моделююча частинка описує дуже велику кількість реальних молекул. Розрахункова область поділяється на зіштовхувальні осередки, у яких газ є «замороженим», а характерним є час «вільного пробігу» осередку. Після опису руху зіштовхувальних осередків далі у кожному осередку розглядаються внутрішні зіткнення між молекулами. При цьому в найпростішому випадку зазначається, що різні осередки не обмінюються молекулами газу. Вперше метод прямого статистичного моделювання, який використовує розщеплення по процесах зіткнення й переносу молекул був запропонований Г.Бердом (1963). Розвинутий підхід у цей час називається методом Берда Non-Time Counter.

Застосування методу обмежується випадком превалювання подвійних зіткнень молекул газу над багаточастинковими. Тому метод застосовується для опису течії газу у вільно-молекулярному, перехідному й континуальному режимах. Наприклад, повітря задовольняє цим умовам аж до тиску в сотні атмосфер. Режим течії визначається за допомогою числа Кнудсена $K_n = l/d$, де l – довжина вільного пробігу, d – діаметр молекули. Таким чином, метод Монте-Карло може застосовуватися для великих чисел Кнудсена. Інше обмеження на застосовність методу пов'язане з порушенням умови про молекулярний хаос, яка використовується під час обґрунтування рівняння Больцмана. Виникнення статистичної залежності між моделюючими молекулами приводить до необхідності збільшення числа моделюючих молекул. При $K_n < 0.01$ цей фактор змушує використовувати паралельні рорахункові методи.

Мікροканонічний ансамбль

Ансамблі й розподіли

Мікροканонічний ансамбль – статистичний ансамбль для ізольованих (не обмінюються енергією з навколишніми тілами) макроскопічних систем у постійному об'ємі для постійного числа частинок. Енергія макроскопічної системи є постійною. Поняття мікроскопічного ансамблю вперше застосовано Дж. У. Гиббсом в 1901 і є ідеалізацією, тому що в дійсності повністю ізольованих систем не існує.

У класичній статистиці статистичний ансамбль характеризується функцією розподілу $f(q_i, p_i)$, яка залежить від координат q_i і імпульсів p_i всіх частинок системи. Ця функція визначає ймовірність мікроскопічного стану системи, тобто ймовірність того, що координати і імпульси частинок системи мають певні значення. Відповідно до мікροканонічного розподілу Гиббса, всі мікроскопічні стани, які відповідають існуючій енергії, рівноймовірні. Звичайно, що значення енергії системи може бути реалізоване при різних значеннях координат і імпульсів частинок системи.

Якщо позначити енергію системи у залежності від координат і імпульсів (функцію Гамильтона) $H(q_i, p_i)$, а її енергію E , маємо

$$f(q_i, p_i) = A \delta\{H(q_i, p_i) - E\} \quad (4.8)$$

мікροканонічний розподіл Гиббса, де $\delta\{z\}$ – дельта-функція Дирака, стала A визначається умовою нормування (сумарна ймовірність перебування системи у всіх можливих станах, обумовлена інтегралом від $f(q_i, p_i)$ по всім q_i, p_i , дорівнює 1) і залежить від об'єму та енергії системи.

У квантовій статистиці розглядається ансамбль енергетично ізольованих квантових систем (з постійними об'ємом V і повним числом частинок N), які мають однакову енергію E з точністю до $\Delta E \ll E$. Передбачається, що для таких систем усі квантовомеханічні стани з енергією у інтервалі $[E, E + \Delta E]$ рівноймовірні. Такий розподіл ймовірностей w станів системи, коли:

$$w(E_k) = \begin{cases} \Omega^{-1}(E, N, V) & E \leq E_k \leq E + \Delta E, \\ 0 & \text{інакше} \end{cases} \quad (4.9)$$

називається мікроканонічним розподілом. Тут w – статистична вага, обумовлений умовою нормування $\sum w(E_k) = 1$ (підсумовування відбувається по всіх можливих значеннях енергії), і дорівнює числу квантових станів у інтервалі $[E, E + \Delta E]$. Величину ΔE звичайно обирають малою, але кінцевою (тому, що точна фіксація енергії відповідно до співвідношення невизначеностей для енергії і часу, зажадала б нескінченного часу спостереження). Однак мікроканонічний ансамбль є малочутливим до вибору ширини енергетичного інтервалу ΔE , якщо вона значно менше повної енергії системи.

За допомогою статистичної ваги $w(E, N, V)$ обчислимо ентропію S системи:

$$S = k_b \ln w(E, N, V) \quad (4.10)$$

(k_b – стала Больцмана) і інші термодинамічні потенціали. Оскільки ентропія системи пропорційна числу частинок N , статистична вага має порядок величини експоненціальної функції від N і для розглянутих макроскопічних систем є дуже великою.

Мікроканонічний розподіл виявляється незручним для практичного застосування, тому що для обчислення статистичної ваги потрібно знайти розподіл квантових рівнів системи, яка складається з великої кількості частинок, є дуже складною проблемою. Зручніше розглядати не енергетично ізольовані системи, а системи, які перебувають у тепловому контакті та рівновазі з навколишнім середовищем, температура якого вважається постійною, і застосовувати канонічний розподіл Гиббса.

Теорема Гиббса: частина мікроскопічного ансамблю розподілена в ансамблі канонічно. Доказ теорема полягає в обґрунтуванні канонічного розподілу Гиббса, якщо мікроканонічний розподіл вважати постулатом статистичної фізики.

Для систем, які перебувають у тепловій рівновазі з навколишнім середовищем з постійною температурою (термостат), виконується *канонічний розподіл Гиббса*. Відповідно до цього розподілу, ймовірність певного

мікроскопічного стану пропорційна функції розподілу $f(q_i, p_i)$, яка залежить від координат q_i і імпульсів p_i частинок системи:

$$f(q_i, p_i) = A e^{-H(q_i, p_i)/kT}, \quad (4.11)$$

де $H(q_i, p_i)$ – функція Гамільтона системи (повна енергія, виражена через координати і імпульси частинок), k_b – стала Больцмана, T – абсолютна температура; стала A не залежить від q_i і p_i і визначається умовою норміровки (сума ймовірностей перебування системи у всіх можливих станах дорівнює одиниці). Таким чином, ймовірність мікростану визначається відношенням енергії системи до величини $k_b T$ (яка є мірою інтенсивності теплового руху молекул) і не залежить від конкретних значень координат і імпульсів частинок, що реалізують дане значення енергії.

У квантовій статистиці ймовірність w_n даного мікроскопічного стану визначається значенням енергетичного рівня системи E_n .

$$w_n = A e^{-E_n/kT}. \quad (4.12)$$

Для ідеального газу, тобто газу, у якому енергією взаємодії частинок можна знехтувати, канонічний розподіл Гиббса переходить у розподіл Больцмана. З функцією розподілу, що характеризує ймовірність перебування частинки в даному стані, що, наприклад, для ідеального газу молекул, що перебувають у полі зовнішніх сил, має вигляд:

$$f(p, r) = A \exp\left(-\frac{p^2/2m + U(r)}{kT}\right), \quad (4.13)$$

де $p^2/2m$ – кінетична енергія молекули маси m , $U(r)$ – потенційна енергія у зовнішнім полі.

Якщо система ізольована, то її енергія постійна; у цьому випадку виконується мікроканонічний розподіл Гиббса, відповідно до якого всі мікроскопічні стани ізольованої системи рівноймовірні.

У відповідності до загальноприйнятого у статистичній фізиці підходу, розглянемо замкнену систему, яка складається з N частинок. Оберемо макроскопічними характеристиками системи об'єм V і повну енергію системи E , які будемо вважати постійними. До того ж припустимо, що система є ізольованою, тобто впливом на неї зовнішніх факторів можна знехтувати. Замкнені макроскопічні системи, як відомо, прагнуть до стаціонарного рівноважного стану з максимальною ентропією. Відзначимо, що якщо на

макроскопічному рівні система характеризується трьома величинами N , V , E , те на мікроскопічному рівні існує величезне число конфігурацій, що реалізують заданий макростан (N , V , E).

Таким чином, обмеження на існування мікростану полягає у зберіганні числа частинок, об'єму, повної енергії. Отже система в будь-який момент часу може виявитися з рівною ймовірністю в одному з можливих мікростанів (*постулат про рівність ймовірностей*).

Для визначення середніх значень фізичних величин, які характеризують макроскопічну систему, використовують два способи: по мікростанах і за часом. Гіпотеза про збіг середніх значень величин, що обчислюють усередненням за часом і усередненням по ансамблям, що реалізуються, називається *ергодичною гіпотезою*.

Моделювання мікроканонічного ансамблю

Загальна ідея методу Монте-Карло для мікроканонічного ансамблю полягає в отриманні представницької вибірки з повного числа мікростанів і оцінці ймовірності. Для цього використовують досить прозору процедуру: потрібно зафіксувати повне число частинок N , об'єм V і повну енергію системи E , випадково змінюючи координати й швидкості окремих частинок, і розглядати мікростани, що „виникають”.

Однак більш ефективною виявляється процедура розрахунків методом Монте-Карло для мікроканонічного ансамблю, яка полягає в розділенні вихідної макроскопічної системи на дві підсистеми: вихідну, яку надалі будемо називати „системою”, і підсистеми, яка складається з одного елемента, названого авторами моделі *демоном* (за аналогією з демоном Максвелла). Роль демона аналогічна ролі члена кінетичної енергії в методі молекулярної динаміки. Обходячи елементи системи й передаючи енергію, він забезпечує зміну конфігурації системи. Якщо енергії у „мантії демона” виявляється достатньо, він віддає енергію тому елементу системи, якому вона потрібна для здійснення зміни конфігурації. І навпаки, якщо для зміни конфігурації потрібно зменшити енергію системи, енергія передається частинкою демонові. Єдине обмеження полягає в тому, що енергія демона повинна бути позитивною.

Алгоритм процедури демона:

- 1) Генерація початкової конфігурації системи із заданим параметром повної енергії.
- 2) Вибір випадковим образом частинки (демона) з певною енергією й пробна зміна її координат.
- 3) Обчислення повної енергії системи у новому стані.
- 4) Збереження нового стану при зменшенні або збереженні енергії.

- 5) Збереження нового стану при збільшенні енергії, якщо енергії демона достатньо для передачі її системі. У протилежному випадку нова конфігурація не зберігається, і частинка не змінює координати.
- 6) Повторення алгоритму до одержання репрезентативної вибірки мікростанів і переходу системи у рівноважний стан (з енергією, що зберігається).

Приклад. Одномірний ідеальний газ

Застосуємо описаний алгоритм до класичного одновимірного ідеального газу, швидкості частинок якого безперервні й необмежені, а енергія частинок не залежить від положення частинок, тому повна енергія частинок є сумою кінетичних енергій окремих частинок. Для зміни конфігурації будемо випадково змінювати швидкість випадково обраної частинки.

Для реалізації описаного алгоритму в пакеті MATLAB створимо два m-файли:

- 1) файл Init.m, що містить опис функції, яка повертає абсолютні значення швидкостей у момент часу $t = 0$;
- 2) файл Demon.m, що містить опис функції, яка повертає середні по ансамблю реалізацій значення: енергії демона (Edave), середньої енергії системи на одну частинку (Esysave), середньої швидкості на одну частинку системи (Vave), середнього числа прийняття (Accept).

```
% листинг файлу Init.m
function z = Init(N, Esystem)
% функція, що повертає абсолютні значення швидкостей у момент
% часу t = 0
% N число частинок системи
% Esystem енергія системи
V=(Esystem./N).^0.5;
for i=1:N
    z(i)=V;
end;
% листинг файлу Demon.m
function [Edave,Esysave,Vave,Accept] = Demon(N,Esystem,NTrial,Vel,d)
% функція, що повертає усереднені по ансамблю реалізацій
% значення: енергії демона (Edave), середньої енергії системи на одну
% частинку (Esysave), середньої швидкості на одну частинку системи (Vave),
% середнього числа прийняття (Accept).
Edemon=0;
```

```

Vtot=sum(Vel);
Vcum=0;
Escum=0;
Edcum=0;
Accept=0;
for j=1:NTrial
    for i=1:N
        dv=(2*rand(1) - 1)*d; % випадкова зміна швидкості
        Ip=floor(N*rand(1) + 1); % випадковий вибір частинки
        VTrial=Vel(Ip)+dv; % пробна зміна швидкості
        de=0.5*(VTrial.^2-Vel(Ip)^2); % пробна зміна енергії
        if de<=Edemon % якщо енергія зменшується зміну приймається
            Vel(Ip)=VTrial;
            Vtot=Vtot+dv;
            Accept=Accept+1;
            Edemon=Edemon-de;
            Esystem=Esystem+de;
        end;
    end;
    Edcum=Edcum+Edemon;
    Escum=Escum+Esystem;
    Vcum=Vcum+Vtot;
end;
end;
Edave=Edcum/(NTrial*N);
Accept=Accept/(NTrial*N);
Esysave=1/N*Escum/(NTrial*N);
Vave=1/N*Vcum/(NTrial*N);

```

Далі необхідно виконати наступну послідовність команд:

```

<STRONG>>>Esystem=40;
% енергія системи
<STRONG>>>N=40;
% число частинок системи
<STRONG>>>NTrial=4000;
% число випробувань
<STRONG>>>d=2*2^0.5;
% максимальне значення зміни швидкості
<STRONG>>>Vel=Init(N,Esystem);
% завдання початкових швидкостей

```

% обчислення характеристик стану ідеального газу
>>[Edave Esysave Vave Accept]=Demon(N,Esytem,NTrial,Vel,d)

Edave =
0.9566
Esysave =
0.9761
Vave =
1.5695e-004
Accept =
0.5119

% листинг файлу Demon.m
function z = Demon(N,Esytem,NTrial,Vel,d)
% функція, що повертає миттєві значення енергії демона
% N число частинок системи
% Esytem енергія системи
% NTrial число випробувань
% Vel вектор, який повернено функцією Init
% d максимальна зміна швидкості
Edemon=0;
z(1) =Edemon;
k=1;
for j=1:NTrial
for i=1:N
dv=(2*rand(1) - 1)*d;
% випадкова зміна швидкості
Ip=floor(N*rand(1) + 1);
% випадковий вибір номера частинки
Vtrial=Vel(Ip)+dv;
de=0.5*(Vtrial.^2-Vel(Ip).^2);
% пробна зміна енергії

if de<=Edemon
% якщо енергія зменшується, пробна зміна приймається
Vel(Ip)=Vtrial;
Edemon=Edemon-de;
end;
k=k+1;
z(k)=Edemon;

```
end;  
end;
```

Далі необхідно виконати наступну послідовність команд:

```
>> Esystem=40; % енергія системи  
>> N=40; % число частинок системи  
>> NTrial=500; % число випробувань  
>> d=2*2^0.5; % максимальна зміна швидкості  
  
>> Vel=Init(N,Esystem);  
    % обчислення початкових швидкостей частинок  
>> Ed=Demon(N,Esystem,NTrial,Vel,d);  
    % обчислення миттєвих значень енергії демона  
    % візуалізація залежності миттєвих значень енергії  
    % демона від часу  
>> i=1:length(Ed);  
>> figure(1);plot(i,Ed,'k');axis([0 20000 0 8])  
    % обчислення й візуалізація розподілу ймовірностей  
>> x1=min(Ed);  
>> x2=max(Ed);  
>> Nint=50;  
>> i=1:Nint;  
>> x(i)=x1+(x2-x1)/(Nint-1)*(i-1);  
>> h=hist(E,x);  
>> figure(2);bar(x,h); colormap white  
    % обчислення й візуалізація функції, що апроксимує  
    % розподіл  
>> F10=inline('u(1) *exp(-u(2) *z)','u','z')  
    % завдання апроксимуючої функції  
F10 =  
    Inline function:  
    F10(u,z) = u(1) *exp(-u(2) *z)  
>> beta=nlinfit(x,h,F10,[3000 1]);  
    % обчислення коефіцієнтів апроксимуючої функції  
    % візуалізація гістограми послідовності миттєвих  
    % значень енергії демона й апроксимуючої функції  
>> Ni=500;  
>> i=1:Ni;  
>> X(i)=x1+(x2-x1)/(Ni-1)*(i-1);
```

```
>> figure(3);bar(x,h); colormap white
>> hold on
>> plot(X(i),F10(beta,X(i)), 'k')
>> hold off
```

Завдання 1. Проведіть чисельні розрахунки для заданих значень числа частинок ($N=10, 20, 40, 80$) і різних значень відносини $K=d \sqrt{N} / E_{system}$. Побудувати залежності коефіцієнта прийняття *Accept* від K при зазначеному числі частинок. Використовуючи метод найменших квадратів, підберіть аналітичне співвідношення, яке описує залежність коефіцієнта прийняття *Accept* від K . Коли значення коефіцієнта прийняття виявляється ≈ 0.5 ?

Завдання 2. Застосуємо кінетичне визначення температури, у відповідність із яким, температура визначається зі співвідношення для середньої кінетичної енергії на одну частинку й температурою газу, яка вимірюється в одиницях k_b

$$\frac{1}{2} m \langle v^2 \rangle = \frac{1}{2} T_{kin}, \quad (4.14)$$

Використовуючи співвідношення, отримайте T_{kin} . Як пов'язані значення температури і енергії демона?

Завдання 3. Змоделюйте канонічний ансамбль методом Монте-Карло, зберігаючи на кожному кроці значення енергії демона. Для знайденої реалізації значень енергії демона отримайте розподіл ймовірностей $P(E_d)\Delta E$. Визначити функціональну залежність $P(E_d)\Delta E$ від температури.

Завдання 4. Дослідити залежність температури, яку розраховано за допомогою мікροканонічного й канонічного ансамблів від числа частинок системи N і числа кроків методу Монте-Карло.

Температура ідеального газу, яку визначено, як середню кінетичну енергію, що припадає на одну частинку, T_{kin} збігається з температурою термостата T_{term} . Таким чином, демон перебуває в термодинамічній рівновазі з термостатом.

Розподіл ймовірності називається розподілом Больцмана або канонічним розподілом.

Модель Ізінга

Одновимірна модель Ізінга

Однієї з найпростіших моделей, які використовуються у статистичній фізиці для моделювання фазових переходів у магнітних речовинах або бінарних сполуках, є модель Ізінга. Дана модель ставиться до широкого класу граткових моделей, у яких розглядаються локальні взаємодії, тобто взаємодії між найближчими вузлами решітки. У магнітних системах локальні взаємодії обумовлені спінами, розташованими у вузлах гратки або решітки. Спіни можуть являти собою, наприклад, магнітні моменти атомів у твердому тілі, взаємодіючи один з одним і зовнішнім магнітним полем.

Розглянемо решітку, що складається з N вузлів. Зв'яжемо з кожним i -м вузлом решітки число $s_i = \pm 1$, що характеризує напрямок магнітного моменту системи, де $s_i = 1$, якщо спін орієнтовано у позитивному напрямку осі OZ , і $s_i = -1$, якщо спін орієнтований у негативному напрямку осі OZ . (Розглянута картина характерна для частинок з напівцілим спіном, хоча далі ми розглядаємо спіни як класичні ступені волі й не вводимо для них використовуваних у квантовій механіці правил комутації кутового моменту).

Будь-який мікростан решітки задається набором змінних $\{s_1, s_2, \dots, s_N\}$. Тому що макроскопічні властивості системи визначаються властивостями її досяжних мікростанів, необхідно визначити залежність енергії E від конфігурації спінів.

Повна енергія за наявності магнітного поля h у моделі Ізінга дорівнює

$$E = -J \sum_{\langle i,j \rangle} s_i s_j - h \sum_{i=1}^N s_i, \quad (4.15)$$

де кутові дужки $\langle i,j \rangle$ означають, що сума береться по всіх найближчих сусідніх парах спінів, константа обмінного зв'язку J характеризує силу взаємодії сусідніх спінів:

$$\begin{array}{cc} \uparrow\uparrow & \downarrow\downarrow \\ E = -J & E = +J \end{array} \quad (4.16)$$

Якщо $J > 0$, то в стані $\uparrow\uparrow$ й $\downarrow\downarrow$, тобто при однаковій орієнтації спінів найближчих сусідів, енергетично вигідніше станів $\uparrow\downarrow$ й $\downarrow\uparrow$, у яких сусідні спіни орієнтовані в протилежні сторони. Отже, очікується, що для $J > 0$ стан з найменшою повною енергією є феромагнітним, тобто в середньому число спінів, які зорієнтовано в одному напрямку, не дорівнює нулю. Якщо $J < 0$, то з енергетичної точки зору більше кращими виявляються стани $\uparrow\downarrow$ й $\downarrow\uparrow$, для яких сусідні спіни антипаралельні. Отже, середнє число спінів, зорієнтованих в одному напрямку, дорівнює нулю, тобто спіни впорядковані через один (антиферомагнітний стан).

При накладенні зовнішнього магнітного поля, спрямованого паралельно осі OZ, спіни \uparrow й \downarrow здобувають додаткову внутрішню енергію, рівну $-h$ і $+h$, відповідно.

Зазначимо основні припущення, які покладені в основу моделі Ізінга:

- 1) кінетична енергія вузлів решітки приймається такою, що дорівнює нулю;
- 2) енергія взаємодії враховує лише внески від найближчих сусідів;
- 3) спіни володіють тільки двома дискретними станами.

Тому що надалі нас будуть цікавити термодинамічні характеристики даної системи, виявляється зручним вимірювати параметри J і h в одиницях температури. Можливі конфігурації системи визначаються визначенням усіх спінівих змінних, число яких становить $2N$, а внесок кожної з $2N$ спінівих конфігурацій визначається функцією розподілу Гіббса для канонічного ансамблю

$$w(s) = \frac{e^{-E(s)}}{Z}, \quad Z(J, h) = \sum_i^N e^{-E(s_j)}. \quad (4.17)$$

Алгоритм демона може бути застосований до дослідження моделі Ізінга методом мікроканонічного ансамблю. Для цього необхідно одержати вираження, що зв'язує енергію демона й температуру термостата. Нагадаємо, що в безперервному випадку розподіл енергії демона підкорюється формулі Больцмана. Припустимо, що даний розподіл ймовірностей справедливо для будь-якої макроскопічної системи, що перебуває в стані термодинамічної рівноваги. Тоді $\langle E_d \rangle$ дорівнює

$$\langle E_d \rangle = \frac{\sum E_d e^{-\frac{E_d}{T}}}{\sum e^{-\frac{E_d}{T}}}, \quad (4.18)$$

де суми обчислюються по всіх можливих значеннях E_d .

Мінімальна ненульова втрата енергії системи в нульовому магнітному полі становить $2s$, де s – сумарний спін найближчих сусідів перекидна спіна. В одомірному випадком сумарний спін найближчих сусідів дорівнює 0 , або 2 , тобто мінімальна ненульова втрата енергії рівняється $2J$. Отже, енергія демона, може рівнятися $0, 2J, 4J, \dots$. Якщо ввести позначення $x=2J/T$, те останнє вираження для нескінченної решітки можна представити у вигляді

$$\left\langle \frac{E_d}{T} \right\rangle = \frac{\sum_{n=0}^{\infty} (x \cdot n) e^{-nx}}{\sum_{n=0}^{\infty} e^{-nx}}. \quad (4.19)$$

Нескінченні суми у чисельнику та знаменнику можуть бути розраховані аналітично або чисельно. Можна переконатися, що розв'язки наведеного рівняння відносно температури визначатимуться співвідношенням

$$T = \frac{2J}{\ln(1 + 2J/\langle E_d \rangle)}. \quad (4.20)$$

Для моделювання одновимірної моделі Ізінга методом мікроканонічного ансамблю в пакеті MATLAB необхідно створити файл *Ising.m*, що містить опис функції, яка повертає значення повної енергії системи, енергії демона, намагніченості та середнє число прийняття.

% листинг файлу Ising.m

```
function [Es,Ed,Sp,Accept]=Ising(Nspin,J,h,Esi,NTrial)
```

```

% функція, що повертає миттєві значення сповненої енергії
% (Es), енергії демона (Ed), намагніченість (Sp) і середнє
% число прийняття (Accept)
% Nspin число спінів системи
% J константа обмінної взаємодії
% h зовнішнє магнітне поле
% Esi кінцева енергія системи
% NTrial число випробувань
% завдання конфігурації спінів у момент часу t = 0
```

```

for i=1:Nspin
s(i)=1;
end;
M=Nspin;
Esystem=-(J+h)*Nspin;
Edemon=2*J*ceil((Esi-Esystem)/(2*J));
Es(1) =Esystem; % енергія системи в момент часу t = 0
Ed(1) =Edemon; % енергія демона в момент часу t = 0
Sp(1) =M; % магнітний момент системи в момент часу t = 0
```

```

Accept=0;
k=1;
```

```

% реалізація методу мікроканонічного ансамблю
for i=1:NTrial
```

```

for j=1:Nspin
    Ispin=floor(Nspin*rand(1) +1);
        % випадковий вибір номера спіна
    % періодичні граничні умови
    if Ispin==1
        Left=s(Nspin);
    else
        Left=s(Ispin-1);
    end;
    if Ispin==Nspin
        Right=s(1);
    else
        Right=s(Ispin+1);
    end;
    de=2*s(Ispin)*(-h+J*(Left+Right));
        % пробна зміна енергії спіна
    if de<=Edemon
        % прийняття пробної зміни
        s(Ispin)=-s(Ispin);
        Accept=Accept+1;
        Edemon=Edemon-de;
        Esystem=Esystem+de;
    end;
    k=k+1;
    Es(k)=Esystem;
    Ed(k)=Edemon;
    Sp(k)=sum(s);
end;
end;
Accept=Accept/(NTrial*Nspin);
    Далі необхідно виконати наступну послідовність команд:

    >> Nspin=200;    % число спінів системи
>> J=1;           % константа обмінної взаємодії
>> h=0;           % зовнішнє поле
>> Esi=-10;       % завдання кінцевого значення енергії
>> NTrial=100;    % число випробувань

```

```
% обчислення миттєвих значень енергії системи(Es),  
% енергії демона (Ed), миттєвої намагніченості (Sp), числа  
% прийняття рішень
```

```
>> [Es Ed Sp Accept]=Ising(Nspin,J,h,EsI,NTrial);  
% візуалізація залежностей миттєвих значень енергії  
% системи й енергії демона від часу  
>> i=1:1200;  
>> figure(1);plot(i,Es(i),'k');  
>> figure(2);plot(i,Ed(i),'k');
```

```
% обчислення розподілу ймовірностей миттєвих значень  
% енергії демона  
>> Nint=50;  
>> i=1:Nint;  
>> x1=min(Ed);  
>> x2=max(Ed);  
>> x(i)=x1+(x2-x1)/Nint*i;  
>> h=hist(z2,x);  
% знаходження і візуалізація функції, що описує розподіл  
>> F10=inline('u(1) *exp(-u(2) *z)','u','z')
```

```
F10 =  
Inline function:  
F10(u,z) = u(1) *exp(-u(2) *z)
```

```
>> beta=nlinfit(x,h,F10,[10000 0.05]);  
>> bar(x,h);colormap white  
>> hold on  
>> Ni=500;j=1:Ni;  
>> X(j)=x1+(x2-x1)/Ni*j;  
>> plot(X,F10(beta,X),'k')  
>> hold off
```

```
>> mean(Es)/Nspin  
% середня енергія системи на один спін  
ans =  
-0.0941
```

```
>> mean(z3)
```

```

    % середня намагніченість системи
ans =
    1.4352

    >> mean(z3)/Nspin
    % середня намагніченість на один спін
ans =
    0.0072

    >> 2/log(1+2./mean(z2))
ans =
    9.7904

```

Завдання 5. Обчисліть E_{system} для систем, що складаються з різного числа спінів N . Як отриманий результат залежить від числа спінів N і кількості кроків методу Монте-Карло? Порівняти отримані результати з точною відповіддю для нескінченної одновимірної решітки

$$\frac{\langle E_{system} \rangle}{N} = -th\left(\frac{J}{T}\right). \quad (4.21)$$

Завдання 6. Для ненульового магнітного поля h обчисліть $\langle E_{demon} \rangle$, як функцію h і T для заданої повної енергії. Порівняти значення рівноважних температур для випадків $h=0$, $h \neq 0$ при однакових значеннях повної енергії.

Двовимірна модель Ізінга

Алгоритм моделювання двовимірної системи N спінів методом Монте-Карло:

Визначення числа спінів решітки N_{spin} .

1. Визначення числа кроків методу Монте-Карло на спіні.
2. Визначення початкової конфігурації орієнтації спінів у вузлах квадратної решітки в момент часу $t=1$.
3. Випадковий вибір одного зі спінів системи.
4. Обчислення пробної зміни енергії.
5. Збереження конфігурації при зменшенні або збереженні енергії системи.
6. Збереження конфігурації при збільшенні енергії системи, якщо пробний спіні (демон) має більшу власну енергію в порівнянні зі зміною енергії системи.
7. Повторення пунктів 4-7 (по числу спінів у системі).

Для реалізації описаного алгоритму моделювання двовимірної системи спінів методом Монте-Карло в пакеті MATLAB створимо файл *Ising2.m*, що містить опис функції, що повертає миттєві значення: енергії системи, енергії демона, намагніченості, числа прийняття рішень, а також миттєві конфігурації спінів.

```

% листинг файлу Ising2.m

function [Es,Ed,Sp,A,S] = Ising2(Nspin,J,h,Esi,NTrial)

% функція, що повертає миттєві значення: енергії системи,
% енергії демона, намагніченості, числа прийняття рішень,
% а також миттєві конфігурації спінів
% Nspin число спінів решітки
% J константа обмінної взаємодії
% h напруженість зовнішнього магнітного поля
% Esi кінцева енергія системи
% NTrial число випробувань

Ns=Nspin.^0.5;
% число спінів уздовж однієї сторони
s=ones(Ns,Ns);
% початкова конфігурація спінів
Esystem=-(J+h)*Nspin;
% початкова енергія системи
Edemon=4*J*floor((Esi-Esystem)/(4*J));
% початкова енергія демона

Es(1) =Esystem;
Ed(1) =Edemon;
S=s;
k=1;
for i=1:NTrial
    Accept=0;
    for j=1:Nspin
        % випадковий вибір вузла сітки
        Ix=floor(Ns*rand(1)+1);
        Iy=floor(Ns*rand(1)+1);
        % граничні умови
        if Ix==1

```

```

    Left=Ns;
else
    Left=Ix-1;
end;
if Ix==Ns
    Right=1;
else;
    Right=Ix+1;
end;
if Iy==1
    Down=Ns;
else;
    Down=Iy-1;
end;
if Iy==Ns
    Up=1;
else
    Up=Iy+1;
end;
% пробна зміна енергії
de=2*s(Iy,Ix)*(-h+J*(s(Iy,Left)+s(Iy,Right)+s(Down,Ix)+ s(Up,Ix)));

    if de<=Edemon % прийняття пробної зміни енергії
s(Iy,Ix)=-s(Iy,Ix);
    Accept=Accept+1;
    Edemon=Edemon-de;
    Esystem=Esystem+de;
end;
k=k+1;
Es(k)=Esystem;
Ed(k)=Edemon;
A(k-1)=Accept;
s1=sum(s);
Sp(k)=sum(s1);
S=cat(3,S,s);
end;
end;
A=A/NTrial;

```

Далі необхідно виконати наступну послідовність команд:

```

    >> Nspin=81;      % число спінів системи
>> J=1;            % константа обмінної взаємодії
>> h=0;           % напруженість зовнішнього магнітного поля
>> Esi=-10;       % кінцева енергія системи
>> NTrial=50;     % число випробувань
>> [Es,Ed,Sp,A,S]=Ising2(Nspin,J,h,Esi,NTrial);
                    % візуалізація залежності миттєвих значень
                    % сповненої енергії системи й енергії демона % від
                    часу

```

```

    >> i=1:2000;
>> figure(1);plot(i,Es(i))
>> figure(2);plot(i,Ed(i))
% візуалізація миттєвих конфігурацій системи у вигляді
% векторного поля

```

```

>> i=1:9;
>> j=1:9;
>> V(i,j)=0;
>> U(i,j)=0;
>> Z(i,j)=0;
>> figure(3);quiver3(Z,U,V,S(:, :, 1)); colormap white
>> figure(4);quiver3(Z,U,V,S(:, :, 100)); colormap white
>> figure(5); quiver3(Z,U,V,S(:, :, 1000)); colormap white
>> figure(6); quiver3(Z,U,V,S(:, :, 2000)); colormap white

```

```

% візуалізація миттєвих конфігурацій системи у вигляді
% прямокутних паралелепіпедів

```

```

    >> figure(7);bar3(z5(:, :, 1));axis([0 10 0 10 -1.5 1.5]);
    colormap white
>> figure(8);bar3(z5(:, :, 100));axis([0 10 0 10 -1.5 1.5]);
    colormap white
>> figure(9);bar3(z5(:, :, 1000));axis([0 10 0 10 -1.5 1.5]);colormap white
>> figure(10);bar3(z5(:, :, 2000));axis([0 10 0 10 -1.5 1.5]);colormap white
>> mean(Es); % середня енергія системи
ans =
    -14.1790
>> mean(z1)/Nspin; % середня енергія системи на один спін
ans =

```

```

-0.1750
>> mean(z3)/Nspin % середня намагніченість на один спін
ans =
    0.6627
>> mean(A) % середнє значення коефіцієнта прийняття на один крок
ans =
    0.1463
>> 4/log(1+4/mean(z2)) % рівноважна температура системи
ans =
    2.7028

```

Завдання 7. Покажіть, що розподіл енергії демона описується функцією розподілу Больцмана.

4.3 Моделювання біфуркаційних процесів. Моделювання фракційних об'єктів та процесів

Теорія біфуркацій динамічних систем (від лат. *bifurcus* — роздвоєння) — це теорія, яка вивчає зміни якісної картини розбиття фазового простору в залежності від зміни одного чи кількох параметрів.

Біфуркація — зміна якісної поведінки динамічної системи за малої зміни її параметрів.

Центральним поняттям теорії біфуркації є поняття (не)грубої системи. Береться яка-небудь динамічна система і розглядається таке (багато) параметричне сімейство динамічних систем, що вихідна система виходить як окремий випадок — за якого-небудь конкретного значення параметра або ж кількох параметрів. Якщо при значенні параметрів, досить близьких до цього, зберігається якісна картина розбиття фазового простору на траєкторії, то така система називається грубою. В іншому випадку, якщо такої області не існує, то система називається негрубою.

Таким чином у просторі параметрів виникають області грубих систем, які розділяються поверхнями, що складаються з негрубих систем. Теорія біфуркацій вивчає залежність якісної картини за безперервної зміни параметра вздовж деякої кривої. Схема, за якою відбувається зміна якісної картини називається біфуркаційною діаграмою.

Біфуркація рівноваги

У механічних системах, як правило, рухи, що встановилися (положення рівноваги або відносної рівноваги) залежать від параметрів. Значення параметрів, при яких спостерігається зміна кількості рівноваг, називаються їх біфуркаційними значеннями. Криві або поверхні, що зображують безлічі

рівноваг в просторі станів і параметрів, називаються біфуркаційними кривими або поверхнями. Проходження параметра через біфуркаційні значення, як правило, супроводжується зміною властивостей стійкості рівноваги. Біфуркації рівноваги можуть супроводжуватися народженням періодичних та інших, складніших рухів.

Каскад біфуркацій (Послідовність Фейгенбаума або сценарій подвоєння періода) — один з типових сценаріїв переходу від порядку до хаосу, від простого періодичного режиму до складного аперіодичного за умови нескінченного подвоєння періода. Послідовність Фейгенбаума має самоподібну, фрактальну структуру — збільшення якоїсь ділянки виявляє подібність виділеної ділянки всій структурі.

Механізми переходу від порядку до хаосу

Аналіз механізмів переходу від порядку до хаосу в реальних системах та різних моделях виявляє універсальність відносно небагатьох сценаріїв переходу до хаосу. Перехід до хаосу може бути продемонстрований у вигляді діаграми біфуркацій (де термін «біфуркація» вживається для позначення якісних перебудов у системі із виникненням нового режиму її поведінки). Потрапляння системи до непередбаченого режиму описується каскадом біфуркацій, які прямують одна за одною. Каскад біфуркацій послідовно призводить до появи вибору між двома розв'язками, далі між чотирма і таке подібне, а система починає коливатися у хаотичному, турбулентному режимі послідовного подвоєння кількості можливих значень.

Наведемо тут простий приклад моделювання каскаду біфуркацій за допомогою наступного коду MatLab:

```
clear
clc
clf
k=2.5:0.0001:4;
for i=1:length(k);
    x=1e-100;
    for j=1:1000
        x=k(i)*x*(1-x);
    end;
    y(i)=x;
end;
plot(k,y,'b'),grid
xlabel('k')
ylabel('y')
```

На Рис. 4.1 наведено результат роботи вищенаведеного коду. Бачимо, що система еволюціонує до точки біфуркації за передбаченою траєкторією, а після неї потрапляє у зону хаотичного режиму де її траєкторія вже не є передбаченою.

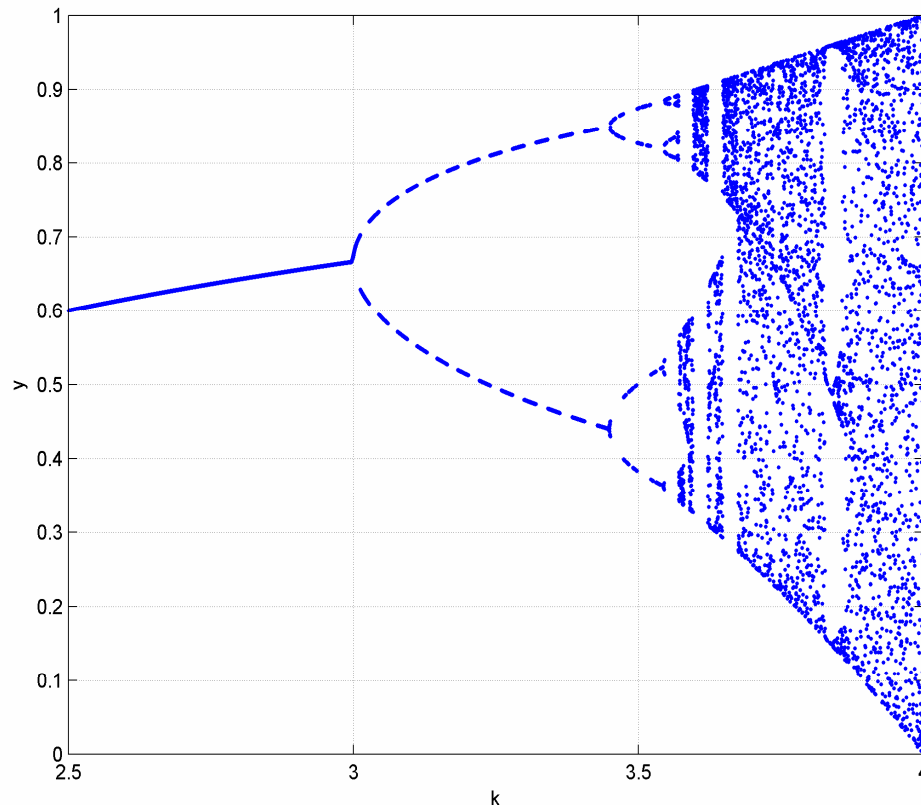


Рисунок 4.1 – Каскад біфуркацій

4.4 Методи стереологічного аналізу структури багатокomпонентних систем. Фігури Вороного

Стереологічний аналіз локальної структури

Стереологія – наука яка вивчає зв'язок геометричних показників двовимірного відображення тривимірної структури з її реальними властивостями. Ці зображення можна отримати різними способами. Основні це:

- Зображення перетинів структури
- Проекція тривимірної структури у двовимірний простір

Основні методи вивчення можна застосовувати як у мікро- так і у більш великих масштабах. Методи, що застосовуються в стереології дозволяють

використовувати їх у біології, медицині, матеріалознавстві при вивченні структури різноманітних об'єктів. Аналіз зображень, взагалі, являє собою процес отримання візуальної інформації про параметри об'єкта. Таких параметрів достатньо багато. Серед них розмір елементів структури, форма, положення, площа і тому подібні. Більшість з них не є прямою характеристикою тривимірної структури, що відображена на площині. Стереологічні співвідношення – це інструменти, які дозволяють зв'язати параметри двовимірного відображення з характеристиками тривимірного об'єкта. Існує ряд аргументів, які дозволяють обґрунтувати використання саме стереологічних співвідношень для опису властивостей структури об'єктів:

- Двовимірні поверхні, поверхні взаємного торкання елементів, а також об'єкти типу мембран, завжди мають кінцеву товщину і можуть розглядатися як двовимірні об'єкти.
- Криві на зображенні є наслідком взаємного перетину площин, або сторін полієдрів. Прикладом таких структур може служити лінія торкання кількох гранул. Іноді зустрічаються об'єкти розміри яких на стільки малі, що їх важко навіть розглядати як одновимірні.
- Об'єкти з розмірністю простору нуль - точки. Це наприклад точки перетину контурів елементів, які в масштабах даної задачі зручно розглядати як одновимірні.

Коли площина перетинає тривимірні елементи на зображенні ми бачимо зображення структури із зменшеною розмірністю простору (Рис. 4.2). Об'єми відображаються у площини, площини у лінії, лінії у точки, точки зникають, бо площина не перетинає їх. Така площина є наочним прикладом стереологічного опису структури. Також для цієї процедури використовують точки, лінії і навіть об'єми. Але у більшості випадків використовують саме площини.

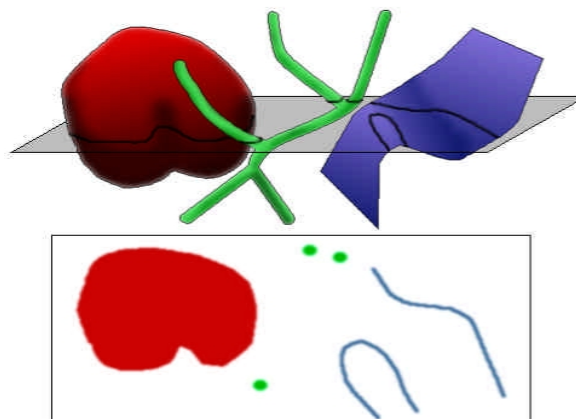


Рисунок 4.2 – Перетин елементів площиною

Геометричні параметри структури

Тривимірна структура має геометричні властивості, які поділяють на два типи: топологічні і метричні.

До метричних відносять об'єм, площу поверхні, довжину лінії, кривизну. В переважній більшості випадків ці величини визначаються для всієї системи і нормуються на одиницю об'єму структури.

Позначення, що використовуються у стереології записують за допомогою латинських літер V, S, L, та M для об'єму, площі поверхні, довжини, та кривизни, відповідно. Індекс використовують для того щоб показати умови нормування величин (на одиницю простору з розмірністю 3 (об'єм), 2 (площина)). Наприклад, S_V площа поверхні в одиниці об'єму структури. Об'єм, площу поверхні, довжину лінії, кривизну можна визначити за допомогою різноманітних технік вимірювання.

Не менш важливішими є також топологічні властивості елементів структури. За допомогою топологічних характеристик можна відновити не лише верхні шари структури але й більш глибокі шари. Основними топологічними характеристиками є кількість елементів в одиниці об'єму структури і зв'язність структури [16].

Основні стереологічні співвідношення

Класичні закони стереології являють собою сукупність співвідношень які поєднують результати ряду вимірювань з характеристиками структури. Головне співвідношення в стереології постулює, що об'ємна фракція компоненту дорівнює його площинній фракції на зображенні $V_V = A_A$. Але не слід категорично вважати, що це завжди так. Для виконання цього постулату проба повинна бути ізотропною та випадковою. Отримані нормовані величини (позначаються $\langle \rangle$) відносяться до великої кількості вимірювань. Це робиться для об'єктивної оцінки параметрів структури. Наведемо деякі основні співвідношення для таких величин у Табл. 4.1.

Таблиця 4.1 – Основні стереологічні співвідношення

Вимірювана величина	Співвідношення	Характеристика структури
Підрахунок точок	$\langle PP \rangle = VV$	Об'ємна фракція
Перетин з лінією	$\langle PL \rangle = SV/2$	Густина площинних елементів
Підрахунок точок на площині	$\langle PA \rangle = LV/2$	Густина довжин ліній

Продовження таблиці 4.1

Вимірювана величина	Співвідношення	Характеристика структури
Площа торкання	$\langle TA \rangle = MV/\rho$	Повна довжина
Фракція ліній	$\langle LV \rangle = VV$	Об'ємна фракція
Площинна фракція	$\langle AA \rangle = VV$	Об'ємна фракція
Довжина на одиницю площі	$\langle LA \rangle = (\rho/4) \cdot SV$	Густина площі поверхні

Топологічний аналіз

Довжина лінії, площа поверхні, об'єм називають метричними характеристиками тому, що вони строго залежать від розмірності простору в якому проводиться вимір. Геометричні властивості які не залежать від форми, розміру називають топологічними. Однією з головних топологічних характеристик є кількість незв'язних елементів структури. Нормування цієї величини на одиницю простору приводить нас до поняття густини N_V . Другою топологічною мірою є параметр зв'язності системи. Іншими словами вона описує кількість дірок у структурі. Приклади зв'язності наведені на Рис. 4.3.

Досить інформативним топологічним параметром системи виступає інваріант Пуанкаре-Ейлера [16]. Леонардом Ейлером показано зв'язок між кількістю вершин, граней та сторін у геометричних фігурах. Якщо число вершин скласти з числом граней фігури та відняти число сторін, то для тривимірного випадку ця величина (характеристика Пуанкаре) завжди дорівнює двом, якщо зв'язність об'єкту не порушена.

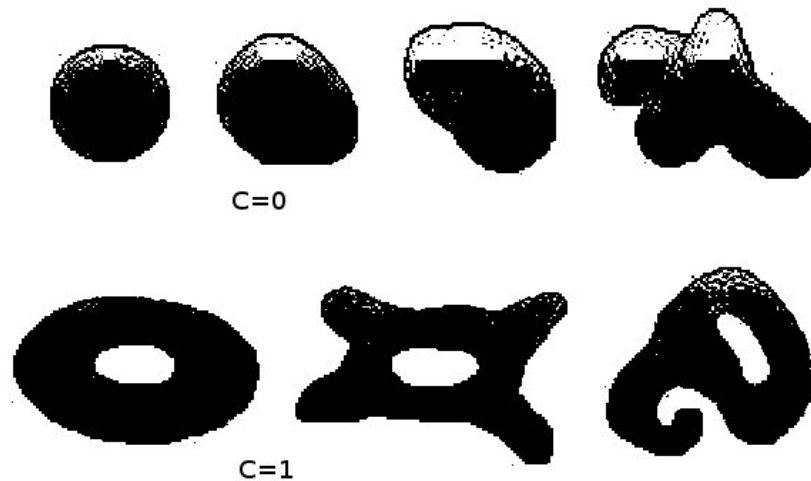


Рисунок 4.3 – Зв'язність різних об'єктів

Пізніше Лурье показав, що для фігур з порушеною зв'язністю характеристика Ейлера дорівнює нулю. Вона позначається грецькою буквою χ . Зв'язок між χ та кількістю дірок у об'єкті G має вигляд

$$\chi = 2(1-G). \quad (4.22)$$

У загальному випадку інваріант Пуанкаре можна записати у наступному вигляді

$$X_m = \sum_{i=0}^m (-1)^i N_i, \quad (4.23)$$

i – розмірність простору;

n – кількість елементів з розмірністю простору i .

Для початку проведення аналізу на зображення наноситься ґратка будь – якого виду та масштабу (Рис. 4.4).

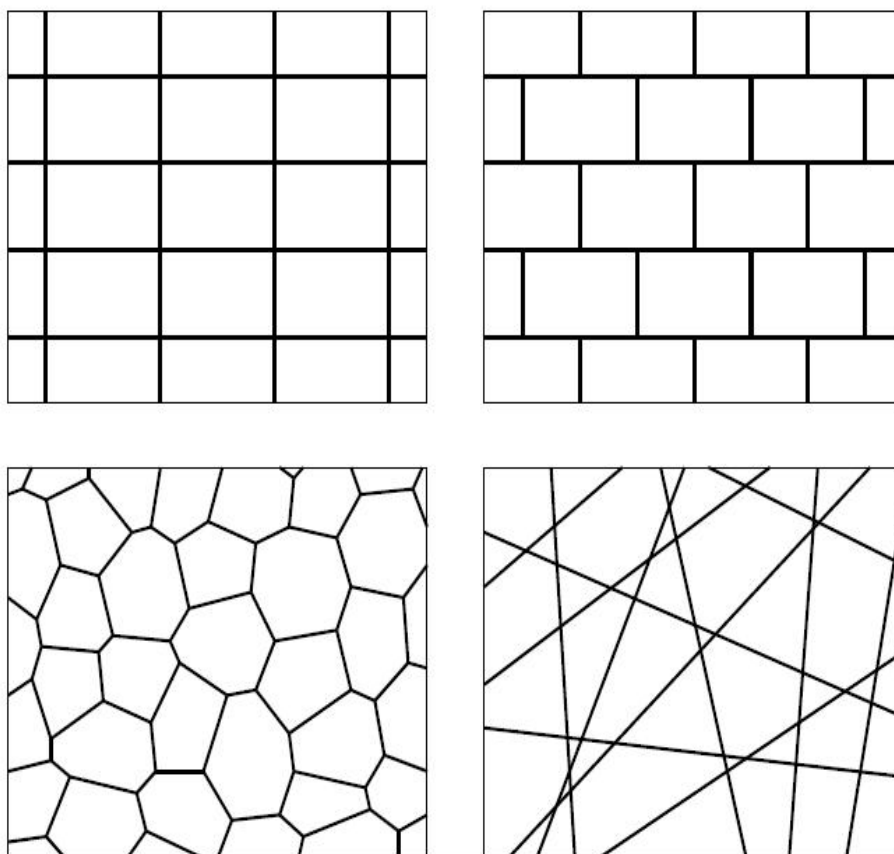


Рисунок 4.4 – Приклади ґраток, які наносяться на зображення

Як приклад розглянемо наступну фігуру та спробуємо визначити кількісні параметри, які (як буде з'ясовано нижче) у певній комбінації однозначно описують об'єкт (Рис.4.5):

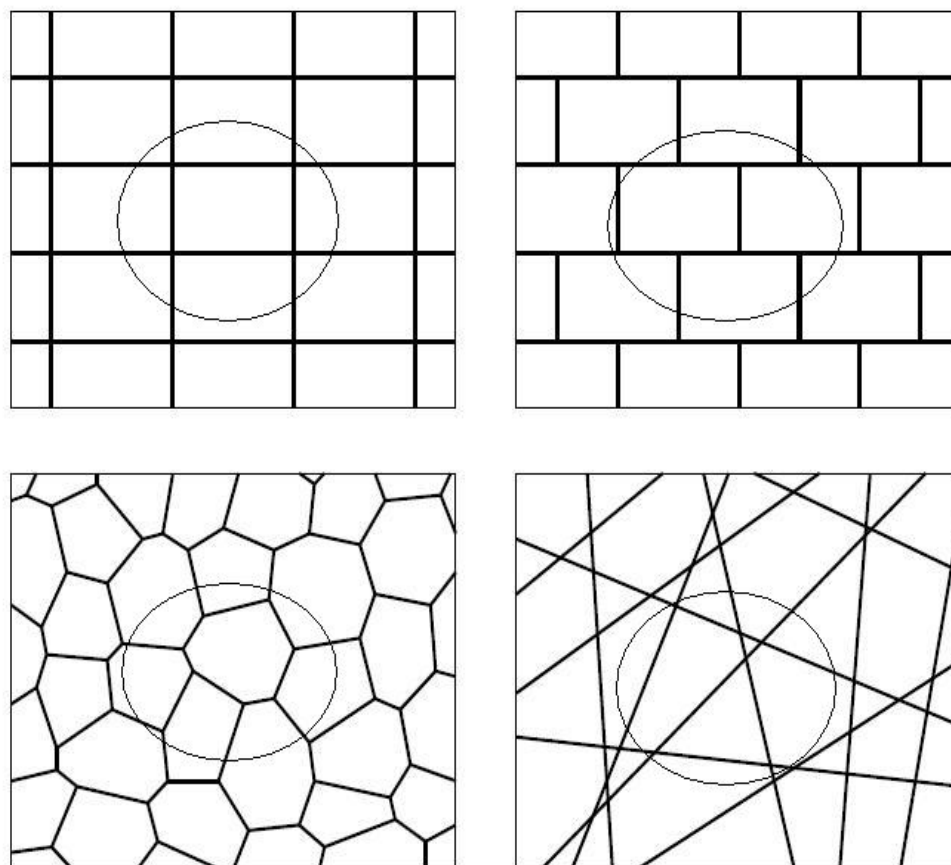


Рисунок 4.5 – Стереологічний аналіз об'єкту за допомогою ґраток різного виду

Як бачимо при накладанні на фігуру сітки, до периметру фігури потрапляють елементи сітки з різною розмірністю. Ці елементи називаються фасети. Відповідно у двовимірному просторі маємо фасети трьох типів: з розмірністю “2” (комірочки сітки, які потрапили до периметру фігури), “1” (лінії сітки) “0”(вузли сітки).

Відповідно величина, яка описує топологічні властивості структури і не залежно від шляху її визначення залишається сталою, називається інваріантом Пуанкаре-Ейлера. Аналітично інваріант Пуанкаре-Ейлера можна записати таким чином

$$\chi = N_1 - N_2 + N_3, \quad (4.24)$$

де χ - інваріант Пуанкаре-Ейлера;

N_1 - кількість фасетів з розмірністю "2" (комірки сітки, які потрапили до периметру фігури);

N_2 - кількість фасетів з розмірністю "1" (лінії сітки);

N_3 - кількість фасетів з розмірністю "0" (вузли сітки);

Розглянемо Рис 4.5 із застосуванням формули для інваріанта Пуанкаре-Ейлера. Відповідно до Рис. 4.5 дані розрахунку приведемо у Табл. 4.2:

Таблиця 4.2 – Розрахунок інваріанта Пуанкаре – Ейлера

$N_1 = 9$ $N_2 = 12$ $N_3 = 4$ $\chi = 1$	$N_1 = 9$ $N_2 = 15$ $N_3 = 7$ $\chi = 1$
$N_1 = 9$ $N_2 = 16$ $N_3 = 8$ $\chi = 1$	$N_1 = 12$ $N_2 = 17$ $N_3 = 6$ $\chi = 1$

Як бачимо з Табл. 4.2 інваріант Пуанкаре-Ейлера приймає дискретні цілочисельні значення і не залежить від шляху його визначення.

Стереологічні методи дозволяють провести кількісний опис локальної структури на основі інформації, які візуально спостерігаються безпосередньо на двовимірному зображенні (перетині, у випадку тривимірної задачі) об'єкту [17].

Дослідимо зміну інваріанта Пуанкаре-Ейлера для деяких локальних конфігурацій, що зустрічаються у двовимірних системах. Розглянемо топологічні характеристики наступних станів системи, зображених на Рис. 4.6.

Вважатимемо, що наведені на Рис. 4.6 стани відповідають спостереженням, які робляться у різні моменти часу таким чином можна говорити про ймовірну кінетику топологічних характеристик структури. Оскільки, як вже згадувалось вище, інваріант приймає цілочисельні дискретні значення, за допомогою оцінки відносних флуктуацій чисельних значень інваріантів може бути встановлений зв'язок між кінетикою та динамікою ґраткових моделей (наприклад Ізінга) [18].

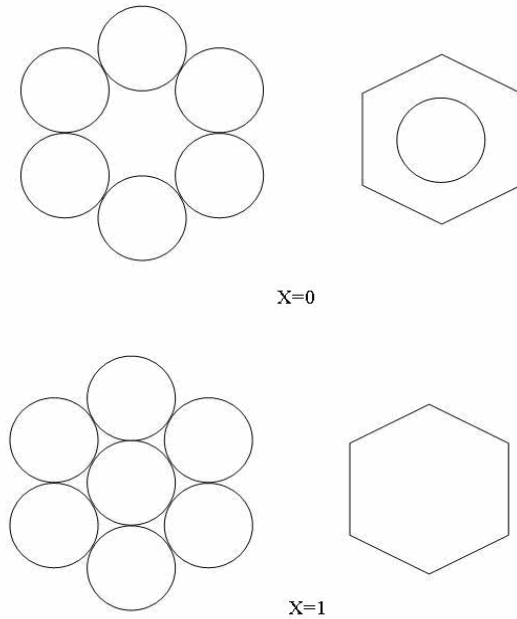


Рисунок 4.6 – Зображення найпростіших структур

Визначимо форму параметру порядку у вигляді

$$\eta = \frac{\chi - \chi_1}{\chi_{AS} - \chi_1}, \quad (4.25)$$

η - параметр порядку;

χ - значення інваріанту Пуанкаре-Ейлера, яке спостерігається у експерименті;

χ_1 - початкове значення ПЕ;

χ_{AS} - асимптотичне значення параметру порядку.

Для адекватного визначення параметру порядку необхідно володіти технікою осереднення цієї величини за усіма станами системи.

У загальному випадку інваріант Пуанкаре-Ейлера приймає значення, що залежать від зв'язності $[1; 2(1-G)]$. Для опису системи, що складається з великої кількості елементів, які можуть перетинатися, або навпаки розпадатися і утворювати систему зі змінною кількістю елементів адекватною є така характеристика як питомий інваріант Пуанкаре-Ейлера. Дослідження структури таких систем може бути предметом окремого дослідження.

Діаграма Пуассона-Вороного

Випадок, коли центри фігур діаграми Вороного розподілені у просторі випадково називаються діаграмами Пуассона-Вороного. Діаграми Пуассона-Вороного є дуже важливим інструментом для моделювання та опису широкого спектру явищ у багатьох науках. Їх використовували для побудови випадкових ґраток у квантовій теорії поля, при вивченні провідності та протікання у гранульованих композитах. Також їх застосовували для моделювання росту кластерів в аморфних речовинах, моделюванні мікроемульсій пояснення малих кутів розсіяння на деяких системах, для опису розподілу тіл у галактиці, у поясненні структури геологічних об'єктів, а також у багатьох інших науках: біології, екології, соціології.

Звернімося тепер безпосередньо до двовимірної структури гранульованих систем. У двовимірному випадку дослідження розподілу площин Пуассона-Вороного надає важливу інформацію про структуру системи. Знаючи функцію розподілу площин Пуассона-Вороного, ми можемо оцінювати ступінь впорядкованості структури та можливість ущільнення системи.

Наведемо тут простий приклад застосування вбудованих функцій пакету MatLab для побудови діаграм (фігур) Вороного у вигляді наступного коду:

```
clear
clc
clf
x=rand(40,1);
y=rand(40,1);
voronoi(x,y)
hold on
[V,C]=voronoin([x y])

k=20
X = V(C{k},:)
plot(X(:,1),X(:,2),'r*')
```

На Рис. 4.7 наведено результат роботи вищенаведеного коду. Бачимо, що функція «voronoi» для випадково згенерованих у нашому випадку значень координат 40 точок (x,y), будує навколо них відповідні фігури Вороного. Функція «voronoin» - дозволяє отримати детальнішу інформацію стосовно кожного багатокутника навколо виділеної точки. Так величина «X=V(C{k},:)»

- містить координати вершин багатокутника відповідної фігури Вороного, які на Рис. 4.7 позначені зірочками «*». Це додаткова інформація дозволяє здійснити, зокрема, розрахунок периметру або площину кожної фігури, а також дослідити їхній розподіл, який надалі може бути використано при моделюванні багатокомпонентних систем [19-20].

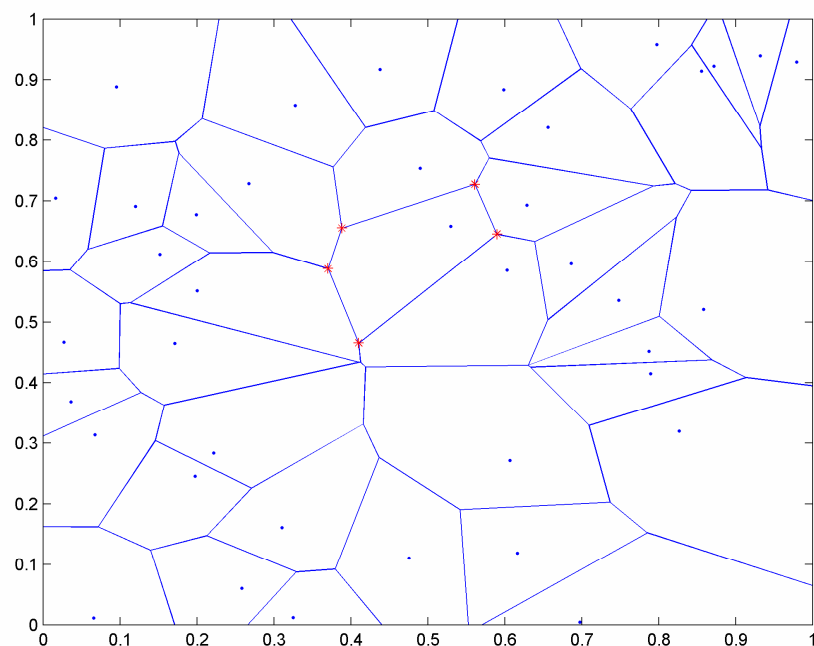


Рисунок 4.7 – Діаграми (фігури) Вороного

Контрольні запитання для самоконтролю

1. Дати означення поняття методу молекулярної динаміки?
2. В чому полягає метод Монте-Карла?
3. Що таке біфуркація?
4. В чому полягає діаграма Пуассона-Вороного?

Розділ 5 ІНЖЕНЕРНО-ФІЗИЧНІ ПРИНЦИПИ ЗАХИСТУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

5.1 Методологічні засади, основні принципи і поняття інженерних аспектів захисту навколишнього середовища

Будемо розуміти під інженерією алгоритмічне втілення науково-технічної ідеї та її реалізацію у вигляді розробленого технічного об'єкта.

При цьому відбувається трансформація наукового знання в технічні інженерні об'єкти - технічне обладнання, технологічні промислові процеси.

Технічні об'єкти та технологічні процеси постійно удосконалюються. Відбувається заміна їх на більш ефективні, більш економічні, безпечні, що відповідають сучасним вимогам енергозберігання, безвідходного виробництва та ін.

Інженерна діяльність спряжена із технічною творчістю, результатом якої є нові винаходи, конструкторські розробки та раціоналізаторські пропозиції.

Науково-технічний прогрес відбувається завдяки новим науковим відкриттям, появі нових технологій та нової техніки. Цьому сприяє два аспекти:

- розвиток науки, відкриття нових законів;
- розвиток техніки та технологій.

Наприклад, наукові знання, з одного боку, дозволяють створювати ракетну техніку, за допомогою якої проводять подальше вивчення космосу, а з другого боку, сприяє розвитку інших технологій, скажімо, дозволяє забезпечувати супутникові телекомунікаційні зв'язки.

Винахідництво дає значний економічний ефект. Винаходи можна не тільки втілювати у виробництві, але й продавати. Тому нові інженерні рішення патентуються. Здобуття патентів регламентується певними правилами, які складають суть патентознавства. Патент фіксує перевагу нових технічних рішень над відомими рішеннями наявністю основних ознак:

- ефективність;
- економічність;
- безпечність (у тому числі і екологічна безпечність).

Один з основних принципів в інженерії – це системний підхід.

Розглянемо системний підхід до задач захисту навколишнього середовища. Сама природа являє собою дуже складну систему. Будь-яку систему, пов'язану з навколишнім середовищем, можна уявити як елемент системи більш високого рівня.

Окремі технічні об'єкти при певних взаємодіях між собою утворюють різні інженерні конструкції. Наприклад, один з найстародавніших технічних елементів, колесо, яке відомо людству вже тисячі років, може виконувати різні функції у поєднанні з іншими речами. Це може бути транспортний засіб, частина прядки для прядіння тканини, шестерня, або щось інше.

Системою будемо називати таку сукупність елементів, функціонально пов'язаних між собою, які мають різні властивості, параметри і характеризуються певною структурою, що забезпечує виконання будь-якої єдиної мети або функції.

Системний підхід в інженерній справі передбачає розгляд технічних об'єктів як системи елементів із різноманітними зв'язками між собою.

Системний підхід допомагає знайти загальний напрямок дій в інженерних пошуках, побачити задачу створення інженерної системи більш повно і глибоко.

Кожна з інженерних систем має своє призначення та служить для виконання певних функцій.

Першими відомими людству інженерними системами можна вважати технології та обладнання для приготування їжі, вироблення одягу, будівництво. Такі системи були дуже простими за кількістю елементів і принципами роботи. Тоді їх було не дуже багато.

Так наприклад, до дуже простих технічних елементів окрім колеса можна віднести такий простий пристрій, як важіль для підняття важких тіл.

Дайте мені важіль, та я переверну Землю – майже два з половиною тисячоріччя тому казав відомий грецький вчений Архімед.

Незважаючи на простоту та невелику кількість елементів, з них утворювалися різні механічні системи, здатні не тільки виконувати прості технологічні функції, але й функції, що пов'язані із самовдосконалюванням систем та їх саморозвитком. Це стосується насамперед виготовлення робочого інструменту, металургійних технологій.

Деякі інженерні системи, збудовані тисячі років тому, дивують нас і зараз своєю незвичайною технологічністю і загадками у функціонуванні. Це, наприклад, сім дивів світу, та перш за все, єгипетські піраміди. Вони дозволили довести до нас, що вже тоді людство прагнуло використовувати отримані знання для своїх потреб у вигляді конструювання різних інженерних систем. В них відображуються знання людей того часу з механіки, оптики, астрономії.

Розвиток технологій протягом всього існування людства пов'язаний із виготовленням нової воєнної зброї. Так, за часів Архімеда у стародавній Греції винайдені ракети, у стародавньому Китаї був винайдений порох.

Винайдення пороху у середньовіччі сприяло створенню і застосуванню на території сучасної Туреччини артилерійської зброї, а вже у 1945 році була зроблена атомна бомба.

Ми бачимо, як інженерні системи з часом удосконалюються та при цьому ускладнюються, як за рахунок збільшення кількості складових елементів, так і внаслідок збільшення та ускладнення взаємозв'язків між ними. Так, у радіотехнічних системах, з'являються зворотні зв'язки, які, до речі, не завжди потрібні.

Ускладнення системи закінчується, коли відбувається перехід кількості у нову якість. При цьому з'являються нові інженерні системи, технології та виробництва.

Розвиток старовинних транспортних технологій пов'язаний з доданням у відому систему «колесо - контейнер» ще одного елемента «двигун». З появою нового транспорту виникла необхідність його удосконалювання. При цьому сама система потребувала введення ще одного елемента – дороги. Видатні інженери XIX сторіччя зайнялися конструюванням мостів, які простояли майже 200 років і зараз, на жаль, руйнуються.

Дослідження роботи парових двигунів у пошуках ідеальної теплової машини привели видатного французького інженера Саді Карно [1–2] у 1824 р. до відкриття другого закону термодинаміки, сформульованого Клаузіусом і Кельвіном як «ентропія у замкнених системах може тільки зростати».

Інженерна система (ідеальна тепла машина), яку запропонував Карно, складається тільки з трьох елементів: 1) нагрівач, 2) охолоджувач, 3) робоче тіло. Властивості перших двох елементів – постійна температура завдяки їх нескінченній теплоємності. Третій елемент – робоче тіло має властивості ідеального газу.

Розгляд роботи ідеальної теплової машини Карно – це зразок системно-структурного аналізу інженерної системи із врахуванням основних властивостей її елементів та взаємних зв'язків між ними.

Можна казати, що системний підхід допоміг Карно побачити задачу створення ідеальної машини більш повно і глибоко та зробити нове важливе відкриття.

Трохи пізніше Больцман [1–2] показав статистичний зміст ентропії – як міри упорядкованості системи. При цьому дав ще одне формулювання другого закону термодинаміки (зростання хаосу) для будь-яких замкнених систем, у якості яких можуть бути і інженерні системи, про які ми ведемо мову.

Відкриття другого начала штовхнуло розвиток не тільки парових двигунів, але й сприяло створенню двигунів внутрішнього згорання.

Системний підхід і системний аналіз властивостей хімічних елементів дозволив Д.І.Менделєєву відкрити у 1861 році його періодичний закон.

Зрозуміло, що якісно нові інженерні системи створюються тоді, коли з'являються нові наукові відкриття.

Відкриття М.Фарадеєм у 1831 році закону електромагнітної індукції надало імпульс для розвитку електротехніки, телеграфного зв'язку, радіотехніки, електроніки.

Нові технічні елементи стають характерними для нових систем, у яких вони обов'язково присутні. В електротехніці – це електрогенератор, електродвигун, трансформатор. У радіотехніці та електроніці – це коливальний контур, який складається з конденсатора та котушки індуктивності.

В оптичних системах характерними елементами є лінзи, аналізатор спектра, лазер.

З атомною та ядерною фізикою та її законами пов'язані складні системи для виробництва ядерної енергії, атомні електростанції, системи для зберігання, утилізації та схову джерел іонізуючого випромінювання.

У теперішній час деякі функції взаємодії інженерної системи з людиною, яка її обслуговує, мають автоматизований характер. Тому їх називають – АСУ (автоматизовані системи управління). Така система отримує вхідний сигнал, обробляє його у відповідності із заданим алгоритмом, за отриманим результатом приймає певні рішення, виконує певні функції та повідомляє людину про здійснені дії.

На багатьох виробництвах (наприклад, енергетичні системи або хімічні виробництва) потрібна сировина, яка у процесі використання або переробки дає небажані відходи. Ці відходи можуть бути шкідливими для людини та навколишнього середовища. Тому удосконалення інженерних систем, пов'язаних з таким виробництвом, відбувається шляхом створення безвідходних технологій та застосування безвідходних технологічних процесів.

Нарешті, нові інженерні системи на потребу часу повинні бути реалізовані при застосуванні відомих удосконалених та новітніх технологій захисту навколишнього середовища.

Серед новітніх технологій теперішнього часу, які широко втілюються у життя, відмітимо:

- геоінформаційні технології;
- ІТ-технології;
- біотехнології;
- нанотехнології;
- технології комп'ютерного проектування та ін.

Про ці технології та інші мова піде у подальших параграфах конспекту.

Розглянемо екологічні та радіоекологічні інженерні системи, серед яких є природні та штучні системи.

Серед природних екологічних систем як приклад, назвемо водні системи, які включають до себе біологічну складову із назвою «біота». Це складна система, яку вивчають спеціалісти «гідроекологи». Задачею таких спеціалістів є забезпечення функціонування екологічної системи шляхом своєчасних заходів із захисту окремих її елементів та всієї системи в цілому. Інженерні аспекти захисту цієї системи включають очисні споруди, дамби та ін.

Основними, найбільш значимими природними екологічними системами є також атмосферне повітря та система «грунт-рослинний покрив».

Прикладом штучної інженерної системи є система екологічного або радіоекологічного моніторингу.

Моніторинг – це система спостережень і контролю параметрів навколишнього середовища, яка включає до себе засоби сповіщення та передачі інформації. Контроль параметрів навколишнього середовища відбувається за певними методами та за допомогою певних приладів.

Другий приклад штучної, інженерної радіоекологічної системи – система отримання даних по спектрах гамма-випромінювань. Це гамма-спектрометр. Ця система включає до себе чотири основні елементи, серед яких детектор випромінювання, підсилювач електричних сигналів, аналізатор електричних імпульсів та вихідний елемент – комп'ютер.

Потрібно розуміти, що поділ екологічних систем на природні та штучні до деякої межі є достатньо умовним. Наприклад – зона забруднення, зокрема зона радіаційного забруднення навколо Чорнобильської АЕС, де відбулася аварія з радіоактивними викидами. Ця система включає природну систему із порушеним функціонуванням і штучні об'єкти, серед яких зруйнований реактор, як джерело радіоактивного забруднення.

Такі системи поєднують в собі елементи природного характеру та елементи, що мають властивості штучних об'єктів.

Так, при класифікації джерел іонізуючого випромінювання ми маємо:

1) природні джерела (ті, що утворюють загальний гамма-фон – сонячне та космічне випромінювання, радон у повітрі, вода з природним розчиненням радіоактивних елементів);

2) штучні джерела іонізуючого випромінювання (ядерні реактори, радіоактивні ізотопи, рентгенівські апарати);

3) техногенно-підсилені джерела іонізуючого випромінювання (звичайні споруди з поганою вентиляцією, підвальні споруди, у яких накопичується

радон, який виходить із Землі, терикони біля вугільних шахт та ін., що поєднують у собі властивості природних та штучних об'єктів).

Системний підхід до розгляду інженерних систем пов'язаний із рядом принципів, що розкривають його сутність.

Формулювання загальних принципів системно-структурного аналізу відбувалося на початку 60 – х років ХХ –го сторіччя, коли від філософських категорій І.Канта «річ в собі, річ для себе» через «річ-властивість-відношення» зроблений перехід [3–4], до розгляду властивостей і загальних принципів складних систем.

Серед цих принципів, які відносяться до інженерної творчості [33]:

- принцип комплексності;
- принцип цілісності;
- принцип структурності;
- принцип сумісності;
- принцип імітації;
- принцип ізоморфізму;
- принцип еволюції та ін.

Розглянемо деякі з цих принципів стосовно екологічних та радіоекологічних задач.

1. Основним принципом є **системний підхід** до задач захисту навколишнього середовища.

Системний підхід передбачає **комплексну** оцінку впливу технічної діяльності суспільства на навколишнє середовище з оцінкою та аналізом наслідків цього впливу та прогнозуванням реакції природи на цей вплив.

Таким чином прогноз поведінки системи є заключною стадією аналітичного процесу, який на початковій стадії пов'язаний із збиранням потрібної інформації про екологічний стан середовища, проведенням певних спостережень і вимірювань, а на другій стадії – з моделюванням природних процесів та проведенням розрахунків з формулюванням висновків.

Звертає увагу, що біологічні системи, які є підсистемами у природних системах, мають найбільш складні функції, властивості та відносини між складовими елементами, вони перебудовують свою діяльність під дією зовнішніх впливів по каналах зворотного зв'язку і виявляють властивість самоорганізації.

2. **Принцип комплексності** полягає в різноаспектних підходах до розгляду однієї і тієї ж системи, побудові різних моделей однієї системи, а також в залученні до роботи в області екології та радіоекології представників різних спеціальностей з метою повноти охоплення всіх проблем і аспектів.

Наприклад, для ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС були залучені і фізики і хіміки і біологи, здійснювалися економічні розрахунки., проводився

радіаційний моніторинг з метою захисту населення та навколишнього середовища.

3. Принцип цілісності полягає у тому, що сукупності елементів системи проявляють себе як щось ціле, і мають такі властивості, які належать саме всьому цілому.

Наприклад, сукупність детектора, підсилювач електричних імпульсів, аналізатор імпульсів та вихідний пристрій (наприклад комп'ютер) утворюють гамма-спектрометр, який використовується для визначення енергетичного або будь-якого іншого спектра іонізуючого випромінювання. Знаючи спектр іонізуючого випромінювання, можна визначити радіонукліди і їх концентрацію.

З принципу цілісності витікає важлива особливість системного підходу, яка полягає в тому, що при інженерних розробках недостатньо обмежуватися аналізом властивостей окремих елементів системи та взаємодій між ними, а потрібно враховувати властивості всієї системи, як цілого. Наприклад, у перші роки літакобудування конструктори зіткнулися з явищем, коли літаки розсипалися у повітрі внаслідок резонансу при співпадинні частоти коливальних крил літаків і частоти обертів мотора. Ще один приклад: при зборці електронних пристроїв розташування окремих елементів монтажною схемою, які поєднані між собою провідниками, можуть утворювати різні небажані ефекти непередбаченого впливу елементів схеми один на одного внаслідок, наприклад, взаємодії електромагнітними полями. Для уникнення таких явищ обирають оптимальне місце розташування елементів монтажною схемою, роблять їх екранування та екранування електричних провідників. Принцип цілісності потребує обов'язкового проведення випробувань інженерних систем перед введенням їх у роботу.

4. Принцип сумісності, сутність якого полягає в тому, що система має бути побудована не з будь-яких елементів, а тільки з таких, властивості яких задовольняють вимоги сумісності та мають певні системні властивості. Це означає, що власні властивості елементів повинні бути такими, щоб забезпечувати взаємодію їх один з одним як частин єдиного цілого.

Золоте правило механіки: дві суміжні шестірні не повинні мати кратну кількість зубців, інакше вони дуже швидко виходять з ладу, так при кожному оберті їх один і той же зубець однієї шестірні припадає на той же самий зубець другої шестірні.

Дивовижним є приклад порушення цього принципу сумісності, яке не помічали багато років при проектуванні та будівництві коробки передач барабанних млинів для енергоблоків теплових електростанцій у СРСР та країнах РЕВ. Та лише студент Одеського політехнічного інституту під час практики на одній з українських електростанцій наприкінці 1970 років виявив

це порушення, аналізуючи кількість, частоту та причину виходу з ладу подібних енергетичних систем.

Другий приклад дії принципу сумісності - сцинтиляційні детектори, які використовуються для реєстрації іонізуючого випромінювання. Для сцинтиляційних детекторів обов'язковим елементом є органічний або неорганічний кристаль, наприклад, NaI для перетворення сцинтиляцій у електричні імпульси. Кожний кристаль працює у парі з певним ФЕП (фотоелектронним помножувачем), на який його наклеюють. У ФЕП відбувається множення електронів, інакше – посилення електронного потоку. Один елемент системи не може працювати без другого.

5. Принцип структурності полягає у тому, що елементи системи, знаходяться в ній не довільно, а утворюють певну, характерну для даної системи структуру, яка забезпечує взаємозв'язок і взаємозалежність між елементами системи.

Централізація у системі спрощує взаємозв'язки між її елементами, що підвищує ефективність та економічність функціонування системи. Прикладом такої макросистеми, у якій зосереджено та централізовано промислове виробництво по багатьох галузях, був до недавнього часу промисловий район Донбасу. Донбас – це район, де зосереджені суттєві запаси корисних копалин, вугілля, яке є енергетичною сировиною, та значні людські резерви. Це район вугільної, енергетичної та металургійної промисловостей. Перш за все така централізація вирішує транспортні проблеми. Саме на Донбасі розміщувалися центри управління металургійної промисловості Радянського Союзу, Всесоюзні науково-дослідні інститути, зокрема також інститути з забезпечення захисту навколишнього середовища. Як приклад, назвемо Всесоюзні науково-дослідні інститут пожежної безпеки у м. Макеєвка та інститут техніки безпеки у хімічній промисловості у м. Северодонецьк. І це не дивовижно, так як поруч розташовані вугільні шахти, поруч побудований і працює у м. Лісичанськ величезний хімічний комбінат «Азот». У м. Счастье розташована одна з найбільших теплових електростанцій України, на якій задіяні біля двох десятків енергоблоків. До речі, на одному енергоблоці діють два шарових барабанних млина, потужністю 60 тонн вугілля на годину. А це два вагони вугілля. Не складно порахувати, що при працюючих десяти енергоблоках станція має мати 480 вагонів на добу. Для безперебійної роботи станція має мати двотижневий запас вугілля. Тепер не складно зрозуміти, що дає централізація і сумісне розташування природних та енергетичних ресурсів і до чого може привести руйнування такої системи.

Другий приклад з радіоекології стосується ландшафтної системи, як сукупності різноманітних ландшафтних елементів радіаційно забрудненої території, таких як балка, або лісові смуги. В залежності від їх розташування

на даній місцевості, ландшафтна система має різні властивості утримання радіонуклідів та їх виведення.

Вивчення різноманітних ландшафтних елементів радіаційно забрудненої території дає можливість детальніше зрозуміти як забезпечити захист даної території.

6. Принцип нейтралізації дисфункцій полягає в тім, що елементи системи з часом можуть набувати таких властивостей, які не відповідають функції системи в цілому. Тому необхідно передбачати «механізми» нейтралізації таких дисфункцій.

Наприклад, у центрі зони аварії ЧАЕС знаходиться зруйнований реактор четвертого енергоблоку станції. Його дисфункція полягає в тому, що він став джерелом розповсюдження радіоактивного забруднення. Нейтралізація цієї дисфункції являє собою складну інженерну задачу, вирішення якої було нещодавно успішно здійснено.

Саркофаг у зоні ЧАЕС, з усіх боків нейтралізує останки ядерного реактора, пошкодженого під час аварії.

7. Принцип еволюції полягає у тому, що різні технічні системи змінюються з часом, еволюціонують. Це явище еволюції стосується різних технологій, апаратів та інженерних споруд. Чим швидше відбувається еволюція технічних систем, тим більш розвинутим буде суспільство.

З еволюцією інженерних систем пов'язане покращення техніки та технологій, екологізація суспільства.

Наприклад техніка з меншим радіаційним випромінюванням (РК-телевізори).

Технічні досягнення в останні два десятиріччя пов'язані із стрімким розвитком телефонного зв'язку завдяки появі мобільних телефонів, які зараз дивують своєю досконалістю. Але і їх час вже проходить у зв'язку з тим, що більш досконалі, якісно нові інженерні системи витиснуть їх із світового ринку.

Необхідно використовувати науково-технічні досягнення в інженерній творчості та не завдавати шкоди докільню непередуманим втручанням.

Еволюція систем відбувається також внаслідок дії певних законів природи. Наприклад, зменшення радіоактивності внаслідок 1) радіоактивного розпаду, 2) міграції радіаційного забруднення. Або негативні явища старіння металу, з якого зроблені інженерні конструкції.

8. Принцип поліфункціональності полягає у визнанні можливості існування у системи кількох цілей або функцій.

Наприклад, визначення одним приладом (радіометром-дозиметром) кількох характеристик – радіоактивності, потужності дози та густини потоку частинок.

Наприклад, поліфункціональність приладу СРП-68, РКС-01 «СТОРА», в яких є перемикач шкали. Одна шкала градуєвана в одиницях радіоактивності – Бк, а інші шкали мають шкалу градування по потужності дози випромінювання – мР/год.

9. Принцип імітації при створенні та дослідженні систем полягає в побудові та програмуванні на ЕОМ моделей, що імітують функціонування (поведінка) інженерної системи або її елементів. Це, наприклад, спеціальні тренажери, імітатори, симулятори, у яких відбувається віртуальне відтворення процесів, що протікають в системі. Вони дають змогу перевіряти вірність прийнятих рішень, закладених в створюваних системах.

Принцип імітації в інженерній творчості використовувався людиною з давніх часів, коли вона, спостерігаючи за живими істотами у навколишньому середовищі, намагалася відтворити у своїх інженерних рішеннях їх поведінку рухи, дії та інші функції.

Наприклад, імітація радіоізопадів за допомогою світлодіодів дозволяє уникнути радіоактивного опромінювання, характерного для радіоізопадів.

Другий приклад – це віртуальна гамма-спектрометрична лабораторія «Гаммалаб», яка призначена для навчання спеціалістів-радіоекологів. Вона забезпечена спеціальним програмним комплексом ЛСРМ, розробка якого багато років ведеться російськими вченими з м. Менделєєво [4].

Моделювання природних процесів та віртуальне їх відтворення дозволяє робити прогнозування, що є кінцевою метою будь-якого дослідження. Так, наприклад, моделі міграції радіонуклідів, які найчастіше використовуються в радіоекології.

10. Принцип ізоморфізму пов'язаний із існуванням ізоморфізмів в структурі та функціонуванні різних систем. Спільні властивості у функціонуванні таких систем дозволяє використовувати їх в розробці нової техніки і технологій.

Наприклад, підрахунки електричних імпульсів при роботі з лічильником Гейгера-Мюллера у 50-60-ті роки ХХ ст. здійснювалися електромеханічними лічильниками, у яких були відсутні напівпровідникові елементи (діоди, транзистори), а пізніше – приладами з використанням транзисторів та діодів. Зараз удосконалення їх, покращення функціонування приладів та зменшення похибки відбувається на базі використання комп'ютерної техніки. Однак, не завжди удосконалення технології дає позитивний результат. Так, під час аварії на ЧАЕС виникла ситуація неможливості вимірювань значної радіації напівпровідниковими приладами. У перші часи аварії терміново збиралися старі лампові лічильники Гейгера-Мюллера, свідком чого є один з авторів цієї книжки.

11. **Принцип адаптації.** Технічна система, яка функціонує в навколишньому середовищі, що змінюється, має перебудовуватися, змінювати свої параметри з метою продовження функціонування у мінливому навколишнього середовища. Можливість адаптації досягається внаслідок зміни параметрів структури системи, застосування механізмів позитивних і негативних зворотних зв'язків.

Наприклад, перемикач шкали вимірювань у радіометрах та дозиметрах дозволяє змінювати границі вимірювань. Тобто система адаптується при переході з однієї шкали до іншої.

12. Сучасні наукові дослідження, перш за все, у фізиці та математиці дозволяють аналізувати складні природні, або відтворені штучно системи, які мають властивості дисипативних відкритих систем. У таких системах діють закони, відмінні від законів класичної фізики. Ці системи описуються нелінійними диференціальними рівняннями. У таких системах виникають явища, які пов'язані з цими нелінійностями, і працюють принципи нелінійних систем [5–7]. Складні системи – це реальні системи навколишнього середовища (атмосфера, водне середовище, літосфера), у яких діють принципи нелінійних систем [8–9]. Нелінійні процеси вивчають теорія катастроф, синергетика, солітоніка [10–11,16].

Нелінійні хвилі у відкритій системі, які не руйнуються, навіть, коли проходять одна крізь іншу, мають назву солітонів.

Нелінійне гідродинамічне [12] явище – аттрактор, який відповідає за деякі метеорологічні властивості стійкості погодних умов. Наприклад, довге жарке літо, або довга холодна зима. Друге явище, яке пов'язане з нелінійністю систем – біфуркації. Процес, який описується нелінійними законами, починаючи з деякої «точки біфуркації» розпадається на два процеси. І з цим пов'язаний так званий **принцип варіантності**.

Фрактальні властивості природних або штучних систем пов'язані з принципом **ієрархічної декомпозиції**, який полягає у відносності понять «система» і «елемент» в тому сенсі, що всякий елемент може бути розглянутий як система при переході до більш деталізованого аналізу і всяка система може розглядатись як підсистема або елемент більш широкої системи. Приклад природних фрактальних об'єктів – хмара, гирло ріки, дерево та ін. Фрактали – це системи із дробовим масштабом [13–14].

З розвитком системи з'являється властивість швидкої зміни і придбання нових функцій при відносній стабільності складу та структури системи. Самоорганізація та саморегулювання – властивості складних нелінійних систем. Природні та штучні системи, в яких підтримуються незмінними її

параметри, наприклад, температура. І це – так званий **принцип лабіалізації функцій**.

Наприклад, автоматичні системи управління (АСУ) роботою реактора АЕС, що дозволяє дистанційно керувати і стежити за реактором та забезпечує більший захист від радіаційного впливу.

У складних системах при їх розвитку можуть відбуватися протилежні і в той же час взаємодоповнюючі явища. З одного боку, спеціалізація елементів на виконання певних функцій, з іншого - виникнення інтегральних функцій і ієрархічних структур. Це теж нелінійне явище, яке відбувається згідно з **принципом спеціалізації та інтеграції функцій**.

Наприклад, 1) перерозподіл радіонуклідів на поверхні ґрунту завдяки ландшафтної неоднорідності, 2) система «хижак-жертва», яка описується за допомогою моделі Лоткі-Вольтерра [15–16], та ін.

13. Нарешті, будь-яка складна технічна система виступає як не цілком детермінований об'єкт. Звідси при створенні нових технічних систем і технологічних процесів постає необхідність статистичного дослідження і імовірнісної оцінки явищ, що протікають в системі і в навколишньому середовищі шляхом збору та оброблення відповідних статистичних даних. У даному випадку потрібно говорити про імовірнісні процеси [17–18] та **принцип імовірності**.

Наприклад, при обробці даних радіаційного моніторингу принцип імовірності дає можливість оцінити рівень небезпеки і здійснювати контроль над впливом на навколишнє середовище.

Принцип імовірності неможливо не враховувати при розгляді квантових систем, так як їх робота підпорядковується імовірностним законам.

14. **Принцип математизації**. Для полегшення аналізу і вибору рішення при розробці технічних систем за допомогою кількісних оцінок варіантів доцільно застосовувати математичні методи досліджування операцій, оптимізації і інший апарат системного аналізу.

Наприклад, методи Монте-Карло, клітинних автоматів, теорія ігор та ін. процеси [19–20].

Ці методи дозволяють побудувати математичну модель, за допомогою якої можна наглядно розглянути природні процеси (напр. міграцію радіонуклідів)

При обробці експериментальних даних, наприклад, даних радіаційного моніторингу та при побудові статистичних розподілів характеристик радіаційних викидів і скидів виникає необхідність ітерацій, коли неможливо охопити усі можливі ситуації відразу. Необхідна повнота знання і розуміння досягається лише в результаті ряду ітерацій згідно з так званим **принципом ітеративності**.

5.2 Методи та заходи зниження рівня забруднення навколишнього середовища

Методи захисту навколишнього середовища від промислових забруднень

Вдосконалення і використання методів захисту навколишнього середовища пов'язані з розробкою конкретних програм дій по запобіганню забруднення навколишнього середовища, розвитку ресурсо-енергозберігаючих та маловідходних технологій, зниження газових викидів і рідинних скидів, переробки та утилізації господарських відходів, зменшення енергетичного впливу на навколишнє середовище.

Засоби захисту навколишнього середовища мають організаційно-технічний характер та їх умовно можна розділити [21] на активні та пасивні методи.

Активні засоби захисту навколишнього середовища є технологічні рішення по створенню ресурсозберігаючих і маловідходних технологій.

Пасивні засоби захисту навколишнього середовища передбачають: 1) раціональне розміщення джерел забруднення; 2) локалізацію джерел забруднення. Раціональне розміщення знижує навантаження на навколишнє середовище, а локалізація досягається застосуванням різних захисних технологій і по суті є засобом зниження викидів та скидів.

В основі багатьох технологій із захисту навколишнього середовища лежать фізичні та хімічні методи.

У фізичних процесах змінюються лише форма, агрегатний стан та інші фізичні властивості речовин, їх будова і хімічний склад зберігаються.

Фізичні процеси спостерігаються в технологічних процесах, у яких змінюються тиск, об'єм, температура, при дробленні, роботі млинів, в різних способах обробки металів, при сушінні і в інших випадках.

Хімічні процеси змінюють фізичні властивості вихідної сировини і її хімічний склад.

У хімічних явищах в технологічних процесах мають місце перетворення одних речовин на інші, зміна їх хімічних властивостей і ряд інших явищ змішаного (фізичного і хімічного) характеру.

Сукупність взаємопов'язаних хімічних і фізичних процесів, отримала назву фізико-хімічних. Ці процеси широко застосовуються в природоохоронних технологіях (пило- та газоуловлюванні, очищенні стічних вод та ін.).

Окрему групу становлять біохімічні процеси - хімічні перетворення, які відбуваються за участю суб'єктів живої природи.

Біохімічні процеси становлять основу життєдіяльності всіх живих організмів рослинного і тваринного світу.

Технології захисту навколишнього середовища базуються на загальних законах фізичної та колоїдної хімії, термодинаміки, гідро- і аеродинаміки, вивченні процесів екобіозахисних технологій.

Залежно від основних закономірностей, що характеризують протікання природоохисних процесів, останні поділяють на такі групи:

- механічні;
- гідромеханічні;
- масообміні;
- хімічні;
- фізико-хімічні;
- теплові процеси;
- біохімічні;
- процеси, ускладнені хімічною реакцією.

Окремо в курсі розглядаються процеси захисту від енергетичних дій (теплого, звукового, електромагнітного, ядерного випромінювань). Ці випромінювання в основному базуються на принципах поглинання та відбивання надлишкового енергетичного випромінювання, зокрема радіації.

Загальні інженерні принципи природокористування та захисту навколишнього середовища

До основних належать такі принципи природокористування [21]:

I принцип: Системний підхід до проблем навколишнього середовища.

II принцип: Принцип оптимізації біосфери. Науково-технічний розвиток не повинен вивести біосферу за рамки екологічної ніші людини.

III принцип: Оптимізація природокористування.

IV принцип: Темпи зростання виробництва повинні бути вищі, ніж темпи зростання видобутку сировини.

V принцип: Гармонізація відносин природи і техніки.

Ця проблема вирішується шляхом створення так званих геотехнічних систем. Геотехнічна система - це сукупність технічних пристроїв і взаємодіючих з ними елементів природного середовища

VI принцип: Екологізація виробництва. Екологізація виробництва - це уподібнення виробничих процесів, тобто ресурсних циклів, природним замкненим колообігом речовин. Це досягається за рахунок впровадження маловідходних енергозберігаючих та ресурсозберігаючих виробництв.

Загальні принципи захисту навколишнього середовища можна сформулювати у вигляді трьох принципів, які розповсюджуються на заходи та норми радіаційної безпеки у штатних та аварійних ситуаціях [22].

Радіаційна безпека та протирадіаційний захист стосовно практичної діяльності ґрунтовані на використанні таких основних принципів:

1. *Принцип виправданості* - будь-яка практична діяльність, що супроводжується опроміненням людей, не повинна здійснюватися, якщо вона не приносить більшої *користі* опроміненним особам або суспільству в цілому у порівнянні зі *шкодою*, яку вона завдає.

2. *Принцип неперевищення* - рівні опромінення від усіх значущих видів *практичної діяльності* не повинні перевищувати встановлені *ліміти доз*.

3. *Принцип оптимізації*. - рівні індивідуальних *доз* та/або кількість опромінюваних осіб по відношенню до кожного *джерела випромінювання* повинні бути настільки низькими, наскільки це може бути досягнуто з врахуванням економічних та соціальних факторів (*принцип оптимізації*).

Радіаційна безпека та протирадіаційний захист в ситуаціях втручань при аварійних ситуаціях будуються на таких аналогічних основних принципах:

- будь-який *контрзахід* повинен бути виправданим, тобто отримана *користь* (для суспільства та особи) від відвернутої цим *контрзаходом дози* повинна бути більша, ніж сумарний *збиток* (медичний, економічний, соціально-психологічний тощо) від *втручання*, пов'язаного з його проведенням (*принцип виправданості*);

- повинні бути застосовані всі можливі заходи для обмеження індивідуальних *доз* опромінення на рівні, нижчому за поріг *детерміністичних радіаційних ефектів*, особливо порогів гострих клінічних радіаційних проявів (*принцип неперевищення*)',

- форма *втручання* (*контрзахід* або комбінація декількох *контрзаходів*), його масштаби та тривалість повинні вибиратися таким чином, щоб різниця між сумарною *користю* та сумарним *збитком* була не тільки додатною, але і максимальною (*принцип оптимізації*).

Загальні принципи інтенсифікації технологічних процесів захисту навколишнього середовища

Інтенсифікація процесів захисту об'єктів навколишнього середовища [21] пов'язана регулюванням швидкості процесів по параметрах, які залежать від режиму процесів.

Вибір факторів, що впливають на кінетику процесу, залежить від того, в якому режимі (кінетичному або дифузійному) протікає процес.

Саме лімітуюча стадія цього процесу дає можливість визначити параметри регулювання.

Інтенсифікацію процесів, які протікають в кінетичному режимі доцільно проводити шляхом змінювання температури, концентрації речовин, тиску. Можна використовувати каталізatori, можна збільшувати поверхню дисперсних речовин, що взаємодіють.

Інтенсифікацію процесів, які протікають в дифузійній області проводять, використовуючи перемішування взаємодіючих фаз, Турбулізація потоків взаємодіючих фаз прискорює протікання лімітуючих дифузійних стадій.

Інтенсифікацію можна досягти зниженням в'язкості і густини середовища, внаслідок збільшення швидкості дифузії.

В перехідній області інтенсифікацію процесів можна проводити, використовуючи як кінетичні, так і дифузійні фактори.

Доза радіаційного опромінення знаходиться у прямій залежності від концентрації радіонуклідів в об'єкті дослідження. Спеціальні служби здійснюють контроль вмісту радіоактивних ізотопів у продуктах харчування, будівельних матеріалах, та об'єктах навколишнього середовища. Їхні концентрації у об'єктах досліджень на багато порядків менші ніж ми звикли бачити у випадку скажімо шкідливих домішок у ґрунті, повітрі, воді, та інших типових об'єктах довкілля. Для визначення вмісту радіонуклідів використовується **питома активність**.

Для будь-якого нукліда можна розрахувати його питому активність q (Бк/кг), користуючись двома як правило відомими показниками: масовим числом A та періодом напіврозпаду $T_{1/2}$ (с).

Для інтенсифікації процесів виведення радіонуклідів використовують загальні методи зменшення концентрації шкідливих речовин, враховуючи лімітуючі стадії застосованих процесів.

Для виділення радіоізотопів використовують різноманітні методи концентрування: упарювання, спалювання, спільне осадкоутворення, сорбція, та ін.

5.3 Захист атмосфери

Способи очищення газових викидів. Інженерно-фізичні принципи очищення повітря від аерозольних домішок: гравітаційне, інерційне, відцентрове осадження частинок

Інженерно-фізичні аспекти очищення повітря від аерозольних домішок пов'язані з фізичними законами гравітаційного, інерційного та відцентрового осадження частинок.

Принцип дії пристроїв для очищення повітря пов'язаний із фізичними законами осадження твердих частинок.

Такими пристроями є пиловловлюючі і сепараційні системи. У них застосовуються такі способи відділення зважених частинок від повітря (газу), як [8,9,21] *осадження в гравітаційному полі, осадження під дією відцентрових сил, фільтрування, мокра газоочистка, осадження в електричному полі і ін.*

Робота *гравітаційних* пилоуловлюючих пристроїв ґрунтується на законах гравітаційного осадження, тобто осадження пилових частинок під дією сили тяжіння.

$$F_{\Gamma} = \frac{1}{6} \rho g \pi d^3, \quad (5.1)$$

де d – діаметр частинки, g - прискорення вільного падіння.

Сила Стокса F_c визначається в'язкістю μ_0 , діаметром d та швидкістю осадження частинки W ч:

$$F_c = 3 \pi \mu_0 d W \quad (5.2)$$

Переміщення частинки в броунівському русі Δx відповідно до рівняння Ейнштейна:

$$\Delta x = \sqrt{2DT_0} \quad (5.3)$$

де D - коефіцієнт дифузії частинки, що характеризує інтенсивність броунівського руху, m^2 / c ; T_0 – час переміщення частинки, c .

Апарати очищення повітря Способи очищення газових викидів. Захист атмосфери.

Гравітаційне осадження. Осадженням називається поділ рідких неоднорідних систем шляхом виділення з рідкої фази твердих або рідких зважених частинок під дією сили тяжіння, відцентрової сили. В основу дії пилоуловлюючих і сепараційних пристроїв покладений певний фізичний механізм. У пилоуловлювачах і сепараційних пристроях знаходять застосування наступні способи відділення зважених частинок від середовища, тобто повітря (газу): осадження в гравітаційному полі, осадження під дією сил інерції, осадження в відцентровому полі, фільтрування, осадження в електричному полі, мокра газоочистка і ін. Робота гравітаційних пилоуловлюючих пристроїв заснована на законах гравітаційного осадження, тобто осадження пилових частинок під дією сили тяжіння.

Явища осадження мають місце також в апаратах, дія яких, головним чином, заснована на використанні інших сил, зокрема, відцентрових. Цей метод відділення частинок аерозолів від повітря (газу) значно ефективніше гравітаційного осадження, так як виникає відцентрова сила, яка у багато разів більше, ніж сила тяжіння. Відцентрова сепарація може застосовуватися по відношенню до більш дрібним частинкам. В апаратах, заснованих на використанні відцентрової сепарації, можуть застосовуватися два принципових конструктивних рішення: - потік аерозолу обертається в нерухомому корпусі апарату; - потік рухається в обертовому роторі. Перше рішення застосоване в циклонах, друге - в ротаційних пилоуловлювачах. Швидкість відцентрового осадження кульової частинки можна визначити, прирівнявши відцентрову силу F_c , що виникає при обертанні пилогазового

поток, силі опору середовища згідно із законом Стокса Таким чином, швидкість осадження зважених частинок у відцентрових пилоуловлювачах прямо пропорційна квадрату діаметра частинки. Основним показником, що характеризує роботу апаратів очищення повітря від пилу в тих чи інших конкретних випадках їх застосування, є коефіцієнт (ступінь) очищення (ефективність знепилювання),%. **Механічне пиловловлювання** Термін «механічні осаджувачі» зазвичай використовують для позначення пристроїв, в яких частинки осідають під дією сил тяжіння або інерції, або і тих і інших. У гравітаційних осаджувачах частинки осідають з потоку газу під дією власної ваги. В інерційних - потік частинок, зважених в газі, раптово змінюють напрямку руху. виникаючі інерційні сили прагнуть викинути частинки з потоку.

Для осадження під дією гравітації газ зазвичай пропускають через велику камеру, причому частинки мають можливість осісти в бункер на дні. Відстань, необхідну для осадження частинок, можна зменшити шляхом поділу простору камери. Гравітаційні камери можна постачати відбивними перегородками для зміни напрямку руху газу і залучення сил інерції для збільшення осаджувальної дії. В інших конструкціях для створення інерційного ефекту використовують відбійники та ін.

У циклонах газу надають обертальний або вихровий рух, щоб на частинки діяли відцентрові сили. Це досягається або тангенціальним введенням потоку в камеру, або пропусканням газу удовж осі циклону.

Циклони-осаджувачі, в яких використовується інерція відцентрової сили, є важливим прикладом інерційних осаджувачів. Швидкість видалення частинок пропорційна осаджувальній силі. Через дуже малу вагу дрібних частинок гравітаційне осадження виявляється занадто повільним і малоефективним процесом для частинок розміром менше 100 мкм. При використанні інерційного ефекту швидкість видалення різко підвищується. Завдяки цьому можна зменшити розмір обладнання та розширити діапазон ефективного уловлювання до частинок розміром близько 20 мкм. Для деяких циклонів граничний розмір, до якого вловлюються частинки становить 5 ... 10 мкм.

Осаджувачі розглянутого типу використовуються для первинного видалення грубих частинок газового потоку. У більшості випадків захисту повітря від забруднення потрібне вловлювання набагато більш дрібних частинок (розміром близько 1 мкм), тому зазвичай необхідно застосовувати осаджувачі інших типів. Однак механічні осаджувачі можна використовувати як попередні, розташовуючи їх послідовно з пристроями інших типів, щоб зменшити навантаження на останні. Це особливо необхідно при сильно запиленних газових потоках.

Пилеосаджувальні камери У найпростішій пилеосаджувальній камері запилений газовий потік переміщується з малою швидкістю, що робить можливим гравітаційне осадження (седиментацію) твердих частинок. Для досягнення прийнятної ефективності очищення газів даними пристроями необхідно, щоб частинки знаходилися в пилеосаджувальних апаратах можливо більш тривалий час, а швидкість руху пилового потоку була незначною. Тому дане обладнання відноситься до категорії екстенсивного обладнання, робочі обсяги таких апаратів досить значні, що вимагає великих виробничих площ. Однак пилеосаджувальні камери і пилові мішки мають дуже незначний гідравлічний опір (50 ... 300 Па).

У промисловості пилеосаджувальні камери використовуються в якості пристроїв попередньої обробки газів, наприклад, для відділення великих частинок і розвантаження апаратів наступних ступенів. У зв'язку з цим дане обладнання використовують тільки для осадження частинок великих розмірів (понад 100 мкм). Зазвичай середня швидкість руху газів в пилеосаджувальних камерах становить 0,2 ... 1 м / с, а в пилових мішках - 1 ... 1,5 м / с. Найбільш поширені конструкції пилеосаджувальних камер і пилових «мішків». Для рівномірного газорозподілу по перетину пилеосаджувальні камери можуть забезпечуватися дифузорами і газорозподільними решітками, а для зниження висоти осадження частинок - горизонтальними або похилими полицями.

Ефективність уловлювання частинок за допомогою гравітаційного осадження можна підвищити, зменшуючи необхідний шлях їх падіння. Це можна здійснити, поміщаючи в камеру горизонтальні пластини, що перетворює її в групу невеликих паралельних камер. В деяких конструкціях пилеосаджувальних камер для підвищення їх ефективності передбачається пристрій ланцюгових або дротяних перегородок. Це дозволяє додатково до гравітаційного ефекту використовувати ефект інерційного осадження частинок при обтіканні потоком газів різних перешкод. Метою розрахунку пилеосаджувальних камер є підбір їх габаритних розмірів і визначення коефіцієнта очищення. У загальному випадку коефіцієнти очищення можуть бути знайдені дослідним шляхом. Конструювання осаджувальних камер засноване на підрахунку сил, діючих на частинку, і швидкості вертикального руху донизу під дією результуючої сили. Відповідно до закону Ньютона прискорення вертикального руху частинок визначається результуючою дією сили тяжіння, плавучості і опору середовища. У разі газового потоку ефектом плавучості можна знехтувати. Силу опору виражають через коефіцієнт опору ζ , що залежить від числа Рейнольдса Re .

Відцентрове осадження Використання інших сил, зокрема, **відцентрових**, дозволяє підвищити ефективність процесу очищення. Явища

осадження мають місце також в апаратах, дія яких, головним чином, базується на використанні *відцентрової сепарації*,

Метод відцентрового очищення повітря від частинок аерозолів значно ефективніший ніж метод гравітаційного осадження. В методі відцентрового очищення виникає відцентрова сила, яка у багато разів більша, ніж сила тяжіння.

Метод відцентрового очищення повітря шляхом відцентрової сепарації може застосовуватися по відношенню до більш дрібних частинок.

В апаратах, заснованих на використанні *відцентрової сепарації*, можуть застосовуватися два різних принципи роботи:

- потік аерозолу рухається в обертовому роторі;
- корпус апарату залишається нерухомим, а потік аерозолу обертається в ньому.

Перше рішення застосоване в циклонах, друге - в ротаційних пиловловлювачах.

Швидкість відцентрового осадження кульової частинки можна визначити, порівнявши відцентрову силу F_c , що виникає при обертанні пилогазового потоку, силі опору середовища згідно із законом Стокса

Таким чином, швидкість осадження завислих частинок у відцентрових пиловловлювачах прямо пропорційна квадрату діаметра частинки.

Осадження у циклонах. Запилені гази подаються в циклони через тангенціальні або аксіальні завихрителі і роблять всередині апаратів складний обертально-поступальний рух.

На частинки, що зважені в потоці усередині циклону, діє сила інерції, яка прагне змістити їх з криволінійних ліній струму по дотичним, спрямованим під деяким кутом вниз і до стінки корпусу.

Частинки, що стикаються з внутрішньою поверхнею стінки, під дією сил тяжіння, інерції опускаються відносно газового потоку вниз і потрапляють в пилеприємник (бункер). Частинки, які не досягли стінки, продовжують рух по криволінійних лініях струму і можуть бути винесені з циклону газовим потоком, який може захопити і деяку кількість осілих в бункер частинок.

Вважаючи, що траєкторії руху зважених частинок близькі до кіл, можна величину сили інерції прийняти пропорційною квадрату тангенціальної швидкості, масі частинок і обернено пропорційною радіусу обертання. Так, при радіусі обертання менше метра і тангенціальною швидкістю в межах 10 ... 15 м / с сила інерції на порядок перевершує силу тяжіння. З цієї причини сепарація частинок в циклонах відбувається набагато інтенсивніше, ніж в гравітаційних осаджувальних камерах.

Оскільки інерційна сила пропорційна масі, то дрібні частинки

уловлюються в циклонах погано. Ступінь очищення аерозолів з розмірами частинок понад 10 мкм знаходиться в межах 80 ... 95%, а більш дрібних частинок - набагато гірше. Збільшення ефекту осадження частинок за рахунок зменшення діаметра циклону і підвищення швидкості потоку можливо до деяких меж.

Існує ряд конструкцій циліндричних і конічних циклонів. Широке розповсюдження отримали циліндричні циклони.

Циліндричні циклони ЦН в залежності від необхідної продуктивності можна встановлювати поодинокі або компоувати в групи по два, чотири, шість, вісім циклонів.

Циклони мають подовжену конічну частину і спіральний вхідний патрубок. циклони мають високу ефективністю очищення. Вони призначалися для уловлювання сажі, пилу та ін.

При проектуванні циклону вибирають його геометрію, розмір, фракційну ефективність, перепад тиску і потрібну для кожного циклону потужність. Ці розрахунки ґрунтуються на заданих швидкості потоку газу, складі, температурі, тиску, концентрації пилу, а також на даних про дисперсний склад пилу. Ці дані необхідні, щоб сформулювати вимоги до пристрою для вторинного вловлювання пилу, якщо таке передбачається використовувати.

Надалі проводять розрахунок критичного (мінімального) діаметра частинок $d_{кр}$, які повністю уловлюються апаратом, ефективності уловлювання пилу η і гідравлічного опору циклону $\Delta P_{ц}$.

Критичний розмір частинок може бути знайдений, наприклад, за такою залежністю:

$$d_{кр} = 3 \left\{ V \mu D (D + b) / [\rho_z (v_{vx}^2)^2] \right\} \cdot [1 - (D + b) / 2D]^{0,5} \quad (5.4)$$

де V - об'ємна витрата газу, м³ / с; v_{vx} - швидкість газу на вході в циклон, м / с; D, b - характерні розміри

Фільтрування. Мокре пилевловлювання. Осадження частинок в електричному полі.

Фільтрування. Для тонкого очищення газів від частинок і крапельної рідини застосовують процес *фільтрування*.

Метод фільтрування застосовують у випадках необхідності очищення повітря від дуже дрібних частинок і крапель рідини.

Метод фільтрування полягає у затриманні аерозольних домішок на фільтрувальних решітках при проходженні крізь них забрудненого повітря.

Волокнисті перегородки фільтру затримують зважені частинки на своїй зовнішній поверхні та в порах. Очищене повітря вільно проходить крізь фільтр.

Метод *мокрого пиловловлювання* заснований на взаємодії забрудненого потоку газу з рідиною, у якій зважені частинки захоплюються рідиною та виносяться з апарату у вигляді шламу. забрудненого потоку газу

Робота газоочисних пристроїв базується наступних фізичних явищах:

- 1) уловлювання твердих частинок пилу краплями рідини, що рухаються крізь рідину;
- 2) налипання частинок пилу при ударі газових струменів на поверхні твердої або рідкої фази;
- 3) осадження на плівках поверхні рідини у поверхневих явищах;
- 4) осадження в газових мішурах, які піднімаються в рідині.

Електричний метод газоочищення. Суттєві переваги має спосіб уловлювання завислих в газі твердих і рідких частинок за допомогою електричних полів. Згідно із законом Кулона сила дії електричного поля на заряджену частинку пропорційна величині її електричного заряду.

Принцип *електричного очищення* повітря (газів) від завислих частинок полягає у зарядці частинок з подальшим їх виділенням під впливом електричного поля.

При *електроосадженні* малі частинки віддають свій електричний заряд.

Фізична сутність електроосадження полягає в тому, що газовий потік, що містить завислі частинки, попередньо іонізують.

При цьому частинки, які містяться в газі, електризуються. Зарядження частинок в полі коронного розряду відбувається при високих напругах.

Максимальна величина заряду частинок розміром більше 0,5 мкм пропорційна квадрату діаметра частинок, а частинок розміром менше 0,2 мкм - діаметру частинок.

Термодифузійфорез частинок аерозолів. Абсорбція газових домішок

Термофорезом називають явище руху дисперсних частинок в полі температурного градієнту. Термофоретичний рух відбувається під дією сил з боку газоподібної фази на зважені в ній нерівномірно нагріті частинки. Термофоретичні сили залежить від розміру частинок та середньої довжини вільного пробігу молекул газу.

Термофорез пояснюється молекулярно-кінетичною теорією більшою швидкістю молекул газу від нагрітого боку частинки, ніж від холодного. Термофоретична сила виникає в результаті того, що молекули газу надають частинці імпульс у напрямку зниження температури, тобто, проти її градієнта.

Очищення атмосферного повітря від газових джерел забруднення потребує вирішування багатьох проблем, пов'язаних з тим, що у викидах, знаходяться також багатокомпонентні домішки, для яких потрібні різні методи очищення.

При очищенні викидів застосовується явище *абсорбції газових домішок*.

Деякі рідини і тверді речовини при контакті з багатокомпонентним газовим середовищем здатні вибірково витягувати з нього окремі інгредієнти і поглинати (сорбувати) їх.

Абсорбцією називається перенесення компонентів газової суміші в об'єм конденсованої фази. При абсорбції відбувається виборче поглинання одного або декількох компонентів з газової суміші рідкими поглиначами.

Адсорбцією називають процес виборчого поглинання компонента газу, пари або розчину за допомогою адсорбентів - пористих твердих матеріалів з великою питомою поверхнею.

5.4 Захист водного середовища

Класифікація способів очищення стічних вод.

Існує декілька класифікацій стічних вод [21]:

- за походженням (сільськогосподарські, промислові, води від виробничих та комунальних об'єктів, побутові, атмосферні опади);
- за ступенем їх забруднення;
- за впливом на водойму та її екосистему (або утримуючі závisлі нерозчинні домішки, тобто ті, що скаламутнюють воду, або отруйні – ті, які знищують водну біоту та ін.).

З точки вибору методу очищення стічні води класифікують за характером властивостей забруднювальної речовини – гетерогенний та гомогенний.

Гетерогенний характер мають 1) двофазні забруднені стічні води, у яких містяться závisлі тверді частинки із розміром більше 1 мкм (суспензії, емульсії, планктон), 2) колоїдні розчини – домішки високомолекулярного органічного походження розміром до 1 мкм.

Гомогенні – однофазні суміші: 1) молекулярні (розчинені гази і молекули); 2) істинні – молекули дисоційовані на іони.

Класифікуючи методи очищення стічних вод, можна виділити фізичні, хімічні, фізико-хімічні і біохімічні методи.

Фізичні методи використовують для очищення води від твердих частинок. Ці методи в залежності від властивостей брудної води (концентрації і розчину), включають до себе відділення твердих частинок в полі дії відцентрових сил, відстоювання, фільтрування, проціджування.

Відстоювання ґрунтується на здатності осадження важких твердих речовин в рідині.

Осадженням називається поділ рідких неоднорідних систем шляхом виділення з рідкої фази твердих або рідких завислих частинок під дією сили тяжіння, відцентрової сили.

Осадження відстоюванням відбувається під дією сили тяжіння.

Очищення забруднених вод здійснюється у відстійниках.

Фільтрування забруднених вод призначено для очищення їх від дисперсних твердих частинок мікронних розмірів.

Проціджування здійснюється для виділення з забрудненої води нерозчинних домішок з частинками розміром до 25 мм, а також волокнистих забруднювальних речовин.

Для цього забруднена вода пропускається крізь спеціальні решітки.

Серед фізичних методів використовується також метод евапорації. Забруднювальні речовини випаровують, а пар направляють в накопичувальну камеру, де відбувається його очищення.

До фізико-хімічних методів обробки забрудненої води належать методи коагуляції, флоатації, хлорування та озонування, опромінення ультразвуком та ультрафіолетовими випромінюваннями.

Для очищення води від олієпродуктів використовують гідроциклони, фільтри, флоатаційні апарати, де залежно від їх складу і концентрації води здійснюється її очищення (відстоюванням, відділення твердих домішок у циклонах, фільтрація).

Коагуляція - це процес прилипання дрібних дисперсних частинок і об'єднання в агрегати в результаті їх взаємодії.

За законом Стокса швидкість осадження частинок зростає зі збільшенням розміру частинок. Тому, для прискорення відстоювання використовують явище коагуляції частинок. За допомогою коагулянтів, які вводяться в суспензію, під дією молекулярних сил відбувається злипання дрібних частинок в великі конгломерати (пластівці, флокули).

Ефективність процесу коагуляції є максимальною при видаленні з води колоїдних частинок, тобто частинок розміром від одного до ста мкм.

Флокуляцією називається процес агрегації дисперсних завислих у розчині частинок у присутності високомолекулярних сполук. Ці високомолекулярні сполуки називаються флокулянтами. Флокуляція відрізняється від коагуляції тим, що при флокуляції процес агрегації відбувається в результаті взаємодії молекул високомолекулярних сполук - флокулянтів, адсорбованих на поверхні дисперсних частинок.

Флоатація – це процес на поверхні розділу газу і рідини, при якому здійснюється прилипання дисперсних зважених частинок на поверхневій

плівці на границі між газом та рідиною. Тобто флотація зумовлена поверхневими явищами та молекулярними силами на поверхні розділу двох фаз.

Флотацію застосовують у випадках, коли методи механічного відділення нерозчинних домішок при очищенні стічних вод не дають бажаного результату. Наприклад, в результаті великого ступеня дисперсності частинок стічні води погано відстоюються. Це може бути також при видаленні розчинених речовин, наприклад, поверхнево-активних речовин (ПАР).

Адсорбція – явище відділення газової фази з поверхні твердої фази. Метод адсорбції застосовується на кінцевій стадії біохімічного очищення та застосовується у випадках, коли концентрація забруднювальних органічних речовин у стічній воді невелика, або біологічне очищення не дає результатів.

В основі біохімічних методів лежить здатність мікроорганізмів руйнувати різні хімічні сполуки. Біохімічні реакції, які викликають мікроорганізми, відбуваються у присутності ферментів вироблених їми.

Мікроорганізми бувають двох типів: аеробними, які потребують кисень, та анаеробними. Обидва типи використовуються для очищення стічних вод.

Для очищення стічних вод використовуються також різні хімічні та фізико-хімічні методи. До хімічних методів відносяться методи підкислення, пом'якшення та опріснення. Оксидом кальцію, гашеним вапном і іншими здійснюється нейтралізація кислот. До фізико-хімічних методів відносяться методи екстракції, виморожування, дистиляції.

Очищення стічних вод екстракцією забруднень застосовують для очищення стічних вод із вмістом фенолів, органічних кислот, іонів металів.

Очищення стічних вод екстракцією можна уявити у вигляді трьох стадій.

Спочатку на першій стадії змішують стічну воду з екстрагентом (органічним розчинником). При цьому утворюються дві рідкі фази.

Друга стадія - поділ екстракту і рафінаду. Третя стадія - регенерація екстрагента з екстракту і рафінаду. На останніх стадіях очищення такі води проходять бактерицидну обробку (хлорування, озонування або опромінення ультрафіолетовим промінням).

5.5 Методи захисту літосфери

Це питання пов'язане із багатьма питаннями забруднення ґрунту промисловими та побутовими відходами, питаннями побудови сміттєпереробних комбінатів, хімічним та радіаційним забрудненням внаслідок аварій на підприємствах хімічної промисловості та ядерних технологій.

З метою утилізації спочатку здійснюється **механічна переробка твердих відходів**.

Методи механічної переробки: розколювання, розламування, роздавлення та ін.

Після подрібнення та фракціонування, відходи перетворюються в продукти, готові для подальшого використання.

Захист сільськогосподарських земель включає до себе ряд методів і засобів, пов'язаних із внеском різноманітних типів добрив, засобів сільськогосподарської обробки ґрунтів (наприклад, орання плугом із передплужником переміщує забруднювальну речовину на глибину більше метра). Це, суттєво знижує, наприклад, радіоактивність забрудненого радіонуклідами ґрунту [28].

Одним із засобів очищення ґрунту, забрудненого в зоні Чорнобильської АЕС, був метод вирощування та скошування трави, яка потім знищувалася. Обробка ґрунту здійснювалася фізичними та хімічними методами за допомогою поверхнево-активних та різних хімічних речовин.

Одним з методів є зняття і видалення ґрунту з подальшим його захороненням.

Тут потрібно розглянути питання методів і принципів захисту літосфери, пов'язуючи їх з питаннями фізики ґрунтів та фізики гранульованих систем.

Питання захисту літосфери пов'язані у цьому конспекті із питанням дезактивації та реабілітації забруднених територій, якому присвячена окрема дисципліна спеціальності 183 «Технології захисту навколишнього середовища».

Контрольні запитання для самоконтролю

1. Які фізичні механізми покладені в основу очищення повітря?
2. Під дією якої сили відбувається осадження пилу?
3. Назвіть основні способи очищення повітря.
4. Які Ви знаєте джерела загроз навколишньому середовищу?
5. Назвіть механічні методи осадження аеродисперсних частинок.
6. Які фізичні механізми покладені в основу очищення повітря?
7. Як відбувається осадження аеродисперсних частинок під дією відцентрових сил?

Розділ 6 НАУКОВО-ОБГРУНТОВАНІ ПІДХОДИ ДО ЛІКВІДАЦІЇ НАСЛІДКІВ ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

Із ліквідацією наслідків забруднення навколишнього середовища Україна зіштовхнулася порівняно нещодавно у зв'язку з аварією на ЧАЕС.

Ці наслідки неможливо ліквідувати повністю і довгий час люди будуть змушені мати проблеми радіаційного забруднення великих територій та проблеми радіаційно небезпечних об'єктів. Таким небезпечним об'єктом залишається зруйнований реактор четвертого енергоблоку станції. Потрібно сказати, що його небезпечність останнім часом знижена шляхом спорудження над ним укриття «Саркофаг». Але це зроблено ціною великих коштів і зусиль з боку нашої країни та інших країн, які здійснювали їй допомогу.

При ліквідації наслідків забруднення потрібно пам'ятати уроки Чорнобиля, які показали дієвість загальних принципів екологічної безпеки.

Аварії на атомних об'єктах, серед яких на першому місці є атомні електростанції, великих хімічних підприємствах, таких як ОПЗ (Одеський припортовий завод) є об'єктами особливої небезпеки, мають глобальний характер. Незважаючи на те, що ці підприємства є екологічно дуже чистими, їх небезпека пов'язана з непередбачуваністю ситуацій, розвиток яких може бути зумовлений як мінімум, трьома факторами:

1) Людський фактор, наприклад переоцінка можливостей реактора ЧАЕС при спробі поставити на ньому технічний експеримент. Незважаючи на сумнівний характер дослідів і попередження про можливість невдачі напередодні аварії, у технічному відділі Міненерго України планувався експеримент з повним відключенням аварійних систем захисту. При цьому ймовірність аварії розраховувалася принципово невірно на базі дослідів і висновків авторитетів наукових інститутів ВТІ, ЦКТІ та інституту атомної енергії ім. І.В.Курчатова. Протилежна думка одеських фізиків в той час, на жаль, не була взята до уваги.

2) Природний фактор, як це відбувалося на Фукусімській атомній станції. Аварія відбувалася внаслідок землетрусу, який спровокував цунамі великої сили. Цунамі безпосередньо зруйнувало атомну електростанцію. Наслідки цієї аварії також глобальні. Радіоактивна вода під реактором станції попала в океанські води і є причиною забруднення великих територій. У теперішній час японськими вченими встановлено, що радіонукліди мігрують підводними течіями на глибині 700 м у Тихому океані від берегів Японії у бік США.

3) Дії терористів. В останні часи тероризм на планеті досяг непередбачуваної величини. Величезні потужності, які є вже в багатьох країнах світу (ядерна зброя), а деякі країни домагаються отримати їх незважаючи ні на що, є мрією терористів.

Якщо нещодавно цей фактор не враховувався при розрахунках небезпечності та міграції радіоактивних речовин, то зараз прийшов той час, коли неможливо не враховувати це.

6.1 Методи захисту довкілля від енергетичних дій

Окремим розділом дисципліни є захист довкілля від енергетичних дій.

Під енергетичними діями будемо розуміти дії від механічних і акустичних коливань, від теплових випромінювань, електромагнітних полів і випромінювань.

Механічні коливання з частотою від 16 Гц і до 20000 Гц є джерелом звуку. Механічні коливання з частотою менше 16 Гц є причиною інфразвуку, який не сприймається людським вухом.

Але відомі негативні наслідки інфразвукових коливань на здоров'я живих організмів.

Наприклад, шум вітрових млинів створює низькочастотні коливання, які відлякують птахів. Інфразвукові коливання, резонуючи з коливаннями власного біоритму людини, призводять до її захворювань.

При вивченні цього розділу потрібно розглянути питання біологічного впливу енергетичних дій електромагнітних хвиль.

Відома біологічна дія високих частот електромагнітних хвиль. Так, наприклад цю дію використовують у медицині для локального розігріву органічної тканини.

Мікрохвилі ми використовуємо для приготування їжі у побутових пічах.

У багатьох випадках ця дія є негативною. Наприклад радіохвилі з довжиною хвилі порядку 1 см є небезпечними для людини. Негативний вплив зростає із збільшенням інтенсивності хвиль.

Залишається відкритим питання дії створених мобільними телефонами електромагнітних хвиль.

Багато питань, зокрема питання впливу радіації на здоров'я людини, залишаються ще не вивченими.

Студенти мають звернути увагу на основні засоби захисту від випромінювань – екранування, відбиття екранами, поглинання випромінювання, віддалення від джерел випромінювання, використання маніпуляторів.

Захист від радіації. Окремо потрібно проаналізувати питання захисту від радіації. При цьому потрібно мати на увазі, що різні види іонізуючого випромінювання мають різні властивості. Серед цих питань ключовими є питання:

- екологічні прилади та системи захисту об'єктів навколишнього середовища від зовнішніх збурень та енергетичних дій;
- прилади та системи контролю характеристик зовнішніх збурень та енергетичних дій, зокрема, контролю радіації: радіометри, дозиметри, гамма-спектрометри, багатоканальні аналізатори імпульсів та їх характеристики.

6.2 Технології та апарати очищення об'єктів навколишнього середовища

Технології та апарати очищення атмосферного повітря

Технології та робота апаратів очищення атмосферного повітря від аерозольних домішок ґрунтується на фізичних законах гравітаційного, інерційного та відцентрового осадження частинок.

У пиловловлювачах і сепараційних апаратах застосовується в основному фізичні методи очищення середовища, тобто повітря (газу) від зважених дисперсних частинок. Це механічні методи – гравітаційні, інерційні, фільтрування та ін..

Очищення приміщень (житлових або виробничих) здійснюється шляхом проектування та встановлювання вентиляційних систем. Задача вентиляційних систем – не відділення забруднюючих речовин від повітря, а викиди забрудненого повітря здійснюються в атмосферу, де відбувається його розбавлення.

Технології та апарати очищення стічних вод

В процесі теоретичного вивчення цих питань студенти мають знати принципи очистки стічних вод, а в процесі практичної підготовки мають спостерігати стан водних об'єктів.

Студенти мають можливість знайомитися з принципами очищення стічних вод на станціях біологічної очистки (СБО) "Південна" і "Північна" та спостерігати за морськими водами в місцях їх скиду.

Захист гідросфери пов'язаний із регіональними екологічними проблемами рекреаційної зони в районі Куяльницького і Хаджибейського лиманів, а також з протизсувними заходами рекреаційної зони на узбережжі Чорного моря.

Інженерно-фізичні аспекти захисту водних об'єктів стосуються Одеського регіону у зв'язку із забрудненням лиманів, зокрема, Хаджибейського і Куяльницького лиманів.

Тому студенти ОДЕКУ мають можливість ознайомлення із інженерними спорудами скиду стічних вод у водні об'єкти (на прикладі Хаджибейського лиману і трубопроводу у Чорне море), ознайомлення з екологічними проблемами Хаджибейського та Куяльницького лиманів.

Окремим інженерним питанням є протизсувні берегоукріплювальні споруди на узбережжі Чорного моря у місті Одеса.

На прикладі вирішення цього питання стає зрозумілим зв'язок інженерних підходів із підходами соціального та економічного характеру, що ще раз підтверджує їх системність.

При спостереженні за станом водних об'єктів визначають:

- температуру, °С;
- кольоровість та каламутність;
- наявність у воді фіто- та зоопланктону;
- наявність плівки на поверхні води;
- наявність інтенсивного та характерного запаху;
- кислотність води;
- вміст в воді розчинного кисню та ґрунту;
- структуру та склад ґрунту;
- показники вологості;
- РН сольового витягу.

Для відділення завислих дисперсних частинок із стічних вод використовують [9,10,21] періодичні і безперервні гідромеханічні процеси. До цих процесів належать гравітаційне відстоювання, проціджування, фільтрування.

Фізико-хімічні властивості стічних вод, витрати їх, концентрація зважених частинок, необхідний ступень очищення та інші характеристики забруднення визначають вибір методу очищення.

Перед більш тонким очищенням стічні води проходять *механічне очищення*. Для цього їх направляють на проціджування крізь решітки і сита, які встановлюють перед відстійниками з метою вилучення з них великих домішок, видалення з них великих включень, що плавають.

В літературі [9,10,21] приведений опис блоку механічного очищення, до якого входять очисні апарати: решітки, дробарки, пісколовки, преаератори і первинні відстійники та їх роботи.

Решітки призначені для уловлювання великих включень, що при необхідності подрібнюються в дробарках.

Пісколовки представляють собою ємності визначених розмірів. В них відбувається осадження зважених речовин завдяки різкому зменшенню

швидкості плинину рідини, що очищається. У пісколовках видаляється зі стічної води приблизно 40-60% дрібних механічних домішок.

У преаераторах відбувається насичення стічних вод киснем шляхом подачі стиснутого повітря.

Змішування вод, що очищаються, з пухирцями повітря сприяє видаленню нафтопродуктів і інших домішок, що плавають.

Зі споруджень біологічного очищення найбільше поширення одержали аеротенки.

Ці спорудження являють собою залізобетонні, цегельні або металеві ємності. У них відбувається контакт стічних вод, що очищаються, з активним мулом при одночасному насиченні їх киснем повітря.

Після біологічного очищення стічні води можуть скидатись в поверхневі водні об'єкти. Перед скиданням в обов'язковому порядку відбувається їхнє знезаражування шляхом обробки хлорною водою.

У деяких країнах замість хлорування застосовують озонування. У нашій країні для знезаражування стічних вод застосовують в основному хлорування.

Після хлорування скидна вода проходить дегазацію, тому що попадання активного хлору у водний об'єкт може привести до загибелі риби.

Дегазація скидних вод відбувається в каналах по шляху проходження від місця хлорування до місця випуску у водний об'єкт.

Проціджування стічної води відбувається на решітках, які виготовляються з металевих стрижнів або арматури з зазорами між ними 5-20 мм і встановлюються під кутом 60 ° до горизонту.

При цьому домішки, зняті з решітки, подрібнюються і скидаються назад в забруднені води, чим погіршується якість повітряного і водного середовища. Для усунення цього недоліку використовують решітки-дробилки.

Для фільтрування забруднених вод використовуються два види фільтрів: зернисті (пісок), в яких рідина протікає крізь з'ємні насадки, і мікрофільтри, елементи яких виготовляються із спеціальних пористих матеріалів.

При проектуванні і будівництві новостворюваних господарських та інших об'єктів, при впровадженні нових технологічних процесів необхідно передбачати створення замкнених систем технічного водопостачання. Проектування і будівництво пряموструминних систем технічного водопостачання, як правило, не допускаються.

Вода, що надходить у міську систему водовідведення, являє собою суміш виробничих та побутових стічних вод. Вони надходять на загальноміські очисні споруди. Якщо дозволяє продуктивність цих споруд, сюди ж надходять дощові і поталі води.

Повний комплекс загальноміських очисних споруд включає блоки: механічного, фізико-хімічного і біологічного очищення, доочищення, знезаражування, а також обробки осаду.

З екологічної точки зору найбільш перспективними є використання безточних технологічних систем і створення замкнутих водооборотних циклів на базі існуючих технологій промивки сировини.

У теперішній час ще не відпрацьована технологія безвідходного виробництва без скиду технічних стічних вод у водойми .

Поля фільтрації це очисні споруди, які людство використовувало для очищення води вже більш п'яти сторіч.

Поля фільтрації являють собою ділянки землі площею від декількох квадратних метрів до 1,5-2 га з ухилом до 0,02 рад., обваловані дамбами.

Ці ділянки землі влаштовують на пісках, супісках, або легких суглинках.

До недоліків полів фільтрації відноситься заняття великих площ, можливість забруднень підземних вод і атмосферного повітря газоподібними продуктами розкладання стічних вод.

Різновидом полів фільтрації є поля підземної фільтрації, у яких на глибині 0,5-1,8 м укладаються дренажні труби.

По них очищена вода видаляється з полів фільтрації і використовується для зрошення сільськогосподарських угідь.

У процесі фільтрації води крізь породи відбувається її додаткова механічна і частково фізико-хімічне очищення.

6.3 Сучасний екологічний стан України та наслідки аварії на Чорнобильській АЕС

Сучасний екологічний стан визначається з одного боку, ступенем забруднення атмосферного повітря, водного середовища та ґрунтів, а з другого боку - кількістю викидів та скидів шкідливих речовин у навколишнє середовище у процесі народногосподарської діяльності. Для України у теперішній час потрібно враховувати також шкоду від воєнних дій, які стосуються величезних районів і площ.

В результаті воєнних дій порушений порядок ведення народного господарства на великих, так званих «неконтрольованих територіях».

Для атмосфери забруднення визначається кількістю та висотою викидів, які поділяють на тропосферні та стратосферні. Період напівочищення тропосфери складає 2 роки.

Якщо викиди в тропосферу були здійснені на висоті порядку 100 м, то важкі аеродисперсні частинки твердих домішок осаджуються на відстанях у декілька кілометрів від місця викиду в напрямку вітру. Таким чином найбільш

небезпечною є 30-кілометрова зона. Шкідливу дію оксидів сірки та азоту можна побачити по жовтому відтінку зеленого коліру ялинок і сосен поблизу теплових електростанцій.

У 90-ті роки ХХ ст. кожне виробниче підприємство України зробило екологічну документацію, так званий екологічний паспорт, де регламентувалися шкідливі викиди та скиди підприємства. Згідно з цим документом контролюючі органи здійснюють інспекцію дотримання підприємствами цих регламентів.

У 1986 р. на Чорнобильській атомній електростанції відбулася аварія, в результаті якої сталося радіоактивне забруднення величезних територій України та сусідніх країн.

Наслідки цієї аварії мають глобальний характер і залишаються екологічними проблемами і в наші часи.

6.4 Дезактивація та реабілітація радіаційно забруднених територій

Питання включає:

- засоби реабілітації природних і штучних наземних та водних екосистем, забруднених радіонуклідами, використання природних ресурсів на таких територіях для виробництва промислової продукції, сільськогосподарського лісогосподарського та рибного виробництва;
- особливостей поступового відновлення господарської діяльності на забруднених радіонуклідами територіях, використання вирощеної на них сільськогосподарської та виробленої промислової продукції, використання природних ресурсів для промислових і сільськогосподарських цілей, а також відновлення традиційного способу життя та поведінки місцевого населення без обмежень.

Студенти в результаті вивчення цих питань мають:

- знати загальні закони функціонування екосистем, які пов'язані з властивостями радіонуклідів, порядок організації радіаційного моніторингу та радіоекологічних досліджень;
- проводити комплексне оцінювання стану екосистем, що зазнали радіоактивного забруднення;
- прогнозувати зміни природного середовища, спричинені функціонуванням радіоекологічно-небезпечних об'єктів та відчуженням радіоактивно забруднених територій;
- знати особливості автореабілітації територій забруднених радіонуклідами;
- виявляти способи та оцінювати заходи, спрямовані на мінімізацію надходження радіонуклідів до продукції сільського, лісового та рибного господарства;

- визначати пріоритети та відокремлювати суттєві рекреаційні проблеми від другорядних під час виконання системного аналізу, на підставі отриманих результатів робити обґрунтовані висновки;
- розробляти прогнози екологоекономічного стану територій, забруднених радіонуклідами;

6.5 Організація життєдіяльності в умовах, які забезпечують мінімізацію дозових навантажень

Організація життєдіяльності в умовах, які забезпечують мінімізацію дозових навантажень, відбувається згідно основних принципів радіаційної безпеки та норм, прийнятих в Україні. Це принципи неперевищення, виправданості та оптимізації.

Вжиття контрзаходів з ліквідації наслідків радіаційної аварії згідно нормуючих принципів, як показують уроки Чорнобиля, пов'язане також із рядом інших важливих питань. По-перше, контрзаходи мають бути своєчасними.

Так, наприклад, в результаті аварії максимальна колективна доза була отримана мешканцями у м. Коростень. Для прийняття рішень стосовно контрзаходів у цьому місті та виділення коштів для їх реалізації був витрачений дуже великий час (більше року). Тобто контрзаходи були здійснені, але не своєчасно. В результаті ефективність цих заходів була дуже низькою.

Серед заходів зниження дозових навантажень, які використовувалися, відмітимо механічні, фізичні, фізико-хімічні методи.

У м. Коростень було змінено асфальтне покриття, зняті та зроблені нові дахи будинків, у місті видалений відкритий ґрунт, будівлі й інші об'єкти оброблялися спеціальними розчинами (поверхнево-активними та ін.) з метою їх дезактивації.

Прикладом зони, на якій відбулася евакуація у 1986 р., є 30-кілометрова зона навколо 4-го реактора ЧАЕС.

В цій зоні працювали після аварії і працюють зараз люди в умовах мінімізації дозових навантажень. Роботу людей в цих умовах регламентують основні нормуючі документи та спеціальні правила.

У теперішній час в цій зоні існують ділянки, де радіація знижена до безпечних границь. В цій зоні організуються екскурсії, проходять науково-технічні семінари та конференції, працює їдальня. Контрольні прилади – радіометри та дозиметри при цьому показують безпечний рівень радіації й доз випромінювання.

6.6 Схов, переробка та утилізація джерел іонізуючого випромінювання

На теперішній час використання ядерної енергії стало з одним із альтернативних видів добування електроенергії відносно паління нафтопродуктів, газу і вугілля. Тому в деяких країнах світу споживання цього виду електроенергії складає більше 50% від загального обсягу споживання електроенергії.

Але при цьому виді діяльності створюються радіоактивні відходи (далі - РАВ), які шкідливо впливають на здоров'я населення і навколишнє природне середовище.

Для забезпечення радіаційної та екологічної безпеки при поводженні з радіоактивними відходами користуються основними принципами:

- пріоритет здоров'я людей та захист навколишнього природного середовища від впливу РАВ;
- заборона неконтрольованого накопичення РАВ;
- зберігання та передача РАВ спеціалізованим підприємствам;
- забезпечення державного нагляду за поводженням з РАВ.

На Україні діють Рівненська, Хмельницька, Запорізька, Південноукраїнська атомні електростанції, які є основними джерелами створення радіоактивних відходів.

В Харківській, Дніпропетровській, Одеській, Київській областях існують спеціалізовані підприємства, які здійснюють збір, переробку і захоронення РАВ.

Тому для професійній підготовці студентів вивчення питань схову, переробки та утилізації джерел іонізуючих випромінювань [21 – 25] є предметом окремої дисципліни, метою якої є ознайомлення студентів з правилами, нормами і стандартами, прийнятими в Україні, при поводженні з РАВ.

Студентам даються роз'яснення щодо деяких нормативно-законодавчих актів, які стосуються державного нагляду та контролю за поводженням з РАВ.

Студенти знайомляться з практичною діяльністю спецкомбінатів з поводження з РАВ: як зберігаються РАВ; які є методи переробки (в основному з рідких в тверду фазу) та утилізації РАВ; здійснення радіаційно-дозиметричного контролю; проблеми, які виникають при здійсненні такого виду діяльності.

Питання державного контролю у галузі поводження з радіоактивними відходами стосуються державних органів, які здійснюють контроль у галузі поводження з радіоактивними відходами, основних законодавчих актів,

постанов, нормативів і стандартів при поводженні з радіоактивними відходами.

Знайомство з діяльністю спеціальних організацій, які здійснюють утилізацію та захоронення радіоактивних відходів, для студентів ОДЕКУ здійснюється на базі Українського державного підприємства «Радон».

Підприємство «Радон» є одним із спецкомбінатів України із захоронення радіоактивних відходів.

Питання переробки та утилізації радіоактивних відходів на пунктах захоронення стосуються розташування пунктів захоронення радіоактивних відходів, вимог до розміщення та обладнання пунктів захоронення. Радіаційний контроль на пунктах захоронення.

Проблеми переробки й утилізації безпосередньо пов'язані з інженерно-фізичними аспектами захисту навколишнього середовища. Тут достатньо назвати деякі з них:

- старіння металевих конструкцій і споруд на пунктах захоронення;
- аварійні ситуації з виходом радіаційних забруднюючих речовин;
- процеси дифузії та розповсюдження забруднюючих речовин від пунктів захоронення та ін.;
- джерела радіоактивних відходів, класифікація радіоактивних відходів;
- екологічні наслідки виведення радіоактивних відходів у навколишнє природне середовище.

Контрольні запитання для самоконтролю

1. Як відбувається вологе газоочищення?
2. У чому полягає принцип роботи скрубєрів?
3. Як відбувається осадження аеродисперсних частинок в електростатичному полі?
4. Чим пояснюється явище термофорезу?
5. Чим пояснюється явище фотофорезу?

Розділ 7 НЕБЕЗПЕЧНІСТЬ АКУСТИЧНИХ, ТЕПЛОВИХ ТА ЕЛЕКТРОМАГНІТНИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ. ЗАХОДИ ЗАХИСТУ ВІД ШКІДЛИВИХ ЗОВНІШНІХ ВИПРОМІНЮВАНЬ

7.1 Методи захисту довкілля від енергетичних дій

Окремим розділом дисципліни є захист довкілля від енергетичних дій.

Під енергетичними діями будемо розуміти дії від механічних і акустичних коливань, від теплових випромінювань, електромагнітних полів і випромінювань.

Механічні коливання з частотою від 16 Гц і до 20000 Гц є джерелом звуку. Механічні коливання з частотою менше 16 Гц є причиною інфразвуку, який не сприймається людським вухом.

Але відомі негативні наслідки інфразвукових коливань на здоров'я живих організмів.

Наприклад, шум вітрових млинів створює низькочастотні коливання, які відлякують птахів. Інфразвукові коливання, резонуючи з коливаннями власного біоритму людини, призводять до її захворювань.

При вивченні цього розділу потрібно розглянути питання біологічного впливу енергетичних дій електромагнітних хвиль.

Відома біологічна дія високих частот електромагнітних хвиль. Так, наприклад цю дію використовують у медицині для локального розігріву органічної тканини.

Мікрохвилі ми використовуємо для приготування їжі у побутових пічках.

У багатьох випадках ця дія є негативною. Наприклад радіохвилі з довжиною хвилі порядку 1 см є небезпечними для людини. Негативний вплив зростає із збільшенням інтенсивності хвиль.

Залишається відкритим питання дії створених мобільними телефонами електромагнітних хвиль.

Багато питань, зокрема питання впливу радіації на здоров'я людини, залишаються ще не вивченими.

Студенти мають звернути увагу на основні засоби захисту від випромінювань – екранування, відбиття екранами, поглинання випромінювання, віддалення від джерел випромінювання, використання маніпуляторів.

Захист від радіації. Окремо потрібно проаналізувати питання захисту від радіації. При цьому потрібно мати на увазі, що різні види іонізуючого

випромінювання мають різні властивості. Серед цих питань ключовими є питання:

- екологічні прилади та системи захисту об'єктів навколишнього середовища від зовнішніх збурень та енергетичних дій;
- прилади та системи контролю характеристик зовнішніх збурень та енергетичних дій, зокрема, контролю радіації: радіометри, дозиметри, гамма-спектрометри, багатоканальні аналізатори імпульсів та їх характеристики.

7.2 Методи захисту довкілля від звуку і шуму

За останні роки проблема боротьби із шумом в багатьох країнах стала однією з найважливіших. Впровадження в промисловість нових технологічних процесів, вітроенергетики, зростання потужності і швидкодійності технологічного устаткування, механізація виробничих процесів призвели до того, що людина у виробництві і в побуті постійно піддається впливу шуму високих рівнів.

Шум завдає суттєвої шкоди здоров'ю людини. За останній час середній рівень шуму від транспорту збільшився на 12-14 децибел. Ось чому проблема боротьби із шумом у місті набуває все більшої актуальності.

Звук – це коливання частинок в пружних середовищах, що поширюються в формі поздовжніх хвиль, частота яких лежить в межах, що сприймаються людським вухом, тобто в середньому від 16 до 20000 Гц (1 Гц - 1 коливання в секунду). У повітрі при температурі 00С і нормальному атмосферному тиску, звук поширюється зі швидкістю 330 м/с, в морській воді - близько 1500 м/с, в деяких металах швидкість звуку досягає 7000 м / с. Пружні хвилі з частотою менше 16 Гц називають інфразвуком, а хвилі, частота яких перевищує 20000 Гц, - ультразвуком. Звук може поширюватися в газоподібному і рідкому середовищі тільки у вигляді поздовжніх хвиль, а в твердих тілах, крім поздовжніх хвиль, виникають також і поперечні.

Безладне поєднання різних по силі і частоті звуків носить назву шуму.

Для всіх живих організмів, в тому числі і людини, звук є однією з дій навколишнього середовища. У природі гучні звуки рідкісні, шум відносно слабкий і нетривалий. Поєднання звукових подразників дає час тваринам і людині, необхідний для оцінки його характеру і формування відповідної реакції. Одні і ті ж звуки тварини і людина сприймають з різною частотою.

До шуму належать тривалі або короткочасні звуки, які являють собою поєднання безлічі різних тонів, частот, форм, інтенсивність і тривалість дії яких безладно змінюються. Шум, що містить всі частоти в широкому діапазоні спектра приблизно однакової інтенсивності, називається білим

шумом. Джерела шуму в місті надзвичайно різноманітні, але основним із них є транспорт, який викликає 60 - 80% всіх шумів.

Шум має певну частоту, або спектр, що виражається в герцах, і інтенсивність - рівень звукового тиску, вимірюваний в децибелах.

Джерела шуму можуть бути як виробничі, так і невиробничі.

Класифікація шумів.

Шуми можна розділити на наступні групи:

1. За спектром шуми підрозділяються на стаціонарні та нестаціонарні.

2. За характером спектра шуми поділяють на:

- широкосмуговий шум з безперервним спектром шириною більше 1 октави;

- тональний шум, в спектрі якого є виражені тони. Вираженим тон вважається, якщо одна з третьокласних смуг частот перевищує інші не менш ніж на 10 дБ.

3. За частотою (Гц) шуми підрозділяються на:

- низькочастотні;

- середньочастотні;

- високочастотні;

4. За часовими характеристиками шуми поділяють на:

- постійні;

- непостійні, які у свою чергу, діляться на коливні, переривчасті і імпульсні.

5. По природі виникнення шуми підрозділяються на:

- механічні; - аеродинамічні; - гідравлічні; - електромагнітні.

Шумомір

Шумомір є електронним вимірювальним приладом, який реагує на звук аналогічно людському слуху і забезпечує об'єктивне вимірювання рівня звуку або звукового тиску.

Звук, який сприймає шумомір перетворює його мікрофоном в пропорційний електричний сигнал. Так як амплітуда цього сигналу досить мала, ще до його подачі на стрілочний вимірювальний прилад або цифровий індикатор необхідно відповідне посилення. Посилений передбаченим на вході шумоміра каскадом електричний сигнал може піддаватися частотній корекції в блоці, що містить стандартні коригувальні схеми. Посилений відповідним підсилювальним каскадом електричний сигнал потім подається на блок детектора і від його виходу на стрілочний вимірювальний прилад або після перетворення на цифровий індикатор. Стрілочний вимірювальний прилад або цифровий індикатор показує рівні звуку або рівні звукового тиску в дБ.

Шумомір є вимірювальним приладом, в конструкції якого передбачена можливість повторного калібрування і перевірки його параметрів з метою

забезпечення високої точності і надійності результатів вимірювання. Кращим методом калібрування шумомірів є акустичний метод, який базується на застосуванні акустичного калібратора. Акустичний калібратор є комбінацією генератора і гучномовця, який генерує звук з точно визначеним рівнем.

Рівні сприйняття шуму

Рівень шуму, вимірюється в одиницях, що виражають ступінь звукового тиску, - децибелах (дБ). Це тиск сприймається не безмежно. Рівень шуму в 20-30 децибел практично нешкідливий для людини, це природний шумовий фон.

Шум в 50-60 дБ призводить до підвищення порога слухової чутливості і до погіршення функціонального стану центральної нервової системи, тому допустимий рівень шуму для класних приміщень не повинен перевищувати 40 дБ.

Допустимий рівень шуму в житлових приміщеннях в денний час не повинен перевищувати 40 дБ, а в нічний - 30 дБ.

Встановлено, що якщо рівні інтенсивності сприймаються звуків невеликі і знаходяться в межах можливостей людської мови (до 70 дБ), то такі звуки не викличуть змін і будуть сприйматися як звичайний звуковий образ. Звуки і шуми понад 70 дБ неприємні для слуху, а звуки інтенсивністю понад 130 дБ (громовий гуркіт, зліт реактивного літака) мають травмуючими властивостями.

Нормальна людська мова має гучність 40-70 дБ. Шум вуличного транспорту - 60-80 дБ. Шум в заводських цехах - 90 дБ. Рев мотоцикла без глушника - 100 дБ. Далі слід гуркіт музики на дискотеці - 110 дБ. А рівень звукового тиску на рок-концерті може скласти 120 дБ, що можна порівняти з ревом реактивного двигуна. Звідси вже недалеко і до больового порогу людини - 140 дБ.

Слід пам'ятати, що звуки гучністю 85 дБ і вище вже мають шкідливий вплив на слух.

Дуже високий рівень і промислових шумів. На багатьох виробництвах він досягає 90-110 децибелів і більше. А шум на вулиці? Якщо в 60-70 роки минулого століття шум на вулицях не перевищував 80 децибел, то в даний час він досягає 100 децибел і більше. На багатьох жвавих магістралях навіть вночі шум не буває нижче 70 децибел, в той час як за санітарними нормами він не повинен перевищувати 40 децибел.

За даними фахівців, шум у великих містах щорічно зростає приблизно на 1 децибел. Маючи на увазі вже досягнутий рівень, легко собі уявити вельми сумні наслідки цієї шумової «навали».

Вплив шумів і звуків на організм людини

Довгий час вплив шуму на організм людини спеціально не вивчався, хоча вже в давнину знали про його шкоду.

Один з найважливіших органів чуттів є слух. Завдяки йому ми здатні приймати і аналізувати все різноманіття звуків навколишнього зовнішнього середовища. Слух завжди не спить, навіть уві сні. Він постійно піддається роздратуванню, бо не володіє ніякими захисними пристосуваннями. Слух - саме гостре людське почуття. Інтенсивність звуку, що викликає в вусі в 1010(!) разів менше, ніж аналогічна інтенсивність світла.

Вухо - один із найбільш складних і тонких органів: він сприймає і дуже слабкі, і дуже сильні звуки.

Нині вплив звуку, шуму на функції організму вивчає ціла галузь науки - аудіологія. У даний час учені в багатьох країнах світу ведуть різні дослідження з метою з'ясування впливу шуму на здоров'я людини. Шум - такий же повільний вбивця, як і хімічне отруєння.

Наслідки впливу шумів на людину:

1. Шум стає причиною передчасного старіння. У тридцяти випадках зі ста шум скорочує тривалість життя людей у великих містах на 8-12 років.

2. Кожна третя жінка і кожен четвертий чоловік страждає неврозами, викликаними підвищеним рівнем шуму.

3. Досить сильний шум вже через 1 хв може викликати зміни в електричній активності мозку, яка стає схожою з електричною активністю мозку у хворих на епілепсію.

4. Такі хвороби, як гастрит, виразки шлунка і кишечника, найчастіше зустрічаються у людей, що живуть і працюють в галасливій обстановці. У естрадних музикантів виразка шлунка - професійне захворювання.

5. Шум пригнічує нервову систему, особливо при періодичному дії.

6. Під впливом шуму відбувається стійке зменшення частоти і глибини дихання. Іноді з'являється аритмія серця, гіпертонія.

7. Під впливом шуму змінюються вуглеводний, жировий, білковий, сольовий обміни речовин, що проявляється в зміні біохімічного складу крові (знижується рівень цукру в крові).

8. Шум, вироблений самою людиною, не турбує його, в той час як невеличкий сторонній шум може викликати сильний дратівливий ефект.

9. Галаслива музика притуплює слух, викликає нервові захворювання. Рівень шуму на дискотеці 80-100дБ, гучність звуку плеєра 100-114дБ. Здорові барабанні перетинки переносять гучність плеєра в 110 дБ максимум протягом 1,5 хв.

Відомо і про лікувальний вплив звуків. Спеціально підібрана, дуже тиха, мелодійна музика використовується для зняття напруги, відновлення працездатності в кабінетах психологічного розвантаження, релаксації.

«Шкільний» шум.

Одним із видів шуму є так званий «шкільний шум». Рівень інтенсивності шуму на уроках знаходиться переважно в межах від 50 до 80 дБ, з частотою від 500 до 2000 Гц. Шум до 40 дБ не викликає негативних змін, вони стають вираженими при впливі шуму в 50 і 60 дБ. Рішення арифметичних прикладів вимагає при шумі в 50 дБ на 15-55%, а в 60 дБ - на 81-105% більше часу. При шумі в 65 дБ у школярів відзначено зниження уваги на 12-16%. Рівень шуму понад 80-100 дБ призводить до збільшення числа помилок, знижуючи продуктивність праці приблизно на 10 - 15% і водночас значно погіршуючи його якість.

Як і будь-яка інше установа, наша школа страждає від шумового забруднення - зовнішнього і внутрішнього.

Від надмірного рівня шуму посилюється стан дискомфорту: на перервах школа «гуде», на уроці дітям доводиться напружувати слух. Вчителю також доводиться працювати з підвищенням голосу. До кінця навчального дня втомлюються і ті, і інші. На перервах стоїть шум, бігають діти, лунає гучний сміх, крики. Тут не те, що відпочити - втомитися можна! У результаті до кінця дня учні відчувають себе абсолютно стомленими, у деяких може боліти голова.

«Джерела» шуму. А до цього часу на перервах стоїть шум, бігають діти, лунає гучний сміх, крики. Тут не те, що відпочити - втомитися можна! В результаті до кінця дня учні відчувають себе абсолютно стомленими, у деяких може боліти голова.

Звичайно, вимагати абсолютної тиші нерозумно, але відносного спокою все, таки треба добитися. А ось відсутність шуму під час уроків - явище вкрай необхідне. Так вчителю легше працювати, та й самі учні зможуть краще зосередитися.

Під час виконання роботи було проведено два опитування: серед вчителів та серед учнів. У них знайшла відображення думка і тих, і інших про близькість автодороги, про шум в класі і на перервах.

У таблиці наведені допустимі рівні шуму в приміщеннях житлових і громадських будинків і на території житлової забудови (на території шкіл) під час різних видів діяльності відповідно до Державних санітарних норм (Наказ МОЗ України від 22.02.2019 N463). (див. табл. 7.1).

Таблиця 7.1 – Допустимі рівні звуку в приміщеннях житлових і громадських будинків та на території житлової забудови

№ з/п	Призначення приміщень та територій	Час доби*	Рівні звуку, дБ
1.	Спальні приміщення в дитячих дошкільних закладах і школах-інтернатах	день	40
		ніч	30
2.	Лекційні та класні приміщення, навчальні кабінети, кімнати викладачів, конференц-зали, аудиторії	цілодобово	40
3.	Музичні класи	цілодобово	35
4.	Бібліотеки	цілодобово	45
5.	Зали багатоцільового призначення	цілодобово	35
6.	Спортивні зали, плавальні басейни	цілодобово	55
7.	Приміщення, обладнані персональними комп'ютерами та/або технікою для бізнесу	цілодобово	50
8.	Території, які безпосередньо прилягають до дитячих дошкільних закладів, шкіл та інших навчальних закладів, бібліотек	день	55
		ніч	45
9.	Майданчики дитячих дошкільних закладів, шкіл та інших навчальних закладів (незалежно від форм власності)	цілодобово	45

Основні методи боротьби з шумом.

Боротьба з шумом - це складна комплексна проблема, яка потребує великих зусиль і коштів. Загальні шляхи боротьби з шумом зводяться законодавчим, будівельно-планувальним, організаційним, техніко-технологічним, конструкторським і профілактичним світом.

Шуми для умов міської забудови нормують Державні санітарні норми допустимих рівнів шуму в приміщеннях житлових та громадських будинків і на території житлової забудови (Наказ МОЗ України від 22.02.2019 N463) та Державні будівельні норми України «Захист територій, будинків і споруд від шуму ДБН В.1.1-31:2013». Також Міждержавні стандарти встановлюють допустимі рівні шуму автомобілів. А саме: ГОСТ 17187-81 (Шумоміри. Загальні технічні умови та методи випробувань.); ГОСТ 27435-87 (Внутрішній шум автотранспортних засобів); ГОСТ 27436-87 (Зовнішній шум автотранспортних засобів).

Зовнішній шум не повинен перевищувати для легкових автомобілів і автобусів 85-92 дБ, мотоциклів - 80-86 дБ. Внутрішній шум для легкових автомобілів 80 дБ, вантажних автомобілів, автобусів - 85 дБ, пасажирських приміщень автобусів - 75-80 дБ.

У разі перевищення допустимих меж рівня шуму, необхідно вживати відповідних заходів щодо їх зниження:

1. Зменшення шуму в його джерелі (застосуванням спеціальних технологічних процесів або нового і менш шумного обладнання).

2. Блокування шляхів поширення звукових хвиль. Тобто обладнання звуконепроникним покриттям або акустичними екранами, встановлення амортизаторів вібрацій.

3. Засоби індивідуального захисту.

4. Припинення експлуатації шумного обладнання є найрадикальнішим і методом.

5. Скорочення часу експлуатації шумного обладнання, переміщення шумного обладнання в інше місце, вибору раціонального режиму праці та відпочинку і скорочення часу знаходження в галасливих умовах.

7.3 Небезпечність теплових випромінювань

Захист від теплових випромінювань. Тепловий вибух. Займання Самозаймання. Пожежна небезпечність (у лісному господарстві, торф'яні пожежі, у вугільних шахтах, у промислових підприємствах, у хімічній промисловості, засоби пожежної безпеки).

Основним джерелом енергії для усіх процесів, що відбуваються у біосфері, являється сонячне випромінювання. Атмосфера, що оточує Землю, слабо поглинає короткохвильове випромінювання Сонця, яке, в основному, досягає земної поверхні. Поглинання сонячної радіації, що падає, обумовлене наявністю в атмосфері озону, вуглекислого газу, парів води, аерозолів. Пряма і розсіяна компоненти сонячного випромінювання, досягаючи земної поверхні частково поглинаються земною поверхнею, а частина випромінювання, що падає, відбивається від неї залежно від характеру поверхні. Відбивна здатність тіл характеризується величиною альbedo, що оцінює відбивні або розсіювальні властивості.

Під дією падаючого сонячного потоку в результаті його поглинання, земна поверхня нагрівається і стає джерелом довгохвильового випромінювання, яке напрямлене до атмосфери. При цьому виникає взаємний теплообмін між земною поверхнею і атмосферою. Різниця між

короткохвильовим випромінюванням, поглиненим земною поверхнею і ефективним випромінюванням називається радіаційним балансом.

Головною особливістю радіаційного режиму атмосфери є парниковий ефект, який полягає в тому, що короткохвильова радіація переважно доходить до земної поверхні, викликаючи її нагрівання, а довгохвильове випромінювання, яке йде від Землі, затримується атмосферою, зменшуючи при цьому тепловіддачу Землі в космос. Радіаційний баланс земної поверхні становить 105 Вт/м^2 , а ефективне випромінювання з неї дорівнює різниці поглиненої радіації і радіаційного балансу і складає 52 Вт/м^2 .

З тепловим балансом Землі і атмосфери пов'язаний водний баланс атмосфери. В цілому цей баланс для певної поверхні відповідає рівності кількості випавших на Землю опадів і кількості водних випаровувань з поверхні Землі.

Реальний тепловий баланс Землі і атмосфери складно оцінити, оскільки ще складніше оцінити ті процеси, які впливають на цей баланс за рахунок техногенної діяльності. Одні процеси призводять до перегрівання Землі, інші - до охолодження. Окрім ролі атмосфери як теплозахисної оболонки і дії парникового ефекту, посилюваної господарською діяльністю людини, певний вплив на тепловий баланс нашої планети роблять теплові забруднюючі речовини у вигляді скидного тепла у водойми, річки, в атмосферу, головним чином, паливно-енергетичного комплексу і, у меншій мірі, від промисловості.

Шляхом перетворення енергії органічного палива приблизно 30% енергії палива перетворюється на електричну енергію, а частина енергії поступає в довкілля у вигляді теплового забруднення і забруднення атмосфери продуктами згорання. При збільшенні енергії споживання збільшуватиметься забруднення довкілля, якщо не вжити спеціальних заходів.

Часто теплове випромінювання називають інфрачервоним випромінюванням. Інфрачервоні промені є електромагнітним випромінюванням з довжиною хвилі від $0,76 \text{ мкм}$ приблизно до 700 мкм . Інфрачервоне випромінювання (ІЧ) не сприймається людським оком, але відчувається шкірою. Серед ІЧ спектрів розрізняють лінійчасті, смугасті і безперервні.

Лінійчасті (атомні) ІЧ спектри випускають збуджені атоми і молекули при переходах між близько розташованими електронними рівнями енергії. Смугасті (молекулярні) ІЧ спектри виникають при переходах між коливальними і обертальними рівнями енергії молекул. Коливальні і коливально-обертальні спектри розташовані, в основному, в середній області ІЧ діапазону. Чисто обертальні спектри розташовуються, головним чином, в далекій області ІЧ діапазону. Безперервний ІЧ спектр випромінюють усі нагріті тіла. Безперервний (суцільний) спектр обумовлений тим, що в

конденсованому стані в рідинах і твердих тілах відбувається сильна взаємодія молекул і атомів, що призводить до розмиття дискретних енергетичних рівнів і утворення суцільних спектрів випромінювання.

Поширеним джерелом ІЧ випромінювання техногенного походження є лампа розжарювання. При температурі нитки лампи розжарювання 2300 – 2800 К максимум випромінювання припадає на довжину хвилі 1,2 мкм і близько 95% енергії випромінювання приходить на ІЧ діапазон. Використовувані для сушки і нагріву лампи розжарювання з вольфрамовим волоском потужністю 1 кВт випромінюють в ІЧ діапазоні близько 80% усієї енергії. При пониженні температури загальний зміст ІЧ випромінювання джерела зменшується. До числа спонтанних джерел ІЧ випромінювання техногенного походження відносяться також газорозрядні лампи, вугільна електрична дуга, електричні спіралі з ніхромового дроту, що нагріваються струмом, який проходить, електронагрівні прилади, плазмові установки, печі найрізноманітнішого призначення з використанням найрізноманітнішого палива та ін.

Джерела ІЧ випромінювання можна розділити на дві групи: природного і техногенного походжень. Природним джерелом ІЧ випромінювання у біосфері є Сонце, діючі вулкани, термальні води, процеси тепло-масопереносу в атмосфері, усі нагріті тіла, лісові пожежі. Поверхня Землі випускає теплове випромінювання в діапазоні довжин хвиль приблизно від 3 до 80 мкм, захоплює усю середню ІЧ область. Надмірне захоплення ІЧ випромінюванням, особливо ближньої зони, може привести до опіків шкіри.

Теплове забруднення водоймів та атмосфери має місце і при експлуатації атомних електростанцій. Зараз встановлена закономірність загального підвищення температури у водоймах, річках, атмосфері, особливо в місцях знаходження електростанцій, промислових підприємств у великих індустріальних районах. В свою чергу це приводить до зміни теплового режиму водоймів, що впливає на життя біоорганізмів, до виникнення небажаних повітряних потоків із-за підвищення температури в атмосфері, зміни вологості повітря та сонячної радіації і, в кінцевому випадку, до зміни мікроклімату. Теплові забруднення навколишнього середовища, підвищення температури Землі, потепління клімату заставляють звернути увагу на цю проблему з тим, щоб стимулювати розвиток принципово нових джерел енергії, маловідходних технологій, ефективних методів з переробки відходів, діючих мір охорони навколишнього середовища та постійно діючого глобального моніторингу біосфери.

В залежності від способу перетворення енергії падаючого випромінювання приймачі інфрачервоного діапазону поділяються на основні класи:

- теплові приймачі, в яких поглинання ІЧ випромінювання приводить до збільшення температури термочутливого елемента, що впливає на параметри речовини;
- фотоелектричні приймачі, в яких поглинання падаючого ІЧ випромінювання приводить до появи або зміни електричного струму або напруги. Вони мають, як правило селективну чутливість для роботи як в середній так і далекій областях ІЧ спектра потребують застосування низьких температур;
- люмінесцентні приймачі, в яких використовується підсилення або гасіння люмінесценції під дією ІЧ випромінювання;
- фотоплівки, які мають чутливість в ближній області ІЧ випромінювання з довжиною хвилі 1,3 мкм;
- приймачі, які призначені для візуалізації ІЧ випромінювання;
- прилади, в яких використовується метод параметричного перетворення ІЧ випромінювання у видиму при змішуванні ІЧ випромінювання з когерентним лазерним випромінюванням в нелінійних оптичних кристалах.

7.4 Захист елементів довкілля від електромагнітних полів і випромінювань

Основні параметри впливу: частота, Гц та потужність Вт/м².

Джерела електромагнітних полів і випромінювань.

Вплив високовольтних ліній електропередач на мешканців міста.

Вплив електромагнітних випромінювань мобільних телефонів.

Залежно від частоти джерела ЕМП, його потужності і режиму роботи вибираються ті або інші засоби захисту від дії електромагнітних коливань на людський організм. Під ближньою зоною дії розуміється зона, в якій електромагнітне поле ще не сформоване на відстані $r \leq \lambda/2\pi$ від випромінювача. У ближній зоні ЕМП характеризується електричною складовою поля E . У разі одночасної роботи декількох джерел в цій зоні набуває сумарного значення квадратів напруженості поля:

$$E^2 = \Sigma E_i^2$$

У далекій зоні існує і поширюється електромагнітне поле. ЕМП характеризується інтенсивністю випромінювання. Як гранично-допустимий рівень опромінення населення приймаються такі значення електромагнітних полів, які при щоденному опроміненні у властивих для цього джерела

випромінювання режимах не викликають у населення захворювань або відхилень в стані здоров'я, виявлених сучасними методами дослідження в період опромінення або у віддалені терміни після його припинення. Основний критерій безпеки для населення встановлений на рівні не більше 500 В/м при частоті 50 Гц в місцях постійного перебування людей.

Спосіб захисту відстанню і часом - цей спосіб захисту докiлля від дії ЕМП є основним, що включає як технічні, так і організаційні заходи. При розміщенні на службових територіях радіотехнічних споруд і об'єктів з метою отримання рівнів дії ЕМП, ПДУ, що не перевищують, враховують:

- потужність і діапазон частот джерела ЕМП;
- конструктивні особливості, діаграму спрямованості і висоту розміщення антени випромінювача;
- рельєф місцевості;
- оптимальний режим роботи джерела ЕМП;
- поверховість і особливість забудови.

З метою зменшення ЕМП промислової частоти збільшують висоту підвісу високовольтних проводів, віддаляють житлову забудову від лінії електропередачі, застосовують екрануючі пристрої. Спосіб захисту часом потребує знаходження поблизу джерел ЕМП якомога менше часу.

Спосіб захисту екранування від електромагнітних випромінювань використовує процеси відбивання і поглинання електромагнітних хвиль. Екранування повністю виключає проникнення електромагнітних хвиль у докiлля. На відкритих територіях, розташованих в зонах з підвищеними рівнями ЕМП, застосовуються екрануючі пристрої у вигляді залізобетонних огорож, екрануючих сіток, високих дерев.

При взаємодії електромагнітної хвилі, що падає, з радіопоглинаючим матеріалом (РПМ) відбувається її поглинання, розсіяння, а в деяких випадках РПМ - інтерференція. В результаті цих процесів відбувається дисипація енергії хвилі, що падає, в поглинаючому покритті і відбита хвиля стає незначною. Для забезпечення малого відбивання хвилі, що падає, від поглинаючого покриття вимагається, щоб його властивості не сильно відрізнялися від властивостей вільного простору, тобто середовища, в якому поширюється хвиля. На межі розділу «середовище - поверхня РПМ» не повинно бути помітного стрибка коефіцієнтів заломлення. При цьому, хвиля, що падає, без помітних відображень на межі поділу проникне в поглинаюче покриття з подальшим поглинанням і розсіянням. Таким чином, для виконання цієї вимоги необхідно, щоб комплексний хвильовий опір поглинаючого покриття прагнув за абсолютною величиною до хвильового опору вільного простору.

Для ефективного поглинання хвилі необхідно, щоб середовище мало значні втрати. При цьому, уявні частини комплексної діелектричної і магнітної проникності повинні мати високі значення. При виконанні цих умов хвильовий опір значно відрізняється від хвильового опору вільного простору і коефіцієнт відбиття збільшується. Для узгодження цих двох вимог вживають ряд заходів, що враховують призначення і сферу застосування РПМ, діапазон частот його роботи, вимоги до масогабаритних характеристик, особливості експлуатації.

У об'ємних поглиначах використовується об'ємне поглинання електромагнітної енергії за рахунок електричних або магнітних втрат.

Поглинаючі матеріали цього типу складаються з основи і наповнювача. Як основа використовуються каучуки, пінопласти і інші різні органічні речовини. В якості наповнювачів використовують порошки графіту, вугільної і ацетиленової сажі, порошки карбонільного заліза, ферити, тонкі металеві волокна. Зовнішню поверхню об'ємних поглиначів часто виконують у вигляді шпильок, що мають форму конуса або піраміди. Різновидів об'ємних поглиначів велика різноманітність. До їх переваг належить високе поглинання енергії ЕМП з малим коефіцієнтом відбиття в широкому діапазоні частот. До числа недоліків можна віднести відносно великі масогабаритні параметри.

Резонансні поглиначі є композицією з чередою шарів діелектрика та провідних плівок металу. Товщина діелектрика складає чверть довжини хвилі випромінювання, що падає, або кратна непарному числу. Принцип дії таких систем заснований на інтерференції хвилі, що падає, та утворенні в них стоячих хвиль. Такі поглиначі мають низький коефіцієнт відбивання, малу масу, компактність, але недостатньо широкосмугові.

Вплив техногенних випромінювань на біологічні об'єкти. Атмосфера, гідросфера та верхня частина літосфери, яка називається біосферою, являє собою цілісну, складну, динамічну систему. В ній живі організми та середовище їх знаходження органічно пов'язані один з одним та взаємодіють між собою.

Однією із умов стійкої рівноваги екосистеми є відносна сталість характерних факторів або, їх зміна в межах, які не будуть перевищувати швидкості адаптації живих організмів. Необоротні процеси в біосфері відбуваються протягом мільйона років і живі організми, які мають властивості пристосовуватися до зовнішніх умов, встигають адаптуватися.

Інший характер мають антропогенні зміни навколишнього середовища, які іноді приводять до різкого збурення середніх значень абіотичних факторів. Тоді останні виходять за межі стійкості існування та розвитку живого організму.

Поява в біосфері нових компонентів, які спричинені діяльністю людини, характеризують терміном антропогенне «забруднення». Під цим терміном розуміють відходи, які потрапляючи в навколишнє середовище, змінюють або руйнують її біотичні та абіотичні властивості. Забруднення може також впливати на енергетичний баланс, фізико-хімічні властивості, рівні радіоактивності та електромагнітного фону навколишнього середовища.

Природне середовище має джерела, які утворюють шумовий, електростатичний та електромагнітний природний фон Землі. До основних джерел, які утворюють електромагнітний та шумовий фон, відноситься Сонце, магнітосфера, атмосферна електрика.

Процес передачі енергії від ядра Сонця на його периферію достатньо складний. Більша частина енергії із верхньої частини сонячної корони виноситься потоками сонячного вітру. Ці потоки являють собою плазму. Плазма радіально стікає в міжпланетний простір. Утворення сонячного вітру зумовлено потоками енергії більш глибоких шарів Сонця. В залежності від стану сонячної активності біля орбіти Землі концентрація протонів складає від декількох частинок до декількох десятків частинок в одному см^3 при потоці $5 \cdot 10^7 - 5 \cdot 10^8 \text{ см}^{-2} \text{ с}^{-1}$. Зміна інтенсивності сонячного вітру в значній мірі впливає на нагрівання верхньої атмосфери Землі, північні саява, магнітні бурі та різні біофізичні процеси. Збільшення інтенсивності сонячного вітру відбувається в результаті сонячних спалахів, які виникають в активних областях атмосфери та тривають від декількох хвилин до декількох годин. Енергія, яка виділяється при спалаху, досягає 10^{22} Дж. При цьому спостерігається значне збільшення інтенсивності ультрафіолетового випромінювання Сонця, що супроводжується всплесками рентгенівського та радіовипромінювання, значним виділенням частинок високих енергій.

Сонячні спалахи дають суттєвий вплив на біохімічні та біофізичні процеси. Сонце в кінцевому рахунку, є одним із основних джерел енергії Землі не лише у вигляді постійної подачі електромагнітної енергії, та інших джерел енергії, таких як органічне паливо, механічна енергія вітру, морського прибою і т. д., походження яких багато в чому зумовлено сонячним випромінюванням.

У іоносфері виникають інтенсивні потоки. Оскільки рух заряджених частинок залежить від величини і напрямку силових ліній електричного і магнітного полів, від знаку заряду і вектору швидкості, то визначення траєкторії кожної окремої частинки представляє надзвичайно важке завдання. Кожна заряджена частинка окрім дії полів зазнає при своєму русі зіткнення з іншими частинками з непередбачуваним характером обміну імпульсами. Нині розроблений механізм, що пояснює основні процеси взаємодії сонячного

вітру, магнітосфери і іоносфери Землі, у тому числі і утворення полярних сьайв.

Атмосферна електрика - істотний абіотичний чинник у біосфері, що грає велику роль в екології. Електростатичні сили, визначені кулонівською взаємодією між двома нерухомими зарядами, у багато разів більше гравітаційної взаємодії. При появі в атмосфері одного роду електрики завжди з'являється рівна кількість електрики іншого роду. Немає жодного явища, при якому створювався або зникав заряд одного роду. Завжди відбувається перерозподіл заряду між тілами. При іонізації атомів виникають вільні електрони, але при цьому виникають і позитивно заряджені іони.

Джерелами атмосферної електрики в локальних областях є виверження вулканів, торнадо, заметілі, пилові бурі, розбрикування морських хвиль і водоспадів, хмари, опади, парові і димові утворення природного і техногенного походження. При цьому електризація атмосфери відбувається дуже бурхливо, що призводить до виникнення грозових явищ. У грозових хмарах щільність струмів на порядок більша від щільності в зливових хмарах. Сумарний струм, поточний на земну поверхню від однієї грозової хмари, приблизно дорівнює 0,1 А (у наших широтах) і досягає 1 А в районах екватора.

Вивчення електричних процесів в атмосфері і контроль за станом атмосфери мають велике значення як з точки зору біологічної дії атмосферної електрики, так і з точки зору зменшення його шкідливої і небезпечної дії на різні техногенні об'єкти. Електричні процеси, що відбуваються в атмосфері, зумовлені не лише статистичною електрикою і електромагнітним, космічним і сонячним випромінюванням. Самі хмари є джерелами радіовипромінювання. Атмосферна електрика проявляється у вигляді різноманітних явищ, з яких видне місце займають блискавки.

Блискавки є іскровим розрядом між ізольованими одна від однієї частинками повітря. Блискавки бувають лінійними, точковими і кульовими. Серед лінійних блискавок розрізняють «наземні» і внутрішньохмарні.

Точкові блискавки складаються з «плям-точок», що світяться, розділених темними проміжками. Кулевидні блискавки є утвореннями овальної форми, що світяться, з діаметром приблизно 10 - 20 см. Усі види блискавок мають шкідливу, а іноді небезпечну дію на різні об'єкти і людину.

При великій напруженості електричного поля в атмосфері виникає світіння, яке спостерігається в гострих частинах собору святого Ельма, тому і називаються вогні Ельма.

Джерелами УФ випромінювання є зірки та інші космічні об'єкти. В діапазоні довжин хвилі 0,02 - 0,09 мкм випромінювання цих тіл поглинається міжзірковим воднем та частково верхніми шарами атмосфери. Велика кількість джерел УФ випромінювання мають техногенне походження. Будь-

яке тіло, яке нагрівається до 3000 К та вище, має в своєму спектрі ультрафіолетову компоненту. Чим вища температура тіла, тим більше проявляється ультрафіолетова складова спектра. Будь-яка високотемпературна плазма являється джерелом УФ випромінювання з лінійчати та неперервним спектри. Із збільшенням електронної температури збільшується інтенсивність УФ випромінювання, а в деяких випадках, навіть і рентгенівське випромінювання.

До техногенних джерел УФ випромінювання відносяться більш ніж 70 різних лазерних систем, працюючих в УФ та вакуумному УФ діапазоні. До таких джерел відносяться деякі металургійні печі та домни, що плавлять високотемпературні метали і сплави з використанням кисневого дуття, потужних електронних і плазмових потоків.

В основі біологічної дії УФ випромінювання лежать фотохімічні процеси молекул біополімерів, які виникають в організмах при поглинанні верхніми шарами тканини рослин або шкіри тварин та людини падаючого випромінювання. В залежності від інтенсивності та довжини хвилі УФ випромінювання діє двояко на живі організми. З однієї сторони, малі дози УФ опромінювання дає благотворний вплив на людину та тварин, і сприяє утворенню вітамінів групи D. З іншої сторони, УФ опромінювання шкідливо впливає на живі організми.

Враховуючи велику енергію квантів УФ випромінювання і їх можливість спричиняти деструкцію молекулярних і міжмолекулярних зв'язків, а також можливість безпосередньо впливати на внутріклітинні тканини з утворенням радикалів, УФ проміння являють велику небезпеку для клітини живого організму. Великі дози УФ випромінювання можуть визивати опіки шкіри та канцерогенні реакції, ушкодження очей та інші небажані процеси. УФ проміння з довжиною хвилі 0,24 – 0,28 мкм особливо сильно впливають на організм і приводять до летальної та мутагенної дії, так як цей спектр співпадає з спектром поглинання нуклеїнових кислот. При поглинанні квантів УФ діапазону відбуваються хімічні зміни ДНК за рахунок утворення димерів, які протистоять нормальному здвоєнню ДНК в процесі ділення клітини. Це призводить до загибелі клітини або зміни її спадкових властивостей, тобто утворенню мутацій. Більшість живих клітин мають можливість встановлюватися після ушкоджень, спричинених УФ випромінюванням.

Озон, який знаходиться в атмосфері, відіграє виключно важливу роль з точки зору процесів поглинання короткохвильової складової сонячної радіації, тим самим виконуючи захисну функцію для біосфери, так і з точки зору регулятора температурного режиму атмосфери.

Зосереджений в стратосфері шар озону має великий вплив на температурний режим атмосфери і процеси поглинання сонячної радіації у всьому спектральному інтервалі. В тропосферному шарі температура із збільшенням висоти зменшується приблизно на 6 К на один кілометр. Цей шар атмосфери називається першим ізотермічним шаром. Вище цього шару температура знову зростає майже до 270 К, досягаючи рівня стратопаузи і до 55 км залишається сталою. Ця область називається другим ізотермічним шаром. Необхідно відмітити, що основна маса повітря атмосфери припадає на тропосферу і стратосферу і лише 1% приходить на масу атмосфери, яка знаходиться вище 51 км. Із області екзосфери, що знаходиться вище області термосфери, відбувається розсіювання атомів атмосфери в світовий простір за рахунок процесів дисоціації.

Фотоемісійні приймачі випромінювання найбільш розповсюджені так як використовують зовнішній фотоефект. Основне призначення цих приймачів – перетворення оптичного сигналу на електричний або перетворення спектрального складу та чіткого зображення при реєстрації падаючого УФ випромінювання.

Основними характеристиками фотоелементів ФЕ є спектральна чутливість фотокатода; залежність струму від світлового потоку; анодна залежність струму в колі аноду від напруги; частотна залежність вихідного сигналу від частоти синусоїдально-модульованого світлового потоку. Основними параметрами ФЕ є робоча площа фотокатода; номінальна напруга джерела струму; область спектральної чутливості; спектральна чутливість для довжини хвилі, на якій параметр має максимальне значення; світлова чутливість, темновий струм, найбільше значення анодного струму в лінійному режимі. Ці прилади являють собою комбінацію електронних приладів СВЧ та фотоелектричних приладів. Цей новий клас електронних приладів дякуючи своїй чутливості та широкополосності, дуже перспективний в системах лазерного зв'язку.

Із квантової теорії відомо, що внутрішня енергія частинок та самої матерії квантова, тобто може мати ряд певних дискретних енергетичних рівнів. Перехід із одного стану в інший супроводжується випромінюванням або поглинанням кванта. Основний рівень – нижній енергетичний рівень частинки – відповідає найменшій внутрішній енергії. Інші рівні, відповідають великим значенням енергії, називаються збудженими. Перехід між рівнями може бути з випромінюванням та без випромінювання. В першому випадку квант енергії потрапляє в навколишній простір, у другому – передається сусіднім частинкам.

Випромінювальний перехід супроводжується спонтанним або індукованим випромінюванням. При спонтанному випромінюванні

відбувається самовільний перехід частинки з верхнього енергетичного рівня на нижній. При цьому фотони не зв'язані між собою, тобто, їх поляризація, фаза, напрямок розповсюдження мають випадковий характер. Індуковане випромінювання відбувається при переході частинки із збудженого рівня на основний під дією кванта зовнішнього електромагнітного поля, частота якого точно відповідає цьому переходу.

Для отримання ефекту підсилення поля необхідно, щоб населеність верхнього рівня була більш населеною ніж нижнього рівня, тобто у випадку термодинамічної рівноваги повинно виконуватися умова інверсійної населеності. Такий стан квантової системи називається активним. Інверсійна населеність – необхідна умова роботи всіх квантових генераторів та підсилювачів. У випадку рівноважного розподілу у відповідності з законом Больцмана населеність верхнього рівня завжди повинна мати меншу населеність нижнього рівня. У випадку інверсійної населеності із двох обраних рівнів верхній рівень повинен мати інверсійну населеність, що відповідає нерівноважному стану.

Для забезпечення необхідної умови роботи квантового приладу за допомогою допоміжного некогерентного джерела енергії добиваються того, щоб пара будь-яких рівнів мала інверсійну населеність. Такий процес називається «накачкою», за допомогою якого встановлюється нерівноважна заселеність будь-якої групи енергетичних рівнів. На сьогоднішній день існує велика кількість методів створення інверсійної населеності: метод допоміжного випромінювання, стаціонарний газовий розряд, нестационарні теплові методи накачки, корпускулярна накачка, хімічні методи накачки, метод інжекції носіїв струму в напівпровідниках.

Всі лазерні системи діляться на чотири групи:

- *Лазери на твердому тілі.* До цієї групи відносяться квантові прилади, активним середовищем яких є тверді кристалічні або аморфні речовини, активовані визначеними елементами, наприклад, хром, кобальт, нікель та ін. Найбільш розповсюдженим методом накачки твердотільних лазерів є оптичний метод. При цьому використовується інтенсивні джерела світла. Основною перевагою твердотільних лазерів є високі значення потужності та енергії випромінювання. Це пояснюється тим, що в твердому тілі легко забезпечити високу концентрацію атомів-активаторів в матриці.

- *Газові лазери.* До цього класу квантових приладів відносяться лазери, у яких активним середовищем є газ або суміш газів. В залежності від використання енергетичних рівнів молекул, атомів або іонів газові лазери можна розділити на молекулярні, атомні та іонні. У зв'язку із тим, що енергетичний спектр газу точно відповідає енергетичному спектру окремих атомів, в цих системах можна встановити різні схеми переходів між

енергетичними рівнями. А також в газових лазерах отримують високий порядок монохроматичності та когерентності випромінювання, тому що газ є оптично однорідним середовищем, що дозволяє використати великі відстані між дзеркалами. Далі, газове середовище дозволяє застосовувати різні способи створення інверсії населеності.

- *Рідкі лазери.* Цей клас квантових приладів поєднує переваги твердотільних лазерів з точки зору використання великої концентрації активних носіїв та газових лазерів з точки зору отримання оптичної однорідності у великих об'ємах. Виготовлення активних елементів великих розмірів твердотільних лазерів є складним і дорогим. У рідких лазерах, можна використовувати великі об'єми активного середовища, що поміщається в активний резонатор. Крім того, при неперервній роботі рідка активна речовина дає можливість під час роботи підтримувати оптимальну температуру за рахунок циркуляції в просторі оптичного резонатора.

- *Напівпровідникові лазери.* В цих лазерах використовують різні напівпровідникові матеріали. За допомогою цих лазерів можна отримувати індуковане випромінювання в широкому діапазоні. Головною перевагою напівпровідникових лазерів є високий ККД.

Лазерне випромінювання, має високу інтенсивність, дозволяє отримувати великі значення електричної напруженості в потоці. Лазерне випромінювання дає можливість відносно просто варіювати потужність променевого потоку, змінювати напрямок його розповсюдження за допомогою лінз, які фокусують, зовнішніх коліматорів, відбиваючих дзеркал або спеціальних приладів. Властивості лазерів дозволяють отримати незвичайно великі значення яскравості випромінювання. Однією із важливих характеристик лазерного випромінювання є направленість випромінювання.

Великі переваги мають дистанційні методи вимірювання рівня забрудненості, а особливо методи з використанням лазерних випромінювань. Методи лазерної діагностики дозволяють проводити вимірювання на великих відстанях від досліджуваного об'єкту. При цьому не потрібно проводити відбір проб та хімічний аналіз. В основі методів лазерного зондування використовується опромінювання об'єкта падаючим потоком з послідуочим аналізом потоку, який пройшов через об'єкт. Використовуючи будь-який ефект взаємодії падаючого лазерного випромінювання з частинками атмосфери приходять до різних методів лазерного зондування.

Метод оптичної локації лазерного зондування атмосфери аналогічний методу радіолокації. Прилади, які працюють на цьому принципі в оптичному діапазоні, іноді називаються лідарами. За допомогою цього методу можна визначити повну концентрацію аерозольних частинок без встановлення роду та властивостей розсіювальних частинок.

Метод комбінованого розсіювання полягає в тому, що під час розсіювання світла газовими молекулами відбувається зсув розсіювального випромінювання. Комбінаційний зсув частот має кожна молекула газу, який характерний тільки для неї. Середовище, яке складається із суміші газів молекул, має свій, тільки їй притаманний комбінаційний спектр. Реєстрація спектру розсіювального випромінювання дозволяє визначити наявність домішок в досліджуваному середовищі шляхом аналізу ліній зсуву та смуг поглинання.

Метод резонансної флюоресценції оснований на можливості окремих молекул флюорисцинувати під дією падаючого лазерного випромінювання визначеної довжини хвилі.

Метод реєстрації випромінювання, що проходить – оснований на реєстрації випромінювання, яке проходить через досліджуване середовище. Цей метод може бути дуже громіздким і незручним в системах дистанційного виявлення. Різновидності цього методу мають високу чутливість, що дуже вигідно для випадків, коли можна відбирати проби повітря із забруднюючими речовинами та робити тонкий аналіз з високою ідентифікацією.

7.5 Захист інформаційних і інформаційно-комунікаційних систем (ІКС) й інфо-комунікаційних мереж, як елемента довкілля, від впливу зовнішніх сил, у тому числі ЕМ випромінювань

Одним із найважливіших завдань [8–9] при вивченні впливу ЕМ полів на різні структури електротехнічних систем є дослідження стійкості силових кабельних ліній (КЛ) високої та низької напруги, а також дослідження захисту інформаційних каналів систем управління енергетичними об'єктами по відношенню до дії зовнішніх електромагнітних випромінювань різного походження.

Потрібна оцінка відповідних струмів і напруг, що наводяться цими випромінюваннями в лініях. При цьому під зовнішніми розуміються випромінювання, що генеруються у широкому діапазоні частот зовнішніми по відношенню до КЛ джерелами найрізноманітнішої природи. В якості таких джерел, можуть виступати різні елементи електротехнічних систем, що генерують ЕМ поля, наприклад, близько розташовані лінії електропередачі, комутаційні пристрої і струмообмежувачі, приймачі і перетворювачі електричної енергії низької і високої напруги, а також електричні розряди блискавки, різного роду потужні випромінювачі ЕМ енергії (наприклад, потужні НВЧ-системи, радіопередавачі та локаторні системи), джерела іонізуючого випромінювання.

При екрануванні КЛ значно знижується ступінь впливу зовнішнього ЕМ поля. Амплітуди наведеної напруги в жилах КЛ такі, що з ними доводиться рахуватися, коли йдеться, наприклад, про питання якості електричної енергії. Крім того, проблема захисту КЛ має особливу значимість при вирішенні питань ефективного захисту інформаційних потоків в системах управління, зв'язку та телекомунікації, які використовуються на енергетичних об'єктах. Таким чином, виникає необхідність оцінювати ступінь впливу зовнішніх ЕМ полів на показники якості електричної енергії КЛ та вторинних ланцюгів, достовірність переданої інформації (керуючих сигналів) для КЛ, систем управління електротехнічними об'єктами і систем зв'язку.

Облік електромагнітної сумісності силових, вторинних та інформаційних КЛ з іншими елементами розглянутої електротехнічної системи дозволяє попередити несприятливі дії зовнішніх ЕМ джерел. Прикладами таких дій можуть бути, як уже зазначалося, погіршення показників якості електроенергії, що передається по КЛ, а також нагрівання оболонки, отже, збільшення втрат в лінії.

Слід також зазначити, що в останні роки все більше поширюється використання чутливого електронного обладнання та комп'ютерної техніки в електротехнічних системах - це всілякі електронні апарати захисту, засоби комп'ютерного контролю та управління енергетичними системами, що використовують кабельні та радіоканали передачі інформації. Ця обставина, звичайно, має на увазі, що живлять таке обладнання лінії та лінії, що використовуються для обміну керуючими (інформаційними) сигналами, вимагають екранування. На жаль, реальна ефективність екранування часто далека від досконалості, внаслідок чого наведені на зовнішніх оболонках ЕМ поля все ж таки в тій чи іншій мірі проникають крізь екран і впливають на характеристики напруг і струмів в центральній жилі. Це зумовлює необхідність практичного вивчення ступеня такого впливу.

Про актуальність перелічених проблем говорить хоча б те, що в останні два десятиліття цим питанням приділяється особлива увага цілим рядом міжнародних наукових організацій та науковою громадськістю. Ще однією з актуальних задач при оцінюванні змін параметрів електротехнічних систем, що відбуваються в результаті впливу ЕМ поля на КЛ, є вивчення особливостей поширення наведеного зовнішнім ЕМ полем сигналу уздовж лінії в залежності від характеру приєднаної до неї навантаження, включаючи питання модуляції, порушення синусоїдальності, генерації вищих гармонік і т. д.

Зазначені міркування [8 – 9] визначають актуальність розробки методів і алгоритмів моделювання впливу зовнішніх джерел ЕМ поля на кабельні

лінії різного призначення, які дозволили б враховувати величину вкладу цього поля у власну напругу КЛ при вирішенні зазначеного комплексу проблем.

Детальне дослідження проблеми зовнішнього ЕМ впливу на провідник передбачає аналіз залежності наведеної напруги від параметрів падаючої хвилі: кута їх падіння на провідник, частоти і амплітуди. Не менш важливим завданням, є дослідження впливу наведеного сигналу на корисний сигнал в кабелі і нормальний режим роботи навантаження досліджуваної лінії.

Для розрахунку полів, що виникають при падінні ЕМ хвилі на кабель, була вирішена задача дифракції для нескінченно протяжного кабелю.

Часто для вирішення задачі впливу зовнішнього ЕМ поля на кабельні лінії в якості коаксіального кабелю розглядають провідний круговий циліндр, поміщений у зовнішнє поле. Для різних випадків завдання просторової неоднорідності поля методом енергетичного балансу одержано ряд формул для густини струму, втрат, електродинамічних сил і моментів. Проте такий підхід надто спрощує реальну геометрію кабелів і не враховує шарувату структуру кабельної лінії з різними електричними та магнітними властивостями кожного з шарів.

На даний момент проблема вирішується переважно теоретично, а практичних рекомендацій для інженерів-проектувальників та інженерів-виробників з обліку можливого зовнішнього впливу (на етапі проектування електричних мереж, а також для додаткового захисту функціонування кабельних ліній) не існує.

Одним з питань при вивченні впливу зовнішнього ЕМ впливу на дротові лінії є питання характеру поширення по провіднику наведених хвиль струму і напруги (ХСН). Математичний розрахунок ХСН зводиться до розв'язання задачі Коші для системи телеграфних рівнянь, що характеризують зміну струму і напруги на одиницю довжини лінії. Однак класичними телеграфними рівняннями можна розраховувати неоднорідні лінії і враховувати неоднорідні зовнішні впливи. При розгляді лінії, що знаходиться у зовнішньому електричному або магнітному змінних полях, слід описувати [8–9] наведену в ній напругу за допомогою системи диференціальних рівнянь доповнених доданками, які визначаються зовнішніми полями. Таким чином, ці рівняння стають неоднорідними. Одна з основних труднощів полягає у тому, що зовнішнє поле змінюється по довжині лінії. Приклади можна наводити із різних областей:

- розряд блискавки поблизу лінії електропередачі;
- вплив поля на кабелі, розташовані на території відкритої підстанції; в цьому випадку область впливу ЕМП може бути на багато меншим за довжину кабелю;

- зміна траси кабелю, наприклад, її поворот на 90° і т. д

Розроблений алгоритм дозволяє визначати можливі відхилення напруги у кабельній лінії з певними параметрами від номінальної напруги в залежності від амплітудних і частотних характеристик падаючої хвилі. Для цього параметри зовнішніх електромагнітних полів рекомендується вимірювати за допомогою спеціального обладнання. У результаті, за допомогою отриманої номограми можна виявити випадки, коли такі відхилення перевищують припустимі ГОСТом норми. Така інформація корисна, перш за все, при проектуванні або реконструюванні енергооб'єктів, коли слід враховувати електромагнітну сумісність кабельних ліній різного призначення та розташованого поблизу електрообладнання.

Представлений підхід [26 – 27] є значно простим і менш трудомістким у порівнянні із іншими, які використовувалися і базувалися на досить складній моделі лінії з розподіленими джерелами.

Теоретичні і практичні результати, що вказують на необхідність вирішення проблем ЕМС кабельних ліній з іншими об'єктами електроенергетики. Особливо це необхідно при проектуванні кабельних ліній низької напруги, контрольних кабелів і кабелів систем управління та автоматизації. Прогнозування ЕМ обстановки слід здійснювати як на стадіях конструювання, проектування, монтажу, експлуатації, так і при реконструкції електротехнічних комплексів і систем. Слід рекомендувати:

1. Перед проектуванням трас проходження кабельних ліній різного призначення необхідно заздалегідь проводити оцінку ЕМ обстановки на шляху їх слідування. Особливо це відноситься до кабелів, що живлять електронну апаратуру захисту, протиаварійної автоматики та зв'язку.
2. Для вже існуючих кабельних трас потрібно використовувати додаткове екранування. Броню, що використовується в якості екрану, слід заземлювати двічі - на території РУ і при вході у будівлю ГЦУ (головним щитом управління) і ОПУ (оперативним пультом управління).
3. Прокладати кабелі і ошиновки силових ліній високої напруги на значних відстанях більше ніж 50 м від приміщень з ГЦУ і ОПУ.
4. Використовувати, де це можливо, оптичні лінії зв'язку, які мають перевагу перед традиційними кабелями, що не є нечутливими до ЕМП та високою пропускнуою здатністю, а, отже, є високим та надійним якісним зв'язком.
5. На вторинні кабелі, що приходять з РУ, необхідно встановлювати спеціальні фільтри на частоти, характерні для комутаційних перешкод, які існують на конкретному енергооб'єкті. Необхідно забезпечити низький опір на заземлювальному контурі енергооб'єкту в цілому і заземлюючих пристроїв комутаційних апаратів зокрема.

6. При прокладці кабелів із сигналами різного типу в одному лотку слід передбачати їх поділ на різні пучки за типами сигналу і розведення на найбільші можливі відстані один від одного. При наявності кабелів різних напруг існує необхідність в обов'язковому екрануванні, особливо якщо кабель не має металевих оболонки.

7.6 Радіація. Природні та штучні джерела радіоактивного забруднення. Захист від радіації

Радіація - узагальнене поняття. Воно включає різні види випромінювань, частина яких зустрічається у природі, інші виходять штучним шляхом.

Перш за все слід розрізнити корпускулярне випромінювання, яке складається із частинок з масою відмінною від нуля, і електромагнітне випромінювання. Корпускулярне випромінювання може складатися як із заряджених, так і з нейтральних частинок. Розрізняють такі види корпускулярного випромінювання:

Альфа-випромінювання - це ядра гелію, які випускаються при радіоактивному розпаді елементів важче свинцю або утворюються в ядерних реакціях.

Бета-випромінювання - це електрони або позитрони, які утворюються при бета-розпаді різних елементів від найлегших (нейтрон) до найважчих.

Космічне випромінювання приходить на Землю з космосу. До його складу входять переважно протони і ядра гелію. Більш важкі елементи складають менше 1%. Проникаючи вглиб атмосфери, космічне випромінювання взаємодіє з ядрами, що входять до складу атмосфери, і утворює потоки вторинних частинок (мезони, гамма-кванти, нейтрони).

Електромагнітне випромінювання має широкий спектр енергій і різні джерела: гамма-випромінювання атомних ядер і гальмівне випромінювання прискорених електронів, радіохвилі.

Різні види радіації по різному взаємодіють з речовиною в залежності від типу частинок, що випускаються, їх заряду, маси і енергії. Заряджені частинки іонізують атоми речовини, взаємодіючи з атомними електронами. Нейтрони і гамма-кванти, стикаючись із зарядженими частинками у речовині, передають їм свою енергію, в разі гамма-квантів можливо також народження електрон-позитронних пар. Ці вторинні заряджені частинки, гальмують в речовині, викликають його іонізацію.

У реакції організму на опромінення можна виділити чотири фази.

Перша, фізична фаза іонізації і збудження атомів триває 10^{-13} с (всі фази тривають приблизно такий же час). У другій, хіміко-фізичній фазі утворюються високоактивні у хімічному відношенні радикали, які

взаємодіючи із різними сполуками, дають початок вторинним радикалам, які мають значно більші порівняно з первинними терміни життя. У третій, хімічній фазі, радикали, що утворилися, вступають в реакції з органічними молекулами клітин, що призводить до зміни біологічних властивостей молекул.

Описані процеси перших трьох фаз є первинними і визначають подальший розвиток променевого ураження. У наступній за ними четвертій, біологічній фазі, хімічні зміни молекул перетворюються на клітинні зміни. Різні види випромінювань характеризуються різною біологічною ефективністю, що пов'язано з відмінностями в їх проникаючу здатність і характером передачі енергії органам і тканинам живого об'єкта, що складається в основному із легких елементів.

Альфа-випромінювання має малу довжину пробігу частинок і характеризується слабкою проникаючою здатністю. Воно не може проникнути крізь шкірні покриви. Пробіг альфа-частинок з енергією 4 МеВ в повітрі становить 2.5 см, а в біологічній тканині лише 31 мкм. Альфа-випромінюючі нукліди становлять велику небезпеку при надходженні всередину організму через органи дихання і травлення, відкриті рани та опікові поверхні.

Бета-випромінювання має більшу проникаючу здатність. Пробіг бета-частинок в повітрі може досягати декількох метрів, а в біологічній тканині декількох сантиметрів. Так пробіг електронів з енергією 4 МеВ в повітрі становить 17.8 м, а в біологічній тканині 2.6 см.

Гамма-випромінювання має ще більш високу проникаючу здатність. Під його дією відбувається опромінення всього організму.

Час життя збудженого стану дуже малий ($<10^{-13}$ с), однак в деяких випадках збуджений стан ядра може існувати дуже довго. Такі ядерні стани називаються метастабільними. Ядра, які мають метастабільні рівні, називаються ізомерами. Ядро – ізомер несе в собі властивість 2-ох ядер: його параметри (маса, спіні, магнітний момент) в цих станах різні. Ізомерні стани часто бувають у важких ядрах. Причиною ізомерії може бути сильна відмінність у формі ядра для ізомерного і основного станів.

Внутрішня конверсія – це процес, який конкурує із γ – випромінюванням і ця конкуренція характеризується повним коефіцієнтом внутрішньої конверсії, який дорівнює відношенню ймовірності випускання електронів до ймовірності випускання гамма – квантів. Внутрішня конверсія супроводжується β – розпадом, бо первинне ядро може розпастися через β – емісію до вторинного ядра на збуджений стан, який знімається через відповідні переходи. Якщо E збудження ядра переважає власну E ядра вдвічі, то може відбутися процес парної конверсії. У цьому випадку ядро втрачає E

збудження шляхом випуску електрона позитрона. Електронна оболонка атома на такий процес не має впливу, він може відбуватися на ядрі без атомних електронів, але ймовірність парної конверсії не перевищує 0,001 від ймовірності випромінювання γ – кванта.

Проблеми захисту населення від дії іонізуючого випромінювання мають глобальний, міжнародний характер, і тому відповідні науково-дослідні та організаційні заходи розробляються не тільки в окремих країнах, але і в світовому масштабі.

Метою заходів захисту є забезпечення високих показників здоров'я населення, які включають: тривалість життя, інтегральні за часом характеристики фізичної і розумової працездатності, самопочуття і функцію відтворення.

Заходи захисту включають:

- зниження опромінення населення від усіх основних джерел випромінювання;
 - обмеження шкідливого впливу на населення нерадіаційних чинників фізичної та хімічної природи;
 - підвищення резистентності і антиканцерогенними захищеності жителів;
 - медичний захист населення;
 - підвищення рівня радіаційно-гігієнічних знань населення, психологічну допомогу населенню, допомога в подоланні перебільшеного сприйняття небезпеки радіації;
 - формування здорового способу життя населення;
 - підвищення соціальної, економічної і правової захищеності населення.
- У випадках аварійних ситуацій вживаються додаткові заходи захисту.

Контрольні запитання для самоконтролю

1. Що таке шум?
2. Які бувають види шуму?
3. Якими бувають рівні сприйняття шуму?
4. Якими бувають джерела радіоактивного забруднення?

Розділ 8. ФІЗИЧНІ ОСНОВИ, МЕТОДИ, МОДЕЛІ ТА ПІДХОДИ ДО ОРГАНІЗАЦІЇ ЗАХИСТУ ПРИРОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ВІД ВПЛИВУ ЗОВНІШНІХ ЗБУРЕНЬ

8.1 Фізичні основи вимірювань зовнішніх збурень

Радіометрія - сукупність методів вимірювання величин, що характеризують швидкість радіоактивного розпаду речовини. До таких величин відносять активність, об'ємну активність, питому масову активність. Прилади для вимірювання цих величин називаються радіометрами.

Дозиметрія – це сукупність методів та засобів визначення енергетичних характеристик взаємодії іонізуючого випромінювання з речовиною, через яку воно проходить. Прилади для вимірювання цих величин називаються дозиметрами.

Спектриметрія – це сукупність методів та засобів визначення складу та інших властивостей речовини по спектру випромінювання при взаємодії ядерних частинок з речовиною, через яку вони проходять

Радіоактивність, визначення питомої активності Радіоактивність - це явище спонтанного перетворення нестійких атомних ядер на ядра інших елементів, що супроводжується іонізуючим випромінюванням.

Види радіоактивного розпаду: α - розпад, β - розпад, γ - випромінювання, спонтанний поділ важких ядер, а також протонна радіоактивність.

Активність A - це швидкість радіоактивного розпаду.

Одиниця активності в системі SI - 1 Бк = 1 розпад/с.

Позасистемна одиниця 1 Кі = $3.7 \cdot 10^{10}$ Бк.

(1 Бк - 1 Бекерель, 1 Кі - 1 Кюрі).

Період піврозпаду $T_{1/2}$ - це час, за який розпадається половина початкової кількості ядер

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda} = \frac{0,693}{\lambda} . \quad (8.1)$$

З поняттям активності пов'язане поняття питомої активності. Питома активність q - це відношення активності радіоактивної речовини до її маси m .

За даними вимірювання питомої активності можна визначити період піврозпаду речовини

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2 \cdot N_A}{M \cdot q}, \quad (8.2)$$

Доза опромінення знаходиться у прямій залежності від концентрації радіонуклідів у об'єкті дослідження. Спеціальні служби здійснюють контроль вмісту радіоактивних ізотопів у продуктах харчування, будівельних матеріалах, та об'єктах навколишнього середовища. Їхні концентрації у об'єктах досліджень на багато порядків менші ніж ми звикли бачити у випадку скажімо шкідливих домішок у ґрунті, повітрі, воді, та інших типових об'єктах довкілля. Для визначення вмісту радіонуклідів використовується **питома активність**.

Для будь-якого нукліда можна розрахувати його питому активність q (Бк/кг) користуючись двома як правило відомими показниками: масовим числом A та періодом напіврозпаду $T_{1/2}$ (с).

Якщо у пробі вміст радіоактивного ізотопу завменьшки мінімально детектуємої активності (МДА) використовують різноманітні методи концентрування: упарювання, спалювання, спільне осадкоутворення, сорбція, та інші.

Радіометром вимірюється, безпосередньо, не активність (тобто кількість актів розпаду у пробі за одиницю часу), а швидкість лічби n (імп/с):

$$n = \frac{N}{t}, \quad (8.3)$$

де N - кількість частинок що потрапили до робочого об'єму детектора за час експозиції t (с), та були при цьому зареєстровані приладом.

Дози випромінювання На відміну від радіометрії, метою якої є визначення кінетичних характеристик радіоактивної речовини, тобто швидкості її радіоактивного розпаду, дозиметрія – це сукупність методів та засобів визначення енергетичних характеристик взаємодії іонізуючого випромінювання з речовиною, через яку воно проходить.

Без знання процесів, що виникають при проходженні частинок іонізуючого випромінювання через речовину, неможливо зрозуміти фізичні основи методів реєстрації випромінювань, принципи роботи різноманітних лічильників та детекторів ядерних частинок, зміст методів та заходів захисту від іонізуючого випромінювання, наприклад, розрахувати товщину бетонної стінки для радіаційного захисту від ядерних випромінювань прискорювача елементарних частинок.

Питання “Що відбудеться при проходженні будь-яких частинок через речовину?” розпадається на два:

1. Що відбудеться з частинками, який шлях вони пройдуть, як витратять енергію, куди зникнуть і т. і.
2. Що відбудеться з речовиною: збудження та іонізація атомів, поява вторинної радіоактивності, зруйнування молекул, утворення різноманітних дефектів, зміна структури та деяких властивостей, ядерні перетворення та інше.

Проходження заряджених частинок крізь речовину характерно різними фізичними механізмами взаємодії, основними з яких є іонізація та збудження атомів речовини. Модель цих механізмів уперше розглянута Нільсом Бором на початку 20-х років ХХ сторіччя.

Енергії таких заряджених частинок знаходяться в інтервалі від 0,01 Мев до тисяч Гев і на декілька або багато порядків перевищують середню енергію зв'язку електронів в атомах, яку називають середнім іонізаційним потенціалом. При проходженні через речовину частинки високих енергій зіштовхуються з електронами, які знаходяться на різних оболонках атомів речовини, розсіюються кулонівськими полями ядер, а при достатньо високих енергіях викликають і різні ядерні реакції. Крім того, при високих енергіях неминуче виникають різноманітні другорядні ефекти. Наприклад, пучок високо енергетичних електронів породжує у речовині потік вторинних γ - квантів, які необхідно враховувати при розрахунку, наприклад, радіаційного захисту.

Види взаємодій при проходженні через речовину заряджених частинок:

1. іонізація та збудження атомів;
2. розсіювання (пружне та непружне) на електронах;
3. розсіювання (пружне та непружне) на ядрах;
4. поглинання ядрами частинок;
5. виривання нуклонів із ядер;
6. анігіляція частинки та античастинки, і таке інше.;

Коли заряджена частинка проходить через речовину, то вона втрачає свою енергію завдяки електромагнітній взаємодії з електронами в атомах речовини. При цьому останні переходять у збуджений стан та втрачають електрони, тобто іонізуються. Енергія цих станів приймає безперервні значення, якщо електрон після взаємодії залишає атом, або буде дискретною, якщо електрон переходить на збуджений рівні атома. Ці втрати енергії називають іонізаційними.

Проходження β -випромінювання (електронів та позитронів) через речовину відрізняється від проходження інших заряджених частинок. Головна причина відміни полягає в малості маси електронів і позитронів, та, як наслідок, великої зміни імпульсу не тільки за величиною, але й напрямком. Основні особливості руху легких частинок у речовині:

- а) електрони та позитрони можуть значно відхилитися від початкового напрямку руху, тобто, траєкторія руху не буде прямолінійною;
 б) при зіткненнях може виникати гальмове електромагнітне випромінювання, і як наслідок, суттєві радіаційні втрати.

Поглинена доза Основною фізичною величиною, прийнятої в дозиметрії для оцінки міри дії іонізуючого випромінювання, є поглинена доза, чи просто доза випромінювання. Поглинена доза випромінювання— це поглинена енергія випромінювання, що розрахована на одиницю маси опроміненої речовини.

Якщо в елементі об'єму, що містить масу речовини dm , середня поглинена дорівнює dE , доза випромінювання D визначається формулою

$$D = dE / dm. \quad (8.4)$$

Говорячи про середнє значення поглиненої енергії, потрібно підкреслити макроскопічний характер застосовуваних тут величин.

Значення дози може бути приписано будь-якій точці в межах об'єму V . Однак якщо розглянутий об'єм досить великий і в його межах помітно змінюються характеристики випромінювання, то доза буде змінюватися від точки до точки. Під дозою випромінювання в даній точці варто розуміти дозу в нескінченно малому об'ємі, усередині якого знаходиться розглянута точка. Доза D цілком визначається поглинанням енергії при взаємодії заряджених частинок з речовиною. У випадку фотонного випромінювання визначається сумарна кінетична енергія електронів K , що виникають в одиниці маси речовини в результаті фотоефекта, комптон-ефекту й ефекту утворення електрон-позитронних пар; визначається також енергія гальмового випромінювання B , що виникає при гальмуванні електронів (також у розрахунку на одиницю маси речовини).

Нехай у межах розглянутого об'єму відсутні джерела випромінювань - випадок опромінення тільки зовнішніми джерелами; тоді

$$D = K - \frac{1}{\rho} \nabla J_{E_e} - B, \quad K = - \frac{1}{\rho} \nabla J_{E_\gamma} + B \quad (8.5)$$

де ∇J_E - вектор струму енергії, що залежить від координат. Відзначимо різницю у фізичному змісті величин D і K . Доза D характеризує фактично поглинену енергію в деякому об'ємі речовини як за рахунок тих заряджених часток, що утворилися в межах цього об'єму в результаті взаємодії первинного побічно іонізуючого випромінювання з речовиною, так і за

рахунок заряджених частинок, що прийшли ззовні. Величина K характеризує енергію, що передана побічно іонізуючим випромінюванням зарядженим іонізуючим частинкам у межах розглянутого об'єму. У дозиметрії величина K має спеціальну назву керма. Від англійського *kerma* - скорочена форма *kinetic energy released in material*.

Керма дорівнює сумі кінетичної енергії всіх заряджених частинок, звільнених побічно іонізуючим випромінюванням в одиниці маси речовини, що опромінюється.

Доза випромінювання залежить від часу опромінення; з часом доза накопичується, зміна дози в одиницю часу називається потужністю дози. Потужність дози

$$P = dD / dt, \quad (8.6)$$

де dD – зміна дози за час dt .

Потужність дози в загальному випадку є функцією часу - $P\{t\}$. Якщо ця функція відома, дозу за деякий інтервал часу від t_1 до t_2 можна визначити по формулі:

$$D = \int_{t_1}^{t_2} P(t) dt \quad (8.7)$$

Аналогічно можна говорити про потужність керми, зв'язок якої з кермою визначається такими ж формулами.

Керма і потужність керми є зручними характеристиками побічно іонізуючого випромінювання в даному середовищі.

Встановлена в системі СІ одиниця дози іонізуючого випромінювання (поглинена доза) — грей, її позначення Гр— по імені англійського вченого С. Грея, що зробив великий внесок у становлення радіаційної дозиметрії. Один грей дорівнює поглиненій дозі випромінювання, при якій речовині масою 1 кг передається енергія іонізуючого випромінювання 1 Дж. У практиці і науковій літературі поширена позасистемна одиниця дози випромінювання рад: $1 \text{ рад} = 10^{-2} \text{ Гр}$.

Експозиційна доза. Експозиційна доза - специфічна величина в дозиметрії, уведена для фотонного випромінювання. Вона дорівнює абсолютному значенню повного заряду іонів одного знака, що утворяться в повітрі при повному гальмуванні електронів і позитронів, звільнених фотонами в одиниці маси повітря. Позначимо експозиційну дозу X , тоді:

$$X = dQ/dm, \quad (8.8)$$

де dQ — сумарний заряд всіх іонів одного знака, створених у повітрі при повному гальмуванні електронів і позитронів, звільнених фотонним випромінюванням у масі повітря dm . Тут важливо зрозуміти, що заряд dQ включає заряд всіх іонів одного знака, створених у результаті повного використання кінетичної енергії електронів і позитронів у повітрі незалежно від місця утворення цих іонів; мається на увазі, що ці іони створені тільки тими електронами і позитронами, що виникли в масі повітря dm .

Легко встановити зв'язок між експозиційною дозою і кермою фотонного випромінювання в повітрі K_γ . Дійсно, керма є сума початкової кінетичної енергії всіх електронів і позитронів, звільнених фотонами в одиниці маси повітря. При гальмуванні в повітрі ці заряджені частинки витрачають частину своєї енергії E_s на гальмове випромінювання; інша енергія йде на іонізацію і збудження атомів середовища. Отже, експозиційна доза

$$X = (K_\gamma - E_s)e/W, \quad (8.9)$$

де e – заряд одного іона; W – середня втрата енергії електронів на утворення однієї пари іонів у повітрі.

Якщо зневажити енергією гальмового випромінювання, що цілком припустимо для низьких і середніх енергій фотонів, то

$$X = eK_\gamma / W. \quad (8.10)$$

Таким чином, керма фотонного випромінювання в повітрі виступає як енергетичний еквівалент експозиційної дози. Відповідно потужність керми K_γ є енергетичним еквівалентом потужності експозиційної дози P .

Встановлена в системі СІ одиниця експозиційної дози - кулон на кілограм, Кл/кг. Кулон на кілограм дорівнює експозиційній дозі, при якій всі електрони і позитрони, звільнені фотонами в повітрі масою 1 кг, утворюють іони, що несуть електричний заряд 1 Кл кожного знака. У практиці і науковій літературі поширена позасистемна одиниця експозиційної дози - рентген, позначення Р. $1 \text{ Р} = 2,58 \cdot 10^{-4} \text{ Кл/кг}$ (точно);

$1 \text{ Кл/кг} = 3,88 \cdot 10^3 \text{ Р}$ (приблизно).

Еквівалентна доза. Вже відзначалося, що результат впливу випромінювання на об'єкт визначається не тільки поглиненою енергією, але і характером розподілу цієї енергії в об'єкті, що опромінюється, розподілом опромінення за часом, видом випромінювання й інших факторів, значимість яких різна в залежності від умов опромінення і роду вимірюваного радіаційного ефекту. Зокрема, біологічний ефект опромінення за інших рівних умов є різним для різних видів випромінювання. Стосовно до біологічної дії розходження у фізичній природі частинок не є головним

чинником розходження радіаційних ефектів. Більш того, навіть частинки однієї природи, але різних енергій можуть викликати неоднаковий ефект при одній і тій же поглиненій дозі.

Згідно сучасних уявлень про біологічну дію іонізуючих випромінювань визначальну роль грає іонізація живої тканини. Властивості іонів не залежать від причини, за якою вони виникли, а отже, і від природи іонізуючих частинок. У чому ж тоді розходження для різних видів випромінювань? Головне розходження полягає в тому, що різні види випромінювань створюють іони з неоднаковим просторовим розподілом. Наприклад, важкі заряджені частинки створюють більш щільну доріжку іонів, ніж легкі; різними виявляються діапазони енергій, переданих δ - частинкам, що по своєму впливають на просторовий розподіл іонів. Значні розходження виявляються в мікроскопічному розподілі поглиненої енергії, а отже, і іонізації. Питання мікроскопічного розподілу поглиненої енергії розглядає розділ дозиметрії – мікродозиметрія.

Таким чином, представляється доцільним визначити деяку фізичну величину, що враховувала б просторовий розподіл переданої енергії. Такою величиною при деякому наближенні може служити лінійна передача енергії – ЛПЕ. «Деяке наближення» тут означає, що якщо для двох різних видів частинок ЛПЕ однакова, то просторовий розподіл переданої ними енергії буде більш ідентичним, ніж якби ЛПЕ була різною. ЛПЕ, таким чином, виступає як характеристика якості випромінювання. Під якістю в даному випадку ми розуміємо таку характеристику випромінювання, що має те саме значення в різних видах випромінювання, якщо при однакових умовах опромінення даного об'єкта й однакової дозі спостерігається той самий радіаційний ефект. Іншими словами, радіаційна дія випромінювань однакової якості, у тому числі випромінювань різних видів, повинна бути однаковою при рівних дозах. В багатьох випадках ЛПЕ є зручною характеристикою якості випромінювання.

Корисно виділити дві різні ситуації: а) звільнені в результаті іонізації електрони мають настільки малу кінетичну енергію, що нездатні самі зробити іонізацію; б) звільнені електрони мають енергію, достатню для подальшої іонізації середовища; деякі з цих електронів можуть отримати настільки велику початкову кінетичну енергію, що здатні утворити самостійні треки; такі електрони називаються δ -частинками. Електрони групи б) можуть, однак, мати таку енергію, що достатня лише для створення лише декількох пар іонів; у цьому випадку важко говорити про самостійний трек і вірніше говорити про

згустки невеликого числа іонів, так званих кластерах. Різниця між кластерами і чітко вираженими самостійними треками δ - частинок у значній мірі умовно.

Граничну енергію Δ відносять до енергії δ -електронів. Якщо в акті зіткнення первинна заряджена частинка утворить δ -електрон з енергією більше Δ , то цю енергію не включають у значення dE , а δ -електрони з енергією більше Δ розглядають як самостійні первинні частинки. Значення Δ як вільного параметра залежить від конкретних умов. Максимальна енергія δ -частинок складає частину енергії первинної частинки, що приблизно дорівнює $4m_0M_0/(m_0 + M_0)^2$, де M_0 — маса первинної зарядженої частинки, m_0 - маса електрона. Така оцінка справедлива для важких заряджених частинок. Якщо первинною частинкою виступає електрон, максимальна енергія δ -частинок може складати лише половину його кінетичної енергії в момент зіткнення.

Поняття ЛПЕ відрізняється від поняття гальмової здатності речовини. Пояснимо цю різницю при більш детальному розгляді формування середнього значення енергетичних втрат dE .

Нехай паралельний пучок моно енергетичних заряджених частинок одного виду з енергією E падає перпендикулярно на плоский поглинач .

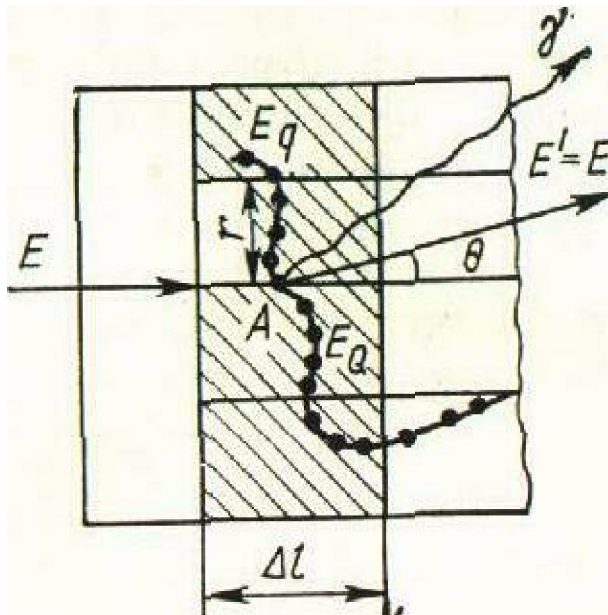


Рисунок 8.1

Виділимо в цьому поглиначі шар Δl , досить тонкий, щоб можна було зневажити багаторазовим розсіюванням. Довільно обрана частинка,

взаємодіючи з речовиною поглинача в деякій точці А, втрачає енергію ΔE і, відхилившись на кут θ , виходить із шару з енергією $E' = E - \Delta E$.

Втрачена енергія ΔE у залежності від виду процесу взаємодії може бути перетворена різними шляхами. Класифікуємо можливі компоненти загубленої енергії:

ΔE_A -енергія, що локалізована безпосередньо в місці взаємодії біля точки А;

ΔE_q - енергія, що перетворена в кінетичну енергію вторинних заряджених частинок, причому $\Delta E_q \leq \Delta$, де Δ - задана гранична енергія;

ΔE_Q - енергія, що перетворена в кінетичну енергію вторинних заряджених частинок, причому $\Delta E_Q > \Delta$

ΔE_γ — енергія, що перетворена в енергію фотонів.

У силу випадкового характеру процесів взаємодії випромінювання з речовиною втрачена енергія ΔE і її розподіл по цим складовим виявляються різними для кожної первинної частинки, що входить до складу розглянутого моно енергетичного пучка.

ЛПЕ не включає енергію, що перетворена в енергію фотонів (радіаційні втрати), і при заданому значенні граничної енергії Δ не включає кінетичну енергію таких вторинних частинок, для яких ця енергія більше Δ .

Якщо гранична енергія не обмежена, то ЛПЕ включає енергію всіх δ -електронів. В окремому випадку, коли радіаційними втратами можна зневажити, ЛПЕ збігається з гальмовою здатністю.

Для порівняння біологічних ефектів, що викликають різні види випромінювання, уведене поняття відносної біологічної ефективності (ВБЕ).

Відносна біологічна ефективність випромінювання — це відношення поглиненої дози зразкового випромінювання, що викликає певний біологічний ефект, до поглиненої дози даного випромінювання, що викликає той же біологічний ефект:

$$\eta = D_0/D_x \quad (8.11)$$

де η - ВБЕ; D_0 і D_x - дози відповідно зразкового і даного випромінювань, при яких спостерігається той самий біологічний ефект.

У якості зразкового випромінювання приймають рентгенівське випромінювання з граничною енергією фотонів 200 кеВ; для зразкового випромінювання $\eta = 1$; коефіцієнт η беруть рівним одиниці ($\eta = 1$) для фотонів будь-яких енергій.

ВБЕ залежить від виду випромінювання, його енергії, біологічної реакції, що спостерігається, розподілу випромінювання за часом, індивідуальних особливостей біологічного об'єкта й інших факторів, частина

яких ще недостатньо добре вивчена. Особливу значимість має залежність ВБЕ від ЛПЕ. На малюнку показана залежність ВБЕ від ЛПЕ, що отримана в радіобіологічних експериментах. Крива 1 відповідає складним біологічним системам, для яких спостерігається максимум ВБЕ при значенні ЛПЕ близько 100 кеВ/мкм. Крива 2 типова для інактивації деяких бактерій і вірусів. Починаючи з деяких значень ЛПЕ крива падає, не виявляючи максимумів чи мінімумів.

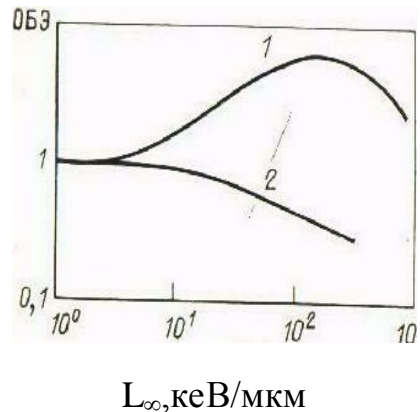


Рисунок 8.2 - Залежність ВБЕ від ЛПЕ

ВБЕ визначають у конкретних умовах радіобіологічного експерименту. Підсумовуючи й аналізуючи дані по ВБЕ, можна скласти уявлення про відносну радіаційну небезпеку для людини різних видів випромінювань.

Дані по ВБЕ, що отримані в радіобіологічних дослідженнях, є основою для встановлення гранично допустимих рівнів опромінення і норм радіаційної безпеки. З метою протирадіаційного захисту використовують, однак, не конкретне значення отриманої в експерименті ВБЕ, а так званий коефіцієнт якості випромінювання.

Коефіцієнт якості є регламентованою величиною ВБЕ, установлюваної спеціальними науковими комісіями на підставі медичних і радіобіологічних даних і призначеної для контролю радіаційної небезпеки, Звідси випливає, що в міру накопичування й уточнення даних по біологічній дії випромінювань коефіцієнти якості для різних видів випромінювань можуть бути переглянуті. Будучи основою при встановленні норм, що забезпечують радіаційну безпеку, коефіцієнти якості в Радянському Союзі були узаконені нормами радіаційної безпеки (НРБ - 86).

Крім чисельних значень коефіцієнта якості для різних видів випромінювань установлюється залежність коефіцієнта якості від ЛПЕ випромінювання. За основу береться крива виду 1 на рисунку 8.1. Однак і тут

зв'язок між коефіцієнтом якості і ЛПЕ встановлюється на основі узагальнення і аналізу даних по ВБЕ з урахуванням накопичених знань по наслідках опромінення, а не шляхом прямого спостереження цього зв'язку. У таблиці 8.1 наведені середні значень ЛПЕ у воді, з якими зіставлені значення коефіцієнта якості k . Коефіцієнти якості для проміжних значень ЛПЕ знаходять лінійною інтерполяцією. Прийнято, що випромінювання з однаковим коефіцієнтом якості при рівних дозах і однакових умовах опромінення приводять до однакового біологічного ефекту з погляду радіаційної безпеки. Коефіцієнт якості є залежним від ЛПЕ. Це- коефіцієнт, на який треба помножити поглинену дозу, щоб для цілей протирадіаційного захисту біологічний ефект опромінення людей виражався однією мірою незалежно від виду випромінювання.

Таблиця. 8.1 - Значення коефіцієнта якості для випромінювань з різними ЛПЕ

Вид випромінювання	Середня питома іонізація у воді, пар іонів/мкм	Середнє значення ЛПЕ у воді. кеВ/мкм	Коефіцієнт якості k
Фотонне випромінювання; електрони, позитрони	≤ 100	$\leq 3,5$	1
Важкі іонізуючі частинки	≤ 100	$\leq 3,5$	1
	100—200	3.5-7,0	1—2
	200—650	7,0-23	2—5
	650—1500	23—53	5—10
	1500—5000	53—175	10—20

Однак, введення коефіцієнта якості виявляється не завжди достатнім для кількісного опису біологічних ефектів опромінення, тому може виникнути необхідність в інших уточнюючих коефіцієнтах, наприклад у коефіцієнті розподілу, що враховував би неоднорідність розподілу джерел, інкорпорованих усередину організму.

Добуток поглиненої дози D на середній коефіцієнт якості іонізуючого випромінювання K у даному елементі об'єму біологічної тканини утворює

еквівалентну дозу іонізуючого випромінювань H :

$$H = kD. \quad (8.12)$$

Для змішаного випромінювання еквівалентну дозу визначають як суму добутків значень D_i , поглиненої дози окремих видів випромінювань на відповідні значення коефіцієнта якості для цих випромінювань до::

$$H = \sum k_i D_i. \quad (8.13)$$

У системі СІ встановлена одиниця еквівалентної дози зіверт, Зв— по імені шведського вченого Р. Зіверта. Один зіверт дорівнює еквівалентній дозі, при якій добуток поглиненої дози в біологічній тканині стандартної сполуки на середній коефіцієнт якості дорівнює 1 Дж/кг. Зіверт зв'язаний з позасистемною одиницею еквівалентної дози бер наступним співвідношенням:

$$1 \text{ Зв} = 100 \text{ бер.}$$

Міжнародна комісія з радіологічного захисту (МКРЗ) як міру радіаційного впливу на живий організм ввела в 1928 р. ефективну еквівалентну дозу H_{ef} , що визначається формулою

$$H_{ef} = \sum w_T D_T \quad (8.14)$$

де H_{ef} —середня еквівалентна доза в Т-м органі чи тканині організму; w_T - зважувачий коефіцієнт, що дорівнює відношенню імовірності виникнення стохастичних ефектів при опроміненні органа чи тканини Т до імовірності їхнього виникнення при рівномірному опроміненні всього тіла; w_T визначає внесок даного чи органа чи тканини в ризик несприятливих стохастичних ефектів для організму в цілому при рівномірному його опроміненні;

$$\sum w_T = 1.$$

Ефективна еквівалентна доза при нерівномірному по органах і тканинам опроміненні організму дорівнює такій еквівалентній дозі при рівномірному опроміненні, при якій ризик несприятливих наслідків виявляється тим же самим, що і при даному нерівномірному опроміненні.

Числові значення зважувачих коефіцієнтів встановлюються на основі коефіцієнтів ризику, що у свою чергу виводяться з даних радіобіологічних і медичних досліджень.

Колективна доза. Еквівалентна доза встановлює відповідність між поглиненою дозою випромінювання й очікуваним біологічним ефектом для даної людини; іншими словами, вона є мірою біологічної дії індивідуальної дози, отриманої конкретними особами. Отже, і очікувані біологічні наслідки зв'язані з конкретними особами. Однак у випадку опромінення великих груп людей корисно давати оцінку сумарного ефекту, що очікується.

Широке застосування атомної енергії визначає, що деяка частина населення професійно зв'язана з джерелами іонізуючих випромінювань. Для неї встановлені норми граничних рівнів опромінення, що гарантують повну безпеку здоров'я кожного працівника. Наряду з професійним опроміненням варто враховувати опромінення великих груп людей і усього населення як від природних джерел, так і від джерел, створених людиною. Прикладом може служити медичне опромінення. Додаток до природного радіаційного фону, що обумовлена діяльністю людей, невелика, і практично важливо враховувати вплив малого рівня опромінення на великі групи населення. При опроміненні малими дозами, що незначно перевищують природний радіаційний фон, можна чекати лише віддалених наслідків генетичної чи соматичної природи; соматичні ефекти виявляються безпосередньо у опромінених осіб, генетичні - в наступних поколіннях.

Особливість віддалених наслідків опромінення полягає в тому, що вони носять стохастичний характер і можуть бути виявлені лише статистичними методами на популяційному рівні. Розмір наслідку опромінення в цьому випадку визначається не тільки індивідуальною дозою, але і числом опромінених осіб.

Нехай серед деякої групи опромінених осіб $N(D)dD$ є число осіб, що одержали дозу в інтервалі від D до $D+dD$. Тоді величина D_S являє собою колективну дозу

$$D_S = \int_0^{\infty} DN(D)dD \quad (8.15)$$

Колективна доза, так само як і потужність дози, може бути віднесена до будь-якого числа осіб, що опромінюються. У граничному випадку, коли розглядається одна людина, колективна доза дорівнює індивідуальній; в іншому граничному випадку, коли розглядаються цілі популяції аж до всього населення земної кулі, колективну дозу називають популяційною.

Колективна доза і її потужність особливо зручні для оцінки дії конкретного джерела при опроміненні великих груп людей. Як міру загального опромінення популяції від даного джерела може бути прийнята парціальна колективна (чи популяційна) доза.

Слово «парціальна» відбиває той факт, що доза зв'язана з конкретним джерелом; при наявності декількох джерел загальна доза дорівнює сумі парціальних. Парціальна доза накопичується за увесь час дії джерела й у цьому сенсі виступає як прогнозована чи очікувана доза. З формул видно, що в якості вихідної виступає інформація про розподіл дози серед розглянутої групи осіб. Цю інформацію одержують на основі даних дозиметричного контролю. Щоб кількісно оцінити очікуваний біологічний ефект при

опроміненні великих груп людей, знання популяційної дози недостатньо. Ми можемо лише сказати, що зі збільшенням популяційної дози ефект зростає. Мірою очікуваного ефекту може служити біологічно значима доза. Під біологічно значимою дозою будемо розуміти таку дозу випромінювання, що у випадку, якби вона була отримана кожною людиною даної групи (популяції), викликала б такі ж біологічні наслідки, що і реальний розподіл дози.

8.2 Методи реєстрації іонізуючого випромінювання та вимірювальна техніка

Загальна характеристика методів детектування іонізуючого випромінювання та основні характеристики детекторів іонізуючого випромінювання

Основні методи детектування іонізуючого випромінювання:

- іонізаційні;
- сцинтиляційні;
- напівпровідникові;
- калориметричні;
- радіохімічні.

Основні характеристики детекторів іонізуючого випромінювання:

- енергетична розрізнявальна здатність;
- часова розрізнявальна здатність «мертвий час»;
- чутливість;
- функція відгуку.

Визначення енергетичної розрізнявальної здатності. Мінімальна різниця в енергіях двох частинок, при якій детектор реєструє їх як дві, а не одну частинку називається енергетичною розрізнявальною здатністю (енергетичний розподіл ΔE). Вона на енергетичній шкалі дорівнює ширині амплітудного піку на його напіввисоті. (ΔE виражається в еВ, а $\frac{\Delta E}{E}$ - у %).

Визначення «мертвого часу». Час, продовж якого лічильник не реагує на частинки, що попадають в нього, називається «мертвим часом» лічильника. Величина, яка зворотна до «мертвого часу», називається розрізнявальною здатністю лічильника.

Розрізнявальна здатність лічильника, визначає максимальне число частинок, що може зареєструвати лічильник за 1 сек.

Імпульси струму, що виникають у результаті іонізації газу в лічильнику Гейгера-Мюлера подаються на ламповий підсилювач і від нього на механічний або електронний пристрій, що рахує імпульси.

Визначення «мертвого часу» лічильника методом двох препаратів.

Якщо «мертвий час» τ відомо, то неважко визначити кількість частинок N , що потрапили у лічильник за 1 сек. Так як реєстрація кожної частинки має «мертвий час», то загальний «мертвий час» буде дорівнювати

$$\Delta t = \tau \cdot N_{\text{вим.}} \quad (8.16)$$

Реальна кількість частинок визначається з співвідношення:

$$N = N_{\text{вим.}} + N \cdot \Delta t. \quad (8.17)$$

Звідси:

$$N = \frac{N_{\text{вим.}}}{1 - N_{\text{вим.}} \cdot \tau}. \quad (8.18)$$

Вимірювання роблять в області Гейгера Беруть два радіоактивних препарати. Один з них дає N_1 частинок, а інший N_2 частинок за хвилину.

1. Розміщують препарат №1, а потім N_2 по черзі під лічильник. По черзі знімають показання N_1 та N_2 лічильника за 1 хв. для кожного препарата.

Розміщують одночасно два препарати і знімають показання $N_{1,2}$ лічильника за той же проміжок часу

$$N_{12} = \frac{N_{12\text{вим.}}}{1 - N_{12\text{вим.}} \cdot \tau}. \quad (8.19)$$

3. Розраховують мертвий час за формулою:

$$\tau = \frac{N_{1\text{вим.}} + N_{2\text{вим.}} - N_{12\text{вим.}}}{2 \cdot N_{1\text{вим.}} \cdot N_{2\text{вим.}}}. \quad (8.20)$$

Обчислюють розрізнявальну здатність лічильника $\beta = \frac{1}{\tau}$.

Чутливість детектора. Це - відношення кількості зареєстрованих детектором ядерних частинок до загальної кількості частинок, які попали у чуттєвий об'єм детектора. Називається також ефективністю детектора.

Функція відгуку. Кореляційна функція, яка пов'язує між собою істинний і апаратний спектри іонізуючого випромінювання називається функцією відгуку. Розподіл по енергіях випромінювань від радіонуклідів називається істинним спектром, а розподіл сигналів від детекторів по амплітудах – апаратним.

Зв'язок між апаратним і істинним спектрами описується інтегральним рівнянням Фредгольма першого роду:

$$N(V) = \int \Phi(E) \cdot G(E, V) dV, \quad (8.21)$$

де E – енергія випромінювання, що реєструється, $\Phi(E)$ – функція істинного розподілу випромінювання, $G(E, V)$ – імовірність того, що випромінювання E при влученні частинки в детектор створює сигнал V (функція відгуку).

Вибірковість спектрометра – відношення ймовірностей реєстрації досліджуваного і супровідного випромінювань.

Іонізаційний метод дозиметрії

Іонізаційний **метод** заснований на здатності випромінювання іонізувати атоми та молекули речовини детектора. На цьому методі заснована робота камери Вільсона, бульбашкової камери, лічильників Гейгера-Мюллера.

Для реєстрації ядерних частинок широко застосовуються лічильники Гейгера-Мюллера, який являє собою циліндричний конденсатор, розміщений у скляній трубці, що наповнена газом при тиску порядку 100 мм, рт. ст.. Одним електродом лічильника служить металева нитка, іншим – провідний шар, нанесений на внутрішню поверхню трубки. Оскільки газ у трубці є діелектриком, то при напрузі недостатньої для його пробію і відсутності радіоактивного випромінювання струму в ланцюзі лічильника немає. Частинка, що виникає в процесі радіоактивного розпаду, попадає в простір між електродами лічильника і викликає іонізацію атомів газу. Електрони, що утворилися, і іони під дією полю спрямовуються на електроди. У ланцюзі лічильника виникає короточасний імпульс струму.

За характером окремих ділянок вольт-амперної характеристики лічильника (рисунок 8.3) можна визначити різні режими його роботи.

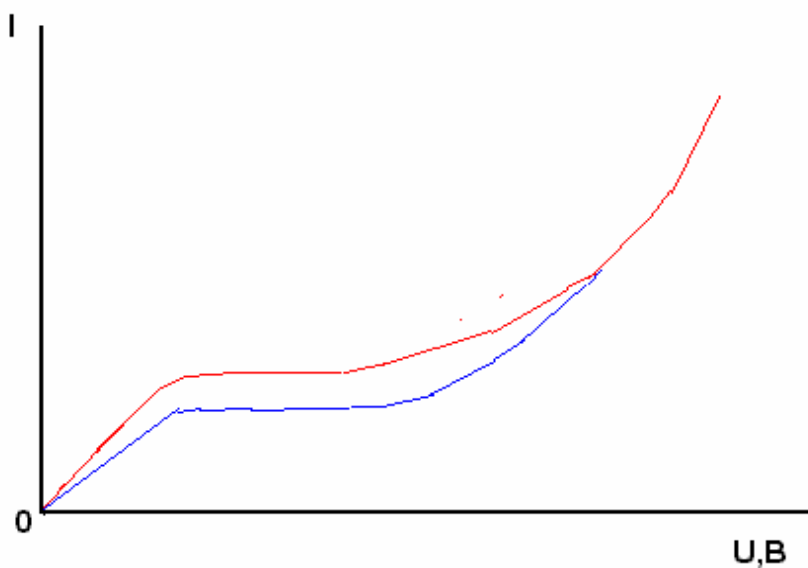


Рисунок 8.3

1. Зона збирання заряду
2. Зона роботи іонізаційної камери
3. Зона пропорційності
4. Зона обмеженої пропорційності
5. Зона Гейгера.
6. Зона неперервного розряду

Зона Гейгера є найбільш зручною в роботі для визначення кількості частинок іонізуючого випромінювання, що досліджується.

У цій області напруга досягає такого значення, що самостійний розряд починається лише при влученні в молекулу газу частинки іонізуючого випромінювання. Для того, щоб зафіксувати наступну частинку необхідно погасити виниклий розряд, підготувати тим самим лічильник до подальшої роботи. У цій області створюються імпульси однакової величини від будь-якої іонізуючої частинки.

Існує два методи гасіння розряду:

а) не самогаснучі лічильники – у коло лічильника включається опір порядку 10^9 Ом, на якому відбувається спадання напруги, потенціал анода зменшується і лічильник гасне.

б) лічильники, що самогасяться – лічильник заповнюється спеціально підібраними сумішами багатоатомних газів, дія яких приводить до припинення розряду.

Гасіння лічильника здійснюється впродовж деякого часу 10^{-3} - 10^{-4} с. У цей час - «мертвий час» - лічильник не реагує на частинки, що попадають в нього.

Залежність кількості імпульсів від прикладеної напруги при постійної дії джерела радіоактивного випромінювання називається лічильною характеристикою.

Дозиметр-радіометр МКС-05 "ТЕРРА" призначений для вимірювання амбієнтного еквівалента дози (ЕД) і потужності амбієнтного еквівалента дози (ПЕД) рентгенівського випромінень (далі-фотонного випромінення), а також поверхневої густини потоку частинок бета-випромінення. Дозиметр використовується для екологічних досліджень; як наочне обладнання для закладів освіти, для дозиметричного і радіометричного контролю на промислових підприємствах; контролю радіаційної чистоти житлових приміщень, будівель і споруд, території, що до них прилягає, предметів побуту, одягу, поверхні ґрунту на присадибних ділянках, транспортних засобів.



Рисунок 8.4 - Зовнішній вигляд дозиметра ТЕРРА

Призначення:

Вимірювання потужності еквівалентної дози (ПЕД) гамма – та рентгенівського випромінювань.

Вимірювання еквівалентної дози (ЕД) гамма - та рентгенівського випромінювань.

Вимірювання поверхневої щільності потоку бета-частинок.

Вимірювання часу накопичення еквівалентної дози.

Вимірювання реального часу (годинник).

Особливості:

Наявність п'яти незалежних вимірювальних каналів з почерговим виведенням інформації на один рідкокристалічний індикатор.

Вбудований гамма-, бета-чутливий лічильник Гейгера-Мюллера.

Оперативна оцінка гамма-фону протягом 10 секунд.

Автоматичне віднімання гамма-фону при вимірюванні бета-забрудненості.

Усереднення результатів вимірювань з можливістю ручного та автоматичного його переривання.

Автоматичний вибір інтервалів та діапазонів вимірювань.

Звукова сигналізація кожного зареєстрованого гамма-кванта чи бета-частинки з можливістю її відключення.

Побудова дозиметра та принцип його роботи. Конструкція дозиметра

Дозиметр виконаний в плоскому прямокутному пластмасовому корпусі. Корпус дозиметра (рисунок 1) складається з нижньої (1) та верхньої (2) накривок. У середній частині верхньої накривки (2) дозиметра

розташовано РКІ (3), зліва і праворуч над нею - дві кнопки управління роботою дозиметра – ПОРІГ (4) і РЕЖИМ (5).

Сцинтиляційний метод дозиметрії

Випромінювання, взаємодіючи з речовиною сцинтилятора, утворює у ньому електрони, що, поглинаючи в сцинтиляторі, створюють спалахи. Світло від спалахів падає на фотокатод фотоелектронного помножувача (ФЕП). З фотокатода вибиваються фотоелектрони, і посилений електронний струм попадає на анод. Кожному електрону, поглиненому в сцинтиляторі, відповідає імпульс струму в анодному ланцюзі ФЕП, отже, виміру може підлягати як середнє значення анодного струму, так і число імпульсів струму в одиницю часу. Відповідно до цього розрізняють струмовий і лічильний режими сцинтиляційного дозиметра.

Для цілей дозиметрії необхідно установити зв'язок між анодним струмом (струмовий режим) чи швидкістю лічби (лічильний режим) і потужністю дози в зразковій речовині. Як і в іонізаційному дозиметрі, струм у сцинтиляційному дозиметрі відповідає поглиненій енергії випромінювання, а швидкість рахунку — щільності потоку фотонів.

Різний механізм висвітлювання органічних і неорганічних сцинтиляторів визначає розходження їхніх основних характеристик: конверсійної ефективності, залежності конверсійної ефективності від енергії заряджених частинок, спектрального складу і тривалості сцинтиляцій; для дозиметрії також важливий ефективний атомний номер речовини сцинтилятора.

Конверсійна ефективність визначає ту частину загубленої в сцинтиляторі зарядженою частинкою енергії, що перетворюється в енергію світлових фотонів. Якщо в сцинтиляторі в одиницю часу поглинається енергія електронів ΔE_c і випускаються фотони з загальною енергією $E\phi$, то конверсійна ефективність

$$\eta = E\phi / \Delta E_c. \quad (8.22)$$

У кожній сцинтиляції виникають фотони, що мають різну енергію. Оптичний спектр сцинтиляцій практично не залежить від енергії зарядженої частинки і визначається складом речовини сцинтилятора.

Не усі фотони, що виникають у сцинтиляційному процесі, досягають фотокатода помножувача. Взаємодія світлових фотонів з речовиною сцинтилятора приводить до зменшення їхнього числа і зміни їхньої середньої енергії. Вихід фотоелектронів з фотокатода істотно залежить від спектрального складу світла, тому завжди бажано, щоб спектр сцинтиляційних фотонів відповідав максимуму спектральної чутливості фотокатода. Експериментально отримані значення виходу фотоелектронів на один випущений сцинтилятором світловий фотон 0,025—0,05. Ці значення,

що включають утрати світла в сцинтиляторі, отримані при відповідності спектра сцинтиляцій чутливості фотокатода.

Конверсійна ефективність у загальному випадку залежить від виду й енергії заряджених частинок і типу сцинтилятора. Істотне значення має не тільки абсолютна величина конверсійної ефективності, але і залежність її від енергії частинок за інших рівних умов. Сталість конверсійної ефективності означає наявність простої пропорційності між енергією, поглиненої в сцинтиляторі, і виходом фотоелектронів. Конверсійна ефективність неорганічних сцинтиляторів при опроміненні електронами може вважатися практично постійною для електронів з енергією вище 1 кеВ. Для органічних сцинтиляторів залежність конверсійної ефективності від енергії заряджених частинок більш сильна, ніж у неорганічних сцинтиляторів; при опроміненні електронами конверсійна ефективність зростає зі збільшенням енергії, прагнучи до постійної величини (для антрацену). Для електронів з енергією вище 100 кеВ конверсійну ефективність органічних сцинтиляторів можна вважати незалежною від енергії частинок. По світловиходу і сталості конверсійної ефективності неорганічні сцинтилятори мають перевагу перед органічними. Однак у дозиметрії важливу роль грає ефективний атомний номер речовини сцинтилятора, і тому переваги залишаються за органічними сцинтиляторами.

Напівпровідникові дозиметричні детектори

Застосування напівпровідників як дозиметричних детекторів засновано на їх здатності реєструвати іонізуючі частинки. Напівпровідник як лічильник елементарних частинок виступає як аналог імпульсної іонізаційної камери, але в основі роботи лічильника лежить іонізація атомів твердого тіла. У порівнянні з газовими іонізаційними детекторами напівпровідникові лічильники мають особливості, що визначають їхні переваги і недоліки і можливість використання для дозиметрії.

Результатом іонізації в напівпровіднику є поява вільних електронів у зоні провідності і дірок у валентній зоні. Ширина забороненої зони не перевершує декількох електрон-вольтів, тому й енергія, що необхідна для утворення пари “електрон-дірка”, є величиною того ж порядку. Це одна з особливостей, що відрізняють їх від газових іонізаційних камер, де середня енергія утворення однієї пари іонів складає десятки електрон-вольтів (для повітря 34 еВ). Таким чином, у розрахунку на однакову поглинену енергію в напівпровідниковому детекторі утвориться приблизно на порядок більший носіїв електричних зарядів, чим у чуттовому об’ємі іонізаційної камери. Густина речовини напівпровідникового детектора на кілька порядків (приблизно 10^3) вище густини газу в звичайній іонізаційній камері, тому і

поглинена енергія (у розрахунку на однакову густину потоку випромінювання) у напівпровідниковому детекторі на кілька порядків більше, ніж у газовому. Таким чином, у тому самому полі випромінювання іонізаційний ефект у напівпровідниковому детекторі буде на кілька порядків вище, ніж в іонізаційній камері. Це визначає їхню головну перевагу; висока чутливість при малих розмірах. Інша важлива особливість напівпровідникових детекторів у порівнянні з газовими - висока рухливість носіїв. Наприклад, у кремнії при кімнатній температурі рухливість негативних носіїв (електронів) дорівнює $1300 \text{ см}^2/(\text{В}\cdot\text{с})$, а позитивних (дірок)— $500 \text{ см}^2/(\text{В}\cdot\text{с})$. Висока рухливість носіїв зарядів визначає малий час збирання електричних зарядів на електроди і як наслідок велику розрізнявальну здатність детектора при лічильно-імпульсному режимі роботи (мертвий час).

Малий час збирання істотно знижує імовірність рекомбінації позитивних і негативних зарядів. Крім того, велика рухливість носіїв зарядів за інших рівних умов забезпечує більший іонізаційний струм. У розрахунку на однаковий іонізаційний ефект напівпровідниковий детектор вимагає на кілька порядків меншої електричної напруги, ніж газовий. Це ще одна перевага напівпровідників.

Порівняно мала ширина забороненої зони обумовлює появу вільних електричних зарядів у результаті флуктуації енергії теплового руху. Це приводить до того, що порівняно висока «фонова» провідність напівпровідника істотно залежить від температури. Тут ми маємо справу з однією з найбільш серйозних труднощів при використанні напівпровідників як дозиметричних детекторів.

Дозиметричні характеристики напівпровідникових детекторів. Переваги напівпровідників повною мірою очевидні, коли вони служать лічильниками і спектрометричними детекторами. Використання напівпровідникових детекторів власне в дозиметрії для виміру експозиційної і поглиненої доз обмежено помітною залежністю дозової чутливості від енергії випромінювання. Незважаючи на аналогію з іонізаційною камерою по механізму дії, у дозиметричному відношенні напівпровідникові детектори, скоріше, схожі на сцинтиляційні детектори. Теоретичний аналіз залежності вимірюваного сигналу від поглиненої енергії не дає простого і надійного способу компенсації енергетичної залежності чутливості. Проте малі габарити, можливість створення практично точкових дозиметрів з малою напругою живлення роблять напівпровідникові детектори незамінними в клінічній дозиметрії і радіобіологічних дослідженнях. Принциповий недолік напівпровідникових дозиметрів — невизначеність у величині чуттєвого об'єму. У вже виготовленому дозиметрі можна вимірити чуттєвий об'єм,

однак, по-перше, цей об'єм залежить від умов експлуатації і, по-друге, практично неможливо виготовити дозиметр із точно заданими розмірами чуттєвої області. Це утруднює, принаймні на сьогоднішній день, можливість застосування напівпровідникових дозиметрів як метрологічних установок для абсолютних вимірів дози. .

Щоб бути зареєстрованою, іонізуюча частинка не обов'язково повинна створювати заряди безпосередньо в чуттєвому об'ємі. Додаткові носії зарядів, створені в межах дифузійної довжини від чуттєвого шару, можуть у результаті дифузії потрапити в збіднену зону і створити іонізаційний імпульс.

Фактична можливість реєстрації частинок, що не потрапили в чуттєву область, визначається постійною часу системи. Постійну часу вибирають з оптимальних умов стосовно ефекту фону. При опроміненні напівпровідника фотонами вторинні електрони будуть створюватися у всьому об'ємі детектора. При перетинанні ними чуттєвої області виникають електричні імпульси, які можуть бути зареєстровані або з урахуванням, або без урахування їхньої амплітуди.

Амплітуда імпульсу пропорційна числу зарядів у чуттєвому шарі.

Наявність фонових носіїв заряду не дозволяє реєструвати частинки, що роблять малу іонізацію. Для поліпшення співвідношення ефект-шум необхідно відітнути імпульси нижче певної величини. Тоді реєструватися будуть всі імпульси вище деякого рівня дискримінації.

Радіаційні ушкодження викликають зміни електричних властивостей напівпровідника, приводячи до росту питомого опору.

Необоротні радіаційно - індукційовані зміни електричної провідності напівпровідникових детекторів самі по собі можуть бути використані для виміру дози іонізуючого випромінювання

Радіофотолюмінесцентні дозиметри. Два види люмінесценції одержали визнання в дозиметрії: радіофотолюмінесценція і радіотермолюмінесценція.

У якості радіофотолюмінесцентних детекторів практичне значення для дозиметрії мають тільки неорганічні матеріали, активовані сріблом. Однак, застосування неорганічних кристалів зв'язано із труднощами, що виникають при їхньому виготовленні.

У СРСР був запропонований радіофотолюмінесцентний дозиметр на основі хлористого натрію $\text{NaCl}(\text{Ag})$, активованого сріблом. Найбільше поширення одержали, однак, метафосфатні скла. Їх склад визначає основні дозиметричні якості: ефективний атомний номер, фонову люмінесценцію, відносну чутливість, енергетичну залежність.

Програмний комплекс для емуляції апаратурних гамма-спектрів в реальному часі GAMMALAB

Комплекс GammaLab це набір програмних модулів та баз даних, які працюють під керуванням єдиної графічної оболонки. Функціональна схема GammaLab із зазначенням призначення базових програмних одиниць, що входять до його складу, має наступний вигляд рисунок 8.5.

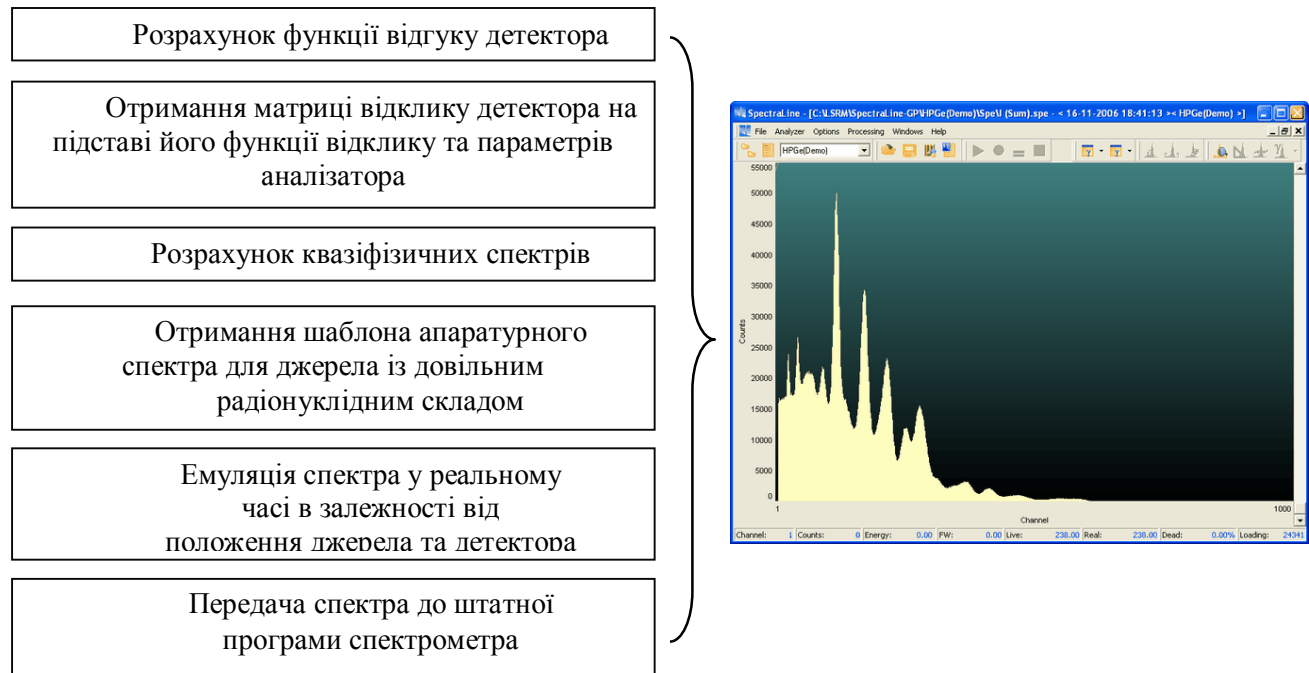


Рисунок 8.5 Функціональна схема комплексу GammaLab

Програмний комплекс GammaLab, призначений для моделювання в реальному часі апаратурних гамма-спектрів напівпровідникових та сцинтиляційних детекторів під час вимірювань широкого кола джерел, довільної просторової конфігурації та радіонуклідного складу. Комплекс може бути використаним у якості симулятора для навчання роботі із спектрометричним устаткуванням та програмним забезпеченням за відсутності дорогого обладнання та з метою запобігання робіт з реальними джерелами іонізуючого випромінювання. За його допомогою можуть вирішуватись задачі калібрування апаратури, а також тестування програмного забезпечення та методик вимірювання у випадках, коли атестовані джерела випромінювання з заданими властивостями (розмірами, фізико-хімічними характеристиками, радіонуклідним складом) відсутні, або їх виготовлення потребує значних витрат.

Для вирішування вищезазначених задач GammaLab дозволяє створювати "гамма-спектрометричну лабораторію" з віртуальними

детекторами та джерелами. Комплекс інтегровано до спектрометричного програмного забезпечення, яке постачається під маркою «ЛСРМ» - відомого виробника програмних продуктів у галузі спектрометрії та радіометрії.

За допомогою GammaLab можуть проводитись розрахунки модельних гамма-спектрів, як для точкових, так і об'ємних циліндричних джерел випромінювання. Є можливість розгляду важливих з точки зору практики ситуацій розташування джерела у багатошаровому захисному контейнері. Як і у випадку детектора та коліматора, спеціальна графічна оболонка дозволяє специфікувати геометричні розміри та матеріали джерела та оболонок контейнера.

Процес моделювання гамма-спектрів за допомогою GammaLab складається з двох етапів. На першому етапі генеруються так звані шаблони спектрів - набір гамма-спектрів, розрахованих для даного радіонуклідного складу джерела випромінювання та даної геометрії вимірювання, вміщуючи геометрію джерела, контейнера, детектора та коліматора.

Шаблони розраховуються для сукупності точок простору навколо джерела та набору орієнтувань детектора у кожній такій точці. Також враховуються характеристики енергетичної шкали та роздільної здібності за енергією віртуального гамма-спектрометра.

У другому етапі, на підставі отриманих шаблонів відбувається моделювання гамма-спектра у реальному часі для конкретного розташування та взаємного орієнтування детектора та джерелі із відображенням процесу набору спектра у штатній спектрометричній програмі (SpectraLine [28]).

В основі методики розрахунку шаблонів гамма-спектрів покладено метод статистичних випробувань (метод Монте-Карло), як найбільш адекватний для розв'язку даної задачі [29].

Застосована схема розрахунку схематично надається на рисунку 8.6. Розрахунок заснований на підході, який дозволяє використовувати один і той самий набір стандартизованих функцій відгуку детектора для моделювання спектрів від довільних джерел випромінювання.

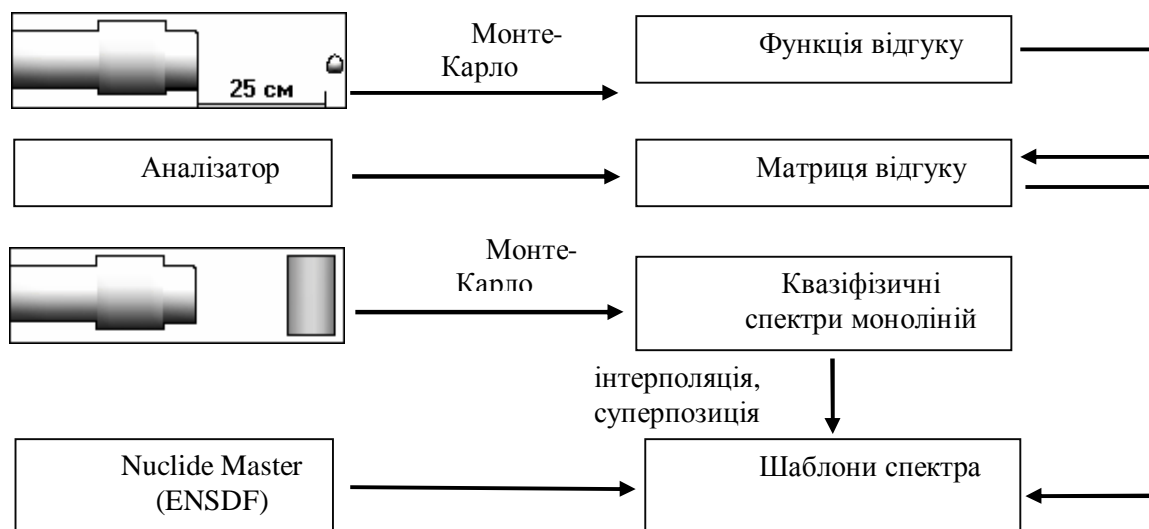


Рисунок 8.6 - Схема розрахунку шаблонів спектрів

Напочатку із використанням імітаційної схеми Монте-Карло відбувається розрахунок нормалізованих функцій відгуку детектора для стандартизованої геометрії вимірювання - точкове джерело розташоване на вісі обертання детектора на відстані 25 см від його вхідного вікна. Функції відгуку розраховуються для заданого енергетичного діапазону (наприклад: 30 кеВ - 3 МеВ) та логарифмічною/лінійною сіткою за енергією гамма-променів, що реєструються.

У кожній розрахунковій точці функція відгуку уявляє собою сукупність ефективностей реєстрації за піком повного поглинання, пікам одиночного та подвійного виліту, піком 511 кеВ, піками виліту рентгенівських характеристичних квантів, а також параметрів кусково-безперервної поліноміальної апроксимації форми безперервного комптонівського розподілу.

Транспорт фотонів відбувається із урахуванням основних типів взаємодії - когерентного розсіювання, фотоефекта, ефекту народження пар та комптонівського розсіювання. Випромінювання гамма-променів джерела моделюється у межах тілесного кута детектора.

На підставі отриманих функцій відгуку та параметрів аналізатора (кількість каналів, ціна каналу та роздільна здібність за енергією для ліній 122 кеВ та 1.33 МеВ) розраховується матриця відгуку детектора з енергетичним кроком, що дорівнює енергетичній ціні каналу аналізатора.

Далі, методом Монте-Карло розраховуються квазіфізичні спектри випромінювання для заданого діапазону енергій гамма-променів, для заданої енергетичної сітки та для заданого набору точок розташування спектрометра

(детектор + коліматор) та його орієнтації відносно джерела (контейнер + зразок).

Квазіфізичні спектри уявляють собою згортку реального фізичного спектру випромінювання, що утворюється контейнеризованим джерелом, та повної ефективності реєстрації детектуємої системи.

Квазіфізичні спектри у кожній розрахунковій точці, які характеризуються енергією гамма-променів, взаємним розташуванням і орієнтацією спектрометра та джерела, уявляють собою сукупність інтенсивностей прямого (нерозсіяного) випромінювання джерела, інтенсивностей анігиляційного випромінювання, а також параметрів кусково-безперервної поліноміальної параметризації безперервного розподілу розсіяних фотонів.

По закінченні розрахунків методом Монте-Карло для отримання сумарного спектру проводиться суперпозиція квазіфізичних спектрів моноліній у відповідності з інтенсивностями ліній випромінювання джерела.

Інтенсивності ліній випромінювання розраховуються для заданої активності та радіонуклідного складу джерела на підставі даних бібліотеки ядерних даних, які містяться у пакеті NuclideMaster [30].

Отриманий сумарний квазіфізичний спектр у подальшому згортається з матрицею відгуку детектора для отримання шаблону апаратурного спектра для заданих параметрів спектрометра (детектор + коліматор + аналізатор) та джерела (контейнер + зразок + радіонукліди). Ця процедура виконується для кожної розрахункової точки простору та кожної орієнтації детектора відносно джерела.

Для моделювання апаратурних спектрів у реальному часі використовується алгоритм швидкого моделювання, який полягає у перенормуванні розрахованих шаблонів з урахуванням конкретного розташування та орієнтації спектрометра відносно джерела випромінювання.

На рисунку 8.7 демонструється процес емуляції набору спектра джерел Cs-137 сцинтиляційним детектором.

Процес генерації апаратурного спектра у реальному часі схематично можна описати наступним чином. На макеті робочого місця оператора відображаються детектор та вимірюєме джерело (одне або декілька). Трьохвимірний графік дозволяє оператору імітувати переміщення детектора та джерел, а також задавати зручнішу орієнтацію робочого стола.

Після генерації "ідеального" апаратурного спектра за допомогою описаного вище алгоритму швидкого моделювання, він перетворюється на "реальний", враховуючи умови проведення вимірювань та текучий стан апаратури.

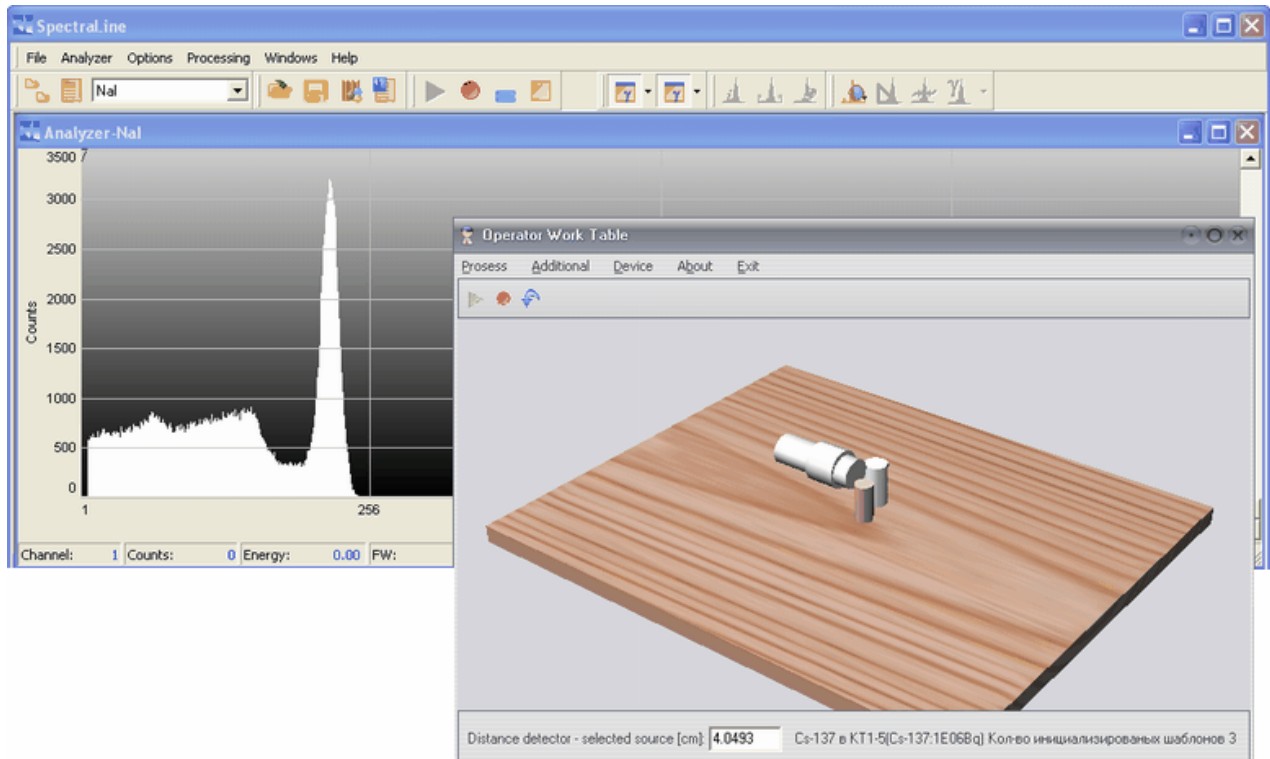


Рисунок 8.7 Емуляція спектра джерел Cs-137 у режимі реального часу

Розроблені алгоритми генерації "реального" спектра дозволяють імітувати статистичний процес накопичування спектра, вплив оточуючого радіаційного фону, а також стан апаратури та відповідні апаратурні ефекти (уширення піків, зсув піків, шуми електроніки) в залежності від загрузки. "Реальний" спектр передається до програми спектрометра із використанням протоколу передачі спектрометричних даних до вікна аналізатора.

Моделювання апаратурних гамма-спектрів є особливо перспективним для аналізу складних гамма-спектрів, потребуючих знання функції відгуку детектора у широкому діапазоні енергій.

При аналізі сцинтиляційних спектрів суттєву роль відіграє також правильний опис комптонівського розподілу, форму якого важко однозначно оцінювати за вимірним спектром.

Важливе практичне застосування модельних спектрів пов'язане із використанням метода обробки на базі еталонних гамма-спектрів. Слід підкреслити, що отримання функції відгуку детектора у широкому діапазоні енергій є не тривіальною експериментальною задачею. Поперед все, це пов'язано с тим, що кількість придатних для калібрування радіонуклідів, які мають умовно моноенергетичне випромінювання - обмежена (це добре відомі джерела з набору ОСГІ - Am-241, Ce -139, Hg-203, Sn-113, Cs-137, Mn-54, Zn-115), а отримання функцій відгуку з використанням багатореперних джерел потребує застосування складних інтерполяційних процедур, які вносять

додаткову невизначеність. У той ж час, розрахунок функцій відгуку та отримання еталонних спектрів можливе із застосуванням програмного комплексу GammaLab.

Приклад роботи GammaLab у режимі навчання для випадку точкового джерела Th-232 та напівпровідникового детектора наведено на рис.4.9

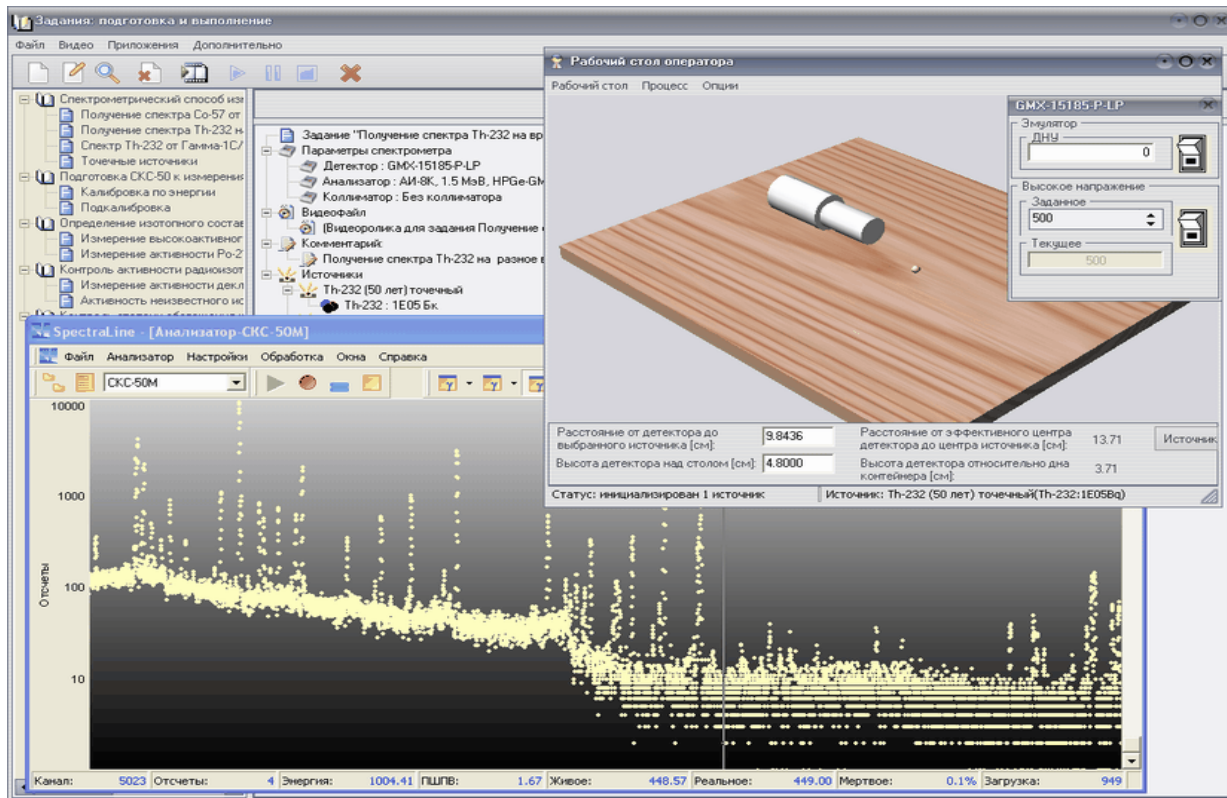


Рисунок 8.8 - Оболонка программы WorkMaster.

Програмный комплекс GammaLab може використовуватись для навчання роботі із спектрометричним устаткуванням. До складу комплексу входить програмна оболонка WorkMaster, яка призначена для формування та виконання завдань у режимі адміністратора або оператора. Завдання уявляє собою запис, який містить перелік зразків та їх початкові координати на робочому столі, демонстраційний відеоролик та коментарії.

У режимі адміністратора WorkMaster дозволяє створювати нові завдання, доповнюючи або змінюючи базу шаблонів гамма-спектрів. У режимі оператора з пропонованого списку вибирається існуюче завдання, після чого відображається робочий стіл та запускається штатна програма спектрометра. Після запуску аналізатора у режимі реального часу емулюється набір спектра.

8.3 Розрахунки ступеня очищення об'єктів навколишнього середовища в сучасних технологічних установках

Розрахунки пилеосаджувальних камер

Метою розрахунку пилеосаджувальних камер є підбір їх габаритних розмірів і визначення коефіцієнта очищення. У загальному випадку коефіцієнти очищення можуть бути знайдені дослідним шляхом.

Конструювання осаджувальних камер засноване на підрахунку сил, діючих на частинку, і швидкості вертикального руху донизу під дією результуючої сили. Відповідно до закону Ньютона прискорення вертикального руху частинок визначається результуючою дією сили тяжіння, плавучості і опору середовища. У разі газового потоку ефектом плавучості можна знехтувати. Силу опору виражають через коефіцієнт опору ζ , що залежить від числа Рейнольдса Re . Рівняння руху частинки:

$$m \frac{dw_{oc}}{dt} = mg - \zeta \frac{\rho w_{oc}^2}{2} \pi r^2, \quad (8.23)$$

Де r , d – радіус та діаметр частинки; m - маса частинки; w_{oc} - швидкість руху частинки; t - час; g - прискорення сили тяжіння; ρ - щільність середовища (газу);

Функціональну залежність між ζ і Re беруть зі стандартних графіків або рівнянь, що описують рух окремої сферичної частинки. При $Re < 0,5$ ця залежність характеризується законом Стокса $\zeta = 24/Re$. Для великих Re можна використовувати емпіричне рівняння Клячко:

$$\zeta = 24 / Re + 4 / Re^{\frac{1}{2}}, \quad (8.24)$$

яке може бути застосовано в діапазоні $0,5 < Re < 800$. Для маленьких частинок у виразі для сили опору слід вводити поправку Канінгема на ковзання, але в цьому випадку гравітаційне осадження вже не грає ролі.

Вертикальне прискорення частинки продовжується доти, поки сила ваги не стане рівною силі опору; після цього частинка рухається з постійною швидкістю. Ця швидкість називається стаціонарною швидкістю осадження частинки.

Час, який необхідний для досягнення цієї швидкості, дуже малий, стаціонарна швидкість може бути знайдена, якщо ліву частину рівняння прирівняти нулю.

Цей вираз визначає число Галілея Ga .

$$Ga = 4 g d^3 \rho (\rho_k - \rho) / 3 \mu^2, \quad (8.25)$$

де μ - в'язкість газу; ρ - густина газу, ρ_k, d - густина та діаметр дисперсної частинки.

Пряме співвідношення між діаметром частинки і w_{oc} можна дати через комбінацію $(Re/\zeta)^{1/3}$ в функції $Ga^{1/3}$. Ця залежність добре виражається емпіричним співвідношенням

$$\lg (Re / \zeta)^{1/3} = -1,387 + 2,153 \lg Ga^{1/3} + 0,548 \lg 2Ga^{1/3} + 0,05665 \lg 2Ga^{1/3}$$

Таким чином, щоб розрахувати стаціонарну швидкість осадження частинок будь-якого розміру d спочатку треба знайти критерій Ga . Потім розраховують Re/ζ , а потім отримують w_{oc} , використовуючи дане вище визначення Re/ζ .

Розрахунки вентиляційних систем

Для захисту атмосферного повітря у закритих приміщеннях встановлюють вентиляційні системи, потужність яких розраховується за даними розмірів забруднених приміщень та ступеня забруднення. Кожна вентиляційна система включає до себе вентиляційний канал (вентиляційні труби, які підходять до джерел забруднення, і колектор, до яких вони збираються), вентиляційний насос та електродвигун потрібною потужністю, з яким працює насос.

Електродвигун має забезпечити таку потужність роботи насоса, щоб на стінках вентиляційного каналу не осаджалися дисперсні частинки пилу, забруднюючого повітря. Накопичення пилу у вентканалах може призвести до низького ступеня очищення повітря, а також до загоряння і вибуху.

Розрахунки циклонів. Запилені гази подаються в циклони через тангенціальні або аксіальні завихрителі і роблять всередині апаратів складний обертально-поступальний рух.

На частинки, що зважені в потоці усередині циклону, діє сила інерції, яка прагне змістити їх з криволінійних ліній струму по дотичним, спрямованим під деяким кутом вниз і до стінки корпусу.

Частинки, що стикаються з внутрішньою поверхнею стінки, під дією сил тяжіння, інерції опускаються відносно газового потоку вниз і потрапляють в пилеприємник (бункер). Частинки, які не досягли стінки, продовжують рух по криволінійних лініях струму і можуть бути винесені з циклону газовим потоком, який може захопити і деяку кількість осілих в бункер частинок.

Вважаючи, що траєкторії руху зважених частинок близькі до кіл, можна величину сили інерції прийняти пропорційною квадрату тангенціальної швидкості, масі частинок і обернено пропорційною радіусу обертання. Так, при радіусі обертання менше метра і тангенціальною швидкістю в межах 10 ... 15 м / с сила інерції на порядок перевершує силу тяжіння. З цієї причини сепарація частинок в циклонах відбувається набагато інтенсивніше, ніж в гравітаційних осаджувальних камерах.

Оскільки інерційна сила пропорційна масі, то дрібні частинки

уловлюються в циклонах погано. Ступінь очищення аерозолів з розмірами частинок понад 10 мкм знаходиться в межах 80 ... 95%, а більш дрібних частинок - набагато гірше. Збільшення ефекту осадження частинок за рахунок зменшення діаметра циклону і підвищення швидкості потоку можливо до деяких меж.

Існує ряд конструкцій циліндричних і конічних циклонів. Широке розповсюдження отримали циліндричні циклони.

Циліндричні циклони ЦН в залежності від необхідної продуктивності можна встановлювати поодинокі або компоувати в групи по два, чотири, шість, вісім циклонів.

Циклони мають подовжену конічну частину і спіральний вхідний патрубок. циклони мають високу ефективністю очищення. Вони призначалися для уловлювання сажі, пилу та ін.

При проектуванні циклону вибирають його геометрію, розмір, фракційну ефективність, перепад тиску і потрібну для кожного циклону потужність. Ці розрахунки ґрунтуються на заданих швидкості потоку газу, складі, температурі, тиску, концентрації пилу, а також на даних про дисперсний склад пилу. Ці дані необхідні, щоб сформулювати вимоги до пристрою для вторинного уловлювання пилу, якщо таке передбачається використовувати.

Надалі проводять розрахунок критичного (мінімального) діаметра частинок $d_{кр}$, які повністю уловлюються апаратом, ефективності уловлювання пилу η і гідравлічного опору циклону $\Delta P_{ц}$.

Критичний розмір частинок може бути знайдений, наприклад, за такою залежністю:

$$d_{кр} = 3 \left\{ V \mu D (D + b) / [\rho_z (v_{vx}^2)^2] \right\} \cdot [1 - (D + b) / 2D]^{0,5} \quad (8.26)$$

де V - об'ємна витрата газу, m^3/c ; v_{vx} - швидкість газу на вході в циклон, m/c ; D, b - характерні розміри циклону.

Розрахунки ступеня очищення водних об'єктів

Зі споруджень біологічного очищення стічних вод найбільшого поширення набули аеротенки. Вони являють собою залізобетонні, рідше цегельні чи металеві подовжені ємності, де відбувається контакт стічних вод, що очищаються, з активним мулом при одночасному насиченні їх киснем повітря.

При механічному гідроочищенні ступінь видалення плаваючих домішок складає 60-80%.

Розрахунки відстійників. Відстоювання стічних вод проводять в апаратах, званих відстійниками або згущувачами.

Розрізняють горизонтальні, радіальні, вертикальні, трубчасті, пластинчасті відстійники з похилими перегородками.

Горизонтальні відстійники – це прямокутні резервуари, що мають два або більше одночасно працюючих відділення. Вода рухається з одного кінця відстійника до іншого.

Глибина відстійника дорівнює 1,5 ... 4 м, довжина 12 ... 48 м, ширина коридору 3 ... 6 м. Горизонтальні відстійники застосовують при витраті стічної води понад 15000 м³ / д. Ефективність відстоювання досягає 60%.

Відстійники проектується в розрахунку на осадження найдрібніших частинок, що знаходяться в стічній воді. Тому час перебування стічної води в апараті має бути більший від часу осадження крейджаних частинок або в межах часу, необхідного для обмеженого осадження частинки меншого розміру на дно апарату із заданої висоти.

Продуктивність відстійника по освітленій воді $Q_{осв}$ (м³ / с) Виражається рівнянням

$$Q_{осв} = v_n \cdot B \cdot H; \quad (8.27)$$

де v_n - швидкість потоку стічної води уздовж апарату, м / с; B - ширина відстійника, м; H - висота шару освітленої води, м.

Швидкість поділу неоднорідних систем в поле відцентрових сил вища в порівнянні зі швидкістю поділу цих систем в полі сили тяжіння. Відношення відцентрової сили до сили тяжіння можна вважати порівнянням прискорень частинки домішок в відцентровому і гравітаційному полях, тому що стосовно до частинки певної маси сили пропорційні прискоренням.

Фактор поділу є важливою характеристикою гідроциклонів і центрифуг.

Як правило, кількість стічної води в процесі її очищення має велике значення, тому застосовують фільтри, для роботи яких не потрібен високий тиск.

Для цього використовують фільтри з сітчастими елементами (мікрофільтри і барабанні сітки) і фільтри з фільтруючим зернистим шаром.

Активний мул – це мікроорганізми, їжею для яких служать органічні речовини, що містяться в стічних водах. Нормальний вміст активного мулу в стічних водах, що очищаються, складає 2 г/л (по сухій речовині).

Для інтенсифікації процесу деструкції органічних сполук в аеротенки постійно нагнітається стиснене повітря в співвідношенні 10:1 — до обсягу рідини, що очищається.

Очищення стічних вод відбувається за технологіями [31,32 – 34].

Аеротенки в блоці біологічного очищення розташовуються таким чином, щоб час знаходження стічної води в контакт з активним мулом складав 18-20 годин.

Температура води в аеротенках повинна бути не нижча, ніж $+5^{\circ}\text{C}$ і не вища за 40°C . Ступінь деструкції в аеротенках органічних речовин, що піддаються біохімічному окислюванню, складає близько 90%.

У процесі біологічного очищення стічних вод утворюється велика кількість осаду, що представляє собою відмерлий чи надлишковий активний мул, який видаляється з аеротенків і вторинних відстійників.

З метою зневоднювання його спочатку обробляють у метантенках чи аеробних стабілізаторах, потім піддають механічному зневоднюванню в гідроциклонах, центрифугах, фільтрах, після чого направляють на мулові площадки для остаточного висушування.

У метантенках, що представляють собою герметичні циліндричні резервуари, протягом декількох годин при температурі $33-53^{\circ}\text{C}$ відбувається бродіння мулу. При обробці в метантенці мул втрачає свою водоутримуючу здатність, його вологість знижується до 92-94%. У процесі бродіння виділяється газ, головним чином метан. З 1 кг осаду (по сухій речовині) утвориться близько 1 м^3 газу густиною 1 кг/м^3 .

В аеробних стабілізаторах, що представляють собою звичайні аеротенки, активний мул піддається посиленій аерації протягом декількох діб. Витрата повітря при цьому складає до $2\text{ м}^3/\text{год}$ на 1 м^3 місткості стабілізатора. Вологість мулу знижується на 2-3%, він значною мірою втрачає свою водоутримуючу здатність.

При механічному зневоднюванні вологість осаду може бути знижена до 65-70%, а об'єм його, у порівнянні із осадом (вологістю 98%), зменшується у 15-20 разів.

Остаточне висушування осаду відбувається на мулових площадках. Площадки являють собою вирівняні ділянки площею 0,25-2 га, обваловані невисокими (0,7-1 м) дамбами. Тут у природних умовах протягом декількох місяців (до року) відбувається висушування і компостування (перегнівання) мулового осаду.

Очищення порівняно невеликих витрат стічних вод може забезпечуватись на більш простих за конструкцією спорудах, принцип дії яких також ґрунтується на процесах біохімічного розкладання органічних речовин мікроорганізмами.

Очищені в аеротенках стічні води надходять у вторинні відстійники, де відбувається осідання активного мулу, що потрапив сюди з аеротенків разом з водою.

Мікроорганізми активного мулу при осіданні адсорбують своєю лускатою поверхнею дрібні суспензії, що залишилися в очищуваних стічних водах після проходження пісколовок і первинних відстійників, а також іони важких металів.

Очисні споруди за технологією біоплато складаються, як правило, з декількох блоків, розташовуваних каскадом, причому блок поверхневого біоплато є кінцевим.

До складу споруд біоплато в якості кінцевого може бути включена болотиста ділянка (природне поверхнєве біоплато).

Початковим блоком споруджень є відстійник, де відбувається видалення великих включень і завислих речовин.

За технологією біоплато забезпечується очищення господарсько-побутових стічних вод по БПК до 5-10 мг/л, по завислих речовинах до 8-12 мг/л, причому наявність завислих речовин в основному пов'язано з виносом їх з фільтруючого шару. Значно (на 40-70%) знижується вміст сполук азоту і фосфору.

Споруджені біоплато, вдало розташовані по рельєфі місцевості, не потребують електроенергії, хімікатів і забезпечують надійну роботу як у літній, так і в зимовий період.

Для очищення виробничих стічних вод за технологією біоплато потрібно робити їхню передочистку відповідно до особливостей їхнього складу і властивостей.

Очищення виробничих стічних вод організується з метою використання їх у системах оборотного, послідовного чи замкнутого водопостачання, забезпечення умов прийому до міської системи водовідведення чи скидання у водні об'єкти.

Вода, використана в технологічному процесі, містить домішки у вигляді:

- завислих частинок розміром від 0,1 мкм і більше, які утворюють суспензії;
- крапельок, що не розчиняються у воді, іншої рідини, яка утворює емульсії;
- колоїдних систем з частинками розміром від 1 мкм до 1 нм і розчинених у воді речовин у молекулярній чи іонній формі.

Домішки, що містяться в технологічній воді, часто є коштовною чи сировинною готовою продукцією.

Захист від іонізуючого випромінювання

В умовах підвищеної радіаційної безпеки одним з методів захисту є захисні екрани, які гальмують високоенергетичні частинки іонізуючого випромінювання.

Усі заряджені частинки, що гальмуються, стають джерелами електромагнітного випромінювання, енергія якого пропорційна прискоренню у четвертому степені. Тому таке випромінювання треба враховувати для

легких заряджених частинок; але ним можна знехтувати для важких. Втрати на це випромінювання у речовині прийнято називати радіаційними.

Питомі радіаційні втрати на одиницю пройденого частинкою шляху пропорційні енергії. Коефіцієнт пропорційності має розмірність 1/см. Обернену величину цього коефіцієнта (визначимо його літерою l_0) називають радіаційною довжиною.

Радіаційні лінійні втрати енергії можна записати у вигляді

$$\left(- \frac{dE}{dx} \right)_{\text{рад}} = \frac{E}{l_0}, \quad (8.28)$$

де l_0 – радіаційна довжина. Розв'язавши це рівняння відносно енергії, можна отримати

$$E = E_0 \exp(-x / l_0). \quad (8.29)$$

З цього виразу зрозуміло, який зміст має радіаційна довжина - це відстань, на якій енергія іонізуючої частинки в речовині зменшується в e раз, тобто майже втричі. Ця довжина залежить тільки від порядкового номера атомів речовини та щільності електронів в ньому, вона визначається формулою

$$l_0 = \frac{4.31 \cdot 10^{-26}}{n_e \cdot Z \cdot \ln(183 / Z^{1/3})} \text{ (см)}. \quad (8.30)$$

Послаблення потоку β -частинок з суцільним спектром відбувається за експоненціальним законом

$$J = J_0 e^{-\mu x}, \quad (8.31)$$

де μ – масовий коефіцієнт послаблення в одиницях $\text{см}^2/\text{г}$; x – товщина захисту в $\text{г}/\text{см}^2$. Масовий коефіцієнт в алюмінії визначається емпіричною формулою

$$\mu = 22/E_{\text{макс}}^{1.33}, \text{ см}^2/\text{г} \quad (0.5 \leq E_\beta \leq 6 \text{ MeV}). \quad (8.32)$$

Шар половинного послаблення β -частинок в алюмінії

$$\Delta_{1/2} = 0.032 E_\beta^{1.33} \text{ (г/см}^2\text{)} \quad (8.33)$$

Поглинаючу дію речовини характеризують лінійним та масовим пробігами, а також величиною шару половинного послаблення. Лінійний пробіг R – шлях, що проходить частинка до повної зупинки, чи мінімальна товщина поглинача, яка потрібна для повного поглинання іонізуючого випромінювання. Вона залежить від природи поглинача та його стану, а також від типу та енергії випромінювання. Пробіг збільшується із зростанням

енергії іонізуючих частинок, він пропорційний їх масі та обернено пропорційний квадрату її заряду. Масовий пробіг – пробіг частинки в одиниці маси, він вимірюється в грамах на квадратний сантиметр і пов'язаний лінійним співвідношенням:

$$R_m = \rho R.$$

На практиці часто користуються емпіричними формулами для пробігу іонізуючих частинок у речовині.

Наприклад, пробіг α -частинки в повітрі можна розрахувати за емпіричною наближеною формулою

$$R_{\alpha}^{\text{пов.}} = 0.31 \cdot E^{3/2} (\text{см})$$

Для пробігу у речовині з масовим числом A інша відома емпірична формула дає

$$R_m = 0.56 R^{\text{пов.}} A^{1/3} \text{ (в одиницях мг/см}^2\text{)}.$$

Проходження γ - випромінювання крізь екрани. При проходженні γ -квантів крізь речовину їх енергія не змінюється, але в результаті зіткнень поступово зменшується інтенсивність пучка I . Закон ослаблення інтенсивності пучка зумовлений характерними для γ - випромінювання механізмами взаємодії з речовиною. До цих механізмів належать: 1) фотоэффект, 2) ефект Комптона, 3) народження електрон-позитронних пар. Для першого і третього механізмів взаємодії характерним є експоненціальний закон ослаблення інтенсивності пучка

$$I = I_0 \cdot e^{-\mu x}, \quad (8.34)$$

де I - початкова інтенсивність, x - товщина шару речовини, μ - коефіцієнт поглинання.

Масовий коефіцієнт поглинання дорівнює

$$\mu_m = \mu / \rho, \quad (8.35)$$

де ρ - густина речовини.

Товщина шару половинного ослаблення $x_{1/2}$ інтенсивності випромінювання дорівнює

$$x_{1/2} = \ln 2 / \mu = 0,693 / \mu$$

Товщина шару десятикратного ослаблення l_{10}

$$l_{10} = \ln 10 / \mu = 2,3 / \mu$$

Наприклад, вимірена потужність експозиційної дози гамма-випромінювання дорівнює P_B . Знайти мінімальну товщину захисного екрана,

якщо час роботи на робочому місці складає t годин у тиждень. Гранично допустима доза дорівнює 100 мР/рік.

За нормами гранично допустимої дози протягом одного тижня отримана доза не може перевищувати 100 мР/48 тиж = 2,04 мР/тиж.

Якщо реальна доза більша за граничну у N разів то екранування радіоактивного випромінювання має зменшити його теж у N разів.

При проходженні γ -квантів крізь речовину їх енергія не змінюється, але в результаті зіткнень поступово зменшується інтенсивність пучка I . Закон ослаблення інтенсивності пучка зумовлений характерними для γ -випромінювання механізмами взаємодії з речовиною

$$I = I_0 \cdot e^{-\mu x},$$

де I - початкова інтенсивність, x - товщина шару речовини, μ - коефіцієнт поглинання.

З закону поглинання $\ln \frac{I_0}{I} = \mu \cdot x$,

Якщо з умов праці $\frac{I_0}{I} = 100$. Значить товщина шару поглинання дорівнює $x = \frac{\ln 100}{\mu}$. Так товщина екрану з свинцю, у якого коефіцієнт

поглинання $\mu = 80$, складає $\frac{\ln 100}{80} = 0,058$ м, тобто 5,8 см.

Проходження нейтронів крізь екрани. Для нейтронів немає кулонівської взаємодії. Один тільки вид витрат енергії при проходженні їх крізь речовину пов'язаний з ядерними зіткненнями. При таких зіткненнях швидкі нейтрони можуть так сильно штовхнути ядро, що воно відірветься від своїх власних електронів і полетить уперед, утворюючи іонізацію атомів речовини.

Повільні (теплові) нейтрони з енергією E меншою, ніж 0,1 МеВ не можуть надати ядру таку велику швидкість, але вони дуже легко проникають усередину ядра і спричиняють різні ядерні реакції. Уламки ядра, що утворюються в реакції, розлітаються, утворюючи іонізацію і збудження атомів середовища.

Ефективний переріз взаємодії σ в цілому зменшується при збільшенні енергії нейтронів, проте ця залежність не є монотонною. Вона має резонансний характер.

Ослаблення інтенсивності пучка нейтронів речовиною приблизно описується експоненціальним законом

$$\varphi = \varphi_0 \cdot e^{-\mu x}, \quad (8.36)$$

де μ - коефіцієнт поглинання.

Товщина шару десятикратного ослаблення

$$l_{10} = \ln 10 / \mu = 2,3 \cdot M / \sigma \cdot N_A \cdot \rho. \quad (8.38)$$

Лінійні втрати енергії часто вимірюють в МеВ/мкм.

Визначення дози випромінювання методом дозових коефіцієнтів

Для розрахунків доз і потужностей доз випромінювання в умовах підвищеної радіаційної безпеки використовують метод дозових коефіцієнтів.

Доза еквівалентна [35] в органі чи тканині H_T — величина, що визначається як добуток поглиненої дози в окремому органі чи тканині на радіаційний зважуючий фактор w_R :

$$H_T = D w_R \quad (8.37)$$

Одиниця еквівалентної дози в системі СІ - Зіверт (Зв). 1 Зв = 100 бер.

В основі метода дозових коефіцієнтів покладена пропорційність між радіоактивністю джерела іонізуючого випромінювання та еквівалентною дозою, яку створює це випромінювання.

Еквівалентну дозу H можна розрахувати за формулою (метод дозових коефіцієнтів)

$$H_T = A_{\nu} \cdot V_i \cdot v, \quad (8.38)$$

де A_{ν} - об'ємна активність, V_i - дозовий коефіцієнт, v - швидкість споживання.

Дозовий коефіцієнт може бути розрахований за формулою

$$V_i = \Gamma_D / \Gamma_{DP} \quad (8.39)$$

За нормами НРБУ-97 [35] границя дози $\Gamma_D = 1 \text{ мЗв/год}$. Границя річного приходу ГРП для повітря дорівнює $3 \cdot 10^4 \text{ Бк/ год}$. Границя річного приходу ГРП для води дорівнює $7,1 \cdot 10^4 \text{ Бл/ год}$.

Таким чином, дозовий коефіцієнт для повітря

$$V_{ih} = 0,33 \cdot 10^{-7} \text{ Зв/ Бк}, \quad (8.40)$$

а для води

$$V_{ig} = 1,4 \cdot 10^{-8} \text{ Зв/ Бк}.$$

8.4 Приклади розв'язання задач

Задача 1.1

Визначити розмір дисперсних частинок при ефективності осадження їх 50% в пилеосаджувальній камері, якщо вона має довжину $L = 10$ м, висоту $H = 1$ м, ширину $B = 2$ м. Витрата повітря через камеру $V = 3600$ м³ / год, щільність частинок 500 ч $\rho = \text{кг} / \text{м}^3$, в'язкість газу $\mu = 18 \cdot 10^{-6}$ Пас.

Розв'язання:

Знайдемо відносну швидкість осадження дисперсних частинок в осаджувальній камері з ефективністю 50 %:

$$w_{oc} = 1,5 \frac{H}{L} = 1,5 \frac{1}{10} = 0,15 .$$

Знайдемо швидкість осадження дисперсних частинок $(w_{oc})_{50}$

$$(w_{oc})_{50} = 0,075 \text{ м/с}$$

За знайденою швидкістю осадження, заданими густиною та в'язкістю газу визначимо розмір частинок, що осідають у камері при ефективності 50%є

$$d_{50} = \sqrt{\frac{18\mu w_{oc}}{g(\rho_k - \rho)}} = \sqrt{\frac{18 \cdot 10 \cdot 10^{-6} \cdot 0,075}{10(500 - 1,25)}} = 7 \cdot 10^{-5} \text{ м} = 70 \text{ мкм}.$$

Відповідь: діаметр частинок дорівнює 70 мкм.

Задача 1.2

Знайти число Рейнольдса (Re), що характеризує падіння краплі води діаметром $d=0,3$ мм, якщо динамічна в'язкість повітря дорівнює $1,2 \cdot 10^{-5}$ Па*с .

Розв'язання:

Число Рейнольдса (Re), - безрозмірна величина, що характеризує відношення нелінійного і диссипативного членів в рівнянні Нав'є - Стокса.

Число Рейнольдса визначається наступними співвідношеннями:

$$\text{Re} = \frac{\rho v l}{\eta}$$

де:

ρ - густина середовища, кг / м³;

v - характерна швидкість, м / с;

l - гідравлічний діаметр, м;

η - динамічна в'язкість середовища, Па • с або кг / (м • с);

$\nu = \frac{\eta}{\rho}$ - кінематична в'язкість середовища, м² / с .

Знайдемо це число: $Re = \frac{\rho v l}{\eta} = \frac{1,2 \cdot 4,1 \cdot 0,3 \cdot 10^{-3}}{1,2 \cdot 10^{-5}} = 1,2 \cdot 10^2$

Відповідь: число Рейнольдса дорівнює 120.

Задача 1.3 Знайти кількість дисперсних частинок N розміром $d = 10^{-6}$ м густиною $\rho = 2,7 \cdot 10^{-3}$ г/см³ і концентрацією пилу $C = 10^{-9}$ кг/м³ в 1 м³ повітря

Розв'язання: $m_0 \cdot N = C$, де m_0 - маса однієї частинки

$$m_0 = \rho \frac{\pi d^3}{6}$$

$$m_0 = 2,7 \cdot \frac{3,14}{62} \cdot 10^{-18}$$

$$m_0 = 1,3 \cdot 10^{-18} \text{ г}$$

$$N = \frac{C}{m_0}$$

Відповідь: N дорівнює $0,8 \cdot 10^9$

Задача 1.4 Якої найбільшої швидкості v може рости дощова капля діаметром $d = 0,3$ мм, якщо динамічна в'язкість повітря $\eta = 1,2 \cdot 10^{-5}$ Па*с.

Розв'язання. Під час падіння на каплю діють дві протилежно спрямовані сили. Сила тяжіння $m\vec{g}$ і сила опору повітря \vec{F} (силу Архімеда не враховуємо). При підвищенні швидкості падіння сила опору зростає. Максимальної швидкості капля досягає, коли сила тяжіння і сила опору повітря стануть рівними $F = mg$. За законом Стокса $F = 6\pi\eta r v = 3\pi\eta d v$, тоді

$$3\pi\eta d v = mg. \text{ Оскільки } m = \rho V = \rho \frac{\pi d^3}{6}, \text{ де } \rho - \text{ щільність води, тоді}$$

$$3\pi\eta d v = \rho g \frac{\pi d^3}{6}, \text{ звідки } v = \frac{\rho g d^2}{18\eta}; v = 4,1 \text{ м/с.}$$

Відповідь: швидкість дорівнюватиме 4,1 м/с

Задача 1.5 Кулька спливає з постійною швидкістю v в рідині, щільність якої в 4 рази більше площини матеріалу кульки. У скільки разів сила тертя F , що діє на спливаючу кульку, більше сили тяжіння mg , що діє на цю кульку?

Розв'язання. За другим законом Ньютона $F_A - mg - F_{mp} = 0$, де

$$F_A = \rho_1 V g; \quad m = \rho_2 V. \quad V = \frac{m}{\rho_2}, \text{ тоді}$$

$$F_A = 4\rho_2 \frac{m}{\rho_2} g = 4mg.$$

Перетворюючи рівняння, отримаємо

$$F_{mp} = 3mg \text{ і}$$

$$\text{або } \frac{F_{mp}}{mg} = 3.$$

Відповідь: у 4 рази.

Задача 1.6

Знайти концентрацію шкідливої речовини q в повітрі приміщення, якщо відомо, що кількість виділяються шкідливих речовин в приміщенні $G = 0,5 \text{ мг/м}^3$, гранично допустима концентрація шкідливих речовин $q_{\text{пдк}} = 2 \text{ мг/м}^3$, об'єм приміщення $V_{\text{п}} = 300 \text{ м}^3$, а кратність повітрообміну $K = 5$.

Кратність повітрообміну K показує, скільки разів протягом години повітря в приміщенні повинен бути замінений повністю:

$$K = 3600 \frac{V}{V_{\pi}}, \text{ ч-1.}$$

При цьому кількість повітря V , яке треба подати в приміщення для розведення шкідливих речовин до безпечних концентрацій, визначається за формулою

$$V = G / (q_{\text{пдк}} - q_0), \text{ м}^3/\text{с},$$

де G - кількість шкідливих речовин, що виділяються, мг/с ; $q_{\text{пдк}}$ - гранично допустима концентрація, мг/м^3 ; q - концентрація шкідливої речовини у вступнику повітрі, мг/м^3 (не повинна перевищувати 30% від ГДК).

Розв'язання:

У випадках, коли кількість шкідливих речовин, у повітря приміщень важко визначити, допускається розраховувати кількість вентиляційного повітря по кратності повітрообміну, встановленого відомчими нормативними документами.

Знайдемо кількість повітря V , яке треба подати в приміщення для розведення шкідливих речовин до безпечних концентрацій

Концентрація шкідливої речовини у вступнику повітрі, мг/м^3 дорівнює

$$q_0 = q_{\text{пдк}} - \frac{G}{V}$$

Підставивши чисельні значення, знайдемо q

$$q_0 = 2 \text{ мг/м}^3 - \frac{0,5}{0,5} = 1 \text{ мг/м}^3 \quad (\text{див. додатки})$$

Відповідь: концентрація шкідливої речовини в повітрі приміщення q дорівнює 1 мг/м^3 .

Задача 1.7

При відстоюванні стічних вод витрата їх складає понад $15000 \text{ м}^3 / \text{добу}$. Якою повинна бути глибина відстійника, якщо відомо, що швидкість потоку

стічної води уздовж апарату дорівнює 0,5 м / с; В - ширина відстойника дорівнює 5 м, довжина каналу L= 50 м.

Розв'язання:

Висоту шару освітленої води Н можна визначити з формули

$$Q_{осв} = v_n \cdot B \cdot H,$$

$$Q_{осв} = \frac{15000}{604800} \cdot \frac{L}{v_n} = 2,5 \text{ м}^3 / \text{с}$$

$$H = \frac{Q_{осв}}{v_n B} = \frac{2,5}{0,5 \cdot 5} = 1 \text{ м}$$

Якщо глибина відстійника дорівнює 2 м, то ефективність відстоювання буде досягати лише $\frac{1}{2}$, тобто 50%.

Відповідь: висота шару освітленої води Н дорівнює 1 м.

Задача 1.8

Частинки пилу малих розмірів беруть участь в броунівському русі - безладному хаотичному переміщенні частинок під дією ударів молекул.

Знайти коефіцієнт дифузії переміщення частинки в броунівському русі та відношення броунівського зміщення частинок до швидкості їх осадження за даними нижченаведеної таблиці у залежності від діаметру частинок.

Швидкості осадження і броунівського зміщення малих частинок

Діаметр час-тинок, $d_{ч}$, мкм	Критерій Рей-нольдса	Швидкість осадження, см/с	Броунівське зміщення за 1 с, см
20	13,2	1,2	$1,54 \cdot 10^{-4}$
6	0,366	0,11	$2,84 \cdot 10^{-4}$
2	$1,43 \cdot 10^{-2}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$5,07 \cdot 10^{-4}$
0,6	$4,62 \cdot 10^{-2}$	$1,39 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$
0,2	$2,45 \cdot 10^{-5}$	$2,23 \cdot 10^{-4}$	$2,1 \cdot 10^{-3}$
0,06	$1,37 \cdot 10^{-6}$	$4,16 \cdot 10^{-5}$	$5,5 \cdot 10^{-3}$
0,02	$1,26 \cdot 10^{-7}$	$1,14 \cdot 10^{-5}$	$1,06 \cdot 10^{-2}$

Густина - 1 г / см³, абсолютна температура - 293 К, в'язкість повітря - $1,82 \cdot 10^{-4}$ пуаз.

Розв'язання:

Відповідно до рівняння Ейнштейна переміщення частинки в броунівському русі Δx :

$$\Delta x = \sqrt{2DT_0}$$

де D - коефіцієнт дифузії частинки, що характеризує інтенсивність броунівського руху, $\text{м}^2 / \text{с}$; T_0 – час (с).

Чим менше розмір частинки, тим більшу роль в її переміщенні має броунівський рух.

Із зменшенням розміру частинок швидкість осадження різко знижується і зростає броунівське зміщення. Для частинок розміром $0,05 \dots 0,02$ мкм воно вже на два - три порядки перевищує шлях частинки при вільному падінні. Тому високодисперсні аерозольні частинки практично не осідають, а переміщуються при броунівському русі в будь-якому напрямку.

Відповідь: Для частинок розміром $0,05 \dots 0,02$ мкм броунівське зміщення на два - три порядки перевищує шлях частинки при вільному падінні.

Задача 1.9

Визначити початкову активність A_0 радіоактивного препарату магнію ${}^{27}_{12}\text{Mg}$ масою $m = 0.2$ мкг, а також його активність A через 6 годин.

$$m = 0.2 \text{ мкг} = 2 \cdot 10^{-8} \text{ кг}$$

$$T_{1/2} = 10 \text{ хв} = 600 \text{ с}$$

$$T = 6 \text{ год} = 2.16 \cdot 10^4 \text{ с}$$

$$A_0 = ? \quad A = ?$$

Розв'язання:

Активність A ізотопу характеризує швидкість розпаду:

$$A = \lambda N_0 e^{-\lambda t}.$$

Для початкової активності $t = 0$, тобто $A_0 = \lambda N_0$.

$$\lambda = (\ln 2) / T_{1/2}.$$

Число радіоактивних ядер: $N = m N_A / \mu$, N_A - число Авогадро, μ - молярна маса. В таблицях знайдемо період напіврозпаду та молярну масу, таким чином отримаємо: початкова активність препарату

$$A_0 = \frac{m \cdot \ln 2 \cdot N_A}{\mu T_{1/2}};$$

його активність через час t :

$$A = \frac{m \cdot \ln 2 \cdot N_A}{\mu T_{1/2}} \exp\left(-\frac{\ln 2}{T_{1/2}} t\right);$$

$$\mu = 27 \cdot 10^{-3} \text{ кг/моль}; \quad N_A = 6.02 \cdot 10^{23} \text{ моль}^{-1}.$$

$$A_0 = \frac{2 \cdot 10^{-10} \cdot 0.693 \cdot 6.02 \cdot 10^{23}}{27 \cdot 10^{-3} \cdot 600} = 5.13 \cdot 10^{12} \text{ Бк.}$$

$$A_0 = \frac{2 \cdot 10^{-10} \cdot 0.693 \cdot 6.02 \cdot 10^{23}}{27 \cdot 10^{-3} \cdot 600} \exp(-0.693 \cdot 2.16 \cdot 10^4 / 600) = 81.3 \text{ Бк.}$$

Відповідь: початкова активність A_0 дорівнює 81.3 Бк.

Задача 1.10

Знайти питому активність радіоактивного ізотопу за даними нижченаведеної таблиці із значеннями періоду його напіврозпаду $T_{1/2}$.

Варіант №	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Ізотоп	Sr ⁹⁰	I ¹³¹	Cs ¹³⁷	C ¹⁴	Po ²¹⁰	Rn ²²²	Ra ²²⁶	U ²³⁵	U ²³⁸	Pu ²⁴²
$T_{1/2}$	28 років	8 діб	30 років	5730 років	138 діб	3,82 діб	1590 років	7,1·10 ⁸ років	4,5·10 ⁹ років	3,8·10 ⁵ років

Розв'язання:

Період напіврозпаду $T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda}$,

де λ - постійна розпаду.

Питома активність

$$q = \frac{a}{m},$$

де a - активність, m - маса ізотопу.

$$a = \lambda \cdot N,$$

де N - кількість радіоактивних ядер.

Звідси

$$q = \frac{\ln 2 \cdot N_A}{A \cdot T_{1/2}}.$$

де N_A - число Авогадро, q - питома активність, A - атомна маса

Підставляючи в останню формулу значення періоду напіврозпаду, які наведені у таблиці, знаходимо питому активність.

Задача 1.11

Визначити період напіврозпаду цезію 137 за даними вимірювання питомої активності ізотопів q , Бк/кг, яка дорівнює $3,2 \cdot 10^{15}$ Бк/кг.

Розв'язання:

Період напіврозпаду визначається формулою 3.6

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2 \cdot N}{a},$$

де $N = N_A \cdot \frac{m}{M}$,

N_A - число Авогадро, M - молярна маса.

Отже $T_{1/2} = \frac{\ln 2 \cdot N_A}{M \cdot q} = 30$ років.

Відповідь: 30 років.

Задача 1.12

Внаслідок радіоактивного розпаду уран 238 перетворюється в ізотоп свинцю 206. Скільки альфа- та бетта-розпадів відбувається при цьому?

Розв'язання:

Кількість альфа-розпадів дорівнює

$$n_\alpha = \frac{\Delta A}{4} = \frac{238 - 206}{4} = 8,$$

кількість бетта-розпадів дорівнює

$$n_\beta = 2n_\alpha - \Delta Z = 2 \cdot 8 - (92 - 82) = 6$$

Відповідь: $n_\alpha = 8$, $n_\beta = 6$.

Задача 1.13

Визначити еквівалентну дозу для дорослих і дітей, якщо в атмосферному повітрі була зареєстрована об'ємна активність 100 Бк/м³. Час перебування в зоні дорівнює 1 добу.

Розв'язання:

Дозовий коефіцієнт для повітря дорівнює

$$V_{ih} = 0,33 \cdot 10^{-7} \text{ Зв/Бк.}$$

Швидкість споживання повітря V - це середня швидкість дихання. Для дорослих її вважають рівною 23 м³/добу; для дітей - 13 м³/добу, або $8,4 \cdot 10^3$ і $5,5 \cdot 10^3$ м³/рік відповідно.

Еквівалентна доза для дорослих дорівнює

$$H_T = 100 \cdot 0,33 \cdot 10^{-7} \cdot 23 = 0,08 \text{ мЗв},$$

для дітей

$$H_T = 100 \cdot 0,33 \cdot 10^{-7} \cdot 13 \cdot 1 = 0,44 \text{ мЗв}.$$

Відповідь: Еквівалентна доза дорівнює 0,08 мЗв для дорослих і 0,44 мЗв для дітей.

Задача 1.14

Радіаційне забруднення питної води відповідає об'ємній активності $A_V = 370$ Бк/л. Розрахувати річну еквівалентну дозу H_T на організм дорослої людини, якщо об'єм споживання води складає 2 л на добу і об'ємна активність води зберігається на протязі року.

Розв'язання:

Дозовий коефіцієнт для води дорівнює

$$B_{ig} = \Gamma Д / \Gamma РП = 10^{-3} / 7,1 \cdot 10^4 = 1,4 \cdot 10^{-8} \text{ (Зв/Бк)}.$$

Використовуючи значення дозового коефіцієнта та об'єм річного споживання води $V = 2 \cdot 365 = 730$ л/рік = $0,73$ м³/рік, отримаємо еквівалентну дозу

$$H_T = 370 \cdot 10^3 \cdot 1,4 \cdot 10^{-8} \cdot 0,73 = 3,7 \cdot 10^{-3} \text{ Зв/рік}.$$

Відповідь: еквівалентна доза дорівнює 3,7 мЗв/рік

Задача 1.15

Розрахувати активність води на відстані $X = 5$ км від місця викиду змуленого радіонукліда в річку. Активність радіонукліда на місці викиду дорівнює 500 Бк/л. Швидкість річки $U = 0,5$ М/с. Константа осадження частинок $b = 5 \cdot 10^{-5} \text{ с}^{-1}$, константа розпаду $\lambda = 10^{-4} \text{ с}^{-1}$.

Розв'язання:

Радіаційна активність води пропорційна концентрації радіонукліда у воді. Тому на відстані X від місця викиду активність A води дорівнює

$$A = A_0 \cdot e^{-\frac{X}{U}(b+\lambda)} = 112 \cdot 10^3 \text{ Бк/м}^3$$

Відповідь: активність води дорівнює 112 тисяч Бк/м³

Задача 1.16

Під час аварії на АЕС річний викид ізотопу йоду I^{131} в атмосферу складає $Q = 8,1 \cdot 10^{11}$ Бк.

Розрахувати еквівалентну дозу на щитовидну залозу дорослої людини, що потрапляє в організм через органи дихання, якщо відомо, що коефіцієнт метеорологічного розбавлення дорівнює $G = 5 \cdot 10^{-8} \text{ с/м}^3$.

Розв'язання:

Об'ємна активність повітря розраховується за формулою

$$A_v = Q \cdot G / t = 8,1 \cdot 10^{11} \cdot 5,0 \cdot 10^{-8} / 3,16 \cdot 10^7 = 1,3 \cdot 10^{-3} \text{ Бк/м}^3,$$

де $t = 3,16 \cdot 10^7 \text{ с} = 1 \text{ рік}$.

Еквівалентна доза розраховується за формулою

$$H_T = A_v \cdot V_i \cdot v,$$

і дорівнює

$$H_T = 3,2 \cdot 10^{-6} \text{ Зв/рік}.$$

Відповідь: еквівалентна доза дорівнює $3,2 \cdot 10^{-6} \text{ Зв/рік}$.

Задача 1.17

Розрахувати еквівалентну дозу на поверхні землі, що утворює фотонне випромінювання від хмарини радіоактивних газів суміші ізотопів Кг і Хе. Хмарина утворилася внаслідок аварії на реакторі ВВЕР-440, коли $\delta = 10\%$ загальної кількості радіоактивного пального, що знаходилося в активній зоні реактора, потрапило в атмосферу. Висота викиду - 60 м, швидкість вітру $U = 1,6 \text{ м/с}$, відстань від місця викиду - 3 км у напрямку вітру.

Розв'язання:

При даних умовах час руху радіоактивної хмарини до точки вимірювання: $t = x/u = 30 \text{ хвилин}$. Повне завантаження активної зони реактора ураном складає 41,5 т, а питома активність q суміші ізотопів Кг і Хе дорівнює $4,06 \cdot 10^{16}$ і $1,07 \cdot 10^{17} \text{ Бк/т}$ відповідно. Таким чином, активність суміші радіоактивних газів в точці вимірювання дорівнює

$$Q = q \cdot m \cdot \delta = (0,41 + 1,07) \cdot 10^{17} \cdot 41,5 \cdot 0,1 = 6,14 \cdot 10^{17} \text{ Бк}$$

Для умови даної задачі коефіцієнт метеорологічного розбавлення $G = 6,0 \cdot 10^{-5} \text{ с/м}^3$.

Для суміші ізотопів Кг і Хе за довідковими даними дозовий коефіцієнт $V_{\alpha\gamma}$ дорівнює

$$V_{\alpha\gamma} = 1,07 \cdot 10^{-6} \text{ Зв} \cdot \text{м}^3 / \text{рік} \cdot \text{Бк}.$$

Знаючи дозовий коефіцієнт, еквівалентну дозу H_T від короткочасного викиду Q можна розрахувати за формулою

$$H = Q \cdot V_{\beta\alpha\gamma} \cdot G_0 / u = 0,31 (\text{Зв}).$$

Відповідь: еквівалентна доза дорівнює 0,31 Зв.

Задача 1.18

Яка частина γ -випромінювання пройде через екран зі свинцю завтовшки $d = 1 \text{ см}$, якщо коефіцієнт поглинання випромінювання $\mu = 0,50 \text{ см}^{-1}$. Пучок γ -випромінювання вузький.

Дано:
 $E = 6.0 \text{ MeV}$
 $d = 1 \text{ см}$
 $\mu = 0.50 \text{ см}^{-1}$
 $I/I_0 = ?$

Розв'язання:

Закон поглинання γ -випромінювання

$$I = I_0 \exp(-\mu d),$$

де I –інтенсивність пучка γ -випромінювання.

З цього закону отримаємо:

$$I/I_0 = \exp(-\mu d) = \exp(-0.5 \cdot 1) = 0.6.$$

Тобто через екран пройде 60% γ – випромінювання.

Відповідь: частка γ -випромінювання, яка пройде через екран зі свинцю завтовшки $d = 1 \text{ см}$ дорівнює 60%.

Задача 1.19

Вимірена потужність експозиційної дози гамма-випромінювання дорівнює P_B . Знайти мінімальну товщину захисного екрана з речовини, що вказана в нижченаведеній таблиці, якщо час роботи на робочому місці складає t годин у тиждень. Гранично допустима доза дорівнює 100 мР/рік. Для варіантів з парним номером вважати, що $P_B = 28 \text{ мР/год}$, а час роботи $t = 25$ годин, а для варіантів з непарним номером що $P_B = 20 \text{ мР/год}$, а час роботи $t = 10$ годин у тиждень.

Варіант №	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Речовина	Al	C (графіт)	Cu	Fe	Pb	Al	Pb	H ₂ O	Fe	Бетон $\rho = 2,3 \text{ т/м}^3$
$\mu, \text{ м}^{-1}$	16	14,2	49,5	44	80	10	47	4,0	28	8,3
$E, \text{ MeV}$	1	1	1	1	1	2,5	2,5	3	3	3

Розв'язання:

За нормами гранично допустимої дози на протязі одного тижня отримана доза не може перевищувати 100 мР/48 тиж = 2,04 мР/тиж.

Якщо час роботи складає 10 годин на тиждень, то у непарних варіантах реально отримана доза у випадку відсутності захисту від радіації буде складати 200 мР/тиждень. Ця доза більша за граничну майже у 100 разів.

Екранування радіоактивного випромінювання має зменшити його у 100 разів.

При проходженні γ -квантів крізь речовину їх енергія не змінюється, але в результаті зіткнень поступово зменшується інтенсивність пучка I. Закон ослаблення інтенсивності пучка зумовлений характерними для γ - випромінювання механізмами взаємодії з речовиною. До цих механізмів належать: 1) фотоефект, 2) ефект Комптона, 3) народження електрон-позитронних пар. Для першого і третього механізмів взаємодії характерним є експоненціальний закон ослаблення інтенсивності пучка

$$I = I_0 \cdot e^{-\mu x},$$

де I - початкова інтенсивність, x - товщина шару речовини, μ - коефіцієнт поглинання.

Найбільше значення коефіцієнту поглинання має свинець. Для нього $\mu=80 \text{ м}^{-1}$.

Із закону поглинання
$$\ln \frac{I_0}{I} = \mu \cdot x,$$

а з умов праці $\frac{I_0}{I} = 100$. Значить товщина шару поглинання дорівнює

$$x = \frac{\ln 100}{\mu} \text{ та для екрану з свинцю складає } \frac{\ln 100}{80} = 0,058 \text{ м, тобто } 5,8 \text{ см.}$$

Відповідь: для свинцю (у випадку непарного варіанту) товщина екрану становить 5,8 см.

Задача 1.20

Знайти лінійний і масовий коефіцієнти поглинання залізом рентгенівських променів з енергією $E=1\text{MeV}$. Яка довжина хвилі λ рентгенівських променів відповідає даному значенню енергії. Товщина шару половинного ослаблення $x_{1/2}=1,56 \cdot 10^{-2}\text{м}$. Густина заліза $\rho=7,9 \cdot 10^3 \text{ кг/м}^3$.

Відповідь:

$$\mu = \frac{\ln 2}{x_{1/2}} = 44,4 \text{ м}^{-1}, \quad \mu_m = \mu/\rho = 5,6 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг.}$$

З формули Планка $E = h\nu = \frac{hc}{\lambda}$ витікає, що

$$\lambda = h \cdot c / E = 6,62 \cdot 10^{-34} \cdot 3 \cdot 10^8 / 10^6 \cdot 1,6 \cdot 10^{-19} = 11,8 \cdot 10^{-13} \text{ м.}$$

Відповідь:

Коефіцієнт поглинання дорівнює $\mu = 444 \text{ м}^{-1}$

Задача 1.21

Знайти ослаблення пучка нейтронів залізом завтовшки 0,1м, якщо початкова густина потоку нейтронів $\sigma = 5 \cdot 10^4$ нейт / см \cdot с, а ефективний переріз процесу $\sigma = 2,3$ барн. Знайти густину потоку нейтронів ϕ

$$\phi = \phi_0 \cdot e^{-\mu l} = 7,1 \cdot 10^3 \text{ нейт/см}^2 \cdot \text{с}$$

Відповідь:

Коефіцієнт поглинання дорівнює $\mu = \sigma \cdot N = \sigma \cdot N_A \cdot \rho / A = 0,2 \text{ см}^{-1}$.

Задача 1.22

Знайти енергетичне розділення спектрометра по Cs-137, якщо відомо, що ширина фотопіку на половині його висоти дорівнює 6 кеВ

Розв'язання:

Енергетичне розділення визначається за формулою

$$R = \frac{N_{1/2}}{N_{\text{цтп}}} \cdot 100 \% ,$$

де $N_{1/2}$ - ширина фотопіка на половині висоти піка,

$N_{\text{цтп}}$ - номер каналу, в якому знаходиться центр ваги даного фотопіка.

Знаходимо з таблиці 2.5.2 номер каналу

Підставляючи дані з умови задачі та номер каналу, отримаємо

$$R = 6 * 100/661 = 1 \%$$

Відповідь: 1 %

Контрольні запитання для самоконтролю

- 1.Які Ви знаєте основні методи радіометрії?
- 2.Що являє собою доза випромінювання?
- 3.Що називається поглиненою дозою випромінювання?
4. Які Ви знаєте основні принципи радіаційної безпеки?
5. Що називається брикетуванням?
6. Як відбувається процес піролізу?

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Герасимов О.І. Радіоекологія за галузями: підручник. Одеса: ТЕС, 2016. 100с.
2. Иванов Є.А. Радіоекологічні дослідження: навч. посібник. Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2004. 149 с.
3. Гродзинський Д.М. Радіобіологія: підручник: Київ: Либідь, 2000. 448с.
4. Кухлахмедов Ю.О., Корогодін В.І., Кольтовер В.К. Основи радіоекології: навч. посібн. Київ: Вища шк., 2003. 319с.
5. Worldwide marine radioactivity studies (WOMARS). Radionuclide levels in oceans and seas. Final report of a coordinated research project. IAEA-TECDOC-1429. 2005. P. 197.
6. Fukushima-derived radio nuclides in the ocean and biota off Japan / Официальный сайт: PNAS: 2012. 109 (16) 5984-5988: <http://www.pnas.org/content/>.
7. Simulation of Radioactivity Concentrations in the Pacific Ocean / Press Release Japan Atomic Energy Agency: <http://www.mext.go.jp/english/incident/1305758.htm/>
8. Онищенко Г.Г., Репин В. С., Романович И. К. Оценка радиационных рисков вследствие потребления дальневосточной промысловой рыбы после аварии на АЭС «Фукусима-1». *Радиационная гигиена*. 2015. Т. 8. №. 1. С. 5-15.
9. Андріанова І. С. Радіаційна безпека: конспект лекцій. Одеса: ОДЕКУ, 2017. 51 с.
10. Ландау Л.Д. Теоретическая физика: в 10 т. Наука, 1964. 567 с.
11. Ландау Л.Д. Курс общей физики. Механика и молекулярная физика. Москва: Изд. „Наука”, Главная редакция физико-математической литературы, 1969. 399с.
12. Фишер М. Природа критического состояния. Москва: Мир, 1968. 222с.
13. Браут Р. Фазовые переходы. Москва: Мир, 1967. 286 с.
14. Стенли Г. Фазовые переходы и критические явления. Москва: Мир, 1973. 418 с.
15. Худинцев М.М. Моделювання фізико-хімічних процесів у радіоекології: конспект лекцій. Одеса: ТЕС, 2009. 90 с.
16. Russ J.C., Dehoff R.T., Practical stereology. Kluwer Academic/Plenum: New York. 2012. Pp. 297-312.

17. Jernot J.P., Jouannot-Chesney P., Joul C.L. Evaluating the Euler-Poincaré characteristic of a set using a spatial tessellation // *Image Analysis & Stereology*. 2001. V. 20(3). Pp. 149-152.
18. Займан Дж. Модели беспорядка. Москва: Мир, 1982. 592 с.
19. Герасимов О.І. Фізика гранульованих матеріалів: монографія. Одеса: ТЕС, 2015. 264 с.
20. Герасимов О.І., Співак А.Я. Окремі задачі фізики м'якої матерії: монографія. Одеса: Гельветіка, 2020. 200с.
21. Биндер К., Хеерман Д.В. Моделирование методом Монте-Карло в статистической физике. Москва: Физматлит, 1995. 144 с.
22. Марей А.Н. и др. Глобальные выпадения продуктов ядерных взрывов как фактор облучения человека. Москва: Атомиздат, 1980. 188 с.
23. Егоров Ю.А. Основы радиационной безопасности атомных электростанций: учебное пособие для вузов. Москва: Энергоиздат, 1982. 187с.
24. Маргулис У.Я. Атомная энергия и радиационная безопасность. Москва: Энергоатомиздат, 1988. 224 с.
25. Соколов И. А. и др. Охрана окружающей среды при обезвреживании радиоактивных отходов Москва: Энергоатомиздат, 1989. 80 с.
26. Герасимов О.І. Технології захисту навколишнього середовища: підручник / Одеськ. держ. еколог. ун-т. Одеса: ТЕС, 2019. 268 с.
27. Герасимов О.І. Теоретичні основи технологій захисту навколишнього середовища: навчальний посібник. Одеса: ТЕС, 2018. 228с.
28. Даниленко В.Н., Ковальский Е.А., Федоровский С.Ю., Юферов А.Ю. "LSRM" – пакет прикладных программ для спектрометрического анализа. Состояние и перспективы. *Тезисы V Международного совещания «Проблемы прикладной спектрометрии и радиометрии»*, Россия, 2001. С. 39.
29. Машкович В.П., Кудрявцева А.В. Защита от ионизирующих излучений. Москва: Энергоатомиздат, 1995. 496 с.
30. Пакет программ LSRM-2000. Руководство пользователя.- Менделеево Московской обл.: ГП "ВНИИФТРИ", ООО "ЛСРМ",
31. Ветошкин А.Г., Таранцева К.Р. Технология защиты окружающей среды (теоретические основы): учебное пособие / под ред. доктора технических наук, профессора, академика МАНЭБ и АТП РФ А.Г.Ветошкина Пенза: Изд-во Пенз. технол. ин-та. 2004. 249 с.
32. Коваленко Г.Д. Радиоэкология Украины. Харьков: ИД "Инжэк". 2008. 264 с.
33. Коваленко Г.Д. Основы радиационной экологии. Мариуполь: Рената. 2009. 298 с.

34. Дытнерский Ю.И. Баромембранные процессы. Теория и расчет. Москва: Химия, 1986. 272 с.

35. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97); Державні гігієнічні нормативи. Київ: Відділ поліграфії Українського центру держсанепіднагляду МОЗ України, 1997. 121с.

ПРЕДМЕТНИЙ ПОКАЖЧИК

- Адсорбція 121
Детермінована проблема 67
Діаграма Пуассона-Вороного 95
Доза 112
- поглинена 162
- експозиційна 163
- еквівалентна 164
- колективна 170
Дозиметрія 159
Коефіцієнт екранування 43
Метод Монте-Карло 66
Мікроканонічний ансамбль 68
Модель Ізінга 76
Молекулярна динаміка 64
Мультифрактальна конвекція 56
Перколяція 52
Питома активність 160
Поля фільтрації 128
Радіація 156
Радіобіологія 6
Радіометрія 159
Рівняння Фоккера-Планка 46
Самоафінність 54
Само подібність 54
Системний підхід 102
Скейлінг 52
Спектрометрія 159
Теорема Гиббса 69
Термофорез 118
Турбулентна дифузія 28
Фазові перетворення 59
Фігури Вороного 88
Функція відгуку 173
Хаос 45
Число Галілея 187
Шумомір 135

Навчальне електронне видання

ГЕРАСИМОВ Олег Іванович, АНДРІАНОВА Ірина Сергіївна, КУРЯТНИКОВ
Владислав Володимирович, СПІВАК Андрій Ярославович

ПОСІБНИК ДЛЯ ПОШУКУВАЧІВ РІВНЯ ПІДГОТОВКИ ДОКТОР
ФІЛОСОФІЇ ЗА СПЕЦІАЛЬНІСТЮ
ТЕХНОЛОГІЇ ЗАХИСТУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

Навчальний посібник

Видавець і виготовлювач
Одеський державний екологічний університет
вул. Львівська, 15, м. Одеса, 65016
тел./факс: (0482) 32-67-35
E-mail: info@odeku.edu.ua
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи
ДК № 5242 від 08.11.2016