МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

МІСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА імені О. М. БЕКЕТОВА

Д. В. Дядін, О. М. Дрозд

КОНСПЕКТ ЛЕКЦІЙ З НАВЧАЛЬНОЇ ДИСЦИПЛІНИ “ПРИКЛАДНА ЛІТОЕКОЛОГІЯ”

(модуль 3 «Геохімія довкілля»)

(для студентів 3 курсу денної і 4 курсу заочної форм навчання за напрямом підготовки 6.040106 «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування»)

Харків

ХНУМГ

2013

Дядін Д. В. Конспект лекцій з навчальної дисципліни “Прикладна літоекологія” (модуль 3 «Геохімія довкілля») (для студентів 3 курсу денної і 4 курсу заочної форм навчання за напрямом підготовки 6.040106 «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування») / Д. В. Дядін, О. М. Дрозд; Харк. нац. ун-т міськ. госп-ва ім. О. М. Бекетова. – Х. : ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2013. – 39 с.

Автори: Д. В. Дядін,
О. М. Дрозд

Рецензент: к. т. н. В. М. Ладиженський

Рекомендовано кафедрою інженерної екології міст,
протокол № 2 від 09.09.2011 р.

ЗМІСТ

1. ГЕОХІМІЧНА МІГРАЦІЯ ЕЛЕМЕНТІВ У ДОВКІЛЛІ 4
1.1 Становлення та розвиток геохімії. Хімічні елементи у довкіллі 4
1.2 Міграція хімічних елементів 5
1.3 Геохімічні бар'єри 8
1.4. Фонові та кларкові концентрації хімічних елементів у компонентах довкілля. Асоціації хімічних елементів 10
1.5 Накопичення продуктів техногенезу в ландшафтах та формування геохімічних аномалій 12
1.6 Накопичення хімічних елементів у компонентах довкілля на урбанізованих територіях 14
1.7 Вплив накопичення елементів у довкіллі на здоров'я людини 21
1.8 Геохімічні дослідження урбанізованих територій 23
1.9 Методи дослідження різних середовищ 23
1.10 Геохімічні засоби і технології захисту і відновлення довкілля 27
2. ОСНОВИ РАДІОЕКОЛОГІЇ 31
2.1 Коротка характеристика іонізуючих випромінювань 31
2.2 Основні величини та одиниці, що використовуються в радіоекології 32
2.3 Вплив іонізуючого випромінювання на живі організми 33
2.4 Захист людини від впливу іонізуючих випромінювань 34
2.5 Регламентовані радіаційні показники і радіаційний контроль у будівництві 34
2.6 Лімітування вмісту радіонуклідів у воді та їжі 35
2.7 Підвищення стійкості організму до впливу радіації 36
2.8 Поводження з радіоактивними відходами 36
2.9 Радіаційні аварії 36
СПИСОК РЕКОМЕНДОВАНИХ ДЖЕРЕЛ 39

1. ГЕОХІМІЧНА МІГРАЦІЯ ЕЛЕМЕНТІВ У ДОВКІЛЛІ

1.1 Становлення та розвиток геохімії. Хімічні елементи у довкіллі

Геохімія навколишнього середовища дозволяє створити єдину базу (підхід) для вивчення процесів, що відбуваються в атмосфері, верхніх частинах літосфери, ґрунтах, поверхневих і підземних водах, біологічних об'єктах в умовах діяльності людини, яка отримала назву техногенезу (О. Є. Ферсман). Вона є відгалуженням геохімії, становлення якої як самостійної науки пов'язане в першу чергу з ім'ям В. І. Вернадського і відноситься до 1908 – 1911 р. Перші лекції з геохімії були підготовлені і прочитані в 1912 р. у Москві А. Е. Ферсманом – учнем В. І. Вернадського. Кінець XIX – початок XX ст. були періодом бурхливого розвитку промисловості і революційних відкриттів в науці, в першу чергу у фізиці. Це призвело до створення нових методів дослідження речовини, у тому числі спектрального аналізу. В. І. Вернадський, який у той період керував кафедрою мінералогії Московського університету, вирішив провести роботу з уточнення хімічного складу (формул) мінералів, використовуючи спектральний аналіз. Результати проведених досліджень показали, що в мінералах, склад яких виражається простою хімічною формулою (наприклад, кварц), присутні в малих кількостях багато інших хімічних елементів. Осмислення встановлених ним фактів, а також відкриття радіоактивності, уявлення про атом хімічного елемента як про реальну складну систему наштовхнуло вченого на зміну основного об'єкта дослідження – ним стають хімічні елементи. Предметом вивчення фундаментальної геохімії є історія атомів Землі та інших планет земної групи.

Геохімія розвивалася і в напрямку прикладних досліджень. Виділяють два основних напрямки прикладної геохімії:

– пошуки родовищ корисних копалин (О. Є. Ферсман, О. І. Перельман та інші, починаючи з 20-х – 30-х років минулого століття);
– геохімічні дослідження проблем навколишнього середовища (Б. Б. Полинов, В. В. Ковальський, Ю. Є. Саєт, О. І. Перельман та інші).

Другий напрямок має практичні виходи в охорону здоров'я (концентрація елементів у ландшафтах і зв'язок з поширенням захворювань населення), в сільське господарство (причини хвороб рослин і тварин), розробку корисних копалин (нові технології вилучення корисних компонентів), охорону і відновлення навколишнього середовища (розробка нових, у тому числі біологічних, технологій).

Планомірні геохімічні дослідження поширення забруднюючих речовин, пов'язаних з відходами, викидами і стоками різних виробництв і комунально-побутової діяльністю на урбанізованих територіях, було започатковано на території колишнього СРСР в останній чверті минулого століття. Було встановлено, що в ході розповсюдження забруднюючих речовин реалізуються в основному природні міграційні механізми, як при формуванні ореолів та потоків розсіювання елементів навколо родовищ корисних копалин, що дозволило залучити для еколого-геохімічної оцінки стану середовища прийоми і методи, використовувані в пошуковій геохімії, в тому числі біогеохімічні.

В основі всіх прикладних геохімічних досліджень лежать такі чотири найважливіших положення геохімії, підтверджені незаперечними дослідними даними (А. І. Соловов):

1. Повсюдне, у всіх геосферах, поширення хімічних елементів.
2. Безперервна в часі і в просторі міграція хімічних елементів.
3. Різноманіття видів і форм існування в природі хімічних елементів.
4. Переважання процесів розсіяння елементів порівняно з їх концентруванням.

Повсюдне поширення хімічних елементів підтверджується результатами аналізу хімічного складу гірських порід, ґрунтів, природних вод, органічних утворень. Навіть в оптично прозорому кварці (SiO_2) чутливі методи аналізу виявляють присутність Fe, S, Pb, Cu, As, Na і ін. елементів, вміст яких формула мінералу не відображає.

Різноманітність видів і форм існування хімічних елементів знаходить відображення у великій кількості природних хімічних сполук, мінеральних форм, розчинів, а також технічних продуктів, до складу яких входить один і той же хімічний елемент. Якщо хімічний елемент входить до складу кристалічної решітки мінералу, то індивідуальні властивості елемента в міграційних процесах часто не виявляються, на перший план виступають властивості мінералу (або технічного каменю) як цілого.

Характер розподілу хімічних елементів у природних системах залежить від великої кількості незалежних один від одного причин й описується нормальним або логнормальним законом розподілу. При нормальному характері розподілу найбільш вірогідним значенням концентрації є середнє арифметичне значення (фонова концентрація $C_ф$), а більше 99% значень концентрації цього елемента знаходяться в межах $C_ф \pm 3\sigma$. Значення, які виходять за ці межі, відносять до аномальних. Експериментально встановлено, що існують аномалії з менш жорсткими критеріями: $C_a > C_ф + 2\sigma$ або $C_a > C_ф + \sigma$.

При розподілі елементів, який описується логнормальним законом, основними параметрами є середнє геометричне значення і середнє геометричне віхилення ε. Критерієм аномальності в цьому випадку буде: $C_a > C_ф \cdot 3\varepsilon$, $C_a > C_ф \cdot 2\varepsilon$ або $C_a > C_ф \cdot \varepsilon$.

В одному і тому ж мінералі або гірській породі може спостерігатися нормальний закон у розподілу одних елементів і логнормальний – для інших.

1.2 Міграція хімічних елементів

Переміщення хімічних елементів, їх іонів, сполук, речовини в цілому в просторі називають ***міграцією***. Міграція хімічних елементів проявляється в різних формах і на різних рівнях: як у масштабних і потужних тектоно-магматичних процесах (виверження вулканів, опускання дна морів, горотворення тощо), так і в найтонших біохімічних реакціях, що протікають в живій речовині.

Міграція хімічних елементів спричинена дією внутрішніх і зовнішніх факторів, залежить від хімічної форми елементів і їх сполук, їхніх фізико-хімічних властивостей, і вмісту в навколишньому середовищі, а також від стану і властивостей самого середовища міграції.

Поділ факторів міграції хімічних елементів на внутрішні й зовнішні був запропонований О. Є. Ферсманом. Внутрішніми факторами міграції елементів є їхні фізичні та хімічні властивості, які визначаються будовою атомів, їхньою здатністю до утворення летких та розчинних сполук, осадів тощо. До зовнішніх факторів належать характеристики умов міграції елементів – температура, тиск, кислотно-лужні та окисно-відновні умови тощо.

Відмінності в міграційній здатності хімічних елементів призводять до їх диференціації і до утворення природних і природно-техногенних систем з різними кількісними співвідношеннями між елементами. В результаті за якісної однаковості складу речовини концентрація одного і того ж елемента в різних точках земного простору різна.

Залежно від форм руху матерії, законів та механізмів, за якими відбувається переміщення, фізичного стану і хімічної форми мігрантів, фізичного стану міграційного потоку здійснюється класифікація видів міграції.

Залежно від форм руху матерії, з яким пов'язане переміщення речовини, у напрямку ускладнення процесу, виділяють такі види міграції:

- механічну;
- фізико-хімічну;
- біогенну;
- техногенну.

Механічна міграція – це переміщення речовини, яке відбувається внаслідок дії законів механіки, гідродинаміки, гравітації, тощо. Розрізняють такі підвиди механічної міграції : ***гравітаційну*** (обвали, зсуви, осипи); ***водну*** (перенесення частинок з проточною водою, водна ерозія, денудація); ***водно-гравітаційну*** (селеві потоки); ***повітряну міграцію*** (вітрове перенесення речовин, вітрова ерозія); фізичну (вивітрювання).

Основного значення при механічній міграції набувають параметри потоків (об'єм, швидкість тощо), і параметри частинок, що переносяться (їхні розміри, форма, щільність тощо), наявність перешкод на шляху міграції (нерівності земної поверхні, штучні поверхні – насипи, дамби, дороги тощо), характер і параметри поверхні (довжина, кут нахилу, нерівності та щільність поверхні ковзання), інтенсивність та розміри руйнації порід та ін.

Фізико-хімічна міграція – це переміщення хімічних елементів, яке відбувається згідно з законами фізики, хімії та основними типами взаємодії елементів. Основними механізмами фізико-хімічної міграції є дифузія, осаджування, сорбція, десорбція та ін. Здатність хімічних елементів до фізико-хімічної міграції залежить від їхніх хімічних і фізичних властивостей, дії внутрішніх і зовнішніх факторів міграції, поширення елементів у геосистемі.

Повітряна міграція. На склад атмосфери істотно впливає перебіг техногенно-антропогенних, біологічних та інших процесів. До основних елементів - повітряних мігрантів відносяться O, C, H, N, I, а також інертні гази. Повітряна міграція елементів спостерігається не тільки в наземній атмосфері, але і в гідросфері (у поверхневих і підземних водах) і земній корі. Названі елементи можуть входити до складу неорганічних сполук і вуглеводнів.

В осадових породах, за оцінками В.А. Соколова, міститься $2{,}14 \cdot 10^{14}$ т газів, серед яких переважає метан CH_4 (до 40 %), діоксид вуглецю CO_2 (більше 27 %), азот N_2 (26 %), важкі вуглеводні (більше 6 %), водень, сірководень і діоксид сірки. У магматичних породах гранітного шару переважає вуглекислий газ і азот.

Міграція газів в земній корі відбувається шляхом фільтрації через відкриті пори і тріщини або шляхом молекулярної дифузії. Швидкість дифузії через насичені

водою гірські породи становить 0,01 – 0,1 $см^3/м^2$/добе. Здатність тієї чи іншої речовини проникати крізь товщу або шар характеризує його коефіцієнт дифузії.

Водна міграція. Більшість хімічних елементів мігрує у водних розчинах, які можуть бути іонними, молекулярними, колоїдними, суспензійними. Мігранти можуть бути поділені за ступенем рухливості у водному середовищі. Малорухомі у воді мігранти переміщуються водним потоком у вигляді твердих частинок.

На перехід речовини з твердого стану до водного середовища впливає не тільки його розчинність в воді, а й фізико-хімічні характеристики середовища: ступінь мінералізації води, величина pH, окисно-відновні умови (кисневі, сірководневі, глейові води). Ознаками окислювального середовища є присутність вільного кисню або заліза в тривалентній формі та високий окислювально-відновний потенціал середовища Eh (більше 0,4 В). Ознаками відновлювальних умов є переважання двовалентної форми заліза, присутність метану, водню в глейових умовах або сірководню та його похідних.

Показники водної міграції, що використовують при геохімічному аналізі, можуть бути поділені на 3 групи:

– дані щодо інгредієнтів природних вод, що дають їхню якісну та кількісну характеристику в абсолютних одиницях;
– показники, що характеризують інтенсивність водної міграції окремих елементів (зіставлення речового складу природних вод і літогенної основи ландшафту);
– показники, що відображають трансформацію водного геохімічного потоку в різних ландшафтах, балансові співвідношення між надходженням і виносом речовини в різних природних і природно-техногенних системах (наприклад, порівняння складу поверхневого стоку зі складом атмосферних вод).

Біогенна міграція. Біогенна міграція хімічних елементів відбувається в процесі утворення та розкладання живої речовини, а саме: в процесі фотосинтезу, дихання, біологічного поглинання мінеральних речовин з ґрунту, біологічної акумуляції хімічних елементів, при відмиранні живої речовини – в процесі її розкладання та мінералізації. Живі організми є головним фактором міграції хімічних елементів.

У складі живої речовини на Землі різко переважає рослинність, тому властиві їй показники і співвідношення розглядають як характерні для усієї живої речовини.

Загальними показниками, які використовують в геохімії, є ***біомаса*** і щорічна ***біопродукція***. Інтенсивність залучення окремих хімічних елементів до біологічного кругообігу речовини відображають такі показники, як *біофільність елементів* та *коефіцієнт біологічного поглинання*.

Біофільність елемента визначають за ступенем його концентрації в живій речовині через ***коефіцієнт біофільності*** $Б_х = B_х / C_х$, де $B_х$ – кларк цього елемента в живій речовині (фітомасі), а $C_х$ – кларк елемента в літосфері. Високі коефіцієнти біофільності мають P і S - n·10; Zn і Co – n, Si – 0,1n, Al, Pb – 0,01n.

Коефіцієнт біологічного поглинання $A_х$ визначають як відношення вмісту елемента в попелі рослини до його вмісту в ґрунті або гірській породі.

Для інтерпретації результатів біогеохімічного аналізу важливо брати до уваги такі фактори:

– таксономічне положення рослинного організму;

– відмінність у характері накопичення макро- і мікроелементів в одному і тому ж організмі;
– розбіжність у концентрації одного і того ж елемента в різних органах рослини ;
– сезонні відмінності в концентрації елементів;
– залежність вмісту елементів від місцевих умов.

Техногенна міграція хімічних елементів. Техногенна міграція відбувається в процесі господарської діяльності суспільства, внаслідок забруднення навколишнього природного середовища. Техногенна міграція, як і природна, може бути механічною, фізико-хімічною, біогенною.

Різноманітність техногенної міграції зумовлена особливостями господарського використання території, тобто особливостями природокористування, які безпосередньо впливають на формування техногенних міграційних потоків. У зв'язку з цим існують залежності:
– техногенного навантаження від виду природокористування;
– умов первинного розподілу хімічних речовин-забрудників від просторової диференціації джерел забруднення;
– надходження техногенних речовин-забрудників трофічними ланцюгами до організму людини від земель сільськогосподарського використання;
– рівня екологічної небезпеки стану геосистем (як середовища життя людини) від їхнього типу господарського використання.

Крім того, виявлено безпосередній вплив природокористування на зміну ландшафтної структури й фізико-хімічних властивостей компонентів геосистем, а також умови міграції хімічних елементів.

Здебільшого господарське використання території здійснюється без врахування ландшафтної організації простору, властивостей, сучасного стану геосистем. У межах однієї геосистеми може бути і промислове підприємство, і сільськогосподарські угіддя, що позначатиметься на екологічному стані цієї геосистеми, ступені її забруднення, особливостях формування поля забруднення і врешті - на здоров'ї людей.

1.3 Геохімічні бар'єри

Ділянки земної кори, де на невеликих відстанях різко зменшується інтенсивність міграції хімічних елементів, внаслідок чого відбувається їх концентрація, О. І. Перельман у 1961 р. запропонував називати ландшафтно-геохімічними бар'єрами . Іншими словами, ***геохімічні бар'єри*** – це ділянки з підвищеним вмістом хімічних елементів , порівняно з їх вмістом у фонових геосистемах.

Для характеристики геохімічних бар'єрів використовують такі показники, як градієнт та контрастність бар'єру.

Градієнт бар'єру відображає зміну показників умов міграції у напрямі руху хімічних елементів. Розраховують його таким чином:

$$G = dm / dl, \text{ або } G = (m_1 - m_2) / dl \quad , \qquad (1.1)$$

де dl – ширина бар'єру, m_1 – значення показника умов міграції (температура, тиск, швидкість, pH тощо) до бар'єру, m_2 – значення показника умов міграції після бар'єру.

Відношення показників умов міграції у напрямі руху елементів до і після бар'єра називають ***контрастністю бар'єра*** і визначають як:

$$S = m_1 / m_2 \quad (1.2)$$

Інтенсивність накопичення елементів зростає із збільшенням контрастності та градієнта бар’єра.

За механізмом формування виділяють три основних типи геохімічних бар'єрів (як природних, так і техногенних): 1) механічні, 2) фізико-хімічні, 3) біогеохімічні.

Механічні бар'єри формуються за рахунок наявності природних або антропогенних перешкод на шляху механічної міграції та зміни швидкості у водному або повітряному потоці. На механічному бар'єрі можуть накопичуватися важкі стійкі мінерали, що містять Ti, Sn, W, Au, Hg, Zr та інші, при випаданні з водного потоку або аерозольні частки з атмосферного. На ділянках з різкими перегинами рельєфу формуються орографічні механічні бар'єри, наприклад в місцях зчленування схилових поверхонь і балочних або річкових заплав, схилові поверхні, обернені до повітряного вітрового потоку тощо.

Фізико-хімічні бар'єри являють собою різку зміну фізико-хімічних умов середовища і залежно від цих умов підрозділяються на групи, описані нижче.

Окислювальні і відновні бар'єри формуються під час водної міграції хімічних елементів (їхніх сполук, іонів) у зв'язку зі зміною окислювально-відновних умов (Eh). На таких бар'єрах концентруються елементи, насамперед, зі змінною валентністю.

Окислювальний (кисневий) бар'єр – формується при зміні відновлювальних умов окисними. На даному бар'єрі відбувається накопичення Fe, Mn, Co (з кисневих і глейових вод), а також самородна S, Se (з сірководневих і сульфідних вод). Так, наприклад, у місцях виходу глейових вод, збагачених Fe^{2+} і Mn^{2+}, осідають їх гідроокісли, утворюючи залізомарганцеві конкреції (стяжіння), болотні та озерні руди.

У разі різкого зростання відновлювальних властивостей середовища виникають *відновлювальні бар'єри* – сірководневі і сульфідні, а також глейові, на яких накопичуються Cu, Au, Ag, S, Se, U, Mo, V та ін.

Відновні глейові бар’єри – накопичення урану, ванадію, міді, миш'яку та інших у вигляді карбонатів, фосфатів.

Відновлювальні сірководневі бар’єри – накопичення нікелю, кобальту, ртуті, цинку, свинцю, міді у вигляді сульфідів, самородних елементів; притаманна присутність таких газів, як сірководень, метан, водень та ін.

Лужний – накопичення кальцію, магнію, кадмію, барію, стронцію, цинку, заліза та інших елементів у формі гідроксидів, карбонатів, фосфатів.

Кислий – накопичення таких елементів, як молібден, кремній, германій.

Сорбційний – сорбція на негативних колоїдах (глинистих мінералах) іонів кальцію, калію, магнію, цинку, свинцю, кобальту, міді, і на позитивних колоїдах (гідроксідах алюмінію і заліза) фосфору, сірки, ванадію, молібдену.

Випарний (солончаки, солоні озера) – накопичення кальцію, натрію, калію, хлору, сірки, стронцію, цинку та ін.

Біогеохімічні бар'єри виникають за рахунок біогенної міграції хімічних елементів, точніше за рахунок біопоглинання, біоакумуляції, розкладання органічної речовини, біогенного мінералоутворення. Найчастіше біогеохімічні ба-

р'єри локалізуються у верхньому шарі гумусового горизонту ґрунтів. Після відмирання рослин у верхньому шарі відбувається накопичення тих елементів, коефіцієнти біологічного накопичення яких перевищують одиницю. На біогеохімічному бар'єрі відбувається концентрування C, H, O, N, I, K, P, B, Sr та інших елементів. У гумусовому і торф'яному шарах накопичуються Mn, Ni, Co, Ca, K, P, B, Sr та ін.

1.4 Фонові та кларкові концентрації хімічних елементів у компонентах довкілля. Асоціації хімічних елементів

Вивчення геохімічних умов передбачає встановлення геохімічного фону, тобто визначення геохімічних параметрів природних еталонів ландшафтно-геохімічних систем.

Геохімічний (природний) фон – такий вміст елементів у навколишньому середовищі, який був найвластивішим для даних природних систем до техногенного забруднення. Геохімічний фон характеризується: провідною асоціацією елементів; елементами з кларками концентрації більше ніж одиниця; топоморфними елементами; рівнем накопичення; ступенем неоднорідності; хімічною формою провідних елементів.

Техногенний фон встановлюється за співвідношенням концентрацій хімічних елементів (даних актуального вмісту) до природних фонових показників. Техногенний геохімічний фон встановлюють за даними вмісту техногенних хімічних речовин у поверхневому шарі ґрунтів та в донних відкладах, порівняно з їхніми природними фоновими концентраціями. Найдоцільніше при цьому використовувати такі показники, як кларк концентрації, відношення актуальної концентрації до ГДК, комплексний показник забрудненості.

Кларк – середній вміст елементі в земній корі або її частині, чи в іншому компоненті природної системи. Кларки показують, яку частку становить маса певного хімічного елемента, щодо маси земної кори. Найчастіше кларки позначають у відсотках.

Перші узагальнення даних по хімічному складу гірських порід, що складають земну кору, були виконані американським вченим Ф. У. Кларком, і з тих пір ці цифри неодноразово піддавалися уточненню. Найчастіше в нашій країні використовують значення кларків, розраховані О. П. Виноградовим. У даний час є дані про середній вміст елементів у різних типах порід, різних сферах, а також біологічних об'єктах.

За даними багатьох учених, з 89 елементів, які входять до складу земної кори, найпоширенішими є кисень (кларк 47,2 %), кремній (27,6), алюміній (8,8), тобто на 83,6% земна кора складається з цих трьох елементів (за даними О. П. Виноградова), а якщо додати до них ще залізо (5,1), кальцій (3,6), натрій (2,64), калій (2,60), магній (2,10), то вісім перелічених елементів становлять більше 99 % загальної маси літосфери, тоді як 81 елемент не становить навіть й одного відсотка. Кларки багатьох елементів не перевищують 0,01 – 0,0001%. Хімічні елементи з такими кларками називають ***рідкісними.*** Якщо вони не утворюють особистих мінералів і не мають здатності до концентрації, їх ще на-

зивають ***рідкісними розсіяними.*** Хімічні елементи з кларками, меншими за 0,01%, ще називають ***мікроелементами.***

Співвідношення елементів у різних сферах істотно відрізняється. Так, 99,9 % літосфери складає сума кларків восьми елементів: кисню, кремнію, алюмінію, заліза, кальцію, натрію, магнію, титану. 99,58 % гідросфери за масою складається з п'яти елементів: кисню, водню, хлору, натрію, магнію. 99,94 % атмосфери складає сума кларків трьох елементів: азоту, кисню й аргону. Інші елементи присутні в цих сферах у сотих, тисячних і мільйонних частках відсотка.

Унаслідок біохімічних процесів, які супроводжують утворення живої речовини та ґрунтів, відбувається вибіркове засвоєння певних хімічних елементів, що призводить до перерозподілу їх між компонентами системи та до формування певного хімічного складу компонентів геосистеми. Оскільки мінеральна частина ґрунтів значною мірою зумовлена хімічним складом гірських порід літосфери, то зрозуміла схожість хімічного складу ґрунтів з хімічним складом літосфери. І в земній корі, і в ґрунтах перше місце належить кисню, друге – кремнію, далі – алюмінію тощо. Але у ґрунтах, порівняно з літосферою, в 20 разів більше вуглецю та в 10 разів більше азоту, що пов’язано з життєдіяльністю організмів, які містять 18% вуглецю та 0,3% азоту.

Якщо на 99% хімічний склад літосфери становлять 8 елементів, то жива речовина на 98,8 % складається з 4 елементів – кисню, вуглецю, водню, азоту. Біогенетичні процеси, разом з процесами вивітрювання та ґрунтоутворення, безумовно, вплинули на хімічний склад ґрунтів. У ґрунтах більше, ніж у літосфері, кисню, водню, кремнію, але менше алюмінію, заліза, кальцію, магнію, натрію, калію та інших елементів. Сукупність геохімічних процесів призводить до перерозподілу хімічних елементів між компонентами, кількість панівного елементу – кисню збільшується від літогенного компонента до біотичного, де становить 70%. Переважаюча роль кисню в хімічному складі всіх компонентів геосистем зумовлює особливості хімічних процесів, які відбуваються в них.

Кларк концентрації – показник, введений у 1937 р. В. І. Вернадським для кількісної характеристики ступеня відмінності вмісту хімічного елемента в певній природній системі (або її частині) від кларка літосфери. Кларк концентрації обчислюють за формулою:

$$K_K = k_i / K_i, \qquad (1.3)$$

де k_i - вміст (кількість) і-го елемента в n-компоненті; K_i – кларк і-го елемента в літосфері (найбільш поширений підхід) або кларк і-го елемента у n-компоненті.

Близьким за значенням до кларка концентрації є ***коефіцієнт концентрації*** (K_c). За коефіцієнтом концентрації визначають співвідношення між кількістю хімічного елемента в об’єктах, що порівнюються між собою, тобто коефіцієнт концентрації характеризує ступінь накопичення елементів у системі (компоненті) відносно будь-якого обраного еталона. За коефіцієнтом концентрації розраховують відношення вмісту елемента в об’єкті до його фонового значення у відповідному компоненті навколишнього середовища – ґрунтах, водах тощо.

Асоціацією хімічних елементів називають групу елементів, які виявляються в кількості, відмінній від критеріального (геохімічного фону або кларка).

Ступінь перевищення концентрації елемента над фоновим значенням показує коефіцієнт концентрації Кс.

Формула геохімічної асоціації (ранжовані за зменшенням величини K_c ряди елементів, що входять в асоціацію) відображає співвідношення між елементами і дозволяє виділити серед них пріоритетні забрудники. Прикладом такої формули, яка представляє пріоритетне становище в якості елементів-забрудників кадмію та хрому, є такий вираз: Cd12 Cr8 Cu3 Ni2.

Парагенетичною називають таку асоціацію, в якій накопичення елементів пов'язане з єдиним джерелом надходження елементів або загальним міграційним процесом.

Асоціації співіснування відрізняються тим, що елементи з різних джерел механічно зведені на одній дільниці.

Кількісною мірою асоціації є інтегральний показник забруднення Z_c, що представляє собою адитивну суму коефіцієнтів концентрації елементів над одиничним рівнем:

$$Z_c = \Sigma K_c - (n - 1), \qquad (1.4)$$

де n – кількість елементів з K_c більше 1.

Зона забруднення – це ділянка території, де вміст елементів-забрудників перевищує встановлені санітарні норми, що створює загрозу для здоров'я людини.

1.5 Накопичення продуктів техногенезу в ландшафтах та формування геохімічних аномалій

Техногенні геохімічні аномалії формуються внаслідок первинного і вторинного розподілу речовин-забрудників (закріплення на ландшафтно-геохімічних бар'єрах). Їхні параметри, конфігурація, поширення залежать як від інтенсивності надходження техногенних елементів, так і від особливостей ландшафтно-геохімічної структури території.

За класифікацією О. І. Перельмана (1978), виділяють техногенні аномалії як з підвищеним вмістом елементів, так і зі зниженим (за рахунок вилучення речовини) порівняно з геохімічним фоном. За розмірами розрізняють глобальні, регіональні і локальні аномалії.

За місцем виникнення аномалій (за компонентом-приймачем забруднень) та місцем акумуляції елементів техногенні геохімічні аномалії поділяють на літохімічні, педохімічні, гідрогеохімічні, атмогеохімічні, біогеохімічні.

Техногенні геохімічні аномалії з підвищеним вмістом елементів порівняно з фоном виникають за умов аварійних викидів, унаслідок інтенсивного, але обмеженого в часі, техногенного впливу (наприклад, при розробці корисних копалин), забруднення навколишнього середовища (від стаціонарних, напівстаціонарних і пересувних джерел забруднення). Як зазначає М. А. Глазовська (1978), перші два типи техногенних аномалій є залишковими. Час їхнього існування залежить від ступеню техногенного навантаження, первинного порушення функцій живих організмів, особливостей ландшафтно-геохімічної структури, яка сприяє або перешкоджає самоочищенню геосистем від забрудників.

Техногенні геохімічні аномалії, які виникають внаслідок забруднення навколишнього природного середовища, постійно посилюються через надходження й акумуляцію речовин-забрудників. Небезпечність таких аномалій (з невисоким рівнем аномальності) криється в кумулятивному ефекті тривалого впливу підвищених біо-

геохімічно активних речовин на живі організми, що може призвести до появи техногенних біогеохімічних ендемій, у віддалених наслідках порушення життєво важливих функцій, навіть зміні генетичного коду живих організмів.

В основному визначено і відносно добре вивчено закономірності формування локальних геохімічних аномалій. Це передусім стосується формування локальних аномалій унаслідок розсіювання в атмосфері газопилових викидів від окремих підприємств, у районах агломерацій, уздовж автотрас та від інших джерел локального забруднення.

Для характеристики локальних техногенних аномалій використовуються коефіцієнти концентрації окремих хімічних елементів ($К_К$) (щодо їх вмісту в незабруднених фонових геосистемах) та сумарний показник забруднення Z_c, що дорівнює сумі коефіцієнтів концентрації елементів, які накопичуються в межах аномалій. Техногенні аномалії, які формуються внаслідок аерозольного забруднення, досить чітко оконтурюються за валовим вмістом та співвідношенням валових та розчинних форм мікроелементів у ґрунтах, передусім в їх верхніх горизонтах.

Із віддаленням від джерела забруднення асоціації елементів-забрудників збіднюються, сумарний показник забруднення зменшується (через зменшення концентрації забруднюючих речовин). Це дає змогу виділити в межах техногенних аномалій кілька зон.

Вміст техногенних елементів у ґрунтах і попелі рослин зменшується від джерела забруднення за експонентою. Підвищений вміст елементів фіксується на відстані 3 – 30 км від джерела забруднення, а значно підвищений вміст – на відстані 2 – 5 км. Форма, конфігурація і протяжність техногенних аномалій залежать не тільки від потужності джерела забруднення, а й від напряму і швидкості переважаючих вітрів й особливостей місцевої циркуляції повітряних мас

Наявність техногенної геохімічної аномалії визначають за кларками концентрації хімічних елементів у верхньому (гумусовому) горизонті до їх вмісту в ґрунтоутворюючій породі, який за певних умов можна вважати природним фоновим або природним еталоном певного типу геосистеми (якщо такі еталони визначені).

Ураховуючи наслідки аварії на Чорнобильській АЕС, що призвели до радіаційного забруднення значної території в межах України, визначено радіоактивні техногенні аномалії. За спряженим аналізом просторової диференціації радіоактивних аномалій та ландшафтно-геохімічної структури оцінюють та прогнозують напрями та особливості перерозподілу техногенних радіонуклідів.

Отже, наявність техногенних аномалій, величину техногенного впливу на довкілля визначають передусім за даними вмісту техногенних хімічних речовин у поверхневому шарі ґрунтів та в донних відкладах порівняно з їхніми природними фоновими концентраціями. Найдоцільніше при цьому використовувати такі показники, як кларк концентрації, відношення актуальної концентрації до ГДК, комплексний показник забрудненості (за сумою відношень вмісту хімічних елементів до їхнього ГДК, поділеному на кількість хімічних елементів).

Ступінь техногенного впливу на екологічний стан територій визначають аналізом факторів формування та параметрів техногенних геохімічних аномалій.

1.6 Накопичення хімічних елементів у компонентах довкілля на урбанізованих територіях

Можна виділити три основні групи джерел забруднення території міст:

– викиди в атмосферу промислових підприємств, транспортних засобів, підприємств енергетики;
– тверді відходи (промислові та побутові);
– осадження речовин із віддалених, іноді транскордонних, атмосферних переносів.

Джерела першої групи зумовлюють площу розповсюдження забрудників. Площа забрудненої міської території значною мірою залежить від планування і рельєфу міста, потужності підприємств, густоти мережі автотранспортних магістралей. При мозаїчній структурі вірогідність забруднення житлових кварталів більша, ніж при чітко вираженому зонуванні території. Склад забрудників (асоціація елементів) залежить від типу виробництва (машинобудування, радіотехніка, металургія тощо), а рівень забруднення – від діючої системи захисту довкілля й ступеню очищення газів, що викидаються в атмосферу, яку забезпечує обладнання на підприємствах. Найбільш забрудненим є ґрунтово-рослинний покрив на території промислових підприємств, де осідає приблизно 30% від їх викидів. Крім того, тут неминуче утворюються тверді відходи – як специфічні для кожного підприємства (металева стружка, шлаки, відходи гальваніки, паперовий пил тощо), так і присутні на кожному об'єкті: сміття від ремонтно-будівельних робіт, відходи експлуатації транспортних засобів, побутові відходи.

Джерела забруднення другої групи є найбільшими за масою. Однак, при організованому складуванні вони розташовуються компактно, огороджені відповідними бар'єрами і не мігрують, створюючи загрозу забруднення суміжних ділянок та компонентів довкілля. Неорганізовані звалища, поширені в наш час на території населених пунктів і поблизу них, становлять велику загрозу, оскільки є джерелом різноманітних, часто непередбачуваних і небезпечних речовин-забрудників.

Речовини, що надходять на територію з віддалених переносів, за масою значно поступаються першим двом групам, однак можуть містити дуже небезпечні компоненти, наприклад, частинки з радіоактивними елементами. Так, навіть через декілька років після аварії на Чорнобильській АЕС на території Харківської області локально фіксували випадіння підвищених кількостей радіонуклідів стронцію і цезію.

Ґрунти відносять до так званих ***депонуючих середовищ***, у яких інтенсивність процесів міграції елементів значно нижча, ніж в атмосфері та водних потоках. Тимчасово депонуючим середовищем називають сніговий покрив.

Із ґрунтів водозбірних площ у період злив або сніготанення водними потоками переносяться багато елементів, у тому числі і мікроелементів.

У приміських зонах великих міст інтенсивно розвивається сільськогосподарське виробництво. Проблемою останніх років є забруднення сільськогосподарської продукції поллютантами, в першу чергу важкими металами. Задачі, які необхідно вирішити у зв'язку з цим, включають виявлення факторів, що впливають на формування геохімічних особливостей орних ґрунтів і вибір ділянок для виробництва гарантовано чистої сільськогосподарської продукції.

Диференціація геохімічної структури сільськогосподарських територій зумовлена трьома групами процесів.

А – природна геохімічна диференціація, пов'язана з ландшафтно-геохімічними чинниками. Проявляється у відмінності хімічного складу ґрунтів і рослин на різних геоморфологічних одиницях. Так, типи ґрунтів, їхнє положення в рельєфі, материнські породи, концентрація в них мікроелементів відрізняється в межах заплави, насипних терас, вододільних просторів навіть малої річки. Заплавні ділянки є місцем концентрації мікроелементів у ґрунтах. Мікрорельєф ділянки також впливає на розподіл хімічних елементів: у мікропониженнях з перепадом висот всього у кілька сантиметрів концентрація деяких мікроелементів підвищується.

Б – геохімічні перетворення території, пов'язані зі впливом на агроландшафти технологічних циклів сільськогосподарського виробництва:

- агротехнічна обробка ґрунту (вплив механізмів, газів, паливно-мастильних матеріалів на хімічний склад ґрунту);
- внесення добрив – мінеральні добрива можуть бути синтетичними хімічно чистими речовинами (калійні, азотні); фосфорні отримують з природних фосфатів, які містять численні домішки (фтор, миш'як, лантан, кадмій та ін.). Підвищення вмісту цих елементів в орному шарі має бути предметом контролю. Органічні добрива зазвичай є відходами сільськогосподарського виробництва, в першу чергу тваринництва. Їхній вплив на геохімічні процеси виявляється у зміні фізико-хімічних показників середовища що впливає на рухливість низки елементів, наприклад, нікелю, хрому. Міські відходи (компост, мули біологічної очистки стічних вод, фосфористі шлаки металургійного виробництва);
- внесення ґрунтових меліорантів, в якості яких використовують вапно або розкислюючі природні матеріали, торф, пісок або глина, промислові відходи (відходи енергетики, металургійні шлаки, фосфогіпс). У шлаках, зазвичай, присутні хром, марганець та інші метали; у фосфогіпсі – сірка, стронцій, фтор;
- проведення водної меліорації, у тому числі з використанням стічних вод;
- обробка території фунгіцидами, гербіцидами, інсектицидами.

В – техногенні перетворення, не пов'язані з потребами сільськогосподарського виробництва, представлені регіональними полями випадінь з атмосфери опадів віддаленого перенесення, локальними полями випадінь з атмосфери поблизу промислових підприємств, зонами впливу автотранспорту, ділянками впливу забрудненого поверхневого стоку, розливів річок, зонами впливу сховищ токсичних відходів за рахунок дефляції, розмиву поверхневим стоком; розливу бурових розчинів, високомінералізованих вод, несанкціонованими звалищами твердих відходів.

У багатьох країнах діють спеціальні документи, що регламентують порядок використання відходів в якості добрив і меліорантів у сільському господарстві. У першу чергу це стосується мулів очисних споруд станцій біологічної очистки стічних вод. Відповідні директиви використовують країни Європейського Союзу, у Російській Федерації діє стандарт «ГОСТ РФ 17.4.3.07-2001«Требования к осадкам биологической очистки сточных вод при использовании их в качестве удобрений», в якому, вказані граничні концентрації Cd, Hg, As, Cr, Zn, Pb, Ni в мулах при використанні їх в якості добрив і наведена методика розрахунку допустимої дози внесення їх до ґрунту на конкретній ділянці поля, виходячи з даних щодо вмісту цих елементів в орному

шарі. Розроблені в Україні більше десяти років тому технічні умови аналогічного змісту застаріли, і в даний час у нашій країні відсутній документ у даній сфері діяльності.

В умовах інтенсивного навантаження властивості ґрунтів зазнають істотних змін. При цьому найбільш значущими з них для рослин є фізико-хімічні показники: кислотність, а також хімічні: вміст органічної речовини (гумусу) й елементів-забрудників (у першу чергу важких металів). Одним з актуальних питань оптимізації землекористування є визначення критеріїв, відповідно до яких приймається рішення щодо необхідності проведення рекультивації забруднених земель. В якості такого критерію для сільськогосподарських ґрунтів затверджені санітарно-гігієнічні нормативи.

Гранично допустима концентрація (ГДК) – максимальна кількість шкідливої речовини в одиниці об'єму або маси певного середовища (компонента геосистеми), яка гарантує відсутність негативного прямого або опосередкованого впливу на здоров'я людини, його потомство й санітарні умови життя населення.

Під час оцінювання безпеки надходження хімічних речовин до ґрунту виходять з недопустимості перевищення порогу адаптаційної можливості організму найуразливіших груп населення та порогу екологічної адаптаційної (самоочищення) здатності ґрунту при ізольованій, комплексній, комбінованій дії хімічних речовин на організм людини і довкілля (поріг безпечної дії).

Поріг безпечної дії хімічних речовин, що надходять до організму людини з ґрунту – така їх дія (одноразова, добова, річна, протягом всього життя), яка не викликає функціональних, біохімічних, структурних змін в організмі вище меж, при перевищенні яких в організмі людини можуть відбуватися зміни, небезпечні для здоров'я людини та її потомства.

Поріг шкідливої біологічної дії нормованої хімічної речовини – така його дія на ґрунт, при якій кількісні фізіологічні, біохімічні або структурні зміни переходять у якісні, мають характер передпатології.

Поріг екологічної адаптаційної можливості (самоочищуюча здатність ґрунту) – така дія нормованої речовини, при якій порушуються час і швидкість процесів самоочищення, характерні для даного виду ґрунту в певному клімато-ландшафтному регіоні.

Тобто ГДК мають гарантувати відсутність негативного впливу на здоров'я населення як при прямому контакті людини з ґрунтом (заковтування і вдихання ґрунтового пилу, надходження через шкіру людини, забруднену пилом), так і опосередковано через міграції з ланцюгів:

ґрунт – рослина – людина,
ґрунт – рослина – тварина – людина,
ґрунт – атмосферне повітря – людина,
ґрунт – вода – людина

або сумарно по всіх ланцюгах, а також не порушувати процесів самоочищення ґрунту і не впливати на санітарні умови життя.

Дослідження з гігієнічного нормування хімічних речовин у ґрунті проводять в екстремальних ґрунтово-кліматичних умовах, що сприяють максимальній міграції досліджуваної речовини з ґрунту до контактуючого з нею суміжного середовища

(вода, повітря, рослини) і забезпечують найбільш інтенсивний вплив на ґрунтовий мікробіоценоз і процеси самоочищення.

Визначають порогові кількості хімічної речовини за такими показниками шкідливості:

- загальносанітарним;
- міграційним водним;
- міграційним повітряним;
- органолептичним;
- фіто-акумуляційним (транслокаційним);
- санітарно-токсикологічним.

Загальносанітарний показник шкідливості характеризує процеси зміни біологічної активності ґрунту і показників її самоочищення від забруднення органічними речовинами. Пороговою концентрацією за цим показником шкідливості є та максимальна кількість хімічної речовини в ґрунті (мг/кг абсолютно сухого ґрунту), яка не викликає на 5 – 7-у добу змін загальної чисельності мікроорганізмів основних фізіологічних груп більше, ніж на 50 %, а також ферментативної активності ґрунту більше, ніж на 25 % щодо аналогічних показників контрольного ґрунту.

Міграційний водний показник шкідливості. Характеризує процеси міграції хімічної речовини до поверхневих і підземних (ґрунтових вод). Пороговою концентрацією за цим показником шкідливості є та максимальна кількість в ґрунті (мг/кг абсолютно сухого ґрунту), при якому надходження хімічної речовини до ґрунтових вод і з поверхневим стоком не створює концентрацій, що перевищують ГДК водойм.

Міграційний повітряний показник шкідливості. Характеризує процеси надходження хімічної речовини з ґрунту до атмосферного повітря з ґрунтовим пилом і шляхом випаровування з водними парами та іншими носіями. Під пороговою концентрацією за цим показником шкідливості розуміють ту кількість речовини в ґрунті (мг/кг абсолютно сухого ґрунту), при якій надходження сполук до атмосферного повітря не супроводжується перевищенням встановленої середньодобової ГДК.

Органолептичний показник шкідливості. Характеризує зміну запаху, присмаку та харчової цінності рослини, а також запаху атмосферного повітря; смаку, кольору і запаху води, виявлених при екстремальних ґрунтово-кліматичних умовах. Під пороговою концентрацією органолептичного показника шкідливості розуміється та максимальна кількість хімічної речовини в ґрунті, яка впливає на харчову цінність та органолептичні показники харчових продуктів рослинного походження, води та атмосферного повітря, сформованих у тих же екстремальних умовах.

Транслокаційний показник шкідливості. Характеризує процес міграції хімічної речовини з ґрунту до культурних рослин, що використовуються в якості продукту харчування або фуражу, і накопичення його у фітомасі. Під пороговою концентрацією за цим показником шкідливості розуміють ту максимальну кількість речовини в ґрунті (мг/кг абсолютно сухого ґрунту), при якій накопичення речовини фітомасою товарних органів сільськогосподарських рослин до моменту збору врожаю не перевищить встановлених для продуктів харчування допустимих залишкових кількостей (ДЗК).

Санітарно-токсикологічний показник шкідливості. Характеризує ефект дії сумарної кількості хімічної речовини при комплексному надходженні сполуки з ґрунту до організму з водою, їжею, повітрям, через шкіру, слизові оболонки верхніх дихальних шляхів і ротової порожнини. Під пороговою концентрацією за цим показником шкідливості приймається така кількість хімічної речовини в ґрунті, сумарне надходження якої до організму теплокровних (при безпосередньому контакті з ґрунтом по одному або декільком екологічним шляхах міграції), не супроводжується негативним прямим чи віддаленим впливом на здоров'я населення.

Той з показників шкідливості, що має найнижчу межу величини, обирають як лімітуючий показник шкідливості, і ГДК встановлюють за цією найменшою величиною.

При встановленні нормативів ураховують наявність ефекту синергізму, коли два елементи чи речовини при одночасній наявності у ґрунті в значній кількості можуть посилювати токсичну дію один одного.

Фітотоксичність грунту – властивість ґрунту пригнічувати ріст і розвиток вищих рослин, є показником забрудненості ґрунту ксенобіотиками та іншими токсикантами. Визначається за зниженням числа проростих насінин і зменшенням довжини проростків.

Надходження забруднювачів до ***водних об'єктів*** відбувається за рахунок поверхневого стоку з площі водозбору, за рахунок приток, що несуть забруднення, за рахунок розвантаження підземних вод, за рахунок атмосферних опадів, прямого скидання промислових і комунальних стоків.

Специфіка водних об'єктів на міських територіях визначається трьома основними факторами:

- залучення до кругообігу великих об’ємів води, які використовують у комунальному господарстві, промисловій діяльності тощо і скидають до гідрографічної мережі, але зі зміною їхнього хімічного складу (об’єми води, задіяної тільки для побутових потреб, орієнтовно можна оцінити, використовуючи показники питомого водоспоживання і кількості жителів у місті);
- особливості клімату на урбанізованих територіях, пов'язані зі забрудненням атмосфери, порушенням теплового режиму і циркуляції повітряних мас;
- зміна (в результаті антропогенної діяльності) характеру руслових процесів та умов формування стоку, пов'язані в першу чергу з перетворенням морфології русел, берегів, створенням гребель тощо.

Водний баланс міських територій. Водоподача та водовідведення є головними елементами водного балансу, які підлягають контролю і моніторингу.

На міських територіях різко змінюються природні складові водного балансу. Повний річковий стік зростає, підземний – скорочується. Зменшення частки підземного стоку притаманне більшості міських територій.

У містах за рахунок асфальтових покриттів і великої площі, займаної забудовою, проникність поверхні значно нижча, ніж у природних умовах.

Спостерігається пряма залежність між розмірами міст і часткою непроникних ділянок на їхній території. Так, при населенні менше 300 тис. мешканців непроникні ділянки складають до 20 % території, при кількості мешканців понад 1млн – 35 –

80 %. Таким чином, у великих містах коефіцієнт поверхневого стоку вищий, ніж у невеликих.

В умовах міста збільшується кількість твердої фази (суспензії) у складі поверхневого стоку. Вміст суспензії у поверхневому стоку навіть з упорядкованої території становить 1500 мг/дм^3. Стік наносів із водозборів, що знаходяться під забудовою, коливається від 300 до 2200 т/км^2 на рік.

Техногенно забруднені води характеризуються зміною температурного, газового режиму, електропровідності, водневого показника й окислювально-відновного потенціалу. Спостерігається збільшення каламутності води, причому суспензія в цих водах за хімічним складом у порівнянні з природним різко збіднена кремнеземом і збагачена оксидами заліза, кальцію, магнію, органікою.

Присутність у воді фенолів, СПАР, нафтопродуктів відіграє велику роль у перерозподілі елементів в об'ємі води та між водою, твердою фазою, біотою. Зокрема, у збагачених органікою водах спостерігається редистрибуція – перехід основних речовин-забрудників з об'єму води на поверхню із формуванням плівки мікроскопічної товщини, що відрізняється підвищеним вмістом забрудників і високою реакційною здатністю.

У водному потоці можна виявити два потоки речовини: один – речовина в розчиненій формі, другий – у завислій. Для різних хімічних елементів характерні різні форми міграції. Так, для ртуті у водному потоці переважаючою є розчинна форма, для хрому і свинцю характерна присутність у суспензії (розчинені форми складають 30 – 40 % загального вмісту), для цинку і міді розчинені форми в середньому становлять 60 – 65 %. Елементи в розчині можуть бути у формі неорганічних або органічних сполук. Для кадмію характерні органічні (хелатні) сполуки, велика їх роль для нікелю; для міді і цинку характерна форма неорганічних сполук.

На відстані від джерела забруднення (у так званій зоні розподілу) між завислим і розчиненими потоками речовини встановлюється рівновага. Тут діють дві групи процесів: такі, що сприяють виведенню речовин із водної маси до донних відкладів і біоти, та зворотні, що зумовлюють їхнє надходження з біоти та донних відкладів у водну масу.

Для міграції речовин у завислій формі суттєвими є процеси механічного випадання з потоку за рахунок його підгачування і зменшення швидкості течії.

Важливу роль у забрудненні водних систем відіграють ***донні відклади***, що формуються в результаті седиментації завислого у воді матеріалу і його взаємодії з водною фазою.

Донні мули, що є кінцевою ланкою на шляху геохімічної міграції хімічного елемента в ландшафті, інтегрують геохімічні особливості водозбірної площі. Це дозволяє за їхнім хімічним складом виділяти техногенні потоки й основні джерела забруднення, а також оцінити ступінь техногенного навантаження на водотік.

Забруднені металами або токсичними речовинами донні відклади мають сублетальну токсичність для водних організмів. Дослідження показали можливість переходу речовин-забрудників із донних мулів до водної фази, причому період їхнього негативного впливу може бути дуже тривалим, навіть після припинення надходження забруднених вод. Проте, чинні нормативи не лімітують вмісту речовин-забрудників у донних відкладах водних об'єктів.

Донні відклади, які формуються у водотоках урбанізованих територій в умовах збільшеної поставки техногенної речовини, називають техногенними мулами. Характерними особливостями техногенних мулів є: темне забарвлення (іноді попелясте), підвищена пластичність, тонкодисперсний склад при наявності піщаної домішки (відносне зниження вмісту частинок пилуватого фракції), присутність частинок техногенного походження (оксиди і гідрооксиди Fe, Mn, карбонати тощо), маслянистість, специфічний запах (сірководневий, фекальний тощо). Такі властивості як пластичність, маслянистість, забарвлення пов'язані з підвищеним вмістом у мулах нафтопродуктів, масел та інших органічних речовин.

Потоки розсіювання елементів у донних відкладах нерідко представляють як лінійні об'єкти; в дійсності вони є тривимірними системами, що характеризуються не тільки протяжністю, але і шириною та потужністю, які залежать від поперечного і поздовжнього профілю водного об'єкту. Товщина мулів може сягати декількох метрів. Скупчення техногенних мулів визначається гідродинамічним режимом водотоку.

Водойми, ставки, озероподібні розширення русла можна розглядати як потенційні накопичувачі забрудників у ландшафті (осадження мулу на механічному геохімічному бар'єрі). Гирлові ділянки річок та струмків, заплавні ділянки ландшафту служать фізико-хімічними бар'єрами на шляху руху водних міграційних потоків елементів. На окремих ділянках ландшафту наявні біогеохімічні бар'єри (зарості водно-болотної рослинності) або поєднання їх з іншими типами бар'єрів.

Мулам притаманне переважне накопичення забрудників у складі фракцій менше 0,01 мм (фізична глина), але в порівнянні з донними відкладами природних ландшафтів уміст забрудників зростає у всіх фракціях.

Між донними відкладами і водою в об'єкті існує динамічна рівновага. Переходу компонентів з твердої фази до розчину сприяють такі процеси:

- зміна мінералізації води, що стимулює посилення процесів десорбції та іонного обміну;
- зниження величини pH (сприяє розчиненню карбонатних сполук);
- анаеробні слабо відновлювальні умови сприяють переходу до розчину оксидів металів;
- діяльність мікроорганізмів, що входять до складу біотичних комплексів водної екосистеми, призводить до вилучення з органічних залишків Fe, Mn;
- процеси комплексоутворення призводять до перерозподілу елементів між фазами;
- процеси скаламучення донних відкладів (пов'язані зі зміною швидкості руху потоку, зміною глибини водойми).

Таким чином, у донних відкладах найбільш повно фіксується вплив джерела забруднення, що діє на території водозборів.

Високі концентрації в донних відкладах токсичних елементів із часом призводять до збагачення ними трофічного ланцюга і перебудови водних біоценозів. Наслідком може бути отруєння людей, які споживають рибу та іншу продукцію, що сформувалася в цих системах.

Оцінку небезпеки для біотичних компонентів водних систем накопичення у донних відкладах високих концентрацій металів на підставі інтегрального показника Z_c наведено у табл. 1.1 (за Є. Ю. Саєтом).

Таблиця 1.1 – Орієнтовна шкала оцінки забруднення водних систем

Рівень забруднення	**Інтегральний показник концентрації токсичних елементів у донних відкладах Z_c**	**Вміст токсичних елементів у воді**
Слабкий	Менше10	Слабо підвищений відносно фону
Середній	10 – 30	Підвищений щодо фону, епізодичне перевищення ГДК
Сильний	30 – 100	Концентрації у багато разів вище фону; стабільне перевищення окремими елементами рівнів ГДК
Дуже сильний	більше100	Практично постійна присутність багатьох елементів у концентраціях вище ГДК

1.7 Вплив накопичення елементів у довкіллі на здоров'я людини

Техногенні аномалії можна розглядати як специфічні біогеохімічні райони, де можна очікувати певних реакцій живих організмів на підвищення концентрації деяких елементів або зміни співвідношення між ними.

Численні дослідження, спільно виконані біологами, екологами, медиками, геохіміками, метеорологами дозволили наблизитися до створення емпіричної моделі «середовище – організм», яка служить інструментом прогнозування характеру й обсягу несприятливих реакцій організмів за результатами вивчення геохімічної структури території та обґрунтування природоохоронних і реабілітаційних заходів. На підставі результатів досліджень встановлено залежності між вмістом речовин-забрудників у довкіллі й рівнем захворюваності населення (табл. 1.2, за Є.. Ю. Саєтом, 1990).

Виявлено такі види реакцій живих організмів, у тому числі й людини, на забруднення довкілля (ранжовані за ступенем небезпеки):

– біохімічне концентрування полютантів;
– поява фізіологічних і функціонально-морфологічних відхилень;
– зростання захворюваності (загальної та по конкретних видах хвороб)
– мутагенні зміни і зниження репродуктивних функцій;
– підвищення смертності (зниження чисельності популяцій).

Для виявлення процесу накопичення в організмі ксенобіотиків відбирають проби з деяких частин організму, які називають біосубстратами. Для людини найбільш інформативними біосубстратами є сеча, кров, волосся, нігті, зуби. Такі токсиканти, як ртуть і кадмій, найбільш чітко визначаються в сечі. Одна з проблем у цій галузі – труднощі відбору біоматеріалу, обробки проб і аналізу з використанням методів, що володіють необхідною чутливістю.

Проблемою є встановлення фону або еталону стосовно вмісту мікроелементів у біосубстратах. Вміст макроелементів (натрію, кальцію, марганцю, заліза, золота, срібла, брому та ін.) в організмі людей із різних регіонів земної кулі, визначений при аналізі волосся, показує широкі варіації концентрацій (у 2 –

8 разів). Отже, роль ландшафтних факторів у формуванні певної біоконцентрації елементів в організмі беззаперечна.

Таблиця 1.2 – Залежності захворюваності населення від рівнів забруднення

Рівень небезпеки	**Реакція населення**	**Рівень забруднення**		
		ґрунти	**сніг**	**атмосферне повітря**
Допустимий (фон)	Низький рівень захворюваності, мінімальна частота функціональних відхилень	$Z_c < 16$	$Z_c < 64$	Вміст усіх забрудників у межах ГДК
Помірно-небезпечний (середній)	Збільшення загальної захворюваності	$16 < Z_c < 32$	$64 < Z_c < 128$	Перевищення ГДК окремих речовин, вміст важких металів вище фону; пилова навантаження в середньому 250 – 450 кг/добу·км^2
Небезпечний (високий)	Збільшення частоти хронічних захворювань, функціональних відхилень	$32 < Z_c < 128$	$128 < Z_c < 256$	Перевищення ГДК комплексом забрудників; високий вміст металів
Надзвичайно небезпечний (дуже високий)	Порушення репродуктивної функції	$Z_c > 128$	$Z_c > 256$	Багаторазові перевищення ГДК комплексом забрудників, у тому числі важких металів; пилове навантаження – 800 кг/добу·км^2

Використання біосубстратів сільських жителів в якості еталонів при аналізі накопичення мікроелементів у жителів міст не представляється можливим через різке розходження використовуваних продуктів харчування і джерел водопостачання.

Функціональні порушення – відхилення від норми в роботі основних систем організму (для людини – імунної, серцево-судинної, кровотворної тощо).

Об'єктами дослідження найчастіше стають діти, стан організму яких найбільш тісно пов'язаний із середовищем проживання. Функціональні характеристики отримують на підставі вивчення імунологічних реакцій, гематологічних показників, характеристик дихальної системи.

Морфологічні показники – зміни зросту і ваги, що фіксуються для однорідної статевовікової групи дітей.

Захворюваність. Розрізняють специфічну і загальнотоксичну дію ксенобіотиків. Специфічна дія – вибірковий або переважний вплив на певні системи або органи живого організму, наприклад алергенна або канцерогенна дія певних речовин, ембріотоксичний ефект.

Загальнотоксична дія проявляється в погіршенні стану всього організму в цілому. Загальнотоксичний вплив на населення виявляється і фіксується за його підвищеною захворюваністю, тобто за сумарним показником числа будь-яких захворювань, розрахованому на певну кількість населення. Часто показовою є картина гострих захворювань органів дихання.

1.8 Геохімічні дослідження урбанізованих територій

Геохімічні дослідження є важливою частиною вивчення стану довкілля. Специфіка їх проведення та комплекс використовуваних методів відрізняються залежно від задач дослідження.

Рекогносцирувальні дослідження геохімічного стану довкілля. Метою таких досліджень є з'ясування характерних забрудників ґрунтів, підземних і поверхневих вод та виявлення джерел їхнього надходження. При проведенні такого виду робіт використовують розріджену мережу випробувань на широкий спектр елементів, дослідження потоків, що несуть забруднення. У результаті проведення таких досліджень отримують дані про фоновий вміст елементів у досліджуваному районі.

Моніторингові дослідження. Моніторинг – система спостережень, контролю за станом території з метою раціонального використання природних ресурсів і охорони довкілля. Моніторингові дослідження проводять для вивчення динаміки забруднення або самоочищення ґрунтів у районах забруднених ландшафтів. Ці дослідження включають відстеження поведінки та міграцію в довкіллі певних хімічних елементів.

Детальні геохімічні дослідження передбачають вивчення особливостей певного об'єкта чи популяції. Частота випробування при проведенні таких робіт вища, визначають концентрацію всіх елементів-забрудників, щоб отримати детальну картину. Прикладами можуть бути звалища промислових відходів, забруднені ділянки, виділені для реабілітації тощо.

При проведенні робіт різної спрямованості важливо мати відповідну топографічну основу. Методика відбору проб повинна забезпечувати їхню однорідність. Методика та регламент випробування протягом усього періоду проведення робіт повинні бути уніфіковані і витримані.

1.9 Методи дослідження різних середовищ

Однією з основних вимог до проведення аналітичних робіт з визначення хімічних елементів у пробах є відповідність чутливості методів визначення діапазону природної варіабельності концентрації цього елемента в аналізованому субстраті, наприклад, у ґрунті. Отже, при виборі того чи іншого методу аналізу необхідно враховувати, що його використання, можливо, не забезпечить визначення концентрації всіх елементів, що підлягають контролю.

У разі проведення контролю концентрації речовин, вміст яких лімітується чинними нормативами, мінімальне значення показника, яке може бути отримано з використанням даного методу аналізу, тобто межа чутливості методу, має бути не менше, ніж на порядок нижче значення ГДК. Похибка методу не має перевищувати 30 %.

Результати визначень можуть бути офіційно визнаними тільки в разі їх проведення за атестованими методиками в лабораторії, акредитованій державним центром метрології з обов'язковим зазначенням меж похибки.

Аналіз вмісту речовин-забрудників у ґрунті дозволяється проводити різними методами за умови їх державної атестації, але слід пам'ятати, що порівняння результатів, отриманих різними методами, є некоректним.

Найбільш поширеними методами аналізу хімічного складу ґрунтів, донних відкладів, рослинних проб та інших геохімічних проб в Україні є такі:

1) атомно-емісійна спектрометрія (емісійний спектральний аналіз – ЕСА, в англомовній літературі має позначення AES);

2) атомно-абсорбційна спектроскопія (AAS);

3) рентгенівський флуоресцентний аналіз (RFA);

4) нейтрон-активаційний аналіз (різновид радіоактивного аналізу) INAA;

5) група фізико-хімічних аналізів – ваговий метод (гравіметрія); вольтамперометрія; метод аналізу з використанням іоноселективних електродів (класичний приклад pH-метрія) та ін.

Емісійний спектральний аналіз заснований на реєстрації спектрів випускання атомів хімічних елементів у збудженому стані. Ідентифікація елементів проводиться за допомогою таблиць атласу спектральних ліній. Кількісну оцінку вмісту елементів у пробі проводять за допомогою мікрофотометрів, денситометрів, які реєструють щільність почорніння, або інтенсивність аналітичних ліній. Певна залежність між вмістом досліджуваного елемента в стандартному зразку та інтенсивністю ліній отриманого спектру дозволяє розраховувати концентрації цього елемента в досліджуваних зразках.

Слід зазначити, що ЕСА є основним експресним методом аналізу. Завдяки високій аналітичної чутливості ЕСА дозволяє швидко і надійно встановлювати наявність основних, побічних і слідових компонентів. Атомно-емісійний спектральний метод призначений переважно для визначення вмісту Ba, Cr, Cu, Ni, V. Межі виявлення за цим методом багатьох інших елементів, таких як Ag, As, Cd, Co, Hg, Mo, Pb, Sr, Zn та ін. порівнянні з природним фоновим вмістом в ґрунтах. Недоліком методу є мала точність, а також неможливість визначення деяких елементів (Cs, Pt, S тощо).

Атомно-емісійний метод з індуктивно-зв'язаною плазмою є більш точним, а також завдяки високій температурі плазми має перевагу перед іншими методами при визначенні тугоплавких металів: Ti, Zr, Nb, рідкоземельних елементів.

Атомно-абсорбційна спектроскопія – відрізняється високою селективністю та чутливістю. Цим методом можна визначити вміст елемента з високою точністю, але при цьому за один раз можна визначити тільки один елемент.

Метод ґрунтується на поглинанні електромагнітного випромінювання вільними атомами у збудженому стані. При цьому атомізовані пари досліджуваної проби просвічують монохроматичним світлом. У результаті поглинання квантів світла атоми переходять до збудженого енергетичного стану. Цьому станові відповідають так звані резонансні лінії, характерні для даного елемента. Вимірюючи частку поглинутого електромагнітного випромінювання, можна кількісно визначити вміст сполук визначуваного елемента .

Переваги цього способу: простота підготовки проб (у порівнянні з полум'яною атомізацією); мала витрата зразка для аналізу (5 – 100 мкл). Недоліки: висока вартість 1-го елемент-визначення; вимога більш високої кваліфікації оператора; збільшення тривалості 1-го визначення.

Рентгенівський флуоресцентний аналіз. Різновид рентгенівської спектроскопії. Проба піддається опроміненню рентгенівським випромінюванням, після чого реєструється інтенсивність флуоресцентного випромінювання та інтенсивність некогерентного розсіяного на пробі характеристичного випромінювання використовуваного анода (Mo, Ag) рентгенівської трубки.

Перевага цього методу полягає в можливості експресного одночасного визначення великої кількості елементів у широкому діапазоні концентрацій без необхідності попереднього підготовки проб. Визначає елементи, починаючи з Na.

Нейтрон-активаційний аналіз – найбільш розповсюджений різновид активаційного (радіоактивного) аналізу. Досліджувану речовину опромінюють потоком теплових нейтронів, потім визначають вид, тобто порядковий номер і масове число утворених радіонуклідів, за їхніми періодами напіврозпаду й енергії випромінювання. Метод також дозволяє визначити більшість елементів періодичної системи, починаючи з Na з межами виявлення 10^{-4} – 10^{-12} %. Однак, визначення цим методом елементів від H до Ne, а також Mg, Al, Si та деяких інших пов'язане із значними труднощами (період напіврозпаду та ін.) У цьому випадку використовується різновид методу – нейтронно-активаційний аналіз на швидких нейтронах.

Переваги методу: висока чутливість; швидке виконання (кілька хвилин) – при роботі з короткоживучими радіонуклідами; у ряді випадків – визначення без руйнування зразка. Недоліки: відносно мала доступність джерел ядерних часток; відносна складність виконання аналізу; радіаційна небезпека.

Методика відбору та підготовки проб компонентів довкілля. Відбір ґрунтових і рослинних проб та підготовка їх до аналізу здійснюється відповідно до чинних стандартів:

1) ДСТУ 4287:2004 Якість грунту. Відбирання проб;

2) ДСТУ ISO 10381–2:2004 Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 2. Настанови з методів відбирання проб (ISO 10381–2:2002, IDT);

3) ДСТУ ISO 11464:2001 Якість ґрунту. Попереднє обробляння зразків для фізико-хімічного аналізу.

Для обстеження земель окремих промислових підприємств на кожній робочій ділянці площею 25 – 50 м^2 відбирають 5 – 15 точкових проб для створення репрезентативної проби (репрезентативна проба – проба, яка з достатньою точністю характеризує властивості контрольованого об'єкта). Для дослідження впливу автомагістралей на прилеглі ділянки опробування проводять за перпендикулярними дорозі профілями.

Глибина відбору проб ґрунту складає 0 – 5 (10) см і 5 (10) – 25 см на непорушених землях і 0 – 25 см у разі порушених (розораних). При обстеженні придорожніх смуг – 0 – 5 см.

Прикладом усереднення точкових проб може бути відбір проб методом конверта.

Розподіл місць відбору точкових проб на робочому майданчику має бути рівномірним, але слід уникати нетипових елементів мікрорельєфу (при дослідженні ґрунтового покриву): ями, канави, вимоїни, а також попелища, куп сміття, візуально неоднорідних по складу і кольору плям тощо.

Необхідно забезпечувати усереднення і гомогенізацію літохімічних проб, оскільки гетерогенність розподілу елементів може забезпечувати до 1000% помилки.

Під час випробування біологічних об'єктів необхідно враховувати вплив таких факторів, як сезонні і добові флуктуації складу; відмінність у складі органів; генетичні варіації; варіації в зв'язку з умовами середовища (освітленість, температура, опади тощо); забруднення проб.

При висушуванні проби необхідно враховувати температуру, оскільки можливе випаровування деяких сполук (наприклад, легколеткою є ртуть).

Гомогенізація (розтирання) – необхідна для досягнення рівномірного розподілу компонентів.

«Мокре» озолення і розкладання може призводити до забруднення проб лабораторним повітрям і різними добавками. Разом з тим можливі втрати деяких елементів за рахунок випаровування та взаємодії з матеріалом ємностей (при обробці силікатних матеріалів плавиковою кислотою необхідно застосовувати тефлонові ємності).

Висушування рослинних зразків може проводитися без попереднього змиву пилу з поверхні листя (можливо забруднення поверхні листя) або зі змивом (можливо вимивання окремих елементів і сполук).

На цьому етапі похибки можуть становити 100 – 300%.

Стандартні зразки – речовини (матеріали), склад і властивості яких встановлені при атестації. Призначені для забезпечення єдності і необхідної точності вимірювань за допомогою таких операцій: градуювання, атестації та перевірки засобів вимірювань; атестації методик виконання вимірювань; контролю правильності результатів вимірювань; вимірювань складу і властивостей речовин методом порівняння.

Межа виявлення – найменше значення аналізованої величини, яке може бути надійно визначено при одноразових аналізах за даною методикою із застосуванням конкретних засобів вимірювань.

Інструментальні методи аналізу. Необхідний правильний вибір методів, який визначається задачами дослідження (тобто необхідною і достатньою точністю, компонентами, які підлягають визначенню) – не всі елементи визначаються деякими методами аналізу, крім того можливі значні фінансові втрати. Як правило, похибка аналізу становить 2 – 20 %.

Математична обробка аналітичних даних. Включає: статистичну обробку вибірок даних, порівняння результатів аналізів, отриманих, як мінімум, двома різними методами. При встановленні достатнього рівня точності отриманих даних проводиться їх інтерпретація, подання на графіках, діаграмах, обговорення результатів. Помилки становлять до 50 %. Це пов'язане з некоректним вибором і використанням функцій розподілу.

Головне завдання дослідження вибірок – виявити хімічні елементи, що накопичуються у ґрунтах або у випаданнях досліджуваного об'єкта, і провести

порівняльну характеристику якісних і кількісних особливостей накопичення в об'єктах різного типу. Для кожної вибірки підраховують основні параметри розподілу хімічних елементів: середні значення С і стандартне відхилення σ, а також коефіцієнт варіації V, який відображає ступінь неоднорідності вибірки.

1.10 Геохімічні засоби і технології захисту і відновлення довкілля

Можна виділити дві групи методів і технологій: перша ґрунтується на використанні спеціальних технічних засобів та механізмів, інша – на властивостях та можливостях об'єктів довкілля.

До першої групи входять різноманітні апарати з очищення викидів в атмосферу, обладнання та споруди, призначені для очищення стічних вод.

До технічних заходів, які використовують для очищення забруднених токсичними речовинами ділянок території і запобігання забруднення ґрунтів можна віднести такі:

1) зняття (механічне видалення) забрудненого шару;
2) перекриття забрудненої ділянки шаром чистого ґрунту;
3) промивання ґрунту для видалення з нього дрібних частинок, які концентрують забрудники (використовують для крупнозернистих ґрунтів);
4) продування забрудненого ґрунту гарячим повітрям через спеціальні свердловини для видалення легколетких органічних компонентів шляхом їх випаровування;
5) внесення до забрудненого ґрунту мінеральних адсорбентів (природних або штучних цеолітів);
6) захист від забруднення токсичними відходами шляхом переведення відходів у малорухомі форми, включаючи їх омонолічування;
7) обладнання буферних бар'єрів навколо зон забруднення (наприклад, ділянок складування відходів) для запобігання міграції токсичних компонентів. Часто з цією метою використовують торф, якому властива висока ємність поглинання.

У захисті та реабілітації довкілля все більше визнання і поширення набувають біотехнології, в основі яких лежать процеси, властиві природному біологічному кругообігу речовин. Рослинні угруповання і спеціально підібрані групи мікроорганізмів здатні здійснювати розкладання органічних сполук, у тому числі токсичних, і поглинання важких металів, фтору та інших специфічних хімічних елементів з компонентів довкілля. Таким чином, вони можуть замінювати або доповнювати технічні засоби захисту довкілля.

Біофільтри доочищення приземної атмосфери. Використовують для антропогенних джерел забруднення. Антропогенне забруднення характеризується яскраво вираженою локальністю, масштабністю викидів, високим ступенем впливу на функціонування біотичних спільнот та окремих особин. Рослинні угруповання – автотрофи – виконують найважливішу гігієнічну функцію, поглинаючи в процесі фотосинтезу CO_2 і домішки шкідливих газів з атмосферного повітря. Крім того, вони осаджають з атмосферного повітря твердофазні частинки.

$1м^2$ трав'янистої рослинності за один світловий день поглинає CO_2 з 15 – 16 $м^3$ повітря. Один гектар стандартних деревних насаджень поглинає за вегетаційний пе-

ріод 520 – 700 кг SO_2 й орієнтовно 320 кг фтору. Уважають, що комплексний вплив газів посилює газопоглинальну здатність деяких видів. Така реакція, наприклад, спостерігалася у тополі чорної, лоха сріблястого, акації за впливу сірчаної кислоти і аміаку, фтористоводневої кислоти і сірчаного ангідриду тощо.

Іншою стороною рішення проблеми очищення атмосфери з використанням біофільтрів є підвищена чутливість рослинних організмів (порівняно з людиною) до впливу ряду газів (оксидів азоту, сірки, хлору, фтору), тобто до підвищених концентрацій відповідних елементів.

Реакції рослин проявляються у підвищенні вмісту відповідних елементів у тканинах, анатомо-морфологічних змінах (зміни термінів вегетації, карликовість, гігантизм, хлороз), захворюванні рослин, некрозі тканин і загибелі.

Існує система індексації стану зелених насаджень за анатомічно-морфологічними ознаками для оцінки їхнього санітарного стану.

На основі аналізу біогеохімічних особливостей деревно-чагарникової рослинності в комплексі з їхнім санітарним станом рослини можуть бути поділені на чотири групи за співвідношенням поглинальної здатності і стійкості до впливу газів. Із цього випливає, що проектування зелених захисних зон (біофільтрів) вимагає знання й обліку цих особливостей і комбінування видів залежно від специфіки умов у тій чи іншій частині санітарно-захисної зони.

Біофільтри для очищення стічних вод. Угруповання деяких водних організмів (ВВР – прикріплені й плаваючі) у поєднанні з мікроорганізмами є концентраторами не тільки біогенних елементів, але і мікроелементів. Це дозволяє використовувати такі системи для очищення від органічних забрудників і групи важких металів, тобто очищати як побутові, так і промислові стоки. Численні приклади з очищення побутових стоків з використанням цих технологій є в Україні (наприклад, технології типу біоплато), Швеції, Німеччині та інших країнах. Аналогічні технології, наприклад, наплавні і вздовжберегові біоплато використовують також і для очищення промислових стоків (Німеччина, Латвія).

Біоремедіація забруднених ґрунтів і ґрунтових вод. Природні процеси самоочищення і відновлення фонових характеристик ґрунтів без втручання людини протікають дуже повільно. Інженерні технології відновлення ґрунтів використовують фізичні, хімічні, механічні методи і базуються на двох підходах: іммобілізації полютантів (обладнання екранів, малопроникних покриттів, додавання речовин, що знижують доступність поллютанта корінню рослин) та видалення полютантів (відкачування рідких забрудників, вакуумна екстракція, обробка кислотою або спеціальними комплексоутворювачами, механічне видалення забрудненого шару).

Ці методи є надто витратними (у Великої Британії середня вартість відновлення одного гектара забруднених токсичними речовинами ґрунтів визначена у 100 000 фунтів), не можуть бути використані в широких масштабах, порівняно з площею територій, які потребують реабілітації, і чинять негативний вплив на інші компоненти середовища при їх використанні.

Рослини і мікроорганізми відіграють виняткову роль у розкладанні органічних забрудників і зниженні вмісту металів у ґрунтах завдяки здатності змінювати їхній хімічний статус і становище в системі ґрунт – рослина – вода –

атмосфера. Використання рослин для відновлення властивостей ґрунту, або ***фіторемедіація***, дозволяє розробляти більш економічні технології, до того ж й екологічно більш прийнятні, оскільки при їх використанні компоненти ґрунту не зазнають додаткового негативного впливу.

Термін «фіторемедіація» використовується як найбільш загальне визначення технологій обробки ґрунту з використанням рослин. Вона може включати такі процеси як фітостабілізація, фітоекстракція, фітодеградація і фітоволіталізація.

Фітостабілізацію проводять шляхом створення на забрудненій ділянці рослинного покриву з адаптованих до даних умов рослин з метою закріплення поверхні ґрунту, зниження масштабу винесення до поверхневих водотоків забрудників, адсорбованих дрібними фракціями ґрунту, і запобігання їхнього просування вглиб ґрунтового профілю.

Фітоекстракція являє собою процес вилучення значної кількості певного хімічного елемента, частіше металу, із забрудненого ґрунту, за допомогою використання особливої групи рослин (так званих гіперакумулюючих), здатних накопичувати ці метали в кількості до 1% від маси сухої речовини рослини.

Фітодеградація полягає у прискоренні розкладання органічних забруднювачів субстрату в присутності рослин.

Фітоволіталізація являє собою утворення легколетких сполук елементів-забрудників за участю рослин і мікроорганізмів і видаляє його таким чином із ґрунту. Цей механізм може бути використаний при відновленні ґрунтів, забруднених ртуттю і селеном.

Віддаючи безумовний пріоритет біотехнологіям при проведенні стабілізації і санації забруднених ґрунтів, дослідники різних країн працюють над створенням повного (завершеного) технологічного циклу фітореабілітації забруднених територій. Дослідження ведуться у трьох основних напрямках: вивчення закономірностей та умов відновлення рослинного покриву на порушених і забруднених землях, розробка екотехнологій відновлення земель на основі підбору видів – ефективних ремедіаторів, розробка схем і технологій поводження з утвореною біомасою, які б запобігали вторинному забрудненню середовища.

При цьому однією з головних проблем є підбір рослин-меліорантів. За своєю здатністю накопичувати у тканинах певні елементи (цинк, кадмій, нікель, селен тощо) рослини можуть бути поділені на види: гіперакумулятори, акумулятори, індикатори та інертні (не накопичують металів). Частина дослідників орієнтується на використання рослин, яким властива надзвичайно висока акумулююча здатність щодо певних елементів. Інші віддають перевагу видам, які мають не таку високу акумулюючу здатність, але створюють велику кількість біомаси, що дозволяє більш ефективно керувати рухом потоку речовини на ділянці, що очищується.

Території, що підлягають реабілітації (наприклад, закриті звалища) можуть характеризуватися цілим комплексом несприятливих фізичних і хімічних факторів (широким діапазоном зміни pH, високою мінералізацією, високими концентраціями металів і органічних забрудників, низьким вмістом гумусу, підвищеною вологістю субстрату і проявом заболочування субстрату). Лише деякі рослини мають достатньо широку екологічну валентність і толерантність,

щоб бути придатними для цілей фіторемедіації таких ділянок. Виконати поставлену задачу дозволяє використання природних угруповань піонерних видів деревно-чагарникової рослинності (досвід Великої Британії, Росії та ін.).

Дослідження зі стабілізації території колишніх звалищ і промислових зон у Великої Британії з використанням рослинних угруповань, що включають вербу, тополю, березу, показали істотне поліпшення характеристик ґрунтового субстрату (в тому числі підвищення різноманітності ґрунтових мікробіоценозів) вже після перших 2 – 3-х років експерименту.

Використання там же монокультури – напівчагарникових видів верби – рослини-акумулятора – дозволило розробити цикл фітомеліорації, що включає механізовану підготовку траншей і посадку в них саджанців, зрізання пагонів у трирічному віці з упаковкою їх у стандартні «в'язанки», які використовують в якості палива для енергетичних установок. Вловлена спеціальними фільтрами зола підлягає брикетуванню та захороненню на полігонах.

У даний час роботи ведуться вже на 50 дослідних ділянках у різних графствах північно-західній Англії. Оцінка результатів проводиться шляхом розрахунку балансу біомас на основі реалістичних моделей екосистем. Кінцевою метою є формування здорового ґрунтового покриву.

В умовах України, де урбанізовані території характеризуються високим рівнем забруднення ґрунтів і високим рівнем ґрунтових вод, а верби є повсюдно представленою рослиною, використання їх для стабілізації екологічної ситуації в порушених умовах є досить перспективним. Особливо актуальним це може бути для територій, що примикають до сміттєпереробних підприємств і майданчиків зневоднення мулу станцій біологічної очистки стоків.

Найбільш відомі прийоми оптимізації ґрунтових умов на техногенних пустках і ділянках складування твердих відходів у процесі реабілітації (відновлення) цих територій – вапнування та внесення елементів-біогенів. Створення сіяного фітоценозу під захистом полімерного покриття без попереднього нанесення родючого шару дозволяє запобігати водній і вітровій ерозії укосів.

Сіяний фітоценоз створюється підбором суміші насіння спеціально для умов даного регіону. До суміші насіння додають гранули спеціального полімеру і у вигляді водної емульсії із спеціальних (поливальних) машин наносять на поверхню укосу відвалу, дамби або іншу поверхню. Гранули полімеру, розчиняючись, створюють плівку, яка захищає від цвітіння поверхні укосу, що зберігає вологу. Одночасно за рахунок процесу розчинення створюється поживне середовище, в якому можуть розвиватися піонерні рослини – ефемери, які постачають матеріал для розвитку наступних генерацій рослин уже протягом першого сезону. Сіяний фітоценоз створює на поверхні проективне покриття, близьке до 100 % (принаймні, на 2-ий сезон). У процесі сукцесії відбувається заміщення в сіяному фітоценозі початкових видів місцевими видами, в тому числі деревно-чагарниковими. Вміст металів у біомасі цього фітоценозу значно нижчий, ніж в рослинах на прилеглій території.

2. ОСНОВИ РАДІОЕКОЛОГІЇ

Радіоактивністю називають здатність деяких хімічних елементів або їхніх радіонуклідів самочинно розпадатися, випускаючи при цьому невидиме випромінювання, що не відчувається людиною. Хімічні елементи, які зазнають радіоактивний розпад і не мають стабільних ізотопів, називають радіоактивними. До природних радіоактивних елементів відносять уран, торій, радон, полоній, францій, актиній, протактиній. Штучні радіоактивні елементи утворюються в ході ядерних реакцій (технецій, прометій, нептуній, актиноїди).

Радіоактивні елементи та радіонукліди входять до складу земної кори, що обумовлює різні види опромінення. Крім того, різні види випромінювання поступають на поверхню Землі з космосу. Кожен мешканець Землі зазнає опромінення від природних джерел, при чому 5/6 дози, яку отримує населення, виділяють земні джерела радіації.

Із кінця 19 ст. на Землі з'явилися штучні джерела іонізуючого випромінювання (дослідницькі, медичні, контролюючі прилади, промислові та енергетичні установки, ядерна зброя). Це призводить до зміни природного радіаційного поля Землі, що створює загрозу здоров'ю людини й самому її існуванню. Для стримування небезпечного розвитку процесів і захисту людини від впливу радіації були розроблені міжнародні й національні системи норм і лімітів у цій області.

2.1 Коротка характеристика іонізуючих випромінювань

Іонізуючим випромінюванням називають таке випромінювання, взаємодія якого із середовищем призводить до утворення в цьому середовищі іонів (позитивно або негативно заряджених частинок) з нейтральних атомів чи молекул.

Іонізуюче випромінювання може мати корпускулярну чи хвильову природу. Корпускулярний потік може складатися з α- і β- частинок, нейтронів, іноді інших елементарних частинок. Хвильове випромінювання підрозділяють на γ- і рентгенівське випромінювання.

α-випромінювання являє собою потік позитивно заряджених частинок (ядер атомів гелію), що рухаються зі швидкістю близько 20 000 км/с. Іонізуюча здатність α-частинок величезна: під час проходження 1 см атмосферного повітря вони утворюють 40 – 100 тис. пар іонів. Довжина пробігу в повітрі складає близько 2,5 см, у рідких і твердих середовищах – соті частки міліметра.

β-випромінювання складається з потоку негативно заряджених часток – електронів, швидкість якого може наближатися до швидкості світла (до 300 000 км/с). Під час проходження 1 см нормального атмосферного повітря частинка створює 50 – 70 пар іонів, а в біологічній тканині 8 – 10 пар іонів на 0,1 мм пробігу. Максимальна довжина пробігу β-частинки в повітрі 20 м, у живих тканинах і воді – 3 см.

Нейтронне випромінювання поширюється зі швидкістю до 20 000 км/с. Нейтрони, що не мають електричного заряду, легко проникають у речовину, включаючи живу тканину, і захоплюються ядрами атомів.

До γ-випромінювання відносять високочастотне електромагнітне випромінювання з довжиною хвилі від 0,1 до 0,001 нм, що випускається ядрами атомів під час радіоактивних перетворень. Швидкість його розповсюдження бли-

зька до швидкості світла. У повітрі γ-випромінювання може поширюватися на сотні метрів, вільно проходить крізь тіло людини та інші більш щільні середовища.

Рентгенівське випромінювання має ті ж характеристики, що і γ-випромінювання, відрізняючись від нього неядерним походженням. Рентгенівське випромінювання різної енергії одержують у рентгенівських трубках, прискорювачах та інших установках.

Вплив названих видів іонізуючого випромінювання на людину приводить до його опромінення. Виділяють ***зовнішнє опромінення***, коли його джерело знаходиться поза організмом людини, і ***внутрішнє***, коли джерело опромінення виявляється усередині організму, потрапляючи туди з вдихуваним повітрям, їжею, водою, медичними препаратами.

Високі дози опромінення можуть призводити до генетичних уражень, розвитку променевої хвороби і навіть летального результату. Вплив малих доз стимулює розвиток хронічних захворювань і може мати генетичні наслідки.

2.2 Основні величини та одиниці, що використовуються в радіоекології

Показником можливої радіаційної небезпеки гірських порід, ґрунтів, води, будівельних матеріалів, відходів, харчових продуктів є їхня активність, що визначається числом радіоактивних розпадів за одиницю часу (секунду). Одиницею вимірювання активності в системі СІ є бекерель, а позасистемній – кюрі. Число розпадів у секунду, віднесене до одиниці чи маси об'єму речовини, характеризує його ***питому активність*** і виражається в Бк/кг, Бк/м^3 чи Бк/л.

Основним терміном, що відображає вплив джерела іонізуючого випромінювання, є доза. Він може мати різне значення залежно від уточнюючого визначення.

Експозиційна доза визначається кількістю іонів, що утворюються в одиниці об'єму повітря в результаті його взаємодії з іонізуючим випромінюванням. У системі СІ експозиційна доза вимірюється в кулонах на кілограм (Кл/кг), у позасистемній – у рентгенах (Р).

Кількість іонів, що утворилася в одиниці об'єму повітря за одиницю часу, визначає ***потужність експозиційної дози***, одиниці вимірювання якої – ампери на кілограм (А/кг) чи рентгени за секунду (Р/с).

Поглинена доза (D) іонізуючого випромінювання визначається кількістю енергії будь-якого виду, переданої іонізуючим випромінюванням одиниці маси речовини. Одиницею поглиненої дози в СІ служить грей (Гр), що відповідає поглинанню 1 Дж енергії одним кілограмом опроміненої речовини. Позасистемна одиниця поглиненої дози – рад.

Біологічні наслідки опромінення в малих дозах залежать від виду випромінювання, а не тільки від поглиненої енергії. Оціночним показником небезпеки випромінювання є ***коефіцієнт якості*** k. Для рентгенівського випромінювання k=1; середній коефіцієнт якості для електронів і β-випромінювання також дорівнює 1; для нейтронів з енергією менше 20 кеВ – 3, а з енергією 0,1 – 10 МеВ – 10. Для α-випромінювання k =20.

Еквівалентна доза іонізуючого випромінювання H розраховується як добуток поглиненої дози в біологічній тканині на середній коефіцієнт якості поглиненого випромінювання: $H = D \cdot k$ (2.1)

Одиниця еквівалентної дози в СІ – зіверт (Зв), у позасистемних одиницях – бер при співвідношенні 1 Зв = 100 бер.

Для розрахунку ***колективної еквівалентної дози*** певної групи людей (наприклад, мешканців одного населеного пункту або виділеної зони) знаходять інтеграл (чи суму) від добутку індивідуальних еквівалентних доз на число індивідуумів N, що одержали дану дозу H. Одиницею виміру колективної дози є люд·Зв. Очікувана колективна еквівалентна доза характеризує ту дозу, яку одержать багато поколінь людей за визначений час існування джерела радіації.

Слід відзначити, що різні органи і тканини тіла людини мають різну чутливість до впливу іонізуючого випромінювання. Найбільша небезпека виникає при опроміненні статевих залоз, червоного кісткового мозку, легень. Враховуючи відповідні фактори, на основі коефіцієнтів радіаційного ризику може бути розрахована ***ефективна еквівалентна доза*** опромінення, що вимірюється в зівертах (берах).

2.3 Вплив іонізуючого випромінювання на живі організми

Живі організми функціонують та еволюціонують на Землі в умовах постійного впливу радіоактивного випромінювання, що свідчить про їхню пристосованість до впливу фонових доз. Підвищені рівні радіації негативно впливають на живі системи. Під впливом променевого ураження відбуваються іонізація і збудження атомів і молекул у живій речовині. Особливо інтенсивно процес формування іонів проходить у воді, з якої на 60 – 90 % складаються живі організми. Особливе значення при цих процесах надають утворенню гіперокису, а також гідроксил-іону. Їхня взаємодія з різноманітними біологічними молекулами і системами призводить до формування сполук, що мають високу хімічну активність і одночасно до руйнування хімічних зв'язків у молекулах.

Утворення в організмі змінених молекул призводить до порушення процесу обміну речовин і енергозабезпечення клітин, зміни функціональної активності біологічних систем. Характер змін на різних рівнях організації живих організмів наведений у табл. 2.1.

Таблиця 2.1 – Характер радіаційного ураження на різних рівнях біологічної організації

Рівень	Реакція	Час прояву
Молекулярний	Ушкодження ДНК, РНК, ферментів, вплив на процеси обміну	Від наносекунд (10^{-9})
Субклітинний и клітинний	Ураження біологічних мембран, ядер, хромосом та ін. Припинення розподілу та загибель клітин, перетворення їх на недоброякісні	Секунди, хвилини
Тканина, орган	Ураження кісткового мозку, центральної нервової системи, системи травлення та ін. Ймовірна загибель внаслідок утворення недоброякісних клітин	
Цілісний організм	Зменшення тривалості життя	
Популяція	Зміни генетичних характеристик внаслідок мутацій	

До впливу радіації найбільш чутливими є багатоклітинні організми, а з них – ссавці. Особливо негативним є вплив підвищених доз іонізуючого випромінювання на молоді організми і розвиток ембріонів.

У конструкціях одного з американських ядерних реакторів було знайдено життєздатні бактерії, які отримали назву радіостійких мікрококів. Поглинена добова доза у місці їх мешкання досягала 10^6 Гр.

2.4 Захист людини від впливу іонізуючих випромінювань

Широке використання радіоактивних матеріалів і джерел іонізуючих випромінювань у практичній діяльності людини, в медицині, в енергетиці, посилення іонізуючої дії гірських порід і підземних вод за рахунок видобування їх із земних надр на поверхню, можливість радіаційних аварій викликали необхідність розробки заходів для захисту людини від іонізуючих випромінювань.

Така система захисту включає обґрунтування припустимих лімітів впливів, законодавче забезпечення легітимності розроблених лімітів, проведення організаційних, інженерних і контрольних заходів для виконання складених регламентів.

Верховною Радою України були прийняті ряд законів, спрямованих на забезпечення захисту життя, здоров'я і майна людей від негативного впливу іонізуючих випромінювань. Базовим у законах є встановлення поняття ***основної дозової границі опромінення***, що визначається як максимально припустимий рівень індивідуальної ефективної дози опромінення, перевищення якого вимагає застосування мір захисту людини.

Ліміт дози індивідуального опромінення, отриманого населенням за рік, не повинен перевищувати 1 мілізіверта (мЗв) ефективної дози (категорія В).

Основна ***дозова границя індивідуального опромінення*** персоналу об'єктів, на яких здійснюється практична діяльність, не повинна перевищувати 20 мЗв ефективної дози за рік (для категорії А).

Для осіб, що не працюють безпосередньо з джерелами іонізуючого випромінювання, але за умовами розміщення робочих чи місць проживання можуть піддаватися їхньому впливу, межа річної ефективної дози не повинна перевищувати 2 мЗв (категорія Б).

Законом визначені також рівні втручання в умовах аварії, тобто очікувані розрахункові величини, що визначають необхідність проведення тих чи інших заходів щодо захисту здоров'я і життя людини.

Встановлено, що залучення осіб для участі в ліквідації аварії чи її наслідків можливо лише при їхній згоді на контрактній основі, причому в контракті повинна бути обговорена можлива доза опромінення за час ліквідації аварії. Заборонено залучення до таких робіт осіб молодше 18 років і жінок до 45 років.

2.5 Регламентовані радіаційні показники і радіаційний контроль у будівництві

При проектуванні, будівництві, експлуатації будинків і споруджень, виготовленні будівельних матеріалів, виробів і конструкцій необхідно дотримуватися будівельних норм, спрямованих на зниження рівня іонізуючого випромінювання природних радіонуклідів у будівництві.

Об'єкти радіаційного контролю в галузі підрозділяються на дві групи:

1) обов'язкового радіаційного контролю;
2) рекомендованого радіаційного контролю.

До групи обов'язкового контролю відносяться:

– кар'єри сировини і будівельних матеріалів;
– території під забудову і побудовані на них, а також об'єкти, що реконструюються і капітально відремонтовані об'єкти житло-цивільного призначення при введенні їх в експлуатацію;
– об'єкти промислового і дорожнього призначення в межах територій населених пунктів і зон перспективної забудови;
– сировина і будівельні матеріали як природного походження (піски, глини, гравій тощо), так і промислового виробництва (щебінь усіх видів та інші штучні заповнювачі, арматурна і конструкційна сталь), а також відходи промислового виробництва, що використовуються в будівництві (металургійні і паливні шлаки, золи, порожня порода та інше).

До групи рекомендованого радіаційного контролю відносяться:

– лісоповали;
– оздоблювальні матеріали і вироби;
– інженерне устаткування об'єктів.

Регламентованими радіаційними параметрами в будівництві є наступні:

– ефективна сумарна питома активність природних радіонуклідів (Бк/кг) радію-226, торію-232, калію-40 у сировині й будівельних матеріалах;
– потужність поглиненої дози в повітрі приміщень, яка вимірюється в мкГр/год (при цьому коефіцієнт переходу приймається рівним 1 мкР/год=0,0088 мкГр/год);
– середньорічна еквівалентна рівноважна об'ємна активність радону-222, яка вимірюється в Бк/м^3.

Ці параметри мають бути використані під час остаточного радіаційного контролю об'єкта, що вводиться в експлуатацію.

2.6 Лімітування вмісту радіонуклідів у воді та їжі

Харчові продукти і вода є джерелом внутрішнього опромінення людини за рахунок присутності в їхньому складі радіонуклідів, зокрема, Cs-137 і Sr-90. Для забезпечення неперевищення річної ефективної очікуваної дози опромінення населення введені допустимі рівні вмісту зазначених радіонуклідів, які періодично переглядаються відповідно до зміни радіаційної обстановки в країні. Значення допустимих рівнів вмісту радіонуклідів у деяких продуктах харчування наведені у табл. 2.2.

Таблиця 2.2 – Допустимі рівні вмісту радіонуклідів у продуктах харчування

Продукт	**Вміст радіонуклідів, Бк/кг, Бк/л**	
	Cs-137	**Sr-90**
Хліб, хлібопродукти	20	5
Картопля	40	20
Фрукти	70	10
М'ясо і м'ясопродукти	200	20
Молоко і молокопродукти	100	20
Свіжі дикорастучі ягоди і гриби	500	50

У питних водах із підземних джерел регламентується також вміст радіоактивних елементів, які є джерелом радону.

2.7 Підвищення стійкості організму до впливу радіації

Крім мір захисту людей від опромінення, необхідно використовувати прийоми підвищення стійкості організму до його впливу, виходячи з біологічних реакцій на іонізуюче випромінювання на молекулярному рівні. Фармакологічні препарати, що використовуються в цих цілях можна підрозділити на три групи:

- ***протектори***, введення яких до організму перед опроміненням знижує вплив радіації (антиоксиданти, в першу чергу утримуючі сірку амінотіоли і біогенні аміни, що не містять сірку, меланін, що сприяє генетичній адаптації до впливу іонізуючого випромінювання);
- ***адаптогени***, що підвищують стійкість організму до впливу різних екстремальних факторів (препарати женьшеню, елеутерококу, зміїної отрути, екстракти з мідій тощо, вітаміни);
- ***препарати, що блокують перебування радіонуклідів*** в організмі й сприяють їхньому виведенню (глини типу монтморилоніту, цеоліти, пектини – препарати з чорноплідної горобини). Сюди ж може бути віднесений і йодид калію, що забезпечує насичення щитовидної залози природним йодом і виведення з організму радіонукліда йоду.

2.8 Поводження з радіоактивними відходами

Радіоактивні відходи (РВ), згідно із визначенням відповідного закону, це матеріальні об'єкти і субстанції, активність радіонуклідів чи радіоактивне забруднення яких перевищує межі, установлені діючими нормами, за умови, що використання цих об'єктів і субстанцій не передбачено.

Джерелами РВ є підприємства, що видобувають та переробляють радіоактивні руди, медицина, контролюючі підрозділи, що використовують відповідні датчики, атомна енергетика, морський флот при використанні атомних двигунів.

Відходи можуть бути газоподібними (наприклад, викиди АЕС), рідкими (відходи видобувної промисловості, переробна, АЕС, рідкі продукти харчування, що перевищують установлені допустимі рівні радіоактивності), твердими (відпрацьовані датчики, устаткування з наведеною активністю, відпрацьоване ядерне пальне та ін.).

Сферами поховання РВ є глибоководна частина моря, прибережні води, суша. Інтенсивно використовує морське середовище для поховання відпрацьованих двигунів підвідних човнів Росія (Баренцове море, далекосхідні моря), раніше США і європейські країни. У 1975 р. була прийнята Лондонська конвенція з поховання РВ в море, що діє в даний час і регламентує цей процес. Зокрема, Великобританія має квоти на поховання частини РВ (відходи атомної енергетики) у Північному морі. В Україні поводження з РВ регламентується відповідним законом.

2.9 Радіаційні аварії

До ***радіаційних аварій*** відносять незаплановані події на якому-небудь об'єкті з радіаційною і радіаційно-ядерною технологією при втраті регулюючо-

го контролю над джерелом і пов'язане з цією подією реальне чи потенційне опромінення людей. Прикладами можуть служити крадіжка або втрата одиночних закритих джерел γ-випромінювання; неконтрольована розгерметизація джерел γ-, β-, α-випромінювання; відхилення від технологічного режиму на АЕС, що може створити небезпеку опромінення персоналу або населення вище припустимих рівнів, установлених НРБУ-97.

Аварії поділяються на дві групи:

– аварії, які не супроводжуються радіоактивним забрудненням виробничих приміщень і навколишнього середовища;
– аварії, внаслідок яких відбувається радіоактивне забруднення середовища виробничої діяльності і проживання людей.

Аварії другого роду можуть відбуватися на об'єктах із відкритими джерелами, при розгерметизації закритих джерел і при можливих газоаерозольних викидах радіонуклідів або надходженням їх у навколишнє середовище зі скидами.

За своїми масштабами, що визначаються розміром території і чисельністю персоналу і населення, залученого у неї, аварії підрозділяють на два класи: промислові та комунальні. До *промислових аварій* відносять радіаційні аварії, наслідки яких не поширюються за межі виробничих приміщень і проммайданчика об'єкта, а аварійне опромінення одержує (чи може одержати) лише персонал. До класу *комунальних* відносять радіаційні аварії, наслідки яких не обмежуються виробничими приміщеннями і проммайданчиком об'єкта, а поширюються на прилеглу територію, де проживає населення, яке, таким чином, стає об'єктом реального чи потенційного аварійного опромінення.

Комунальні аварії за масштабом підрозділяють на *локальні* (у зоні аварії проживає до 10 тис. чол. населення), *регіональні* (при яких у зону аварії залучені території декількох населених пунктів, районів, чи областей із загальною чисельністю населення більше 10 тис. чоловік), і *глобальні* (у наслідки яких втягується значна частина території країни чи вся країна та її населення). До особливого типу глобальних аварій відносяться трансграничні, коли зона аварії поширюється за межі державних кордонів.

Найкрупнішою аварією в історії використання атомної енергії є аварія на четвертому блоці Чорнобильської АЕС (26 квітня 1986 р.), де використовуються реактори з одноконтурною системою охолодження. Унаслідок низки помилок персоналу і дослідників відбулося руйнування реактора й випаровування води охолодження. Паровий вибух величезної сили зрушив тисячотонну кришку реактора, що призвело до припливу кисню до зони зруйнованого реактора, загоряння графіту й викиду диспергованих радіоактивних продуктів реакції на величезну відстань від станції. Найнебезпечніші радіонукліди викиду пов'язані з твердофазними частинками, так званими «гарячими» частинками. Серед частинок виділялися паливні з матрицею UO_x , паливно-конструкційні з матрицею Zr-UO і включеннями Fe-Cr-Ni, частинки з матрицею силікатного складу (силікатні компоненти конструкцій, серпентиніт із засипання). На гарячих частинках усього було представлено більше 500 ізотопів 36 хімічних елементів.

Під час Чорнобильської аварії викид радіонуклідів відбувався в умовах утворення приземного циклону, його поглиблення та переміщення. Змінні ме-

теорологічні умови та зміна напрямків вітру на різних висотах, викиди, що тривали протягом 10 діб обумовили дуже складну картину розподілення радіонуклідів. Леткі елементи – йод та цезій – були виявлені на висоті 6 – 9 км, а сліди цих нуклідів і в нижній стратосфері. Радіонукліди тугоплавких елементів (церію, цирконію, нептунію, стронцію) випадали, головним чином, в межах території колишнього СРСР. Радіоактивні випадання зафіксовані на території майже всієї Європи на площі близько 9,7 млн км^2 (цезій-137).

Кількість викинутих радіонуклідів еквівалентна вибуху 330 – 500 двадцятикілотонних бомб. Рівень радіації поблизу АЕС у перші дні перевищував 100 мР/год, у Києві сягав 0,5 – 0,8 мР/год. Рівень індивідуального зовнішнього опромінення склав у різних районах країни 0,08 – 10 Зв. В Україні були уражені території 32 районів 6 областей. На території із забрудненням ґрунту більше 45 Кі/км^2 проживало 15 тис. чол., 15 – 45 Кі/км^2 – 45 тис. чол., 5 – 15 Кі /км^2 – більше 150 тис. чоловік.

Близько 300 чол. з числа аварійного персоналу, будівельників і монтажників були госпіталізовані, кілька десятків пожежників й осіб персоналу станції померли від гострої променевої хвороби. Зі 100 000 «ліквідаторів» через 6 – 7 років у живих залишилася половина.

СПИСОК РЕКОМЕНДОВАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Авсеенко В. Ф. Дозиметрические и радиометрические приборы и измерение / Авсеенко В. Ф. – К.: Урожай. 1990. – 144 с.
2. Алексеев Ю. В. Тяжелые металлы в почвах и растениях / Алексеев Ю. В. – Л.: Агропромиздат, 1987. – 142 с.
3. Атмосферные нагрузки загрязняющих веществ на территории СССР / [Василенко В. Н., Назаров И. М., Фридман Ш. Д. и др.]. Вып. 1. – М.: Гидрометеоиздат, 1991. – 188 с.
4. Геохимия окружающей среды / [Ю. Е. Сает, Б. А. Ревич, Е. П. Янин и др.] ; под ред. Ю.Е. Сает. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
5. Гусев Н. Г. Радиоактивные выбросы в биосфере / Н. Г. Гусев, В. А. Беляев. – М.: Энергоатомиздат. 1991. – 186 с.
6. ДБН В.1.4.–0.01–97 – Основні положення
7. ДБН В.1.4.–0.02–97 – Типові документи
8. ДБН В.1.4.–1.01–97 – Регламентовані радіаційні параметри. Припустимі рівні.
9. ДБН В.1.4.–2.01–97 – Радіаційний контроль будівельних матеріалів і об'єктів будівництва.
10. Державні санітарні правила планування та забудови населених пунктів. Затверджено наказом Міністерства охорони здоров'я України від 19.06.1996. № 173
11. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs; ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді. Державні гігієнічні нормативи (ДР–97). МОЗ України. Націон. комісія з радіаційного захисту населення України. – Київ. 1997.
12. Кабата-Пендиас А. Микроэлементы в почвах и растениях / А.Кабата-Пендиас, Х.Пендиас ; пер. с англ. – М.: Мир, 1989. – 439 с.
13. Коваленко Г. Д., Рудя К. Г. Радиоэкология Украины / Г.Д. Коваленко, К. Г. Рудя. – Киев: Издат.-полиграф. центр "Київський університет", 2001. – 167 с.
14. Малишева Л. Л. Геохімія ландшафтів / Малишева Л. Л. – К.: «Либідь», 2000. – 471 с.
15. Методические указания по оценке степени опасности загрязнения почвы химическими веществами. – М.: Минздрав СССР, 1987.
16. Норми радіаційної безпеки України. НРБУ–97.
17. Охорона ґрунтів: [підручн.] / М. К. Шикула, О. Ф. Гнатенко, Л. Р. Петренко, М. В. Капштик. – К.: Т-во „Знання”, КОО, 2004. – 398с.
18. Радіаційна медицина / [О.В. Ковальський, А.П. Лазар, Ю.С. Людвинський та ін.] ; за ред. А.П. Лазаря. - К. : Здоров'я, 1993. – 224 с.
19. Україна. Закони. "Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку": [прийнято Верховною Радою України 8 лютого 1995 року N 40/95-ВР.: за станом на 17 лютого 2011 року].
20. Україна. Закони. "Про захист людини від впливу іонізуючих випромінювань” [прийнято Верховною Радою України 14 січня 1998 р. № 15/98 ВР.]
21. Україна. Закони. "Про поводження з радіоактивними відходами"” [прийнято Верховною Радою України 30 червня 1995 р. № 162/1162]
22. Экология города: [учебник] / [под ред. Ф. В. Стольберга, В. Н. Ладыженского]. – К.: Лібра, 2000. – 464с.

Навчальне видання

Дядін Дмитро Володимирович

Дрозд Олена Миколаївна

КОНСПЕКТ ЛЕКЦІЙ

з навчальної дисципліни

“ПРИКЛАДНА ЛІТОЕКОЛОГІЯ”

(модуль 3 «Геохімія довкілля»)

(для студентів 3 курсу денної і 4 курсу заочної форм навчання за напрямом підготовки 6.040106 «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування»)

Відповідальний за випуск *к. т. н., доц. В. М. Ладиженський*

За авторською редакцією

Комп’ютерне верстання *Н. В. Зражевська*

План 2011, поз. 53Л

Підп. до друку 28.12.11 | Формат 60×84 1/16

Друк на ризографі | Ум. друк. арк. 2,0

Зам. № | Тираж 50 пр.

Видавець і виготовлювач:

Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова,

вул. Революції, 12, Харків, 61002

Електронна адреса: rectorat@ksame.kharkov.ua

Свідоцтво суб’єкта видавничої справи:

ДК № 4064 від 12.05.2011