

**О.Л. ЖИГАЙЛО**

**МОДЕЛЮВАННЯ АНТРОПОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ  
ГРУНТОВО-РОСЛИННОГО ПОКРИВУ ТА МЕТОДИ ЙОГО  
КОНТРОЛЮ**

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ**

**О.Л. ЖИГАЙЛО**

**МОДЕЛЮВАННЯ АНТРОПОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ  
ГРУНТОВО-РОСЛИННОГО ПОКРИВУ ТА МЕТОДИ ЙОГО  
КОНТРОЛЮ**

Конспект лекцій

**ОДЕСА – 2005**

УДК 631.4 : 504.53

Ж 68

ББК 40.3 : 28.081

*Друкується за рішенням Вченої ради Одеського державного екологічного університету (протокол № 11 від 30.12.2004 р.).*

**Жигайло О.Л.**

Моделювання антропогенного забруднення ґрунтово-рослинного покриву та методи його контролю: Конспект лекцій. – Одеса, 2005. – 107 с.

Конспект лекцій з дисципліни "Моделювання антропогенного забруднення ґрунтово-рослинного покриву та методи його контролю" розраховано на студентів спеціальності "Агрометеорологія" денної та заочної форми навчання.

В ньому викладено системний аналіз в моделюванні стану довкілля. Детально описуються математичні моделі забруднення ґрунтів, сільськогосподарської та природної рослинності різноманітними хімічними речовинами техногенного походження, а також методи спостережень і контролю забруднення ґрунтово-рослинного покриву.

# ЗМІСТ

	Стор.
<b>ВСТУП.....</b>	<b>5</b>
<b>1 СИСТЕМНИЙ АНАЛІЗ В МОДЕЛЮВАННІ ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА.....</b>	<b>8</b>
1.1 Еволюція природних систем і моделювання забруднення навколишнього середовища .....	8
1.2 Основні поняття та етапи системного аналізу.....	10
1.3 Методи системного моделювання і прогнозування стану довкілля.....	13
<b>2 МОДЕЛЮВАННЯ АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ГРУНТИ.....</b>	<b>18</b>
2.1 Роль ґрунтів у навколишньому середовищі та завдання їх збереження.....	18
2.2 Математичне моделювання хімічного забруднення ґрунтів.....	19
2.3 Моделювання й прогнозування антропогенного впливу пестицидів.....	22
2.4 Моделювання впливу на ґрунти меліоративних процесів.....	28
2.5 Моделювання забруднення ґрунтів радіонуклідами.....	33
<b>3 МОДЕЛЮВАННЯ ПРОДУКТИВНОСТІ, ЕКОЛОГІЧНОЇ ЧИСТОТИ ТА ЯКОСТІ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР.....</b>	<b>42</b>
3.1 Концептуальні передумови моделювання.....	42
3.2 Математичні моделі «врожайність — динаміка вологості ґрунту».....	43
3.3 Модель «урожайність — полив» при зрошенні мінералізованою водою.....	46
3.4 Моделювання продуктивності, якості та екологічної чистоти сільськогосподарських культур в умовах зрошення.....	48
<b>4 МОДЕЛЮВАННЯ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ В АГРОЦЕНОЗАХ.....</b>	<b>62</b>
4.1 Моделювання міграції радіонуклідів у системі «ґрунт – рослина».....	63

4.2	Моделювання міграції радіонуклідів у посадках верби корзинової при фітореабілітації забруднених земель зони АЕС.....	70
4.3	Моделювання міграції радіонуклідів в системі «вода – ґрунт - рослина – продукт ».....	83
5	<b>МЕТОДИ КОНТРОЛЮ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТОВО-РОСЛИННОГО ПОКРИВУ .....</b>	<b>90</b>
5.1	Основні причини погіршення ґрунтів.....	90
5.2	Охорона ґрунтового-рослинного покриву.....	92
5.3	Організація спостережень за рівнем хімічного забруднення ґрунту та методи його дослідження.....	95
5.4	Організація спостережень і контролю за забрудненням ґрунтового-рослинного покриву пестицидами.....	97
5.5	Організація спостережень і контролю за забрудненням ґрунтового-рослинного покриву важкими металами.....	100
5.6	Складання і оформлення карт забруднення ґрунтів .....	103
	<b>ЛІТЕРАТУРА.....</b>	<b>106</b>

*“Отнятие у стран условий, определяющих их плодородие, вызывает их гибель, поддержание же этих условий обеспечивает этим странам длительное существование, богатство и могущество”*

*Ю. Либих, 1840г*

## **ВСТУП**

Тоненька плівочка ґрунту на нашій планеті, товщиною від кількох сантиметрів до 2 м, вилучила з великого геологічного кругообігу речовин елементи живлення і замкнула їх у малому біологічному кругообізі, створивши життя на Землі. Саме у цьому і полягає планетарна роль ґрунту як основи життя.

Долі націй і народів у першу чергу залежать від наявності продуктів харчування: не буде їх – всі наші матеріальні цінності відразу втратять будь-який сенс. Продукти харчування дає нам землеробство шляхом вирощування рослин. Це унікальний і поки що єдиний спосіб консервації сонячної енергії, яка по харчових ланцюгах доходить до людини у вигляді продуктів рослинного і тваринного походження [19].

В епоху науково-технічного прогресу дуже загострилась проблема відносин між людиною і природою. Впливаючи на природу, людина змінює вигляд планети, порушує біогеоценози, що склалися на ній, перетворює природні ландшафти. У наш час вже не можна знайти місця на Землі де б не відчувався прямий чи опосередкований вплив природотворної діяльності людини.

Земля як природний ресурс постійно зазнає природного й антропогенного впливу. Вплив природних чинників відбувається безперервно, але мінеральні та органічні речовини знаходяться у рівновазі, завдяки чому не порушується природний хід геологічних процесів.

Антропогенний вплив на ґрунти спричиняє їх деградацію, призводить до зниження продуктивності сільськогосподарських угідь. В Україні екологічні наслідки деградації ґрантів і зменшення їх якості особливо загострились у перехідному періоді від державної до ринкової економіки внаслідок використання земель як єдиного засобу існування в умовах виживання за рахунок природної родючості ґрунтів, без компенсації витрат.

У багатогранному процесі розвитку ринкової економіки важливе місце повинні займати задачі покращення природовикористання і окремо землевикористання, знаходження шляхів оптимального управління

системою «суспільство – природа». В рішенні цих задач важлива роль належить методу моделювання.

Моделювання це метод, який інтенсивно використовується у сучасних наукових та технічних дослідженнях. Моделювання широко застосовують у таких далеких одна від одної областях, як астрономія (планетарій), гідротехніка (моделі річок), архітектура (макети споруд) та хімічна техніка (експериментальне обладнання). В біології, хімії та соціології вивчаються відповідно модельні організми, модельні сполуки та модельні суспільства. Навіть гіпотеза, яка формулюється з використанням наукових методів, може розглядатись як словесна модель системи [13].

Модель є уявленням системи у вигляді, зручному для демонстрації її поведінки. Моделі, що вивчаються, змінюють таким чином, щоб перевірити можливі наслідки цих змін для реальної системи. Метод моделювання може давати значну економію часу та коштів, якщо його розумно використовувати. Моделювання можна використовувати для дослідження впливу на систему будь-яких змін у випадку, коли експериментування з реальною системою не практично.

Перевага моделювання складається у тому, що процеси, які описуються у моделі, у значній мірі містять у собі аналіз системи і сприяють кращому її розумінню.

Математичні моделі використовують для кількісного описання функціонування системи. Вони складаються з одного чи декількох рівнянь, які поєднують найбільш важливі входи, виходи та характеристики систем. Математичні моделі бувають досить складними, складаються з великої кількості рівнянь та користуються різними математичними апаратами.

Моделі за своєю природою є еволюційними та змінюються по мірі того, як змінюється інформація про систему. Моделі не залишаються постійними. Вони весь час удосконалюються відповідно до вивченості явищ і процесів. Більш складні моделі замінюються на прості шляхом заміни великої кількості параметрів на меншу їх кількість, але які адекватно відбивають характеристики процесу, який моделюється.

Математичні моделі, що розробляються, базуються на наукових знаннях про фундаментальні біологічні, хімічні та фізичні закономірності, які керують системою. Застосування фундаментальних принципів дозволяє винаходити аналогічні характеристики інших систем і таким чином упроваджувати результати, які існують, до інших галузей науки та техніки.

Раніше класична екологія, як підрозділ біологічної науки, використовувала методи моделювання для опису конкуренції видів, моделювання біоценозів, графологічного аналізу кругообігу речовин у природі тощо.

З часом, коли розвиток промисловості та енергетики, аварії на атомних об'єктах, інтенсивне використання в сільському господарстві

мінеральних добрив і пестицидів приводить до значного забруднення довкілля у цілому та ґрунтово-рослинного покриву зокрема. Тому виникла необхідність застосовувати методи моделювання забруднення навколишнього середовища.

Моделювання антропогенного забруднення ґрунтів дозволяє вивчити вплив природних факторів і людини на самий родючий шар літосфери – ґрунтовий покрив. При цьому для оцінки екологічного стану ґрунтово-рослинного покриву й прогнозу практичних екологічних ситуацій використовується системний аналіз та імітаційне моделювання. Розвиток теоретичних і експериментальних робіт з вивчення міграції поллютантів у ґрунтовому покриві, надходження їх у рослини кореневим та аеральним шляхом дозволили почати розробку комплексних моделей формування врожайності сільськогосподарських культур, що синтезують опис впливу як природних факторів, так і антропогенного забруднення на формування кількості, якості й екологічної чистоти врожаю.

В конспекті лекцій викладені моделі забруднення ґрунтово-рослинного покриву, авторами яких є радянські та зарубіжні вчені. Крім того в конспекті описуються методи контролю середовища мешкання сільськогосподарської та природної рослинності.



# 1. СИСТЕМНИЙ АНАЛІЗ В МОДЕЛЮВАННІ ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

## 1.1. Еволюція природних систем і моделювання забруднення навколишнього середовища

Існування людського суспільства незмінно пов'язане з використанням довкілля як середовища мешкання та створення засобів життєзабезпечення — продуктів харчування, сировини й матеріалів для побутових потреб і виробничої діяльності, виробництва й використання енергії, забезпечення транспортом та засобами зв'язку, задоволення рекреаційних потреб. Проте, відповідно до розвитку суспільних відносин, антропогенний вплив на природне середовище не зменшувався, а прогресивно зростає[10].

Еволюцію природних систем поділяють на три основні стадії.

*Перша стадія* розвитку біосфери тривала до початку епохи пізнього палеоліту. В цей час відбувалися помітні локальні зміни суспільства, пов'язані з використанням вогню. Взв'язавши за міру антропогенного впливу на природне середовище саме такий вид споживання енергії в пізньому палеоліті, порівняно з початковим етапом становлення людства, можемо констатувати, що цей показник збільшився в 100 разів і становив  $9,2 \cdot 10^{12}$  кДж/рік.

*Другу стадію* розвитку біосфери (протягом 40 тис. р. — від початку пізнього палеоліту й до середини XX ст.) характеризував перехід від мисливства до землеробства. Вирубно-вогневе землеробство в період неоліту вимагало від людей кожні кілька років залишати використані виснажені поля й переходити на інші. Кількість населення в початковий період неоліту оцінюється як 10...50 млн чол., сумарні енерговитрати — до  $6,3 \cdot 10^{14}$  кДж/рік.

Випалювання дерев для потреб землеробства призводило до заміни ґрунтового покриття однорічними рослинами, ерозії ґрунтів, до зміни клімату в бік його різкої посушливості та наближення до клімату сухих пустель і напівпустель, а також до погіршення гідрологічного режиму, зникнення багатьох видів рослин і тварин.

Особливо збільшився антропогенний вплив на природу після винаходу парового двигуна. Промислова революція спричинила подальшу деградацію навколишнього середовища: зростали міста, вирубувалися ліси, гинули сільськогосподарські угіддя. До початку XX ст. загальне енергоспоживання на Землі наблизилося до  $5 \cdot 10^{16}$  кДж/рік, а до 1950 р. сумарні енерговитрати становили вже  $1,5 \cdot 10^{17}$  кДж/рік.

Нині людство перебуває на *третьій стадії* розвитку біосфери, коли антропогенні процеси загрожують глобальною екологічною кризою. Цей

факт було усвідомлено ще на початку ХХ ст. завдяки системі поглядів академіка В. І. Вернадського (1863—1945), що дістала назву *вчення про ноосферу*. В ньому було сформульовано ідею єдності всіх еволюційних процесів на Землі: геохімічних і фізичних, розвитку живої речовини й людського суспільства. Суть вчення про ноосферу, або «сферу розуму», полягає в необхідності цілісного (холістичного) погляду на розвиток біосферних процесів, у якому діяльність людини має домінуюче значення.

Оскільки вплив цієї діяльності зростає так, що може призвести до незворотних негативних наслідків для існування людства, то в епоху ноосфери необхідно перейти до спрямованого еволюційного процесу, коли відповідальність за подальший його розвиток повинен взяти на себе колективний розум.

Проте не кожна виробнича діяльність є згубною для природи. Багатотисячолітня історія землеробства в Китаї подає, в цілому, позитивний приклад взаємодії суспільства й природи, доводить можливість збереження родючості ґрунтів — основи життя на Землі.

Тривога за екологічний стан довкілля й енергетична криза в останні десятиріччя сприяли тому, що в усіх економічно розвинутих країнах було розгорнуто програми енергозбереження. Як наслідок, у цих країнах споживання енергії, наприклад, в 1985 р. виявилось на 6 % нижчим, ніж у 1979 р. при зростанні валового національного продукту на 13 %.

Отже, виникає задача гармонійного розвитку природи й суспільства, що передбачає задоволення не тільки цілого комплексу суспільних потреб, а й збереження природного середовища. На сьогодні це — одна з найважливіших суспільних потреб, яка забезпечує усунення негативних впливів як на сучасному етапі, так і в далекій перспективі.

Які ж можливі шляхи виходу з глобальної екологічної кризи в майбутньому? Треба створювати такі суспільні відносини, які б стимулювали розвиток і впровадження в різні галузі енерго- й ресурсозберігаючих, екологічних технологій.

Моделювання процесів забруднення навколишнього середовища має забезпечувати інформаційні технології прийняття рішень і бути сполучною ланкою між природно-технічними системами, в яких розглядаються варіанти дій, технологій, проектів, та екологічною системою, де дані варіанти оцінюються з екологічних позицій.

Прикладами моделювання процесів забруднення навколишнього середовища є моделі глобального розвитку, регіональні та локальні моделі.

**Моделі глобального розвитку** описують процеси розвитку економіки, демографії й забруднення навколишнього середовища. Загальний підхід для опису світового екологічного процесу запропонував у своїх «моделях світу» Дж. Форрестер.

«Моделі світу» — це популярне в 70-ті роки минулого століття математичне моделювання майбутнього розвитку людства, його

взаємовідносин з природними ресурсами та біосферою в цілому. В 1968 р. відомими вченими, представниками ділових та політичних кіл було створено неурядову науково-дослідну організацію – Римський клуб, її метою було вивчення «сценаріїв» майбутнього розвитку людства в його взаємовідносинах з природою. Особливо відомі роботи, пов'язані з Римським клубом - це «Межі зростання» (1972 р.) та «Людство на перехресті» (1974 р.).

Побудовані різні сценарії майбутнього розвитку людства вказували на те, що зростання капіталу, енергоозброєності, кількості населення, обмеженості земних ресурсів, а також зростання забрудненості ноосфери неминуче призводять до екологічної катастрофи.

Модель глобального розвитку показала принципову можливість вивчення цілої низки екологічних проблем методами системного моделювання. Розроблені сценарії мають важливе значення тому, що вони не тільки попередили людство про можливість катастрофічних наслідків сучасного антропогенного процесу, а й дали змогу сформулювати перспективні проблеми, від вирішення яких залежить доля суспільства (продовольча, технологічна, психофізіологічна кризи тощо).

*Регіональні моделі описують* взаємодію суспільства з природою на регіональному рівні, їх можна представити імітаційною моделлю (наприклад, динамічна модель забруднення ґрунтово-рослинного покриву в умовах зрошення на півдні Одеської області).

*Локальні моделі* здебільшого описують процеси поширення забруднень на локальних територіях (частини міста, окремі поля тощо). За критеріями гранично допустимих викидів або гранично допустимих концентрацій оцінюють вплив цих забруднень на здоров'я людини.

Такі моделі є основою для прогнозування стану довкілля, оптимізації варіантів розвитку продуктивних сил і створення комфортних умов проживання людей на локальній території.

## 1.2 Основні поняття та етапи системного аналізу

Історія успішного використання системного аналізу та імітаційного моделювання для рішення інженерних задач нараховує вже більш 40 років. Для цього підходу характерні такі ключові слова, як системи, моделі та моделювання[16].

- *Система* є фрагмент реальності, якій вміщують взаємовідносні елементи;
- *Модель* уявляє систему у спрощеному вигляді;
- *Моделювання* це процес побудування математичних моделей та вивчення їх властивостей відносно до властивостей систем.

Основними елементами кількісного системного аналізу є мета, альтернативи, витрати (ресурси), критерії, сценарій, системна модель.

**Мета** розглядається як результат певного курсу дій. Вона формується з урахуванням бажаних або необхідних потреб, а також реальних наукових, технічних та економічних можливостей. Джерелом формування мети є необхідність неформальних суджень про суть і масштаби проблеми, аналіз досвіду минулого, прогнози спеціалістів.

**Альтернативи** — це варіанти (способи) можливих рішень задач. Аналіз систем має не тільки містити детальне порівняння відомих варіантів, а й досліджувати можливості створення нових альтернатив.

**Витрати** визначаються кількістю ресурсів, необхідних для здійснення кожної з альтернатив, оскільки певному виборі рішення відповідають певні витрати.

**Критерії** — це кількісні показники (функції або правила), що забезпечують зіставлення й вибір найпріоритетніших альтернатив з урахуванням витрат та їхнього внеску в досягнення позначеної мети.

**Сценарій** — логічний і правдоподібний опис майбутніх подій із установаванням приблизного часу їх здійснення і зв'язків, внаслідок яких дані події можуть відбуватися. Під час моделювання сценарію намагаються визначити, як, виходячи з даної ситуації, крок за кроком «розгортається» майбутній стан системи та зовнішніх умов.

Сценарій — це не передбачення і не прогноз; це показ варіантів можливої ситуації в майбутньому і спроба встановити послідовність подій, що її зумовлюють.

**Системна модель** є приблизним, або спрощеним, зображенням структури зв'язків і дій конкретної системи для отримання певної інформації про цю систему.

Отже, **системний аналіз** — це методологія дослідження об'єктів на основі зображення їх у вигляді систем і аналізу цих систем методами логічного, математичного або натурального (системного) моделювання, що є ефективним засобом розв'язування складних, недостатньо чітко сформульованих завдань.

Системний аналіз полягає в постановці проблеми, її структуруванні в серію задач і підзадач, у деталізації мети, конструюванні ефективної організації процесу для її досягнення.

Як і в разі моделювання довільних систем, системний аналіз, що є інструментом вивчення й гармонізації взаємин природи й суспільства, складається з таких основних етапів:

1. Формулювання санітарно-гігієнічних, еколого-економічних, соціальних та інших критеріїв, у межах яких можна судити про стан і необхідність поліпшення довкілля.

2. Локалізація мети й питань системного дослідження; формулювання словесної причинно-наслідкової (вербально-казуальної) моделі

структури й поведінки системи для досягнення позначеної мети.

3. Реалізація синтезу формальної моделі: визначення структури елементів; ідентифікація законів їхнього функціонування і взаємодії; визначення відгуків системи (системних критеріїв) як наслідків взаємодії елементів та зовнішнього середовища.

4. Здійснення імітаційно-ігрового моделювання різного впливу зовнішнього середовища та різної структури елементів. Визначення найперспективніших варіантів за сформульованими критеріями.

На першому етапі критерії виступають як *метакритерії*, що виражають, наприклад, недопустимість поширення забруднень і збереження їхніх концентрацій у заданих межах, виконання санітарно-гігієнічних та економічних нормативів.

На другому етапі задача системного аналізу полягає в *локалізації мети (підзадач) і критеріїв* для даної екологічної системи за рахунок прогнозування окремих інгредієнтів, вибору й стійкості локальних параметрів. Для побудови вербально-казуальної моделі аналізуються дані про технологічні схеми виробництва та можливі їх варіанти, види палива, структура джерел забруднення, взаємодія викидів з елементами ландшафту й метеорологічними умовами. Відповідальною ланкою на цьому етапі є вибір меж системи, який залежить від мети дослідження й узгоджується з досвідом функціонування таких систем.

Третій і четвертий етапи потребують *побудови математичної моделі та її дослідження*.

На різних етапах системного аналізу використовуються характерні властивості систем і відповідні засоби.

**Ієрархія систем** — це властивість систем різних типів (екологічних, природно-технічних, соціально-економічних) мати багаторівневу структуру в функціональному, організаційному або в іншому плані.

Відповідно до ієрархії систем можна будувати ієрархію системних моделей на функціональному, структурно-функціональному або теоретичному рівні.

**Агрегування** - перехід від детального опису екологічної системи до зображення її в більш цілісному, структурованому вигляді. За цих умов на оперативній основі можна здійснювати взаємозв'язок і узагальнення підзадач, критеріїв або змінних.

**Дезагрегація** — перетворення агрегованої моделі на вихідну, що дає можливість зіставлення розв'язків на рівні локальних моделей.

**Декомпозиція** — метод розчленування задачі системного аналізу на локальні, простіші підзадачі, які розв'язуються незалежно одна від одної, з подальшою координацією одержаних результатів для розв'язання вихідної задачі.

**Принцип ергодичності** — відомий у статистичній фізиці принцип імовірнісних оцінок на основі заміни середньої в часі величини

просторовою середньою для великої кількості систем в один і той самий момент часу.

Оброблену емпіричну інформацію можна подавати короткими рядами натурних спостережень, неузгодженими в часі й знятими з різних просторових об'єктів. У разі моделювання (наприклад полів забруднень) гіпотеза ергодичності інтерпретується як еквівалентність спостережень (за умов ідентифікації математичних моделей), одержаних у різний час і в різних точках простору.

### **1.3 Методи системного моделювання і прогнозування стану довкілля**

#### ***Теоретичні та емпіричні методи математичного моделювання.***

Під час вивчення антропогенного впливу на навколишнє середовище використовуються два методи дослідження, які дають змогу визначити кількісні закономірності для аналізу явищ. Перший метод передбачає узагальнення емпірично встановлених закономірностей, другий — строго теоретичний розгляд проблеми. Суто теоретичні моделі, як і суто емпіричні, застосовують у край рідко внаслідок того, що на практиці необхідно врахувати максимальну кількість інформації — як емпіричної, так і теоретичної [10,13].

Перевагою експериментального методу досліджень є достовірність отриманих часткових результатів у межах точності експериментів. Ступінь точності експерименту завжди встановлюється і, відповідно, узгоджується з практичними потребами.

Недоліком експериментального методу досліджень є обмежена цінність його результатів. Результати будь-якого конкретного експерименту не можна використовувати стосовно іншого явища, яке певною мірою відрізняється від того, що вивчалось. Такі результати відображають тільки індивідуальні особливості явища. Безпосередньо з досліду ще не можна вивести судження про те, які з цих особливостей є найсуттєвішими для явища та як зміна їх відобразатиметься на його розвитку. Тому висновки, одержані з вивчення одиничного явища, ще не можна поширювати на інші об'єкти.

Отже, обмежувальною обставиною побудови моделей антропогенних процесів забруднення довкілля при використанні експериментальних методів є індивідуальність конкретних явищ, які вивчаються в досліді.

Узагальнення результатів дослідів слід добирати з таких наукових областей, наприклад теоретичної фізики, які розкривають фізичну суть явищ балансу енергії й речовини, масопереносу в навколишньому середовищі та виражають ці явища формальною мовою математики.

Розглядаючи явища на базі фундаментальних законів, природно, абстрагуються від багатьох конкретних рис цих явищ. Тому другий метод моделювання — теоретичний розгляд проблеми — дає змогу одержати найзагальніший зв'язок між суттєвими для явища величинами й характеризувати властивості, вагомі для явищ даного класу.

Розглянемо деякі з підходів до моделювання природних систем, що тією чи іншою мірою містять як емпіричні, так і теоретичні дослідження.

**Моделювання процесів забруднення довкілля.** Теоретичне моделювання процесів поширення домішок у навколишньому середовищі (повітрі, водних об'єктах або ґрунтах) має використовувати найзагальніші закони природи, яким надається форма, що відповідає специфічним особливостям досліджуваного явища. Математичним апаратом моделювання є здебільшого диференціальні рівняння, особливо в частинних похідних (або рівняння математичної фізики). В диференціальних рівняннях немає ніяких відомостей про конкретні значення окремих величин, характерних для будь-якого одиничного процесу забруднення. Коефіцієнти, що входять до складу рівняння, можуть набувати різних значень, кожне з яких відповідає певному одиничному об'єктові або явищу. Оскільки диференціальне рівняння (або система рівнянь) є математичною моделлю цілого класу процесів з однаковим фізичним механізмом, то за теоретичним методом досліджень не можна прогнозувати природний процес без знань конкретних значень коефіцієнтів моделі. Тому на практиці, використовуючи теоретичну модель, знаходять її коефіцієнти на базі емпіричних досліджень, що дістало назву **теоретико-емпіричного підходу** в моделюванні.

Наприклад, для моделювання процесів поширення домішок в атмосфері застосовують методику М. В. Берлянда та його послідовників. Виходячи з теоретичних рівнянь, у простих випадках використовують аналітичні рішення, в складніших — добирається шлях числового розв'язування цих рівнянь за допомогою ЕОМ, або виведення напівемпіричних формул для специфічних умов рельєфу й метеорологічних факторів (швидкості вітру, коефіцієнтів обміну, температури повітря тощо)[26].

В разі моделювання ґрунтових процесів забруднення, вологопереносу, осолонцювання й засолення також використовують теоретико-емпіричний підхід, за якого спочатку записують диференціальні рівняння, а їхні коефіцієнти знаходять відповідними експериментальними дослідженнями на конкретних зразках ґрунтів, характерних для певних природно-кліматичних зон.

Для математичного моделювання поширення забруднень у водоймищах і річках розвивається теоретичний напрям, пов'язаний з дослідженням фізичних процесів дифузії, перемішування й розпаду забруднювачів.

Прогнозування природних процесів є задовільним у тому разі, коли домінуюче значення мають гідродинамічні складові. Оскільки кожному гідродинамічному процесові відповідає свій характерний час перебігу від кількох годин до кількох діб, то застосування теоретичних методів можливе тільки для короткострокових прогнозів. Довгострокове прогнозування призводить до значних (у 10...15 разів) відхилень дійсних і прогнозованих значень.

Недоліком класичних теоретичних методів є те, що в складних процесах забруднення довкілля визначення коефіцієнтів рівняння дифузії ускладнюється ще причинно-наслідковими залежностями, не пов'язаними з гідродинамікою. Найскладнішим у цьому разі є етап визначення коефіцієнтів оператора трансформації.

**Моделювання за принципом самоорганізації.** При вивченні об'єктивних закономірностей певного явища особливе значення надається збору даних натурних спостережень. На підставі якісного аналізу санітарно-екологічних обставин створюються необхідні передумови для формування й вирішення задачі ідентифікації моделі.

Задача ідентифікації параметрів полягає у визначенні за експериментальними даними такого набору параметрів фізичного процесу, при якому вихідні параметри процесу й моделі будуть близькими в деякому визначеному сенсі за умов, що і модель, і процес перебувають під дією однакових вхідних впливів.

Методи самоорганізації, що базуються на алгоритмах методу групового врахування аргументів (МГВА), застосовуються тоді, коли теоретична інформація про структуру оператора поширення речовин забруднення є неповною.

*Принцип самоорганізації* стверджує, що зовнішній критерій за поступового збільшення складності моделі спочатку зменшується, потім проходить через мінімум і починає зростати з ускладненням моделей. Цей мінімум визначає модель оптимальної складності.

Якщо математична модель фізичного процесу зображується у вигляді скінченнорізницевої апроксимації певного класу рівнянь у частинних похідних, то в разі застосування прямих методів моделювання екологічних систем, заснованих на принципах самоорганізації, вважається, що інформація як про структуру оператора, так і про коефіцієнти зв'язку міститься в експериментальних чи натурних даних.

Під час ідентифікації спеціаліст має вказати клас диференціальних (різницевих) операторів, критерій якості та вихідні дані фізичного експерименту. Решту етапів ідентифікації виконує алгоритм.

**Імітаційне моделювання.** Найхарактернішим у цьому напрямі є підхід Дж. Форрестера до моделювання, так званий *метод динамічного моделювання*.



Ідеологія методу полягає в осмисленні теоретичної та емпіричної інформації про систему, в побудові елементів системи і зв'язків між ними у вигляді рівнянь. Отже, створюється картина складної системи; під час імітації сценаріїв виявляється взаємна поведінка елементів складної системи на заданому інтервалі часу.

Аналіз робіт даного напрямку засвідчує, що метод імітаційного моделювання досить перспективний і набув значного поширення для моделювання й прогнозування довкілля. Безумовною перевагою методу є можливість застосування його в системному моделюванні для відображення досить складної структури систем і зв'язків між її елементами.

Однак метод має й кілька суттєвих недоліків: результати моделювання й прогнозування залежать від прийнятої апріорної інформації (структури системи та поелементних рівнянь); методи імітаційного моделювання не дають можливості на основі «сценаріїв» здійснити оптимізацію формальними методами.

**Імітаційно-оптимізаційне моделювання** дає змогу не тільки здійснювати імітаційний експеримент взаємодії природно-технічної системи з зовнішнім середовищем, а й оцінювати варіанти взаємодії з використанням методології матричних ігор з природою. Оскільки варіанти оцінюються не одним, а кількома критеріями за умов невизначеності, то і застосовуються формальні методи прийняття рішень в умовах невизначеності (однокритеріальні та багатокритеріальні). Методи знайшли своє застосування в задачах оптимального природокористування при побудові екологічної макромоделі прийняття рішень, оптимізації водозабезпеченості при зрошенні, виборі оптимальних параметрів сівозміни та оцінки ефективності і ресурсозберігальних технологій.

**Графічна оптимізація.** Метод використовується для визначення областей перспективних рішень у разі багатокритеріальної оптимізації. Графічні залежності отримують на основі імітаційного моделювання варіантів.

Інший підхід до графічної оптимізації передбачає, що будуються лінії критеріїв рівного значення (ізокліни) і аналізуються області перспективних значень поведінки екологічних систем за номограмами.

**Прогнозування на основі аналізу стійкості.** Суттєво нові «якісні в часі» прогнози дає вивчення так званих *критичних ситуацій*, в яких може опинитися екологічна система під час свого розвитку. Прогноз виходу системи на межу стійкості пов'язаний з докорінною перебудовою параметрів процесу й вивчається методами теорії стійкості.

Фактично реакції екологічних систем на зовнішні впливи можуть набувати різних форм, які умовно зображуються у вигляді спрощених *портретів стабільності*, або *фазових портретів*. Траєкторії реакцій є

послідовною зміною значень двох змінних (конкуруючих видів) і можуть досліджуватися методами імітаційного моделювання.

Специфічні умови реакцій біосферних систем на зовнішні впливи задаються відомим у фізиці та хімії *принципом Ле-Шательє*:

- зовнішній вплив, що виводить із рівноваги систему, стимулює в ній процеси, які прагнуть послабити наслідки даного впливу.

### ***Системний підхід як методологія прогнозування та оптимізації.***

Системна модель є композицією підмоделей, їхньою певною структуризацією, функції яких реалізуються на основі взаємодії різних підходів і методів.

Так, побудова повної математичної моделі екосистеми починається, як правило, з графологічного аналізу її компонент і зв'язків між ними. Апарат теорії графів, а також спеціальні графічні мови (потокоса діаграма Дж. Форрестера, мова енергетичного балансу Ю. Одума) дають змогу відобразити структуру розробленої моделі, ієрархію встановлених зв'язків. На рівні визначення топології системи за емпіричними даними дістають окремі кореляційні зв'язки і залежності всередині підсистем. З такою метою застосовуються статистичні методи класифікації, регресійний аналіз, методи самоорганізації. На даному етапі модель діє як упорядкувальна, що дає змогу вичленити підсистеми, виявити найсуттєвіші зв'язки і в такий спосіб підійти до можливості вивчення динаміки екосистем.

З виділенням підсистем модель статички, ввібравши теоретичну й емпіричну інформацію, стає структурною схемою, що використовується для генерації апріорної моделі вищого рівня, яка відображає вже динамічні властивості. Внаслідок такої трансформації нова функція моделі (конструктивна) потребує відповідного математичного вираження — системи диференціальних та (або) різницевих рівнянь.

Динамічні співвідношення, що характеризують взаємодію елементів системи й зовнішнього середовища, можна записувати апріорно, на основі знань про природу явищ. Знайдена в такий спосіб модель відповідає принципів імітаційного, «портретного» моделювання (теоретичний підхід). У разі достатньо повних спостережень функціональна структура окремих блоків і зв'язків між ними ідентифікується за принципами самоорганізації.

Модель використовується для одержання нових знань про екологічні процеси на об'єкті: прогнозування змін критеріїв і структури системи; встановлення рівноважних станів, вивчення критичних (порогових) режимів функціонування; оптимізації прогнозних (проектних) варіантів.

## 2 МОДЕЛЮВАННЯ АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ГРУНТИ

### 2.1 Роль ґрунтів у навколишньому середовищі та завдання їх збереження

Для того щоб моделювати вплив людської діяльності на ґрунти, необхідно чітко уявляти їх екологічну роль у біосфері. За новою концепцією, **ґрунти є геомембраною планети**, їх розглядають як напівпроникну земну оболонку, функціонально **аналогічну біомембранам**, здатну вибірково відбивати, поглинати чи пропускати й трансформувати енергетичні та матеріальні потоки між внутрішніми та зовнішніми оболонками землі. Ґрунти є механізмом, що регулює взаємодію між геосферами, а також між біотою, літосферою, гідросферою та атмосферою в межах біосфери планети [2, 10].

Ґрунти в системі геосфер відіграють роль однієї з земних оболонок — педосфери, виконуючи ряд глобальних функцій, що мають безпосереднє екологічне значення при формуванні середовища мешкання людини.

*Перша глобальна функція ґрунтів* — це забезпечення життя на Землі. Саме в ґрунтах концентруються хімічні елементи та сполуки, необхідні для мікроорганізмів та їх життєдіяльності. Тут зосереджені важливі для зростання рослин вода й поживні речовини; ґрунти є середовищем функціонування хребетних і безхребетних тварин. Така функція ґрунтів називається **родючістю**.

*Друга глобальна функція ґрунтів* — це забезпечення постійної взаємодії великого геологічного й малого біологічного кругообігів речовини на земній поверхні. Всі біогеохімічні цикли елементів, таких як вуглець, азот, кисень, а також потокоутворювальні цикли води, здійснюються саме через ґрунти як геомембрани, з одного боку, і як акумулятор біофілів — з іншого. Ґрунти — це сполучна ланка, що регулює геологічну й біологічну циркуляцію елементів у біосфері на поверхні Землі.

*Третя глобальна функція ґрунтів* — це регулювання складу атмосфери й гідросфери. Висока пористість ґрунтів і густе заселення коренями рослин та мікроорганізмами зумовлює газообмін між ґрунтом і приземною атмосферою: із ґрунту в атмосферу постійно надходять гази, у тому числі й парникові —  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_x\text{O}_i$ ; водночас із атмосфери ґрунти поглинають кисень, необхідний для здійснення процесів окиснення. Отже, відбувається «дихання ґрунту», що підтримує сталий склад атмосферного повітря.

У глобальному кругообігу води ґрунти віддають у поверхневий і

підземний стоки розчинні у воді хімічні елементи, речовини, що визначають гідрохімічну ситуацію суходолу, морів та океанів.

**Четверта глобальна функція ґрунтів** – це регулювання інтенсивності біосферних процесів. Ґрунти відзначаються не тільки тим, що забезпечують розвиток рослинності, відзначаються так званою родючістю, а й мають здатність обмежувати життєдіяльність тих чи інших організмів за рахунок високої кислотності або лужності, вологомісткості, наявності токсикантів тощо, а також обмежувати зростання рослин через нестачу тепла, води або тих чи інших поживних речовин.

**П'ята глобальна функція ґрунту** – нагромадження на поверхні органічної речовини – гумусу і пов'язаної з цим хімічної енергії. У біологічних циклах синтезу й розпаду речовин, що постійно відбуваються на земній поверхні, ґрунти є акумулятором кінцевих продуктів цих циклів, забезпечуючи їх повторюваність і стійкість завдяки функції продуктивності.

**Шоста глобальна функція ґрунту** – захист літосфери від інтенсивної дії екзогенних факторів, тобто від руйнування і змивання в моря та океани.

Функції ґрунтів, у зв'язку з антропогенною діяльністю, можуть змінюватись як у позитивному напрямі, так і в негативному, що призводить до втрати деяких функцій у разі руйнування ґрунтів або до сильної їх деградації.

Проблема збереження ґрунтів і задача раціонального їх використання має багато різних аспектів і потребує зусиль спеціалістів багатьох напрямів. Найактуальніші екологічні питання, які можуть бути вирішені на основі моделювання кількісних взаємозв'язків і процесів масопереносу в ґрунтах, є такими:

- моделювання хімічного забруднення ґрунтів з метою аналізу й мінімізації антропогенного впливу;
- моделювання процесів меліоративного впливу з метою недопущення розвитку негативних процесів і деградації ґрунтів;
- моделювання продукційних процесів вирощування сільськогосподарських культур як основи аналізу ефективності соціальної функції ґрунтів, визначення раціональних ресурсозберігаючих і екологічно безпечних технологій для ефективного природокористування.

Саме за цими позиціями нижче наводяться моделі окремих екологічних процесів, що дають змогу вивчити антропогенний вплив на ґрунти, а також системні моделі оптимального управління природокористуванням.

## 2.2 Математичне моделювання хімічного забруднення ґрунтів

Основними джерелами хімічного забруднення ґрунтів є хімічні речовини, які використовуються в сільському господарстві (пестициди, отрутохімікати та ін.), атмосферні опади в радіусі дії промислових підприємств (особливо хімічних і металургійних); видобування корисних копалин; теплові і атомні електростанції; мінеральні добрива [10].

Значна частина джерел забруднення ґрунтів справляє локальну дію, але деякі з них діють у регіональному й навіть у глобальному масштабі, особливо в разі забруднення через атмосферні опади або внаслідок використання добрив на значних площах.

Хімічне забруднення ґрунтів відбувається переважно двома шляхами:

- поглинанням верхнім шаром ґрунту викидів промислових джерел в атмосферу;
- безпосереднім внесенням хімічних речовин у вигляді меліорантів, добрив, пестицидів, гербіцидів.

У першому випадку математична модель істотно залежить від структури перенесення забруднень повітряним шляхом, висоти, потужності джерела забруднень і відстані від нього.

**Моделювання одновимірного поля забруднення.** Припустимо, що взаємодія домішок з поверхнею ґрунту здійснюється за законом

$$\frac{\partial U}{\partial z} = \alpha U + \beta, \quad (2.1)$$

де допускається можливість проникнення і відкидання домішок.

Як вихідне рівняння моделі об'єкта було покладено

$$L(x, y, z) = M_1 \delta(x) \delta(y) \delta(Z - H) + M_2 \delta(x) \delta(y) f(z), \quad (2.2)$$

де  $L(x, y, z)$  — рівняння дифузії в тривимірному просторі; перший доданок характеризує джерело викидів на висоті  $H$  (домішки надходять через трубу); другий доданок — неорганізовані викиди заводу.

Функція  $f(z)$  може мати різний вигляд. Так, при

$$f(z) = \begin{cases} c & \text{при } 0 \leq z \leq h \\ 0 & \text{при } z > h \end{cases}, \quad (2.3)$$

припускається лінійність джерела з постійною потужністю викидів  $c$  на відрізьку  $[0; h]$  і нульовою потужністю при  $z > h$ .

Якщо

$$f(z) = \begin{cases} a_0 z^2 + a_1 z + a_2 & \text{при } z \leq h \\ 0 & \text{при } z > h \end{cases}, \quad (2.4)$$

потужність джерела домішок (терикона, заводу) розподілена за параболою.

Коефіцієнти рівнянь (2.1) і (2.2) — випадкові функції метеофакторів, тому, беручи суму цих рівнянь з певними ваговими коефіцієнтами  $M_i$ , вибраними пропорційно часу дії метеорологічних умов  $i$ -го типу, «усереднені» рівняння також дістанемо у вигляді (2.1) або (2.2).

При переході в рівнянні (2.1) до скінченної різницевої форми

$$U_{z+1} = aU_z + b \quad (2.5)$$

маємо, що концентрація речовини, поглинена снігом, пропорційна наземній концентрації.

Застосовуючи далі метод прямих до рівняння (2.2) для розрахунку забруднення за одновимірним профілем, дістанемо рівняння

$$\frac{\partial}{\partial x} k_x \frac{\partial U}{\partial x} + V \frac{\partial U}{\partial x} + \alpha U(x) + f(x) = 0. \quad (2.6)$$

Для оцінки сумарного впливу джерела з метою визначення кількості домішок, що випадають на землю або на водну поверхню, застосовуються планшети з липкою або водною поверхнею.

**Моделювання хімічного забруднення ґрунтів важкими металами.**

За даними про ступінь і характер забруднення ґрунту в районі шламонагромаджувачів одержано моделі розрахунку деяких хімічних елементів у поверхневому (0 ... 20 см) горизонті ґрунту, а саме для:

- Міді  
 $y = 0,004r^2 + 2(x_0/100)r + (x_0 - 0,8);$
- Цинку  
 $y = 0,01r^2 + 0,6r + 0,9x_0;$
- Хрому  
 $y = 0,02r^2 + 1,2r + 0,9x_0;$  (2.7)
- Нікелю  
 $y = 0,02r^2 + x_0r/100 + 0,9x_0;$

де  $r$  — відстань від шламонагромаджувачів ( $r \leq 500$  м);  $x_0$  — початкове значення хімічних елементів у ґрунті, мг/кг.

Дослідженнями встановлено інтенсивне забруднення ґрунтів цими хімічними речовинами поблизу териконів.

Перевірку моделей для визначення можливості їх застосування з метою екстраполяції забруднення ґрунтів відходами вугільної промисловості було проведено на незалежних даних натурних спостережень. Як показують дані, моделювання можливе тільки стосовно окремого забруднювача або з метою екстраполяції на невеликі відстані. В разі розрахунків на відстань  $r \geq 50$  м абсолютна похибка є суттєвою.

Моделювання хімічного забруднення від промислових джерел здійснюється на основі рівнянь масоперенесення переходом до відповідних скінченнорізницевих рівнянь.

### 2.3 Моделювання й прогнозування антропогенного впливу пестицидів

**Проблеми агроекології.** В процесі впливу людського суспільства на природне середовище джерелами забруднення природи є не тільки промисловість і транспорт, а й сучасне сільськогосподарське виробництво з його високим рівнем хімізації.

Зміни природних умов внаслідок антропогенного впливу давно втратили локальний характер. За реальних умов життєдіяльності людина може потрапити під дію як кількох хімічних речовин, так і однієї речовини, що надходить в організм різними шляхами — з повітря, води, їжі. Це називають комплексним впливом ксенобіотиків, тобто речовин антропогенного походження. Комбінований і комплексний вплив ксенобіотиків, залежно від рівня їх вмісту в природних середовищах, оцінюється інтегральним показником, який дістав назву **максимально допустимого навантаження (МДН)**. В основу цього поняття покладено оцінку середовища за окремими факторами, коли використовуються такі показники: гранично допустимі концентрації (ГДК), гранично допустимі рівні (ГДР), допустимі залишкові кількості (ДЗК) тощо.

Оскільки пестициди проникають із ґрунтів у рослини, а потім передаються по трофічному ланцюгу до людини, то моделювання поширення й розпаду цих шкідливих речовин дає змогу прогнозувати їх кількості і здійснювати контроль з метою обмеження їх впливу на людину, тобто через систему екологічних та санітарно-екологічних показників вирішувати соціальну проблему захисту населення.

**Моделювання динаміки забруднення ґрунтів пестицидами.** Одним із найважливіших підходів до визначення та інтегральної оцінки впливу

пестицидів на здоров'я населення є вивчення динаміки їх поширення і трансформації в різних середовищах, у тому числі в ґрунтах [10].

Теоретичною моделлю розчинення, перенесення, поглинання і розпаду пестицидів у ґрунтах у разі одновимірного руху розчину в пористому середовищі є рівняння дифузії:

$$m_0 \frac{\partial U}{\partial t} = D \frac{\partial^2 U}{\partial x^2} - V \frac{\partial U}{\partial x} - \frac{\partial b}{\partial t} - \alpha U + f(x), \quad (2.8)$$

де  $D = D_M + \lambda|V|$  — дифузійна складова;  $\alpha$  — коефіцієнт швидкості розпаду пестициду;  $U$  — концентрація пестициду в розчині;  $V$  — швидкість фільтрації;  $\frac{\partial b}{\partial t}$  — швидкість розчинення пестициду у воді;  $f(x)$  — функція поглинання пестициду кореневою системою.

Для квазістаціонарного випадку, коли  $V$  не залежить від  $x$  і  $m_0 = \text{const}$ , швидкість фільтрації розраховується за формулою

$$\frac{\partial V}{\partial x} = \mu \frac{\partial^2 h}{\partial x^2}. \quad (2.9)$$

Кінетику процесу розчинення і розпаду можна описати рівнянням першого порядку:

$$\frac{\partial b}{\partial t} = v(U_m - U) - kb, \quad (2.10)$$

де  $k, v$  — константи розпаду в твердій фазі (в сухих ґрунтах);  $U_m$  — концентрація насичення;  $b$  — концентрація пестициду в твердій фазі ґрунтів.

**Точкові моделі.** На сьогодні часто обмежуються розглядом «точкових» моделей, хоч таке спрощення може бути вкрай небезпечним: усереднюючи поведінку пестициду в просторі, тим самим не враховують можливість нагромадження його в окремих точках простору вище за норми гранично допустимих концентрацій (ГДК).

Виходячи з механізму явищ, основанийого на тому, що процес розпаду речовини в ґрунтах здійснюється пропорційно поточній концентрації цієї речовини, а весь комплекс факторів, що діє на зміну концентрації пестицидів і радіонуклідів у часі, виражається через усереднений коефіцієнт  $k$ , кінетику розпаду пестицидів можна описати рівнянням

$$\frac{dU(t)}{dt} = -kU(t), \quad (2.11)$$

розв'язок якого має вигляд



$$U(t) = U_0 e^{-kt} \quad (2.12)$$

де  $U(t)$  — кількість пестициду на момент часу  $t$ ;  $U_0$  — початкова концентрація пестициду;  $k$  — константа швидкості реакції розпаду пестициду;  $t$  — час.

Основним параметром хімічної кінетики є швидкість її реакцій, що обчислюється як

$$k = \frac{2,303}{t} \lg \frac{U_0}{U(t)}. \quad (2.13)$$

Час деструкції пестициду характеризується періодом напіврозпаду.

**Означення 2.1.** Період напіврозпаду  $T_{1/2}$  — це проміжок часу, протягом якого початкова концентрація речовини зменшується вдвоє. Знаючи  $k$ , період напіврозпаду обчислюється за формулою

$$T_{1/2} = 0,693/k \quad (2.14)$$

**Означення 2.2.** Час розпаду до безпечних концентрацій — це проміжок часу, протягом якого початкова концентрація речовини зменшується до рівня ГДК, тобто  $U(t) = U(\text{ГДК})$ .

З рівняння (2.12) випливає, що час розпаду пестициду

$$t_p = \frac{(\lg U_0 - \lg U(t)) \times 2,303}{k}. \quad (2.15)$$

**Прогнозування концентрації пестицидів в ґрунті.** Прогнозована величина  $C(t)$ - концентрація далапону в ґрунті. Вхідні змінні — концентрація даної речовини в початковий момент  $C(t_0)$ , рН ґрунту і час  $t$  з моменту внесення далапону в ґрунт. Вихідна величина та права частина вибрані як:

$$y = \frac{C(t_0) - C(t)}{C(t_0)} = f(t, t^2, t^3, 1/t, 1/t^2, \sqrt{t}, \sqrt[3]{t}, \sqrt{pH}, pH, (pH)^2, 1/pH, 1/(pH)^2, \sqrt[3]{pH}). \quad (2.16)$$

У результаті обробки даних за алгоритмом МГВА знайдено такі моделі:

$$y = \frac{C(t_0) - C(t)}{C(t_0)} = 0,236 - 0,689 \frac{1}{(pH)^2} + 0,087404\sqrt{t}, \quad (2.17)$$

а також

$$y = \frac{C(t_0) - C(t)}{C(t_0)} = -0,286 + 0,0006 \frac{1}{(pH)^2} + 0,087\sqrt[3]{t}. \quad (2.18)$$

Похибка прогнозу становить 15%.

Концентрації далапону залежать від часу його перебування в ґрунті за різних початкових умов  $C(t)$  (табл. 2.1).

Таблиця 2.1 – Зміни концентрації далапону  $C(t)$  залежно від часу

Відразу після внесення в ґрунт	$C(t)$ , мг/кг				
	5діб	30 діб	50діб	75діб	90діб
0,66	0,56	0,47	0,44	0,35	0,28
1,00	0,80	0,67	0,55	0,48	0,39
1,33	1,17	1,00	0,94	0,79	0,63
2,00	1,167	1,40	1,32	1,12	1,03

**Екологотоксикологічна класифікація пестицидів за комплексом факторів.** Для компетентного добору найдоцільніших пестицидів необхідно користуватися зональною оцінкою їх відповідності конкретним умовам застосування. Серед багатьох схем комплексної класифікації пестицидів найбільш об'єктивною і всебічною є шкала М. С. Соколова і Б. Н. Стрекозова, які запропонували використовувати *інтегральний критерій*. Суть його полягає в тому, що екологотоксикологічні та гігієнічні показники (табл. 2.2) розглядаються як вхідні змінні  $x$ , функцій  $f_i(x_i)$  — класу небезпеки та міри класу  $\mu(x_i)$ , яка виражається в балах. Схему прийняття рішень ілюструє дерево (рис. 2.1).

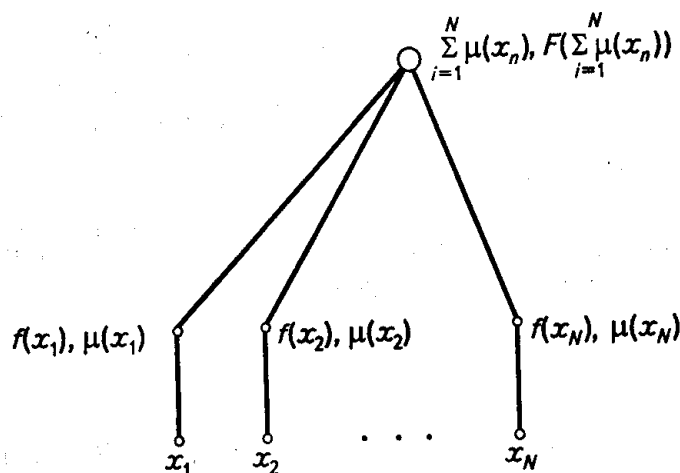


Рисунок 2.1 - Дерево прийняття рішень в екологотоксикологічній класифікації пестицидів

Таблиця 2.2 - Шкала оціночних балів для рівнів небезпечності пестицидів

Екологотоксикологічні та гігієнічні показники $X_i$	Клас небезпечності $F_i(x_i)$	Характеристика класу	Оціночний бал $\mu(x_i)$
Персистентність у ґрунті	1	До 1 місяця	2
	2	1...6 місяців	4
	3	0,5...2 роки	6
	4	Понад 2 роки	8
Дія на ґрунтові ферментативні процеси й біоту	1	Не впливає	0
	2	Діє на одиничні процеси і популяції	1
	3	Діє на кілька процесів і	2
Транслокація в культурні рослини	1	Не надходить у рослини	0
	2	Надходить, але негативно не діє	1
	3	Надходить у продукти врожаю	2
	4	Проявляє фітотоксичну дію	3
Міграція за ґрунтовим профілем, см	1	Не мігрує	0
	2	Мігрує на відстань: до 15	1
	3	до 50	2
	4	понад 50	3
Реакція на інсоляцію	1	Піддається фотохімічному розкладу	0
	2	Не піддається	1
ДЗК* для продуктів врожаю, мг/кг	1	1	0
	2	1...0,1	1
	3	0,1...0,01	2
	4	0,01	3
	5	0	4

\*Допустимі залишкові кількості.

Продовження табл. 2.2

Екологотоксикологічні та гігієнічні показники $X_i$	Клас небезпечності $i$	Характеристика класу	Оціночний бал $\mu(x_i)$
ГДК для водоймищ, мг/л	1	1	0
	2	1...0,1	1
	3	0,1...0,01	2
	4	0,01	3
	5	0	4
Порогова концентрація у питній воді, мг/л	1	0,1	0
	2	0,1...0,01	1
	3	0,01...0,001	2
Дія на органолептичні якості продуктів урожаю	1	Не погіршує	0
	2	Погіршує	1
Леткість	1	Нелетка речовина	0
	2	Насичувальна концентрація	1
	3	Насичувальна	2
	4	Насичувальна	3
Токсичність для теплокровних, мг/кг	1	1000	1
	2	201...1000	2
	3	50...200	3
	4	50	4
Коефіцієнт кумуляції в організмі теплокровних	1	5	0
	2	3...5	1
	3	1...3	2
	4	1	3

Згідно з даною класифікацією пестициди належать до однієї з трьох груп небезпечності за комплексом факторів, а саме:

$$F\left(\sum_{i=1}^N \mu(x_i)\right) = \begin{cases} 3 & (\text{малонебезпечні}), \text{ якщо } \sum_{i=1}^N \mu(x_i) \leq 13; \\ 2 & (\text{середньонебезпечні}), \text{ якщо } 13 < \sum_{i=1}^N \mu(x_i) \leq 21; \\ 1 & (\text{небезпечні}), \text{ якщо } \sum_{i=1}^N \mu(x_i) > 21. \end{cases} \quad (2.19)$$

Виходячи з даної моделі, проведено класифікацію і опис основних пестицидів, а також розроблено тактику їх застосування. Безпечність використання хімічних засобів досягається за умов виконання двох вимог: необхідно, щоб продукти харчування і корм для тварин не містили залишків токсичних речовин у кількості понад гігієнічних нормативів ДЗК; не допускати накопичування залишків пестицидів у навколишньому середовищі. Стосовно тактики використання рекомендуються насамперед пестициди третьої еколого-токсикологічної групи і тільки в разі, якщо за токсичністю або персистентністю вони непридатні для успішної боротьби зі шкідниками, слід використовувати препарати першої та другої груп.

Для того щоб не допустити вмісту пестицидів, вищого за ДЗК, треба враховувати час від початку обробки до запланованого строку збирання врожаю і застосовувати препарати, період детоксикації яких менший від гігієнічного нормативу часу розпаду пестициду до безпечних концентрацій. Нагромадження пестицидів в об'єктах навколишнього середовища не буде допущено, якщо застосовувати пестициди з таким розрахунком, аби нові надходження їх у ґрунт і рослини не перевищували темпів їхнього хімічного й біологічного розпаду.

Особливо жорсткі вимоги слід виконувати під час добору пестицидів на зрошуваних землях та в рисових сівозмінах, де забороняється скидання дренажних вод у водоймища, якщо вміст пестицидів перевищує ГДК.

Санітарними правилами заборонено застосування всіх пестицидів на відстані до 300 м від водоймищ санітарно-побутового використання; залежно від нахилу сільськогосподарських полів у бік водоймища захисна зона збільшується до 500 м.

Моделювання забруднення ґрунтів пестицидами найдоцільніше проводити з використанням точкових моделей динаміки їхнього розпаду, а також системного аналізу на основі методів класифікації.

## **2.4 Моделювання впливу на ґрунти меліоративних процесів**

*Теоретичні моделі вологопереносу в ґрунтах.* При вивченні забруднення ґрунтів важливу роль відіграє вивчення процесів переносу солей, хімічних забруднювачів, радіонуклідів.

Особливу роль має застосування побудованої загальної теорії руху води в ґрунтах, оскільки з цим процесом пов'язані забруднення пестицидами і добривами водних джерел, негативні явища при зрошенні земель (засолення, підняття рівня ґрунтових вод тощо). Безпосередньо процес переносу води впливає не тільки на перенесення солей, а й відіграє важливу роль для вивчення і створення нових ресурсозберігаючих і ґрунтозахисних технологій при зрошенні [3, 10].

Теоретична модель руху води в ґрунтах базується на уявленнях про термодинамічний потенціал ґрунтової вологи, і в насичених ґрунтах, тобто

в ґрунтах, поровий простір яких цілком заповнений водою, базується на законі Дарсі. За цим законом, потік води, що проходить через одиницю площі поперечного перерізу ґрунту за одиницю часу, пропорційний градієнтові потенціалу:

$$q = -k_0 \frac{\partial \Phi}{\partial z} \quad (2.20)$$

де  $q$  — об'єм води, що протікає за одиницю часу через одиницю площі поперечного перерізу ґрунту на глибині  $z$ ;  $\Phi$  — повний потенціал ґрунтової вологи;  $k_0$  — гідравлічна провідність насиченого ґрунту або коефіцієнт фільтрації.

Значення коефіцієнта фільтрації  $k_0$  постійне в насичених ґрунтах і істотно залежить від гранулометричного складу ґрунту, кількості пор у ґрунті, їхнього розміру і форми:  $k_0$  максимальний у грубоуламкових ґрунтах і мінімальний у глинистих. Для ґрунтів подібного гранулометричного складу справедлива залежність

$$k = 10^{-18,2} P^{10} \quad (2.21)$$

де  $k$  — величина коефіцієнта фільтрації, м/добу;  $P$  — пористість (від об'єму ґрунту), %.

У ненасичених ґрунтах величина гідравлічної провідності є функцією об'ємного вмісту вологи в ґрунті  $W$ ,  $k = k(W)$ . Гідравлічна провідність швидко спадає зі зниженням вологості ґрунту. Існує функціональна залежність між вологістю ґрунту і водним потенціалом  $\psi$ . Ця залежність

$\psi = \psi(W)$  називається *функцією водоутримувальної здатності ґрунту*.

Поряд із рівнянням Дарсі для потоку вологи в ненасиченому ґрунті

$$q = -k(W) \frac{\partial \Phi}{\partial z} \quad (2.22)$$

використовується рівняння нерозривності для нестиснювальної рідини в нестиснювальному пористому середовищі, яке описує закон збереження води в елементарному об'ємі ґрунту:

$$\frac{\partial W}{\partial t} = - \frac{\partial q}{\partial z} - I_w, \quad (2.23)$$

де  $W$  — об'ємна вологість ґрунту;  $q$  — об'єм води, що протікає за одиницю часу через одиницю площі поперечного перерізу;  $I_w$  — об'єм води, що видаляється з одиниці об'єму ґрунту за одиницю часу (наприклад гідrataція, поглинання рослинами тощо).

Приймаючи напрямок осі  $z$  униз за додатний, дістанемо диференційні рівняння в частинних похідних відносно невідомої функції

вологості ґрунту  $W(z,t)$ , яка описує ненасичений потік у ґрунтовому профілі:

$$\frac{\partial W}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( k(W) \frac{\partial \Phi}{\partial z} \right) - I_W. \quad (2.24)$$

Оскільки в разі певного вибору одиниць вимірювання гравітаційна складова повного потенціалу дорівнює абсолютній висоті так, що  $\Phi = \psi + z$ , дістанемо рівняння

$$\frac{\partial W}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ k(W) \frac{\partial \psi(W)}{\partial z} - k(W) \right] - I_W, \quad (2.25)$$

яке описує рух ґрунтової вологи по осі  $z$  (одновимірне рівняння).

Рівняння (2.25) не замкнене й має доповнюватися співвідношеннями, що виражають  $\psi = \psi(W)$  і  $\kappa = \kappa(W)$ . Ця залежність індивідуальна для різних типів ґрунтів. Так, для окремих зразків ґрунту є залежності:

$$lg \psi = b_0 + b_1 W + b_2 W^2 + b_3 W^3 \quad (2.26)$$

де  $\psi = -\psi_c$  — водний потенціал;  $W$  — вологість ґрунту;  $b_0, b_1, b_2, b_3$  - вектор невідомих коефіцієнтів, що визначається за експериментальними даними.

Розроблено також емпіричні залежності коефіцієнта вологопровідності від водного потенціалу, наприклад у вигляді

$$k = \frac{a}{b + \psi^n}, \quad (2.27)$$

де  $a, b, n$  — емпіричні коефіцієнти.

Так, при  $a = 5600, b = 5600, n = 2,5$  залежність  $\kappa(\psi)$  має вигляд як на рис. 2.2 і вказує на різке зниження коефіцієнта вологопровідності при збільшенні  $\psi$ , коли  $\psi > 10^1$ . Крім того, має бути відомою функція джерела ґрунтової вологи  $I_W$ , що описує процес поглинання її коренями рослин. Інтенсивність цього процесу залежить від рівня вологості ґрунту, концентрації коренів у ґрунті  $R(z,t)$ , їхнього фізіологічного стану, що виражається всмоктувальною силою коренів ( $\psi_R$ ), і від метеорологічних умов.

Граничну умову для рівняння (2.25) на поверхні ґрунту можна задати таким чином:

$$-q(z,t)|_{z=0} = q_{\text{sun}} - q_{\text{inf}}, \quad (2.28)$$

де  $q_{\text{вип}}$  — інтенсивність фізичного випаровування з ґрунту;  $q_{\text{інф}}$  — інтенсивність інфільтрації.

Величина  $q(z, t)$  визначається вологістю ґрунту, наявністю води на його поверхні, інтенсивністю атмосферних опадів і поливної води.

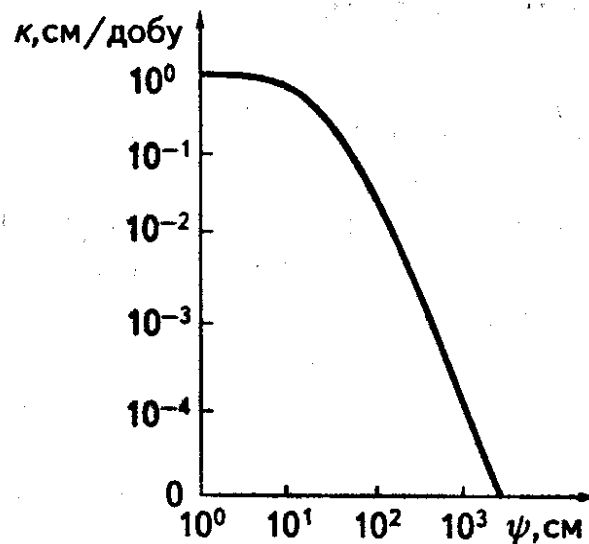


Рисунок 2.2 - Залежність коефіцієнта фільтрації  $k$  від всмоктувального тиску  $\psi$

Нижню граничну умову можна задати в такому вигляді:

$$q(z, t)|_{z=z_N} = q_N(t) \quad (2.29)$$

де  $q_N(t)$  — потік вологи через нижню границю;  $z_N$  — нижня границя.

Початкові умови до рівняння (2.25) задаються в найзагальнішому вигляді:

$$W(z, t)|_{t=t_0} = W_0(z) \quad (2.30)$$

де  $W_0(z)$  — задана функція.

Математичні моделі (2.25)-(2.30) дають змогу прогнозувати й розраховувати динаміку вологості ґрунту з врахуванням впливу природних і антропогенних факторів, оцінювати різні технології управління зрошенням і добирати оптимальну з них.

**Різницеві рівняння вологоперенесення.** З метою практичних розрахунків треба перейти від теоретичного рівняння (2.25) до відповідних різницевих аналогів. Тоді для точки  $z_i \in [0; z_N]$  права частина рівняння (2.25) має вигляд



$$\frac{\partial}{\partial z} = \left[ k(W) \frac{\partial \omega(W)}{\partial z} - k(W) \right] \approx \frac{\left[ k(W) \frac{\partial \psi(W)}{\partial z} - k(W) \right] \Big|_{z=z_{i+1}} - \left[ k(W) \frac{\partial \psi(W)}{\partial z} - k(W) \right] \Big|_{z=z_i}}{\Delta z}.$$

Враховуючи, що похідні замінюються скінченними різницями:

$$\frac{\partial W}{\partial t} \approx \frac{W_{t+1,i}}{\Delta t}; \quad \frac{\partial \psi}{\partial z} \Big|_{z=z_i} \approx \frac{\psi_{i+1}(W) - \psi_i(W)}{\Delta z},$$

дістанемо для кожної точки  $z_i \in [z_1; z_{N-1}]$ :

$$W_{t+1,i} = W_{t,i} + \frac{\Delta t}{\Delta x} \left[ k(W) \Big|_{z=z_{i+1}} \left( \frac{\psi_{i+1}(W) - \psi_i(W)}{\Delta z} - 1 \right) - k(W) \Big|_{z=z_i} \left( \frac{\psi_i(W) - \psi_{i-1}(W)}{\Delta z} - 1 \right) \right] - \Delta t I(z,t) \Big|_{z=z_i}. \quad (2.31)$$

Тут  $k(W) \Big|_{z=z_i} = k(W_{t,i})$ ;  $\psi_i(W) = \psi(W_{t,i})$  - відомі функції для заданого типу ґрунтів, що встановлюються експериментально.

Якщо припустити, що коренева система рослин розташована у верхньому шарі ґрунту  $z = z_1, z_2, z_3$ , то функція джерела

$$\Delta t I(z_i, t) = \begin{cases} \frac{\Delta t}{\Delta z} (m + P - \alpha_1 \beta_1 E) & \text{при } z = z_1; \\ \frac{\Delta t}{\Delta z} (-\alpha_2 \beta_2 E) & \text{при } z = z_2; \\ \frac{\Delta t}{\Delta z} (-\alpha_3 \beta_3 E) & \text{при } z = z_3, \end{cases} \quad (3.32)$$

де  $m$  - поливна норма;  $P$  - кількість опадів;  $E$  - сумарне випаровування (фізичне випаровування і поглинання вологи коренями рослин);  $\alpha_i$  - коефіцієнти зниження випаровування при значеннях вологості, нижчих від критичних;  $\beta_i$  - коефіцієнти, що характеризують поглинання вологи в різних шарах ґрунту;  $\beta_i E$  - сумарне випаровування за одиницю часу з  $i$ -го шару ґрунту. Тут  $\Sigma \beta_i E$  - характеристика випаровування з розрахункового шару ґрунту, а сума  $\Sigma \beta_i = 1$ .

У верхньому шарі ґрунту  $z = z_1$  гранична умова має вираз

$$W_{t+1,i} = W_{t,i} + \frac{\Delta t}{\Delta z} (m + P - \alpha E) + \frac{\Delta t}{\Delta z} \left[ k(W) \Big|_{z=z_2} \times \left( \frac{\psi_2(W) - \psi_1(W)}{\Delta z} - 1 \right) \right] \quad (2.33)$$

На нижній границі в точці  $z = z_N$

$$W_{t+1,N} = W_{t,N} + \frac{\Delta t}{\Delta z} \left[ k(W) \Big|_{z=z_{N+1}} \left( \frac{\psi_{N+1}(W) - \psi_N(W)}{\Delta z} - 1 \right) \right], \quad (2.34)$$

а в точці  $z = z_{N+1}$  треба задати постійну вологість, близьку до значення, найменшої вологоємності (НВ):

$$W_{t+1,N+1} = W_{t,N+1}, \quad (2.35)$$

що є характерним для рівня ґрунтових вод.

Система рівнянь (2.31), (2.33)—(2.35) є замкненою системою (за наявності початкової умови (2.30), що описує динаміку вологості ґрунту і дає змогу моделювати управління поливами за різними технологіями зрошення.

Математичні моделі вологоперенесення (масоперенесення) в ґрунтах (у скінченнорізницевій формі) слід використовувати для добору раціональних технологій зрошення з метою недопущення необоротних, екологічно небезпечних змін у довгостроковому плані, збереження ґрунтів як середовища проживання, забезпечення продуктами харчування, одягом, паливом, сировиною для промисловості.

## 2.5 Моделювання забруднення ґрунтів радіонуклідами

### *Моделювання вертикальної міграції радіонуклідів у профілі ґрунту*

У моделях вертикальної міграції радіонуклідів звичайно враховується два механізми, що визначають швидкість протікання цього процесу, – конвективний і квазидифузійний [30, 31]. Ґрунт у цьому випадку розглядається як середовище, що складається з трьох фаз: твердої (ґрунтова частка), рідкої (ґрунтова волога) і газоподібної (ґрунтове повітря). Однак усе різноманіття процесів, від яких залежить переміщення радіонуклідів у профілі ґрунтів, зводиться до двох їх результуючих, які описуються узагальненими параметрами, що відносяться до усіх фаз одночасно. Це дозволяє розглядати процес міграції аналогічно руху мікродомішки в колонці з адсорбентом і застосувати для його опису тарілкову теорію динаміки сорбції. Уперше це було зроблено в роботах С.В. Торнтуейта із співавторами.

Особливе значення в моделюванні міграції радіонуклідів у профілі ґрунтів мають роботи радянських учених В.М. Прохорова, Л.В. Кириченко, В.Л. Анохіна, І.Є. Константинова, Ю.М. Свірежева, якими були узагальнені теоретичні й експериментальні дослідження в цій області.

У припущенні про наявність стану динамічної рівноваги між радіонуклідами, що знаходяться у твердій і рідкій фазах ґрунту, в роботах цих авторів було запропоноване й обґрунтоване використання при описі міграції радіонуклідів рівняння конвективної дифузії:

$$dq(x, t)/dt = D(x, t)d^2 q(x, t)/dx^2 - \omega dq(x, t)/dx - \lambda q(x, t), \quad (2.36)$$

де  $q(x, t)$  - середня за всі фази концентрація радіонуклідів;  $D(x, t)$  - ефективний коефіцієнт квазідифузії;  $\omega$  - лінійна швидкість перенесення радіонуклідів під дією потоку вологи;  $\lambda$  - постійна радіоактивного розпаду. Для того щоб застосувати рівняння (2.36) для вирішення практичних задач, його необхідно доповнити початковими і граничними умовами. У загальному вигляді це можна зробити в такий спосіб.

Початкові умови:

$$q(x, t) = \varphi(x) \quad \text{при} \quad x > 0, t = 0. \quad (2.37)$$

Граничні умови на нескінченності:

$$\left. \begin{array}{l} q(x, t) = 0 \\ dq(x, t)/dx = 0 \end{array} \right\} \quad \text{при} \quad x \rightarrow \infty, t > 0. \quad (2.38)$$

Умови на границі розподілу "атмосфера – ґрунт" допускають не єдине зображення. Так, їх можна розглядати у вигляді заданого певним чином потоку радіонуклідів через поверхню розподілу середовищ:

$$Ddq(x, t)/dx - \omega_q(x, t) = f_1(t) \quad \text{при} \quad x = 0, t > 0, \quad (2.39)$$

або задавати залежність концентрації радіонуклідів на поверхні ґрунту від часу:

$$q(x, t) = f_2(t) \quad \text{при} \quad x = 0, t > 0. \quad (2.40)$$

Обидві форми зображення граничних умов однаково правомірні, тому застосування якої-небудь з них залежить від особливостей ситуації, що моделюється.

Рівняння (2.36) з початковими і граничними умовами (2.37) - (2.39) або (2.40) носить досить загальний характер і широко використовується як для розробки наближених аналітичних, так і при створенні чисельних імітаційних моделей.

В основі аналітичних моделей вертикальної міграції лежить припущення про часову та просторову однорідність шару ґрунту, у якому

розглядається процес міграції. Таке спрощення є достатнім для того, щоб отримати аналітичні рішення рівняння (2.36) для цілого ряду практично важливих випадків.

1. Однократне забруднення поверхні ґрунту. У цьому випадку умову на границі розподілу "атмосфера – ґрунт" необхідно розглядати в потоковій формі, формула (2.39), у якій функцію  $f_1(t)$  варто визначити як добуток двох співмножників :

$$f_1(t) = Q\delta(t),$$

де  $Q$  - поверхнева щільність випадань;  $\delta(t)$  - дельта-функція Дірака;

$$\delta(t) = \begin{cases} \infty & \text{при } t = 0 \\ 0 & \text{при } t \neq 0 \end{cases}$$

Рішення рівняння конвективної дифузії з граничними умовами, описаними вище, та нульовими початковими умовами  $\varphi(x) = 0$ , можна одержати у вигляді:

$$q(x,t) = Q \exp(-\lambda t) \left\{ \frac{1}{\sqrt{\pi D t}} \exp\left[-\frac{(x - \omega t)^2}{4 D t}\right] - \frac{\omega}{2 D} \exp\left(-\frac{\omega x}{D}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{x}{2\sqrt{D t}} + \frac{\omega}{t} \sqrt{\frac{1}{D}}\right) \right\} \quad (2.41)$$

де  $\operatorname{erfc}(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_x^\infty \exp(-t^2) dt$  – інтеграл ймовірності.

2. Аналогічно, у потоковій формі на границі розподілу середовищ, можна записати граничні умови й у випадку рівномірного випадання радіонуклідів протягом деякого проміжку часу:

$$f_1(t) = \begin{cases} q_0 & \text{при } 0 < t < T \\ 0 & \text{при } t > T \end{cases} .$$

Рішення рівняння (2.36) при такій граничній умові має досить складний вигляд. Однак для наближених розрахунків при виконанні умови

$$\frac{x}{2} \sqrt{D t} + \omega \sqrt{\frac{t}{2 D}} \geq 1,5$$

його можна використовувати й у більш простій формі:

$$q(x,t) = \frac{q_0}{\sqrt{D}} \exp(2\sqrt{\alpha\beta}) \begin{cases} \Phi(t) & \text{при } 0 < t < T \\ \Phi(t) - \Phi(t-T) & \text{при } t > T \end{cases} \quad (2.42)$$

$$\Phi(t) = \left( \frac{1}{2\sqrt{c}} + \frac{\beta}{2\lambda\sqrt{c}} - \frac{\sqrt{\beta}}{2\lambda} \right) \exp(-2\sqrt{\lambda c}) \operatorname{erfc}\left(\sqrt{\frac{\alpha}{t}} - \sqrt{ct}\right)$$

$$\beta = \frac{\omega^2}{2D}; \quad c = \beta + x; \quad \alpha = \frac{x^2}{4D}.$$

3. Часто зустрічається такий режим забруднення, коли радіоактивні випадання з перемінною інтенсивністю продовжуються протягом тривалого проміжку часу. У цьому випадку граничні умови на поверхні ґрунту задають у вигляді залежності поверхневої концентрації радіонуклідів від часу:  $f_2(t) = q(0,t)$ . Відповідне рішення рівняння (2.36) має вид:

$$q(x,t) = x \exp\left[ \frac{\omega}{2D} x - \left( \frac{\omega^2}{4D} + \lambda \right) t \right] \int_0^t \frac{q(0,\tau) \exp\left(-\frac{x^2}{4D(t-\tau)}\right)}{(t-\tau)^{3/2}} d\tau \quad (2.43)$$

4. Практичний інтерес представляють умови забруднення, при яких вміст радіонуклідів у початковий момент часу в шарі ґрунту товщиною  $l$  постійний і дорівнює  $q_0$ . Такі умови відповідають ситуації, коли після випадання радіонуклідів забруднена ділянка переорюється і залишається згодом без обробки. У цьому випадку рішення рівняння квазидифузії з початковими і граничними умовами (2.37) - (2.39), де

$$\varphi(x) = \begin{cases} q_0 & \text{при } 0 < x < l \\ 0 & \text{при } x > l \end{cases}; \quad t = 0;$$

$$f_2(t) = 0 \quad \text{при } x = 0, t > 0,$$

за допомогою нескладних перетворень можна представити в наступній формі:

$$q(x,t) = \frac{q_0}{2} \exp\left[ \frac{\omega}{2D} x - \left( \frac{\omega^2}{4D} + \lambda \right) t \right] \left\{ \operatorname{erf}\left(\frac{l-x}{2\sqrt{Dt}}\right) + \operatorname{erf}\left(\frac{l+x}{2\sqrt{Dt}}\right) \right\}; \quad (2.44)$$

$$\operatorname{erf}(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^x \exp(-t^2) dt.$$

Вирази (2.41) – (2.44) охоплюють найбільш прості умови міграції радіонуклідів. На основі рішення рівняння (2.36) можуть бути отримані вирази для розрахунків і в інших більш складних випадках. При рішенні таких задач можуть бути застосовані різні математичні методи, найбільш часто з яких використовується операційний, заснований на використанні перетворень Лапласа-Карсона.

Як приклад застосування аналітичних моделей на рис. 2.3 наведені розрахункові дані, що описують розподіл  $^{90}\text{Sr}$  у

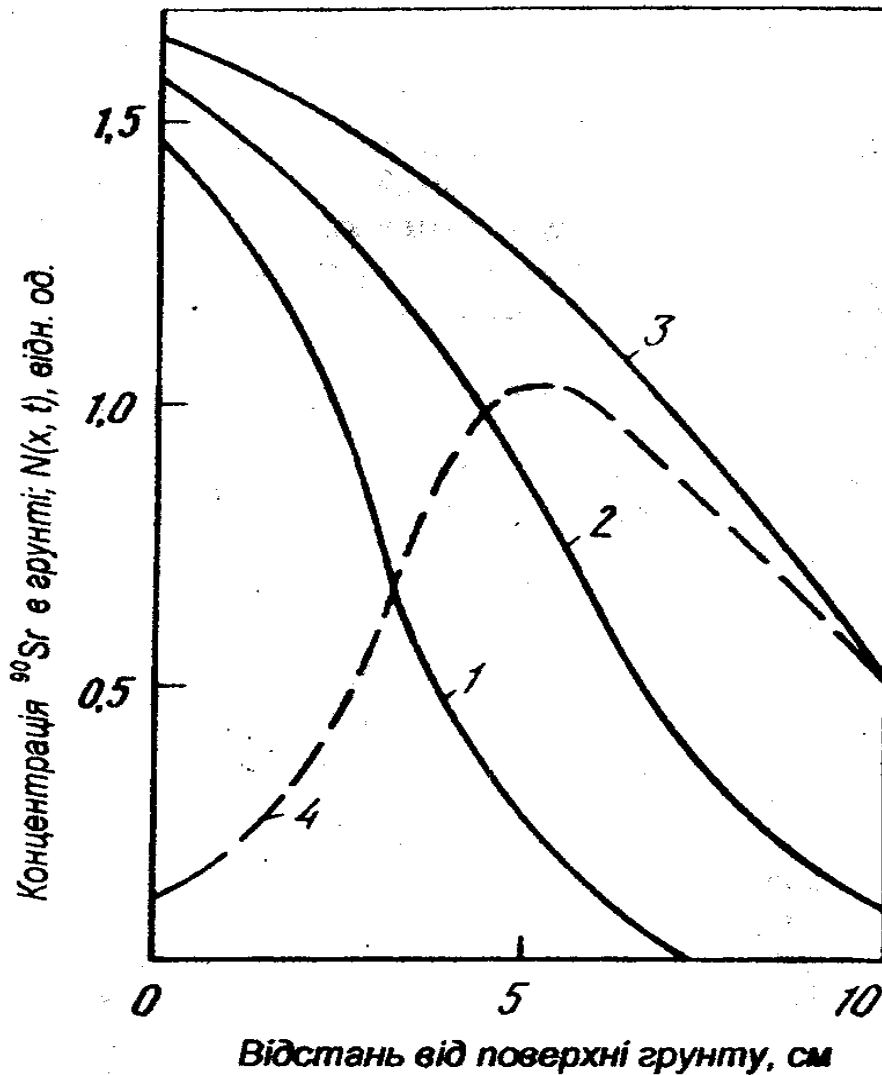


Рисунок 2.3 - Розподіл концентрації  $^{90}\text{Sr}$  у безрозмірній формі  $N(x, t) = q(x, t)/q_0$  при надходженні на поверхню ґрунту, рівному  $q_0$ . Час випадання  $^{90}\text{Sr}$  на ґрунт  $t$ : 1 – 5 років; 2 – 10 років; 3 – 15 років; 4 – через 5 років після 10-ти літніх випадань

профілі ґрунту при рівномірному надходженні радіонуклідів на його поверхню. Такий режим випадань у якійсь мірі міг бути реалізований в разі безупинних глобальних випадів. За параметри міграції були обрані значення ( $D = 0,3 \text{ см}^2/\text{рік}$ ,  $\omega = 0,5 \text{ см}/\text{рік}$ ), що приблизно характеризують перенесення цього радіонукліда в дерново-підзолистих ґрунтах, розташованих у середній смузі Східно-Європейської рівнини. Пунктиром на цьому рисунку приведений розрахований також на основі виразу (2.42) профіль перерозподілу  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунті за 5 років міграції після випадань, що продовжувалися 10 років.

Крайові задачі, що описують вертикальну міграцію радіонуклідів, можуть бути реалізовані не тільки у вигляді аналітичних виразів (моделей), але й у вигляді програм для ПЕОМ (імітаційних моделей). При цьому слід зазначити, що машинна реалізація моделей міграції має ряд важливих переваг, оскільки дозволяє відмовитися від обмежень, необхідних при використанні аналітичних моделей. Внаслідок цього застосування імітаційних моделей дозволяє прогнозувати перенесення радіонуклідів у ґрунтах, що не відрізняються однорідною структурою, враховувати сезонні коливання погодних умов, що впливають на процес вертикальної міграції.

Крім безпосереднього рішення крайової задачі (2.36) і (2.40) чисельними методами, при створенні імітаційних моделей вертикальної міграції радіонуклідів у ґрунті використовується й інший підхід – компартментний [27]. У його рамках ґрунт розглядається як середовище, що складається з визначеної кількості шарів (компартментів), між якими описується переміщення радіонуклідів. У межах кожного шару ґрунту, на які поділений профіль, його властивості, а отже, і параметри переносу радіонуклідів приймаються постійними для кожної пори року. Процес переміщення розглядається як дискретний у часі та по координаті. При цьому передбачається, що кількість радіонуклідів, що виходить з якого-небудь шару ґрунту, дорівнює тій кількості, що надходить у наступний шар ґрунту.

При такій постановці задачі баланс радіонуклідів у  $i$ -ому шарі ґрунту можна представити у вигляді:

$$Q_{j+1, i} = Q_{j, i} + I_{\text{ex}} - I_{\text{вих}} \quad (2.45)$$

де  $Q_{j, i}$  - вміст радіонуклідів у  $i$ -у шарі в  $j$ -й момент часу;  $I_{\text{ex}}$  і  $I_{\text{вих}}$  - сумарні потоки радіонуклідів, що надходять у  $i$ -й шар і виходять з нього.

Найбільше поширення цей підхід одержав при розробці компартментних моделей міграції радіонуклідів у системі "ґрунт - рослина", у яких потоки радіонуклідів між шарами розглядаються прямо пропорційно вмісту радіонуклідів в окремих шарах ґрунту:

$$\begin{aligned} I_{ex} &= (\lambda_{i, i+1} Q_{j+1} + \lambda_{i, i-1} Q_{j, i-1})\Delta t, \\ I_{eux} &= (\lambda_{i, i+1} Q_{j, i} + \lambda_{i, i-1} Q_{j, i-1})\Delta t \end{aligned} \quad (2.46)$$

де  $\lambda_{k,n}$  - коефіцієнт переходу радіонуклідів з  $n$ -го в  $k$ -й шар ґрунту.

Перевага такого підходу полягає в його простоті й можливості, у випадку заміни різницевих аналогів на диференціали, використання апарата звичайних диференціальних рівнянь.

При описі потоку радіонуклідів між шарами ґрунту використовуються і квазідифузійні зображення. У цьому випадку для кожного шару ґрунту суму між вхідними і вихідними потоками можна представити як:

$$I_{ex} - I_{eux} = (-D \cdot dQ/dx + \omega Q)\Delta t. \quad (2.47)$$

У такому виді цей підхід приводить до різницевого аналога рівняння (2.36).

Для ілюстрації застосування імітаційних моделей можна використати результати розрахунків, де застосовувалася компартментна модель, у якій опис переносу  $^{90}\text{Sr}$  між компартментами відповідає виразу (2.47). Розрахунок зроблено для двох випадків.

У першому випадку імітували міграцію радіонуклідів в умовах, близьких до природних. При цьому профіль ґрунту ділили на 4 шари і для кожного задавали різні значення  $D$  і  $\omega$  (табл. 2.3).

Таблиця 2.3 - Значення параметрів міграції в шарах ґрунтового профілю

Шар ґрунту, см	$D$ , см <sup>2</sup> /рік	$D$ , см <sup>2</sup> /рік	$\omega$ , см/рік	$\omega$ , см/рік
	для першої половини року	для другої половини року	для першої половини року	для другої половини року
0–3	1,3	1,3	1,3	0
3–6	7,5	7,5	3,8	0
6–9	1,8	1,8	1,8	0
9–30	7,5	7,5	3,8	0
0–30	6,3	6,3	3,2	0

Для періодів з позитивними і негативними температурами ґрунту (перша і друга половини року) узяті різні чисельні значення. Чисельні значення  $D$  і  $\omega$  відповідають ґрунтам із промивним режимом і близькі до значень в реальних умовах. Радіоактивний розпад при цьому не враховувався.

У другому випадку приймалось, що профіль можна охарактеризувати постійними параметрами  $D$  і  $\omega$ , для яких використовувалися середньочасові величини із значень, прийнятих у



першому випадку. Через 15 років після надходження  $^{90}\text{Sr}$  на поверхню ґрунту розрахункові профілі його розподілу в першому і в другому випадках істотно розрізняються (рис. 2.4). Це дозволяє зробити висновок, що розгляд неоднорідного в дійсності середовища як однорідного, як це часто робиться при застосуванні аналітичних моделей, може призвести до істотних похибок. Внаслідок цього у випадках, коли розподіл радіонуклідів у шарі ґрунтів необхідно визначити з достатньою точністю, доцільно використовувати імітаційні моделі.

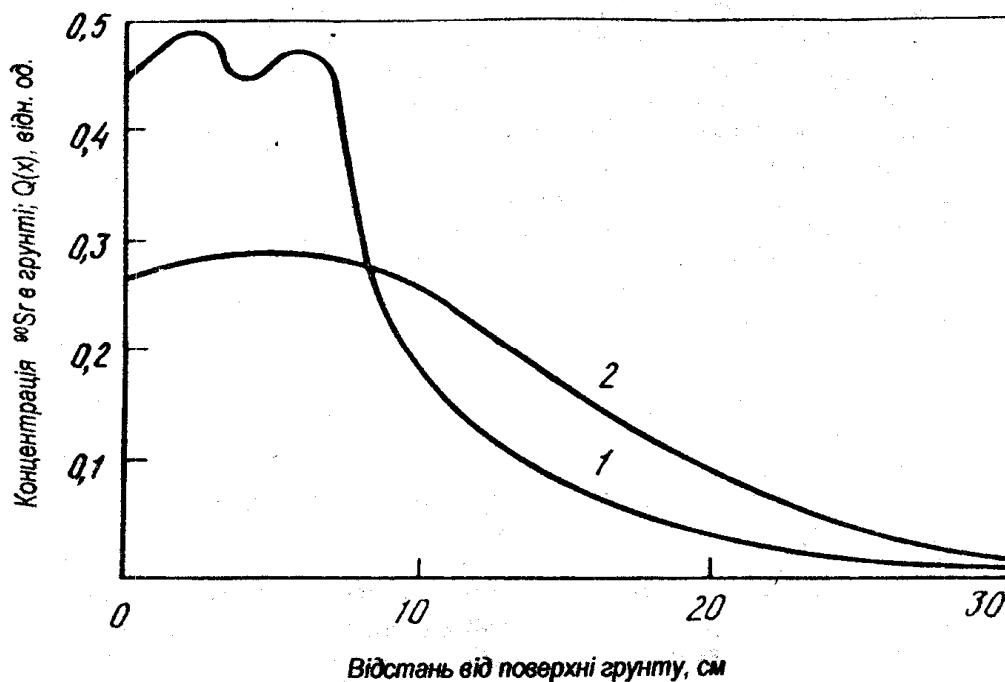


Рисунок 2.4 - Розподіл  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунті через 15 років після надходження радіонукліда на його поверхню. Випадок однократного забруднення: 1 – розрахунок з врахуванням неоднорідності характеристик ґрунту; 2 – розрахунок без врахування неоднорідності характеристик ґрунту.

Аналізуючи труднощі в застосуванні моделей вертикальної міграції, слід зазначити, що в даний час їх широке використання стримується не відсутністю теоретичних підходів і конкретних моделей, а скоріше відсутністю необхідної інформації про параметри міграції для широкого спектра радіонуклідів. При цьому слід зазначити, що більша частина такого роду досліджень відноситься до вивчення впливу характеристик ґрунтів на параметри міграції  $^{90}\text{Sr}$  і проведена групою вчених під керівництвом В.М. Прохорова.

Підсумком цього циклу робіт було отримане В.М. Прохоровим рівняння множинної регресії, що зв'язує коефіцієнт квазидифузії  $^{90}\text{Sr}$  з властивостями ґрунтів [27]:

$$D = \alpha_0 P_{A_i}^{\alpha_i} \exp(-E / RT), \quad (2.48)$$

де  $A_i$  - властивості ґрунту;  $\alpha_i$  - числові коефіцієнти,  $E$  - енергія активації;  $R$  - газова постійна;  $T$  - абсолютна температура.

Для вимірювання коефіцієнтів дифузії радіонуклідів у ґрунтах застосовується досить великий набір методів. В основі більшості з них лежить зіставлення емпіричного розподілу радіонуклідів у ґрунтовому шарі з теоретичним, отриманим на підставі математичної моделі, що описує цей процес. Параметри міграції знаходять шляхом рішення зворотної задачі або підбором таких значень параметрів, при яких теоретичний розподіл відповідає емпіричному.

Аналогічна ідея лежить в основі наближених методів прогнозу міграції радіонуклідів у неоднорідному шарі ґрунту, розроблених на основі використання аналітичних моделей. Відповідно до цього підходу за експериментальними даними, вираженими у вигляді відносного вмісту радіонуклідів у шарі ґрунту визначеної товщини  $\chi$ , знаходять уявний коефіцієнт дифузії. Він дорівнює такому значенню цього параметра, при якому розрахунковий вміст радіонуклідів у цьому шарі, отриманий на основі дифузійного рівняння, відповідає емпіричному.

Для оцінки розрахункового відносного вмісту радіонуклідів у шарі ґрунту використовується вираз

$$\chi = \int_0^l q(x,t) dx / \int_0^{\infty} q(x,t) dx. \quad (2.49)$$

При застосуванні цього методу єдиною характеристикою міграції служить уявний коефіцієнт дифузії, знайти який можна, вирішуючи зворотну задачу, з використанням методів мінімізації. Визначені в такий спосіб удавані коефіцієнти міграції можна застосовувати для наближеного прогнозування вертикального транспорту радіонуклідів в умовах аналогічних тим, у яких вони були знайдені.

Математичні моделі міграції радіонуклідів у профілі ґрунтів знайшли широке застосування в радіоекологічній практиці. Їхнє значення визначається не тільки тим, що вони дозволяють прогнозувати вміст радіонуклідів у шарі ґрунту, де мешкає коренева система, та забруднення сільськогосподарської продукції. Вони використовуються і при розрахунках дозових навантажень зовнішнього опромінення населення, при дослідженні переходу радіонуклідів у ґрунтові води, а також при оцінці вимивання радіонуклідів з верхнього шару ґрунтів і забруднення поверхневих вод.

## 3 МОДЕЛЮВАННЯ ПРОДУКТИВНОСТІ, ЕКОЛОГІЧНОЇ ЧИСТОТИ ТА ЯКОСТІ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР

### 3.1 Концептуальні передумови моделювання

Математичне моделювання продукційних процесів має різні напрями, які залежать від тих функціональних особливостей систем, для оптимізації яких створюється математична модель. Так, якщо модель ідентифікується для оптимізації агроекологічних функцій, то напрями моделювання, наприклад, можуть бути: вивчення особливостей процесів зростання і розвитку рослин з метою ефективного управління; визначення залежностей «урожайність - ресурси» для оптимізації ресурсного потенціалу в системах вищого рівня ієрархії; ідентифікація зв'язків «урожайність – ресурси - екологічний стан довкілля» для комплексних еколого-економічних оцінок тощо. Мета моделювання визначає також детальність математичної моделі, вхідної інформації та зв'язків між входами і виходами [10].

Якщо у фізиці математичне моделювання базується на принципах редукціонізму (чим глибше вивчено деталі, тим точніше можна побудувати модель), то в біології прагнення врахувати максимальне число факторів і внутрішніх взаємозв'язків може призвести до обмежених умов використання моделі або до втрати її адекватності.

**Детальне моделювання.** Концептуально детальне моделювання процесів зростання і розвитку рослин, що використовує як теоретичну, так і емпіричну інформацію, представлено сформованим і розвинутим напрямом - моделюванням агробіоценозів.

З огляду на мету даній напрям можна використовувати для наукових досліджень для визначення оптимальних параметрів продукційних процесів, таких, як діапазон підтримки вологості ґрунту, оптимальні температури в різні фази, глибина зволоження ґрунту, режим живлення тощо. Однак через велику кількість параметрів, необхідність прив'язки їх до конкретного об'єкта та складність залежностей моделі агробіоценозів важко використовувати для оперативного управління процесом вирощування врожаїв на великих виробничих площах.

**Цілісний підхід.** Необхідність управління та прийняття рішень у регіональних екологічних системах сільськогосподарського виробництва свідчить, що для багатьох об'єктів треба застосовувати холістичний (цілісний) підхід. Тому другий напрям у моделюванні передбачає суттєву агрегацію системних критеріїв і змінних, орієнтує на побудову простих, регресійних залежностей «урожайність – ресурси», постановку специфічних експериментальних чи натурних спостережень для їхньої ідентифікації.

Так, більш агрегований характер мають змінні в моделях «урожайність – погодні умови», коли погодні умови (опади, температура повітря) розглядаються на значних проміжках часу.

Водночас деталізовані моделі зростання й розвитку рослин також мають розвиватися. Мета їх – на основі наукових досліджень дістати параметри в більш агрегованих моделях, що використовуються для управління або проектування природно-технічних систем.

**Проблемно-орієнтовані моделі.** Важливе концептуальне положення в разі моделювання продукційних процесів – одержання комплексів спеціалізованих моделей урожайності, або проблемно-орієнтованих моделей.

### 3.2 Математичні моделі «врожайність—динаміка вологості ґрунту»

**Мета моделювання.** Під час вирощування врожаїв із чергуванням культур у сівозміні важливо усувати одночасну дію основних, навіть окремих, лімітуючих факторів. Іншими словами, треба забезпечити сільськогосподарські рослини такими ресурсами і в таких пропорціях, які найменшою мірою обмежують їх зростання й розвиток. Ця вимога забезпечується врахуванням *закону взаємодії факторів*, згідно з яким ефективність дії даного фактора проявляється тим більше, чим краще рослини забезпечені всіма іншими умовами їхньої життєдіяльності.

В зоні недостатнього зволоження на півдні України основним обмеженням на досягнення високої врожайності сільськогосподарських культур є нестача вологі інший мінімум відповідає елементам живлення

Лінійні моделі, що застосовуються для кількісної оцінки програмованого врожаю, не задовольняють важливі вимоги законів землеробства, оскільки вони не враховують взаємний вплив факторів. Збільшення в лінійній моделі однієї зі змінних за умови фіксованих значень решти змінних не призводить до згасання впливу досліджуваного фактора на врожайність сільськогосподарських культур. Отже, тільки нелінійна модель забезпечує адекватне відображення взаємного впливу факторів, наприклад передполивної вологості ґрунту і добрив.

Недоліки лінійної моделі призвели до необхідності запропонувати нелінійні моделі у вигляді добутку двох функцій:

$$Y = F(W_1, \dots, W_n) y^H(\theta_1, \dots, \theta_n), \quad (3.1)$$

де  $F(W_1, \dots, W_n)$  – функція залежності врожаю від динаміки вологості ґрунту за фазами розвитку сільськогосподарської культури;  $y^H(\theta_1, \dots, \theta_n)$  –

плановий урожай сільськогосподарської культури в разі оптимального водоспоживання, що залежить від рівня елементів живлення  $\theta_1, \dots, \theta$ .

**Вибір структури моделі.** За фізіологічними властивостями розрізняють два типи культур. До першого типу належать культури, що мають яскраво виражені критичні періоди, наприклад зернові, для яких недостатнє водопостачання під час цвітіння має необоротний згубний вплив на кількість урожаю; до другого – культури, наприклад трави, які можуть переносити підсушування ґрунту протягом невеликого періоду і після цього цілком відновлювати врожай за оптимального водоспоживання. В таких моделях кожна попередня фаза розвитку рослин впливає на зростання й розвиток у наступній фазі.

Фізіологічні обмеження виражені тим, що для культур першого типу рівняння має вигляд добутку функцій окремих періодів:

$$y/y^{\Pi}(\theta) = f_1(W_1) f_2(W_2) \cdot \dots \cdot f_n(W_n), \quad (3.2)$$

для другого типу — суми функцій окремих періодів:

$$y/y^{\Pi}(\theta) = f_1(W_1) + f_2(W_2) + \dots + f_n(W_n), \quad (3.3)$$

де  $f_i(W_i)$  — функція, яка відповідає питомому (відносно одиниці) зниженню врожаю при зниженні відносно критичного значення  $W_i^{KP}$  вологості ґрунту  $W_i$ .

Для моделей другого типу (таких як люцерна, трави) зниження врожаю внаслідок недополиву в попередній фазі (періоді) не впливає на врожайність у наступній фазі, або періоді, розвитку сільськогосподарських рослин, що зумовлено їхньою структурою.

Динаміку формування врожаю на основі рівняння (3.2) можна подати у вигляді системи рівнянь блокового типу:

$$y_i^{\Pi}(\theta) = f_i(W_i) y_{i-1}^{\Pi}(\theta), \quad i \in [1; n] \quad (3.4)$$

в якій вплив дефіциту вологості в кожній  $(i-1)$ -й фазі поширюється на  $i$ -ту фазу через  $y_{i-1}^{\Pi}(\theta)$ . Очевидно, що

$$y_0^{\Pi}(\theta) \geq y_1^{\Pi}(\theta) \geq y_2^{\Pi}(\theta) \geq \dots \geq y_n^{\Pi}(\theta) = y$$

причому рівність  $y_i^{\Pi}(\theta) = y_{i-1}^{\Pi}(\theta)$  досягається в тому разі, якщо протягом  $i$ -ї фази вологість ґрунту не знижувалася за критичну межу  $W_i^{KP}$ , тобто  $f_i(W_i) = 1$ .

**Планування експерименту.** Структура оператора (3.1) дає змогу запропонувати новий підхід до ідентифікації вихідної задачі (3.2), оснований на декомпозиції її в низку простих задач визначення структури й параметрів функцій  $f_i(W_i)$ . Розглянемо два варіанти дослідів  $(l, k)$  плану експерименту, в яких значення передполивної вологості збігаються в усі

періоди, крім  $i$ -го, тобто  $W_j^l = W_j^k, j \in [1; n], W_i^l \neq W_i^k$ . Тоді, оскільки  $f_i(W_i)$ , дістанемо

$$\frac{y^{(k)}}{y^{(l)}} = \frac{f_n(W_n^k) f_{n-1}(W_{n-1}^k) \cdot \dots \cdot f_i(W_i^k) \cdot \dots \cdot f_1(W_1^k) y^\Pi}{f_n(W_n^l) f_{n-1}(W_{n-1}^l) \cdot \dots \cdot f_i(W_i^l) \cdot \dots \cdot f_1(W_1^l) y^\Pi} = f_i(W_i^k), \quad (3.5)$$

що дає змогу розглядати ідентифікацію кожної функції  $f_i(W_i^k)$  окремо, незалежно від інших, тобто здійснити декомпозицію складної задачі в низку простих задач ідентифікацій.

Нехай тепер  $K = K_1, \dots, K_n$  – множина  $N$  варіантів досліду, що задовольняють умову (3.5). Тоді структуру й параметри моделей  $f_i(W_i)$  можна визначити на основі  $N$  спостережень з використанням алгоритмів МГВА незалежно одна від одної, чим досягається ідентифікація вихідної задачі на основі розв'язання кількох простих задач.

Далі запропоновано моделі «врожай–динаміка вологості ґрунту», добуті як внаслідок застосування регресійного аналізу (за відомої структури оператора  $F$ ), так і за алгоритмами МГВА. Моделі наводяться для важких ґрунтів, при  $W_{кр} = 80$  % НВ. Застосування їх для інших типів ґрунтів забезпечується підстановкою: замість фактичної вологості  $W_i$  – вираз  $W_i + d_i$ , де  $d_i = W_{кр.в}^i - W_{кр}^i$  – поправковий коефіцієнт  $i$ -ї фази розвитку,  $W_{кр.в}^i, W_{кр}^i$  – відповідно критична вологість важких ґрунтів і ґрунтів, які розглядаються в моделі.

**Модель урожаю кукурудзи на зерно.** Як відомо, кукурудзу вирощують на поливних землях на півдні України для одержання високоякісного зерна, зеленої маси й силосу. Ця культура належить до посухо- і жаростійких, проте в разі вирощування на зерно має критичні фази, в які стає гостро чутливою до зниження вологості ґрунту нижче від критичного рівня.

Для оцінки водозберігаючих режимів зрошення модель урожаю кукурудзи на зерно визначають за типом моделі для культур першого типу:

$$y/y^\Pi(\theta) = f_3(W_3) f_2(W_2) f_1(W_1), \quad (3.6)$$

в якій частинні моделі

$$f_1(W_1) = \begin{cases} 1, & \text{якщо } W_1 \geq 0,8; \\ 1,252 + 0,8781 \ln W_1, & \text{якщо } W_1 < 0,8; \end{cases} \quad (3.7)$$

$$f_2(W_2) = \begin{cases} 1, & \text{якщо } W_2 \geq 0,8; \\ 1,320 + 1,0871 \ln W_2, & \text{якщо } W_2 < 0,8; \end{cases} \quad (3.8)$$

$$f_3(W_3) = \begin{cases} 1, & \text{якщо } W_3 \geq 0,8; \\ 1,223 + 0,7511 \ln W_3, & \text{якщо } W_3 < 0,8 \end{cases} \quad (3.9)$$

оцінюють можливе зниження врожайності за умови зменшення передполивної вологості ґрунту нижче від критичного значення.

Тут  $W_1$ ,  $W_2$ ,  $W_3$  – відповідно фактична вологість ґрунту (в частках НВ) у періоди: «сходи –15 листків», «15 листків–формування зерна», «формування зерна–молочно-воскова стиглість».

Як показує аналіз дослідних даних і моделей, у разі вирощування кукурудзи критичним є другий період, який починається за 10 днів до викидання волоті й закінчується через 20 днів після цвітіння. У цей період зниження вологості ґрунту на 10 % від критичного рівня (в % НВ) призводить до недоборів урожаю до 23 %. У разі зниження передполивного порогу вологості в першому і третьому періодах зменшення врожаю незначне.

### 3.3 Модель «урожайність – полив» при зрошенні мінералізованою водою

**Мета моделювання.** Необхідність знаходження нових джерел у водопостачанні зрошення зумовлена обмеженими ресурсами прісної води, особливо в посушливих та напівпосушливих областях. Такими додатковими джерелами є мінералізовані води. Якщо їх використовувати для поливу, то через нагромадження солей у кореневмісному шарі ґрунту знижується врожайність. При цьому вимагається, щоб частина зрошувальної води просочувалася крізь кореневу зону й, промиваючи її, підтримувала засоленість ґрунту на певному рівні, що сприяє одержанню максимального врожаю [3, 10].

Для умов України зрошення мінералізованою водою також є актуальним. Це – і зрошення шахтними водами в Донбасі, а особливо – мінералізованими водами оз. Сасик в Одеській області, куди подається вода з р. Дунай. Мінералізація води досягає 1,5 г/л, що спричинюється розведенням її солоною водою озера Сасик.

Розроблено проблемно-орієнтований комплекс моделей урожайності сільськогосподарських культур, де враховується вплив води різної мінералізації, а також на основі моделей «вода–урожай» описано метод кількісного визначення співвідношення суміші таких вод для зрошення. Побудовані криві (ізокванти) для різних співвідношень змішування прісної та мінералізованої вод дають змогу визначити оптимальне співвідношення суміші без зниження врожайності. Ізокванти було побудовано для відносної врожайності 1,0; 0,9; 0,8 різних культур (бавовнику, вівса й

салату). Відносна врожайність, що дорівнює 1,0, відповідає її максимальному значенню. В розрахунках використовували для змішування прісну та мінералізовану воду з електропровідністю, відповідно, 4,6 і 11 дСм/м. Кількісне співвідношення вод визначається графічно і за їхньою вартістю.

**Структура моделей «вода – врожай».** Визначення структури рівняння передбачає багаторазове застосування регресійного аналізу: було знайдено залежності між відносною врожайністю  $R_Y = y/y^{max}$  і  $AW/E_p$  для окремих значень електропровідності  $EC_i$ , що характеризує рівень мінералізації поливної води. Тут  $AW$  – сезонний полив при зрошуванні, що описує зрошувальну норму посівів і кількість опадів, які входять до загального об'єму вологи, споживаної рослинами. Коли вноситься вода в кількості, меншій від  $ET_{max}$  (максимальної евапотранспірації), то маємо залежність відносною врожайності від дефіциту води; максимальне значення  $ET$  пов'язане з максимальною врожайністю ( $AW = ET$ ), при  $AW > E_p$  вноситься надлишок води, який спричиняє глибоке просочування (фільтрацію).

Для розробки моделі було припущено, що застосування немінералізованої води більше норми дає сталий обсяг врожаю. В разі поливу великою кількістю води треба з'ясувати, чи зможе даний ґрунт засвоїти такий великий об'єм води, не спричиняючи шкідливого впливу на рослини.

Перевірені функціональні форми моделей були лінійними, логарифмічними та квадратичними. Моделі у вигляді квадратичних залежностей найкраще відповідали реалізації найвищих значень  $r^2$ .

Графічну залежність «вода – мінералізація – врожайність» для люцерни наведено на рис. 3.1.

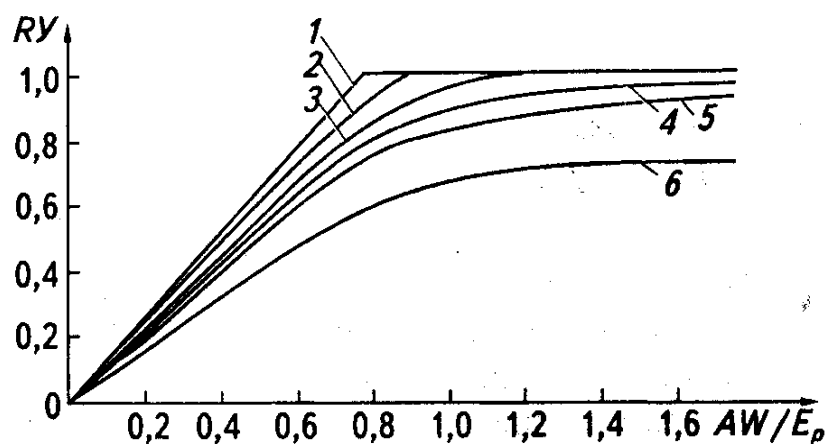


Рисунок 3.1 - Розрахункові відносні врожаї  $R_Y$  люцерни залежно від зрошувальних норм: 1 — прісна вода; 2 —  $EC_i = 1$ ; 3 —  $EC_i = 2$ ; 4 —  $EC_i = 3$ ; 5 —  $EC_i = 4$ ; 6 —  $EC_i = 8$  дСм/м



Рівняння цієї залежності має вигляд:

$$RY = 0,004 + 1,57(AW/E_p) - 0,57(AW/E_p) - 0,57(AW/E_p)^2 - 0,022EC_1 + 6,8 \cdot 10^{-5}EC_i^2 - 0,018(AW/E_p)(EC_i); \quad (3.10)$$

$$r^2 = 0,982; \quad 0,09 \leq AW/E_p \leq 1,5;$$

$$EC_1 = 1 - 8 \partial C_m/m$$

Слід зазначити, що моделі було розроблено для умов специфічних, де можлива реалізація промивного режиму при  $AW > E_p$ . Водночас встановлено, що в процесі вегетації культур у степовій зоні України промивний режим не потрібен. У вегетаційний період можливе нагромадження солей, яке, втім, значного впливу на врожайність не справляє. Оподи ж в осінньо-зимовий період (близько 130...210 мм) створюють умови, які забезпечують промивний режим.

### **3.4 Моделювання продуктивності, якості та екологічної чистоти сільськогосподарських культур в умовах зрошення**

**Мета моделі.** Побудова такої моделі, пов'язана з розглядом, з одного боку, єдиної суцільної біогеоценотичної системи "грунт - рослина - атмосфера", яка функціонує в умовах забруднення важкими металами за рахунок якості зрошувальних вод і мінеральних та органічних добрив, а з другого боку, описом складних і різноманітних процесів гідрометеорологічного режиму, що формується в цій системі, впливу цього режиму на найважливіші процеси життєдіяльності рослин і їх взаємозв'язок (фотосинтез, дихання, поглинання елементів мінерального живлення, ріст і розвиток рослин) та поглинання і накопичення рослиною важких металів. Основним призначенням моделі є багатоцільова оцінка та прогноз зміни рівня врожайності при різноманітній якості зрошувальних вод, зміни кількості, якості та екологічної чистоти врожаю при можливих змінах фізико-хімічних властивостей ґрунту та збільшення вмісту важких металів в ґрунті. Модель має прикладний характер й реалізується на основі реально існуючої стандартної гідрометеорологічної інформації [23].

**Концепція моделювання** Структура моделі визначається виходячи з закономірностей формування гідрометеорологічного режиму в системі "грунт – рослина – атмосфера" і біологічних уявлень про ріст і розвиток сільськогосподарських культур під впливом чинників зовнішнього середовища. У основі моделі лежить система рівнянь радіаційного, теплового і водного балансів, балансу біомаси і важких металів у рослинному покриві.

Основні концептуальні положення такі:

- ріст і розвиток рослин визначається генотипом і чинниками зовнішнього середовища;
- моделюється ріст рослин (накопичення сухої біомаси) шляхом розподілу продуктів фотосинтезу і поглинутих елементів мінерального живлення з урахуванням потреб для росту в асимілятах надземної і підземної частин рослин;
- моделюються радіаційний, тепловий і водний режими системи "грунт – рослина – атмосфера";
- моделюється мінеральне живлення рослин;
- моделюється засолення та осолонцювання ґрунтів;
- моделюється кореневе засвоєння важких металів рослинами і їхній розподіл між окремими органами рослин та їх складовими частинами;
- моделюється формування якості врожаю.

Модель складається з 10 блоків:

1. Блок вхідної інформації.
2. Блок радіаційно та водно-теплого режиму рослинного покриву.
3. Блок мінерального живлення.
4. Блок засолення.
5. Блок осолонцювання.
6. Блок накопичення рослинами важких металів.
7. Блок фотосинтезу.
8. Блок дихання.
9. Блок росту і розподілу асимілятів, важких металів.
10. Блок формування якості врожаю.

Розглядається, що рослина складається з чотирьох органів: листків  $l$ , стебел  $s$ , коренів  $r$  і репродукційних органів  $p$ .

Часовий крок моделі - доба.

Загальна блок - схема моделі зображена на рис. 3.2.

### ***Опис структури моделі продуктивності, якості та екологічної чистоти сільськогосподарських культур***

#### ***Блок вхідної інформації***

Передбачається використання стандартної добової метеорологічної інформації (кількість годин сонячного сяйва; середня, максимальна і мінімальна температура повітря; температура поверхні ґрунту і на глибинах; абсолютна і відносна вологість повітря; дефіцит насичення повітря; кількість опадів), характеристик агрофізичного й агрохімічного стану ґрунтів, водного режиму ґрунтів, режим зрошування та якість зрошувальних вод, забруднення ґрунтів важкими металами; задаються

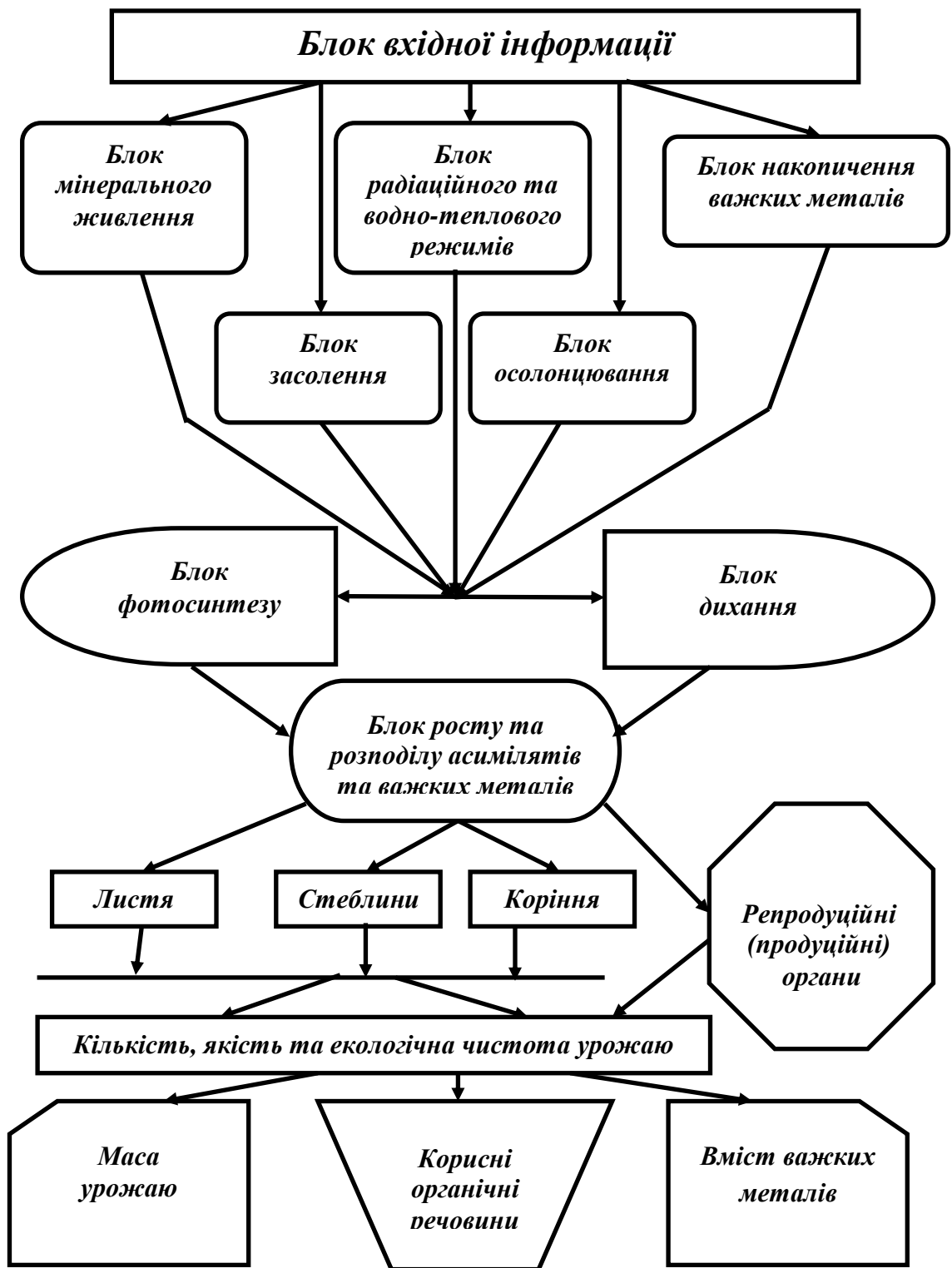


Рисунок 3.2 - Блок-схема формування продуктивності, якості та екологічної чистоти урожаю сільськогосподарських культур в умовах зрошення.

початкові характеристики рослинного покриву, початкові та граничні умови для рішення системи рівнянь.

### **Блок радіаційного та водно-теплого режимів рослинного покриву**

Для розрахунку фотосинтезу необхідні значення інтенсивності фотосинтетичноактивної радіації (ФАР) у посівах. Ця величина обчислюється за формулою:

$$I^j = \frac{I_0^j}{1 + cL^j}, \quad (3.11)$$

де  $I_0^j$  – інтенсивність ФАР на верхній межі посіву;  $c$  – показник поглинання, безрозмірний;  $L^j$  – відносна площа листової поверхні;  $j$  – номер декади обчислююмого періоду.

Інтенсивність ФАР на верхній межі посіву визначається за виразом:

$$I_0^j = 0.52 \frac{Q^j}{\tau_d}, \quad (3.12)$$

де  $Q^j$  – сумарна радіація за декаду;  $\tau^j$  - тривалість дня.

Сумарна радіація розраховується за формулою:

$$Q^j = 12.66(SS^j)^{1.31} + 315(\sin \cdot h_n^j)^{2.1}, \quad (3.13)$$

де  $SS$  – тривалість сонячного сьйва за декаду;  $h_n^j$  - висота сонця пополудні.

Середню за світлий час доби температуру повітря  $T_d$  обчислюють, користуючись формулою:

$$T_d = a_0 + a_1 \bar{T}_{\max}^j, \quad (3.14)$$

де  $\bar{T}_{\max}^j$  - середня максимальна температура повітря в обчислюваній декаді.

Для розрахунку режиму зволоження в умовах зрошення визначалась зміна вологозапасів протягом декади за допомогою рівняння водного балансу:

$$W^{j+1} = W^j + Q^j + X^j + V_w^j - E^j - U_w^j, \quad (3.15)$$

де  $W^j$  – запаси продуктивної вологи в метровому (півметровому) шарі ґрунту на початок вегетації сільськогосподарських культур;  $Q$  – сума

опадів за декаду;  $X$  – норма вегетаційного поливу;  $V_w$  - витрата ґрунтової води в зону аерації;  $E$ - сумарне за декаду випаровування;  $U_w$  - інфільтрація атмосферних опадів.

Витрата ґрунтової води в зону аерації визначається за формулою:

$$V_w^j = \frac{E_0^j}{e^{fH^j}}, \quad (3.16)$$

де  $E_0^j$  - оптимальне сумарне випаровування рослин;  $f$  – параметр, що залежить від водно-фізичних властивостей ґрунту;  $H^j$  – глибина залягання ґрунтових вод.

Випарність визначається за допомогою середнього за декаду дефіциту вологості повітря  $d_w$ :

$$E_0^j = 0.65d_w^j n^j, \quad (3.17)$$

де  $n$  – кількість днів в обчислювальній декаді.

Сумарне випаровування визначається з формули:

$$E^j = \frac{2W^j + Q^j + X^j + V_w^j}{1 + 2(W_{H.B.} - W_{B.3})/\eta E^j}, \quad (3.18)$$

де  $W_{H.B.}$  – найменша вологоємність;  $W_{B.3}$  – вологість в'янення;  $\eta$  – параметр, який залежить від виду та фази розвитку рослини.

Транспірація посіву при достатньо вологому ґрунті знаходиться за виразом:

$$E_{mp}^j = E_0^j \left[ 1 - \exp(-0.412L^j) \right], \quad (3.19)$$

де  $E_{mp}$  – транспірація посіву.

Для розрахунку інфільтрації атмосферних опадів користуються виразом:

$$U_w^j = W^j + Q^j + X^j - W_{HB}. \quad (3.20)$$

### **Блок мінерального живлення рослин**

Мінеральне живлення відіграє важливу роль в підвищенні врожаю та має для рослин таке ж істотне значення, як і світлове.

Вплив забезпечення елементами мінерального живлення на продукційний процес рослин визначається в моделі по принципу Лібіха з врахуванням функції забезпечення азотом  $K_N$ , фосфором  $K_P$  і калієм  $K_K$ :

$$K_{NPK} = \min \{K_N, K_P, K_K\}, \quad (3.21)$$

де  $K_{NPK}$  – коефіцієнт забезпечення рослин елементами живлення.

Значення функції оптимальності азотного, фосфорного та калійного живлення розраховується з рівнянь:

$$K_N = \left( \frac{N}{N_{opt}} \right)^{1.35} \ell^{1.1 \left( 1 - \frac{N}{N_{opt}} \right)}, \quad (3.22)$$

$$K_P = \left( \frac{P}{P_{opt}} \right)^{1.35} \ell^{1.1 \left( 1 - \frac{P}{P_{opt}} \right)}, \quad (3.23)$$

$$K_K = \left( \frac{K}{K_{opt}} \right)^{1.35} \ell^{1.1 \left( 1 - \frac{K}{K_{opt}} \right)}, \quad (3.24)$$

де  $N, P, K$  – сумарна кількість  $N$ ,  $P_2O_5$ ,  $K_2O$  (внесених з добривами та вміщених в ґрунті), еквівалентна добриву, яке вживається, кг/га;  $N_{opt}$ ,  $P_{opt}$ ,  $K_{opt}$  – оптимальна кількість  $N$ ,  $P_2O_5$ ,  $K_2O$ , необхідна для максимального врожаю, забезпеченого ресурсами світла, тепла та вологи, кг/га.

Сумарну кількість  $N$ ,  $P_2O_5$ ,  $K_2O$  обчислюють, користуючись рівняннями:

$$\begin{cases} N = m_N N_n + N_M + m_{N_{o.d}} N_{o.d} \times 1000 \times m_{Nc} \times m_{N_{d.n}} \times m_{N_{pik}}, \\ P = m_P P_n + P_M + m_{P_{o.d}} P_{o.d} \times 1000 \times m_{Pc} \times m_{P_{d.n}} \times m_{P_{pik}}, \\ K = m_K K_n + K_M + m_{K_{o.d}} K_{o.d} \times 1000 \times m_{Kc} \times m_{K_{d.n}} \times m_{K_{pik}}, \end{cases} \quad (3.25)$$

де  $m_N$ ,  $m_P$ ,  $m_K$  – коефіцієнт еквівалентності азоту, який легко гідролізується, рухливих фосфору та калію ґрунту, цим же елементам мінерального

добрива;  $m_{N_{o,\delta}}, m_{P_{o,\delta}}, m_{K_{o,\delta}}$  - коефіцієнти еквівалентності азоту, фосфору та калію органічних добрив;  $m_{N_c}, m_{P_c}, m_{K_c}$  - коефіцієнт співвідношення азоту, фосфору та калію до загальної норми внесеного органічного добрива;  $m_{N_{\delta,n}}, m_{P_{\delta,n}}, m_{K_{\delta,n}}$  - коефіцієнт діючого початку азоту, фосфору та калію в рік внесення органічних добрив;  $m_{N_{pik}}, m_{P_{pik}}, m_{K_{pik}}$  - порядковий номер року після внесення органічних добрив;  $N_n, P_n, K_n$  - азот, який легко гідролізується, рухливий фосфор і калій в рік проведення аналізу;  $N_M, P_M, K_M$  - азот, фосфор і калій мінеральних добрив, внесених у році одержання врожаю;  $N_{o,\delta}, P_{o,\delta}, K_{o,\delta}$  - азот, фосфор і калій органічних добрив, внесених у році одержання врожаю.

### Блок осолонцювання ґрунту

Процес осолонцювання уявляє собою утворення солодей з солонців шляхом деградації останніх в результаті заміщення обмінного  $Na^+$  на  $H^+$ . Воно обумовлено натрієво-кальцієвим потенціалом зрошувальної води.

Вплив осолонцювання ґрунту на формування врожаю сільськогосподарських культур враховується за допомогою функцій впливу рівню натрієво-кальцієвого потенціалу ґрунту на приріст рослинної маси:

$$K_{Na-Ca}^j = 1 - (0.31P_{Na-Ca}^{zp(j)} - 0.4)\mu^j TSI^j n^j \quad (3.26)$$

де  $K_{Na-Ca}^j$  - функція впливу натрієво-кальцієвого потенціалу ґрунту на приріст сухої біомаси цілої рослини;  $P_{Na-Ca}^{zp(j)}$  - натрієво-кальцієвий потенціал ґрунту;  $\mu^j$  - потенційна інтенсивність росту рослин;  $TSI$  - середня за декаду ефективна температура;  $n$  - кількість днів у розрахунковій декаді.

Приймається, що величина натрієво-кальцієвого потенціалу ґрунту не змінюється до поливу, тобто

$$P_{Na-Ca}^{zp(j+1)} = P_{Na-Ca}^{zp(j)} \quad \text{при } X^j = 0 \quad (3.27)$$

В декаду вегетаційного поливу ця характеристика визначається в залежності від рівня натрієво-кальцієвого потенціалу зрошувальної води та внесення фосфогіпсу

$$P_{Na-Ca}^{zp(j)} = (1.25P_{Na-Ca}^{zp.g.(j)} - 0,125)k_{Na-Ca}(G_H)k_{Na-Ca}(G_C) \quad \text{при } X^j > 0, \quad (3.28)$$

де  $P_{Na-Ca}^{3p.6}$  – натрієво-кальцієвий потенціал зрошувальних вод, безрозмірний;

$k_{Na-Ca}(G_H)$  і  $k_{Na-Ca}(G_{\text{ч}})$  – відповідно, функції впливу внесення кількості (норм) фосфогіпсу та часу внесення фосфогіпсу (прямодія та наслідок), які визначаються як:

$$k_{Na-Ca}(G_H) = \begin{cases} 0.060G_H + 1.0 & \text{при } G_H \leq 8 \text{ тга}^{-1} \\ 1.3 & \text{при } G_H > 8 \text{ тга}^{-1} \end{cases}, \quad (3.29)$$

$$k_{Na-Ca}(G_{\text{ч}}) = \begin{cases} 1.0 & \text{при } G_{\text{ч}} \leq 2 \text{ лет} \\ 1.25 - 0.1G_{\text{ч}} & \text{при } G_{\text{ч}} > 2 \text{ лет}, \end{cases} \quad (3.30)$$

де  $G_H$  – норма внесення фосфогіпсу;  $G_{\text{ч}}$  – порядковий номер року після внесення фосфогіпсу.

### **Блок засолення ґрунтів**

Засолення ґрунту, як відомо, уявляє собою збільшення утримання у ньому легкорозчинних солей (карбонату натрію, хлоридів, сульфатів). Якщо процес засолення обумовлений засоленістю ґрунтоутворюючих порід, привносом солей ґрунтовими та поверхневими водами, тоді засолення називають первинним або вторинним.

Процес засолення ґрунту обумовлений кількістю мінеральних солей, які знаходяться у зрошувальній воді, тобто значенням її мінералізації.

Зниження продуктивності рослин під впливом засолення ґрунту розраховується за допомогою функції впливу міри засолення ґрунту на приріст біомаси рослин:

$$K_S^j = 1 - q_s (S_{\text{зр}}^j - S_{\text{зр}}^{\text{крит}}) \mu^j T S 1^j n^j, \quad (3.31)$$

де  $K_S^j$  – функція впливу утримання солей у ґрунті на приріст біомаси рослин;  $q_s$  – зниження приросту біомаси на одиничний приріст засолення;  $S_{\text{зр}}$  – вміст солей у водній витяжці ґрунту;  $S_{\text{зр}}^{\text{крит}}$  – критичний рівень засолення.

У першому приближенні приймається, що утримання солей у водній витяжці ґрунту до першого вегетаційного поливу зберігається на одному рівні, тобто

$$S_{\text{зр}}^{j+1} = S_{\text{зр}}^j \quad \text{при } X^j = 0 \quad (3.32)$$



Для розрахунку рівня засолення ґрунту в декаду вегетаційного поливу користуються рівнянням

$$S_{zp}^j = (0.086S_{zp.в} + 0.092)k_S(G_H)k_S(G_{\text{ч}}) \quad \text{при } X^j > 0, \quad (3.33)$$

де  $S_{zp.в}$  – мінералізація зрошувальної води;  $k_S(G_H), k_S(G_{\text{ч}})$  – відповідно функції впливу внесення кількості фосфогіпсу та часу його внесення:

$$k_S(G_H) = \begin{cases} 0,444G_H + 0,7 & \text{при } G_H \leq 9\text{т} \cdot \text{га}^{-1} \\ 3,0 & \text{при } G_H > 9\text{т} \cdot \text{га}^{-1} \end{cases}, \quad (3.34)$$

$$k_S(G_{\text{ч}}) = \begin{cases} 1,0 & \text{при } G_{\text{ч}} \leq 2\text{лет} \\ 1,2 - 0,45G_{\text{ч}} & \text{при } G_{\text{ч}} > 2\text{лет} \end{cases}, \quad (3.35)$$

### **Блок накопичення рослинами важких металів**

Джерелом забруднення ґрунтів можуть бути хімічні меліоранти, а також зрошувальні води. Виявлена тенденція накопичення важких металів при зрошуванні. Причому доступними формами важких металів являються їх рухливі форми.

Накопичення важких металів рослиною розглядається в залежності від утримання рухомих форм важких металів у ґрунті. Швидкість надходження важких металів у рослину описується формулою:

$$\frac{\Delta A_q^{\text{ногл } j}}{\Delta t} = \frac{86,4\alpha_q^{\text{ногл}} \bar{A}_q^{\text{зр}} m_r^j}{a_r}, \quad (3.36)$$

$$q \in \text{Cd, Cu, Hg, Pb, Sr, Zn},$$

де  $\frac{\Delta A_q^{\text{ногл } j}}{\Delta t}$  – швидкість поглинання рухливих форм  $q$ -го виду важких металів корінням рослин;  $\alpha_q^{\text{ногл}}$  – поглинальна властивість коріння;  $\bar{A}_q^{\text{зр}}$  – концентрація рухливих форм  $q$ -го металу в ґрунті;  $a_r$  – радіус кореня;  $q$  – вид важкого металу.

Динаміка накопичення важких металів всією рослиною (без диференціації щодо органів) описується виразом:

$$A_q^{proc(j+1)} = A_q^{procj} + \frac{\Delta A_q^{nztj}}{\Delta t} n^j, \quad (3.37)$$

де  $A_q^{proc}$  – кількість  $q$ -го виду важких металів в рослині.

Концентрація важких металів в сухій біомасі рослини знаходиться як відношення

$$\bar{A}_q^{procj} = \frac{A_q^{proc} \cdot 10^3}{M^j}, \quad (3.38)$$

де  $\bar{A}_q^{procj}$  – концентрація важких металів в рослині;  $M^j$  – суха біомаса посіву.

У зв'язку з можливим підвищенням рівню антропогенного забруднення ґрунту та рослин важкими металами врахуємо їх фітотоксичний вплив за допомогою коефіцієнту фітотоксичності  $K_{BM}$ , визначеного за принципом Лібіха з великої кількості коефіцієнтів фітотоксичності кожного виду важких металів

$$K_{m.m.}^j = \min \{K_q^j\}, \quad (3.39)$$

$q \in Cd, Cu, Hg, Pb, Sr, Zn,$

кожний з яких визначається з виразу

$$K_q^j = 1 - \left( \frac{\mu_{A_q}^{крит}}{\bar{A}_q^{крит.2} - \bar{A}_q^{крит.1}} \right) \cdot \bar{A}_q^{procj}, \quad (3.40)$$

де  $\mu_{A_q}^{крит}$  – зниження продуктивності рослин в інтервалі критичних величин концентрації важких металів в рослині  $\bar{A}_q^{крит.1}$  и  $\bar{A}_q^{крит.2}$ .

### **Блок фотосинтезу**

Фотосинтез є основною складовою продукційного процесу. Інтенсивність фотосинтезу залежить від освітленості, температури, водопостачання, забезпеченості елементами мінерального живлення.

Процес фотосинтезу листя описується рівнянням

$$\Phi_o^j = \frac{\Phi_{\max} K_{NPK} a_\phi I^j}{\Phi_{\max} K_{NHK} + a_\phi I^j}, \quad (3.41)$$

де  $\Phi_o$  – інтенсивність фотосинтезу при оптимальних умовах тепло та вологозабезпеченості в реальних умовах освітленості;  $\Phi_{\max}$  – інтенсивність фотосинтезу листя при світловій насиченості та нормальній концентрації  $\text{CO}_2$  в атмосфері;  $a_\phi$  – початковий нахил світлової кривої фотосинтезу.

Для розрахунку інтенсивності фотосинтезу в реальних умовах враховується вплив тепла та вологи, фази розвитку рослин

$$\Phi_\tau^j = \alpha_\phi^j \Phi_o^j \frac{E^j}{E_o^j} \psi_\phi^j, \quad (3.42)$$

де  $\Phi_\tau^j$  – інтенсивність фотосинтезу одиниці площі листя в реальних умовах середовища;  $\alpha_\phi$  – онтогенетична крива фотосинтезу;  $\psi_\phi$  – температурна крива фотосинтезу;  $E^j/E_o^j$  - відносна вологозабезпеченість.

### ***Блок дихання***

Витрати на дихання розподіляються на дихання, зв'язане з підтриманням структурної організації тканин, і на дихання, зв'язане з переміщенням речовин, фотосинтезом та утворенням нових структурних одиниць:

$$R^j = \alpha_R^j (C_1 M^j \varphi_R^j + C_2 \Phi^j), \quad (3.43)$$

де  $R^j$  – витрати на дихання;  $M^j$  – суха біомаса рослини;  $c_1$  – коефіцієнт, що характеризує витрати на підтримку структури;  $c_2$  – коефіцієнт, що характеризує витрати, зв'язані з ростом;  $\alpha_R$  – онтогенетична крива дихання;  $\varphi_R$  - температурна крива дихання.

### ***Блок росту та розподілу асимілятів і важких металів***

Кількісний опис процесів росту та розподілу продуктів фотосинтезу в рослині є одним із центральних питань при розробці динамічних моделей формування продуктивності та якості врожаю сільськогосподарських культур.

Найбільш простий показник росту біомаси – це приріст за розрахований період часу  $\Delta t$ . При визначенні приростів біомаси у даній моделі враховуються основні фізіологічні процеси – фотосинтез та дихання, а також вплив процесів осолонцювання, засолення та вмісту важких металів на продукційний процес рослин

$$\frac{\Delta M^j}{\Delta t} = (\Phi^j - R^j) \min \{K_{Na-Ca}^j, K_S^j, K_{TM}^j\}, \quad (3.45)$$

де  $\frac{\Delta M^j}{\Delta t}$  – приріст сухої біомаси посіву.

Для вирішення задачі розподілу асимілятів в окремих органах рослини використовується апарат ростових функцій [22] :

$$\begin{cases} m_i^{j+1} = m_i^j + (\beta_i^j \frac{\Delta M}{\Delta t} - \mathcal{G}_i^j m_i^j) n^j \\ m_p^{j+1} = m_p^j + (\beta_p^j \frac{\Delta M}{\Delta t} + \sum_i^{l,s,r} \mathcal{G}_i^j m_i^j) n^j \end{cases}, \quad (3.46)$$

$i \in l, s, r$

де  $m_i$  – суха біомаса  $i$ -го органа рослини;  $\beta_i$  – функція розподілу «свіжих», наново створених асимілятів,  $\mathcal{G}_i$  – функція розподілу між органами «старих», раніше запасених асимілятів :  $l$  – листя,  $s$  – стеблини,  $r$  – коріння,  $p$  – репродукційні органи.

Динаміка накопичення важких металів окремими органами описується системою рівнянь:

$$\begin{cases} A_{qi}^{j+1} = A_{qi}^j + (\beta_{qi}^j \frac{\Delta A^{nozlj}}{\Delta t} - \mathcal{G}_{qi}^j A_{qi}^j) n^i, \\ A_{qp}^{j+1} = A_{qp}^j + (\beta_{qp}^j \frac{\Delta A_q^{nozlj}}{\Delta t} + \sum_i^{l,s,r} \mathcal{G}_{qi}^j A_{qi}^j) n^i, \end{cases} \quad (3.47)$$

де  $A_{qi}^j$  – кількість  $q$ -го виду важких металів в  $i$ -ому органі рослини;  $\beta_{qi}^j$  – функція розподілу важких металів в період вегетативного росту;  $\mathcal{G}_{qi}^j$  – функція розподілу важких металів в період репродукційного росту.

Динаміка площі асимілюючої поверхні визначається з формули:

$$L^{j+1} = L^j + \left( \frac{\Delta m_l^j}{\Delta t} \frac{1}{\sigma_l} \right) n^j, \quad \text{при } \frac{\Delta m_l^j}{\Delta t} > 0, \quad (3.48)$$

$$L^{j+1} = L^j + \left( \frac{\Delta m_l^j}{\Delta t} \frac{1}{\sigma_l} \frac{1}{k_h} \right) n^j, \quad \text{при } \frac{\Delta m_l^j}{\Delta t} < 0,$$

де  $L^j$  – відносна площа листа рослини;  $\sigma_l$  – питома поверхнева щільність листа ;  $k_h$  – параметр, характеризуючий частку життєдіяльних структур в спільній біомасі листа.

### **Блок формування якості врожаю сільськогосподарських культур**

Моделювання формування якості врожаю дозволяє досліджувати закономірності цього процесу в фізико-біохімічному аспекті, оцінювати вплив екологічних умов, розробляти методи екологічних прогнозів врожаю сільськогосподарських культур.

**Модель якості врожаю головок капусти білоголової (*Brassica oleracea*).** За показник якості головок прийнято вміст в них аскорбінової кислоти. Моделювання формування якості врожаю головок розглядається як моделювання накопичення аскорбінової кислоти у головках у взаємодії з факторами навколишнього середовища [7]. Процес утворення аскорбінової кислоти описується рівнянням:

$$\frac{\Delta C_{ak}^j}{\Delta t} = \frac{\Delta C_{ak}^{\max}}{\Delta t} \cdot \frac{\Delta m_p^j / \Delta t}{K_{M-M} + \Delta m_p^j / \Delta t} \cdot F^j(T) \cdot F^j(I), \quad (3.49)$$

де  $\Delta C_{ak}^j / \Delta t$  - швидкість утворення аскорбінової кислоти у головках;

$\Delta C_{ak}^{\max} / \Delta t$  - максимально можлива швидкість утворення аскорбінової

кислоти;  $\Delta m_p^j / \Delta t$  - швидкість надходження вуглеводів до головок;  $K_{M-M}$  –

константа Міхаеліса-Ментен;  $F(T)$  – функція впливу температури повітря на процес утворення аскорбінової кислоти

$$F^j(T) = \left( \frac{\theta^j + 0,0001}{2} \right)^{7,74 \left( \frac{\theta^j - 1}{10} \right)} \cdot \left( \frac{11,4 - \theta^j}{0,4} \right)^{38 \left( \frac{\theta^j - 1}{10} \right)}, \quad (3.50)$$

де  $\theta_{opt}$  – оптимальна температура для утворення аскорбінової кислоти;

$F(I)$ - функція впливу інтенсивності ФАР на швидкість утворення аскорбінової кислоти

$$F^j(I) = \begin{cases} \frac{1}{I_c^{\max}}, & \text{при } I^j \leq I_c^{\max} \\ 1 & \text{при } I^j < I_c^{\max} \end{cases}, \quad (3.51)$$

де  $I_c^{\max}$  - коефіцієнт впливу інтенсивності ФАР на швидкість утворення аскорбінової кислоти.

Концентрація аскорбінової кислоти у головках капусти розраховується як

$$\bar{C}_{ak}^j = \frac{C_{ak}^j}{m_p^j} \cdot 100\%. \quad (3.52)$$

Наведена вище система рівнянь описує формування гідрометеорологічного режиму в системі "грунт – рослина – атмосфера" в умовах зрошення, процеси осолонцювання та засолення ґрунтів, основні процеси життєдіяльності рослин, їхній ріст і накопичення ними важких металів, а також формування якості врожаю.

#### 4 МОДЕЛЮВАННЯ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ В АГРОЦЕНОЗАХ

Переміщення радіонуклідів по сільськогосподарських ланцюгах у сфері агропромислового виробництва є багатоланковим процесом. Кількісні характеристики цього процесу достатньо динамічні та змінні у часі та просторі. Вони залежать від великої кількості факторів різної природи (біохімічні, виробничо-господарські та ін.). Необхідність опису сукупності процесів міграції радіонуклідів у сільськогосподарській сфері обумовила широке використання системного підходу в проведенні радіоекологічних досліджень переносу радіонуклідів за допомогою моделей транспорту радіонуклідів в агроценозах. Метою таких моделей є прогнозування вмісту радіонуклідів у конкретному блоці агроценозу. Науковим комітетом ООН по дії атомної радіації для опису переносу радіонуклідів по найбільш важливим харчовим ланцюгам від радіоактивних опадів до організму людини використовується модель, блок-схема якої наведена на рис. 4.1[1].

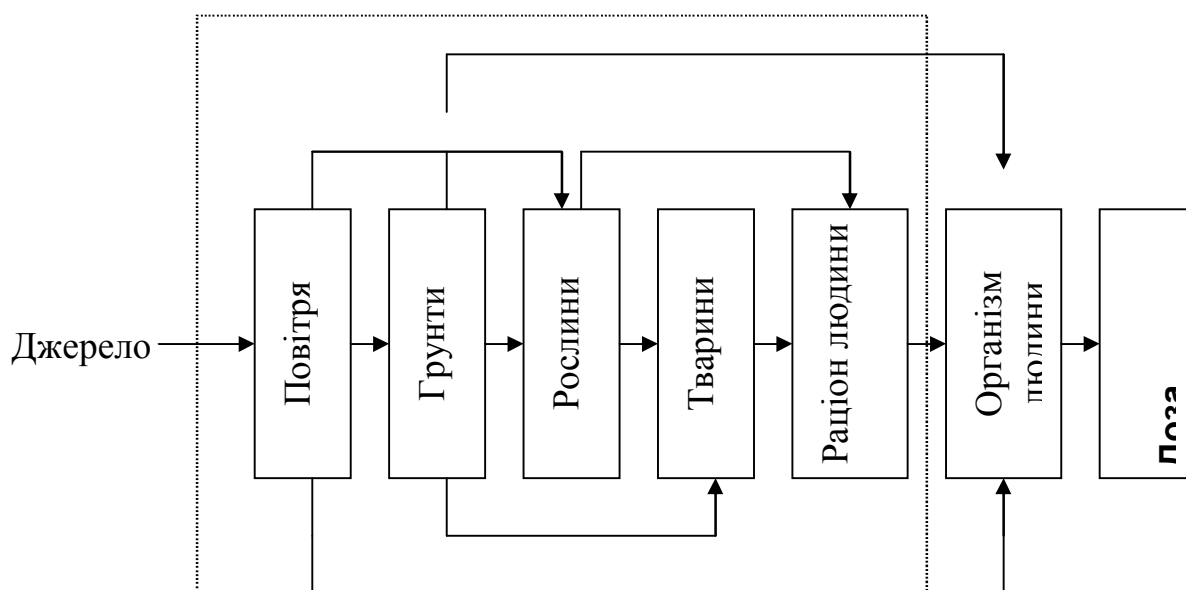


Рисунок 4.1 - Блочна модель транспорту радіонуклідів у навколишньому середовищі

Враховуючи залежність окремих блоків міграції радіонуклідів в агросфері та специфічні особливості їх переміщення по окремим сільськогосподарським ланцюгам виділяють 6 груп такого роду моделей:

- моделі міграції радіонуклідів у ґрунтах;
- моделі аерального забруднення посівів сільськогосподарських культур;
- моделі міграції радіонуклідів у системі "ґрунт – рослина";
- моделі перенесення радіонуклідів по харчових ланцюжках;
- моделі транспорту радіонуклідів в організмі сільськогосподарських тварин;
- моделі транспорту радіонуклідів в агросфері.

Перші чотири групи містять у собі моделі міграції радіонуклідів в основних компонентах агроценозів (ґрунти, природні та сільськогосподарські рослини).

#### 4.1 Моделювання міграції радіонуклідів у системі «ґрунт – рослина»

Для моделювання міграції в системі "ґрунт - рослина" характерним є використання методів технічної кібернетики, що лежать в основі побудови й аналізу компартментних (камерних) моделей [30]. З точки зору опису міграції компартментом можна вважати будь-який елемент агроценозу чи його частину, у яких відбувається накопичення радіонуклідів.

У рамках такого підходу агроценоз розглядається у вигляді сукупності однорідних компартментів, між якими відбувається перенесення радіонуклідів, що характеризується деякими функціями  $a_{i,j}$ . Ці функції мають сенс інтенсивних потоків радіоактивних речовин між компартментами і у загальному вигляді залежать від ряду ендогенних і екзогенних факторів.

При математичному описі перенесення речовин у компартментних моделях використовують апарат звичайних диференціальних рівнянь:

$$\frac{dq_i(t)}{dt} = \sum_{\substack{j=1 \\ j \neq i}}^n a_{ji} - \sum_{\substack{k=1 \\ k \neq i}}^n a_{ik} + a_{0i} - a_{i0}, \quad (4.1)$$

де  $q_i(t)$  - вміст речовини в  $i$ -му компартменті;  $a_{ji}$  - кількість речовини, що надходить за одиницю часу в  $i$ -й компартмент із  $j$ -го;  $a_{0i}$  і  $a_{i0}$  – швидкості надходження і виведення речовини в системі.

У випадках, коли компартментний підхід застосовується для моделювання міграції радіонуклідів, часто передбачається, що інтенсивність переходу радіонуклідів з  $i$ -го компартмента в  $j$ -й пропорційна вмісту радіонуклідів у  $i$ -му компартменті:



$$a_{ij} = \omega_{ij} q_i \quad (4.2)$$

де функція  $\omega_{ij}$  відповідає швидкості перенесення радіонуклідів при одиничному їхньому вмісті в  $i$ -му компартменті.

Існує кілька підходів до зображення функцій перенесення. Найбільш простим, який часто використовується, є заміна функцій  $\omega_{ij}$  деякими константами, що відповідають середнім значенням цих функцій на визначеному відрізку часу:

$$k_{ij} = \int_0^T \omega_{ij}(\tau) d\tau / T. \quad (4.3)$$

Отримані в такий спосіб константи залежать від періоду осереднення, оптимальний вибір якого часто представляє значні труднощі. На практиці період осереднення варто вибрати таким чином, щоб дотримувалася приблизна постійність осереднених параметрів. Зокрема, при моделюванні міграції довгоживучих радіонуклідів використовується період осереднення за один рік.

Як приклад, що ілюструє застосування компартментних моделей міграції радіонуклідів у системі "грунт - рослина", нижче розглянемо модель, яка призначена для прогнозування забруднення корене- і бульбоплодів.

На схемі міграції, що наведена на рис. 4.2, компартмент 1 представляє орний шар ґрунту з рівномірно розподіленою концентрацією радіонуклідів, компартмент 2 - підкореневу зону ґрунту, компартмент 3 - вегетативні надземні частини рослин, компартмент 4 - господарсько цінні частини рослин. Константи  $k_{ij}$  описують наступні процеси:  $k_{1,3}$  - повторне запилення,  $k_{3,1}$  - здування вітром і змивання дощем,  $k_{1,4}$  - надходження за рахунок кореневого засвоєння,  $k_{3,4}$  - перенесення з коріння у надземну частину рослин,  $k_{1,2}$  - винесення радіонуклідів за межі шару ґрунту, де мешкає коріння, в результаті вертикальної міграції,  $k_{3,3}$  і  $k_{4,4}$  - винесення радіонуклідів при збиранні врожаю. Коефіцієнт  $k_{4,1}$  - формальна константа, що забезпечує пропорційність вмісту нуклідів у компартментах 4 і 1.

Система диференціальних рівнянь, що відповідає схемі міграції радіонуклідів, наведеній на рис. 4.2, має вигляд:

$$dq_1/dt = k_{3,1}q_3 + k_{4,1}q_4 - (k_{1,3} + k_{1,4} + k_{1,2} + \lambda)q_1; \quad (4.4)$$

$$dq_2/dt = k_{1,2}q_1 - \lambda q_2; \quad (4.5)$$

$$dq_3/dt = k_{1,3}q_1 - (k_{3,1} + k_{3,4} + k_{3,3} + \lambda)q_3; \quad (4.6)$$

$$dq_4/dt = k_{1,4}q_1 + k_{3,4}q_3 - (k_{4,1} + k_{4,4} + \lambda)q_4. \quad (4.7)$$

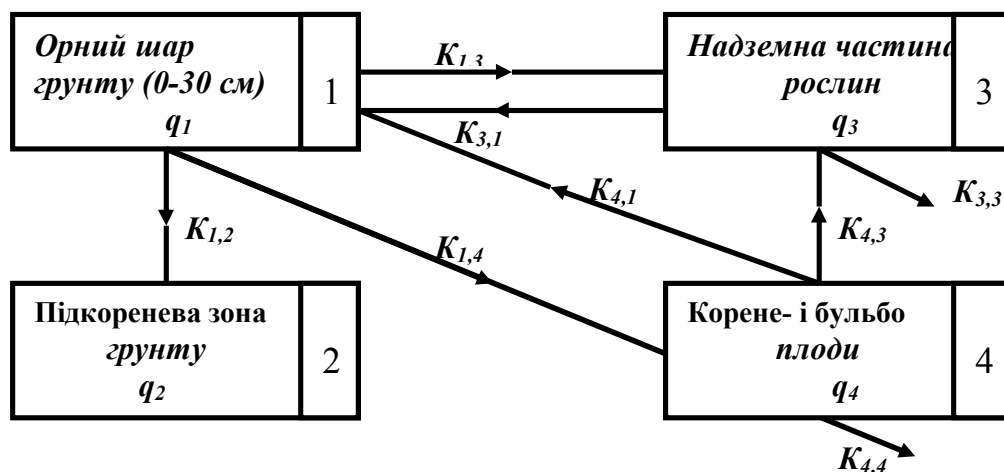


Рисунок 4.2 - Схема міграції радіонуклідів у системі «ґрунт – рослина» для корене – і бульбоплодів

Рішення рівнянь (4.4) - (4.7) дозволяють прогнозувати вміст радіонуклідів у виділених у моделі компартментах системи "ґрунт - рослина". Результати такого розрахунку, виконаного з використанням констант перенесення, наведених у табл. 4.1, представлені на рис. 4.3. Варто підкреслити, що зазначені на рис. 4.3 результати приведені тільки для ілюстрації, оскільки параметри, описані в табл. 4.1, є середніми для широкого спектру ґрунтово-кліматичних зон і не являються специфічними для будь-якої з них.

Таблиця 4.1- Константи перенесення радіонуклідів в системі "ґрунт – корене- і бульбоплід"

Радіо-нуклід	$k_{1,2}$	$k_{1,3}$	$k_{1,4}$	$k_{3,1}$	$k_{3,4}$	$k_{3,3}; k_{4,4}$	$k_{4,1}$	$\lambda c^{-1}$
$^{106}\text{Ru}$	2,2-10	7,0-9	5,6-5	2,7-7	1,4-8	3,2-8	1,0	2,2-8
$^{131}\text{I}$	2,2-10	7,0-9	1,1-4	2,7-7	3,0-8	3,2-8	1,0	1,0-6
$^{137}\text{Cs}$	2,2-10	7,0-9	2,8-5	2,7-7	3,0-8	3,2-8	1,0	7,3-10
$^{90}\text{Sr}$	2,2-10	7,0-9	1,7-5	2,7-7	5,5-9	3,2-8	1,0	2,9-8

Більш складними вважаються компартментні моделі, у яких приймається до уваги взаємозв'язок стану компартментів зі швидкістю переносу радіонуклідів між ними. У таких моделях поряд з міграційною задачею розглядається система, що імітує властивості компартментів, які впливають на процес міграції в системі "ґрунт - рослина". Прикладом такого підходу може служити модель, що описує накопичення  $Pu$  в органах бобових рослин. Схема міграції наведена на рис. 4.4.

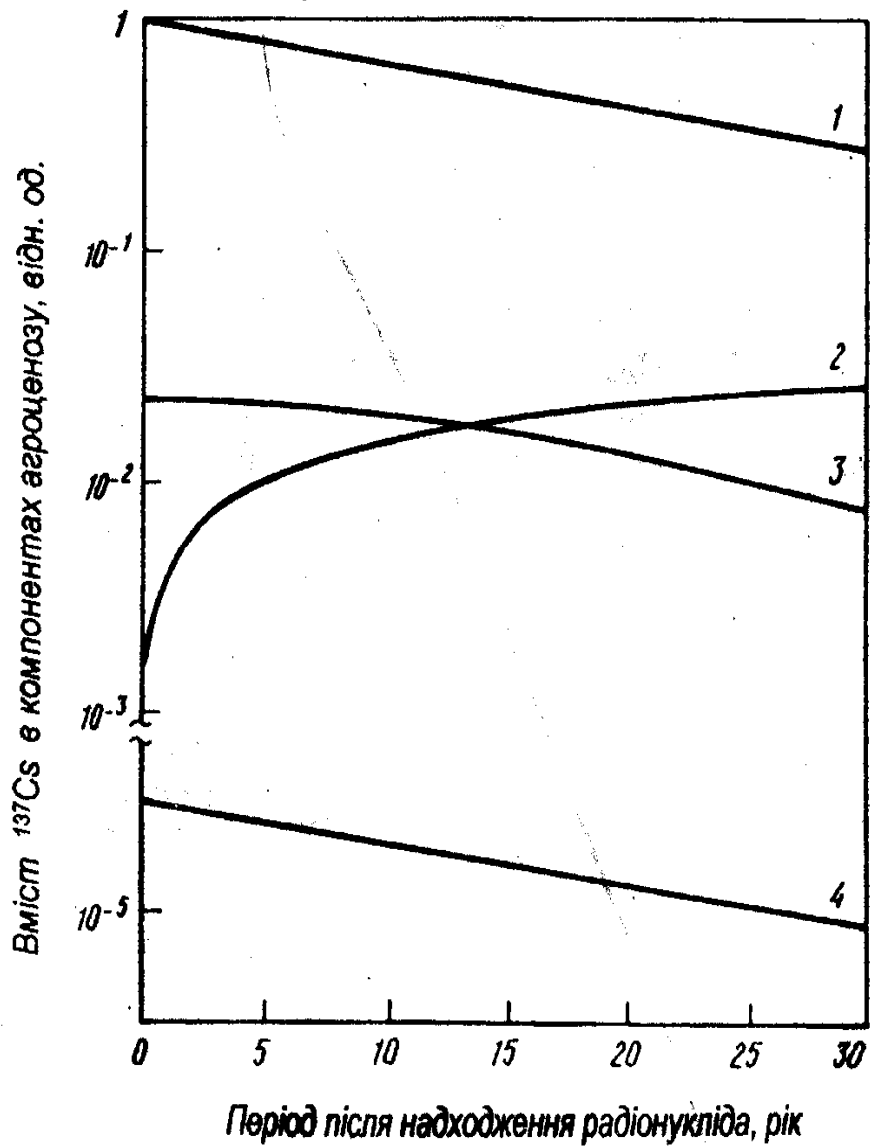


Рисунок 4.3 - Вміст  $^{137}\text{Cs}$  у компонентах системи “грунт – корене- і бульбоплоди”: 1 – орний шар ґрунту; підкоренева зона ґрунту; 3 – корене- і бульбоплоди; 4 – надземна частина рослин;  $q(0)$  приймаємо рівним одиниці

Модель складається з двох підмоделей "Біомаса" і "Накопичення". У першій з них за допомогою логістичної моделі розглядається зміна біомаси окремих органів:

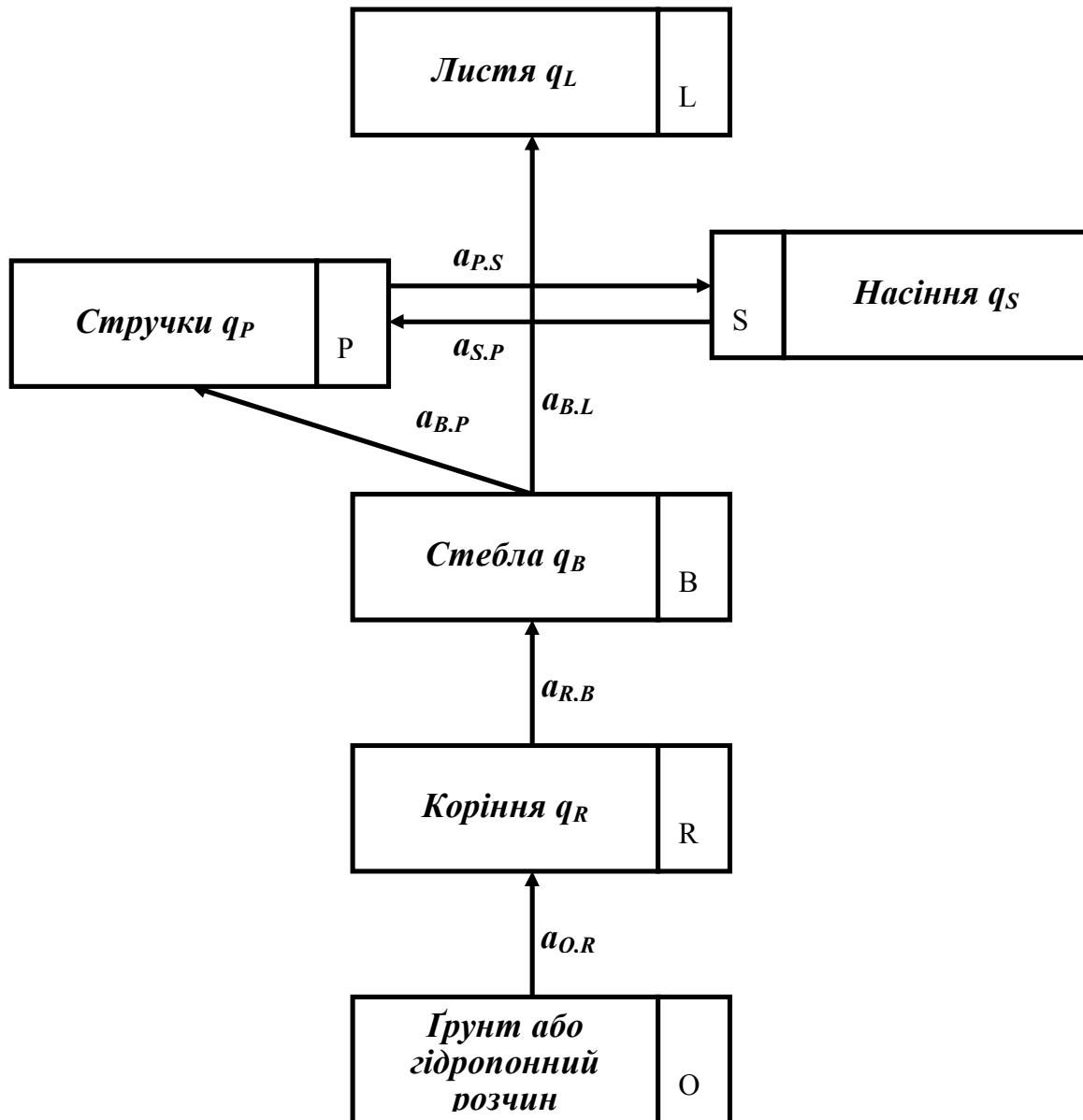


Рисунок 4.4 - Схема міграції радіонуклідів у системі «грунт - рослина»

$$W_{t,i} = \frac{W_{0,i}(1+b_i)}{1+b_i^{-k_i(t-t_{0,i})}} - W_{0,i} \quad (4.8)$$

де  $W_{t,i}$  - маса  $i$ -го органа рослини в момент часу  $t$ , комбінація індексів  $0, i$  відповідає моменту часу, коли починається розвиток  $i$ -го органа;  $b_i$  і  $k_i$ , - позитивні константи, що характеризують розвиток органів рослин.

Підмодель "Накопичення" містить у собі систему рівнянь, до якої входять: по перше, рівняння, що імітують вміст радіонуклідів у кожному компартменті (органі рослин), по друге, вирази, у яких розраховується інтенсивність потоків радіоактивних речовин між цими компартментами:

$$dq_R/dt = a_{0,R} - a_{R,B}; \quad (4.9)$$

$$dq_B/dt = a_{R,B} - a_{B,P} - a_{B,L}; \quad (4.10)$$

$$\frac{dq_L}{dt} = (q_B + a_{R,B})(b_{1,L}W_{t,L} + b_{2,L}\frac{dW_{t,L}}{dt}) \quad (4.11)$$

$$\frac{dq_P}{dt} = a_{BP} - \frac{dq_S}{dt}; \quad (4.12)$$

$$\frac{dq_S}{dt} = \chi \frac{dq_P}{dt}; \quad (4.13)$$

$$a_{0,R} = q_0(b_{1,R}W_{t,R} + b_{2,R}\frac{dW_{t,R}}{dt}); \quad (4.14)$$

$$a_{R,B} = (q_R + a_{0,R})(b_{1,B}W_{t,B} + b_{2,B}\frac{dW_{t,B}}{dt} + b_{1,L}W_{t,L} + b_{2,L}\frac{dW_{t,L}}{dt} + b_{1,P}W_{t,P} + b_{2,P}\frac{dW_{t,P}}{dt}); \quad (4.15)$$

$$a_{B,L} = (q_B + a_{R,B})(b_{1,L}W_{t,L} + b_{2,L}\frac{dW_{t,L}}{dt}); \quad (4.16)$$

$$a_{B,P} = (q_B + a_{R,B})(b_{1,P}W_{t,P} + b_{2,P}\frac{dW_{t,P}}{dt}). \quad (4.17)$$

У системі рівнянь (4.9) - (4.17) перемінні  $q_R, q_B, q_L, q_P$  і  $q_S$  мають сенс вмісту радіонуклідів в органах рослин (див. рис. 4.4);  $a_{0,R}, a_{R,B}, a_{B,P}$  і  $a_{B,L}$  - швидкість переносу радіонуклідів між ними. Розглянута модель була параметризована на основі експериментальних даних, отриманих при вирощуванні сої у вегетаційних дослідах (табл. 4.2).

Таблиця 4.2 - Параметри, використані при моделюванні міграції  $Pu$  в системі "гідропонний розчин – рослина"

Орган рослини	Параметри			
	$W_0$ , г	$b$	$k$	$t_0$ , доба
Корінь	$5 \cdot 10^{-3}$	3600	0,137	0
Стебло	$5 \cdot 10^{-4}$	800	0,184	12
Листя	$5 \cdot 10^{-3}$	919	0,142	12
Стручок	$5 \cdot 10^{-3}$	1200	0,417	59
Насіння	$5 \cdot 10^{-4}$	2000	0,354	59

Продовження таблиці 4.2

Орган рослини	Параметри, які зв'язані з масою органа, $z$		Параметри, які зв'язані із зміною маси органів, $z/\text{доб}$	
	позначення	величина	позначення	величина
Корінь	$b_{1,R}$	100	$b_{2,R}$	28,6
Стебло	$b_{1,S}$	$3,9 \cdot 10^{-6}$	$b_{2,S}$	$1,6 \cdot 10^{-2}$
Листя	$b_{1,L1}$	$3,5 \cdot 10^{-4}$	$b_{2,L1}$	$2,2 \cdot 10^{-1}$
	$b_{1,L2}$	$7,0 \cdot 10^{-3}$	$b_{2,L2}$	4,0
Стручок	$b_{1,P1}$	$3,6 \cdot 10^{-5}$	$b_{2,P1}$	$2,3 \cdot 10^{-2}$
	$b_{1,P2}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$	$b_{2,P2}$	$7,7 \cdot 10^{-2}$

Параметри підмоделі "Накопичення" можна умовно розділити на дві частини, першу з якої складають величини, що відносяться до маси органів, а другу – величини, які характеризуються приростом маси. Сукупність цих параметрів відображає специфічне перенесення поживних речовин і радіонуклідів в окремі органи рослини. Перехід  $Pu$  із стручків у насіння розраховувався за допомогою простої пропорції. Значення коефіцієнта пропорційності  $\chi$  було прийнято рівним 1,1.

За теперішнього часу такі моделі відносяться до дослідницьких, оскільки основна мета їх створення – перевірка і поглиблення теоретичних уявлень про міграцію радіонуклідів. Однак можливості, що вони надають, дозволяють очікувати їх практичне використання.

Поряд з методами технічної кібернетики при моделюванні міграції радіонуклідів у системі "грунт – рослина" широко використовуються і статистичні моделі. Для їхньої побудови в більшості випадків застосовується апарат класичного регресійного аналізу. При цьому передбачуваною величиною (предиктантом) звичайно служить коефіцієнт накопичення радіонуклідів (КН) у господарчо-цінних частинах врожаю сільськогосподарських культур. Вектор величин, за допомогою яких здійснюється прогноз (предикторів), складають різні характеристики

ґрунтів. Часто використовують наступні параметри: вміст неізотопних носіїв, суму обмінних основ і кислотність ґрунтового розчину, механічний склад ґрунтів і вміст гумусу в них.

У загальному вигляді статистичні моделі можна представити в наступній формі:

$$KH = L^T X = Q^T C^{-1} X, \quad (4.18)$$

де  $L$  - вектор коефіцієнтів регресії;  $X$  - вектор незалежних величин (предикторів);  $Q$  - вектор, складений з коефіцієнтів коваріації між передбачуваним  $KH$  і складовими вектора  $X$ ;  $C^{-1}$  - матриця, зворотна коваріаційній матриці предикторів;  $T$  - знак транспонування.

Важливою обставиною, що ускладнює застосування статистичних моделей, є тісна кореляція між параметрами, що характеризують властивості ґрунту. При цьому чим більше перемінних закладається в статистичні моделі і чим вище ступінь кореляції між ними, тим гірше обумовленою є система лінійних рівнянь, що відповідає співвідношенню (4.18).

Рішення систем такого роду відрізняється великою чутливістю до малих змін вхідних даних, потребує отримання експериментальних даних з високим ступенем точності, який не завжди може бути досягнутий. Незважаючи на відзначені труднощі у їхньому використанні, статистичні моделі не тільки знаходять застосування в радіоекологічній практиці, але і завдяки своїй наочності й простоті можуть бути в деяких випадках оптимальним засобом одержання прогностичних залежностей.

#### **4.2 Моделювання міграції радіонуклідів у посадках верби кошинової при фітореабілітації забруднених земель зони ЧАЕС**

Побудова такої моделі, достатньо добре обґрунтованої теоретично і біологічно, пов'язана з розглядом, з одного боку, єдиної суцільної біогеоценотичної системи "ґрунт - рослина - атмосфера", яка функціонує в умовах радіоактивного забруднення, а з другого боку, описом складних і різноманітних процесів гідрометеорологічного режиму, що формується в цій системі, впливу цього режиму на найважливіші процеси життєдіяльності рослин і їх взаємозв'язок (фотосинтез, дихання, поглинання елементів мінерального живлення, ріст і розвиток рослин) та поглинання і накопичення рослиною радіонуклідів [30]. Основним призначенням моделі є багатоцільова оцінка та прогноз наслідків фітореабілітації забруднених земель зони ЧАЕС. Прикладний характер моделі визначає і вимоги до вхідної інформації, модель реалізується на основі реально існуючої стандартної гідрометеорологічної інформації.

**Концепція моделювання.** Структура моделі визначається виходячи з закономірностей формування гідрометеорологічного режиму в системі "грунт - рослина - атмосфера" і біологічних уявлень про ріст і розвиток природної чагарникової рослинності під впливом чинників зовнішнього середовища. У основі моделі лежить система рівнянь радіаційного, теплового і водного балансів, балансу біомаси і радіонуклідів у рослинному покриві.

Основні концептуальні положення такі:

- ріст і розвиток рослин визначається генотипом і чинниками зовнішнього середовища;
- моделюється ріст рослин (накопичення сухої біомаси) шляхом розподілу продуктів фотосинтезу і поглинених елементів мінерального живлення з урахуванням потреб для росту в асимілятах надземної і підземної частин рослин;
- моделюються радіаційний, тепловий і водний режими системи "грунт - рослина - атмосфера";
- моделюється азотне живлення рослин;
- моделюється кореневе засвоєння радіонуклідів рослинами і їхній розподіл між окремими органами рослин та їх складовими частинами;
- моделюється гідроліз рослинної тканини при старінні рослин і в стресових умовах, а також перетік продуктів гідролізу з листя у пагони;
- моделюється перетік частини радіонуклідів у пагони при старінні і відмиранні листя.

Модель складається з 9 блоків:

1. Блок вхідної інформації.
2. Блок радіаційно-теплового режиму рослинного покриву.
3. Блок водного режиму рослинного покриву.
4. Блок фотосинтезу.
5. Блок дихання і старіння рослин.
6. Блок мінерального живлення.
7. Блок росту (розподіл приросту біомаси і радіонуклідів).
8. Блок формування площі листя.
9. Блок накопичення радіонуклідів.

Розглядається, що рослина складається з двох функціонально пов'язаних частин: надземної (shoot) і підземної (root), які у свою чергу розділяються на окремі органи або їх складові частини. Виділяються: функціонуючі листки ( $l_{func}$ ), пожовклі листки ( $l_{yel}$ ), відмерлі листки ( $l_{mor}$ ), зелені пагони ( $s_{gr}$ ), здеревілі пагони ( $s_{wood}$ ), функціонуючі корені ( $r_{func}$ ), здеревілі корені ( $r_{wood}$ ), корені, що відмирають ( $r_{dec}$ ), відмерлі корені ( $r_{mor}$ ). Маса ( $m$ ) окремих  $i$ -их органів і їхніх частин складається з двох компонентів - маси вуглеводів (C) і маси азоту (N). У цій масі рослиною накопичується кожний з розглядуваних нами  $f$ -видів радіонуклідів -  $A^f$ .



Моделюється, що під впливом екзогенних і ендогенних чинників у рослині відбувається формування єдиного фонду вільних вуглеводів  $C_{lab}$ , єдиного фонду вільного азоту  $N_{lab}$  і єдиного фонду радіонуклідів  $A_{lab}^f$ .

Часовий крок моделі - доба.

***Опис структури моделі міграції радіонуклідів у посадках верби корзинової (Salix viminalis L.)***

*Блок вхідної інформації*

Передбачається використання стандартної добової метеорологічної інформації (кількість годин сонячного сяйва; середня, максимальна і мінімальна температура повітря; температура поверхні ґрунту і на глибинах; абсолютна і відносна вологість повітря; дефіцит насичення повітря; кількість опадів; швидкість вітру), характеристик агрофізичного й агрохімічного стану ґрунтів, водного режиму ґрунтів, забруднення ґрунтів радіонуклідами; задаються початкові характеристики рослинного покриву, початкові та граничні умови для рішення системи рівнянь. Задається динаміка концентрації доступних форм радіонуклідів у ґрунті протягом періоду вегетації верби корзинової.

*Блок радіаційного і теплового режиму рослинного покриву*

Радіаційний баланс рослинного покриву можна представити у вигляді суми довгохвильової і короткохвильової радіації:

$$R_L = Q_L + F_L ; \quad (4.19)$$

$$R_S = Q_S + F_S , \quad (4.20)$$

де  $R_L$  і  $R_S$  - радіаційний баланс рослинного покриву (РП) і поверхні ґрунту (ПГ);  $Q_L$ ,  $Q_S$  - кількість поглиненої короткохвильової радіації РП і ПГ;  $F_L$ ,  $F_S$  - величини балансу довгохвильової радіації РП і ПГ.

Кількість поглиненої короткохвильової радіації РП і ПГ визначається за допомогою співвідношень:

$$Q_L = Q_o (1 - \alpha_{LS}), \quad (4.21)$$

$$Q_S = Q_o a_Q (1 - \alpha_S), \quad (4.22)$$

де  $Q_o$  - сумарна короткохвильова радіація над верхньою межею РП;  $\alpha_{LS}$  і  $\alpha_S$  - альbedo РП і ПГ;  $a_Q$  - функція пропускання сумарної радіації РП.

Альbedo РП розраховується за допомогою формули:

$$\alpha_{LS} = \alpha_{Lh_o} + (\alpha_S - \alpha_{Lh_o}) \exp[-L(1 + ctgh_o)/\pi], \quad (4.23)$$

де

$$\alpha_{Lh_o} = \frac{0,4084}{1 + 1,1832 \sin h_o}.$$

Альbedo ПГ визначається в залежності від зволоження ґрунту за виразом:

$$\alpha_S = \begin{cases} \alpha_S^{\max} & \text{при } W_{SS} < W_{WP} \\ \alpha_S^{\max} - (\alpha_S^{\max} - \alpha_S^{\min}) \frac{W_{SS} - W_{WP}}{W_{FC} - W_{WP}} & \text{при } W_{WP} \leq W_{SS} \leq W_{FC}, \\ \alpha_S^{\min} & \text{при } W_{SS} > W_{FC} \end{cases} \quad (4.24)$$

де  $\alpha_S$  - альbedo ПГ;  $\alpha_S^{\max}, \alpha_S^{\min}$  - альbedo сухого і достатньо зволоженого ґрунту;  $W_{SS}$  - вологість поверхневого шару ґрунту;  $W_{WP}$  - вологість стійкого в'янення;  $W_{FC}$  - найменша вологемність ґрунту.

Функція пропускання сумарної радіації визначається за формулою :

$$a_Q = (1 - c_2) \exp\left(-\frac{k_s^L L}{\sin h_o}\right) + c_2 \exp\left(-c_3 \frac{k_s^L L}{\sin h_o}\right), \quad (4.25)$$

де  $c_2$  і  $c_3$  - емпіричні постійні;  $k_s^L$  - емпірична постійна, що характеризує вплив геометричної структури РП на пропускання сонячної радіації.

Величина балансу довгохвильової радіації визначається за допомогою наступних формул:

$$F_L = (F_A + \varepsilon_S \sigma T_S^4 - 2\varepsilon_L \sigma T_L^4)(1 - e^{-kL}), \quad (4.26)$$

$$F_S = F_A e^{-kL} - \varepsilon_S \sigma T_S^4 + \varepsilon_L \sigma T_L^4 (1 - e^{-kL}), \quad (4.27)$$

де  $F_A$  - противипромінювання атмосфери;  $\varepsilon_L$  і  $\varepsilon_S$  - коефіцієнти сірості листя і ґрунту;  $\sigma$  - постійна Стефана-Больцмана;  $T_L$  і  $T_S$  - температура листя і ґрунту;  $k$  - емпіричний параметр орієнтації листя.

Противипромінювання атмосфери визначається за виразом:

$$F_A = \varepsilon_a \sigma T_a^4, \quad (4.28)$$

$T_a$  - температура повітря;  $\varepsilon_a$  - коефіцієнт довгохвильового випромінювання, який визначається по емпіричній формулі:

$$\varepsilon_a = 0,398 \cdot 10^{-5} \cdot T_a^{2,148}. \quad (4.29)$$

Температура листя визначається як

$$T_L = T_a. \quad (4.30)$$

Потік тепла в ґрунт приймається пропорційним радіаційному балансу ПГ:

$$B_S = c_{BS} R_S, \quad (4.31)$$

де  $c_{BS}$  - емпірична постійна.

#### *Блок водного режиму рослинного покриву*

*Вологоперенесення у ґрунті.* Рівняння потоку води в системі "ґрунт - корінь" розглядається одночасно як для насиченого і ненасиченого середовища:

$$\frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{1}{C(\psi)} \frac{\partial}{\partial z} \left[ K(\Theta) \left( \frac{\partial \psi}{\partial z} + 1 \right) \right] - \frac{S(\psi)}{C(\psi)}, \quad (4.32)$$

де  $\psi$  - потенціал тиску ґрунтової вологи;  $C(\psi) = \frac{d\Theta}{d\psi}$  - диференціальна вологоємність;  $K(\Theta)$  - гідравлічна провідність;  $\Theta$  - об'ємна вологість;  $S(\psi)$  - поглинання вологи коренями;  $t$  - час;  $z$  - вертикальна координата.

Як початкова умова ( $t = 0$ ) задається

$$\psi(z, t=0) = \psi_0(z) \quad (4.33)$$

За граничні умови приймається:

– на нижній межі ( $z_{so}$ ) потенціал тиску задається як

$$\psi(z = z_{so}, t) = \psi_{so}(t), \quad (4.34)$$

– на рівні ґрунтових вод величини  $C(\psi) = 0$  і  $\psi(z_{so}, t) = 0$ ;

– на поверхні ґрунту  $z_0$  (верхня межа):

$$P_s - E = -K(\Theta) \left( \frac{\partial \psi}{\partial z} + 1 \right) \quad \text{при } P_s - E < J_{\max}; \quad (4.35)$$

$$\Theta = \Theta_{\max} \quad \text{при } P_s - E \geq J_{\max}$$

де  $P_s$  - кількість опадів, що досягли поверхні ґрунту;  $E$  - випаровування з поверхні ґрунту;  $J_{\max}$  - максимально можлива інтенсивність інфільтрації при вологості ґрунту на його поверхні, дорівнює  $\Theta_{\max}$ .

Кількість опадів, що досягли поверхні ґрунту, знаходиться як:

$$P_s = P_o - P_L, \quad (4.36)$$

де  $P_o$  - кількість опадів, що випали;  $P_L$  - кількість опадів, перехоплених рослинним покривом, яка залежить від величини листкового апарата:

$$P_L = 0,2 L, \quad (4.37)$$

де  $L$  - відносна площа листкової поверхні (листяний індекс).

Величина джерельно-стокового члена  $S(\psi)$  визначається в залежності від потенціалу тиску і максимальної швидкості поглинання вологи  $S_{\max}$ :

$$S(\psi) = \alpha_s(\psi) S_{\max} / f_{\text{depth}}^{\text{root}} \quad (4.38)$$

приймаємо, що

$$S_{\max} = T_r, \quad (4.39)$$

де  $T_r$  - транспірація;  $f_{\text{depth}}^{\text{root}}$  - функція розподілу коренів по глибині;  $\alpha_s(\psi)$  - функція впливу водного потенціалу ґрунту на поглинання вологи кореневою системою.

Транспірація рослинного покриву визначається за формулою Пенмана:

$$T_r = \frac{\Delta \left( \frac{R_L}{\lambda} \right)}{\Delta + \gamma_{ef}} + \frac{ET_{pot}}{\Delta + \gamma_{ef}}, \quad (4.40)$$

де  $\Delta$  - нахил кривої залежності тиску насиченої водяної пари від температури повітря;  $\gamma_{ef}$  - ефективна психрометрична постійна;  $R_L$  - радіаційний баланс РП;  $ET_{pot}$  - випаровуваність;  $\lambda$  - прихована теплота пароутворення.

Випаровуваність визначається за допомогою рівняння:

$$ET_{pot} = \frac{(e_s - e_a) \rho c_p}{r_a}, \quad (4.41)$$

де  $e_s$  - тиск насиченої пари при даній температурі повітря;  $e_a$  - фактичний тиск водяної пари;  $\rho$  - густина повітря;  $c_p$  - теплоємність повітря;  $r_a$  - опір прилежого шару.

Ефективна психрометрична постійна знаходиться як:

$$v_{ef} = v \frac{r_a + r_{st}}{r_a}, \quad (4.42)$$

де  $v$  - психрометрична постійна;  $r_{st}$  - продиховий опір дифузії водяної пари для листа.

Опір примежового шару визначається за виразом:

$$r_a = \frac{\ln[(z - d_o) / z_o]^2}{\chi^2 u}, \quad (4.43)$$

де  $d_o$  - висота шару витіснення;  $z_o$  - висота шару шорсткості;  $\chi$  - постійна Кармана;  $u$  - швидкість вітру на висоті  $z$ .

Продиховий опір визначається за формулою:

$$r_{st} = \frac{1}{g_n + \frac{g_x Q_o}{Q_o + p_r}} \quad (4.44)$$

де  $g_n$ ,  $g_x$ ,  $p_r$  - емпіричні параметри.

Випаровування із поверхні ґрунту  $E_S$  визначається як:

$$E_S = \frac{(\Delta R_S) \cdot 1,26}{\Delta + \gamma}. \quad (4.45)$$

Рівень ґрунтових вод в період після припинення затоплення визначається за методом Шебеко:

$$H_{gr.w.}^{j+1} = H_{gr.w.}^j + \Delta H_{gr.w.}^j; \quad (4.46)$$

$$\Delta H_{gr.w.} = I_w / k_w 10 \quad (4.47)$$

або

$$\Delta H_{gr.w.} = -V_p / k_w 10, \quad (4.48)$$

де

$$I_w = W_n + P_o - Et_{opt} - W_{FC} \quad (4.50)$$

і величина  $V_p$  знаходиться як

$$0 \leq W_{FC} - (W_n + P_o - ET_{act}) \geq V_p \leq V_{max},$$

де  $H_{gr.w.}$  - рівень ґрунтових вод;  $I_w$  - інфільтрація;  $V_p$  - розрахункове підживлення в зону аерації з ґрунтових вод;  $W_n$  - початковий вміст вологи в ґрунті;  $ET_{act}$  - сумарне випаровування;  $V_{max}$  - максимально можливе підживлення в зону аерації з ґрунтових вод;  $k_w$  - коефіцієнт водовіддачі.

#### Блок фотосинтезу

Фонд вільних вуглеводів рослин на кожному часовому кроці являє собою баланс продуктів фотосинтезу і продуктів розпаду тканин, які старіють, а також витрат на дихання:

$$\frac{dC_{lab}}{dt} = \Phi + C_{hydr} - R, \quad (4.51)$$

де  $C_{lab}$  - фонд вільних вуглеводів;  $\Phi$  - маса продуктів фотосинтезу рослин;  $C_{hydr}$  - маса вуглеводів, що утворюються при розпаді тканин, які старіють;  $R$  - витрати вуглеводів на дихання рослин.

Процес фотосинтезу листя описується з врахуванням впливу на фотосинтез рівня мінерального живлення, фази розвитку рослин, температурного режиму і вологозабезпеченості рослин:

$$\frac{d\Phi}{dt} = \frac{1}{1/\Phi_{pot}K_{\Phi}(N_{str}^L) + 1/a_C C_0 + 1/a_{\Phi}\Pi} \min\left\{\alpha_{\Phi}, \Psi_{\Phi}, \frac{ET}{ET_{pot}}\right\}, \quad (4.52)$$

де  $\Phi_{pot}$  - інтенсивність потенційного фотосинтезу;  $a_C$  - нахил вуглекислотної кривої фотосинтезу;  $C_0$  - концентрація  $CO_2$  у повітрі;  $a_{\Phi}$  - нахил світлової кривої фотосинтезу;  $\Pi$  - поглинена рослинним покривом фотосинтетично активна радіація;  $\alpha_{\Phi}$  - онтогенетична крива фотосинтезу;  $\Psi_{\Phi}$  - температурна крива фотосинтезу;  $K_{\Phi}(N_{str}^L)$  - коефіцієнт забезпеченості рослин елементами мінерального живлення.

#### Блок дихання і старіння рослин

При стресових умовах і старінні рослин відбуваються процеси розпаду тканин. Ці процеси описуються рівняннями кінетики ферментативного каталізу. При достатньо високій концентрації гідролізуемого субстрату, швидкість розпаду може бути описана рівнянням реакції нульового порядку, а при достатньо низькому - рівнянням реакції першого порядку:

$$\frac{dC_{ihydr}}{dt} = K_{hydr}^0 K_{hydr}(T_a) K_{hydr}(W) \quad \text{при} \quad C_i \geq C_{icrit} \quad (4.53)$$

i

$$\frac{dC_{i\text{hydr}}}{dt} = K_{\text{hydr}}^1 K_{\text{hydr}}(T_a) C_i K_{\text{hydr}}(W) \quad \text{при} \quad C_i < C_{\text{icrit}} \quad (4.54)$$

де  $K_{\text{hydr}}^0$  - константа швидкості реакції нульового порядку;  $K_{\text{hydr}}^1$  - константа швидкості реакції першого порядку;  $K_{\text{hydr}}(T_a), K_{\text{hydr}}(W)$  - функції впливу температури повітря  $T_a$  і вологості ґрунту  $W$  на швидкість розпаду;  $C_{\text{icrit}}$  - критична кількість вуглеводів, що визначають початок реакції розпаду як реакції першого порядку;  $C_i$  - кількість вуглеводів тканин, які старіють.

Витрати на дихання росту і дихання підтримки моделюються з використанням концепції Мак Кри та з врахуванням зміни інтенсивності дихання в онтогенезі і під впливом температури повітря:

$$\frac{dR}{dt} = \alpha_R \left[ C_G \frac{dm}{dt} + C_m m \varphi_R \right], \quad (4.55)$$

де  $C_G$  - коефіцієнт витрат на дихання росту;  $C_m$  - коефіцієнт витрат на дихання підтримки;  $\alpha_R$  - онтогенетична крива дихання;  $dm/dt$  - приріст біомаси рослин;  $m$  - маса рослин;  $\varphi_R$  - температурна крива дихання.

#### Блок мінерального живлення

Приймається, що формування фонду вільного азоту на кожному часовому кроці йде за рахунок поглинання азоту з ґрунту, продуктів розпаду тканин і витрат на відновлення життєдіяльних структур тканин:

$$\frac{dN_{\text{lab}}}{dt} = N_{\text{abs}} + N_{\text{hyd}} - N_{\text{sen}}, \quad (4.56)$$

де  $N_{\text{lab}}$  - фонд вільного азоту;  $N_{\text{abs}}$  - кількість поглиненого з ґрунту азоту;  $N_{\text{hyd}}$  - кількість азоту, що утвориться при розпаді білка;  $N_{\text{sen}}$  - витрати на відновлення білка.

Процес поглинання азоту рослиною з ґрунту йде активним шляхом і пасивним – виносом азоту з транспіраційною течією.

$$\frac{dN_{\text{abc}}}{dt} = \frac{N_{\text{abc}}^{\text{max}} \bar{N}_{s.r.} m_r^n}{K_{\text{abc}}^N + \bar{N}_{s.r.}} K_{\text{abc}}^N(T_s) + T_r \bar{N}_{s.w.} \quad (4.57)$$

де  $N_{\text{abs}}^{\text{max}}$  - максимальна швидкість поглинання азоту коренем;  $\bar{N}_{s.r.}, \bar{N}_{s.w.}$  - концентрація азоту відповідно на поверхні коріння і в ґрунтовому розчині;  $K_{\text{abc}}^N$  - константа Міхаеліса-Ментен;  $K_{\text{abc}}^N(T_s)$  - функція впливу температури ґрунту на швидкість поглинання азоту коренем.

Розпад білка в органах рослини описується рівнянням (4.58). Приймається, що швидкість відновлення білка кожного органа рослини пропорційна вмісту азоту в тканинах цього органа:

$$\frac{dN_{isen}}{dt} = \alpha_{sen} N_i, \quad (4.58)$$

де  $\alpha_{sen}$  - відносна швидкість відновлення білка;  $N_i$  - вміст азоту в тканинах  $i$ -го органа.

### *Блок росту*

*Динаміка біомаси* надземної і підземної частин рослин та окремих органів визначається з врахуванням потреб цих частин рослин в асимілятах.

*Приріст маси* знаходиться як сума вільних вуглеводів і азоту:

$$\frac{dm}{dt} = \frac{dC_{lab}}{dt} + \frac{dN_{lab}}{dt}. \quad (4.59)$$

Розподілення приросту маси між надземною і підземною частинами рослин виконується за допомогою рівняння виду:

$$\frac{dm_{shoot}}{dt} = \beta_{shoot}^m \frac{dm}{dt}, \quad (4.60)$$

$$\frac{dm_{root}}{dt} = (1 - \beta_{shoot}^m) \frac{dm}{dt}, \quad (4.61)$$

де  $\beta_{shoot}^m$  - співвідношення надземної і підземної частин рослин.

Динаміка маси надземних органів і їхніх окремих частин розраховується так:

$$\frac{dm_{l_{func}}}{dt} = \beta_l^m \frac{dm_{shoot}}{dt} - v_l m_{l_{func}}, \quad (4.62)$$

$$\frac{dm_{l_{yel}}}{dt} = \frac{dm_{l_{func}}}{dt} \frac{1}{k_s^l} \quad \text{нпу} \quad \frac{dm_{l_{func}}}{dt} < 0, \quad (4.63)$$

$$m_{l_{mor}}(t) = m_{l_{yel}}(t-1), \quad (4.64)$$



$$\frac{dm_{sgr}}{dt} = \beta_{sgr}^m \frac{dm_{shoot}}{dt} + \nu_l' m_{lfunc}, \quad (4.65)$$

$$\frac{dm_{swood}}{dt} = \beta_{swood}^m \frac{dm_{shot}}{dt} + \nu_l'' m_{lfunc}, \quad (4.66)$$

$$\nu_l = \nu_l' + \nu_l'', \quad (4.67)$$

де  $\beta_l^m$  - функція розподілу приросту маси в листя, що ростуть;  $\beta_{sgr}^m$  - функція розподілу приросту маси в зелені пагони;  $\beta_{swood}^m$  - функція розподілу приросту маси в здеревілі пагони;  $\nu_l$  - узагальнена функція перетоку продуктів розпаду з листя у пагони;  $\nu_l'$  - функція перетоку продуктів розпаду з листя у зелені пагони;  $\nu_l''$  - функція перетоку продуктів розпаду з листя у здеревілі пагони.

Приріст пагонів у висоту визначається як

$$\frac{dh_s}{dt} = \frac{dm_s}{dt} \frac{1}{\rho_s \pi r_s^2} \frac{1}{N_s}, \quad (4.68)$$

де  $dh_s/dt$  - швидкість росту пагонів у висоту;  $dm_s/dt$  - приріст маси пагонів;  $\rho_s$  - питома щільність пагонів;  $r_s$  - радіус пагонів;  $N_s$  - кількість пагонів на одну рослину.

Динаміка маси окремих частин кореневої системи описується такими рівняннями:

$$\frac{dm_{rfunc}}{dt} = \beta_{rfunc}^m \frac{dm_{root}}{dt}, \quad (4.69)$$

$$\frac{dm_{rwood}}{dt} = \beta_{rwood}^m \frac{dm_{root}}{dt}, \quad (4.70)$$

$$\frac{dm_{rdec}}{dt} = \frac{dr_{func}}{dt} \frac{1}{k_s^r} \quad npu \quad \frac{dm_{rfunc}}{dt} < 0, \quad (4.71)$$

$$m_{r_{mor}}(t) = m_{r_{dec}}(t-1). \quad (4.72)$$

де  $\beta_{r_{func}}^m$  - функція розподілу приросту маси у функціонуючі корені;  $\beta_{r_{wood}}^m$  - функція приросту біомаси в здеревілі корені;  $k_s^r$  - параметр, що характеризує частку життєдіяльних структур у біомасі коренів.

Ріст коренів у глибину і їхня щільність у ґрунті визначається рівняннями виду:

$$z_r = \frac{d_r m_r}{\rho_r} f_r, \quad (4.73)$$

$$\rho_r = \rho_r^{\max} \left(1 - e^{-d_\rho z}\right), \quad (4.74)$$

де  $z_r$  - нижня межа кореневої системи;  $m_r$  - маса коренів;  $\rho_r$  - щільність коренів у ґрунті;  $\rho_r^{\max}$  - максимальна щільність коренів у ґрунті;  $f_r$  - функція впливу фізико-механічних властивостей ґрунту на ріст коренів;  $d_r$ ,  $d_\rho$  - емпіричні параметри.

#### Блок формування площі листя

Динаміка площі асимілюючої поверхні листя описується формулами:

$$\frac{dL}{dt} = \frac{dm_{l_{func}}}{dt} \frac{1}{\sigma_L} \quad \text{при} \quad \frac{dm_{l_{func}}}{dt} \geq 0 \quad (4.75)$$

$$\frac{dL}{dt} = \frac{dm_{l_{func}}}{dt} \frac{1}{\sigma_L k_s^l} \quad \text{при} \quad \frac{dm_{l_{func}}}{dt} < 0,$$

де  $\frac{dL}{dt}$  - швидкість росту відносної площі поверхні листя;  $\sigma_L$  - питома поверхнева щільність листя;  $k_s^l$  - параметр, що характеризує частку життєдіяльних структур у загальній біомасі листя.

#### Блок накопичення радіонуклідів верби козиної

Приймається, що фонд вільних радіонуклідів у рослині формується за рахунок їхнього надходження кореневим шляхом:

$$\frac{dA_{lab}^f}{dt} = A_r^f \left( f \in {}^{90}\text{Sr}, {}^{137}\text{Cs} \right), \quad (4.76)$$

де  $\frac{dA_{lab}^f}{dt}$  - швидкість надходження радіонуклідів у рослини;  $A_r^f$  - надходження радіонуклідів у рослину кореневим шляхом.

Потік радіонуклідів через поверхню коренів знаходимо за методом В. М. Прохорова [27]. Корені розглядаються при цьому як поглинаюча площа:

$$\frac{dA_r^f}{dt} = \frac{\bar{A}_{soil}^f V^f}{2} \left\{ \frac{2k^f - V^f}{V^f} \exp\left[\frac{(k^f - V^f)k^f t}{D^f}\right] \operatorname{erfc}\left(\frac{2k^f - V^f}{2} \sqrt{\frac{t}{D^f}}\right) + 1 + \operatorname{erf}\left(\frac{V^f}{2} \sqrt{\frac{t}{D^f}}\right) \right\} \quad (4.77)$$

$$\frac{dA_{lab}^f}{dt} = A_{lab}^f (f \in {}^{90}\text{Sr}, {}^{137}\text{Cs})$$

де  $\frac{dA_r^f}{dt}$  - швидкість поглинання радіонуклідів кореневою системою рослин;  $\bar{A}_{soil}^f$  - вміст радіонуклідів у шарі ґрунту, де мешкає коренева система;  $V^f$  - швидкість конвективного переносу радіонуклідів у ґрунті під дією потоку вологи, що поглинається рослиною;  $k^f$  - коефіцієнт кореневого поглинання;  $D^f$  - коефіцієнт дифузії радіонуклідів у ґрунті;  $t$  - час початку вегетаційного періоду.

*Розподіл радіонуклідів між надземною і підземною частинами рослин, листками і пагонами визначається [21] як:*

$$\frac{dA_{shoot}^f}{dt} = \beta_{shoot}^{Af} \frac{dA_{lab}^f}{dt}; \quad (4.78)$$

$$\frac{dA_{root}^f}{dt} = (1 - \beta_{shoot}^{Af}) \frac{dA_{lab}^f}{dt}; \quad (4.79)$$

$$\frac{dA_{lfunc}^f}{dt} = \beta_l^{Af} \frac{dA_{shoot}^f}{dt} - \nu_l^A A_{lfunc}^f; \quad (4.80)$$

$$\frac{dA_{lyel}^f}{dt} = \frac{dA_{lfunc}^f}{dt} \quad \text{npu} \quad \frac{dm_{lfunc}^f}{dt} < 0; \quad (4.81)$$

$$A_{lmor}^f(t) = A_{lyel}^f(t-1); \quad (4.82)$$

$$\frac{dA_{sgr}^f}{dt} = \beta_{sgr}^{Af} \frac{dA_{shoot}^f}{dt} + \nu_l^{Af'} A_{lfunc}^f; \quad (4.83)$$

$$\frac{dA_{s_{wood}}^f}{dt} = \beta_{s_{wood}}^{Af} \frac{dA_{shoot}^f}{dt} + v_l^{Af''} A_{l_{func}}^f, \quad (4.84)$$

$$v_l^{Af} = v_l^{Af'} + v_l^{Af''}, \quad (4.85)$$

де  $\beta_{shoot}^{Af}$  - функція розподілу поглинених рослиною радіонуклідів між надземною і підземною частинами рослин;  $\beta_l^{Af}$  - функція розподілу радіонуклідів у листя;  $\beta_{s_{gr}}^{Af}$  - функція розподілу радіонуклідів у зелені пагони;  $\beta_{s_{wood}}^{Af}$  - функція розподілу радіонуклідів у здеревілі пагони;  $v_l^{Af}$  - функція переміщення радіонуклідів із листя при їхньому старінні;  $v_l^{Af'}$  - функція переміщення радіонуклідів із листя при їхньому старінні в зелені пагони;  $v_l^{Af''}$  - функція переміщення радіонуклідів із листя при їхньому старінні в здеревілі пагони.

Наведена вище система рівнянь описує формування гідрометеорологічного режиму в системі "грунт – рослина – атмосфера", основні процеси життєдіяльності рослин, їхній ріст і накопичення ними радіонуклідів.

### 4.3 Моделювання міграції радіонуклідів в системі « вода – грунт – рослина – продукт »

Водний шлях поширення радіонуклідів є домінуючим шляхом переносу радіонуклідів з території зони відчуження ЧАЕС на «чисті» або малозабруднені регіони України. Дніпровська річкова система - найважливіше джерело води для України. Як питну дніпровську воду використовує близько 8 млн. чоловік, продукти поливного землеробства і рибу споживають більш 30 млн. чоловік, що проживають у басейні Дніпра.

Забруднення Дніпровського каскаду досить значне. В даний час річний винос  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  може досягати, відповідно, 2-4 ТБк і 10-20 ТБк. Ці цифри підтверджують існування в басейні ріки Дніпро сильно забруднених водозбірних територій, розглянутих як довгострокові джерела надходження  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у ріки Прип'ять і Дніпро.  $^{137}\text{Cs}$ , що міститься у воді цих рік, практично, цілком затримується в шести штучних водоймищах Дніпровського каскаду, у той час як розчинні форми  $^{90}\text{Sr}$  досягають Чорного моря.

**Моделювання формування доз опромінення за рахунок водного фактора.** Моделювання переносу радіонуклідів у сільськогосподарських екосистемах виконувалося [29] на основі модифікованої математичної моделі, розробленої для оцінки забруднення сільськогосподарських

продуктів в умовах використання радіоактивно забруднених джерел води для поливного землеробства в моделі ECOSYS, запропонованої Muller і Prohl [30]. Загальна структура моделі представлена на рис.4.5.

Накопичення радіонуклідів у рослинах на зрошуваних землях відбувається внаслідок кореневого надходження радіонуклідів, що знаходяться в ґрунті внаслідок первинних випадань чорнобильського і дочорнобильського походження, радіонуклідів, що привносяться в ґрунт при поливі забрудненою водою, а також при безпосередньому надходженні радіонуклідів з поливної води в листя.

*Розрахунок активності, утримуваної наземною частиною рослин при поливі.* Сумарна активність, яка утримується наземною частиною рослин при поливі, може бути представлена як

$$A_i = f_{w,i} A_w, \quad (4.86)$$

де  $A_i$  - сумарна питома активність на рослині виду  $i$ ;  $f_{w,i}$  - фракція утримання для рослини виду  $i$ ;  $A_w$  - питома поверхнева активність внесена при поливі.

Частка утримуваних рослиною радіонуклідів визначається як:

$$f_{w,i} = \frac{LAI_i S_i}{R} \left[ 1 - \exp\left(\frac{-\ln 2}{3 \cdot S_i} \cdot R\right) \right], \quad (4.87)$$

де  $S_i$  - ефективне утримання води для рослини виду  $i$ ;  $LAI_i$  - поверхня листової частини рослин, що приходить на одиницю площі їхнього росту;  $R$  - питома об'єм поливу на одиницю площі листової поверхні.

У випадку, якщо значення фракції утримання радіонуклідів перевищує 1, значення  $f_{w,i}$  приймається рівним 1. Значення ефективного утримання води  $S_i$ , які використовуються в моделі, приймалися для  $^{137}\text{Cs}$  - 0,2-0,3 мм, а для  $^{90}\text{Sr}$  - 0,4-0,6 мм в залежності від виду рослин. Значення  $LAI$  залежать від пори року. Для кожного виду розглянутих рослин функції  $LAI$  табульовані. Для трави значення  $LAI$  простіше виразити через врожайність. Наступна функція представляє залежність  $LAI$  від врожайності:

$$LAI_g = LAI_{g,max} [1 - \exp(-k Y_g)], \quad (4.88)$$

де  $LAI_g$  - поверхня наземної частини трави, що приходить на одиницю площі її виростання;  $LAI_{g,max}$  - максимальне значення  $LAI$  для трави ( $7 \text{ м}^2/\text{м}^2$ );  $k$  - нормолізуючий коефіцієнт, ( $1 \text{ м}^2/\text{кг}$ );  $Y_g$  - врожайність трави в момент поливу,  $\text{кг}/\text{м}^2$ . Врожайність трави виражається у вигляді функції часу.

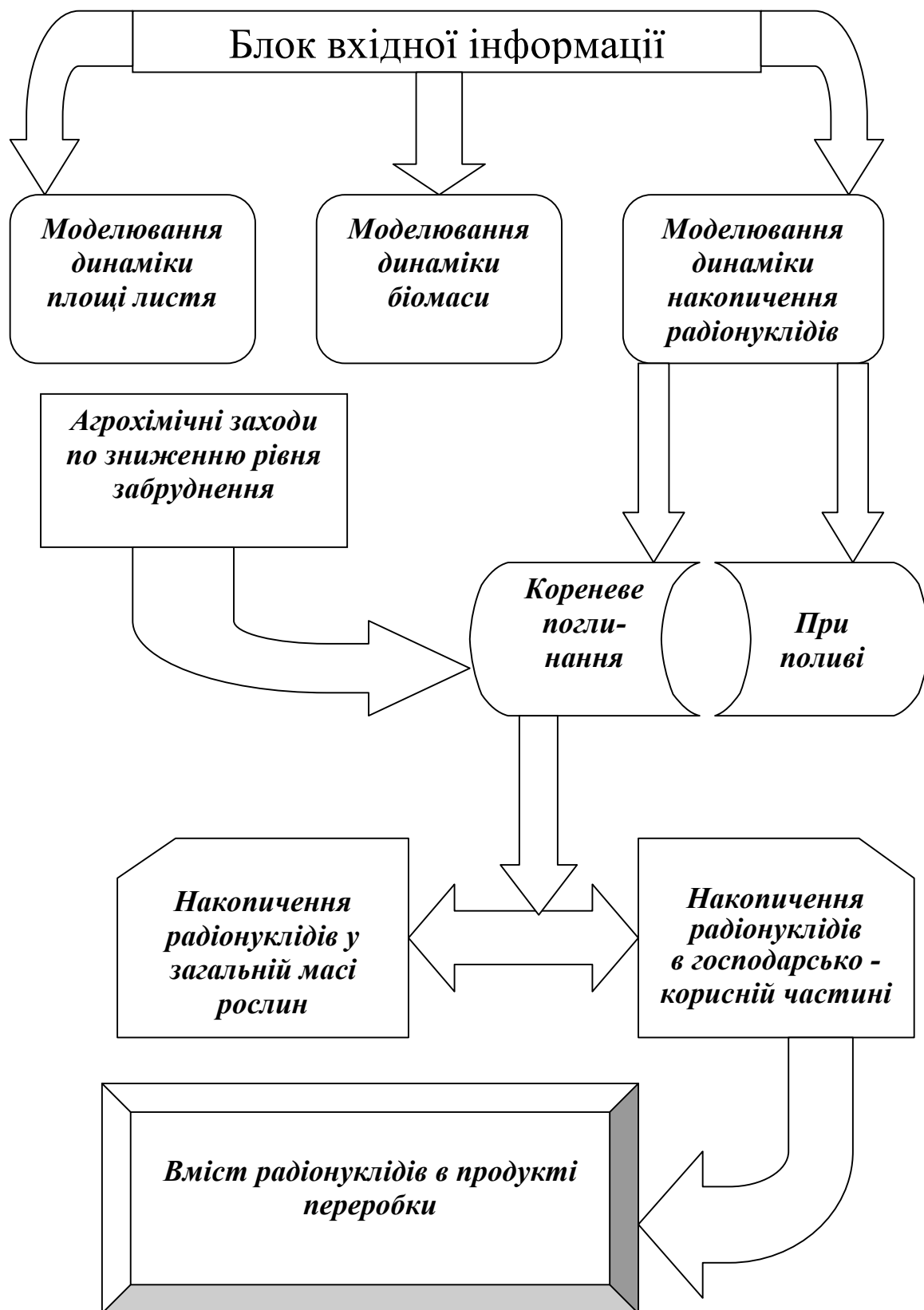


Рисунок 4.5 – Блок-схема моделі формування активності радіонукліда в системі вода – ґрунт – рослина – продукт.

Активність рослинних продуктів формується за рахунок безпосереднього надходження радіонуклідів через листя, а також за рахунок кореневого надходження:

$$C_i(t) = C_{i,l}(t) + C_{i,r}(t), \quad (4.89)$$

де  $C_i(t)$  - загальна активність у рослині виду  $i$ , Бк/кг;  $C_{i,l}(t)$  - активність в рослині виду  $i$  від надходження через листя, Бк/кг;  $C_{i,r}(t)$  - активність в рослині виду  $i$  від кореневого надходження, Бк/кг.

*Надходження радіонуклідів через листя.* При розрахунку вмісту радіонуклідів у рослинах необхідно розрізняти уживані людиною чи тваринами в їжу цілком (лишкові овочі, трава і т.д.) і рослини, у яких використовується тільки окрема частина (зерно, картопля і т.д.). Концентрація активності  $C_{i,l}(t)$  у момент  $t$  після поливу визначається початковою активністю в рослинах, втратами активності за рахунок погодних факторів (дощ, вітер), радіоактивним розпадом, а також ефектом "розбавлення" внаслідок росту біомаси рослин. Для цілком уживаних у їжу рослин, за винятком пасовищної трави, ріст біомаси враховується неявно, тому активність, що поглинається листям, залежить від врожайності. Таким чином, концентрація активності може бути виражена як

$$C_{i,l}(\Delta t) = \frac{A_i}{Y_i} \exp[-(\lambda_w + \lambda_r)\Delta t], \quad (4.90)$$

де  $C_{i,l}(\Delta t)$  - концентрація активності в рослині виду  $i$  у період збору врожаю;  $A_i$  - загальна питома активність на рослині виду  $i$ , що залежить від  $LAI$  даної рослини в момент поливу;  $Y_i$  - врожайність рослин виду  $i$  у період збору врожаю;  $\lambda_w$  - швидкість втрати активності за рахунок впливу погодних факторів;  $\lambda_r$  - константа радіоактивного розпаду;  $\Delta t$  - час, що пройшов з моменту поливу до збору врожаю.

Періоди збору врожаю і врожайність різних культур відомі і задаються. Крім того, для цезію-137, що має високу рухливість, істотне переміщення речовин до коренів і наступний їхній перерозподіл:

$$C_{g,l}(t) = \frac{A_g}{Y_g} \{(1 - a) \exp[-(\lambda_b + \lambda_w + \lambda_r)t] + a \exp[-(\lambda_t + \lambda_r)t]\} \quad (4.91)$$

де  $C_{g,l}(t)$  - концентрація активності у траві в момент  $t$  після поливу;  $A_g$  - загальна питома активність трави;  $Y_g$  - врожайність трави в момент поливу;  $a$  - фракція, яка переходить в кореневу систему;  $\lambda_b$  - швидкість "розбавлення" внаслідок росту біомаси;  $\lambda_t$  - швидкість падіння активності при переміщенні в кореневу область;  $t$  - час після поливу.

Як  $\lambda_w$  приймається значення, що відповідає періоду напівочищення в 25 днів.  $\lambda_b$  – сезонно залежна величина [30].

Величини  $\lambda_w$  і  $\lambda_b$  дають результуючий ефективний період напівочищення від 10 до 16 днів. Величина  $\lambda_r$  отримана на основі чорнобильських даних і складає  $1,16 \cdot 10^{-2}$  доб.<sup>-1</sup> (період напівочищення 60 днів), при значенні фракції  $a = 0,05$ .

Для рослин, що вживаються в їжу лише частково, необхідно розглянути процес переносу радіонуклідів від листя до їстівної частини рослини. Цей механізм залежить від фізіологічних властивостей розглянутого елемента: він має велике значення при надходженні цезію і практично не впливає на активність у випадку надходження стронцію. В останньому випадку відіграє роль лише безпосереднє надходження в їстівну частину рослини. Крім того, кількість перенесеної активності залежить від тривалості періоду  $\Delta t$  між поливом і збором врожаю.

У моделі переносу описується коефіцієнт переходу  $T_i(\Delta t)$ , що являє собою фракцію активності, перенесену від листя до їстівної частини рослини до моменту збору врожаю. Коефіцієнт залежить від елемента, виду рослини, а також часу, що пройшов від поливу до збору врожаю.

Концентрація радіонукліда в рослинах виду  $i$ , зібраних через  $\Delta t$  днів після поливу визначається наступною формулою

$$C_{i,t}(\Delta t) = \frac{A_i}{Y_i} T_i(\Delta t) \exp(-\lambda_r \Delta t), \quad (4.92)$$

де  $T_i(\Delta t)$  - коефіцієнт переходу для рослини виду  $i$ ;  $Y_i$  - врожайність їстівної частини рослини виду  $i$ .

*Кореневе надходження радіонуклідів.* Концентрація радіонукліда в рослинах, що утворена кореневим надходженням, розраховується з використанням концентрації радіонукліда в ґрунті і коефіцієнтів накопичення  $TF_i$  (табл. 4.3), які виражають співвідношення концентрацій активності в рослині і ґрунті. При цьому ураховується вплив агрохімічних властивостей ґрунту, а також внесення калійних добрив та вапнування на процес накопичення радіонуклідів коріннями рослин:

$$C_{i,r}(t) = [TF_i C_s(t)] A_{xim} (1 - F_{ud}/F_{izv}), \quad (4.93)$$

де  $C_{i,r}(t)$  - концентрація радіонукліда у рослині виду  $i$  від кореневого надходження в момент  $t$  після поливу;  $TF_i$  - коефіцієнт накопичення в системі "ґрунт – рослина" для рослини виду  $i$ ;  $C_s(t)$  - концентрація радіонукліда у прикореневій області ґрунту в момент  $t$ ;  $A_{xim}$  - обобщенная функція впливу агрохімічних властивостей ґрунту на накопичення коріннями радіонуклідів;  $F_{ud}$  - функція впливу внесення калійних добрив на накопичення радіонуклідів коріннями рослин;  $F_{izv}$  - функція впливу внесення вапна на кореневе накопичення радіонуклідів.



Якщо надходження в ґрунт відбувається в період росту рослини, то для кореневого надходження використовується коригувальний коефіцієнт, що зменшує кореневе надходження. Цей коефіцієнт являє собою відношення проміжку часу від поливу до збору врожаю тобто до всього періоду тривалості вегетації.

**Таблиця 4.3 - Коефіцієнти накопичення ґрунт – рослина  $TF_i$  (Бк/кг)/(Бк/кг)**

Рослина	$^{137}Cs$	$^{90}Sr$
Трави	0,05	0,5
Картопля	0,01	0,02
Злаки	0,02	0,03
Листкові овочі	0,02	0,03
Овочі-коренеплоди	0,01	0,02
Плодові овочі	0,01	0,02

Концентрація в прикореновому шарі ґрунту розраховується по формулі:

$$C_s(t) = \frac{A_s}{L\delta} \exp[-(\lambda_s + \lambda_f + \lambda_r)t], \quad (4.94)$$

де  $A_s$  - загальна питома активність на ґрунті;  $L$  - глибина прикореневого шару;  $\delta$  - щільність ґрунту;  $\lambda_s$  - швидкість зменшення активності через переміщення за межі прикореневого шару;  $\lambda_f$  швидкість фіксації радіонуклідів у ґрунті.

Значення  $\lambda_s$  розраховується за формулою:

$$\lambda_s = \frac{v_a}{L(1 + \frac{K_d\delta}{\Theta})}, \quad (4.95)$$

де  $v_a$  - швидкість просочування води в ґрунті;  $K_d$  - коефіцієнт розподілу;  $\Theta$  - вміст води в ґрунті.

Приймається, що глибина прикореневого шару для ріллі і пасовищ складає відповідно 0,25 і 0,1 метра. Середньорічна швидкість просочування, води передбачається біля 2 м/рік, щільність ґрунту –  $1,4 \cdot 10^{-3}$  кг/м<sup>3</sup> і середній вміст води в ґрунті вважається рівним 20 %. Коефіцієнт розподілу  $K_d$  для стронцію складає 100 см<sup>3</sup>/г, а для цезію – 1000 см<sup>3</sup>/г. Швидкість фіксації радіонуклідів у ґрунті  $\lambda_f$  приймається для цезію –  $2,2 \cdot 10^{-4}$  доба<sup>-1</sup>, а для стронцію –  $9 \cdot 10^{-5}$  доба<sup>-1</sup>.

Вплив обробки сільськогосподарської продукції на вміст радіонуклідів у продуктах харчування, готових до вживання. Забруднення продуктів харчування і кормів розраховується з урахуванням зміни концентрації активності в процесі обробки і готування, а також часу обробки і збереження. Концентрацію активності в продукті  $k$  одержують з концентрації активності в сирому продукті за виразом:

$$C_k(t) = C_{k0}(t-t_{pk})P_k, \quad (4.96)$$

де  $C_k(t)$  - концентрація активності у готовому до вживання продукті  $k$  у момент  $t$ ;  $C_{k0}(t)$  - концентрація активності у сирому продукті в момент  $t$ ;  $P_k$  - коефіцієнт зміни активності при готуванні продукту  $k$ ;  
Коефіцієнти зміни активності радіонуклідів при приготуванні продуктів приведені в табл. 4.4. При переробці молока зміна концентрації кінцевого продукту не приймається до уваги.

Таблиця 4.4 - Коефіцієнти зміни активності при обробці та приготуванні продуктів

Оброблюваний продукт	Коефіцієнт зміни, концентрація в сирому продукті = 1		
	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	Інші
Пшеничне борошно	0,5	0,5	0,5*
Пшеничні висівки	3	3	3**
Житнє борошно	0,5	0,6	0,5*
Житні висівки	3,5	2,7	3**
Очищена картопля	0,8	0,8	0,8
Овочі	0,8	0,8	0,8
Олія	0,2	0,2	1
Вершки, 30 % жирності	0,4	0,7	1
Згущене молоко	2,7	2,7	2,7
Сир	0,8	0,6	1

Примітка: \* для  $P_i$  приймається значення 0,2; \*\* для  $P_i$  приймається значення 4.

Наведена вище математична модель описує вміст радіонуклідів в продуктах харчування, які вирощуються у поливному землеробстві в районі Дніпровських водоймищ і може бути використована для оцінки рівня надходження радіонуклідів в організм людини.

## 5 МЕТОДИ КОНТРОЛЮ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНОВО-РОСЛИННОГО ПОКРИВУ

### 5.1 Основні причини погіршення ґрунтів

Площа суші земної кулі, яка доступна для господарського використання, складає земельний фонд планети. Загальна площа суші на земній кулі – 149 млн. км<sup>2</sup>. При сучасному рівні техніки людству для господарського використання доступні 134 млн. км<sup>2</sup> (13,4 млрд. га) трохи більш ніж  $\frac{1}{4}$  всієї поверхні земної кулі. Площа продуктивних угідь становить 8,608 млрд. га, але тільки половина з них зайнята в сільському господарстві (4,553 млрд. га) решта ліси і чагарники. У середньому на кожного жителя Землі доводиться біля 1 га орних земель, луків, пасовищ; з них лише 0,4 га – орні землі. Однак ця величина неухильно знижується в зв'язку із зростанням народонаселення Землі і виходом частини угідь із сільськогосподарського обороту. Щорічно виключаються з використання 5-7 млн. га угідь.

Експерти ФАО (Food & Agriculture Organization UN – Продовольча і сільськогосподарська організація ООН, заснована у 1945 р. у Римі) передбачають, що використовуючи новітню техніку і технологію в землеробстві, людство може ввести в активний сільськогосподарський оборот таку ж кількість земель, яка обробляється в цей час (11,2% земельного фонду або 3% поверхні Землі), довівши розораність суші до 20 – 25%.

За даними обліку на 01.01.1995 р., в Україні сільськогосподарські угіддя займають 41 862 тис. га, що становить 72,3% загальної території суші країни. Під ріллею перебуває 57,5% загальної площі, або 79,5% площі сільськогосподарських угідь, що становить 33 291,2 тис. га. Площа сільхозугідь на 1 жителя становить 0,83 га, площа ріллі – близько 0,66 га. Охорону і раціональне використання земель регулює Земельний Кодекс України, прийнятий 13 березня 1992 р.

Причини погіршення ґрунтів різні: це і стихійні сили природи, і результат цілеспрямованої діяльності людини: неправильний полив зрошуваних земель, порушення правил агротехніки і сівозміни, вирубки охоронних лісів, розораність схилів, надмірний випас худоби, необґрунтоване вилучення сільськогосподарських земель, забруднення ґрунтів різними речовинами.

Ґрунтова ерозія (водна і вітрова) - це руйнування і видалення ґрунтів і підстилаючих їх материнських порід під впливом вітру, атмосферних опадів і схилового стоку, що утворюється при цьому; стоку іригаційних

вод, внаслідок чого формуються еродовані ґрунти, яри, забруднюються водні об'єкти. Водна ерозія більш небезпечна, спостерігається зазвичай в теплий час року, епізодично. Внаслідок вітрової ерозії на планеті щорічно в атмосферу надходить більше як 500 млн. т фунтових часток у вигляді пилу. У Мехіко іноді осаджується 26 т / км<sup>2</sup> ґрунтових часток у вигляді пилу.

У період 50-60-их років в Україні було необґрунтовано розорано 2 млн. га малопродуктивних природних угідь і схилових земель. Розораність земель досягла 81%, від всієї території - 57%. Тільки 8% території України залишається зараз в природному вигляді (болота, озера, гірські масиви, покриті і непокриті лісом). Порушилося екологічно допустиме співвідношення між площами ріллі, природних угідь, лісових і водних ресурсів, що збільшило ерозійні процеси. Так, площа еродованих земель за останні 25 років збільшилася на 33 % і досягла 12,1 млн. га, а дефляційно небезпечних - 9,8 млн. га (55,2%); вміст гумусу зменшився з 3,5 до 3,2%. Щорічно площа еродованих земель зростає на 70-80 тис. га. Значної екологічної шкоди земельні і інші ресурси зазнають внаслідок забруднення викидами промисловості, відходами, трансграничним перенесенням і незавершеним використанням методів хімізації в аграрному секторі.

Спустелювання (аридизація) не стільки утворення пустель, скільки більш широкий процес погіршення і зниження продуктивності територій; відбувається в будь-яких кліматичних умовах, а його інтенсивність залежить від водного і теплового режиму. Причина аридизації - антропогенний вплив без урахування взаємозв'язку природних компонентів (рельєфу, ґрунту, рослинного і тваринного світів), що формують біологічну продуктивність території і її стійкість до впливу зовнішніх чинників. На Землі 900 млн. га знаходиться під пустелями, зобов'язаними своїм походженням людині, біля 5-7 млн. га щорічно випадає з освоєння внаслідок аридизації. За 2 тис. років пустеля захопила територію, яка в разі сільськогосподарського використання могла б прогодувати людство.

Засолення спричиняє повне або часткове виключення ґрунтів з активного сільськогосподарського використання або зменшення їх продуктивності. Основна причина - непомірний, безсистемний полив при відсутності дренажу. Повторне засолення: а) неглибоко залягаючи мінералізовані ґрунтові води, підіймаючись капілярами ґрунту і випаровуючись, залишають солі у поверхні; б) при непомірному поливі відбувається підйом ґрунтових вод, заболочування і засолення ґрунту солями, розчиненими в цих водах (при глибокому заляганні ґрунтових вод засолення можливе над ущільненим шаром).

Відбувається відчуження земель на будівництво шляхів промислових підприємств, житла, комунікацій, розширення міст (за термінового часу понад 60 млн. га).

Під хімічним забрудненням ґрунту потрібно розуміти зміну хімічного складу ґрунту внаслідок антропогенної діяльності, що спричинила погіршення його якості. **Забруднення ґрунту зумовлене двома факторами:** забруднення, пов'язане з викидами промислових підприємств, енергетики, транспорту; забруднення, зумовлене використанням в сільському господарстві хімічних засобів захисту рослин і добрив.

Значний збиток ґрунту наносить забруднення важкими металами. У природі існує 78 таких елементів. Особливу небезпеку представляють ртуть, миш'як, кадмій, свинець, нікель, мідь, цинк. Розподіл продуктів техногенезу по поверхні ґрунту зумовлений впливом ряду метеорологічних, топографічних і геохімічних факторів, а також характером джерел забруднення. Забруднені ґрунти спостерігаються, як правило, навколо промислових центрів і автомагістралей. Надходячи в атмосферу з факелів підприємств, а потім осідаючи на поверхню ґрунту у вигляді аерозолів, пилу або розчинених сполук важких металів з дощем і снігом, важкі метали складають геохімічні провінції, що створює несприятливі умови для розвитку природних процесів ґрунтоутворення. Внаслідок роботи металургійних підприємств на поверхню ґрунту щорічно надходить не менше як 150 тис. т міді, 122 тис. т цинку, 90 тис. т свинцю, 12 тис. т нікелю, 1500 т молібдену, 800 т кобальту, 31 т ртуті. Вони нагромаджуються в ґрунті, потрапляють у рослини, водні об'єкти. Суперфосфатні заводи забруднюють ґрунт огарковим пилом, що містить залізо, мідь, свинець, фтор. Внаслідок спалення вугілля і нафти в ґрунт щодобово надходить 1600 т ртуті, 3600 т свинцю, 2100 т міді, 700 т цинку, 3700 т нікелю і ін. З вихлопними газами автотранспорту на земну поверхню попадає 260 тис. т свинцю.

Кожний квадратний метр ґрунту щорічно поглинає з атмосфери 6 кг шкідливих для ґрунту речовин. У результаті відбувається деградація ґрунту, порушується процес ґрунтоутворення, змінюється реакція ґрунтів. Відбувається пригноблення рослинності до її повного зникнення, зростає інтенсивність ґрунтової ерозії, руйнування структури ґрунту, меншає її пористість, гіршає водно-повітряний режим ґрунтів. 1 см ґрунту формується 1000 років, а 1 см гумусу втрачається в розвинених країнах за 3 роки.

## 5.2 Охорона ґрунтово-рослинного покриву

Основні втрати продуктивних земель пов'язані з ґрунтовою ерозією, повторним засоленням, спустелюванням, порушенням рослинності та ґрунтів, пов'язаним з розробкою копалин, вилученням земель під будівництво, забрудненням шкідливими речовинами.

### 1. Ерозія.

Протиерозійні заходи поділяються на:

- організаційно-господарські (складання плану протиерозійних заходів);
- агротехнічні (використання самих рослин, протиерозійна обробка ґрунту, снігозатримання, регулювання сніготанення, агрохімічні засоби підвищення родючості еродованих ґрунтів);
- лісомеліоративні (створення лісових захисних смуг);
- гідротехнічні протиерозійні споруди (вали, тераси, загати, перепади, лотки-швидкотоки і ін.).

Конкретний склад протиерозійних заходів визначається формами і інтенсивністю вияву ґрунтової ерозії, особливостями зволоження території, умовами рельєфу і використання земель.

### **2. Повторне засолення.**

Найбільш важливі питання охорони;

- відновлення і підвищення родючості зрошуваних ґрунтів;
- вдосконалення існуючих і розробка нових методів прогнозу водно-сольового режиму зрошуваних районів;
- вирівнювання родючості зрошуваних територій напівпустельної та сухостепної зон, придання ґрунтам однорідних водно-фізичних і агротехнічних якостей.

### **3. Вилучення земель для сільськогосподарських цілей.**

- розробка науково-обґрунтованих норм земельних площ для будівництва і встановлення суворого контролю за їх дотриманням;
- використання земель, непридатних для сільського господарства;
- прокладка комунікацій під землею;
- науково обґрунтовані розрахунки при створенні водосховищ.

### **4. Забруднення ґрунтів.**

Ґрунтовий покрив є приймачем більшості хімічних речовин, що поступають в біосферу. Завдяки своїм властивостям ґрунт є головним акумулятором, сорбентом і руйнівником шкідливих речовин. Профілактичні і активні заходи щодо зменшення забруднення ґрунтів такі:

- суворе виконання положень закону про охорону природи;
- контроль за надходженням, вмістом в ґрунтах забруднювачів;
- вивчення можливих процесів трансформації токсичних речовин в ґрунтах і на цій основі прогнозування можливого забруднення ґрунтів;
- максимальне можливе скорочення застосування найбільш небезпечних пестицидів;
- розробка нормативів ГДК речовин в ґрунтах з урахуванням процесів самоочищення ґрунтів.

Ґрунт є середовищем, для якого задача нормування рівня забруднювачів дуже складна. Нормативи вмісту хімічних речовин в ґрунті з урахуванням шкідливого впливу цих речовин на здоров'я людини

уперше стали розробляти в СРСР. Рішення цієї задачі ускладнюється тим, що основна кількість хімічних речовин з ґрунту надходить в організм людини не прямим шляхом, а по біологічних ланцюжках: ґрунт – рослина – людина, ґрунт – рослина – тварина – людина, ґрунт – вода – людина, ґрунт – атмосферне повітря – людина.

ГДК - максимальна масова частка забруднюючої ґрунт хімічної речовини, що не спричиняє прямого або непрямого впливу (включаючи віддалені наслідки) на навколишнє середовище і здоров'я людини.

Деякі дослідники рекомендують при встановленні ГДК приймати за основу такі лімітуючі показники:

- транслокаційний (перехід елемента, що нормується, в рослини);
- міграційний повітряний (перехід в повітря);
- міграційний водний (перехід у воду);
- загальносанітарний (вплив на здатність ґрунту і ґрунтовий мікробіоценоз до самоочищення, а також можливості хімічних перетворень).

У табл. 5.1 наведені ГДК деяких пестицидів і важких металів в ґрунті. Для більшості інгредієнтів, в тому числі багатьох важких металів ГДК в ґрунті не розроблений, так як питання забруднення ґрунтів і його вплив на біосферу мало вивчене в порівнянні з іншими середами[25].

Таблиця 5.1 – ГДК деяких хімічних речовин і органічних сполук в ґрунті, мг/кг ґрунту

№ п/п	Елементи, сполуки	ГДК, часток на мільйон
1.	3,4-бенз(а)пірен	0,02
2.	Бензин (розчинник)	1,5
3.	Бензин (паливний)	0,05
4.	Ртуть	2,1
5.	Свинець	на 20 > фону
6.	Скипидар	1
7.	Хром	на 0,02 > фону
8.	Бромофос	0,4
9.	Карбофос	2
10.	Фталофос	0,1
11.	Хлорамп	0,05
12.	Хлорофос	0,5
13.	Ціанокс	0,4
14.	Циклоат	1
15.	Пеніцилін	0,0025
16.	Меркуран	0,0001
17.	Гептохлор	0,05

ГДК нафтопродуктів в ґрунтах по нормативах, що діяли у колишньому СРСР, не визначені. Але в Німеччині вважається, що забруднення ґрунтів нафтопродуктами нижче за 400 мг/кг допускає їх подальше використання. Сумарний вміст нафтопродуктів визначають, екстрагуючи їх відповідними розчинниками. Небезпеку для здоров'я людини складають лише деякі компоненти нафти - бензол, Н-гексан, поліциклічні вуглеводні, які ВОЗ рекомендує контролювати в навколишньому середовищі.

Завдяки добрій розчинності нітрату поширення цих сполук в ОС контролюється у водних об'єктах, для яких розроблені відповідні нормативи. Порогова концентрація нітратного азоту в ґрунті становить 130 мг/кг[5].

### **5.3 Організація спостережень за рівнем хімічного забруднення ґрунту та методи його дослідження**

Негативні наслідки антропогенного забруднення ґрунтів вже виявляються на регіональному і навіть глобальному рівні. Тому розробка програм спостережень за рівнем хімічного забруднення ґрунтів, тобто система спостережень і оцінок стану ґрунтів внаслідок антропогенного забруднення, є вельми актуальною.

У задачу спостережень входять:

- реєстрація сучасного рівня хімічного забруднення ґрунтів, виявлення географічних закономірностей і динаміки тимчасових змін забруднення ґрунтів в залежності від розташування і технологічних параметрів джерел забруднення;
- оцінка можливих наслідків забруднення ґрунтів і прогноз тенденцій зміни хімічного складу ґрунтів в найближчому майбутньому;
- обґрунтування складу і характеру заходів щодо регулювання можливих негативних наслідків в результаті забруднення ґрунтів і заходів, спрямованих на докорінне поліпшення вже забруднених ґрунтів;
- забезпечення зацікавлених організацій інформацією про рівень забруднення ґрунтів.

Виходячи з цих задач можна виділити такі види спостережень:

- режимні спостереження, тобто систематичні;
- комплексні спостереження, які включають дослідження процесів міграції забруднюючих речовин в системах: атмосферне повітря – ґрунт, ґрунт – рослина, ґрунт – вода та ґрунт – донні відкладення;
- вивчення вертикальної міграції забруднюючих речовин;
- спостереження за рівнем забруднення ґрунтів в певних пунктах відповідно до запитів організацій.



Таким чином, при спостереженнях за рівнем забруднення ґрунтів необхідно знати не тільки існуюче забруднення ґрунтів, але і прогнозувати на майбутнє з урахуванням заходів, спрямованих на зменшення хімічних забруднень. При прогнозі необхідно враховувати, що ґрунт є елементом ландшафту, тому його дослідження невіддільне від вивчення всіх компонентів природного і антропогенного комплексу, всіх шляхів накопичення забруднюючих речовин в природних, сільських і міських умовах.

В Україні контроль за ґрунтами регламентується постановою КМ України від 20 серпня 1993 р. № 661 "Положення про моніторинг земель".

*Хіміко-аналітичні дослідження забрудненості ґрунтів.* На рекогносцировочному етапі визначають обмежені фрагменти території, пов'язані з джерелами забруднення навколишнього середовища (транспортні засоби, місця складування і поховання відходів, стоки і викиди на виході).

На етапі зйомки мережа випробовування по можливості рівномірно покриває всю територію передбачуваної зони впливу. При цьому можливі різні варіанти мереж випробовування, густина яких визначається детальністю.

На основі літературних і експериментальних даних встановлено, що максимальна концентрація елементів-забруднювачів зосереджена у верхньому горизонті ґрунту, потужністю до 10 см. У загальному випадку рекомендується відбирати пробу з шару, що відповідає за потужністю гумусовому горизонту природних ґрунтів. Для отримання представницьких результатів потрібно застосовувати спосіб змішаних зразків. На ділянках фону зразок формується з 3-4 проб з майданчика 10×10м. При великомасштабній зйомці території з техногенним забрудненням відбір зразків проводиться з майданчиків 1×1 м методом конверта. Змішаний зразок при цьому формується з п'яти проб, відібраних у вершинах і центрі квадрата.

Середній об'єм ґрунтової проби становить 300-400 г. При підготовці до аналізу ґрунт просушується, розтирається в порцеляновій ступці, просівається через сито з отворами 1 мм.

Основні вимоги до результатів досліджень на початковому етапі пов'язані з необхідністю експресного отримання даних по максимально широкому комплексу хімічних елементів, що формують зони забруднення, і оцінки природних кількісних співвідношень між елементами. Мета – виявити пріоритетні забруднюючі речовини. Більшості викладених умов відповідає експресний приблизно-кількісний спектральний метод з пересипанням матеріалу, що аналізується і із застосуванням трифазної дуги постійного струму на дифракційному спектрографі типу ДФС-13. Однак по деяких елементах чутливість методу недостатня (Hg, As, Cd, F).

Для визначення ртуті використовуються ртутні аналізатори різних модифікацій (РАФ, ІМГРЕ-4 і інш.).

Елементи, що не уловлюються при спектральному аналізі, можуть бути визначені атомно-абсорбційним методом (ААМ). Цим методом визначаються також рухомі форми металів. Атомно-абсорбційний метод дозволяє визначати до 70 елементів в кількостях на рівні 0,1-0,01 мкг/мл, що допускає аналіз без попереднього концентрування. З допомогою ААМ можна визначати Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, Cd, Hg, As, Se.

#### **5.4 Організація спостережень і контролю за забрудненням ґрунтово-рослинного покриву пестицидами**

У сільському господарстві постає перехід до промислових методів виробництва: інтенсифікація шляхом механізації, хімізації (застосування мінеральних добрив і хімічних заходів захисту рослин). Внаслідок застосування мінеральних добрив врожайність збільшується на 50-60%. Але засвоюється рослинами лише 50-60% добрив, що вносяться, інші ж надходять у повітря і водоймища, в тому числі підземні. Одночасно відбувається зменшення вмісту в ґрунті органічних речовин, що призводить до раптового локального спустелювання.

За даними ФАО, 1/5 частину урожаю знищують комахи. Надбавка урожаю від хімічних заходів захисту пестицидів (російський аналог слова - "ядохимикат") - становить 20-60%.

Пестициди - (складається від латинських слів *pestis* - "зараза" і *cidere* - "знищувати") загальна назва хімічних речовин для боротьби з небажаними видами комах (інсектициди), рослин-бур'янів (гербіциди), грибних хвороб (фунгіциди), для дезинфекції і боротьби з шкідниками і паразитами шляхом обкурювання, наприклад, тваринницьких ферм (фумиганти) та ін. До пестицидів відносяться і речовини, які регулюють зростання і розвиток рослин (ауксини, дефоліанти), залякування тварин (репеленти), їх стерилізацію (хемостерілізатори). 1500 хімічних речовинам власна пестицидна активність, 550 із них застосовуються як пестициди, а модифікацій по міжнародній класифікації понад 10 тис. препаратів.

Світове виробництво пестицидів в 1980 р. склало понад 2 млрд. т на рік. У США зараз випускається 9 тис. різних синтетичних препаратів, а площа, що обробляється ними складає біля 50% ріллі. У Японії застосування пестицидів на 1 га ґрунту в 5 раз, а в ФРН в 6 раз більше за США (2 кг/га). Останнім часом зростає розуміння необхідності біологічних заходів захисту рослин.

Пестициди - єдиний забруднювач, який свідомо вноситься людиною в навколишнє середовище. По визначенню Ейхлера, пестициди є основним ядром токсикантів навколишнього середовища. Докладні відомості про більш ніж 630 препаратів і їх ГДК приводяться в "Довіднику

по пестицидах", 1985. пестициди - біологічно активні речовини і такі що часто негативно впливають на навколишнє середовище.

Поліхлоровані біфеніли (ПХБ) являють собою суміш сполук у різним вмістом хлору (від 40 до 60%). У біологічному відношенні ПХБ - одні з самих страшних отрут серед хлорорганічних інсектицидів, вони ще більш ефективні, ніж ДДТ, і що саме головне, практично неруйнівних. У питній воді, згідно до європейських стандартів якості води, вміст ПХБ не повинен перевищувати 100 нг/л. І хоча виробництво цих сполук заборонене в 1970 р., в р. Сіні відзначаються концентрації ПХБ, в декілька разів перевищуючи допустимі. На сьогоднішній день єдиним способом виведення ПХБ може бути спалення при температурі 1000 градусів Цельсія.

Незважаючи на високий рівень хімізації в сільському господарстві, и США до 80-х років 400 видів членистоногих були стійкі до хлорорганічних пестицидів. А залишкові кількості пестициди виявляються в рослинних і м'ясо-молочних продуктах, рибі, питній воді, тканинах тваринних, в організмі людини. Пестициди шкідливо позначаються на здоров'ї людей, особливо дітей. Кожний тиждень в організм американця надходить біля 1 мг пестицидів, причому ці речовини в більшості випадків мають тривалий період розпаду (табл. 5.2).

Таблиця 5.2 – Період напіврозпаду (кількість років) пестицидів в ґрунтах

№ п/п	Назва	Період напіврозпаду, рік
1.	Сполуки As, Pb, Cu, Hg	10 – 30
2.	ДДТ, інсектициди	2 – 4
3.	Тріазінові гербіциди	1 – 2
4.	Гербіциди бензойної кислоти	0,1 – 1,0
5.	Карбаматні інсектициди	0,02 – 0,1

Значення періоду напіврозпаду визначається часом, необхідним для того, щоб препарат втратив не менш за 95% своєї активності при нормальних умовах і звичайній інтенсивності застосування.

Характер і інтенсивність сорбції пестицидів залежать як від ґрунтово-кліматичних умов (типу ґрунту, вогкості, температури), так і від хімічної природи пестициду. З підвищенням температури ґрунту міцність зв'язку пестицидів з ґрунтовими мінералами знижується і спостерігається процес десорбції. Істотну роль у вмісті в ґрунті пестицидів грає випаровування і вимивання. Пестициди в ґрунті перерозподіляються як по вертикалі, так і по горизонталі. Вони добре проникають углиб зі зрошенням.

Основними шляхами забруднення харчових продуктів є поглинання і

накопичення пестицидів рослинами. Чим вище сорбційна здатність ґрунтів, тим менше пестицидів поглинається рослинами.

Ефективність застосування хімічних засобів захисту рослин істотно залежить від асортименту пестицидів. Необхідно використовувати менш стійкі форми заходів захисту рослин, термін дії яких в ґрунті і суміжних середовищах не перевищує одного вегетаційного періоду. При виборі пестицидів повинні бути вирішені питання про нормування залишкових кількостей препаратів в продуктах споживання, кормах, щоб забезпечити їх ефективне використання. Пестициди потрібно використовувати суворо за призначенням, в мінімально необхідних кількостях і лише там, де хімічні засоби не можна замінити біологічними.

ІЕМ Держкомгідромету розроблені правила і методи відбору проб ґрунтів для визначення мікрокількості пестицидів. На початковому етапі вивчається матеріал про фізико-географічні умови об'єкта дослідження, інформація про тривалість застосування пестицидів, вибираються поля, де пестициди застосовувалися найбільш тривалий час (5-7 років), аналізується врожайність.

Дослідження забруднення ґрунтів проводяться на постійних і тимчасових пунктах. Постійні пункти створюються на період не менше за 5 років. Чисельність постійних пунктів залежить від кількості і розмірів господарств. До постійних пунктів відносяться території молокозаводів, м'ясокомбінатів, елеваторів, плодоовочевих баз, птахоферм, рибгоспів і лісгоспів. Для оцінки фонового забруднення ґрунту вибираються ділянки, віддалені від сільськогосподарського виробництва, промислових виробництв, в "буферній зоні" заповідників.

На тимчасових пунктах спостереження ведуться протягом одного вегетаційного періоду або року.

Звичайно в господарстві обстежується 8-10 полів під основними культурами. В області щорічно треба обстежити не менш двох господарств. Проби відбираються 2 рази на рік: навесні після сівби, восени після збирання урожаю. Для встановлення динаміки або міграції пестицидів в системі ґрунт – рослина спостереження проводяться не рідше 6 разів в рік (фонові перед посівом, 2-4 рази під час вегетації, 1-2 рази після збирання урожаю).

Для оцінки майданного забруднення ґрунту пестицидами складається проба ґрунту, в яку входять 25-30 проб (виїмок), відібраних в полі по діагоналі тростяним ґрунтовим буром, який занурюється на глибину орного шару (0-20 см). Ґрунт, що потрапив в пробу з підорного шару, видаляється. Маса проби становить 15-20 г. Відбір проби можна проводити за допомогою лопати. Якщо обстеження проводяться в садах, то кожна проба відбирається на відстані 1 м від стовбура дерева. Проби повинні бути близькі за кольором, структурою, механічним складом.

При вивченні вертикальної міграції пестицидів закладаються ґрунтові

розрізи, розміри яких залежать від товщини ґрунтів. Ґрунтовий шурф перетинає всю серію ґрунтових горизонтів. Розміри шурфу становлять приблизно 0,8×1,5×2,0 м. Коротка стінка шурфу (лицьова або робоча) на момент опису повинна бути звернена до сонця.

Перед взяттям проб проводиться коротке описання місця розташування розрізу і ґрунтових горизонтів (вогкість, колір, механічний склад, структура, новоутворення, включення кореневих систем, сліди діяльності тварин, мерзлота). Проби беруться на лицьовій стороні шурфу починаючи з нижніх горизонтів. З кожного генетичного горизонту ґрунту береться один зразок товщиною 10 см.

Площа поля, що характеризується однією пробою, неоднакова для різних категорій місцевості (в степових районах це 10-20 га, в зрошуваній зоні - 2-3 га, в гірських районах - 0,5-3 га).

Проби-виймки зсипаються в крафт-папір, ретельно перемішуються і квартуються 3-4 рази, знову перемішуються і діляться на 6-9 частин, з центра яких береться однакова кількість ґрунту в мішечок або крафт-папір. Маса отриманого початкового зразка становить 400-500 г. Зразок забезпечується етикеткою і реєструється в польовому журналі порядковий номер зразка, місце відбору, рельєф, вид сільськогосподарського угіддя або господарської діяльності, площа поля, дата відбору, хто відбирав.

Початкові проби повинні аналізуватися в природно-вологодому стані. Якщо аналіз протягом дня не може бути зроблений за будь-яких причин, то проби висушуються до повітряно-сухого стану в захищеному від сонця місці. Методом квартування береться в лабораторії проба масою 0,2 кг. З неї видаляються коріння, камені, чужорідні включення. Проба розтирається в порцеляновій ступці, просівається крізь сито з діаметром отвору 0,5 мм, після чого з неї беруться наважки для хімічного аналізу по 10-50 г.

### **5.5 Організація спостережень і контролю за забрудненням ґрунтово-рослинного покриву важкими металами**

Перед здійсненням програми спостережень необхідно провести планування робіт: визначити кількість точок відбору проб, скласти схему їх територіального розміщення, намітити маршрути, послідовність обробки площ, встановити терміни виконання завдання, перевірити наявність і якість топографічного матеріалу і тематичних карт, зібрати відомості про джерела забруднення.

Спостереження за рівнем забруднення важкими металами (ВМ) носять експедиційний характер. Час їх проведення не має значення, але краще їх здійснювати влітку в період збирання основних сільськогосподарських культур. Повторні спостереження здійснюються через

5-10 років. При виборі ділянок спостережень використовується топографічна карта, в центрі якої розташовується місто, селище або промисловий центр (рис.5.1). З геометричного центру проводяться кола радіусом 0,2; 0,5; 1,0; 1,5; 2; 3; 4; 5; 8; 10; 20; 30; 50 км в масштабі карти, тобто окреслюється зона можливого забруднення ґрунтів важкими металами. Протяжність зони забруднення ґрунтів визначається розою вітрів, характером викидів в атмосферу, висотою труби, рельєфом, рослинністю і т.д. Значна кількість аерозолів і газів, що містять важкі метали, залишається в атмосфері і переноситься на великі відстані.

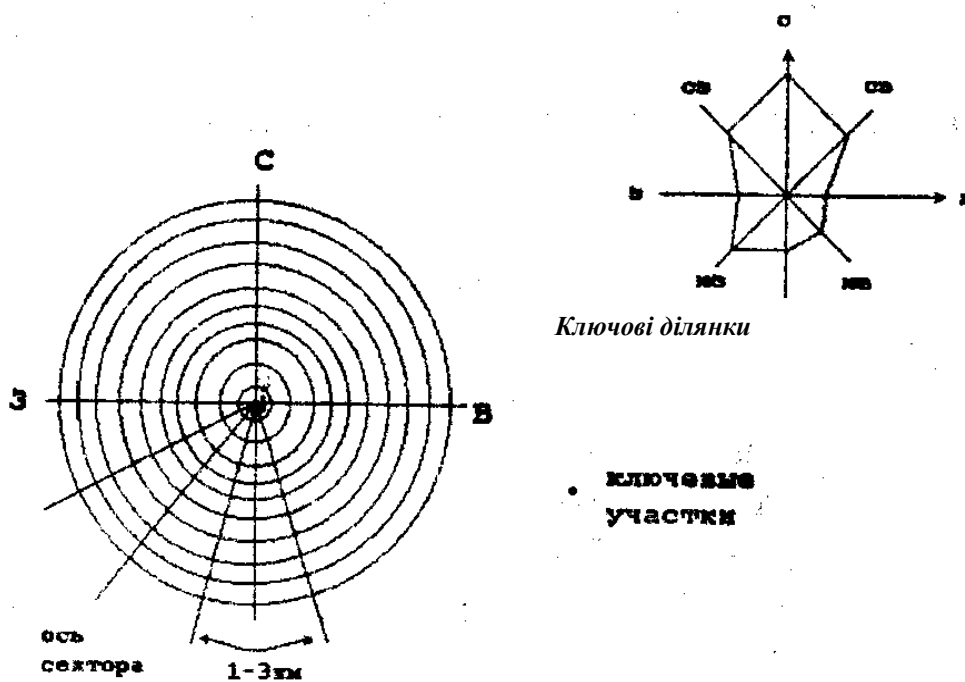


Рисунок 5.1- Карта-схема проведення спостережень забруднення ґрунтів важкими металами навколо підприємства

На підготовлений план місцевості наноситься роза вітрів (по 8-16 румбах). Самий великий вектор, що відповідає найбільшій повторюваності вітрів, відкладають у підвітряний бік на відстань 25-30 км. У напрямі радіусів з найбільшим забрудненням будуються сектори шириною 200-300 м поблизу джерел забруднення з поступовим розширенням до 1-3 км. У місцях перетину осей секторів з колами розташовуються *ключові ділянки*, на них мережа опорних розрізів, пункти і

майданчики відбору проб. Ключова ділянка має розмір 1-10 га і типові фізико-географічні умови (грунт, рельєф, рослинність) для даної місцевості (по розі вітрів). Якщо роза вітрів виражена нечітко, то ключові ділянки розташовуються у всіх напрямках рівномірно. Якщо міграція важких металів пов'язана з водними потоками, то напрям променів треба погоджувати з вектором водної міграції. Загальна кількість ділянок дорівнює 15-20.

Спочатку проводиться рекогносцировочне обстеження місцевості маршрутним шляхом. Внаслідок рекогносцировки виявляються основні ландшафтні особливості території, загальні закономірності просторових змін ґрунтового покриву і ін. Збираються відомості про клімат і мікроклімат, про погодні умови останніх років, про захворювання, пов'язані і підвищеним змістом важких металів в екосистемі.

При оцінці забруднення території важкими металами доцільно простежувати шляхи повітряного і водного забруднення ґрунтів. Більш детальне обстеження треба провести на ключових ділянках, вздовж переважаючих потоків.

Необхідно провести порівняння змін рівня забруднення, що відбуваються по мірі збільшення або зменшення впливу того або іншого фактору, і викликаних цими змінами закономірних змін міри забруднення ґрунтів важкими металами в просторі. Ці закономірності найбільш чітко можна виявити на ґрунтово-геоморфологічних профілях, які перетинають територію вздовж переважаючих потоків.

**Ґрунтово-геоморфологічний профіль** це заздалегідь вибрана вузька, прагнуча до лінії смуга земної поверхні, на якій встановлено кореляцію міри забруднення ґрунтів з одним або декількома екологічними факторами. Ґрунтово-геоморфологічні профілі закладаються по векторах рози вітрів. Вони не можуть повністю замінити ключові ділянки, й повинні доповнювати одна одну.

Техногенні викиди, що надходять в ґрунт через атмосферу, зосереджуються в основному у верхніх шарах ґрунту (2-5 см). Нижні горизонти забруднюються внаслідок обробки ґрунтів (оранки, культивуації, боронування), а також дифузійного і конвективного перенесення через ґрунтові тріщини, ходи тварин і рослин. На ріллі пробу треба відбирати в шарі 0-10 і 10-20 см, на цілині і старому покладі 0-2,5; 2,5-5; 5-10; 10-20; 20-40 см. Об'єднана проба складається методом конверта. Відбір і складання проби аналогічні операціям відбору проб ґрунту на пестициди. Пробу ґрунту відправляють на аналіз в лабораторію, додаючи талон, що містить відомості про сам ґрунт і умови відбору: порядковий номер зразка, число, місяць, рік відбору, назва або номер пункту, відстань від джерела забруднення або зовнішнього кордону міста, напрям від джерела по 16 румбах, крутість схилу і його експозиція, частина схилу (верхня, середня або нижня третина), основні точки і лінії рельєфу, де закладається

майданчик; вершини, улоговини, вододіли, пойми; глибина залягання ґрунтових вод (визначається по глибині колодязів); рослинність і її стан (задовільний, добрий, незадовільний); стан і якість обробки поверхні ґрунту. Проби і супровідні талони в лабораторії зберігаються протягом 1,5-2 років.

З метою встановлення інтенсивності надходження ВМ в ґрунт щорічно проводиться відбір проб снігу. Об'єднаний зразок снігу з площі 1 га складається з 20-40 точкових проб. Проба береться ранньою весною до початку підсніжного стоку талої води.

Відбір проб ґрунту в містах проводиться по сітці квадратів такого масштабу, який забезпечив би частоту відбору проб ґрунту не менше як 5-6 зразків на 100 га (1 км<sup>2</sup>). Відбір проб здійснюється методом конверта зі стороною 5-10 м з глибини 20 см на газонах, в садах, парках, скверах, дворах. При цьому необхідно враховувати планування міста, гіпсометрію, висоту забудови, розподіл атмосферних опадів, зливого стоку, розташування автомагістралей і промислових підприємств і ін. фактори.

## 5.6 Складання і оформлення карт забрудненості ґрунтів

Для інтерпретації аналітичних даних результати досліджень наносять на карти і розрізи.

При дослідженні забруднення ґрунтів важкими металами складаються спеціальні карти – ґрунтотехнохімічні карти. На них представляються типи, підтипи, види і різновиди ґрунтів, а також міра їх забрудненості.

Карта забрудненості є тематичною (різновид ґрунтових карт). Вона складається після вивчення відомостей про об'єкт дослідження, джерела викидів, після аналітичної обробки зразків ґрунту. Процес складання карти має такі етапи:

1. **Підготовлюється топографічна основа.** Топографічна основа карти повинна забезпечити прив'язку до місцевості і відобразити природні особливості території (рельєф, рослинний покрив, гідрографію і т.п.), а також, по можливості, відобразити господарську діяльність людини.

2. **Розробляється шкала ступеню забрудненості ґрунтів.** Важкі метали розподіляються в ґрунтах нерівномірно, тому необхідна спеціальна обробка даних, яка можлива при наявності ГДК. Однак для більшості важких металів ГДК не розроблені. Оцінка і картографування ступеню забрудненості ґрунтів різними інгредієнтами можуть бути здійснені при наявності шкали. Варіант шкали представлений в табл. 5.3.



Таблиця 5.3 - Шкала забрудненості ґрунтів

Ступінь забрудненості ґрунтів	Частки ГДК
Незабруднені	<1
Слабкозабруднені	1-3
Середньозабруднені	3-5
Сильнозабруднені	>5

Для виявлення аномалій забрудненості ґрунтів використовуються також деякі коефіцієнти. Наприклад,  $k_c$  - коефіцієнт концентрації елемента в аномалії ( $q_a$ ) по відношенню до середньофонового його вмісту у відповідному середовищі ( $q_\phi$ ):

$$K_c = q_a/q_\phi, \quad (5.1)$$

Сумарний показник концентрації асоціації елементів визначається:

$$Z_c = \sum_{i=1}^n k_{ci} - (n - 1), \quad (5.2)$$

де  $n$  - кількість аномальних елементів в асоціації.

Кількісну залежність між змінами показників стану здоров'я дітей і геохімічними показниками, акумульованими в коефіцієнті  $Z_c$  положено в основу шкали небезпеки забруднення атмосферного повітря по рівню забруднення ґрунтів важкими металами. Вона включає 4 умовних рівні:

- допустимий ( $Z_c$  ґрунтів < 16);
- помірно-небезпечний ( $Z_c = 16 - 32$ );
- небезпечний ( $Z_c = 32 - 128$ );
- надзвичайно небезпечний ( $Z_c > 128$ ).

**3. Коректуються ґрунтові контури і наносяться контури забрудненості за розробленою шкалою.** На карту-основу переносять спочатку чисельні значення забруднення ґрунтів тим чи іншим важким металом. Кожному значенню шкали відповідає певний колір або штрихова від фонових значень до значень з зростаючим забрудненням (блакитний - зелений - жовтий - оранжевий - червоний). Для кожної забруднюючої речовини складається окрема карта. При малій кількості елементів можна скласти спільні карти.

4. *Остаточне оформлення карти.* Карти супроводжуються пояснювальною запискою, в якій наводяться фізико-географічні, метеорологічні умови, дається характеристика джерел забруднення. Результати аналізу представляються в табличній формі та додаються до карти.

Інформація про забруднення ґрунтів пестицидами і важкими металами подається у такому вигляді: піврічна довідка включає матеріали обстеження за перше півріччя, річна - за весь рік і друге півріччя. Звіт про стан забруднення ґрунтів пестицидами складається з декількох розділів: вступ містить відомості по регіонах, назву і кількість обстежених господарств, принципи їх вибору, частку обстеженої території в районі, загальну кількість проаналізованих проб, вид робіт, тимчасові або режимні спостереження, аналітичні роботи. У спеціальних таблицях наводяться відомості про застосування пестицидів в господарствах, що обстежуються за звітний і минулі роки. Дається стисла характеристика ґрунтів, клімату, рельєфу, рослинності, метеорологічна характеристика. Для кожного пестициду складається окрема таблиця: середній вміст залишкових кількостей, кількість проб і сезон відбору, найменування господарств, де кількість забруднення перевищує ГДК; кількість пестицидів в частках ГДК. Наприкінці звіту приводяться основні результати і висновки.

При обробці значного числа аналітичних даних забрудненості ґрунтів необхідно застосовувати методи математичної статистики. Серед інших методів перспективне використання частотних розподілів, які в багатьох випадках дозволяють визначати природний фон і підтвердити наявність аномалій.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Агроекологія / Под ред. В.А. Черникова, А.И. Чекереса. – М.: Колос, 2000. – 536 с.
2. Беккер А.А., Агаев Т.Б. Охрана и контроль загрязнения природной среды. – Л.: Гидрометеоздат, 1989. – 288с.
3. Благодатний В.І., Ковальчук П.І. Ресурсозберігаюча організація зрошеного землеробства. – К.: Урожай, 1991. – 79 с.
4. Буфатин О.И., Парашуков Н.Б., Фомкина Н.Д., Алексахин Р.М. Распределение некоторых радионуклидов в системе почва-оросительная вода (модельный опыт) – Почвоведение, 1983, № 8, с. 133-136.
5. Витько В.И., Гончаров И.Г. Система радиационного мониторинга (СИРАМО) – Харьков, ХФТИ, 1992.
6. Временные методические рекомендации по контролю загрязнения почв. – М.: Гидрометеоздат, 1983.
7. Жигайло Е.Л. Моделирование формирования качества урожая капусты белокочанной.// Метеорология, климатология и гидрология. – 1996, № 33. С. 52 – 56.
8. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. 2-е изд. – М.: Гидрометеоздат, 1984. – 560 с.
9. Кирюшин В.И. Экологические основы земледелия. – М.: Колос, 1996.
10. Ковальчук П. І. Моделювання і прогнозування стану навколишнього середовища: Навч. Посібник. – К.: Либідь, 2003. – 208 с.
11. Маликов В.Г., Перепелятников Г.П., Алексахин Р.Т. О связи гидрохимических классов природной оросительной воды с накоплением  $^{89}\text{Sr}$  в урожае озимой пшеницы при орошении дождеванием. – Докл. ВАСХНИЛ, 1981, № 7, с. 25-26.
12. Марчук Г.И. Математическое моделирование в проблеме окружающей среды. – М.: Наука, 1982. – 319 с.
13. Математические модели контроля загрязнения воды: Пер. с англ. / Ред. А. Джеймс – М.: Мир, 1981 – 471 с.
14. Моделирование процессов засоления и осолонцевания почв /Отв. ред. В.А. Ковда, И. Соболев – М.: Наука, 1980 – 262 с.
15. Методические указания по контролю загрязнения почв – М.: Гидрометеоздат, 1977 – 64 с.
16. Моделирование роста и продуктивности сельскохозяйственных культур/ Под. ред. Ф.В.Т. Пеннинга де Фриза, Х. Хван Лаара – Л.: Гидрометеоздат, 1986 – 320 с.
17. Най П.Х., Тинкер П.Б. Движение растворов в системе "почва – растение". М.: Колос, 1980. – 365 с.
18. Некос В.Ю. Основи загальної екології та неоекології: Навчальний посібник у 2-х ч. – ч. 2. – Харків: Прапор, 2001. – 287 с.

19. Охорона ґрунтів: Навч. посіб. / М.К. Шикуча, О.Ф. Гнатенко, Л.Р.Петренко, М.В. Капштик.– К.:Т-во "Знання", КОО, 2001.–398 с.
20. Оценка и регулирование качества окружающей природной среды / Под ред. Н.Д. Порядина, А.Д. Хованского. – М.: Прибой, 1996.
21. Полевой А.Н. Моделирование процесса формирования продуктивности зерновых культур в условиях радиоактивного загрязнения агроэкосистем. // Метеорология и гидрология. – 1993, № 3. с. 97 - 105
22. Полевой А. Н. Прикладное моделирование и прогнозирование продуктивности посевов. – Л.: Гидрометеиздат, 1988 – 320 с.
23. Полевой А.Н. , Хохленко Т.Н. Моделирование формирования урожая сельскохозяйственных культур в условиях орошения черноземов Придунайской провинции. // Почвоведение. – 1995, № 12, с. 1518 – 1524.
24. Почвы. Классификация химических веществ для контроля загрязнения - ГОСТ 17.4.1.02-83-М.-Госком СССР по стандартам.
25. Предельно-допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почвах и допустимые уровни их содержания по показателям вредности (по состоянию на 1.01.1991 г.). – Мин. Охраны окружающей среды Украины. – 1992.
26. Природа моделей и модели природы/ Под. ред. Д.М. Гвишиани, И.Б. Новика, С.А. Пегова. – М.: Мысль, 1986 – 270 с.
27. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование. /Под ред. Р.М. Алексахина. М.: Энергоиздат, 1981. – 98 с.
28. Прохоров В.М. Математическая модель поглощения элементов растениями из почвы. //Агрохимия. – 1970, № 7. С. 126– 135
29. Радиоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. /Под ред. О.В. Войцеховича. - Киев: ВІПОЛ, 1988. т.2. – 227с.
30. Сафранов Т.А., Польовий А.М., Коніков Є.Г., Ротар М.Ф., Ільїна В.Г., Паєвська Л.А., Сучков І.О. Антропогенне забруднення геологічного середовища та ґрунтового-рослинного покриву: Навчальний посібник. – Одеса, Вид-во "ТЭС", 2003. – 260 с.
31. Сельскохозяйственная радиоэкология. / Под ред. Р.М. Алексахина и Н.А. Корнеева. – М.: Экология, 1991. – 297 с.
32. Строгонова М.А., Полевой А.Н., Математическое моделирование формирования качества урожая. – Л.: Гидрометеиздат, 1986–51 с.
33. Тяжелые металлы и радионуклиды в агроэкосистемах. – М.: Материалы науч.-практ. конференции, 1994 – 292 с.

Навчальне видання

**Жигайло Олена Леонідівна**

**МОДЕЛЮВАННЯ АНТРОПОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ  
ГРУНТОВО-РОСЛИННОГО ПОКРИВУ ТА МЕТОДИ ЙОГО  
КОНТРОЛЮ**

Конспект лекцій

Підп. до друку  
Умовн. друк. арк.

Формат  
Тираж

Папір  
Зам. №

Надруковано з готових оригіналів-макетів

---

Одеський державний екологічний університет,  
65016, Одеса, вул. Львівська, 15

---