

Семінарське заняття № 14

з навчальної дисципліни «Прогнозування стану довкілля»

Модуль 7. Понятійний апарат та загальні принципи моделювання і прогнозування стану довкілля.

Розділ 9: «Наукові основи екологічного моделювання і прогнозування»

Тема: „Основні поняття екологічного прогнозування ”

Виховна мета: Розвиток у студентів екологічного мислення, формування природоохоронного світогляду.

Навчальна мета:

1. Ознайомити студентів із загальними принципами екологічного прогнозування.
2. Довести до студентів інформацію про основні поняття екологічного прогнозування.
3. Показати студентам реальну можливість застосування отриманої на лекції інформації у практичній діяльності працівника системи МНС.

Навчальні групи: курсанти, студенти.

Тривалість: 2 години.

Місце проведення: за розкладом.

Матеріальне забезпечення: 1) мультимедійна презентація;
2) література з дисципліни.

План

1.1 Основні поняття екологічного прогнозування

1.2 Класифікація екологічних прогнозів

Література:

1. Ковальчук П.І. Моделювання і прогнозування стану навколишнього середовища: Навч. посібник. – К.: Либідь, 2003. – 208 с.
2. Лаврик В.І. Методи математичного моделювання в екології: Навч. посібник. – К.: Видав. дім. „КМ Академія”, 2002. – 203 с.
3. Богобоящий В.В., Чурбанов К.Р., Палій П.Б., Шмандій В.М. Принципи моделювання та прогнозування в екології: Підручник. – К.: Центр навчальної літератури, 2004. – 216 с.
4. Тарасова В.В. Екологічна статистика. – К.: ЦУЛ, 2008. – 392 с.
5. Гладкий А.В., Скопецький В.В. Методи числового моделювання екологічних процесів: Навч. посібник. – К.: Видав. „Політехніка”, ТОВ „Фірма „Періодика””, 2005. – 152 с.
6. Семененко М.Г. Математическое моделирование в MathCad. – М.: Альтекс-А, 2003. – 208 с.
7. Макаров Е.Г. Инженерные расчеты в Mathcad: Учебный курс. – СПб.: Питер, 2003. – 448 с.
8. Тарасевич Ю.Ю. Информационные технологии в математике. – М.: СОЛОН-Пресс, 2003. – 144 с.
9. Моисеев Н.Н. Математические задачи системного анализа. – М.: Наука, 1981. – 487 с.

Вступ

Існує широкий клас явищ, у яких об'єктом спостереження служить яка-небудь числова величина або послідовність числових величин, розподілені в часі. Температура, безупинно записувана самописним термометром; курс акцій на біржі наприкінці кожного дня; зведення метеорологічних даних, щодня публікуюче бюро погоди, - усе це тимчасові ряди, безперервні або дискретні, одномірні або багатомірні. Ці тимчасові ряди міняються порівняно повільно, і їм цілком можна обробляти за допомогою обчислень вручну або за допомогою звичайних обчислювальних приладів, як рахункові лінійки й арифмометри. Їхнє вивчення ставиться до звичайних розділів статистичної науки." (Вінер)

Протягом усієї історії в людства постійно виникають завдання, на які в рамках наявного знання важко одержати однозначну відповідь. Останні роки суспільство цікавили, наприклад, такі проблемні питання: "Що буде з екосистемою Балтійського моря в 2021 році?", "Як зміниться екологічна

ситуація при перекиданні вод північних рік в аридні райони?", "У якому напрямку піде розвиток ринкової економіки в Росії?", "До яких наслідків може привести порушення озонного шару атмосфери?" і т.д. Проблеми такого роду повсюдно виникають як у фахівців, що безпосередньо вивчають складні системи, так і в осіб, що ухвалюють рішення при тому або іншому характері використання цих систем.

З найдавніших часів (і по сьогоднішній день) люди вірили в те, що їх майбутнє визначається богами й пізнати його можна лише вдавшись до магії або гадання. Усі навколишні явища природи і його власний розвиток пояснювалися впливом фантастичних або міфічних сил. Однак і в ті далекі часи людина смутно усвідомлював, що події майбутнього якимось образом пов'язані із сьогоденням і минулим. Зараз важко сказати, хто був першим прогнозістом, але достеменно відомо, що з дуже давніх часів існував (і існує донині) "інститут провісників" - пророків, оракулів, авгурів, шаманів, астрологів і ін.

З історії Прадавньої Греції добре відомий своїми оракулами славне місто Дельфи. Прогноз цих оракулів відрізнявся від звичайних пророцтв окремих віщунів тим, що він обговорювався на раді дельфійських мудреців, що ретельно знайомилися з усіма обставинами прогнозованої ситуації.

Авгури - колегія жерців у Прадавньому Римі, призначених, по переказу, першим римським царем Ромулом, - ворожили й будували прогнози по поведінці птахів (польоти птахів були своєрідними "моделями", за допомогою яких треба було вивести сьогодення з минулого). Без пророкувань авгурів не проводився жодний серйозний державний захід Прадавнього Риму.

І ось сьогодні, відповідно до крилатого вираження "усе нове - це добре забуте старе", дослідники знову згадали й авгурів, і дельфійських оракулів.

Щоб проілюструвати це, приведемо кілька цитат відомих екологів і фахівців в області екологічного прогнозування.

Доктор біологічних наук Н.Ф.Реймерс (1990, с. 409): "Прогнозування екологічне - пророкування можливої поведінки систем, обумовленого природними процесами й впливом на них людства".

Академік В.Е.Соколов (1979, с. 5): "...Екологічне прогнозування охоплює складний комплекс об'єктів - від природних екосистем до промислових і сільськогосподарських. Одними із центральних компонентів прогнозування є екосистеми... Одна із цілей прогнозування - збереження природних ресурсів на високопродуктивному рівні, який може бути використаний протягом невиразно тривалого часу".

Доктор біологічних наук Ю.З.Кулагин (1980а, с. 15; 1980б, с. 36; 1985, с. 10): "...Для екології прогнозування стало настільки значимим, що сучасний етап її розвитку характеризується інтенсивним формуванням екологічного прогнозування як самостійного наукового напрямку. Це пов'язане з актуальністю прийняття захисних превентивних заходів щодо відношення до окремих видів і біоценозам; очевидна й життєва необхідність екологічних прогнозів для перспективних народногосподарських планів і проектування нових технологій по використанню природних ресурсів... Під екологічним прогнозуванням доцільно розуміти створення таких узагальнень і методів, які забезпечують вироблення прогностичних оцінок стосовно особин і популяціям видів, про долю яких ми турбуємося... Сугубо практичний аспект прогнозування вимагає підкреслити обов'язкову заблаговременність. Від екологічного прогнозування принципово не можна вимагати гранично точних картин майбутнього й однозначного пророкування конкретних деталей організації виду, динаміки його популяції в ще не реалізованих умовах... Виходячи із сучасного рівня розвитку теорії й методів екологічного прогнозування, необхідно зробити більш інтенсивним процес вивчення біологічних компонентів екосистем і аналізувати отримані результати в комплексі з даними інших наук з метою підвищення точності й дальнодействия прогнозу наслідків від сучасного техногенеза".

Доктор біологічних наук В.Д.Федоров (1983, с. 10, 22, 23): "Уточнюючи поняття екологічного прогнозу, ми повинні стосуватися насамперед змін природних екосистем, їхнього складу й структури, а також рівня функціонування й ступені стійкості до несприятливого впливу ззовні... Існують дві протилежні крайні точки зору на екологічний прогноз. Відповідно одній, підтримуваній головним чином приватними екологами - фахівцями з екології різних таксономічних груп, у прогнозі взагалі на загал не потрібно ніякого системного підходу... Прихильники іншої позиції затверджують, що поведінка екосистеми неможливо звести до закономірностей поведінки популяцій, бачать у застосуванні імітаційного моделювання відображення можливості обліку емерджентних властивостей (властивостей цілого, відсутніх у компонентів системи або не виведених зі знання цих властивостей у компонентів. - Г.Р., В.Ш., П.Б.) і вважають конструювання й вивчення на ЕОМ властивостей таких більших, дорогих і громіздких моделей - єдиною прийнятною, справді науковою основою екологічного моделювання... Існує, звичайно, ще компромісна думка, коли екологи говорять про розумні початки кожного з підходів і можливостях їх синтезу".

Ці досить великі цитати добре вводять у проблематику екологічного прогнозування.

1.1 Основні поняття екологічного прогнозування

Екологічне прогнозування, з одного боку, можна розглядати як "функцію" екології, з іншого боку - як складову екологічного моніторингу, а із третьої - як розділ прогностики (науки про закономірності розробки прогнозів). Тому одні поняття екологічного прогнозування є властиво екологічними, інші мають безпосереднє відношення до моніторингу, треті мають загальнонаукову значимість.

Під **екологічним прогнозуванням** розуміється пророкування стану такої системи, серед істотних елементів якої фігурує хоча б одна біотична компонента екосистеми (популяція, співтовариство та ін.). Інструментом екологічного прогнозування є екологічний предиктор - модель або прогностичний параметр, засіб прогнозування (не обов'язково математичний), що служить для формування екологічного прогнозу. Окремий екологічний предиктор, побудований модельєром (під модельєром тут розуміється людина, колектив, організація, що розробляють модель, або програма, що синтезує модель, та ін.), називається предиктором-індивідуумом.

Нехай прогноз зміни показника Y проводиться n окремими предикторами-індивідуумами, побудованими різними методами (або різними модельєрами) і службовцями для досягнення однієї мети. Організація їх у колектив може бути здійснена або шляхом комплексации прогнозів, або шляхом комплексції самих предикторів. Під комплексцією прогнозів $Y(1), \dots, Y(n)$, отриманих за допомогою n предикторів-індивідуумів, будемо розуміти процес розробки оптимального в деякому змісті прогнозу Y^* показника Y , що служить тієї ж мети, що і є функцією вихідних прогнозів:

$$Y^* = F[Y(1), Y(2), \dots, Y(n), X].$$

Прогноз Y^* , отриманий у підсумку комплексации окремих прогнозів $Y(1), Y(2), \dots, Y(n)$, будемо далі називати колективним прогнозом (колективом предикторів).

Колектив предикторів повинен бути організований так, щоб, по-перше, спрацьовував ефект системності типу "ціле більше суми своїх частин": надійність прогнозів колективу предикторів повинна бути вище надійності кращого із предикторів-індивідуумів - членів колективу. По-друге, прогнози колективу предикторів повинні бути якісними: помилки пророкувань малої частки предикторів-індивідуумів у колективі, як значними вони б не були, повинні несуттєво позначатися на надійності комплексних прогнозів. По-третє, для елімінації омніпотентності факторів у колектив повинні включатися самі "кращі" і "найнесхожі" між собою предиктори-індивідууми.

Таким чином, резерв підвищення надійності екологічного прогнозування полягає в організації окремих предикторів (включаючи експертів) у колектив.

Тут при побудові прогнозів екстремум показників якості шукається не тільки по параметрах окремого предиктора й не тільки шляхом вибору кращого серед заданого набору окремих предикторів, але й по всіляких їхніх суперпозиціях.

Однієї з основних характеристик екологічного прогнозу потрібно вважати детальність формулювання прогнозу. Детальність прогнозу можна розглядати в різних ракурсах: за структурою, параметрам і т.п. Далі більш детальним будемо вважати прогноз, сформульований у більш сильній шкалі. Прогноз, сформульований у кількісній шкалі, - найдужчий, прогноз у ранговій шкалі уступає йому, а прогноз у шкалі найменувань – найслабкіший із усіх існуючих (в останньому випадку говорять про прогноз макростанів системи).

Будь-який екологічний предиктор стану функціонуючої системи розробляється з безпосереднім використанням емпіричних даних, отриманих з деяким тимчасовим кроком спостережень. Цей крок характеризує детальність наявної апостеріорної інформації з осі часу.

Як правило, екологічні предиктори синтезуються з метою вироблення прогнозів із заданим кроком, що характеризують детальність формулювання прогнозу по осі часу. У загальному випадку крок спостережень не збігається із кроком прогнозу. Із двох прогнозів стану досліджуваної системи, виконаних для того самого майбутнього моменту часу, більш детальним за часом будемо вважати той, у якого крок прогнозу менше.

Для цілей даної роботи більш строге визначення детальності формулювання прогнозу не буде потрібно. Буде досить його інтуїтивного сприйняття: більш детальний, виходить, більш докладний.

Відзначимо, що вперше, правда в іншому контексті, подібні терміни - "рівень деталізації прогнозу", "деталізація мови моделювання" - конструктивно були використані в методі групового обліку аргументів. Екологічний предиктор будується з використанням певної інформації про функціонування системи протягом деякого минулого відрізка часу. Величина цього відрізка називається **періодом підстави прогнозу**.

Проміжок часу, на який розробляється прогноз, називається **періодом (часом) попередження прогнозу**. Поряд із часом попередження й детальністю формулювання іншою найважливішою характеристикою будь-якого прогнозу є його **надійність (точність, вірогідність)**. Під надійністю прогнозу будемо розуміти деякий розумний захід відмінності передвіщених станів екосистеми від, що реалізувалися в дійсності. Конкретні заходи відмінності будуть наведені в наступних главах. Тут доречно відзначити, що загальновизнаного визначення надійності екологічного прогнозу немає й, імовірно, не може бути в принципі, у силу великого різноманіття екосистем, цілей і методів прогнозування. Проте можна затверджувати, що з ростом часу попередження за інших рівних умов надійність прогнозів падає.

Оцінювання надійності прогнозів називається верифікацією (Прогностика. Термінологія..., 1978). Методика верифікації багато в чому визначається основними характеристиками прогнозу. Уніфікованої методики верифікації екологічних прогнозів не існує по тим самим причинам. Тому для кожного випадку пророкування, для кожної системи необхідно описувати порядок верифікації прогнозів.

Можна назвати ще й принцип економічності моделей екологічного прогнозування - вибір мінімально можливого числа параметрів моделі за умови збереження її достатньої адекватності. Наприклад, використання завищеного показника ступіня полінома- предиктора у моделі, що самоорганізується, або порядки відмінності в моделі авторегресії приводить до росту дисперсії помилок і до помітного росту дисперсій.

Час попередження, детальність формулювання й надійність - основні характеристики екологічного прогнозу. Без їхнього обліку будь-які розгляди яких б то не було прогнозів просто безглузді. З іншого боку, цих характеристик досить для обговорення багатьох змістовних завдань. Наприклад, якою може бути максимальна надійність прогнозу стану досліджуваної системи при заданих часом попередження й детальності формулювання? Якою повинна бути найбільша детальність формулювання прогнозу при необхідних надійності й часу попередження?

Нарешті, останній термін, який має сенс тут привести, - це система екологічного прогнозування. Такі системи призначені для формування по всій доступній інформації максимально надійних екологічних прогнозів; вони містять у собі методи прогнозування й засоби їх реалізації. Систему екологічного прогнозування можна розглядати як підсистему екологічного моніторингу.

У системі екологічного прогнозування повинен здійснюватися синтез кращих досягнень екології, прогностики й інформатики. У майбутньому подібні системи, можливо, зможуть перерости в екологічні банки знань і в автоматизовані системи керування раціональним природокористуванням, включаючи в себе відповідні експертні системи.

1.2 Класифікація екологічних прогнозів

Існує велика література по класифікації об'єктів прогнозування, методів прогнозування й самих прогнозів стосовно до різних галузей знань (Тейлтел.,тел, 1971; Робоча книга..., 1982). Однак скільки-небудь докладної класифікації екологічних прогнозів дотепер не розроблене. Тому, ґрунтуючись на

класифікації прогнозів функціонування складних систем і власного досвіду, дамо класифікацію екологічних прогнозів, необхідну для подальшого викладу.

Усі прогнозовані системи і явища можна розрізняти по шести основним ознакам. Природа об'єкта моделювання й прогнозування задає специфічність підходів (для екологічних систем про це говорилося вище). Можна додати, що екосистеми - це об'єкти складної природи, і методологічною основою їх вивчення служить теорія складних систем (системологія). По масштабності розрізняють сублокальні (1-3 змінні), локальні (4-14), субглобальні (15-35), глобальні (36-100) і суперглобальні (більш 100 змінних). В екології для прогнозування використовують системи всіх масштабів, однак найбільший інтерес представляють різні варіанти глобальних екосистем (число змінних більш 15). Масштабність не має самостійного значення для вибору методу прогнозування.

Вона враховується в сукупності зі складністю обробки інформації про систему: найпростіші системи (зв'язків змінних практично немає), прості (тільки парні взаємозв'язки), складні (враховується взаємовплив 3 і більш змінних) і надскладні (враховуються всі взаємозв'язки між змінними). Екосистеми належать до складних систем і якість прогнозу прямо пов'язана як з урахуванням великого числа змінних, так і всіляких взаємозв'язків цих змінних. Далі, для вибору методу прогнозування важливі ступінь детермінованості систем (детерміновані, стохастичні (ймовірнісні) і змішані системи) і характер розвитку систем у часі (дискретні, аперіодичні й циклічні системи). Екологічні системи мають істотну стохастичну складову й, практично, увесь спектр характеру розвитку. Наприклад, американський еколог Р.Уиттекер (1980) приводить приклади різноманітних типів поведінки популяцій у часі: майже детермінований характер зміни дерев дуба білого в дубовому лісі, періодичний характер поширення їли під впливом штормових вітрів у гірській системі Аппалачі, майже випадковий характер "спалахів" чисельності сарани або іван-чаю на горах. Остання важлива ознака - це ступінь інформаційної забезпеченості. У шкалі системи "чорного ящика" (структура й поведінка яких практично невідомі) і "білого ящика" (про системи відомо все) екологічні об'єкти повинні бути віднесені до типу "сірого ящика", в "колірній шкалі" - скоріше навіть до темно-сірого кольору.

Залежно від величини періоду попередження, розрізняють прогнози короткострокові, середньострокові, довгострокові й найбільш довгострокові. Однак в "кількісній визначенні" останніх панує плутанина - в економіці, метеорології, сільським господарстві (тобто тих областях знання, у яких проблема надійного прогнозування стає центральною) прийняті свої стандарти "терміновості". В екології характерні часи багатьох процесів лежать у діапазоні від декількох годин і доби (наприклад, для популяції комарів) до декількох століть (для ряду рідкісних процесів у лісових біогеоценозах). Тому тверда регламентація прогнозів по величині періоду попередження, обмірюваного в абсолютних тимчасових одиницях, в екології безглузда. Поняття "терміновості"

екологічних прогнозів відносно й залежать насамперед від властивостей досліджуваної системи (процесу) і від детальності формулювання прогнозів по осі часу.

Критерієм "терміновості" екологічного прогнозу можна вважати детальність його формулювання по осі часу. Прогнози з періодом попередження до 2-3 кроків будемо називати короткостроковими, від 3 до 7 - середньостроковими, від 8 до 15 - довгостроковими. Однак така класифікація не враховує властивостей досліджуваного процесу.

Якщо формулювання екологічного прогнозу містить категоричні твердження про майбутній стан системи, без яких б то не було вказівок на ступінь непевності його здійснення, то такі прогнози, так само як і в метеорології (Ранькова, 1983), будемо називати категоричними. А якщо ні, то, тобто коли разом з формулюванням стану, що передвіщається, системи вказується й деякий захід невизначеності (непевності) його досягнення (наприклад, довірчий інтервал), будемо говорити про розмитих (інтервальних) прогнозах. Так, прогноз типу "наступного року відбудеться спалах чисельності полівки" є категоричним, а прогноз типу "наступного року спалах чисельності полівки можлива із заходом приналежності 0,74" - розмитим.

Слідом за В.В.Налімовим (1983) будемо ділити екологічні прогнози на тривіальні й нетривіальні. Про перших говорять у ситуації, коли пророкування ставляться до ординарних проявів якоїсь інерційної, стійкої системи, а про другі - коли мова йде про зміни самої системи або про якісь неординарні події в ній.

Як ми вже відзначали, залежно від типу шкали, у якій формуються прогнози (тобто за рівнем деталізації), розрізняють прогнози нормальні, рангові, кількісні.

У системології виділяють структуру системи і її поведінки (Флейшман, 1982); відповідно до цього має сенс розрізняти прогнози структури екосистеми й прогнози її поведінки (Розенберг, 1984). Наприклад, дослідження Н.С.Абросова зі співавторами (1982) по екологічних механізмах співіснування й видової регуляції можна трактувати як прогнози видової структури співтовариств, а дослідження з динаміки чисельності популяцій гризунів (Максимов, 1984) - як прогнози поведінки популяцій дрібних тварин.

Часто математики будують абстрактні моделі співтовариств (або екосистем), ґрунтуючись тільки на апіорних виставах (Свирежев, Логофет, 1978; Базыкин, 1985 і ін.), і одержують із їхньою допомогою якісний прогноз. Прогнози, отримані за допомогою подібних моделей, слідом за В.І.Беляєвим (1978), будемо називати апіорними, а отримані з використанням емпіричної інформації - апостеріорними.

Розрізняють прогнози позитивні й негативні (Беляєв і ін., 1986). Останні формуються теорією потенційної ефективності складних систем (Флейшман, 1982) і дають висновок про те, яких станів екосистема не може мати в принципі при заданих обмеженнях. Позитивні прогнози, навпаки, несуть інформацію тільки про можливі стани досліджуваної системи.

Крім того, виділяють прогнози крапкові й розподілені (Іваненко, 1982), пошукові й нормативні (Прогностика. Термінологія., 1978; Битий шляхів, 1983). Якщо в процесі прогнозування досліджувана екосистема вважається однорідною, то говорять про **крапкові** прогнози; а якщо ні, то, прогнози називаються **розподіленими**. Пошукові прогнози відповідають на запитання: що найімовірніше відбудеться з екосистемою при збереженні існуючих тенденцій? На протипагу пошуковим, нормативні прогнози служать для відповіді на запитання: якими шляхами можна досягти бажаного стану? **Нормативне** прогнозування широке використовується в цей час при дослідженні біосфери (Крапивин і ін., 1982; Моисеев і ін., 1985).

Аналіз великої літератури дозволяє зробити висновок про те, що екологія на сучасному етапі свого розвитку являє собою мультипарадигматичну (Кун, 1977) науку із чотирьма симбіотичними парадигмами (Брусиловский, 1985). Їх можна назвати вербальною, функціональною, ескізною й імітаційною (три останні відповідають класифікації методів моделювання й прогнозування; див. Беляєв і ін., 1979; Флейшман і ін., 1982; Розенберг, 1983; 1984). При прогнозуванні стану екосистем кожна із цих парадигм породжує ціла безліч різноманітних моделей (предикторів), що різняться по призначенню, використуваній інформації, технології конструювання й т.п.

Предиктори, породжені тією або іншою парадигмою екологічного прогнозування, будемо називати по імені цієї парадигми. Аналогічно, ім'я парадигми іноді будемо привласнювати й прогнозам, побудованим за допомогою відповідного предиктора.

Так, вербальні прогнози формуються за допомогою вербального предиктора (породженого вербальною парадигмою). У тому ж змісті ім'я парадигми будемо вживати іноді й перед терміном "прогнозування". Наприклад, можна говорити про імітаційний прогноз, імітаційний предиктора, імітаційне прогнозування.

Вербальна парадигма. Першою парадигмою екологічного прогнозування є вербальна парадигма. До початку періоду інтенсивної математизації екології вона була пануючою парадигмою, а сама екологія - монопарадигматичною наукою. У цей час ситуація суттєво змінилася, парадигм стало чотири, однак вербальна - єдина з них, яка не опирається на математичне моделювання. Вербальні прогнози можуть бути досить розмитими.

Вербальні предиктори, як правило:

- засновані на виставах про причинно-наслідкові зв'язки;
- будуються професійними екологами, що добре знають об'єкт прогнозування;
- формуються природною мовою;
- виробляють прогнози в шкалах найменувань або порядку.

Основну передумову вербальної парадигми можна сформулювати так: успіх прогнозування полягає в розкритті причинно-наслідкових зв'язків засобами класичної екології без використання можливостей математичного моделювання.

До вербальної парадигми ставляться роботи із прогнозування: чисельності тварин (Максімов 1984), стану лісу (Кулагинкулаги, 1980а,б; 1985), динаміки планктонних популяцій (Ащепкова, Кожова, 1985) і т.п. Предиктори цієї парадигми використовувалися й продовжують використовуватися як при пошуковому, так і при нормативнім прогнозуванні.

Надійність вербальних предикторів при тих самих характеристиках прогнозу суттєво залежить від об'єктів прогнозування. Прикладом невдалих прогнозів на основі вербальної парадигми служать пророкування продуктивності основних груп гідробіонтів у водоймищах колишнього СРСР (Ніколаєв, 1980; Федоров, 1983; Кожова, 1984) - фактичні значення продуктивності відрізняються від передвіщених у середньому в 5-10 разів. При цьому, як ми вже відзначали, катастрофічних цвітінь води взагалі на загальне не передбачалося.

Короткострокові агрегировані за структурою вербальні прогнози чисельності добре вивчених, щодо стабільних і більш-менш автономних популяцій організмів можуть виявитися досить надійними. Детальність формулювання середньострокових і довгострокових вербальних прогнозів для забезпечення прийнятної надійності повинна бути дуже низькою.

Функціональна парадигма. Існування функціональної парадигми екологічного прогнозування пов'язане з функціональним підходом, широко розповсюдженим у сучасній науці. В екології функціональний підхід почав застосовуватися досить давно. Однак становлення функціональної парадигми екологічного прогнозування відбулося після появи методів групового обліку аргументів - МГУА (Ивахненко, 1982 і ін.).

Методологічною основою функціональної парадигми є теза про те, що практично вся інформація про досліджувану екосистему укладена в експертних даних і дослідникові залишається тільки вміло її витягти. Інакше кажучи, основна передумова функціональної парадигми полягає в наступному: усі відомості про причини розвитку екологічного процесу втримуються в його реалізації. Таким чином, передумови вербальної й функціональної парадигм частини протилежні.

В принципі, успішне прогнозування без розуміння, що відбувається, без розкриття причинно-наслідкових зв'язків у цей час вважається цілком можливим (Редкозубов, 1981; Ивахненко, 1982; Кожова, Павлов, 1982; Резников, 1982; Битий шляхів, 1983; Розенберг, 1984), і тому функціональні предиктори мають право на існування.

При функціональній прогнозуванні механізм функціонування екосистеми в моделях явно не відображається. Функціональні предиктори, як правило:

- застосовуються при пошуковій прогнозуванні;
- будуються за допомогою ЕОМ і являють собою моделі "чорного ящика";
- формуються мовою того ж рівня, на якому отримані експериментальні дані;
- не мають пояснювальну силу і якої б то не було спільності;
- алгоритми ж синтезу функціональних предикторів, навпаки, досить універсальні;
- найдоступніші й найдешевші .

Апарат функціональної парадигми різноманітний. Це регресійний, кореляційний і факторний аналізи, теорія планування експерименту, еволюційне моделювання, аналіз тимчасових рядів, кластерний аналіз і т.п. Особливе місце в цьому апараті займає МГУА. Підхід до моделювання, заснований на принципах самоорганізації, являє собою процес побудови предиктора оптимальної складності, що відбувається при незначній участі модельєра й не потребує більших масивів апостеріорної інформації (Ивахненко, 1982; Ивахненко, Степашко, 1985; Ивахненко, Юрачковский, 1987).

Функціональні предиктори самоорганізованого типу зараз широко застосовуються для передбачення стану різних популяцій. У якості прикладів можна назвати наступні функціональні предиктори: чисельності нерестової популяції посольського омуля (Герцекевич, Топорков, 1986), динаміки чисельності видів роду *Melosira* (Брусиловский, 1987), дендрохронологічних рядів (Розенберг, Феклисов, 1981; 1982), продуктивності природних рослинних співтовариств (КононовКононов, Розенберг, 1981; Бармин, 1993) і агроценозів (Герцекевич, Вусів, 1982), стану екосистеми оз. Байкал (ИвахненкоИваненко, Иваненко й ін., 1980; Ивахненко, 1982).

Ескізна парадигма. Ескізна парадигма екологічного прогнозування пропонує модельєрам будувати предиктори, у яких механізм функціонування екосистеми в аспекті, що цікавить дослідника, відбитий лише на макрорівні. При цьому, як правило:

- модельєр, замовник і користувач - те саме "особа";
- у моделі враховують невелике число змінних і параметрів, що характеризують екосистему;
- імітується явище однієї біофізичної природи;
- коефіцієнти моделі мають екологічний (біофізичний) зміст;
- для аналізу моделі не потрібне застосування ЕОМ;
- експериментальні дані явно при побудові моделі не використовуються (у цьому змісті ескізні предиктори є апіорними);
- у предикторів знаходять висвітлення тільки деякі істотні (з погляду модельєра) елементи структури екосистем;
- ескізні прогнози носять якісний характер і мають досить високу спільність.

Методи побудови ескізних предикторів також достатньо різноманітні. Але найбільше широко застосовуються апарати диференціальних і інших рівнянь, теорії ймовірностей.

Прикладом прогнозних досліджень, виконаних у рамках ескізної парадигми, можуть служити класичні дослідження В.Вольтерра й А.Лотки й роботи із прогнозування спалахів чисельності лісових комах (Ісаєв і ін., 1984; Недорезов, 1986).

Ескізні прогнози можуть бути як короткостроковими, так і довгостроковими; як пошуковими, так і нормативними. Однак детальність їх формулювання, як правило, не висока. Методика оцінки надійності ескізних прогнозів повинна враховувати насамперед якісні аспекти збігу передвіщених і фактичних станів досліджуваної екосистеми.

Приклади вдалих екологічних функціональних прогнозів досить численні. Однак у силу специфіки екологічного прогнозування й функціональної парадигми її застосованість при розробці будь-яких нормативних, а також довгострокових екологічних прогнозів досить обмежена. Найбільше доцільно функціональні предиктори використовувати в коротко- і середньостроковим пошуковим прогнозуванні. Надійність таких прогнозів може бути досить висока. При цьому наявна апостеріорна інформація накладає принципові обмеження на детальність формулювання функціональних прогнозів.

І ще одне зауваження. Н. Н.Моисеев (1983; 1986) виділяє два механізми розвитку екологічних процесів (систем):

- дарвінський, коли еволюція екосистеми обумовлена повільним нагромадженням нових кількісних особливостей;
- квазидарвінський (біфуркаційний- від лат. bifurcus — «роздвоєний»), коли при певних значеннях параметрів системи порушується однозначний хід її розвитку, виникає біфуркація. У цьому випадку подальший хід розвитку екологічного процесу стає непередбаченим - його еволюцію визначить як завгодно мале випадкове збурювання.

Функціональна парадигма не в змозі вивчати біфуркаційні механізми - вона призначена для пророкування екологічних процесів, динаміка яких формується тільки дарвінськими механізмами.

Основна гідність ескізної парадигми полягає в можливості дослідження біфуркаційних механізмів динаміки екологічних систем. Можна сказати, що це - прерогатива ескізних предикторів. Екологічні концепції в цей час формуються в основному вербальною й ескізною парадигмами.

Імітаційна парадигма. Імітаційна парадигма екологічного прогнозування індукована застосуванням в екології нового потужного інструменту системного аналізу - імітаційного моделювання складних систем. Імітаційне моделювання дає можливість простежити еволюцію досліджуваної системи як би "зсередини", одержати оцінку її цілісних характеристик при досить широкому спектрі впливу й у ситуаціях, які або в цей момент, або принципово не можна здійснити на практиці.

При імітаційнім моделюванні в моделі крізь призму мети дослідження досить повно відображаються "глибинні" властивості екосистеми - безліч її структур і механізм функціонування. При цьому, як правило:

- модельєр, замовник і користувач - різні "особи";
- у моделі враховується величезне число змінних і параметрів екосистеми;
- імітується безліч явищ зовсім різної фізичної (екологічної) природи;
- більшість коефіцієнтів моделі має екологічний (фізичний) зміст;
- модель виявляється суттєво машинною - являє собою комплекс програм для ЕОМ, побудованих по модульному принципу, і включає спеціальну систему математичного забезпечення з відповідною периферією, що дозволяє працювати з моделлю в діалоговому режимі;
- при розробці моделі застосовуються як апріорна інформація, так і експериментальні дані;

· модель служить для вивчення сукупності цілісних характеристик, використовується як засіб системного експериментування з екосистемою і має скоріше практичну, ніж теоретичну значимість.

Імітаційні предиктори широко використовуються при прогнозуванні стану біосфери (Крапивин і ін., 1982; Моисеев і ін., 1985), водних екосистем (Меншуткин, 1971; Горстко, 1979), наземних екосистем (Гильманов, 1978; Розенберг, 1984), інших екологічних об'єктів.

Імітаційні предиктори можуть формувати свої прогнози для широкого діапазону часу попередження й використовуються як при пошуковому, так і при нормативному прогнозуванні. При цьому детальність формулювання прогнозів може бути дуже висока.

Недоліком імітаційного моделювання є суб'єктивний момент, внесений дослідником при побудові моделі, - "нав'язування" своїх вистав про характер поведінки системи. Цього недоліку в значній мірі позбавлені предиктори МГУА. Ще один недолік імітаційних предикторів полягає в їхній великій вартості й високій тривалості розробки.

Виділені парадигми екологічного прогнозування відрізняються один від одного за багатьма ознаками. Основні з них - це роль ЕОМ у розробці предиктора й формуванні прогнозів і рівень формалізації вистав про механізм функціонування екосистеми (табл. 1.1).

Характеристика парадигм екологічного прогнозування

Парадигма	Характеристика	
	Участь ЕОМ в Формалізація	
	Побудові прогнозів причинних зв'язків	
Вербальна	-	-
Функціональна	+	-
Ескізна	-	+
Імітаційна	+	+

Питання для самоконтролю

Завдання на самопідготовку:

1. Закріпити отримані на лекції знання.
2. Підготувати самостійно тему та представити реферати «Види екологічних прогнозів».

Семінарське заняття № 15

з навчальної дисципліни «Прогнозування стану довкілля»

Модуль 7. Понятійний апарат та загальні принципи моделювання і прогнозування стану довкілля.

Розділ 10: «Методи аналізу і моделювання стан навколишнього природного середовища»

Тема: „ Загальні принципи визначення ризику для здоров'я населення ”

Виховна мета: Розвиток у студентів екологічного мислення, формування природоохоронного світогляду.

Навчальна мета:

1. Ознайомити студентів із загальними принципами визначення ризику для здоров'я населення.
2. Довести до студентів інформацію про методи оцінки ризику для здоров'я населення.
3. Показати студентам реальну можливість застосування отриманої на лекції інформації у практичній діяльності працівника системи МНС.

Навчальні групи: курсанти, студенти.

Тривалість: 2 години.

Місце проведення: за розкладом.

Матеріальне забезпечення: 1) мультимедійна презентація;
2) література з дисципліни.

План

Вступ

- 6.1 Загальні принципи визначення ризику здоров'ю населення.
- 6.2 Оцінка ризику здоров'ю населення в залежності від якості атмосферного повітря.
- 6.3 Оцінка ризику здоров'ю населення в залежності від якості питної води.
- 6.4 Оцінка ризику здоров'ю населення при рекреаційному використанні водних об'єктів.
- 6.5 Оцінка ризику здоров'ю населення в залежності від якості ґрунту.
- 6.6 Оцінка ризику здоров'ю населення при комбінованому і комплексному впливі забруднення навколишнього середовища

Список літератури

1. Рахманин Ю.А., Новиков С.М., Румянцев Г.И. Методологические аспекты оценки риска для здоровья населения при кратковременных и хронических воздействиях химических веществ, загрязняющих окружающую среду // Гигиена и санитария . 2002. - № 6. – С.5 – 7.
2. Киселев А.Ф., Фридман К.Б. Оценка риска здоровью, - СПб, 1997. – 100с.
3. Danish Environmental Protection Agency. Dancee, Danish Cooperation for Enviroment in Eastern Europe. p.372.
4. Грищенко А.В., Рибалова О.В., Ільченко Л.Ю.Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення України при несприятливому впливі факторів навколишнього середовища / Коммунальное хозяйство городов: Науч.-техн. сб. Киев: Техніка, 2005. Вып.63. Сер. Техн. науки. С.161 – 171.
5. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Integrated Risk Information System (IRIS). <http://www.epa.gov/iris>.

Вступ

Проблема встановлення причинно-наслідкових зв'язків між станом навколишнього середовища і здоров'ям населення є однією з ведучих серед соціальних задач, а досвід її вирішення в розвинених країнах світу протягом більш трьох десятиліть доводить її актуальність і гостру необхідність включення в систему державного управління природоохоронною діяльністю.

Необхідно відзначити, що визначити взаємозв'язок між станом довкілля та виникненням захворюваності неможливо, тому що на здоров'я населення впливають не тільки незадовільний якісний стан навколишнього середовища, але і професійні чинники, засіб життя, соціальні чинники, тощо. Відомо, що протягом життя людина піддається впливу не окремого токсичного агента, а цілого набору речовин, що надходять в організм із повітрям, водою, їжею, сигаретним димом тощо. Оцінити їх комбінований і сполучений вплив на здоров'я людини надзвичайно важко, тому що між речовинами існують взаємодії, що підсилюють чи послабляють їхній спільний вплив.

Нині одним з найбільш ефективних сучасних підходів до встановлення зв'язку між станом навколишнього природного середовища і здоров'ям населення в певному регіоні або місті є методологія оцінки ризику.

6.1 Загальні принципи визначення ризику здоров'ю населення

Під оцінкою ризику розуміється процес аналізу гігієнічних, токсикологічних і епідеміологічних даних для визначення кількісної імовірності несприятливого впливу на здоров'я населення шкідливих факторів навколишнього середовища.

Ризик для здоров'я - ймовірність розвитку загрози життю або здоров'ю людини чи здоров'ю майбутніх поколінь, обумовлена дією чинників навколишнього середовища.

У багатьох країнах світу, у тому числі в США і Росії, законодавчо закріплене використання

підходів оцінки впливу середовища на здоров'я населення (оцінки ризику здоров'ю населення) для цілей соціально-гігієнічного моніторингу, екологічної і гігієнічної експертизи, екологічного аудиту, визначення зон екологічного лиха і надзвичайної екологічної ситуації, державного екологічного контролю, обґрунтування планів дій з охорони навколишнього середовища і здоров'я населення. Результати оцінки ризику дозволяють визначити доцільність, пріоритетність і ефективність природоохоронних і санітарно-гігієнічних заходів, спрямованих на зниження несприятливого впливу середовища на здоров'я населення].

На території України діють методичні рекомендації для оцінки ризику здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря. При визначенні ризику впливу атмосферного повітря на здоров'я людей, необхідно враховувати весь спектр хімічних сполук, які діють на даній території. При визначенні пріоритетних речовин в Україні доцільно враховувати також закордонні переліки (Росія, США), які складені на основі вивчення компонентів забруднення повітряного середовища і характерних викидів різних промислових галузей. Для України важливо орієнтуватися на переліки загальнопоширених забруднюючих речовин атмосферного повітря, показників і інгредієнтів атмосферних опадів, позначених в порядку організації і проведення моніторингу у галузі охорони атмосферного повітря, затвердженого ухвалою Кабінету Міністрів України від 9 березня 1999 року N 343].

Відповідно до наукового *підходу Агентства з охорони навколишнього середовища США (EPA US)* концепція ризику включає два елементи - оцінку ризику і керування ним.

Основний принцип, покладений в основу методу оцінки ризику, - використання існуючої залежності "доза-відповідь", що дозволяє кількісно оцінити величину негативного ефекту на здоров'я населення, виходячи з дози забруднюючої речовини, що потрапила в організм тим чи іншим шляхом (повітряним, через питну воду, їжу тощо)

Оцінка ризику являє собою науковий аналіз причин його появи і масштабів у конкретній ситуації. ***Оцінка ризику для здоров'я людини від впливу антропогенних факторів складається з чотирьох фаз:***

- виявлення небезпеки (збір і оцінка інформації про типи збитку здоров'ю і захворюваннях, з якими може бути пов'язаний вплив конкретної забруднюючої речовини, і про шляхи експозиції (інгаляційному, пероральному, потраплянні на шкіру);
- оцінка експозиції (виявлення груп населення, що зазнають вплив забруднюючої речовини, а також величини і тривалості впливу);
- кількісна оцінка дози впливу (виявлення взаємозв'язку між кількістю речовини, що надходить в організм і масштабами шкоди);
- характеристика ризику (висновок про ймовірне нанесення шкоди чи виникнення захворювання в результаті експозиції даної забруднюючої речовини, а також опис невизначеностей, пов'язаних з оцінкою).

У процесі оцінки ризику виявляються фактори потенційної небезпеки для здоров'я людини і стану екосистеми. На цьому етапі аналіз ведеться на якісному рівні, використовуючи дані моніторингу чи результати моделювання переносу забруднюючих речовин у навколишньому середовищі. Комплексна характеристика ризику являє собою кількісну оцінку потенційної небезпеки людині при можливому контакті з забруднюючими речовинами.

Для встановлення впливу середовища існування на здоров'я коефіцієнт захворюваності повинен розраховуватися відносно конкретних груп населення, за визначений проміжок часу і порівнюватися з аналогічними показниками на "контрольній" (відносно "чистій") території, щоб потім можна було визначити наявність чи відсутності причинно-наслідкових зв'язків між впливом конкретних факторів навколишнього середовища на відповідну групу населення.

Найбільш репрезентативною групою населення для виявлення зв'язку між якістю навколишнього природного середовища і здоров'ям населення є діти, тому що вони знаходяться під постійним медичним спостереженням (у дошкільних установах і школі) і медична статистика в галузі здоров'я дітей найбільш достовірна. Крім того, діти особливо відчутно реагують на зміни якості навколишнього середовища; вони не мають шкідливих звичок (паління, алкоголізм і наркотики) й менш піддані нервовим стресам; на дітей не впливають виробничі фактори.

Складним етапом є оцінка залежності "доза-ефект". На думку багатьох авторів, задача

опису всього різноманіття і складності процесів, що протікають в організмі, може бути вирішена на основі фундаментальних закономірностей, яким підкоряються біологічні системи. З огляду на обмеженість існуючих до дійсного часу знань про механізм процесів, що протікають в організмі, мабуть, побудувати точну математичну модель, що відбиває залежність "доза - час - ефект", можна лише в рамках певних обмежень. Так, при відносно тривалому впливі токсичної речовини в стабільних рівних умовах залежність "доза - час - ефект" виражається наступним рівнянням:

$$E = E_m - \exp [-k^n \lambda C^n (t_{заг} - t_{рівн})], \quad (6.1)$$

де E - токсичний ефект при даній концентрації і даному часі впливу;

E_m - максимальний ефект;

n - стехіометричний коефіцієнт біологічної реакції;

k - константа швидкості лімітуючої реакції;

$t_{заг}$ - загальний час впливу ксенобіотики;

$t_{рівн}$ - час встановлення рівноваги між концентраціями ксенобіотики в зовнішньому середовищі й в організмі;

λ - коефіцієнт розподілу організм/навколишнє середовище;

C - концентрація токсичної речовини в навколишньому середовищі.

Це рівняння застосовне для речовин загальної токсичної дії. Для хімічних речовин, що мають виборчу токсичність, необхідно ввести в експонентний множник додатковий коефіцієнт, що враховує цю специфічність.

Для практичного застосування системи оцінки ризику користаються більш простими формулами, основними з яких є наступні:

1) лінійна чи лінійно-експонентна моделі

$$R = UR \times C \times t \quad (6.2)$$

$$R = 1 - \exp (-UR \times C \times t) \quad (6.3)$$

де R - ризик виникнення несприятливого ефекту, визначений як імовірність виникнення цього ефекту при заданих умовах;

C - реальна концентрація (чи доза) речовини, що робить вплив за час t ;

UR - одиниця ризику, обумовлена як фактор пропорції росту ризику в залежності від величини діючої концентрації (дозы). Як правило, визначається експертними методами при статистичному аналізі експериментального чи медико-статистичного матеріалу, отриманого різними авторами в порівнянних ситуаціях.

2) Гранична модель припускає наявність порога, нижче якого досліджуваний фактор практично не діє:

$$R = H(C - C_t) \quad (6.4)$$

де H - функція Хевісайда ($H(x)=0$ при $x<0$ і $H(x)=1$ при $x>0$);

C - концентрація впливу;

C_t - гранична концентрація.

Вибір моделі залежить від тієї концептуальної системи, яка прийнята для оцінки ризику, наприклад, у Росії застосовуються наступні:

- система гігієнічного регламентування (система гранично-допустимих концентрацій - ГДК);

- міжнародний підхід (розроблений EPA US);

- методи оцінки ризику, розроблені російськими вченими на основі принципів гігієнічного регламентування шкідливих факторів навколишнього середовища, приватних моделях і результатах епідеміологічних досліджень.

Методи оцінки ризику, засновані на принципах гігієнічного регламентування шкідливих факторів навколишнього середовища:

- принцип пороговості поширюється на всі ефекти несприятливого впливу;
- дотримання нормативу (ГДК і ін.) гарантує відсутність несприятливих для здоров'я ефектів, а перевищення нормативу може викликати несприятливі для здоров'я ефекти.

Міжнародна практика (відповідно до підходу EPA US).

Метод оцінки ризику заснований на наборі типових випадків контакту людей з носіями забруднення (так називані "контактні середовища"), типових фізико-хімічних механізмів - шляхах контактів людини з забруднювачами і наборі популяційних груп з однаковими умовами експозиції до забруднювачів. Сукупність усіляких шляхів, для різних груп, називається матрицею експозиції. Для кожного елемента матриці експозиції розраховується доза забруднювача:

$$LADI = \frac{(C/W) \times V \times F \times D}{T}, \quad (6.5)$$

де LADI - середня довічна щоденна доза, мг/(кг * добу);

C - концентрація забруднювача у контактному середовищі, мг/м³;

W - вага тіла індивідуума, кг;

V - споживання індивідом даного контактного середовища, м³/добу;

F - частота події контакту з носієм, днів/рік;

D - період, на який екстраполюються поточні умови експозиції, років;

T - період осереднення дози, днів.

На четвертому етапі "характеристика ризику" для кожного елемента матриці експозиції розраховуються показники ризику:

$$ILCR = SF \times LADI, \quad (6.6)$$

де ILCR - ймовірність занедужати раком, безвимірний (звичайно виражається в одиницях 1:1000000);

SF - ймовірність одержання ракового захворювання у випадку прийому одиничної дози LADI, 1/мг/кг * доба;

$$HI = LADI / RfD, \quad (6.7)$$

де HI - індекс небезпеки одержати неадекватне захворювання, безрозмірний;

RfD - гранична доза речовини забруднювача, що викликає неадекватне захворювання, мг/кг у добу.

За наведеними вище формулами ризик може бути обчислений за окремими забруднюючими речовинами, різними територіями, групами населення тощо. Ймовірнісна величина ризику дозволяє інтегрувати ризики за різними критеріями: територіальним, експозиційним групам, шляхам контакту, джерелам забруднення й окремим забруднюючим речовинам, компонентам назовнішнього середовища.

Таким чином, ця методика може застосовуватися відносно населення в цілому і різних експозиційних груп, що проживають на забруднених територіях чи працюючих на шкідливих виробництвах.

Однак такий метод оцінки ризику досить трудомісткий і кошковий, тому при ідентифікації зон екологічної небезпеки може бути використана оцінка ризику, перевагою якої є те, що основою її є вітчизняний гігієнічний підхід (дотримання нормативу (ГДК) гарантує відсутність несприятливих для здоров'я ефектів, а його перевищення може викликати ймовірність (ризик) збільшення захворюваності населення), що дозволяє розподіляти рівні забруднення на кілька ступенів - від допустимого (чи прийняттого) до надзвичайно небезпечного.

Метод оцінки ризику здоров'ю населення, розроблений під керівництвом професора Новікова С.М., є значно простішим у порівнянні з класичним підходом та світовою практикою, і заснован на логарифмічній залежності від рівнів впливу забруднюючих речовин. Як ефект оцінюється не ризик появи додаткових випадків захворювань, а ймовірність рефлексорних реакцій (відчуття роздратування, неприємного запаху тощо) чи ефектів психологічного дискомфорту, що

також розцінюється як факт порушення здоров'я. Даний підхід застосовується при рівні забруднення компонента навколишнього середовища до 10 - 15 ГДК.

Оцінка ризику здоров'ю населення, заснована на логарифмічній залежності від рівнів впливу забруднюючих речовин і дозволяє адекватно інтегрувати їх, тому що представляє імовірну характеристику появи рефлекторних реакцій організму й інших шкідливих ефектів.

Під оцінкою ризику розуміється процес аналізу даних моніторингу про стан довкілля для визначення кількісної імовірності несприятливого впливу на здоров'я населення шкідливих факторів навколишнього середовища.

Оцінка ризику здоров'ю населення обчислюється окремо в залежності від :

- якості атмосферного повітря;
- якості питної води;
- якості водних об'єктів;
- якості ґрунту;
- якості продуктів харчування;
- рівня шуму;
- радіаційного забруднення території;
- електромагнітного випромінювання.

Оцінка ризику здоров'ю населення дозволяє інтегрувати ризики за окремими забруднюючими речовинами, об'єктами навколишнього середовища, адміністративними та ландшафтними одиницями з метою встановлення комбінованої або комплексної дії негативних чинників. Під комбінованою дією розуміється вплив декількох домішок, що надходять через один з компонентів навколишнього середовища (повітря, вода і т.д.). Комплексна дія - це вплив однієї чи декількох домішок, оцінюване через кілька факторів навколишнього середовища (повітря, чи вода ін.).

При трактуванні отриманих величин ризику здоров'ю населення користаються наступною ранговою шкалою (табл.6.1).

Таблиця 6.1 - Залежність ваги ефектів від величини ризику здоров'ю населення

Risk	Клас	Характеристика ризику
<0,1	1	незначний вплив на здоров'я населення
0,1 – 0,19	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
0,2 – 0,59	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
0,6 – 0,89	4	великий вплив, важкі гострі ефекти
0,9 – 1,0	5	дуже великий вплив на здоров'я населення

Оцінка ризику здоров'ю населення дозволяє також рангувати ризики за окремими забруднюючими речовинами з метою встановлення причини забруднення на основі ідентифікації найбільш небезпечних джерел антропогенного впливу на стан довкілля.

Другим етапом оцінки ризику здоров'ю населення є управління ризиком на основі економічної оцінки ризику, який дозволяє визначати еколого-економічну ефективність природоохоронних заходів з метою мінімізації впливу антропогенних чинників на стан навколишнього середовища та забезпечення комфортності життя населення.

Таким чином, методи оцінки ризику дуже перспективні, тому що дозволяють на основі адекватної оцінки впливу несприятливих факторів навколишнього середовища на здоров'я населення ідентифікувати зони підвищеної екологічної небезпеки і виробляти необхідні управлінські рішення з пріоритетності реалізації природоохоронних заходів.

6.2 Оцінка ризику здоров'ю населення в залежності від якості атмосферного повітря

Повітря - це середовище, в якому людина дихає, і в якому ми живемо, подорожуємо і працюємо.

Чистий стан атмосферного середовища має вирішальне значення для забезпечення здорових умов життя, безпеки робочих місць і охорони навколишнього середовища. Повітря є транспортним середовищем, в якому переносяться в природі гази і зважені частинки. Їм також переносяться і розповсюджуються забруднюючі речовини, утворені унаслідок діяльності людини.

В атмосферу поступають викиди, що містять забруднюючі гази і тверді частинки, джерелом яких є широкий діапазон сфер людської діяльності. Виробництво електроенергії, промисловість і транспорт є найбільшими забруднювачами атмосферного повітря. Вносять відповідний внесок і галузі сільського господарства, промислова діяльність і житлово-комунальні господарства. У всіх цих секторах основним джерелом забруднюючих викидів є спалювання викопних видів палива. Інші крупні джерела - це різні виробничі процеси, спалювання відходів, стічних вод і випаровування летючих хімічних сполук і розчинників, користування продукцією, а також пил, що утворюється при русі автотранспорту, будівництві і поводженні з різними матеріалами.

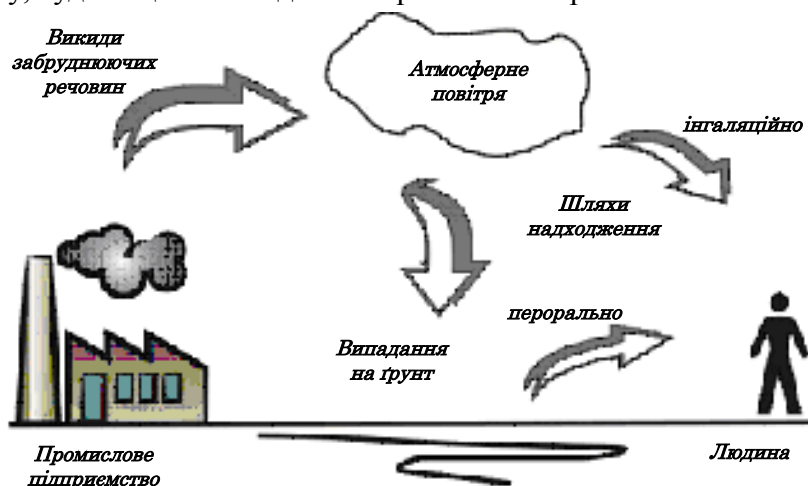


Рисунок 6.1 – Вплив та шляхи надходження забруднюючих речовин в організм людини з атмосферного повітря

Забруднюючі речовини, що викидаються в атмосферне повітря, розповсюджуються вітром, і у міру видалення від джерела викидів їх концентрація зменшується. Деякі первинні забруднюючі речовини трансформуються в атмосфері в нові фізичні або хімічні форми або у вторинні забруднюючі речовини.

Дії первинних забруднюючих речовин піддається практично все населення, тому що, залишаються дуже великі об'єми викидів від багатьох джерел забруднення атмосферного повітря. У таблиці 6.2 наведено короткий опис деяких з найбільш відомих забруднюючих речовин, дія яких має негативні наслідки для здоров'я людини.

Таблиця 6.2 - Джерела найбільш значних забруднюючих речовин повітря і негативні наслідки їх викидів для здоров'я населення.

Забруднююча речовина і її характеристика	Основні джерела	Негативні наслідки для здоров'я
Тверді частки (ТЧ) суміш твердих часток і крапель рідин	Крупні частки: дорожній пил, шліфовка, сільськогосподарська діяльність. Дрібні частки: вихлопні гази автомобілів, електростанції промисловість, спалювання	Підвищення рівня смертності збільшення респіраторних захворювань, болі в грудях посилення кашлю, збільшення числа випадків бронхіту у дітей
Двоокис азоту (N ₂ O) червоно-коричневий газ, що є сильним окислювачем, добре розчинний у воді	Вихлопні гази автомобілів, електростанції, промислове і побутове спалювання	Ослаблення діяльності легень загострення реакції на алергени астматиків

Озон (O ₃) безбарвний або голубуватий газ, дуже сильний окислювач	Утворюється в атмосфері з оксидів азоту (NO _x) і летючих органічних сполук (ЛОС) в умовах високої температури і сонячного світла	Роздратування очей, носа і горла, погіршення легеневої функції, відчуття здавленості в грудях, кашель, головні болі, збільшення числа випадків респіраторних захворювань, загострення астми та інші респіраторні симптоми
Двоокис сірки (SO ₂) дратівливий, хімічно активний і розчинний у воді газ	Спалювання палива, що містить сірку, наприклад, вугілля, нафти, дизпалива; промислові процеси, що використовують сполуки сірки	Ослаблення функції легенів, збільшення випадків надання швидкої допомоги по гостро респіраторним захворюванням, підвищення смертності
Чадний газ (CO) безбарвний газ, що не має запаху і смаку.	Вихлопні гази автомобілів	Погіршення властивості крові переносити кисень. При високих рівнях дії інтоксикація мозку, серця, м'язів і плоду, що росте, збільшення смертності від серцевосудинних захворювань (серцеві напади)
Поліциклічні ароматичні вуглеводні	Вихлопні гази автомобілів, особливо дизельних. Самою добре відомою речовиною ПАУ є бенз(а)пірен	Канцероген
Летючі органічні сполуки (ЛОС) Найбільш важливими ЛОС є: 1. Бензол 2. 1,3-бутадиен 3. Альдегіди (формальдегід, ацетальдегід, акролеїн)	Вихлопні гази автомобілів, випаровування палива і розчинників; Вихлопні гази автомобілів, випаровування палива, клею і розчинників; Вихлопні гази автомобілів, виготовлення пластмас і синтетичного каучуку; Вихлопні гази автомобілів	Наслідки для здоров'я від впливу ЛОС значно відрізняються для різних сполук. Відомий канцероген. Вірогідний канцероген. Роздратування верхніх дихальних шляхів і очей. Формальдегід і ацетальдегід є вірогідними канцерогенами.
Діоксин	Спалювання органічних матеріалів, що містять хлор (наприклад, спалювання побутових відходів), і деякі промислові процеси, що використовують хлор, або переплавлення металобрухту	Потенційний канцероген Ослабляє імунну систему і може порушити репродуктивну функцію. Руйнування ендокринної системи.
Свинець(Pb) небезпечний важкий метал, що зустрічається в твердих частках у повітрі.	Автомобілі, які працюють на бензині, що містять свинець	Відомий нейротоксин. (Осідання свинцю на ґрунт і поверхні є важливішим в плані дії на людину, ніж його безпосереднє вдихання)

Багато і інших забруднюючих речовин викидається в повітря або присутні в ній як фонове забруднення, проте вважається, що їх рівень не має скільки-небудь значущих наслідків для здоров'я.

На населення, що проживає поряд з промисловими підприємствами, можуть надавати дію безліч сполук, що з'являються в результаті виробничих процесів і обробки матеріалів. Типовими небезпечними речовинами, які у великих об'ємах використовуються і/або викидаються в атмосферу підприємствами, є толуол, ксиліл, 1,1,1-трихлоретан, трихлоретилен, аміак і формальдегід. Також

відмічені значні викиди ЛОС, що виділяються різними розчинниками, клейкими речовинами і покриттям.

Попадання речовин, що забруднюють атмосферу, в організм людини через систему дихання, в принципі, уникнути неможливо. Забруднюючі речовини, що викидаються в атмосферу, впливають на людей, коли вони знаходяться на відкритому повітрі. Забруднюючі речовини також проникають в будинки, на робочі місця і в автомобілі, доповнюючи фонове забруднення, що вже існує в них, і забезпечують цілодобову дію на людей. Дуже важко надати точну кількісну інформацію про наслідки забруднення атмосфери для здоров'я людини.

В даний час існує загальна думка (засноване на виводах багатьох досліджень і оцінках ВООЗ, проведених в цій галузі), що забруднення атмосфери на існуючому рівні може привести до значних негативних наслідків для здоров'я населення. Було виявлено, що забруднення атмосфери впливає на показники захворюваності і смертності, зокрема збільшують такі статистичні показники негативних наслідків, як рівень смертності, кількість випадків госпіталізації, появу у населення респіраторної симптоматики, ослаблення легеневої функції.

Вважається визнаним, що окремі групи населення піддаються ризику, особливо відноситься до випадків сильної дії або випадків викидів з високим рівнем змісту забруднюючих речовин в атмосферу. У різних дослідженнях до групи ризику відносяться люди, що страждають хронічними респіраторними захворюваннями, серцево-судинними захворюваннями, люди похилого віку, немовлята і діти. Всі разом ці групи складають досить високий відсоток всього населення. Слід зазначити, що навіть при сьогоdnішніх відносно низьких рівнях вмісту забруднюючих речовин (в порівнянні з минулим часом) ми можемо чекати негативних наслідків для здоров'я і, головним чином, у вказаних груп ризику.

Оцінка ризику прояву негайних токсичних ефектів при забрудненні атмосферного повітря

Ризик прояву негайних токсичних ефектів при забрудненні атмосферного повітря оцінюється для чотирьох класів небезпеки забруднюючих речовин у пробітах (Prob) з урахуванням відповідності їхньої ймовірності ефекту (табл.6.3) за наступними формулами:

$$1 \text{ клас Prob} = -9.15 + 11.66 * \lg (C/\text{ГДК м.р}), \quad (6.8)$$

$$2 \text{ клас Prob} = -5.51 + 7.49 * \lg (C/\text{ГДК м.р}), \quad (6.9)$$

$$3 \text{ клас Prob} = -2.35 + 3.73 * \lg (C/\text{ГДК м.р}), \quad (6.10)$$

$$4 \text{ клас Prob} = -1.41 + 2.33 * \lg (C/\text{ГДК м.р}), \quad (6.11)$$

де С - концентрація забруднюючої речовини;

ГДК м.р. - максимальні разові ГДК, які призначені для регламентації максимальних рівнів приземних концентрацій забруднюючих речовин з метою попередження розвитку негайних токсичних ефектів.

Таблиця 6.3 - Таблиця нормально-ймовірнісного розподілу при взаємозв'язку пробітів і ризику

Prob	R	Prob	R
-3.0	0.001	0.1	0.540
-2.5	0.006	0.2	0.579
-2.0	0.023	0.3	0.618
-1.9	0.029	0.4	0.655
-1.8	0.036	0.5	0.692
-1.7	0.045	0.6	0.726
-1.6	0.055	0.7	0.758
-1.5	0.067	0.8	0.788
-1.4	0.081	0.9	0.816
-1.3	0.097	1.0	0.841
-1.2	0.115	1.1	0.864
-1.1	0.136	1.2	0.885
-1.0	0.157	1.3	0.903

-0.9	0.184	1.4	0.919
-0.8	0.212	1.5	0.933
-0.7	0.242	1.6	0.945
-0.6	0.274	1.7	0.955
-0.5	0.309	1.8	0.964
-0.4	0.345	1.9	0.971
-0.3	0.382	2.0	0.977
-0.2	0.421	2.5	0.994
-0.1	0.460	3.0	0.999
0.0	0.50		

Максимальні разові ГДК м.р визначаються за формулою:

$$\text{ГДК м.р} = \text{ЕС}_6 / K_3, \quad (6.12)$$

де ЕС_{16} - концентрація речовини, прийнята в якості граничної при однократному впливі і викликає токсичний (рефлекторний, дратівний і ін.) ефект з імовірністю 16%;

K_3 - коефіцієнт запасу, що визначається за таблицею 6.4.

Таблиця 6.4 - Значення K_3 , для речовин різних класів небезпеки

Клас небезпеки забруднюючих речовин	Коефіцієнт запасу K_3
1	5,0
2	4,0
3	2,3
4	1,5

Оцінка ризику здоров'ю населення при хронічному впливі забруднення атмосфери

Ризик здоров'ю населення при хронічному впливі забруднення атмосфери визначається за формулою:

$$R = 1 - \exp (\ln(0.84) \times (C / \text{ГДК})^b / K_3), \quad (6.13)$$

де K_3 - коефіцієнт запасу, що визначається за таблицею 6.4

b - коефіцієнт, що дозволяє оцінювати ізоефективні ефекти домішок різних класів небезпеки відповідно з табл. 6.5.

Таблиця 6.5 - Значення коефіцієнтів K_3 і b для речовин різних класів небезпеки

Клас небезпеки забруднюючих речовин	Коефіцієнт запасу K_3	Коефіцієнт b
1	7,5	2,35
2	6,0	1,28
3	4,5	1,0
4	3,0	0,87

Для оцінки комбінованої дії декількох домішок, що мають ефект сумачії, розраховують приведену концентрацію (Спр) за формулою:

$$\text{Спр} = C_1 + C_2 \times \text{ГДК}_1 / \text{ГДК}_2 + \dots + C_n \times \text{ГДК}_1 / \text{ГДК}_n, \quad (6.14)$$

де $C_1, C_2 \dots C_n$ - концентрації 1-й, 2-й ... n-ої домішок;

$\text{ГДК}_1, \text{ГДК}_2 \dots \text{ГДК}_n$ - відповідно їхні нормативи.

6.3 Оцінка ризику здоров'ю населення в залежності від якості питної води

Спосіб дії шкідливих для здоров'я речовин, що містяться в питній воді, полягає в безпосередній дії питної води, забрудненої речовинами, які присутні в ній в концентраціях, що викликають ризик для здоров'я. У таб.6.6 і на рис.6.2 наведено різні джерела забруднення систем водопостачання.



Рисунок 6.2 – Шляхи дії на здоров'я людини негативних чинників, пов'язаних з питною водою

Таблиця 6.6 - Інформація про походження, характеристики і потенційну дію на здоров'я деяких найбільш небезпечних забруднюючих речовин, що містяться в питній воді

Забруднююча речовина і його характеристика	Походження і характеристики	Потенційна дія на здоров'я
Нітрати	Сільське господарство. Розосереджена дія на ґрунтові води при їх використанні для зрошування певних сільськогосподарських культур	Гостра токсична дія, що викликає метгемоглобінію (зниження здатності гемоглобіну переносити кисень) особливо у дітей в ранньому віці
Пестициди і метаболіти	Використання пестицидів в сільському господарстві і містах. Точкові і розосереджені джерела в результаті поверхневого стоку і з ферм тощо, а також в результаті їх застосування для сільськогосподарських культур. Стічні води суспільного і приватного секторів (автостоянки, поверхневий стік з автомобільних доріг і залізниць)	Гостра токсична дія Нейротоксична дія Можливо канцероген Репротоксичне

Ароматичні Вуглеводні	В основному міські території. Точкові джерела в результаті поточної діяльності (промисловість, автозаправні станції тощо), а також діяльності, що мала місце у минулому (наприклад, колишні промислові майданчики). Ароматичні компоненти в моторному паливі, які утворилися при нафтоперегонці. Поверхневий стік з місць зберігання і використання палива, а також стічні води підприємств виробництва клею, фарб, розчинників тощо	Відомі як канцерогени для людини (бензол) Нейротоксична дія Вплив на запах і смакові якості при низькій концентрації
Метил-трет-етиловий ефір	Стічні води та поверхневий стік з автозаправних станцій	Потенційний канцерогенний ефект при високій концентрації Вплив на запах і смакові якості при низькій концентрації
Розчинники, що містять хлор	Міські території. Точкові джерела, в основному старі промислові майданчики. Використовуються для знежирення при обробці металів і для сухого хімічного чищення. Також використовується при дублінні шкір, виробництві фарб тощо	Нейротоксична дія Можливо канцероген
Важкі метали: Нікель Мідь Свинець	В результаті окислення нітриту при пониженні рівня води, або в результаті дії забруднюючих речовин, таких як нітрати у великих відкладеннях піриту. Від мідних трубопроводів. Від установок	Алергія на нікель Дія на шлунково-кишковий тракт Нервово-токсична дія
Бактерії Колі бактерії (Е колі) Камфілобактерії Віруси Ентеровірус Вірус гепатиту А Прості Лямблії Кріптоспоридії	Забруднення свердловин, ємностей і водопровідних мереж	Шлунково-кишкові симптоми, діарея, блювота Діарея, жар, блювота і болі в зоні живота Гепатит Діарея Біль в зоні живота

Потенційний ризик здоров'ю населення при вживанні питної води визначається окремо за органолептичними, епідеміологічними і токсикологічними показниками якості води.

Оцінка ризику за органолептичними показниками якості питної води

Вплив хімічних речовин на органолептичні властивості води може виявитися в зміні її запаху, присмаку і забарвленні, а також в утворенні поверхневої плівки чи піни. Для оцінки запаху і присмаку використовують дані табл. 6.7.

Таблиця 6.7 - Шкала інтенсивності запаху і присмаку питної води

Інтенсивність запаху (присмаку) бали	Характеристика запаху (присмаку)	Апріорна імовірність виявлення несприятливого запаху (ризик)
0	Не відчувається	0
1	Дуже слабкий	0,2
2	Слабкий	0,16
3	Помітний	0,5
4	Виразний	0,84
5	Дуже сильний	0,98

Ризик за водневим показником визначається за формулою:

$$\begin{aligned} \text{Prob} &= 4 - \text{pH} \text{ при } \text{pH} \leq 7, \\ \text{Prob} &= -11 + \text{pH} \text{ при } \text{pH} > 7, \end{aligned} \quad (6.15)$$

Prob пов'язаний з імовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального ймовірнісного розподілу

Ризик за іншими показниками, нормованим за їхнім впливом на органолептичні якості води, визначається з використанням рівняння:

$$\text{Prob} = -2 + 3,32 \lg \text{C/ГДК}, \quad (6.16)$$

Prob пов'язаний з імовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального ймовірнісного розподілу (табл. 6.3)

Оцінка потенційного ризику епідеміологічної небезпеки питної води

Ризик епідеміологічної небезпеки питної води визначається за табл.6.8 і приймається рівним сумі балів при відображенні його у відсотках. При використанні відносної розмірності (у частках одиниці) рівняння набуває вигляду:

$$R = \text{Сума балів}/100, \quad (6.17)$$

Таблиця 6.8 - Епідеміологічна оцінка умов централізованого водопостачання

Показник	Рангування значень показників і їхня оцінка в балах (знаменник)		
Частка проб води (%) з колі-індексом більш 3 перед надходженням у розподільну мережу	0/0	2/≤5	>2/9
Частка проб води (%) з колі-індексом більшим 3 у розподільній мережі	<5/1	5- 15/3	>15/7
Середній колі-індекс води в розподільній мережі	<3/0	3- 15/3	> 15/7
Частка проб води (%) з колі-індексом більш 20 у розподільній мережі	0/0	≤5/4	>5/8
Середнє число сапрофітів у 1 мол води в розподільній мережі	< 10/0	10-50/3	>50/5
Частка населення (%), забезпеченого централізованим водопостачанням	>97/1	97-80/4	<80/7
Середньодобове водоспоживання (л) на одного мешканця міста	> 125/1	125-50/5	<50/8
Частка днів (%) з нерегулярною подачею води споживачу	< 1/1	1 –50/5	>50/10
Виявлення у водопровідній воді сальмонел, шигел, холерних вібріонів 01 групи	немає/0	є/10	-

Виявлення у водопровідній воді синьогнойної палички, клебсиел протей, наг-вібріонів	немає/0	є/7	-
Фекальні колиформи (кількість термостійких БГКП у 100 мол води)	немає/0	є/7	-
Коліфаги якості лешкоутворюючих одиниць 1000 мол води	немає/0	є/7	-
Цисти найпростіших і яйця гельмінтів (на 25л води)	немає/0	є/5	-

Оцінка ризику токсикологічної небезпеки питної води

Ризик токсикологічної небезпеки питної води визначається за формулою:

$$R = 1 - \exp((\ln(OSF) / C_{lim}) LADD), \quad (6.18)$$

де

C_{lim} - порогові концентрації пов'язані з максимальними недіючими ГДК (для речовин, регламентованих за токсикологічною ознакою) рівнянням:

$$C_{lim} = ГДК \times K_3, \quad (6.19)$$

де

K_3 - коефіцієнт запасу, що приймається рівним 100 у речовин з вираженою імовірністю віддалених наслідків і 10 для інших речовин;

OSF (Oral Slope Factor) - одиниця ризику, що визначається як фактор пропорції росту ризику в залежності від величини діючої дози;

LADD (Lifetime Average Daily Dose) - середня щоденна доза речовини(мг/кг-добу);

У якості середньої щоденної дози береться середня щоденна концентрація (чи доза) речовини, що надходить в організм людини з питною водою на протязі її життя та обчислюється за формулою:

$$LADD = CW * IR * EF * ED / BW * AT, \quad (6.20)$$

де

CW - концентрація у воді (мг/л);

IR - рівень споживання (л/добу);

EF - частота експозиції (днів/рік);

ED - тривалість експозиції (років);

BW - вага тіла (кг);

AT - час усереднення (період, за який усереднюється експозиція);

Значення перемінних:

CW - дані моніторингу або розрахункова величина;

IR – 2 л/добу для дорослих (максимальне значення) та 1.4 л/добу (середнє значення)

EF- для споживаючих щодня – 365 днів/рік

ED – 70 років (середня тривалість життя)

BW – 70 кг для дорослих (середнє значення)

AT – період експозиції ED*365 днів/рік, тобто, 70 років*365 днів/рік.

6.4 Оцінка ризику здоров'ю населення при рекреаційному використанні водних об'єктів

Всі поверхневі і підземні води крім ендемічних мікроорганізмів можуть містити змішані патогенні і непатогенні мікроби, що поступають з стічними водами, комунальних, сільськогосподарських та промислових підприємств (наприклад, бойні) і з дикої природи (птахи). Крім того, на якість води можуть також впливати стічні води, що містять хімічні речовини в

результаті промислової і сільськогосподарської діяльності, а також випадінню забруднюючих речовин, що містяться в повітрі.

Тому до негативних чинників, що містяться у воді для купання і що впливають на здоров'я людей, відносяться як патогенні речовини, так і штучно синтезовані хімічні речовини (табл.6.9).

Якість води для купання у віддалених від основних водотоків може бути нижче із-за тварин, що пасуться. Власними мікроорганізмами, що викликають небезпеку, є синьо-зелені водорості, які влітку часто квітнуть при досягненні високих температур. Ці водорості виділяють токсини, але тільки в окремих випадках їх концентрація достатньо висока, щоб мати негативний вплив на людину.

Таблиця 6.9 - Джерела найбільш небезпечних забруднюючих речовин поверхневих вод та негативні наслідки контакту з ними при рекреаційному водокористуванні для здоров'я населення

Забруднююча речовина	Основні джерела забруднення поверхневих вод	Негативні наслідки для здоров'я населення
Бактерії (колі-бактерії, ентерококи, сальмонела та інші)	Каналізаційні стічні води, що попадають в водні об'єкти, мікроорганізми та люди, що користуються водою для купання.	Шлунково-кишкові захворювання; очі, вуха та респіраторні захворювання.
Вірус (наприклад, вірус гепатиту А, ентеровірус)	Каналізаційні стічні води, що попадають в водні об'єкти, мікроорганізми, та люди, що користуються водою для купання.	Гепатит; діарея, рвота, жар та болі в зоні шлунку та живота
Простіші бактерії (кріптоспоридії, лямблій)	Каналізаційні стічні води, що попадають в водні об'єкти, мікроорганізми та люди, що користуються водою для купання.	Діарея
Водорості (синьо-зелені водорості)	Цвітіння водоростей при високій температурі	Головні болі, поразка шкіри, жар, запаморочення та діарея.
Штучні синтезовані органічні речовини: органічні розчини, барвники, миючі засоби, поліароматичні вуглеводи, поліциклічні ароматичні вуглеводи, феноли	Каналізаційні стічні води, промислова та сільськогосподарська діяльність	Канцерогенний ефект, репродуктивна токсичність, інтоксикація органів, гостра інтоксикація.

Способи дії мікроорганізмів, що містяться у воді для купання, полягають в прямій дії через попадання води всередину організму під час купання і/або через пошкодження в захисному бар'єрі, який створює шкіра для води під час купання, води, забрудненої мікроорганізмами, присутніми в концентраціях і кількості, які є ризиком для здоров'я. Деякі з можливих джерел показані в табл.6.9.

Подібним же чином, і хімічні речовини, що містяться у воді (включаючи токсини, що виробляються бактеріями або водоростями), можуть потрапити усередину організму: через органи дихання або через шкіру, а також безпосередньо впливати на шкіру або слизисті оболонки, наприклад, очей. В ході досліджень взаємозв'язку між погіршенням здоров'я і мікроорганізмами, що містяться у воді морів або озер під час купання, було встановлено, що сила проявів більшості симптомів пов'язана з чисельністю ентерококів (фекальний показник наявності бактерій). Проте в цілому важко встановити дію на здоров'я населення води під час купання, оскільки систематичній реєстрації такої дії не ведеться.

При оцінці ризику здоров'ю населення, пов'язаного з якістю води рекреаційних об'єктів окремо обчислюється:

- ризик, пов'язаний з органолептичними властивостями води;

- ризик, пов'язаний з епідеміологічною небезпекою води;
- ризик, пов'язаний із санітарно-токсикологічними властивостями води.

Ризик, пов'язаний з органолептичними властивостями води передбачає оцінку ризику за показником забарвленості, за водневим показником, за запахом і присмаку й іншим показником, що нормуються відповідно до їхнього впливу на органолептичні властивості води

Ризик за показником забарвленості визначається відповідно до рівняння:

$$P_{\text{Гов}} = -3,33 + 0,067(\text{Ц} - \text{Фон} + 20), \quad (6.21)$$

де

Фон - природна забарвленість води, отримана за даними багаторічних спостережень і характерна для даного сезону;

Ц - забарвленість води (у градусах забарвленості);

$P_{\text{Гов}}$ пов'язаний з ймовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального ймовірнісного розподілу (табл. 6.3).

Для визначення ризику за водневим показником використовуються рівняння (6.15). При оцінці ризику за показником природного запаху і присмаку використовується формула:

$$P_{\text{Гов}} = -1 + 3,32 \lg(\text{Бали}/2,5), \quad (6.22)$$

Ризик за іншими показниками, нормованим відповідно до їхнього впливу на органолептичні властивості води, визначається на основі рівняння:

$$P_{\text{Гов}} = -2 + 3,32 \lg C_i/C_{\text{ГДК}}, \quad (6.23)$$

де C_i - концентрація i – ї речовини у водному об'єкті;

$C_{\text{ГДК}}$ - норматив для води водних об'єктів рекреаційного водокористування.

$P_{\text{Гов}}$ пов'язаний з ймовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального ймовірнісного розподілу (табл. 6.3).

Оцінка ризику епідеміологічної небезпеки поверхневих вод

Епідеміологічний ризик розраховують в залежності від таких показників, як колі-індекс, індекс ентерококів і індекс коліфагів, використовуючи наступну залежність ризику від цих показників:

$$R = 2,89 \cdot 10^{-4} - 2,94 \cdot 10^{-5} X_1 + 7,93 \cdot 10^{-4} X_2 + 2,77 \cdot 10^{-4} X_3, \quad (6.24)$$

де

X_1 - число лактозопозитивних кишкових паличок у 1 л води водного об'єкта,

X_2 - індекс ентерококів,

X_3 - індекс коліфагів,

R - ймовірність (%) того, що вода водного об'єкта може бути небезпечна в епідеміологічному відношенні.

Оцінка ризику токсикологічної небезпеки поверхневих вод

Для речовин, що мають кожно-резорбтивні властивості, характерна здатність проникати через неушкоджену шкіру. Накопичившись в організмі, вони можуть викликати токсичний ефект. Враховуючи, що реальний час купання звичайно не перевищує 1 години, необхідно використовувати наступне рівняння для оцінки ризику:

$$R = 1 - \exp(\ln(0,84)/(C \times K_3 \cdot 4) C_i), \quad (6.25)$$

де K_3 - коефіцієнт запасу, що приймається рівним 100 для речовин з вираженою ймовірністю віддалених наслідків і 10 для інших речовин.

6.5 Оцінка ризику здоров'ю населення в залежності від якості ґрунту

Промислова і комерційна діяльність протягом тривалого часу призводить до утворення великого числа забруднених територій. Непродумане поводження з хімічними речовинами і нафтопродуктами в результаті цілого ряду видів діяльності призводить до скиди хімікатів та нафтопродуктів в ґрунти:

Інший вид забруднення ґрунту пов'язаний із зберіганням рідкого палива при роздрібній реалізації бензину і на базах нафтопродуктів промислової і торгової діяльності (черепичні заводи, виробництво скла), а також використанням рідкого палива в системі опалювання приватних будинків.

Більшість забруднених ділянок розташовані на міських територіях, що викликає потенційну загрозу місцевому населенню внаслідок забруднення ґрунтів.

Величезний негативний вплив мають відходи. Більшість звалищ містять органічні речовини, які утворюють легкозаймисті гази (в першу чергу газ метан), що представляє ризик виникнення вибуху при проникненні в будинки.

Інтенсивне використання сільськогосподарських угідь призводить до погіршення якості ґрунту. Вплив на стан сільгоспугідь чинять застосовування пестицидів, осаду мулу, що вноситься, і добрива.

Застосування пестицидів на сільгоспугіддях вважається проблемою із-за ризику вилугування поверхні і проникнення забруднення в ґрунтові води. Накопичення важких металів у верхньому шарі ґрунту, може бути прямим або непрямим джерелом загрози для людського здоров'я.

Якість ґрунтів, особливо в міських зонах, знаходиться під впливом розповсюдження забруднення від викидів в атмосферне повітря від транспортних засобів і від спалювання відходів і в процесі спалювання палива на теплових електростанціях. Дія забруднення повітряного басейну, що обумовлено дифузією забруднюючих речовин на обширних територіях міських зон. Деякі з цих забруднювачів представляють ризик для людського здоров'я (зокрема для здоров'я дітей) із-за наявності в них важких металів (в основному свинцю), а також поліциклічних ароматичних вуглеводнів (ПАВ) в поверхневому шарі ґрунтів.

Крім того, безконтрольне використання і розміщення забрудненого ґрунту призводить до розповсюдження забруднення, особливо в місцях розміщення кар'єрів по видобутку гравію, а також на сільськогосподарських землях і міських територіях.

Ступінь дії на людину шкідливих хімічних речовин, присутніх в ґрунті залежить від використання землі, концентрації забруднення в ґрунті і на землі і ступеня ризику забруднення інших компонентів середовища (ґрунтові води і повітря).

Шляхи дії негативних чинників ґрунту можуть бути розділені на два види: дія пряма і дія опосередкована або непряма.

Пряма дія забруднюючих речовин ґрунту через:

- попадання в систему травлення частинок ґрунту (пил);
- шкірні контакти;
- попадання в систему дихання частинок ґрунту/пилу;
- вдихання речовин, що випаровуються з ґрунту (особливо всередині приміщень).

Опосередкована (непряма) дія через:

- вживання забруднених зернових культур, що вирощуються на забруднених ґрунтах;
- вживання забруднених продуктів тваринництва, отриманих з тварин, що виводяться на забруднених ґрунтах

- вживання забрудненої питної води (безпосереднє пиття, шкірні контакти, вдихання аерозолів);

- вживання забрудненої риби;

- через води для купання;

- використання текстилю, вироблюваного з сільськогосподарської сировини, такого як льон і бавовна.

Найбільш серйозними шляхами зовнішньої дії вважаються:

- попадання ґрунту в систему травлення (діти);
- шкірні контакти з ґрунтом;

- вдихання повітряних випаровувань (випаровування у внутрішніх приміщеннях);
 - попадання з питною водою;
 - вживання сільськогосподарської продукції із забруднених ґрунтів.
- Основні напрями дії узагальнені на рис 6.3 і в табл.6.10.

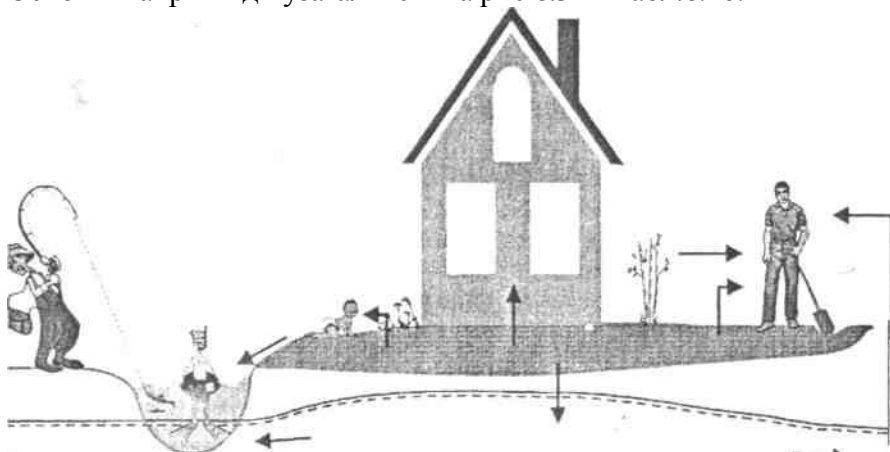
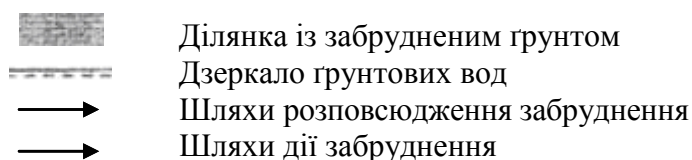


Рисунок 6.3 - Шляхи дії забрудненого ґрунту на людину



Таблиця 6.10 - Зведені дані про походження, характеристики і дію на здоров'я основних забруднюючих речовин, що містяться в ґрунті

Забруднююча речовина	Походження і характеристики	Потенційна дія на здоров'я
Важкі метали, наприклад, свинець	Утворення шкідливих викидів від промислової діяльності і транспорту Джерелом забруднення свинцем, головним чином, є вихлопні гази від транспортних засобів, унаслідок використання етилованого бензину	Нейротоксична речовина, що викликає ослаблення мозкової діяльності, зниження здатності концентруватися, підвищена збудливість Діти відносяться до особливої групи ризику по відношенню до дії викидів свинцю і подальших шкідливих наслідків його дії
Поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ) Наприклад, Бенз(а)пірен	Утворення полі ароматичних вуглеводнів, в основному у викидах від засобів транспорту, погіршення якості ґрунтів може походити від викидів і накопичення смолянистих речовин (гудрон і бітумні продукти, роботи газових заводів, просочення канатів і риболовних сітей, просочення деревини тощо)	Можливість ракових захворювань горла, шкіри, а також дія на дихальну систему
Хлоровані розчинники (тетрахлоретилен, тетрахлорметан, 1,1,1 трихлоретан, трихлоретилен)	Використовується для знежирення при виконанні робіт з металом і для сухої хімічистки. Також використовується при дубленні шкір, виробництві фарб тощо	канцерогенна дія токсикоз органів (нирки, печінка) •Нейротоксикоз

Ароматики (бензол, толуол, етилбензол і ксилол, C ₉ -C ₁₀ -ароматики)	Поверхневий стік з паливо сховищ і стічні води при виробництві клею, фарб, розчинників і тощо	Канцерогенна дія(бензол) Нейротоксикоз Запахи - низькі рівні
МТБЕ (мітив третбутиловий ефір)	Добавка до бензину	•Токсикоз печінки і нирок, високий рівень канцерогенної дії, виявлений при експериментах на тваринах •Запахи - нижні рівні
Пестициди (біоциди)	Пестициди (біоциди) часто виявляються при заборі води. Як і точкові джерела скиди, так і обробка сільгоспугідь і інших територій розглядаються як причини забруднення ґрунтових вод	Можуть викликати •Сильний токсикоз •Нейротоксикоз •Рак/ мутацію •Репротоксикоз •Нейротоксикоз
Феноли	Приблизно 10 % гудронів містить фенол. Дія фенолів на ґрунт, в основному залежить від поводження з гудронами і смолянистими речовинами. Хлористий фенол є побічним продуктом при виробництві пестицидів.	•Сильний токсикоз •Токсикоз органів (горло, серце, печінка і нирки, кров) •Канцерогенна дія •Запахи - низький рівень

Ризик здоров'ю населення в залежності від якості ґрунту обчислюється за формулою:

$$R = 1 - \exp(-UR \times LADD), \quad (6.26)$$

де

UR - одиниця ризику, визначається як чинник пропорції росту ризику в залежності від значення діючої концентрації (дозы) речовини

LADD (Lifetime Average Daily Dose) - середня щоденна доза речовини (мг/кг-добу) обчислюється за формулою:

$$LADD = CS \cdot IR \cdot CF \cdot FI \cdot EF \cdot ED / BW \cdot AT, \quad (6.27)$$

де

CS - концентрація речовини в ґрунті (мг/кг);

IR - рівень споживання (мг ґрунту/доба);

CF - коефіцієнт (6 - 10 кг/мг);

FI - частка речовини, що проникає через шкіру;

EF - частота експозиції (днів/рік);

ED - тривалість експозиції (років);

BW - вага тіла (кг);

AT - час усереднення (період, за який усереднюється експозиція).

Значення перемінних:

CS - дані моніторингу;

IR - 200 мг/день для дітей 1-6 років та 100 мг/день для дорослих

FI - 1,0 (тобто 100% - забруднена фракція ґрунту, відносна одиниця)

EF - 365 днів/рік;

ED - 70 років (середня тривалість життя);

BW - 70 кг для дорослих та 16 кг для дітей 1-6 років (середня величина);

AT - період експозиції ED*365 днів/рік, тобто, 70 років*365 днів/рік.

1.6 Оцінка ризику здоров'ю населення при комбінованому і комплексному впливі забруднення навколишнього середовища

Під комбінованою дією розуміється вплив декількох домішок, що надходять через один з компонентів навколишнього середовища (повітря, вода і т.д.). Комплексна дія - це вплив однієї чи декількох домішок, оцінюване через кілька факторів навколишнього середовища (повітря, чи вода ін.).

Ризик здоров'ю населення при комбінованому і комплексному впливі забруднення навколишнього середовища оцінюється за правилом множення ймовірностей, де як множник виступають не величини ризику здоров'ю, а значення, що характеризують ймовірність його відсутності:

$$R_{\text{сум}} = 1 - (1-R_1)(1-R_2)(1-R_3) \dots (1-R_n), \quad (6.28)$$

де

$R_{\text{сум}}$ - ризик комбінованого чи комплексного впливу домішок;

$R_1, \dots, R_n$ - потенційний ризик впливу кожної окремої домішки

Питання для самоконтролю

1. Який основний принцип покладено в основу методу оцінки ризику для здоров'я населення?
2. З яких чотирьох фаз складається оцінка ризику для здоров'я людини від впливу антропогенних факторів?
3. Чому діти є найбільш репрезентативною групою населення для виявлення зв'язку між якістю навколишньої природного середовища і здоров'ям населення?
4. Загальні принципи управління ризиком як другого етапу оцінки ризику здоров'ю населення?
5. Назвіть джерела найбільш значних забруднюючих речовин повітря і негативні наслідки їх викидів для здоров'я населення.
6. Дайте характеристику потенційної дії на здоров'я деяких найбільш небезпечних забруднюючих речовин, що містяться в питній воді.
7. Назвіть джерела найбільш небезпечних забруднюючих речовин поверхневих вод та негативні наслідки контакту з ними при рекреаційному водокористуванні для здоров'я населення.
8. Розкажіть про характеристики і дію на здоров'я основних забруднюючих речовин, що містяться в ґрунті.
9. Як оцінюється ризик здоров'ю населення при комбінованому і комплексному впливі забруднення навколишнього середовища?

Завдання на самопідготовку:

1. Підготувати самостійно тему та представити реферати «Закон розподілу неперервної випадкової величини» .

Семінарське заняття № 16

з навчальної дисципліни «Прогнозування стану довкілля»

Модуль 9. Моделювання і прогнозування наслідків антропогенного впливу на довкілля.

Розділ 13: «Моделювання і прогнозування стану водних екосистем»

Тема: „Правила охорони поверхневих вод”

Виховна мета: Розвиток у студентів екологічного мислення, формування природоохоронного світогляду.

Навчальна мета:

1. Ознайомити студентів із правилами охорони поверхневих вод.
2. Довести до студентів інформацію про основні положення Правил охорони поверхневих вод.
3. Показати студентам реальну можливість застосування отриманої на лекції інформації у практичній діяльності працівника системи МНС.

Навчальні групи: курсанти, студенти.

Тривалість: 2 години.

Місце проведення: за розкладом.

Матеріальне забезпечення: 1) мультимедійна презентація;
2) література з дисципліни.

ПРАВИЛА

охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами

1. Ці Правила спрямовані на попередження та усунення забруднення поверхневих водних об'єктів (далі - водні об'єкти), відтворення водних ресурсів і забезпечення безпечних умов водокористування.

Правила обов'язкові для виконання всіма підприємствами, установами, організаціями та громадянами - суб'єктами підприємницької діяльності, діяльність яких щодо скидання зворотних вод у водні об'єкти впливає або може вплинути на стан поверхневих вод (далі - водокористувачі).

2. У Правилах наведені нижче терміни вживаються у такому значенні:

водовипускна споруда - гідротехнічний об'єкт або пристрій, призначений для відводу (скидання) зворотних вод у водні об'єкти;

вода зворотна - вода, що повертається за допомогою технічних споруд і засобів з господарської ланки кругообігу води в його природні ланки у вигляді стічної, шахтної, кар'єрної чи дренажної води;

категорія якості води - показник ступеня забрудненості водного об'єкта, який визначається за сукупністю встановлених показників складу і властивостей води і дотримання якого є обов'язковим протягом визначеного часу;

випускання зворотних вод - відвід зворотних вод у водні об'єкти;

згінно-нагінні явища - це переміщення під впливом вітру водних мас з однієї частини водного об'єкта в іншу;

санітарно-гігієнічні нормативи якості води - науково обгрунтовані величини концентрації забруднюючих речовин та показники якості води (загальнофізичні, біологічні, хімічні, радіаційні), які не впливають прямо або опосередковано на життя та здоров'я населення;

рибогосподарські нормативи якості води - науково обгрунтовані величини концентрації забруднюючих речовин та показники якості води (загальнофізичні, біологічні, хімічні, радіаційні), які не впливають на збереження і відтворення промислово цінних видів риб;

контрольний створ - поперечний перетин водотоку, в якому здійснюється контроль за якістю води.

3. Планування заходів з охорони поверхневих вод, контроль за їх охороною та нормування ступенів очищення зворотних вод здійснюється відповідно до цих Правил.

4. Планування заходів з охорони поверхневих вод здійснюється виходячи з першочергового задоволення питних і господарсько-побутових потреб в рамках міжнародних, державних та регіональних програм використання, охорони та відтворення водних ресурсів. Під час розроблення цих заходів визначаються:

ділянки водних об'єктів, на яких регламентується відповідно до встановлених нормативів якості води;

показники, що характеризують якісний склад і властивості води на ділянках водних об'єктів;

джерела забруднення водних об'єктів (обсяги водокористування, скидання зворотних вод та забруднюючих речовин);

умови переведення якості води на певних ділянках водних об'єктів до вищих категорій якості;

обсяги водних ресурсів, необхідні для задоволення питних і господарсько-побутових потреб, а також потреб галузей економіки;

перелік робіт, спрямованих на запобігання шкідливої дії вод.

5. Проектування, будівництво, розширення, реконструкція, технічне переоснащення та капітальний ремонт об'єктів має здійснюватися за умови, що категорії якості води водних об'єктів, передбачені відповідними програмами використання, охорони та відтворення водних ресурсів, не погіршуються.

6. З урахуванням ступеня забрудненості водного об'єкта, його значення для соціально-економічного розвитку регіону, технічних та економічних можливостей в ослабленні антропогенного впливу та інших негативних факторів визначаються водні об'єкти та їх ділянки для першочергової реалізації заходів з охорони вод.

7. Нормування якості води водного об'єкта здійснюється шляхом встановлення сукупності допустимих значень показників її складу та властивостей, у межах яких забезпечуються безпечні умови водокористування і які встановлюються для води, що використовується для

задоволення питних, господарсько-побутових і рекреаційних потреб, а також потреб рибного господарства.

На ділянках водних об'єктів, які знаходяться в межах населених пунктів, незалежно від цілей водокористування нормативи встановлюються як для води, що використовується для задоволення господарсько-побутових потреб.

8. Контрольний створ, у якому мають дотримуватися санітарно-гігієнічний та рибогосподарський нормативи якості води, визначається залежно від конкретних умов, але не нижче 500 метрів від місця скидання зворотних вод на ділянках водних об'єктів, які використовуються для задоволення питних і господарсько-побутових потреб, на відстані одного кілометра вище від найближчого за течією пункту водокористування, а на водоймах акваторії - в радіусі одного кілометра від пункту водокористування.

9. Місце скидання стічних вод повинне знаходитися нижче межі населеного пункту за течією водотоку на відстані, яка виключає вплив згінно-нагінних явищ.

10. Водокористувачі повинні забезпечувати дотримання відповідного санітарного стану на території, де розташовані їх об'єкти, і не допускати винесення через дощові каналізаційні мережі сміття, продуктів ерозії ґрунтів, сировини та відходів виробництва.

11. Забороняється скидання у водні об'єкти, на поверхню льодового покриву та водозбору, а також у каналізаційні мережі пульпи, концентрованих кубових залишків, шламів, інших технологічних і побутових твердих відходів.

12. На водних об'єктах та в їх прибережних захисних смугах не допускається миття транспортних засобів і техніки, а також проведення робіт, які можуть призвести до забруднення води.

13. Діяльність водокористувачів не повинна спричиняти збільшення донних відкладів або накопичення в них забруднюючих речовин, які можуть призвести до погіршення стану водних об'єктів.

У разі виявлення таких донних відкладів водокористувачі повинні забезпечити розчищення русла річки або ложа водойми та вжити заходів до запобігання подальшому замуленню і забрудненню водного об'єкта.

14. Для об'єктів і споруд, які є аварійно небезпечними (нафто- та продуктопроводи, нафто- та продуктоховища, накопичувачі стічних вод, каналізаційні колектори та очисні споруди, судна та інші плавучі засоби, нафтові свердловини, бурові платформи), повинні бути розроблені і впроваджені протиаварійні заходи, у тому числі плани ліквідації наслідків можливих аварій, перелік споруд і територій, які підлягають особливому захисту від забруднення (водозбори, пляжі тощо), порядок дій у разі виникнення аварійних ситуацій, перелік необхідних технічних засобів, способів збирання та видалення забруднюючих речовин, а також режим водокористування у разі аварійного забруднення водного об'єкта.

Плани ліквідації наслідків можливих аварій погоджуються із спеціально уповноваженими центральними органами виконавчої влади у галузі використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів.

15. Скидання зворотних вод у водні об'єкти допускається тільки за умови одержання в установленому порядку дозволу на спеціальне водокористування.

16. Необхідний ступінь очищення зворотних вод, що скидаються у водні об'єкти, визначається нормативами гранично допустимого скидання (ГДС) забруднюючих речовин.

17. Граничний обсяг скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти встановлюється у дозволі на спеціальне водокористування.

18. Нормативи ГДС забруднюючих речовин встановлюються з метою поетапного поліпшення якості води і дотримання санітарно-гігієнічних нормативів у місцях розташування водозаборів, а рибогосподарських - у водних об'єктах комплексного використання.

19. Для комунальних споруд повного біологічного очищення стічних вод встановлюються такі нормативи гранично допустимого вмісту забруднюючих речовин (мг/л):

біохімічне споживання кисню (БСК₅) - не більш як 15;

завислі речовини - не більш як 15.

Нормування гранично допустимого скидання інших забруднюючих речовин у водні об'єкти здійснюється органами, уповноваженими видавати дозвіл на спеціальне водокористування, за умови, що досягнута категорія якості води при цьому не погіршиться.

20. Водокористувачі, які скидають промислові стічні води до каналізаційних мереж, повинні дотримуватися правил приймання стічних вод підприємств у комунальні та відомчі системи каналізації міст та селищ.

21. Встановлення обмежень на скидання забруднюючих речовин залежить від категорії якості поверхневих вод, передбаченої для окремих ділянок водного об'єкта.

22. Місця та періодичність відбору проб, перелік контрольованих показників встановлюються водокористувачами за погодженням з Радою міністрів Автономної Республіки Крим, обласними, Київською та Севастопольською міськими держадміністраціями.

23. Водокористувачі зобов'язані забезпечувати монтування та експлуатацію пристроїв, призначених для здійснення регулярного контролю за обсягами та якістю зворотних вод, а також сприяти працівникам контролюючих органів під час проведення перевірок і відбору проб у контрольних створах та в системах водовідводу, в тому числі за межами території, де розташовані їх об'єкти.

24. Держекоінспекція та її територіальні органи здійснюють державний контроль за станом охорони та раціонального використання вод, проведення заходів з охорони водних об'єктів від забруднення, засмічення та вичерпання, роботи очисних та інших водоохоронних споруд, з яких здійснюється скидання зворотних вод усіх категорій, дотримання встановленого режиму господарської діяльності у водоохоронних зонах та прибережних захисних смугах відповідно до законодавства.

25. Контроль за станом водних об'єктів здійснюється спеціально уповноваженими органами виконавчої влади у галузі використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів.

Водокористувачі здійснюють контроль за якістю і кількістю скинутих у водні об'єкти зворотних вод і забруднюючих речовин.

Контроль за якістю води у транскордонних водних об'єктах здійснюється відповідно до міжнародних договорів.

Семінарське заняття № 17

з навчальної дисципліни «Прогнозування стану довкілля»

Модуль 9. Моделювання і прогнозування наслідків антропогенного впливу на довкілля.

Розділ 13: «Моделювання і прогнозування стану водних екосистем»

Тема: „Методика встановлення гранично допустимих скидів (ГДС) забруднюючих речовин зі стічними водами ”

Виховна мета: Розвиток у студентів екологічного мислення, формування природоохоронного світогляду.

Навчальна мета:

1. Ознайомити студентів із методикою встановлення гранично допустимих скидів (ГДС) забруднюючих речовин зі стічними водами.
2. Довести до студентів інформацію про моделювання гранично допустимих скидів (ГДС) забруднюючих речовин зі стічними водами.
3. Показати студентам реальну можливість застосування отриманої на лекції інформації у практичній діяльності працівника системи МНС.

Навчальні групи: курсанти, студенти.

Тривалість: 2 години.

Місце проведення: за розкладом.

Матеріальне забезпечення: 1) мультимедійна презентація;
2) література з дисципліни.

План

- 1.1 Розрахунок концентрації забруднюючої речовини у водотоці
- 1.2 Розрахунок вмісту розчиненого кисню у водотоці
- 1.3 Установлення гранично допустимого скиду речовин

1.1 Розрахунок концентрації забруднюючої речовини у водотоці

Найбільш простою ситуацією є розрахунок концентрації консервативної речовини при повнім розведенні СВ у ВО (рис. 1.4).

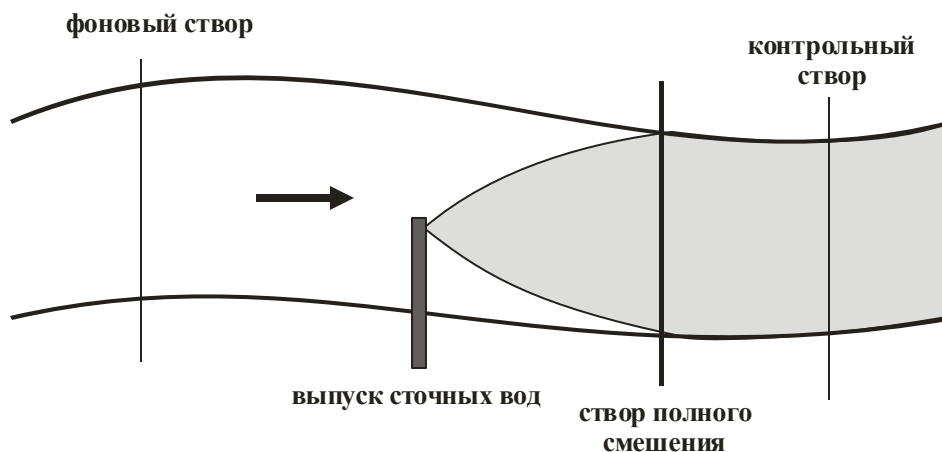


Рис. 1.1. Повне розведення СВ у ВО.

Оскільки процеси самоочищення в цьому випадку відсутні, шукана концентрація визначається виходячи з балансу витрат мас

$$M_{\text{кc}} = M_{\text{ф}} + M_{\text{ст}}, \quad (1.1)$$

де $M_{\text{ф}}$, $M_{\text{кc}}$ – маса речовини, що проходить відповідно через фоновий і контрольний створи в одиницю часу; $M_{\text{ст}}$ – маса речовини, що надходить у водотік зі СВ в одиницю часу.

Виразивши витрату маси речовини як добуток концентрації на витрату води, а також з огляду на баланс об'ємів води, рівняння (*) може бути записане у вигляді:

$$(q + Q) \cdot C_{\text{кc}} = Q \cdot C_{\text{ф}} + q \cdot C_{\text{ст}} \quad (1.2)$$

де $C_{\text{кc}}$ – концентрація речовини в КС.

Вирішуючи рівняння (**) відносно $C_{\text{кc}}$, одержуємо формулу для розрахунку концентрації речовини в КС

$$C_{\text{кc}} = \frac{q \cdot C_{\text{ст}} + Q \cdot C_{\text{ф}}}{q + Q} \quad (1.3)$$

При неповнім розведенні концентрація речовини в КС визначається по максимально забрудненій частині потоку (рис. 1.2).

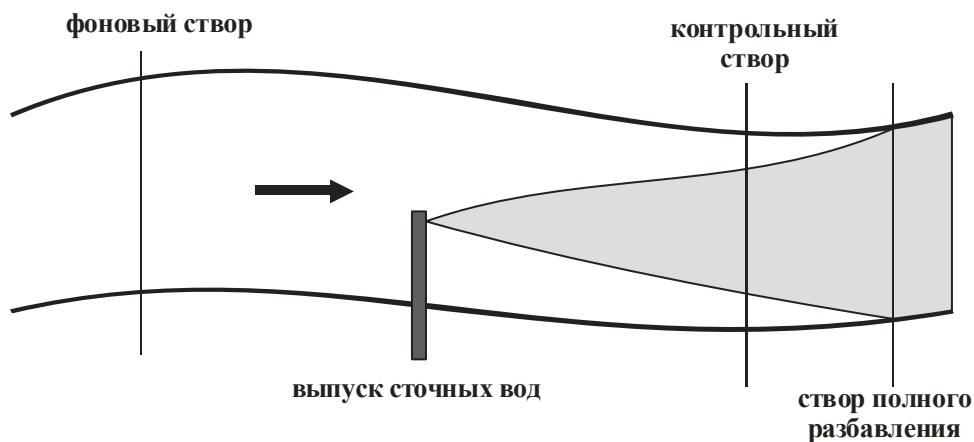


Рис. 1.2. Неповне розведення СВ у ВО

Для складання балансового рівняння в цьому випадку прийняте наступне допущення: покладається, що речовина, що надходить у ВО зі СВ, поширюється рівномірно уздовж КС тільки на ділянці з витратою води ($Q+q$), а поза цією ділянкою СВ не попадає зовсім (передбачається, що частки речовини «підтягуються» до крапки максимального забруднення.). Концентрація речовини на цій ділянці дорівнює максимальній концентрації при реальному розподілі (рис. 1.3).

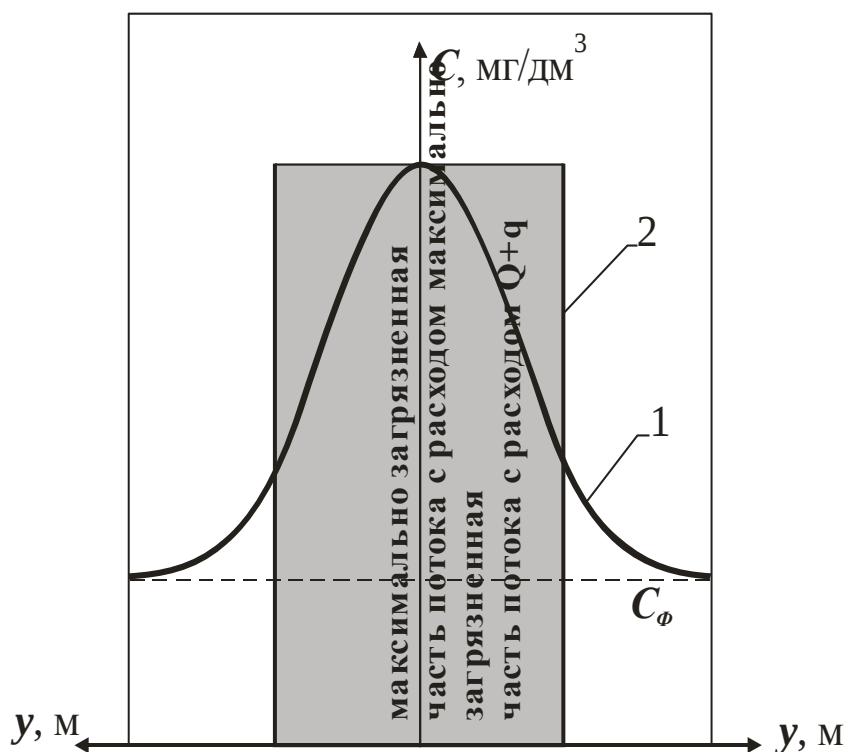


Рис. 1.3. Поширення речовини уздовж КС: 1 – реальний розподіл; 2 – умовний розподіл з витратою $\gamma Q + q$.

Виходячи із прийнятого допущення, балансове рівняння для максимально забрудненої частини потоку приймає вид

$$(q + \gamma Q) \cdot C_{\kappa\kappa} = \gamma Q \cdot C_{\phi} + q \cdot C_{ct} \quad (1.4)$$

Якщо виразити коефіцієнт змішання через кратність розведення по формулі (1.5), то рішення (***) щодо шуканої концентрації буде наступним

$$C_{KC} = \frac{C_{cm} - C_{\phi}}{n} + C_{\phi} = \frac{C_{cm} - C_{\phi} + n \cdot C_{\phi}}{n}. \quad (1.5)$$

При розрахунку концентрації консервативної речовини враховуються також процеси самоочищення, що тягнуть зниження концентрації забруднюючих речовин. Застосовуючи експонентну модель (1.1) для відповідного коректування величин $C_{ст}$ і C_{ϕ} , одержуємо наступні формули:

для повного розведення:

$$C_{KC} = \frac{q \cdot [(C_{cm} - C_{np}) \cdot \exp(-kt_{cm}) + C_{np}] + Q \cdot [(C_{\phi} - C_{np}) \cdot \exp(-kt_{\phi}) + C_{np}]}{q + Q}, \quad (1.6)$$

для неповного розведення:

$$C_{KC} = \frac{(C_{cm} - C_{np}) \cdot \exp(-kt_{cm}) + C_{np} + (n-1)[(C_{\phi} - C_{np}) \cdot \exp(-kt_{\phi}) + C_{np}]}{n}, \quad (1.7)$$

де t_{ϕ} , $t_{ст}$ – час переміщення води до КС відповідно від ФС і від випуску СВ, доби.

Оскільки швидкість бігу води v прийнято виражати в м/с, а відстань до КС l у м, те при визначенні часу переміщення води до КС по формулі

$$t = \frac{l}{v}, \quad (1.8)$$

необхідно отриманий час виразити в добі, розділивши отриману величину на $3600 \cdot 24 = 86400$.

Якщо розглядаються кілька випусків СВ, то у випадку повного розведення концентрація речовини в КС визначається виходячи із принципу балансу по формулі

$$C_{KC} = \frac{q_{\phi} C_{\phi} + \sum_i q_i C_i}{q_{\phi} + \sum_i C_i} \quad (1.9)$$

де i – індекс випуску СВ.

Якщо розведення СВ неповне, то при великій кратності розведення ($n_i \gg 1$) концентрація речовини в КС може бути визначена виходячи із принципу суперпозиції по формулі

$$\begin{aligned} C_{KC} = & C_{\phi} \left(1 - \sum_i 1/n_i \right) \cdot \exp(-kt_{\phi}) + \\ & + C_{np} \cdot \left[1 - \exp(-kt_{\phi}) + \sum_i (\exp(-kt_{\phi}) - \exp(-kt_i)) / n_i \right] + \\ & + \sum_i C_i \cdot \exp(-kt_i) / n_i \end{aligned} \quad (1.10)$$

Обґрунтуванням застосування принципу суперпозиції служить та обставина, що при значному розведенні СВ їхня частка в розглянутій частині КС нерозмірно мала в порівнянні з кількістю води, що надходить із ФС. При малому ж розведенні принцип суперпозиції неприйнятний, тому що стоки з одних випусків частково «витісняють» стоки з інших випусків, і

тим самим порушується основна умова застосування принципу суперпозиції - незалежність впливу різних факторів на процес. (У цьому випадку процес формування якості води в КС під впливом скидань СВ.) У випадку малого розведення концентрацію речовин у КС необхідно розраховувати методом Караушева.

1.2 Розрахунок вмісту розчиненого кисню у водотоці

Розрахунок концентрації розчиненого кисню у воді ВО проводиться відмінно від розрахунку концентрації забруднюючої речовини. Якщо в першому випадку враховуються тільки процеси самоочищення, то при розрахунку концентрації розчиненого кисню враховуються два протилежних процеси:

- 1) споживання кисню органічними речовинами (біологічне споживання кисню - БСК);
- 2) реаерація – надходження кисню з атмосферного повітря і його розчинення у воді ВО .

При розрахунку концентрації розчиненого кисню вводиться в розгляд поняття дефіцит кисню D – різниця між концентрацією кисню у воді при повнім насиченні (тобто в межах його розчинності при заданих температурі й тиску) $C_{нас}$ і його фактичною концентрацією C :

$$D = C_{нас} - C.$$

Розчинність кисню у воді при різних температурах води й нормальному атмосферному тиску наведена в дод. 1.

Процес реаерації описується експонентною залежністю подібно процесу самоочищення:

$$D(t) = D_0 \cdot \exp(-k_p t),$$

де t - поточний час, доб;

D_0 – початковий дефіцит кисню, мг/дм³;

k_p – константа реаерації, 1/сут.

Інтенсивність реаерації – це унікальна властивість водотоку, що залежить від великої кількості факторів. Тому визначення константи реаерації в лабораторних умовах не представляється можливим. Для наближених розрахунків можна прийняти наступні значення константи реаерації для температури води 20⁰С: для малих річок $k_p = 0,5-0,8$, для середніх і великих малих річок зі швидкістю плину до 0,5 м/с $k_p = 0,2-0,25$, для річок зі швидкістю плину більше 0,5 м/с $k_p = 0,3-0,8$.

Для довільної температури води константа реаерації перераховується по формулі

$$k_p(T) = k_p(20) \cdot 1,0159^{T-20}. \quad (1.11)$$

Дія обох процесів (біологічного споживання й реаерації), описується формулою Фелпса й Стритера

$$D(t) = \frac{k_{БПК} \cdot C_{БПК}}{k_p - k_{БПК}} \cdot (\exp(-k_{БПК} t) - \exp(-k_p t)) + D_0 \cdot \exp(-k_p t). \quad (1.12)$$

Остаточна концентрація розчиненого кисню визначається як різниця

$$C(t) = C_{\text{нас}}(T) - D(t). \quad (1.13)$$

Характер динаміки зміни концентрації розчиненого кисню у В наведений на рис. 1.4.

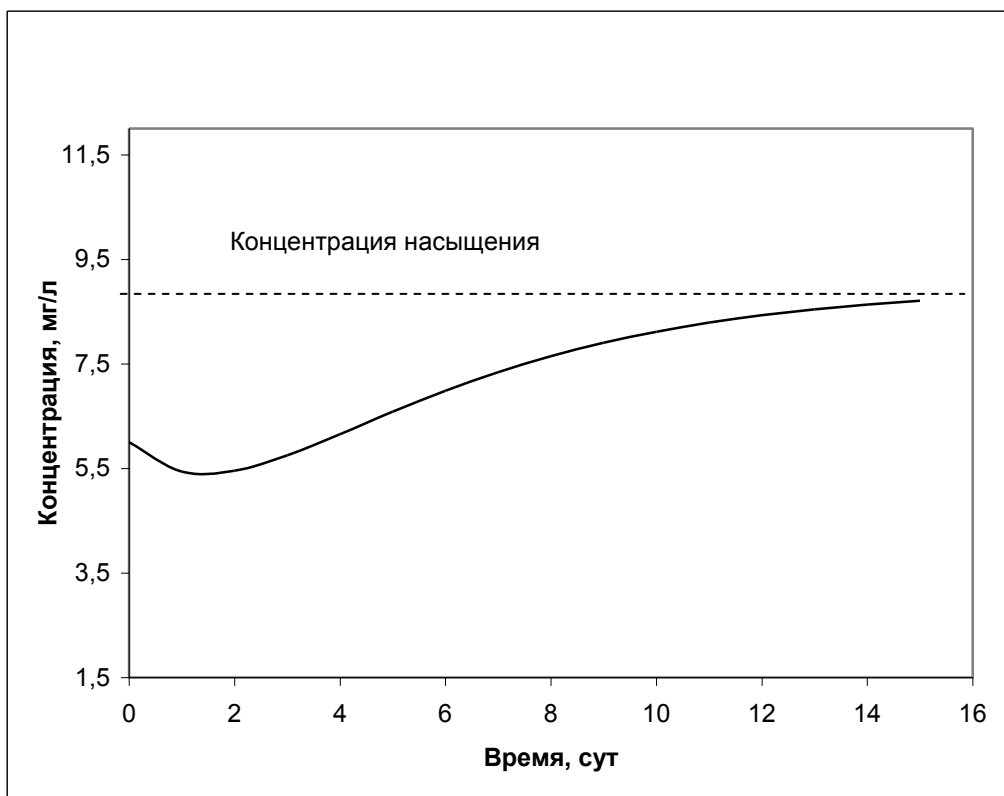


Рис. 1.4. - Динаміка зміни концентрації розчиненого кисню у В.

Момент часу, що відповідає мінімальній концентрації кисню у воді визначається рівнянням

$$t_{\text{кр}} = \frac{\ln \left[\frac{k_p}{k_{\text{БПК}}} \cdot \left(1 - \frac{D_0 \cdot (k_p - k_{\text{БПК}})}{k_p \cdot C_{\text{БПК}}} \right) \right]}{(k_p - k_{\text{БПК}})} \quad (1.14)$$

1.3 Встановлення гранично допустимого скиду речовин

Гранично допустимий скид (ГДС) забруднюючої речовини – це добуток витрати СВ q на припустиму концентрацію $C_{\text{ПДС}}$:

$$\tilde{A}\tilde{A}\tilde{N} = q \cdot C_{\tilde{I}\tilde{A}\tilde{N}}. \quad (1.15)$$

Оскільки витрата СВ узгоджується на більше ранній стадії, чим устанавлення ГДС, то завдання розрахунку ГДС зводяться до знаходження допустимих концентрацій $C_{\text{ГДС}}$. Із цією метою розраховується прогноз якості води в КС за умови фактичного скидання СВ. Якщо розрахована концентрація забруднюючої речовини не перевищує ГДК, то в якості припустимої приймається фактична концентрація даної речовини у СВ:

$$C_{\text{ПДС}} = C_{\text{факт}}. \quad (1.16)$$

У протилежному випадку вирішується зворотнє завдання: визначається концентрація речовини у СВ, при якій розрахункова концентрація в КС дорівнює ГДК. При цьому враховується асимілююча здатність ВО, обумовлена з урахуванням процесів розведення й самоочищення у ВО.

Для одного випуску СВ допустима концентрація забруднюючої речовини розраховується по формулі

$$C_{ГДС} = n \cdot [(C_{ГДК} - C_{np}) \cdot \exp(kt) - C_{np}] + C_{\phi} \quad (1.17)$$

Для декількох випусків СВ розрахунок ГДС виробляється за басейновим принципом за допомогою спеціальної комп'ютерної програми, що реалізує принцип оптимального розподілу асимілюючої здатності ВО.

Завдання на самопідготовку:

1. Підготувати самостійно тему та представити реферати «Сучасний стан використання водних ресурсів України» .

Семінарське заняття № 18

з навчальної дисципліни **«Прогнозування стану довкілля»**

Модуль 9. Моделювання і прогнозування наслідків антропогенного впливу на довкілля.

Розділ 15: «Моделювання і прогнозування порушення екологічного стану ґрунтів»

Тема: „ Математичні моделі «врожайність – динаміка вологості ґрунту»”

Виховна мета: Розвиток у студентів екологічного мислення, формування природоохоронного світогляду.

Навчальна мета:

1. Ознайомити студентів із загальними принципами побудови моделі «врожайність – динаміка вологості ґрунту».
2. Довести до студентів інформацію про оптимізацію параметрів технологій поливу.
3. Показати студентам реальну можливість застосування отриманої на лекції інформації у практичній діяльності працівника системи МНС.

Навчальні групи: курсанти, студенти.

Тривалість: 2 години.

Місце проведення: за розкладом.

Матеріальне забезпечення: 1) мультимедійна презентація;
2) література з дисципліни.

План

- 1 Концептуальні передумови моделювання.
- 2 Математичні моделі « врожайність – динаміка вологості ґрунту ».

Література:

1. Асатурен В.И. Теория планирования эксперимента. – Москва: „ Радио и связь”. 1983 г.;
2. Лаврик В. І. Методи математичного моделювання в екології. – Київ: Фітоцентр, 1998 р.;
3. Обум В. М. Основи екології. – Москва: “ Мир”, 1975 р.;
4. Шмандій В.М., Палій П. Б., Курбашов К. Р., Богобояцкий В. В. „Принципи моделювання та прогнозування в екології”. – Київ, Фенікс 2000р.
5. Ковальчук П.І., „ Моделювання і прогнозування стому навколишнього середовища: Навчальний посібник. – Київ: Либідь, 2003 – 208 с

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 агросоціоекологічних 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.

Якщо у фізиці математичне моделювання базується на принципах редукціонізму (чим глибше вивчено деталі, тим точніше можна побудувати модель), то в біології, соціології, економіці 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 даний напрям можна використовувати для наукових досліджень задля 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 соціоекологічних системах сільськогосподарських 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 зв'язків «урожайність—погодні умови», коли погодні умови (опаді, температура повітря) розглядаються на значних проміжках часу.

Водночас деталізовані моделі зростання й розвитку рослин також мають розвиватися. Мета їх – на основі наукових дослідження 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.

Означення

Проблемно – орієнтовані моделі типу «урожайність—ресурси» - комплекс специфічних моделей оптимальної агрегованості, орієнтованих на розв'язання певного класу споріднених задач системної оптимізації.

Нижче розглянемо комплекси таких моделей, що використовуються в задачах оперативного управління зрощенням, оцінки технологій та еколого-економічної оптимізації ресурсів в агросистемах.

2 Математичні моделі «урожайність – динаміка вологості ґрунту»

Мета моделювання

Під час вирощування врожаїв із чергуванням культур у сівозміні важливо усувати одночасну дію основних, або 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 урожайності сільськогосподарських культур є нестача вологи, інший мінімум відповідає

елементам живлення.

Лінійні моделі, застосовувані для кількісної оцінки програмованого врожаю, не задовольняють важливі вимоги законів землеробства, оскільки вони не враховують взаємний вплив факторів. Збільшення на 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 нелінійної моделі призвели до необхідності запропонувати нелінійні моделі у вигляді добутку двох функцій:

$$y = F(W_1, \dots, W_n) \cdot y^n(\theta_1, \dots, \theta_n), \quad (2.1)$$

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

$y^n(\theta_1, \dots, \theta_n)$ – плановий урожай сільськогосподарської культури в разі оптимального водоспоживання, залежний від рівня елементів живлення $\theta_1, \dots, \theta_n$.

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 обсяг 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 рослини впливає на зростання й розвиток у наступній фазі.

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

$$y/y^n(\theta) = f_1(W_1) f_2(W_2) \cdot \dots \cdot f_n(W_n), \quad (2.2)$$

для другого типу — суми функцій окремих періодів:

$$y/y^n(\theta) = f_1(W_1) + f_2(W_2) + \dots + f_n(W_n), \quad (2.3)$$

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 (2.2) можна подати у вигляді системи рівнянь блокового типу:

$$y_i^n(\theta) = f_i(W_i) y_{i-1}^n(\theta), \quad i \in [1; n], \quad (2.4)$$

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

$$y_0^n(\theta) \geq y_1^n(\theta) \geq y_2^n(\theta) \geq \dots \geq y_n^n(\theta) = y,$$

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

Планування експерименту

Структура оператора (2.1) дає змогу запропонувати новий підхід до ідентифікації вихідної задачі (2.2), 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 $W_j^l = W_j^k, j \in [1; n]$, $W_j^l \neq W_j^k$.

Тоді, оскільки $f_i(W_i^l) = 1$, дістанемо

$$\frac{y^k}{y^l} = \frac{f_n(W_n^k) f_{n-1}(W_{n-1}^k) \dots * f_i(W_i^k) \dots * f_1(W_1^k) y^{11}}{f_n(W_n^l) f_{n-1}(W_{n-1}^l) \dots * f_i(W_i^l) \dots * f_1(W_1^l) y^{11}} = f_i(W_i^k) \quad (2.5)$$

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

Нехай тепер $K = K_l, \dots, K_n$ — множина N варіантів досліду, що задовольняють умову (2.5). 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», добути як унаслідок застосування регресійного аналізу (за відомої структури оператора F), так і за алгоритмами МГВА. Моделі наводяться для важких ґрунтів, при $W_{кр} = 80\% \text{ НВ}$. 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 фунтів розглядуваного в моделі типу.

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:

$$y/y^П(\theta) = f_3(W_3) f_2(W_2) f_1(W_1) \quad (2.6)$$

в якій частинні моделі

$$f_1(W_1) = \begin{cases} 1, \text{ якщо } W_1 \geq 0,8; \\ 1,252 + 0,878 \ln W_1, \text{ якщо } W_1 < 0,8; \end{cases} \quad (2.7)$$

$$f_2(W_2) = \begin{cases} 1, \text{ якщо } W_2 \geq 0,8; \\ 1,320 + 1,087 \ln W_2, \text{ якщо } W_2 < 0,8; \end{cases} \quad (2.8)$$

$$f_3(W_3) = \begin{cases} 1, \text{ якщо } W_3 \geq 0,8; \\ 1,223 + 0,75 \ln W_3, \text{ якщо } W_3 < 0,8; \end{cases} \quad (2.9)$$

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.

Відповідно до рекомендацій щодо водоощадливих режимів зрошення на посівах кукурудзи на зерно в періоди до утворення 14—15 листків поливи можна здійснювати за вологості 0,5...0,7 м шару ґрунту на 10...15 % НВ нижче від оптимальної нижньої межі (критичної вологості) для

кожного типу ґрунту. В критичний період поливи слід здійснювати за нормами 400...500 м³/га тільки за оптимальної вологості ґрунту. Після критичного періоду допустиме зменшення передполивної вологості в приземному шарі завглибшки 0,7 м на 10...15 % нижче від оптимальної. Під час цвітіння, викидання волоті, при суховіях для підвищення врожайності доцільно застосовувати освіжувальні поливи з розрахунку 50...200 м³/га.

Кукурудза на силос

У разі вирощування кукурудзи на зелену масу й силос модель визначали як модель другого типу, тобто без виражених критичних періодів. Фази й періоди розвитку вибрано аналогічно, як і в розрахунках врожаю кукурудзи на зерно. Внаслідок ідентифікації із застосуванням узагальненого алгоритму МГВА визначено залежність

$$y/y^{\Pi}(\theta)=2,004+6,332W_3-4,293W_3^2-0,848W_2W_3+0,946W_2^2+0,982W_1W_3, \\ 0,6 \leq W_i \leq 0,8. \quad (2.10)$$

У разі, якщо $W_i > 0,8$, у розрахунковій формулі слід покласти якщо $W_i = 0,8$.

Дана залежність не відобразила в явному вигляді вплив критичних фаз, проте зменшення врожайності кукурудзи на силос у разі зниження порога передполивної вологості ґрунту нижче від критичних значень є істотним в усіх фазах розвитку.

Модель озимої пшениці. Дослідження в степових районах України свідчать, що основою режиму зрошення озимої пшениці є вологозарядковий полив, вегетаційні поливи в критичні періоди. Вологозарядка забезпечує своєчасне зростання сходів, добре кушіння рослин та їх загортання. Озима пшениця дуже чутлива до повітряної посухи під час наливання й дозрівання зерна. Саме тому поряд із регулюванням вологості ґрунту ефективним є здійснення освіжувальних подивів рослин невеликими нормами для поліпшення фітоклімату.

Неоднакова реакція озимої пшениці на вегетаційні поливи, здійснені в різні фази вегетації, має місце і в математичній моделі «відносна врожайність—динаміка вологості ґрунту»:

$$y/y^{\Pi}(\theta)=f_4(W_4)f_3(W_3) f_2(W_2)f_1(W_1) \quad (2.11)$$

де

$$f_1(W_1)=\begin{cases} 1, \text{ якщо } W_1 \geq 0,8; \\ 1,537 + 1,397 \ln W_1, \text{ якщо } W_1 < 0,8; \end{cases}$$

$$f_2(W_2)=\begin{cases} 1, \text{ якщо } W_2 \geq 0,8; \\ 1,537 + 1,397 \ln W_2, \text{ якщо } W_2 < 0,8; \end{cases}$$

$$f_3(W_3) = \begin{cases} 1, \text{ якщо } W_3 \geq 0,8; \\ 1,963 + 2,446 \ln W_3, \text{ якщо } W_3 < 0,8; \end{cases}$$

$$f_4(W_4) = \begin{cases} 1, \text{ якщо } W_4 \geq 0,8; \\ 1,443 + 2,201 \ln W_4, \text{ якщо } W_4 < 0,8; \end{cases}$$

де W_1, W_2, W_3, W_4 — фактичні значення нижнього порога передполивної вологості ґрунту (в частках НВ) відповідно в періоди: «3-й листок—до виходу в трубку», «вихід у трубку—колосіння», «цвітіння—наливання зерна», «молочно воскова стиглість». За цих умов озима пшениця найбільше реагує на вегетаційні поливи, які здійснюються під час періоду «вихід у трубку—наливання зерна», а припиняються вегетаційні поливи на фазі молочної стиглості.

Модель сої

Дослідженнями встановлено, що соя слабо реагує на вегетаційні поливи до початку її цвітіння, тому на півдні України в цей період потрібен, як правило, один полив за нормою 300...400 м³/га.

Гостро чутливими до зниження водоспоживання, критичними фазами розвитку в сої є періоди цвітіння, формування й наливання бобів, які, залежно від строку, тривають протягом 40...60 днів.

Відповідно до водозберігаючих режимів зрошення в період до цвітіння вегетаційні поливи здійснюються за вологості 0,5 м шару ґрунту на 5... 10 % нижче від оптимальної, в критичний період — при оптимальній вологості.

Математична модель для оцінки режимів зрошення залежить від динаміки нижнього порога вологості ґрунту W_i за фазами розвитку рослин і має ієрархічну рекурентну структуру:

$$y_1/y^n(\theta) = f_1(W_1) = \begin{cases} 1, \text{ якщо } W_1 \geq 0,8; \\ 1,286 + 0,95 \ln W_1, \text{ якщо } W_1 < 0,8; \end{cases} \quad (2.12)$$

$$y_2/y^n(\theta) = f_2[f_1(W_1), W_2] = \begin{cases} 1, \text{ якщо } W_2 \geq 0,8; \\ -4,936 + 1,672 f_1 - 6,127 f_1^2 + 0,481 f_1 W_2, \text{ якщо } W_2 < 0,8; \end{cases} \quad (2.13)$$

$$y_3/y^n(\theta) =$$

$$f_3[f_1(W_1), f_2(W_2), W_3] = \begin{cases} 1, \text{ якщо } W_3 \geq 0,8; \\ 0,71W_3 - 0,278W_3^2 + 1,196f_1f_2 - 0,586f_1^2, \text{ якщо } W_3 < 0,8; \end{cases} \quad (2.14)$$

де — W_1, W_2, W_3 , нижній поріг передполивної вологості ґрунту відповідно у фазі: «від сходів—до початку цвітіння», «від початку цвітіння—до наливання бобів», «від наливання бобів—до дозрівання»; y_1, y_2, y_3 розрахункові значення врожаю після кожного періоду.

Модель урожаю люцерни

Під час вирощування люцерни внаслідок дії бактерій, що фіксують азот, в ґрунтах відбувається його накопичення, поліпшуються родючість ґрунтів і структурні властивості. Оскільки люцерна належить до найбільш вологовимогливих культур і має здатність використовувати воду з глибинних шарів ґрунту за рахунок розвиненої кореневої системи, то це стримує підняття ґрунтових вод, зменшує скид води, тобто підвищує коефіцієнт корисної дії (ККД) поля. Так, за даними дослідів, участь ґрунтової вологи в балансі сумарного водоспоживання в середньому за роки досліджень становить: за оптимального режиму — 9,4 %, за водозберігаючих режимів зрошення — 18...25, без зрошення — 33,9 %.

За даними дослідів було визначено логіко-математичну модель, що встановлює залежність відносної врожайності від недополиву (зниження вологості нижче від критичної) в різних укосах:

$$y/y^{\text{п}}(\theta) = 1 - 0,01[25,0 \mu(W_1) + 16,5 \mu(W_2) + 11,7 \mu(W_3) + 4,1 \mu(W_4) + 4,1 \mu(W_5)], \quad (2.15)$$

де $\mu(W_i)$ — функція-індикатор зниження вологості ґрунту нижче від критичної:

$$\mu(W_i) = \begin{cases} 1, \text{ якщо } W_i < W_i^{\text{opt}}, \\ 0, \text{ якщо } W_i \geq W_i^{\text{opt}}; \end{cases} \quad (2.16)$$

де W_i, W_i^{opt} — нижня межа відповідно фактичної та оптимальної вологості ґрунту і-му укосі.

Ця модель показує, як знижується (в частках одиниці) врожайність люцерни в різних укосах у разі її недополиву. Безумовно, що основний збір зеленої маси (близько 70 %) забезпечується першими двома укосами.

На цьому принципі, а також на властивостях люцерни діставати вологу з нижніх шарів ґрунту базуються водозберігаючі режими зрошення, які мають певну специфіку.

Так, під перший укіс вегетаційні поливи здійснюються за оптимальної вологості (0,7 м) шару ґрунту, під наступні — тільки один полив на відростання (норма становить 600 м³/га) проводять відразу після збирання врожаю. Це забезпечує скорочення зрошувальної норми на 55,1 % порівняно з оптимальним, урожай зеленої маси зменшується при цьому на 13,6 %.

Комплексна модель урожаю кукурудзи.

Для побудови комплексної моделі врожаю кукурудзи на зерно, залежно від передполивної вологості ґрунту та елементів живлення, використано структуру нелінійної моделі (2.1), де оператор $(W_1, \dots, W_n)$ визначений згідно з формулою (2.6). Синтез невідомої функції $y^n(\theta)$, де θ — дози внесення добрив у співвідношенні N:P:K= 75 : 45 : 10, здійснювався за комбінаторним алгоритмом МГВА з використанням комплексних дослідів.

У результаті синтезу знайдено нелінійну модель:

$$y^n(\theta) = \begin{cases} 0,698 - 0,022\sqrt{2,50} + 0,448 * 2,50) y^{\max}, & \text{якщо } 2,50 \leq 8,13; \\ 1, & \text{якщо } 2,50 > 8,13 \end{cases} \quad (2.17)$$

де θ — дози добрив ($\theta \in [1; 4]$); $y^{\max}$ — максимальний урожай у досліді в разі повного забезпечення водою та оптимального режиму живлення.

Завдання на самопідготовку:

1. Підготувати самостійно тему та представити реферати «Математичні моделі визначення антропогенного впливу на стан ґрунтів» .

Семінарське заняття № 19

з навчальної дисципліни «Прогнозування стану довкілля»

Модуль 10. Введення в математичні моделі популяційної екології.

Розділ 16: «Моделювання і прогнозування стану екосистем»

Тема: „Класичні математичні моделі популяційної екології”

Виховна мета: Розвиток у студентів екологічного мислення, формування природоохоронного світогляду.

Навчальна мета:

1. Ознайомити студентів із загальними принципами моделювання динаміки популяції.
2. Довести до студентів інформацію про логістичну модель системи з міжвидовою конкуренцією.
3. Показати студентам реальну можливість застосування отриманої на лекції інформації у практичній діяльності працівника системи МНС.

Навчальні групи: курсанти, студенти.

Тривалість: 2 години.

Місце проведення: за розкладом.

Матеріальне забезпечення: 1) мультимедійна презентація;
2) література з дисципліни.

План

1. Логістична модель системи з міжвидовою конкуренцією Лоткі-Вольтерра
2. Модель "хижак-жертва" Лоткі-Вольтерра
3. Графічне моделювання системи "хижак — жертва"
4. Основні типи двокомпонентних систем "хижак — жертва"

Література:

1. Асатурен В.И. Теория планирования эксперимента. – Москва: „ Радио и связь”. 1983 г.;
2. Лаврик В. І. Методи математичного моделювання в екології. – Київ: Фітоцентр, 1998 р.;
3. Одум В. М. Основи екології. – Москва: “ Мир”, 1975 р.;
4. Шмандій В.М., Палій П. Б., Курбашов К. Р., Богобояцкий В. В. „Принципи моделювання та прогнозування в екології”. – Київ, Фенікс 2000р
5. Ковальчук П.І., Моделювання і прогнозування стану навколишнього середовища: Навчальний посібник. – К.; Либідь, 2003. – 208 с.
6. Богобояцкий В.В., Чурбанов К.Р., Принципы моделирования та прогнозування в екології: Київ – 2004.
7. Смит Дж. Модели в экологии. – М.: «Мир», 1976

1. Логістична модель системи з міжвидовою конкуренцією Лоткі-Вольтерра

1.1. Міжвидова конкуренція. Сутність міжвидової конкуренції полягає в тому, що в особин популяції одного виду знижується плідність, виживаність, швидкість росту внаслідок впливу іншого виду, що виражається в споживанні тих самих ресурсів чи інтерференції. При міжвидовій конкуренції відбір спрямований на посилення різниці між конкуруючими видами і заняття ними різних екологічних ніш. Екологічна ніша — це діапазон умов життя всередині екосистеми, що відповідає потребам виду щодо життєзабезпечення.

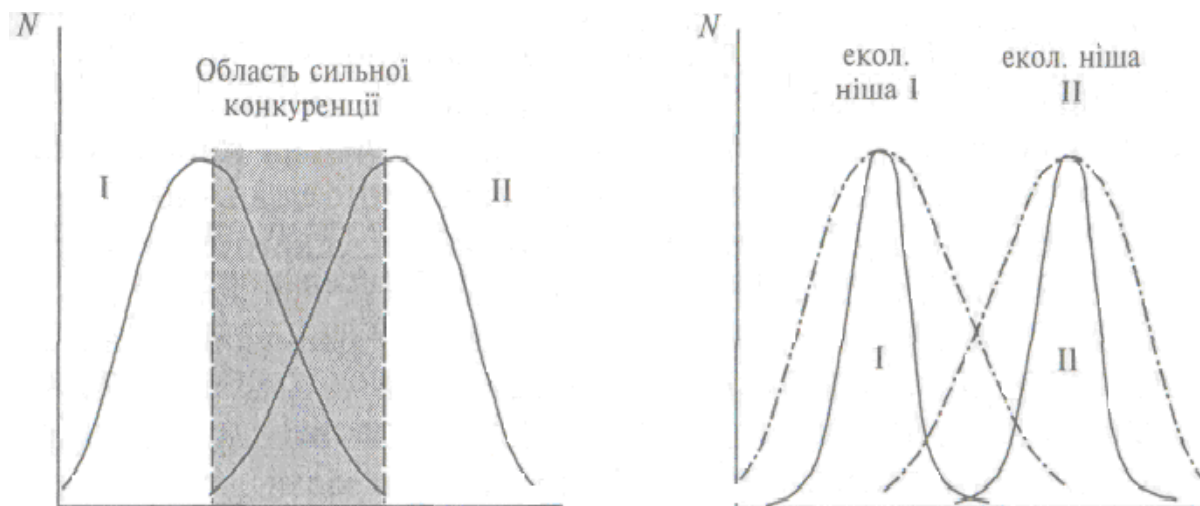


Рис. 1.1. Утворення екологічних ніш внаслідок конкуренції

Екологічна ніша виділяється в просторі екологічних факторів.

1.2. Концепція екологічної ніші Хатчинсона. Сучасна концепція екологічної ніші сформована Хатчинсоном у 1957-1965 рр. Відповідно до моделі Хатчинсона, екологічна ніша — це частина багатомірного уявного простору, вимірами якого служать фактори, що впливають на життєдіяльність виду. У рамках екологічної ніші межі зміни кожного з впливових факторів обмежені здатністю до виживання даної популяції в конкретному оточенні. Міжвидова конкуренція приводить до витіснення одних популяцій іншими з займаних ними екологічних ніш. Витіснена популяція або гине, або змінює екологічну нішу. Зміна ніші приводить до посилення різниці між роз'єднаними популяціями одного виду, тобто до утворення підвидів. У наслідку на базі таких підвидів можуть формуватися нові види.

Наприклад, стародавню Європу населяв такий вид пацюків, як брунатний пацюк. У середні віки торговцями був завезений з Азії (чи мігрував) чорний пацюк. У результаті конкуренції ці два види розділили свої екологічні ніші шляхом поділу місць проживання: чорні пацюки захопили горища, а брунатні — підвали.

Приблизно років через 100 після цього з тієї ж Азії в Європу потрапив сірий пацюк. Особини сірого пацюка в 1,5 разу крупніші та більш плодовиті, ніж брунатний і чорний пацюки. Сірі пацюки зайняли підвали, повністю витіснивши при цьому брунатного. У той самий час чорні пацюки, що займають іншу екологічну нішу, збереглися як вид.

1.3. Побудова моделі Лоткі-Вольтерра системи з міжвидовою конкуренцією. У логістичному рівнянні врахування внутрішньовидової конкуренції призвело до появи множника $(1 - N/K)$. З урахуванням міжвидової конкуренції цей множник повинен змінитися.

Для побудови моделі розглянемо деяку екологічну нішу, займану одночасно двома популяціями різних видів з чисельностями N_1 і N_2 . Позначимо рівноважну чисельність для цих видів за відсутності міжвидової конкуренції через K_1 і K_2 , а потенційні швидкості природного росту — через r_1 і r_2 . За умови відсутності міжвидової конкуренції ми мали б два незалежних логістичних рівняння:

$$dN_1 / dt = r_1 N_1 \cdot (1 - N_1 / K_1); \quad (1.1)$$

$$dN_2 / dt = r_2 N_2 \cdot (1 - N_2 / K_2). \quad (1.2)$$

У цих рівняннях повна ефективна смертність через внутрішньовидову конкуренцію записана як $(r_i / K_i) \cdot N_i^2$ де $i = 1; 2$. Цей вираз є аналогом виразу для швидкості хімічної реакції другого порядку, що описує утворення двоатомної молекули. Швидкість такої реакції визначається

імовірністю зближення двох атомів на мінімальну відстань, необхідну для здійснення реакції. Остання дорівнює добутку ймовірностей перебування кожної з реагуючих частинок у відповідному елементарному об'ємі.

Користуючись такою аналогією, можна покласти, що ефективна смертність через міжвидову конкуренцію також пропорційна ймовірності зустрічі двох особин, але тепер уже різних видів, а, отже, пропорційна добутку густин популяцій. Відповідно, у такому випадку ефективна смертність у результаті міжвидової конкуренції буде записана у вигляді:

а $dN_1 / dt = r_1 L_{12} N_1 N_2 / K_1$ - для особин першого виду;

б $dN_2 / dt = r_2 L_{21} N_1 N_2 / K_2$ - для особин другого виду.

У підсумку система рівнянь моделі Лоткі-Вольтерра набуває наступного вигляду:

$$dN_1 / dt = r_1 N_1 \cdot (1 - N_1 / K_1 - L_{12} N_2 / K_1); \quad (1.3)$$

$$dN_2 / dt = r_2 N_2 \cdot (1 - N_2 / K_2 - L_{21} N_1 / K_2) \quad (1.4)$$

Зміст коефіцієнтів конкуренції L_{12} і L_{21} легко зрозуміти з наступних міркувань. Розмноження популяції 1-го виду придушується обома популяціями. Сумарний результат придушення виражається доданком, пропорційним $N_1 + L_{12} N_2$. Отже, вплив N_1 , особин першого виду рівносильний впливу N_1 / L_{12} особин другого виду. Інакше кажучи, одна особина другого виду впливає на придушення зростання популяції першого виду так само, як L_{12} особин першого виду. Якщо $L_{12} > 1$, то при $N_1 = N_2$ вплив другого виду на ефективну смертність особин першого виду виявляється сильнішим, ніж першого, і навпаки.

1.4. Дослідження логістичної моделі Лоткі-Вольтерра. Дослідимо властивості логістичної моделі Лоткі-Вольтерра. Головна мета, переслідвана цими дослідженнями, полягає в тому, щоб одержати відповідь на такі запитання:

- за яких обставин можливе стійке зростання чисельності однієї чи іншої популяції;
- за яких обставин чисельність популяції зменшується;
- чи можливе стійке співіснування видів, що конкурують між собою

З погляду математики, для цього необхідно дослідити знак похідних dN_1 / dt та dN_2 / dt і знайти умови, за яких ці похідні дорівнюють нулю. Якщо обидві зазначені похідні дорівнюють нулю чисельність популяцій не змінюється, тобто популяції співіснують необмежено довго.

Покладаючи $dN_1 / dt = 0$ і $dN_2 / dt = 0$, одержимо таку систему рівнянь:

$$N_1 + L_{12} N_2 = K_1; \quad (1.5)$$

$$L_{21} N_1 + N_2 = K_2. \quad (1.6)$$

розв'язок якої слід шукати за умови $N_1 > 0$; $N_2 > 0$.

Графік кожного з рівнянь цієї системи, побудований у координатах (N_1 ; N_2), називається *ізокліною* і являє собою відрізок прямої лши з від'ємним нахилом, розташованим у першому квадранті координатної площини (рис. 1.2).

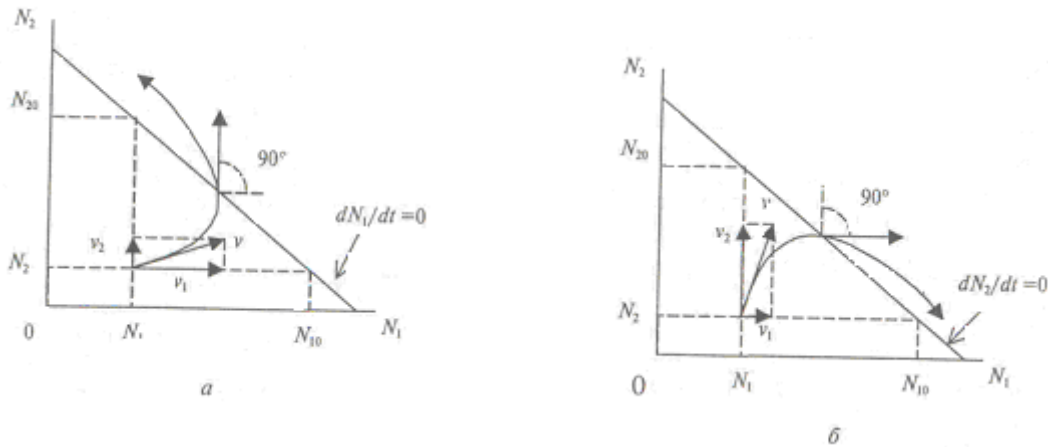


Рис. 1.2 Швидкість і траєкторія фігуративної точки системи з міжвидовою конкуренцією (*а* - для першої популяції; *б*- для другої популяції).

Будемо відкладати по осі абсцис величину N_1 , а по осі ординат – N_2 . У таких координатах швидкість зміни чисельності тієї чи іншої популяції зобразиться на діаграмі вектором. Довжина цього вектора у певному масштабі чисельно буде дорівнювати $v_1 = dN_1 / dt$ для першої популяції і $v_2 = dN_2 / dt$ для другої популяції, відповідно. Напрямок такого вектора буде або паралельним, або антипаралельним відповідній осі (осі ON_1 — для v_1 і осі ON_2 — для v_2). Паралельний осі напрямок вектора швидкості відповідає росту чисельності популяції, а антипаралельний — зменшенню.

Рис. 1.2(а) стосується похідної dN_1 / dt і описує напрямок зміни чисельності N_1 , першої популяції. У точках Q_1 розташованих вище прямої A_1B_1 , де $N_1 > K_1 - L_{12}N_2$, похідна dN_1 / dt негативна, і величина N_1 зменшується (це показано стрілкою, спрямованою до осі ординат).

У точках типу S_1 , що лежать нижче прямої A_1B_1 , величина N_1 збільшується з часом (стрілка спрямована вправо по горизонталі), тобто чисельність популяції першого виду зростає. У точках типу P_1 , що належать прямій A_1B_1 , величина N_1 не змінюється з часом.

Аналогічно на рис. 1.2(б), що стосується похідної dN_2 / dt , точки, які лежать вище прямої A_2B_2 , відповідають зменшенню N_2 , а точки, розташовані нижче цієї прямої — зростанню N_2 з часом. Відповідно, стрілки спрямовані вертикально вниз вище прямої A_2B_2 і вертикально вгору — нижче A_2B_2 .

Таким чином, ізокліни розділяють області зростання й спадання чисельності популяцій. Область лівіше і нижче ізокліни, що відповідає малим чисельностям обох видів, є областю слабкої конкуренції. При великій чисельності хоча б однієї з популяцій міжвидова конкуренція пригнічує зростання обох популяцій (область вище і правіше ізоклін), і їхні чисельності зменшуються.

Щоб визначити за допомогою ізоклін результат конкуренції, необхідно об'єднати обидва рисунки в один, нанісши одночасно обидві ізокліни, і провести аналіз спільної діаграми. На такий

діаграмі (рис. 1.3) стан системи буде описуватися фігуративною точкою з координатами (N_1, N_2) . Зміна чисельності обох популяцій з часом зобразиться кривою лінією на діаграмі — *траєкторією* фігуративної точки, що описує послідовний перехід системи з одного стану в інший.

Дотична до траєкторії в кожній її точці збігається з напрямком вектора швидкості зміни N_1 і N_2 : $v = (v_1, v_2)$, де $v_1 = dN_1 / dt$, $v_2 = dN_2 / dt$.

Відзначимо, що оскільки на ізокліні швидкість зміни чисельності популяції відповідного виду дорівнює нулю, то траєкторія фігуративної точки перетинає її обов'язково перпендикулярно тій з осей координат, що відповідає даному виду.

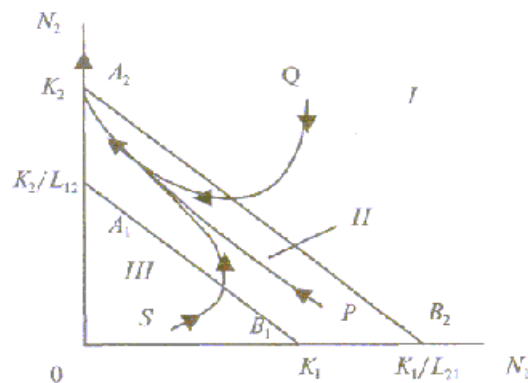


Рис. 1.3 Діаграма системи з ізоклінами, що не перетинаються

Розглянемо можливі варіанти.

А) Ізокліни, що не *перетинаються* (рис. 1.3)

Для визначеності покладемо, що ізокліна 1-го виду лежить нижче ізокліни другого. Цей випадок реалізується, якщо одночасно виконуються дві нерівності:

$$K_2 > K_1 / L_{12}; K_2 > K_1 L_{21}. \quad (1.7)$$

Тоді діаграма станів системи розбивається на три ділянки:

- а) область I, що лежить вище ізокліни A_2B_2 ;
- б) область II, що лежить між ізоклінами A_1B_1 і A_2B_2 ;
- в) область III, що лежить нижче ізокліни A_1B_1

У точці Q, що належить області I, швидкість спрямована вліво і вниз, тому фігуративна точка рухається до ізокліни A_2B_2 . В міру наближення до ізокліни A_2B_2 вертикальна складова швидкості (v_2) зменшується швидше, ніж горизонтальна (v_1), адже ізокліна A_1B_1 , на якій $v_1 = 0$, перебуває далі від точки Q. Тому траєкторія вигинається в напрямку до осі ON_2 , перетинає ізокліну A_2B_2 у горизонтальному напрямку і далі вигинається вгору, оскільки тепер $v_2 > 0$. На ділянці II швидкість спрямована вліво (до осі ON_2) і вгору (від осі ON_1), тому траєкторія наближається до осі ON_2 . В міру наближення до осі ON_2 , швидкість v_2 , будучи пропорційною N_2 , прагне нуля, тому траєкторія все більше вигинається вгору, наближаючись до ізокліни A_2B_2 і

прагнучи до точки A_2 по дотичній до осі ON_2 .

Якщо система починає рух з фігуративної точки P , що лежить в області II між ізоклінами, то відповідна їй траєкторія буде цілком належати цій області, не перетинаючи ізокліни. Це пов'язано з тим, що в будь-якій точці ізокліни A_1B_1 швидкість скінченна за величиною і спрямована вертикально вгору, а на A_2B_2 — горизонтально вліво. Для перетинання ж ізокліни A_1B_1 швидкість повинна мати скінченну горизонтальну складову, а для перетинання ізокліни A_2B_2 — скінченну вертикальну складову. Оскільки швидкість зміни чисельностей N_1 і N_2 не може змінюватися стрибком, то траєкторія не може перетнути в цій області жодну з ізоклін.

Якщо рух починається з точки S в області III, розташованої нижче ізокліни A_1B_1 , то траєкторія з аналогічних причин входить в область II, змінюючись далі так само, як і дві попередні.

Отже, якщо ізокліни популяцій не перетинаються, то та з популяцій, чия ізокліна лежить вище і правіше, цілком витісняє іншу популяцію з даної екологічної ніші, незалежно від початкового стану системи, тобто логістична модель міжвидової конкуренції реалістично відображає принцип конкуруючого виключення Гаузе.

Б) Ізокліни, що перетинаються (рис. 1.4.)

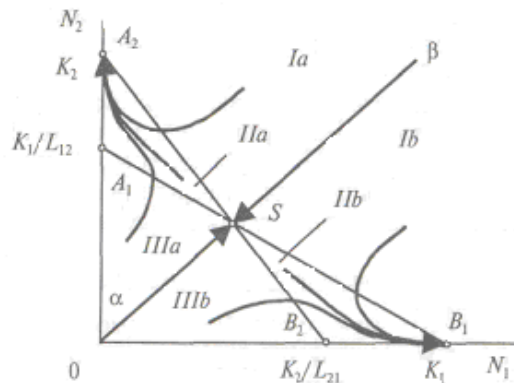


Рис. 1.4. Діаграма системи з ізоклінами, що перетинаються

Для визначеності будемо вважати, що $1/L_{12} < K_2/K_1 < 1/L_{21}$. У протилежному випадку досить перенумерувати популяції, помінявши місцями індекси.

Відразу відзначимо, що точка S перетину ізоклін — це точка рівноважного співіснування популяцій, у якій $dN_1/dt = dN_2/dt = 0$. Тому потрібно зробити в першу чергу аналіз стійкості цього стану.

Цілком очевидно, що жодна з траєкторій не може проходити через точку S , оскільки вона не може бути одночасно перпендикулярна обом осям. Однак траєкторія може закінчуватися в цій точці, оскільки сама точка S досяжна тільки лише при $i \rightarrow \infty$: система не може досягти цієї точки, а може лише прагнути до неї. Всього в цьому випадку існує дві траєкторії (α і β), що закінчуються в точці S . Одна (α) з них виходить з початку координат, а друга (β) — з нескінченно віддаленої точки в області над ізоклінами. Ці дві траєкторії разом з ізоклінами розбивають перший квадрант на 6 частин.

Траєкторії, що починаються в областях Ia — IIIa, закінчуються, як і в попередньому випадку,

у точці A_2 з координатами $(0, K_2)$, оскільки тут ізокліна A_2B_2 лежить вище ізокліни A_1B_1 .

Траєкторії, що починаються в області $Ib — IIIb$, де ізокліна A_1B_1 лежить вище ізокліни A_2B_2 , з аналогічних причин закінчуються в точці B_1 з координатами $(K_1, 0)$.

Траєкторії α і β , що закінчуються в точці S , нестійкі: найменше відхилення фігуративної точки від них викликає прогресуюче посилення відхилення, і траєкторія іде або в точку A_2 , або в точку B_2 . Про це можна образно говорити як про "відштовхування" траєкторій від точки S .

Таким чином, у логістичній моделі Лоткі-Вольтерра міжвидова конкуренція приводить до неминучого витіснення однієї популяції іншої. В одних випадках перемагає тільки певний вид, в інших випадках результат конкуренції залежить від початкового співвідношення між чисельностями конкуруючих популяцій.

2. Модель "хижак-жертва" Лоткі-Вольтерра

2.1. Відносини хижацтва. Розглянемо ще один тип відносин, що доповнює міжвидову і внутрішньовидову конкуренцію в їхньому стримуючому впливі на популяцію — хижацтво.

Дані спостережень говорять про те, що роль хижацтва неоднозначна. З одного боку, хижацтво негативно впливає на популяцію жертви. З іншого боку, хижаки часом є санітарами стосовно популяції жертви, що позитивно позначається на якісному складі популяції. Відомі також випадки, коли хижацтво не має істотного впливу на розміри популяції жертви. Наприклад, відомо, що жуки-довгоносики щорічно ушкоджують до 95% насіння деяких рослин, проте це не перешкоджає їх успішному поширенню.

Є чимало свідчень того, що кількість хижаків підтримується приблизно на сталому рівні, незважаючи на значні коливання чисельності жертви. З іншого боку, є чимало свідчень і того, що чисельність хижаків точно відстежує зміни чисельності жертви, що коливається під впливом незалежного третього фактора (наприклад, коливань врожайності рослинності). Нарешті, відомі випадки, коли чисельності хижаків і жертви зовсім не корелюють, тобто змінюються незалежно одне від одного.

2.2. Експериментальне спостереження циклів. Для системи "хижак-жертва" є характерними циклічні коливання чисельності обох популяцій. Такі цикли в системі "хижак-жертва" спостерігалися в лабораторних умовах, коли жертва мала їжу в надлишку, тобто перебувала в ідеальних умовах середовища існування.

Експеримент полягав у наступному. Вирощувалася популяція жука — квасолевої зернівки — у культурах разом з хижими комахами (наїзниками). Наїзник відкладає яйця в личинку жука квасолевої зернівки, а личинки наїзника, що з'явилися з них потім, харчуються цим жуком і приводять до його загибелі.



Рис. 2.1. Циклічні коливання чисельності популяцій в екосистемі зернівка — наїзники.

Результат експерименту показав наявність запізнення реакції хижака (рис. 2.1):

- а) якщо хижаків мало, чисельність популяції зернівки швидко зростає;
- б) у міру зростання чисельності зернівки починає зростати чисельність наїзника;
- в) зростання чисельності наїзника викликає посилене виїдання зернівки, і чисельність її популяції падає;
- г) чисельність наїзника падає, і спостерігається новий підйом чисельності зернівки.

Виявилося також, що наїзник нападає не на всіх жуків (частина їх залишається недоторканими), а амплітуда коливань чисельності залежить від репродуктивного потенціалу хижака. Чим вищий репродуктивний потенціал хижака, тим менше запізнювання його реакції на зростання популяції жертви і тим менша амплітуда коливань чисельності обох популяцій.

В експерименті використовувалися 2 види наїзників:

- а. *Heterospilus*, швидкість розмноження якого нижча за швидкість розмноження зернівки, тому запізнювання значне і спостерігаються коливання чисельності зернівки;
- б. *Neocatolaceus*, репродуктивний потенціал якого в 6 разів вищий; у цьому випадку запізнювання мале і коливань немає.

2.3. Фактори стабільності в системі "хижак — жертва". Факторами стабільності в системі "хижак — жертва" є:

- а. неефективність хижака;
- б. втеча жертви (її здатність знайти надійний притулок чи захист і уникнути, таким чином, нападу хижака);
- с. екологічні обмеження на чисельність популяції з боку навколишнього середовища (обмеженість ресурсів);
- д. наявність альтернативного харчового ресурсу в хижака (іншої жертви);
- е. високий репродуктивний потенціал і відсутність запізнення в хижака.

Залежно від ефективності хижака можливі два види рівноваги в системі "хижак-жертва".

Перший вид рівноваги спостерігається за низької ефективності хижака, коли він впливає на

популяцію жертви, знищуючи лише найбільш уразливу її частину; тоді чисельність жертви обмежена внутрішньовидовою і міжвидовою конкуренцією, а також місткістю середовища (умови обмеження ресурсами).

Другий вид рівноваги спостерігається тоді, коли ефективність хижака висока і він викликає скорочення популяції до такого рівня, який не залежить від місткості середовища й обумовлений ефективністю втечі жертви та її репродуктивним потенціалом.

Одна з головних задач еколога — досягти розуміння динаміки зміни чисельності хижака і його жертви, пояснити різницю між окремими її різновидами. Саме цій меті й служать моделі типу "хижак-жертва".

2.4. Принципи побудови моделі Лоткі-Вольтерра. Модель Лоткі-Вольтерра будується на базі наступних допущень.

Нехай є два компоненти: популяція хижака (консумента або редуцента) чисельністю C й популяція його жертви (рослин або тварин) чисельністю (біомасою) N . Вважається, що за відсутності хижака умови для жертви ідеальні, а її чисельність змінюється за законом:

$$dN/dt = r. \quad (2.1)$$

Хижак, виїдаючи жертву, обмежують швидкість росту популяції жертви. Передбачається, що швидкість знищення жертви обмежена імовірністю зустрічі хижака і жертви, тобто частотою нападу, а також ефективністю нападу, оскільки не кожна зустріч удала для хижака і закінчується поїданням жертви. Очевидно, що це припущення відповідає випадку малої чисельності жертви і хижака, коли хижак постійно голодний. У такому припущенні частота успішних зустрічей (успішних, зрозуміло, для хижака) буде пропорційна добутку CN .

У результаті таких припущень для швидкості зміни чисельності популяції жертви одержимо рівняння:

$$dN/dt = r - a'CN. \quad (2.2)$$

Тепер звернемося до хижаків. У попередніх моделях передбачалося, що середовище не є стримуючим фактором для розвитку популяції, тобто що для жертви їжі вистачає. За цих умов народжуваність при відсутності конкуренції стала й максимальна, а смертність — стала й мінімальна, що дає для сукупної специфічної швидкості росту сталу величину r — уроджену, потенційну швидкість росту чисельності популяції.

Для хижака при малій чисельності жертви, коли імовірності зустрічі хижака і жертви визначає частоту поїдання, середовище перестає бути ідеальним, і народжуваність починає залежати від розмірів популяції жертви, точніше, від швидкості її поїдання — величини $a'CN$.

Нехай f — ефективність переходу їжі, що поїдається, у потомство хижака. Тоді, з огляду на те, що смертність хижака, як і раніше, є сталою величиною, обумовленою винятково внутрішньою будовою його організму, одержимо:

$$dC/dt = f a' C N - q. \quad (2.3)$$

Отримані два рівняння складають разом модель Лоткі-Вольтерра. Перепишемо їх у такому вигляді:

$$dN/dt = a' N \cdot (r/a' - C); \quad (2.4)$$

$$dC/dt = f a' C [N - q/(f a')]. \quad (2.5)$$

2.5. Стійкість системи "хижак-жертва" у моделі Лоткі-Вольтерра.

Система "хижак-жертва" буде перебувати в рівновазі, якщо обидві швидкості росту, тобто обидві похідні dN/dt і dC/dt одночасно будуть дорівнювати нулю. Така система рівнянь має два розв'язки:

а) тривіальний $N = 0$; $C = 0$ (відсутність життя);

б) нетривіальний:

$$C = r/a'; N = q/(f a'). \quad (2.6)$$

Видно, що в другому випадку рівноважний стан кожного з компонентів системи зовсім не залежить від чисельності іншого компонента.

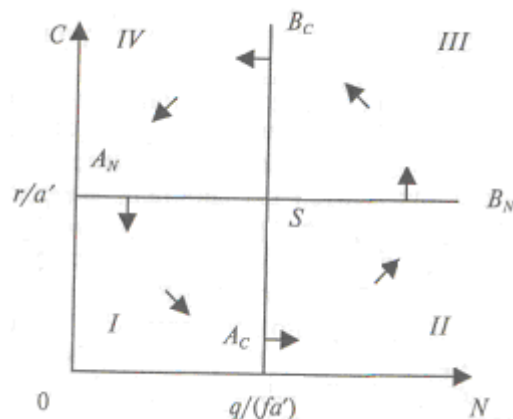


Рис. 2.2. Діаграма системи "хижак-жертва" в моделі Лоткі-Вольтерра

Дослідимо другий розв'язок на стійкість. Для цього побудуємо діаграму стану системи в координатах (N, C) і знайдемо вигляд траєкторії фігуративної точки, що відображує зміну стану системи в часі (рис.2.2). У цій системі ізокліни паралельні відповідним їм осям, оскільки рівноважні чисельності популяцій є константами і перетинаються в точці S з координатами: $N = q/(f a')$;

$C = r/a'$. Відповідно, квадрант розбивається на чотири частини.

У першій частині, що прилягає до початку координат, вектор швидкості спрямований праворуч і вниз, тому що тут $dN/dt = 0$ і $dC/dt = 0$. У другій (проти ходу годинникової стрілки) частині квадранта швидкість спрямована, як і раніше, вправо, але тепер угору. Ідучи далі, переконуємося, що вектор швидкості робить односпрямоване обертання при обході рівноважної точки S .

Таким чином, фігуративна точка весь час рухається проти ходу годинникової стрілки, обертаючись навколо точки рівноваги S , де обидві швидкості дорівнюють нулю, тобто популяції стабільні.

Стан S системи буде нестійким, якщо в результаті такого руху буде описуватися спіраль, що розкручується, і стійким, якщо спіраль буде стискуватися. Для відповіді на це питання складемо і розв'яжемо рівняння траєкторії. Для цього розділимо dN/dt на dC/dt ; унаслідок цього одержимо рівняння:

$$dN/dC = -f \cdot (C/N) \cdot [N - q/(fa')] / (C - r/a'). \quad (2.8)$$

Це рівняння легко розв'язується методом розділення змінних:

$$\begin{aligned} (C - r/a') \cdot dC/C &= -f \cdot (N - q/a') \cdot dN/N; \\ dC - (r/a') \cdot dC/C &= -f \cdot dN + (q/a') \cdot dN/N; \\ (C - C_0) - (r/a') \cdot \ln(C/C_0) &= -f \cdot (N - N_0) + (q/a') \cdot \ln(N/N_0). \end{aligned} \quad (2.9)$$

Отримане трансцендентне рівняння описує замкнуту лінію, що охоплює точку S , оскільки при заданому значенні N воно має не більш двох розв'язків для C (тобто горизонтальна лінія перетинає траєкторію не більше двох разів), а при заданому значенні C — не більш двох розв'язків для N (тобто вертикальна лінія перетинає траєкторію також не більше двох разів). Якби траєкторія була спіралевидною, точок перетину було би багато.

При малому відхиленні від точки S траєкторія має вигляд еліпса, витягнутого вздовж вертикалі, якщо $rf^2 < q$ (низька народжуваність жертви і висока смертність хижаків) або вздовж горизонталі (при $rf^2 > q$).

Висновок. Система "хижак-жертва" в умовах, коли швидкість поїдання жертви визначається імовірністю зустрічі через те, що хижак активний увесь час і нападає всякий раз, зустрівши жертву (з певним відсотком успіху атаки), є стійкою, але нестатичною. Чисельності обох популяцій описують стаціонарні коливання, зсунуті по фазі одне щодо одного на чверть періоду, тобто максимальна швидкість зміни чисельності хижака відповідає періодам стабільно низької чи стабільно високої чисельності жертви. І навпаки, коли хижаків найбільше, їхній прес на популяцію жертви максимальний, а швидкість зміни чисельності жертви також максимальна.

Ці коливання чисельності існують необмежено довго, поки середовище залишається незмінним. Зміни середовища чи будь-який зовнішній вплив на чисельність жертви або хижака приведе до переходу в новий цикл необмежено стабільних коливань (перехід на іншу траєкторію). Такі цикли називають стійкими *граничними циклами*.

Таким чином, тут ми зустрілися з явищем запізнювання в екосистемі, коли періоди росту/спаду популяції хижака відстають від відповідних періодів динаміки популяції жертви.

3. Графічне моделювання системи "хижак — жертва"

Моделювання багатокомпонентних систем — основа розв'язку найрізноманітніших еколого-економічних задач. Однією з найпростіших систем такого роду є двокомпонентна система "хижак-жертва". Схема взаємовпливу популяцій у цій системі показана на рис. 1.1; тут 1 — "хижак" (наприклад, народонаселення); 2 — "жертва" (наприклад, навколишнє середовище).

Найважливішою характеристикою хижака є його функціональна реакція - залежність швидкості виїдання жертви від густини її популяції в розрахунку на 1 особину хижака. Основні типи функціональної реакції зображені на рис. 1.2а.

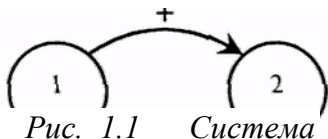
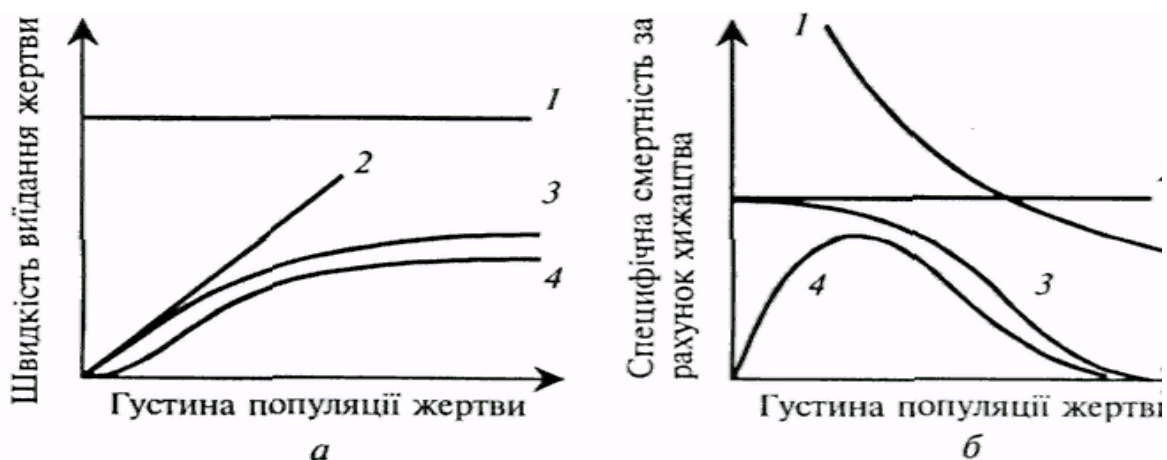


Рис. 1.1 Система

"хижак-жертва"



а) тип 1 характеризується тим, що хижак виїдає постійну кількість жертви незалежно від густини її популяції (це так званий "дурний" хижак);

б) тип 2 характеризується тим, що хижак виїдає постійну частку популяції незалежно від густини популяції жертви (це так званий "розумний" хижак);

в) тип 3 відповідає наявності насичення активності хижака при високій густині популяції жертви;

г) тип 4 спостерігається тоді, коли за малої кількості жертви є запізнювання споживання (втеча жертви, відсутність образу жертви).

Помноживши функціональну реакцію на чисельність хижака і поділивши на чисельність популяції жертви, одержують криві виїдання — залежність специфічної смертності жертви за *Рис.* 1.2. Основні типи функціональної реакції (а) та кривих виїдання (б) рахунок хижацтва від густини її розселення (рис. 1.26).

Важливою характеристикою жертви є криві поповнення — залежність швидкості розмноження від густини популяції.

Типова крива поповнення зображена на рис. 1.3. При малій густині популяції I за відсутності хижака швидкість розмноження дорівнює потенційній швидкості природного росту (r). З ростом густини популяції швидкість розмноження спадає до нуля через внутрішньовидову конкуренцію (екологічні обмеження) і далі стає негативною.

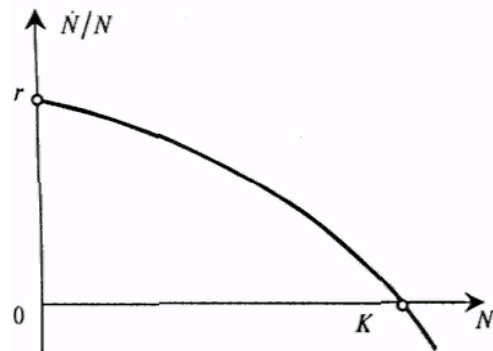


Рис. 1.3. Крива поповнення

Для графічного моделювання системи "хижак — жертва" необхідно накласти криві видання і поповнення на один графік. Приклад такої моделі наведено на рис. 1.4. У загальному випадку може спостерігатися до трьох точок перетину цих двох кривих (точки A, B і C). На ділянці AB і правіше точки C чисельність популяції зменшується з часом, а в решті випадків — зростає. Отже, точки A і C є точками притягання, яким відповідають два розглянуті раніше можливі механізми встановлення рівноваги з рівноважною чисельністю популяції, відповідно, N_A і

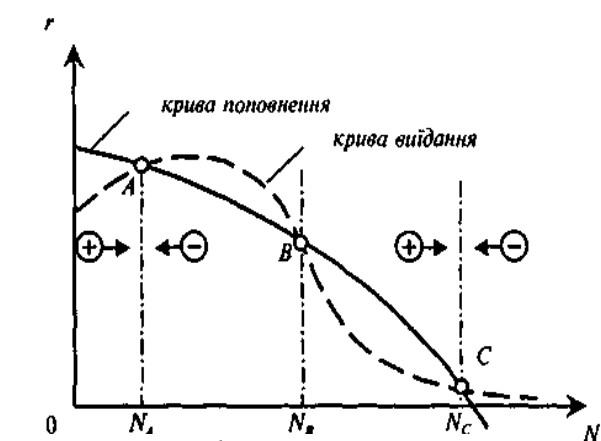


Рис. 1.4. Графічна модель системи

"хижак — жертва"

N_C . Користуючись сучасною термінологією, стани системи, зображені цими точками, є *атра-торами*: система в ході свого розвитку еволюціонує до одного з них.

Точка B — це точка хиткої рівноваги: будь-яке відхилення від неї викликає подальше відхилення чисельності жертви і перехід у стан A або C.

Таким чином, N_B — це критична густина популяції; при $N < N_B$ популяція прагне до стану A; при $N > N_B$

вона прагне стану C.

4. Основні типи двокомпонентних систем "хижак — жертва"

1) Неефективний хижак (рис. 2.1, а).

Хижак слабо впливає на кількість жертви; тут є тільки одна точка рівноваги, а саме — рівноваги типу C.

2) Помірно ефективний хижак; велика місткість середовища (рис.2.1, б).

Є обидві точки стійкої рівноваги: точка A, зумовлена ефективністю вищання і поповнення, і точка C, обумовлена місткістю середовища, — а також критична точка B.

3) Помірно ефективний хижак, низька ємність середовища (рис.2.1, с).

Тут є тільки точка рівноваги типу A; хижак ефективно регулює чисельність жертви при будь-якій її початковій чисельності.

4) Надміру ефективний хижак, низька ємність середовища (рис.2.1, d).

Точка рівноваги відсутня: жертва виїдається хижакком повністю.

5) Надміру ефективний хижак — низький біотичний потенціал жертви і "висока ємність середовища (рис. 2.1, f).

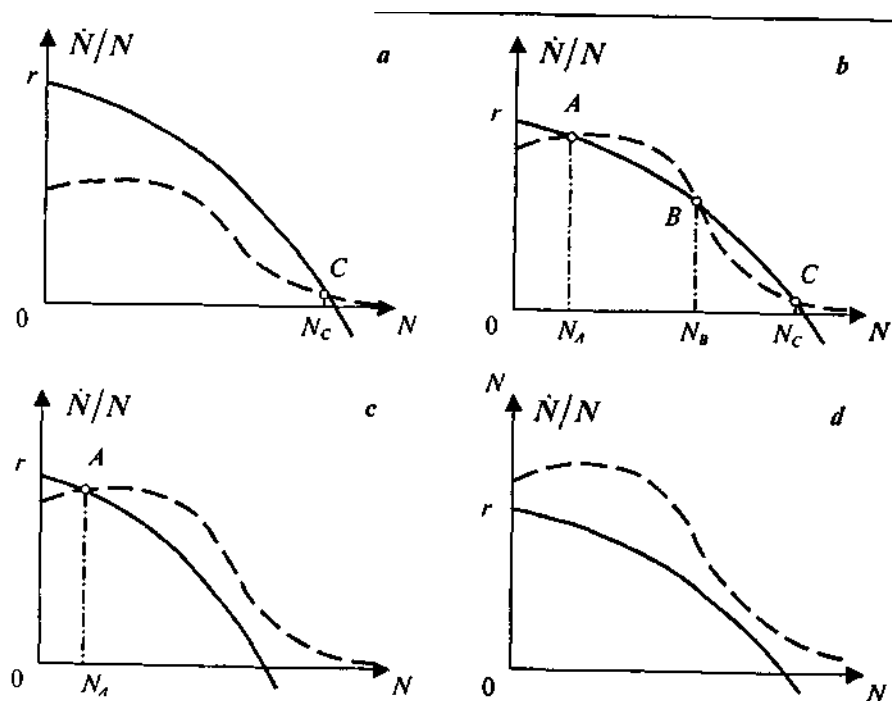
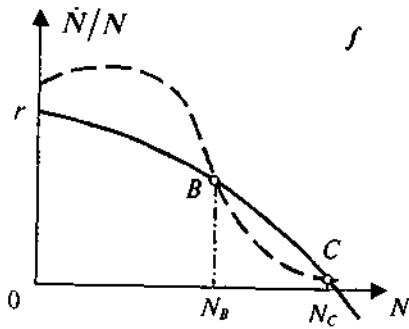


Рис. 2.1. Основні типи двокомпонентних екосистем "хижак — жертва"



У цьому випадку при малій густині популяції жертви існує поріг виживання (точка В), тобто при $N < N_B$ хижак повністю вищає жертву, а при високій спостерігається рівновага, обмежена місткістю середовища (точка С).

Отже, сильна зміна кількості особин у системі "хижак — жертва" здатна викликати катастрофічні зміни і перехід системи у новий стан рівноваги. Зокрема, в умовах обмеженої ємності середовища сильне зменшення чисельності може привести до повного зникнення тварин чи рослин. Наявність альтернативної жертви може вплинути на рівновагу даної жертви через зміну чисельності хижака і, відповідно, кривої вищання.

Питання для самоконтролю

1. Сутність міжвидової конкуренції.
2. Концепція екологічної ніші Хатчинсона.
3. Загальні принципи побудови моделі Лоткі-Вольтерра системи з міжвидовою конкуренцією.
4. Відносини хижацтва.
5. Фактори стабільності в системі "хижак — жертва".
6. Основні типи двокомпонентних систем "хижак — жертва".

Завдання на самопідготовку:

1. Закріпити отримані на лекції знання.
2. Підготувати реферати за темою «Моделі мутуалізму».

Семінарське заняття № 14

з навчальної дисципліни «Прогнозування стану довкілля»

Модуль 7. Понятійний апарат та загальні принципи моделювання і прогнозування стану довкілля.

Розділ 9: «Наукові основи екологічного моделювання і прогнозування»

Тема: „Основні поняття екологічного прогнозування ”

Виховна мета: Розвиток у студентів екологічного мислення, формування природоохоронного світогляду.

Навчальна мета:

1. Ознайомити студентів із загальними принципами екологічного прогнозування.
2. Довести до студентів інформацію про основні поняття екологічного прогнозування.
3. Показати студентам реальну можливість застосування отриманої на лекції інформації у практичній діяльності працівника системи МНС.

Навчальні групи: курсанти, студенти.

Тривалість: 2 години.

Місце проведення: за розкладом.

Матеріальне забезпечення: 1) мультимедійна презентація;
2) література з дисципліни.

План

1.1 Основні поняття екологічного прогнозування

1.2 Класифікація екологічних прогнозів

Література:

1. Ковальчук П.І. Моделювання і прогнозування стану навколишнього середовища: Навч. посібник. – К.: Либідь, 2003. – 208 с.
2. Лаврик В.І. Методи математичного моделювання в екології: Навч. посібник. – К.: Видав. дім. „КМ Академія”, 2002. – 203 с.
3. Богобоящий В.В., Чурбанов К.Р., Палій П.Б., Шмандій В.М. Принципи моделювання та прогнозування в екології: Підручник. – К.: Центр навчальної літератури, 2004. – 216 с.
4. Тарасова В.В. Екологічна статистика. – К.: ЦУЛ, 2008. – 392 с.
5. Гладкий А.В., Скопецький В.В. Методи числового моделювання екологічних процесів: Навч. посібник. – К.: Видав. „Політехніка”, ТОВ „Фірма „Періодика””, 2005. – 152 с.
6. Семененко М.Г. Математическое моделирование в MathCad. – М.: Альтекс-А, 2003. – 208 с.
7. Макаров Е.Г. Инженерные расчеты в Mathcad: Учебный курс. – СПб.: Питер, 2003. – 448 с.
8. Тарасевич Ю.Ю. Информационные технологии в математике. – М.: СОЛОН-Пресс, 2003. – 144 с
9. Моисеев Н.Н. Математические задачи системного анализа. – М.: Наука, 1981.– 487 с.

Вступ

Існує широкий клас явищ, у яких об'єктом спостереження служить яка-небудь числова величина або послідовність числових величин, розподілені в часі. Температура, безупинно записувана самописним термометром; курс акцій на біржі наприкінці кожного дня; зведення метеорологічних даних, щодня публікуюче бюро погоди, - усе це тимчасові ряди, безперервні або дискретні, одномірні або багатомірні. Ці тимчасові ряди міняються порівняно повільно, і їм цілком можна обробляти за допомогою обчислень вручну або за допомогою звичайних обчислювальних приладів, як рахункові лінійки й арифмометри. Їхнє вивчення ставиться до звичайних розділів статистичної науки." (Вінер)

Протягом усієї історії в людства постійно виникають завдання, на які в рамках наявного знання важко одержати однозначну відповідь. Останні роки суспільство цікавили, наприклад, такі проблемні питання: "Що буде з екосистемою Балтійського моря в 2021 році?", "Як зміниться екологічна

ситуація при перекиданні вод північних рік в аридні райони?", "У якому напрямку піде розвиток ринкової економіки в Росії?", "До яких наслідків може привести порушення озонного шару атмосфери?" і т.д. Проблеми такого роду повсюдно виникають як у фахівців, що безпосередньо вивчають складні системи, так і в осіб, що ухвалюють рішення при тому або іншому характері використання цих систем.

З найдавніших часів (і по сьогоднішній день) люди вірили в те, що їх майбутнє визначається богами й пізнати його можна лише вдавшись до магії або гадання. Усі навколишні явища природи і його власний розвиток пояснювалися впливом фантастичних або міфічних сил. Однак і в ті далекі часи людина смутно усвідомлював, що події майбутнього якимось образом пов'язані із сьогоденням і минулим. Зараз важко сказати, хто був першим прогнозістом, але достеменно відомо, що з дуже давніх часів існував (і існує донині) "інститут провісників" - пророків, оракулів, авгурів, шаманів, астрологів і ін.

З історії Прадавньої Греції добре відомий своїми оракулами славне місто Дельфи. Прогноз цих оракулів відрізнявся від звичайних пророцтв окремих віщунів тим, що він обговорювався на раді дельфійських мудреців, що ретельно знайомилися з усіма обставинами прогнозованої ситуації.

Авгури - колегія жерців у Прадавньому Римі, призначених, по переказу, першим римським царем Ромулом, - ворожили й будували прогнози по поведінці птахів (польоти птахів були своєрідними "моделями", за допомогою яких треба було вивести сьогодення з минулого). Без пророкувань авгурів не проводився жодний серйозний державний захід Прадавнього Риму.

І ось сьогодні, відповідно до крилатого вираження "усе нове - це добре забуте старе", дослідники знову згадали й авгурів, і дельфійських оракулів.

Щоб проілюструвати це, приведемо кілька цитат відомих екологів і фахівців в області екологічного прогнозування.

Доктор біологічних наук Н.Ф.Реймерс (1990, с. 409): "Прогнозування екологічне - пророкування можливої поведінки систем, обумовленого природними процесами й впливом на них людства".

Академік В.Е.Соколов (1979, с. 5): "...Екологічне прогнозування охоплює складний комплекс об'єктів - від природних екосистем до промислових і сільськогосподарських. Одними із центральних компонентів прогнозування є екосистеми... Одна із цілей прогнозування - збереження природних ресурсів на високопродуктивному рівні, який може бути використаний протягом невиразно тривалого часу".

Доктор біологічних наук Ю.З.Кулагин (1980а, с. 15; 1980б, с. 36; 1985, с. 10): "...Для екології прогнозування стало настільки значимим, що сучасний етап її розвитку характеризується інтенсивним формуванням екологічного прогнозування як самостійного наукового напрямку. Це пов'язане з актуальністю прийняття захисних превентивних заходів щодо відношення до окремих видів і біоценозам; очевидна й життєва необхідність екологічних прогнозів для перспективних народногосподарських планів і проектування нових технологій по використанню природних ресурсів... Під екологічним прогнозуванням доцільно розуміти створення таких узагальнень і методів, які забезпечують вироблення прогностичних оцінок стосовно особин і популяціям видів, про долю яких ми турбуємося... Сугубо практичний аспект прогнозування вимагає підкреслити обов'язкову заблаговременність. Від екологічного прогнозування принципово не можна вимагати гранично точних картин майбутнього й однозначного пророкування конкретних деталей організації виду, динаміки його популяції в ще не реалізованих умовах... Виходячи із сучасного рівня розвитку теорії й методів екологічного прогнозування, необхідно зробити більш інтенсивним процес вивчення біологічних компонентів екосистем і аналізувати отримані результати в комплексі з даними інших наук з метою підвищення точності й дальнодействия прогнозу наслідків від сучасного техногенеза".

Доктор біологічних наук В.Д.Федоров (1983, с. 10, 22, 23): "Уточнюючи поняття екологічного прогнозу, ми повинні стосуватися насамперед змін природних екосистем, їхнього складу й структури, а також рівня функціонування й ступені стійкості до несприятливого впливу ззовні... Існують дві протилежні крайні точки зору на екологічний прогноз. Відповідно одній, підтримуваній головним чином приватними екологами - фахівцями з екології різних таксономічних груп, у прогнозі взагалі на загал не потрібно ніякого системного підходу... Прихильники іншої позиції затверджують, що поведінка екосистеми неможливо звести до закономірностей поведінки популяцій, бачать у застосуванні імітаційного моделювання відображення можливості обліку емерджентних властивостей (властивостей цілого, відсутніх у компонентів системи або не виведених зі знання цих властивостей у компонентів. - Г.Р., В.Ш., П.Б.) і вважають конструювання й вивчення на ЕОМ властивостей таких більших, дорогих і громіздких моделей - єдиною прийнятною, справді науковою основою екологічного моделювання... Існує, звичайно, ще компромісна думка, коли екологи говорять про розумні початки кожного з підходів і можливостях їх синтезу".

Ці досить великі цитати добре вводять у проблематику екологічного прогнозування.

1.1 Основні поняття екологічного прогнозування

Екологічне прогнозування, з одного боку, можна розглядати як "функцію" екології, з іншого боку - як складову екологічного моніторингу, а із третьої - як розділ прогностики (науки про закономірності розробки прогнозів). Тому одні поняття екологічного прогнозування є властиво екологічними, інші мають безпосереднє відношення до моніторингу, треті мають загальнонаукову значимість.

Під **екологічним прогнозуванням** розуміється пророкування стану такої системи, серед істотних елементів якої фігурує хоча б одна біотична компонента екосистеми (популяція, співтовариство та ін.). Інструментом екологічного прогнозування є екологічний предиктор - модель або прогностичний параметр, засіб прогнозування (не обов'язково математичний), що служить для формування екологічного прогнозу. Окремий екологічний предиктор, побудований модельєром (під модельєром тут розуміється людина, колектив, організація, що розробляють модель, або програма, що синтезує модель, та ін.), називається предиктором-індивідуумом.

Нехай прогноз зміни показника Y проводиться n окремими предикторами-індивідуумами, побудованими різними методами (або різними модельєрами) і службовцями для досягнення однієї мети. Організація їх у колектив може бути здійснена або шляхом комплексации прогнозів, або шляхом комплексції самих предикторів. Під комплексцією прогнозів $Y(1), \dots, Y(n)$, отриманих за допомогою n предикторів-індивідуумів, будемо розуміти процес розробки оптимального в деякому змісті прогнозу Y^* показника Y , що служить тієї ж мети, що і є функцією вихідних прогнозів:

$$Y^* = F[Y(1), Y(2), \dots, Y(n), X].$$

Прогноз Y^* , отриманий у підсумку комплексации окремих прогнозів $Y(1), Y(2), \dots, Y(n)$, будемо далі називати колективним прогнозом (колективом предикторів).

Колектив предикторів повинен бути організований так, щоб, по-перше, спрацьовував ефект системності типу "ціле більше суми своїх частин": надійність прогнозів колективу предикторів повинна бути вище надійності кращого із предикторів-індивідуумів - членів колективу. По-друге, прогнози колективу предикторів повинні бути якісними: помилки пророкувань малої частки предикторів-індивідуумів у колективі, як значними вони б не були, повинні несуттєво позначатися на надійності комплексних прогнозів. По-третє, для елімінації омніпотентності факторів у колектив повинні включатися самі "кращі" і "найнесхожі" між собою предиктори-індивідууми.

Таким чином, резерв підвищення надійності екологічного прогнозування полягає в організації окремих предикторів (включаючи експертів) у колектив.

Тут при побудові прогнозів екстремум показників якості шукається не тільки по параметрах окремого предиктора й не тільки шляхом вибору кращого серед заданого набору окремих предикторів, але й по всіляких їхніх суперпозиціях.

Однієї з основних характеристик екологічного прогнозу потрібно вважати детальність формулювання прогнозу. Детальність прогнозу можна розглядати в різних ракурсах: за структурою, параметрам і т.п. Далі більш детальним будемо вважати прогноз, сформульований у більш сильній шкалі. Прогноз, сформульований у кількісній шкалі, - найдужчий, прогноз у ранговій шкалі уступає йому, а прогноз у шкалі найменувань – найслабкіший із усіх існуючих (в останньому випадку говорять про прогноз макростанів системи).

Будь-який екологічний предиктор стану функціонуючої системи розробляється з безпосереднім використанням емпіричних даних, отриманих з деяким тимчасовим кроком спостережень. Цей крок характеризує детальність наявної апостеріорної інформації з осі часу.

Як правило, екологічні предиктори синтезуються з метою вироблення прогнозів із заданим кроком, що характеризують детальність формулювання прогнозу по осі часу. У загальному випадку крок спостережень не збігається із кроком прогнозу. Із двох прогнозів стану досліджуваної системи, виконаних для того самого майбутнього моменту часу, більш детальним за часом будемо вважати той, у якого крок прогнозу менше.

Для цілей даної роботи більш строге визначення детальності формулювання прогнозу не буде потрібно. Буде досить його інтуїтивного сприйняття: більш детальний, виходить, більш докладний.

Відзначимо, що вперше, правда в іншому контексті, подібні терміни - "рівень деталізації прогнозу", "деталізація мови моделювання" - конструктивно були використані в методі групового обліку аргументів. Екологічний предиктор будується з використанням певної інформації про функціонування системи протягом деякого минулого відрізка часу. Величина цього відрізка називається **періодом підстави прогнозу**.

Проміжок часу, на який розробляється прогноз, називається **періодом (часом) попередження прогнозу**. Поряд із часом попередження й детальністю формулювання іншою найважливішою характеристикою будь-якого прогнозу є його **надійність (точність, вірогідність)**. Під надійністю прогнозу будемо розуміти деякий розумний захід відмінності передвіщених станів екосистеми від, що реалізувалися в дійсності. Конкретні заходи відмінності будуть наведені в наступних главах. Тут доречно відзначити, що загальновизнаного визначення надійності екологічного прогнозу немає й, імовірно, не може бути в принципі, у силу великого різноманіття екосистем, цілей і методів прогнозування. Проте можна затверджувати, що з ростом часу попередження за інших рівних умов надійність прогнозів падає.

Оцінювання надійності прогнозів називається верифікацією (Прогностика. Термінологія..., 1978). Методика верифікації багато в чому визначається основними характеристиками прогнозу. Уніфікованої методики верифікації екологічних прогнозів не існує по тим самим причинам. Тому для кожного випадку пророкування, для кожної системи необхідно описувати порядок верифікації прогнозів.

Можна назвати ще й принцип економічності моделей екологічного прогнозування - вибір мінімально можливого числа параметрів моделі за умови збереження її достатньої адекватності. Наприклад, використання завищеного показника ступіня полінома- предиктора у моделі, що самоорганізується, або порядки відмінності в моделі авторегресії приводить до росту дисперсії помилок і до помітного росту дисперсій.

Час попередження, детальність формулювання й надійність - основні характеристики екологічного прогнозу. Без їхнього обліку будь-які розгляди яких б то не було прогнозів просто безглузді. З іншого боку, цих характеристик досить для обговорення багатьох змістовних завдань. Наприклад, якою може бути максимальна надійність прогнозу стану досліджуваної системи при заданих часом попередження й детальності формулювання? Якою повинна бути найбільша детальність формулювання прогнозу при необхідних надійності й часу попередження?

Нарешті, останній термін, який має сенс тут привести, - це система екологічного прогнозування. Такі системи призначені для формування по всій доступній інформації максимально надійних екологічних прогнозів; вони містять у собі методи прогнозування й засоби їх реалізації. Систему екологічного прогнозування можна розглядати як підсистему екологічного моніторингу.

У системі екологічного прогнозування повинен здійснюватися синтез кращих досягнень екології, прогностики й інформатики. У майбутньому подібні системи, можливо, зможуть перерости в екологічні банки знань і в автоматизовані системи керування раціональним природокористуванням, включаючи в себе відповідні експертні системи.

1.2 Класифікація екологічних прогнозів

Існує велика література по класифікації об'єктів прогнозування, методів прогнозування й самих прогнозів стосовно до різних галузей знань (Тейлтел.,тел, 1971; Робоча книга..., 1982). Однак скільки-небудь докладної класифікації екологічних прогнозів дотепер не розроблене. Тому, ґрунтуючись на

класифікації прогнозів функціонування складних систем і власного досвіду, дамо класифікацію екологічних прогнозів, необхідну для подальшого викладу.

Усі прогнозовані системи і явища можна розрізняти по шести основним ознакам. Природа об'єкта моделювання й прогнозування задає специфічність підходів (для екологічних систем про це говорилося вище). Можна додати, що екосистеми - це об'єкти складної природи, і методологічною основою їх вивчення служить теорія складних систем (системологія). По масштабності розрізняють сублокальні (1-3 змінні), локальні (4-14), субглобальні (15-35), глобальні (36-100) і суперглобальні (більш 100 змінних). В екології для прогнозування використовують системи всіх масштабів, однак найбільший інтерес представляють різні варіанти глобальних екосистем (число змінних більш 15). Масштабність не має самостійного значення для вибору методу прогнозування.

Вона враховується в сукупності зі складністю обробки інформації про систему: найпростіші системи (зв'язків змінних практично немає), прості (тільки парні взаємозв'язки), складні (враховується взаємовплив 3 і більш змінних) і надскладні (враховуються всі взаємозв'язки між змінними). Екосистеми належать до складних систем і якість прогнозу прямо пов'язана як з урахуванням великого числа змінних, так і всіляких взаємозв'язків цих змінних. Далі, для вибору методу прогнозування важливі ступінь детермінованості систем (детерміновані, стохастичні (ймовірнісні) і змішані системи) і характер розвитку систем у часі (дискретні, аперіодичні й циклічні системи). Екологічні системи мають істотну стохастичну складову й, практично, увесь спектр характеру розвитку. Наприклад, американський еколог Р.Уиттекер (1980) приводить приклади різноманітних типів поведінки популяцій у часі: майже детермінований характер зміни дерев дуба білого в дубовому лісі, періодичний характер поширення їли під впливом штормових вітрів у гірській системі Аппалачі, майже випадковий характер "спалахів" чисельності сарани або іван-чаю на горах. Остання важлива ознака - це ступінь інформаційної забезпеченості. У шкалі системи "чорного ящика" (структура й поведінка яких практично невідомі) і "білого ящика" (про системи відомо все) екологічні об'єкти повинні бути віднесені до типу "сірого ящика", в "колірній шкалі" - скоріше навіть до темно-сірого кольору.

Залежно від величини періоду попередження, розрізняють прогнози короткострокові, середньострокові, довгострокові й найбільш довгострокові. Однак в "кількісному визначенні" останніх панує плутанина - в економіці, метеорології, сільським господарстві (тобто тих областях знання, у яких проблема надійного прогнозування стає центральною) прийняті свої стандарти "терміновості". В екології характерні часи багатьох процесів лежать у діапазоні від декількох годин і доби (наприклад, для популяції комарів) до декількох століть (для ряду рідкісних процесів у лісових біогеоценозах). Тому тверда регламентація прогнозів по величині періоду попередження, обмірюваного в абсолютних тимчасових одиницях, в екології безглузда. Поняття "терміновості"

екологічних прогнозів відносно й залежать насамперед від властивостей досліджуваної системи (процесу) і від детальності формулювання прогнозів по осі часу.

Критерієм "терміновості" екологічного прогнозу можна вважати детальність його формулювання по осі часу. Прогнози з періодом попередження до 2-3 кроків будемо називати короткостроковими, від 3 до 7 - середньостроковими, від 8 до 15 - довгостроковими. Однак така класифікація не враховує властивостей досліджуваного процесу.

Якщо формулювання екологічного прогнозу містить категоричні твердження про майбутній стан системи, без яких б то не було вказівок на ступінь непевності його здійснення, то такі прогнози, так само як і в метеорології (Ранькова, 1983), будемо називати категоричними. А якщо ні, то, тобто коли разом з формулюванням стану, що передвіщається, системи вказується й деякий захід невизначеності (непевності) його досягнення (наприклад, довірчий інтервал), будемо говорити про розмитих (інтервальних) прогнозах. Так, прогноз типу "наступного року відбудеться спалах чисельності полівки" є категоричним, а прогноз типу "наступного року спалах чисельності полівки можлива із заходом приналежності 0,74" - розмитим.

Слідом за В.В.Налімовим (1983) будемо ділити екологічні прогнози на тривіальні й нетривіальні. Про перших говорять у ситуації, коли пророкування ставляться до ординарних проявів якоїсь інерційної, стійкої системи, а про другі - коли мова йде про зміни самої системи або про якісь неординарні події в ній.

Як ми вже відзначали, залежно від типу шкали, у якій формуються прогнози (тобто за рівнем деталізації), розрізняють прогнози нормальні, рангові, кількісні.

У системології виділяють структуру системи і її поведінки (Флейшман, 1982); відповідно до цього має сенс розрізняти прогнози структури екосистеми й прогнози її поведінки (Розенберг, 1984). Наприклад, дослідження Н.С.Абросова зі співавторами (1982) по екологічних механізмах співіснування й видової регуляції можна трактувати як прогнози видової структури співтовариств, а дослідження з динаміки чисельності популяцій гризунів (Максимов, 1984) - як прогнози поведінки популяцій дрібних тварин.

Часто математики будують абстрактні моделі співтовариств (або екосистем), ґрунтуючись тільки на апіорних виставах (Свирежев, Логофет, 1978; Базыкин, 1985 і ін.), і одержують із їхньою допомогою якісний прогноз. Прогнози, отримані за допомогою подібних моделей, слідом за В.І.Беляєвим (1978), будемо називати апіорними, а отримані з використанням емпіричної інформації - апостеріорними.

Розрізняють прогнози позитивні й негативні (Беляєв і ін., 1986). Останні формуються теорією потенційної ефективності складних систем (Флейшман, 1982) і дають висновок про те, яких станів екосистема не може мати в принципі при заданих обмеженнях. Позитивні прогнози, навпаки, несуть інформацію тільки про можливі стани досліджуваної системи.

Крім того, виділяють прогнози крапкові й розподілені (Іваненко, 1982), пошукові й нормативні (Прогностика. Термінологія., 1978; Битий шляхів, 1983). Якщо в процесі прогнозування досліджувана екосистема вважається однорідною, то говорять про **крапкові** прогнози; а якщо ні, то, прогнози називаються **розподіленими**. Пошукові прогнози відповідають на запитання: що найімовірніше відбудеться з екосистемою при збереженні існуючих тенденцій? На протипагу пошуковим, нормативні прогнози служать для відповіді на запитання: якими шляхами можна досягти бажаного стану? **Нормативне** прогнозування широке використовується в цей час при дослідженні біосфери (Крапивин і ін., 1982; Моисеев і ін., 1985).

Аналіз великої літератури дозволяє зробити висновок про те, що екологія на сучасному етапі свого розвитку являє собою мультипарагматичну (Кун, 1977) науку із чотирьма симбіотичними парадигмами (Брусиловский, 1985). Їх можна назвати вербальною, функціональною, ескізною й імітаційною (три останні відповідають класифікації методів моделювання й прогнозування; див. Беляєв і ін., 1979; Флейшман і ін., 1982; Розенберг, 1983; 1984). При прогнозуванні стану екосистем кожна із цих парадигм породжує ціла безліч різноманітних моделей (предикторів), що різняться по призначенню, використуваній інформації, технології конструювання й т.п.

Предиктори, породжені тією або іншою парадигмою екологічного прогнозування, будемо називати по імені цієї парадигми. Аналогічно, ім'я парадигми іноді будемо привласнювати й прогнозам, побудованим за допомогою відповідного предиктора.

Так, вербальні прогнози формуються за допомогою вербального предиктора (породженого вербальною парадигмою). У тому ж змісті ім'я парадигми будемо вживати іноді й перед терміном "прогнозування". Наприклад, можна говорити про імітаційний прогноз, імітаційний предиктора, імітаційне прогнозування.

Вербальна парадигма. Першою парадигмою екологічного прогнозування є вербальна парадигма. До початку періоду інтенсивної математизації екології вона була пануючою парадигмою, а сама екологія - монопарадигматичною наукою. У цей час ситуація суттєво змінилася, парадигм стало чотири, однак вербальна - єдина з них, яка не опирається на математичне моделювання. Вербальні прогнози можуть бути досить розмитими.

Вербальні предиктори, як правило:

- засновані на виставах про причинно-наслідкові зв'язки;
- будуються професійними екологами, що добре знають об'єкт прогнозування;
- формуються природною мовою;
- виробляють прогнози в шкалах найменувань або порядку.

Основну передумову вербальної парадигми можна сформулювати так: успіх прогнозування полягає в розкритті причинно-наслідкових зв'язків засобами класичної екології без використання можливостей математичного моделювання.

До вербальної парадигми ставляться роботи із прогнозування: чисельності тварин (Максімов 1984), стану лісу (Кулагинкулаги, 1980а,б; 1985), динаміки планктонних популяцій (Ащепкова, Кожова, 1985) і т.п. Предиктори цієї парадигми використовувалися й продовжують використовуватися як при пошуковому, так і при нормативнім прогнозуванні.

Надійність вербальних предикторів при тих самих характеристиках прогнозу суттєво залежить від об'єктів прогнозування. Прикладом невдалих прогнозів на основі вербальної парадигми служать пророкування продуктивності основних груп гідробіонтів у водоймищах колишнього СРСР (Ніколаєв, 1980; Федоров, 1983; Кожова, 1984) - фактичні значення продуктивності відрізняються від передвіщених у середньому в 5-10 разів. При цьому, як ми вже відзначали, катастрофічних цвітінь води взагалі на загальне не передбачалося.

Короткострокові агрегировані за структурою вербальні прогнози чисельності добре вивчених, щодо стабільних і більш-менш автономних популяцій організмів можуть виявитися досить надійними. Детальність формулювання середньострокових і довгострокових вербальних прогнозів для забезпечення прийнятної надійності повинна бути дуже низькою.

Функціональна парадигма. Існування функціональної парадигми екологічного прогнозування пов'язане з функціональним підходом, широко розповсюдженим у сучасній науці. В екології функціональний підхід почав застосовуватися досить давно. Однак становлення функціональної парадигми екологічного прогнозування відбулося після появи методів групового обліку аргументів - МГУА (Ивахненко, 1982 і ін.).

Методологічною основою функціональної парадигми є теза про те, що практично вся інформація про досліджувану екосистему укладена в експертних даних і дослідникові залишається тільки вміло її витягти. Інакше кажучи, основна передумова функціональної парадигми полягає в наступному: усі відомості про причини розвитку екологічного процесу втримуються в його реалізації. Таким чином, передумови вербальної й функціональної парадигм частини протилежні.

В принципі, успішне прогнозування без розуміння, що відбувається, без розкриття причинно-наслідкових зв'язків у цей час вважається цілком можливим (Редкозубов, 1981; Ивахненко, 1982; Кожова, Павлов, 1982; Резников, 1982; Битий шляхів, 1983; Розенберг, 1984), і тому функціональні предиктори мають право на існування.

При функціональній прогнозуванні механізм функціонування екосистеми в моделях явно не відображається. Функціональні предиктори, як правило:

- застосовуються при пошуковій прогнозуванні;
- будуються за допомогою ЕОМ і являють собою моделі "чорного ящика";
- формуються мовою того ж рівня, на якому отримані експериментальні дані;
- не мають пояснювальну силу і якої б то не було спільності;
- алгоритми ж синтезу функціональних предикторів, навпаки, досить універсальні;
- найдоступніші й найдешевші .

Апарат функціональної парадигми різноманітний. Це регресійний, кореляційний і факторний аналізи, теорія планування експерименту, еволюційне моделювання, аналіз тимчасових рядів, кластерний аналіз і т.п. Особливе місце в цьому апараті займає МГУА. Підхід до моделювання, заснований на принципах самоорганізації, являє собою процес побудови предиктора оптимальної складності, що відбувається при незначній участі модельєра й не потребує більших масивів апостеріорної інформації (Ивахненко, 1982; Ивахненко, Степашко, 1985; Ивахненко, Юрачковский, 1987).

Функціональні предиктори самоорганізованого типу зараз широко застосовуються для передбачення стану різних популяцій. У якості прикладів можна назвати наступні функціональні предиктори: чисельності нерестової популяції посольського омуля (Герцекевич, Топорков, 1986), динаміки чисельності видів роду *Melosira* (Брусиловский, 1987), дендрохронологічних рядів (Розенберг, Феклисов, 1981; 1982), продуктивності природних рослинних співтовариств (КононовКононов, Розенберг, 1981; Бармин, 1993) і агроценозів (Герцекевич, Вусів, 1982), стану екосистеми оз. Байкал (ИвахненкоИваненко, Иваненко й ін., 1980; Ивахненко, 1982).

Ескізна парадигма. Ескізна парадигма екологічного прогнозування пропонує модельєрам будувати предиктори, у яких механізм функціонування екосистеми в аспекті, що цікавить дослідника, відбитий лише на макрорівні. При цьому, як правило:

- модельєр, замовник і користувач - те саме "особа";
- у моделі враховують невелике число змінних і параметрів, що характеризують екосистему;
- імітується явище однієї біофізичної природи;
- коефіцієнти моделі мають екологічний (біофізичний) зміст;
- для аналізу моделі не потрібне застосування ЕОМ;
- експериментальні дані явно при побудові моделі не використовуються (у цьому змісті ескізні предиктори є апіорними);
- у предикторів знаходять висвітлення тільки деякі істотні (з погляду модельєра) елементи структури екосистем;
- ескізні прогнози носять якісний характер і мають досить високу спільність.

Методи побудови ескізних предикторів також достатньо різноманітні. Але найбільше широко застосовуються апарати диференціальних і інших рівнянь, теорії ймовірностей.

Прикладом прогнозних досліджень, виконаних у рамках ескізної парадигми, можуть служити класичні дослідження В.Вольтерра й А.Лотки й роботи із прогнозування спалахів чисельності лісових комах (Ісаєв і ін., 1984; Недорезов, 1986).

Ескізні прогнози можуть бути як короткостроковими, так і довгостроковими; як пошуковими, так і нормативними. Однак детальність їх формулювання, як правило, не висока. Методика оцінки надійності ескізних прогнозів повинна враховувати насамперед якісні аспекти збігу передвіщених і фактичних станів досліджуваної екосистеми.

Приклади вдалих екологічних функціональних прогнозів досить численні. Однак у силу специфіки екологічного прогнозування й функціональної парадигми її застосованість при розробці будь-яких нормативних, а також довгострокових екологічних прогнозів досить обмежена. Найбільше доцільно функціональні предиктори використовувати в коротко- і середньостроковим пошуковим прогнозуванні. Надійність таких прогнозів може бути досить висока. При цьому наявна апостеріорна інформація накладає принципові обмеження на детальність формулювання функціональних прогнозів.

І ще одне зауваження. Н. Н.Моисеев (1983; 1986) виділяє два механізми розвитку екологічних процесів (систем):

- дарвінський, коли еволюція екосистеми обумовлена повільним нагромадженням нових кількісних особливостей;
- квазидарвінський (біфуркаційний- від лат. bifurcus — «роздвоєний»), коли при певних значеннях параметрів системи порушується однозначний хід її розвитку, виникає біфуркація. У цьому випадку подальший хід розвитку екологічного процесу стає непередбаченим - його еволюцію визначить як завгодно мале випадкове збурювання.

Функціональна парадигма не в змозі вивчати біфуркаційні механізми - вона призначена для пророкування екологічних процесів, динаміка яких формується тільки дарвінськими механізмами.

Основна гідність ескізної парадигми полягає в можливості дослідження біфуркаційних механізмів динаміки екологічних систем. Можна сказати, що це - прерогатива ескізних предикторів. Екологічні концепції в цей час формуються в основному вербальною й ескізною парадигмами.

Імітаційна парадигма. Імітаційна парадигма екологічного прогнозування індукована застосуванням в екології нового потужного інструменту системного аналізу - імітаційного моделювання складних систем. Імітаційне моделювання дає можливість простежити еволюцію досліджуваної системи як би "зсередини", одержати оцінку її цілісних характеристик при досить широкому спектрі впливу й у ситуаціях, які або в цей момент, або принципово не можна здійснити на практиці.

При імітаційнім моделюванні в моделі крізь призму мети дослідження досить повно відображаються "глибинні" властивості екосистеми - безліч її структур і механізм функціонування. При цьому, як правило:

- модельєр, замовник і користувач - різні "особи";
- у моделі враховується величезне число змінних і параметрів екосистеми;
- імітується безліч явищ зовсім різної фізичної (екологічної) природи;
- більшість коефіцієнтів моделі має екологічний (фізичний) зміст;
- модель виявляється суттєво машинною - являє собою комплекс програм для ЕОМ, побудованих по модульному принципу, і включає спеціальну систему математичного забезпечення з відповідною периферією, що дозволяє працювати з моделлю в діалоговому режимі;
- при розробці моделі застосовуються як апріорна інформація, так і експериментальні дані;

· модель служить для вивчення сукупності цілісних характеристик, використовується як засіб системного експериментування з екосистемою і має скоріше практичну, ніж теоретичну значимість.

Імітаційні предиктори широко використовуються при прогнозуванні стану біосфери (Крапивин і ін., 1982; Моисеев і ін., 1985), водних екосистем (Меншуткин, 1971; Горстко, 1979), наземних екосистем (Гильманов, 1978; Розенберг, 1984), інших екологічних об'єктів.

Імітаційні предиктори можуть формувати свої прогнози для широкого діапазону часу попередження й використовуються як при пошуковому, так і при нормативному прогнозуванні. При цьому детальність формулювання прогнозів може бути дуже висока.

Недоліком імітаційного моделювання є суб'єктивний момент, внесений дослідником при побудові моделі, - "нав'язування" своїх вистав про характер поведінки системи. Цього недоліку в значній мірі позбавлені предиктори МГУА. Ще один недолік імітаційних предикторів полягає в їхній великій вартості й високій тривалості розробки.

Виділені парадигми екологічного прогнозування відрізняються один від одного за багатьма ознаками. Основні з них - це роль ЕОМ у розробці предиктора й формуванні прогнозів і рівень формалізації вистав про механізм функціонування екосистеми (табл. 1.1).

Характеристика парадигм екологічного прогнозування

Парадигма	Характеристика	
	Участь ЕОМ в Формалізація	
	Побудові прогнозів причинних зв'язків	
Вербальна	-	-
Функціональна	+	-
Ескізна	-	+
Імітаційна	+	+

Питання для самоконтролю

Завдання на самопідготовку:

1. Закріпити отримані на лекції знання.
2. Підготувати самостійно тему та представити реферати «Види екологічних прогнозів».

Семінарське заняття № 15

з навчальної дисципліни «Прогнозування стану довкілля»

Модуль 7. Понятійний апарат та загальні принципи моделювання і прогнозування стану довкілля.

Розділ 10: «Методи аналізу і моделювання стан навколишнього природного середовища»

Тема: „ Загальні принципи визначення ризику для здоров'я населення ”

Виховна мета: Розвиток у студентів екологічного мислення, формування природоохоронного світогляду.

Навчальна мета:

1. Ознайомити студентів із загальними принципами визначення ризику для здоров'я населення.
2. Довести до студентів інформацію про методи оцінки ризику для здоров'я населення.
3. Показати студентам реальну можливість застосування отриманої на лекції інформації у практичній діяльності працівника системи МНС.

Навчальні групи: курсанти, студенти.

Тривалість: 2 години.

Місце проведення: за розкладом.

Матеріальне забезпечення: 1) мультимедійна презентація;
2) література з дисципліни.

План

Вступ

- 6.1 Загальні принципи визначення ризику здоров'ю населення.
- 6.2 Оцінка ризику здоров'ю населення в залежності від якості атмосферного повітря.
- 6.3 Оцінка ризику здоров'ю населення в залежності від якості питної води.
- 6.4 Оцінка ризику здоров'ю населення при рекреаційному використанні водних об'єктів.
- 6.5 Оцінка ризику здоров'ю населення в залежності від якості ґрунту.
- 6.6 Оцінка ризику здоров'ю населення при комбінованому і комплексному впливі забруднення навколишнього середовища

Список літератури

1. Рахманин Ю.А., Новиков С.М., Румянцев Г.И. Методологические аспекты оценки риска для здоровья населения при кратковременных и хронических воздействиях химических веществ, загрязняющих окружающую среду // Гигиена и санитария . 2002. - № 6. – С.5 – 7.
2. Киселев А.Ф., Фридман К.Б. Оценка риска здоровью, - СПб, 1997. – 100с.
3. Danish Environmental Protection Agency. Dancee, Danish Cooperation for Enviroment in Eastern Europe. p.372.
4. Грищенко А.В., Рибалова О.В., Ільченко Л.Ю. Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення України при несприятливому впливі факторів навколишнього середовища / Коммунальное хозяйство городов: Науч.-техн. сб. Киев: Техніка, 2005. Вып.63. Сер. Техн. науки. С.161 – 171.
5. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Integrated Risk Information System (IRIS). <http://www.epa.gov/iris>.

Вступ

Проблема встановлення причинно-наслідкових зв'язків між станом навколишнього середовища і здоров'ям населення є однією з ведучих серед соціальних задач, а досвід її вирішення в розвинених країнах світу протягом більш трьох десятиліть доводить її актуальність і гостру необхідність включення в систему державного управління природоохоронною діяльністю.

Необхідно відзначити, що визначити взаємозв'язок між станом довкілля та виникненням захворюваності неможливо, тому що на здоров'я населення впливають не тільки незадовільний якісний стан навколишнього середовища, але і професійні чинники, засіб життя, соціальні чинники, тощо. Відомо, що протягом життя людина піддається впливу не окремого токсичного агента, а цілого набору речовин, що надходять в організм із повітрям, водою, їжею, сигаретним димом тощо. Оцінити їх комбінований і сполучений вплив на здоров'я людини надзвичайно важко, тому що між речовинами існують взаємодії, що підсилюють чи послаблюють їхній спільний вплив.

Нині одним з найбільш ефективних сучасних підходів до встановлення зв'язку між станом навколишнього природного середовища і здоров'ям населення в певному регіоні або місті є методологія оцінки ризику.

6.1 Загальні принципи визначення ризику здоров'ю населення

Під оцінкою ризику розуміється процес аналізу гігієнічних, токсикологічних і епідеміологічних даних для визначення кількісної імовірності несприятливого впливу на здоров'я населення шкідливих факторів навколишнього середовища.

Ризик для здоров'я - ймовірність розвитку загрози життю або здоров'ю людини чи здоров'ю майбутніх поколінь, обумовлена дією чинників навколишнього середовища.

У багатьох країнах світу, у тому числі в США і Росії, законодавчо закріплене використання

підходів оцінки впливу середовища на здоров'я населення (оцінки ризику здоров'ю населення) для цілей соціально-гігієнічного моніторингу, екологічної і гігієнічної експертизи, екологічного аудиту, визначення зон екологічного лиха і надзвичайної екологічної ситуації, державного екологічного контролю, обґрунтування планів дій з охорони навколишнього середовища і здоров'я населення. Результати оцінки ризику дозволяють визначити доцільність, пріоритетність і ефективність природоохоронних і санітарно-гігієнічних заходів, спрямованих на зниження несприятливого впливу середовища на здоров'я населення].

На території України діють методичні рекомендації для оцінки ризику здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря. При визначенні ризику впливу атмосферного повітря на здоров'я людей, необхідно враховувати весь спектр хімічних сполук, які діють на даній території. При визначенні пріоритетних речовин в Україні доцільно враховувати також закордонні переліки (Росія, США), які складені на основі вивчення компонентів забруднення повітряного середовища і характерних викидів різних промислових галузей. Для України важливо орієнтуватися на переліки загальнопоширених забруднюючих речовин атмосферного повітря, показників і інгредієнтів атмосферних опадів, позначених в порядку організації і проведення моніторингу у галузі охорони атмосферного повітря, затвердженого ухвалою Кабінету Міністрів України від 9 березня 1999 року N 343].

Відповідно до наукового *підходу Агентства з охорони навколишнього середовища США (EPA US)* концепція ризику включає два елементи - оцінку ризику і керування ним.

Основний принцип, покладений в основу методу оцінки ризику, - використання існуючої залежності "доза-відповідь", що дозволяє кількісно оцінити величину негативного ефекту на здоров'я населення, виходячи з дози забруднюючої речовини, що потрапила в організм тим чи іншим шляхом (повітряним, через питну воду, їжу тощо)

Оцінка ризику являє собою науковий аналіз причин його появи і масштабів у конкретній ситуації. ***Оцінка ризику для здоров'я людини від впливу антропогенних факторів складається з чотирьох фаз:***

- виявлення небезпеки (збір і оцінка інформації про типи збитку здоров'ю і захворюваннях, з якими може бути пов'язаний вплив конкретної забруднюючої речовини, і про шляхи експозиції (інгаляційному, пероральному, потраплянні на шкіру);
- оцінка експозиції (виявлення груп населення, що зазнають вплив забруднюючої речовини, а також величини і тривалості впливу);
- кількісна оцінка дози впливу (виявлення взаємозв'язку між кількістю речовини, що надходить в організм і масштабами шкоди);
- характеристика ризику (висновок про ймовірне нанесення шкоди чи виникнення захворювання в результаті експозиції даної забруднюючої речовини, а також опис невизначеностей, пов'язаних з оцінкою).

У процесі оцінки ризику виявляються фактори потенційної небезпеки для здоров'я людини і стану екосистеми. На цьому етапі аналіз ведеться на якісному рівні, використовуючи дані моніторингу чи результати моделювання переносу забруднюючих речовин у навколишньому середовищі. Комплексна характеристика ризику являє собою кількісну оцінку потенційної небезпеки людині при можливому контакті з забруднюючими речовинами.

Для встановлення впливу середовища існування на здоров'я коефіцієнт захворюваності повинен розраховуватися відносно конкретних груп населення, за визначений проміжок часу і порівнюватися з аналогічними показниками на "контрольній" (відносно "чистій") території, щоб потім можна було визначити наявність чи відсутності причинно-наслідкових зв'язків між впливом конкретних факторів навколишнього середовища на відповідну групу населення.

Найбільш репрезентативною групою населення для виявлення зв'язку між якістю навколишнього природного середовища і здоров'ям населення є діти, тому що вони знаходяться під постійним медичним спостереженням (у дошкільних установах і школі) і медична статистика в галузі здоров'я дітей найбільш достовірна. Крім того, діти особливо відчутно реагують на зміни якості навколишнього середовища; вони не мають шкідливих звичок (паління, алкоголізм і наркотики) й менш піддані нервовим стресам; на дітей не впливають виробничі фактори.

Складним етапом є оцінка залежності "доза-ефект". На думку багатьох авторів, задача

опису всього різноманіття і складності процесів, що протікають в організмі, може бути вирішена на основі фундаментальних закономірностей, яким підкоряються біологічні системи. З огляду на обмеженість існуючих до дійсного часу знань про механізм процесів, що протікають в організмі, мабуть, побудувати точну математичну модель, що відбиває залежність "доза - час - ефект", можна лише в рамках певних обмежень. Так, при відносно тривалому впливі токсичної речовини в стабільних рівних умовах залежність "доза - час - ефект" виражається наступним рівнянням:

$$E = E_m - \exp [-k^n \lambda C^n (t_{заг} - t_{рівн})], \quad (6.1)$$

де E - токсичний ефект при даній концентрації і даному часі впливу;

E_m - максимальний ефект;

n - стехіометричний коефіцієнт біологічної реакції;

k - константа швидкості лімітуючої реакції;

$t_{заг}$ - загальний час впливу ксенобіотики;

$t_{рівн}$ - час встановлення рівноваги між концентраціями ксенобіотики в зовнішньому середовищі й в організмі;

λ - коефіцієнт розподілу організм/навколишнє середовище;

C - концентрація токсичної речовини в навколишньому середовищі.

Це рівняння застосовне для речовин загальної токсичної дії. Для хімічних речовин, що мають виборчу токсичність, необхідно ввести в експонентний множник додатковий коефіцієнт, що враховує цю специфічність.

Для практичного застосування системи оцінки ризику користаються більш простими формулами, основними з яких є наступні:

1) лінійна чи лінійно-експонентна моделі

$$R = UR \times C \times t \quad (6.2)$$

$$R = 1 - \exp (-UR \times C \times t) \quad (6.3)$$

де R - ризик виникнення несприятливого ефекту, визначений як імовірність виникнення цього ефекту при заданих умовах;

C - реальна концентрація (чи доза) речовини, що робить вплив за час t ;

UR - одиниця ризику, обумовлена як фактор пропорції росту ризику в залежності від величини діючої концентрації (дозы). Як правило, визначається експертними методами при статистичному аналізі експериментального чи медико-статистичного матеріалу, отриманого різними авторами в порівнянних ситуаціях.

2) Гранична модель припускає наявність порога, нижче якого досліджуваний фактор практично не діє:

$$R = H(C - C_t) \quad (6.4)$$

де H - функція Хевісайда ($H(x)=0$ при $x<0$ і $H(x)=1$ при $x>0$);

C - концентрація впливу;

C_t - гранична концентрація.

Вибір моделі залежить від тієї концептуальної системи, яка прийнята для оцінки ризику, наприклад, у Росії застосовуються наступні:

- система гігієнічного регламентування (система гранично-допустимих концентрацій - ГДК);

- міжнародний підхід (розроблений EPA US);

- методи оцінки ризику, розроблені російськими вченими на основі принципів гігієнічного регламентування шкідливих факторів навколишнього середовища, приватних моделях і результатах епідеміологічних досліджень.

Методи оцінки ризику, засновані на принципах гігієнічного регламентування шкідливих факторів навколишнього середовища:

- принцип пороговості поширюється на всі ефекти несприятливого впливу;
- дотримання нормативу (ГДК і ін.) гарантує відсутність несприятливих для здоров'я ефектів, а перевищення нормативу може викликати несприятливі для здоров'я ефекти.

Міжнародна практика (відповідно до підходу EPA US).

Метод оцінки ризику заснований на наборі типових випадків контакту людей з носіями забруднення (так називані "контактні середовища"), типових фізико-хімічних механізмів - шляхах контактів людини з забруднювачами і наборі популяційних груп з однаковими умовами експозиції до забруднювачів. Сукупність усіляких шляхів, для різних груп, називається матрицею експозиції. Для кожного елемента матриці експозиції розраховується доза забруднювача:

$$LADI = \frac{(C/W) \times V \times F \times D}{T}, \quad (6.5)$$

де LADI - середня довічна щоденна доза, мг/(кг * добу);

C - концентрація забруднювача у контактному середовищі, мг/м³;

W - вага тіла індивідуума, кг;

V - споживання індивідом даного контактного середовища, м³/добу;

F - частота події контакту з носієм, днів/рік;

D - період, на який екстраполюються поточні умови експозиції, років;

T - період осереднення дози, днів.

На четвертому етапі "характеристика ризику" для кожного елемента матриці експозиції розраховуються показники ризику:

$$ILCR = SF \times LADI, \quad (6.6)$$

де ILCR - ймовірність занедужати раком, безвимірний (звичайно виражається в одиницях 1:1000000);

SF - ймовірність одержання ракового захворювання у випадку прийому одиничної дози LADI, 1/мг/кг * доба;

$$HI = LADI / RfD, \quad (6.7)$$

де HI - індекс небезпеки одержати неадекватне захворювання, безрозмірний;

RfD - гранична доза речовини забруднювача, що викликає неадекватне захворювання, мг/кг у добу.

За наведеними вище формулами ризик може бути обчислений за окремими забруднюючими речовинами, різними територіями, групами населення тощо. Ймовірнісна величина ризику дозволяє інтегрувати ризики за різними критеріями: територіальним, експозиційним групам, шляхам контакту, джерелам забруднення й окремим забруднюючим речовинами, компонентам навіколишнього середовища.

Таким чином, ця методика може застосовуватися відносно населення в цілому і різних експозиційних груп, що проживають на забруднених територіях чи працюючих на шкідливих виробництвах.

Однак такий метод оцінки ризику досить трудомісткий і кошковий, тому при ідентифікації зон екологічної небезпеки може бути використана оцінка ризику, перевагою якої є те, що основою її є вітчизняний гігієнічний підхід (дотримання нормативу (ГДК) гарантує відсутність несприятливих для здоров'я ефектів, а його перевищення може викликати ймовірність (ризик) збільшення захворюваності населення), що дозволяє розподіляти рівні забруднення на кілька ступенів - від допустимого (чи прийняттого) до надзвичайно небезпечного.

Метод оцінки ризику здоров'ю населення, розроблений під керівництвом професора Новікова С.М., є значно простішим у порівнянні з класичним підходом та світовою практикою, і заснован на логарифмічній залежності від рівнів впливу забруднюючих речовин. Як ефект оцінюється не ризик появи додаткових випадків захворювань, а ймовірність рефлексорних реакцій (відчуття роздратування, неприємного запаху тощо) чи ефектів психологічного дискомфорту, що

також розцінюється як факт порушення здоров'я. Даний підхід застосовується при рівні забруднення компонента навколишнього середовища до 10 - 15 ГДК.

Оцінка ризику здоров'ю населення, заснована на логарифмічній залежності від рівнів впливу забруднюючих речовин і дозволяє адекватно інтегрувати їх, тому що представляє імовірну характеристику появи рефлекторних реакцій організму й інших шкідливих ефектів.

Під оцінкою ризику розуміється процес аналізу даних моніторингу про стан довкілля для визначення кількісної імовірності несприятливого впливу на здоров'я населення шкідливих факторів навколишнього середовища.

Оцінка ризику здоров'ю населення обчислюється окремо в залежності від :

- якості атмосферного повітря;
- якості питної води;
- якості водних об'єктів;
- якості ґрунту;
- якості продуктів харчування;
- рівня шуму;
- радіаційного забруднення території;
- електромагнітного випромінювання.

Оцінка ризику здоров'ю населення дозволяє інтегрувати ризики за окремими забруднюючими речовинами, об'єктами навколишнього середовища, адміністративними та ландшафтними одиницями з метою встановлення комбінованої або комплексної дії негативних чинників. Під комбінованою дією розуміється вплив декількох домішок, що надходять через один з компонентів навколишнього середовища (повітря, вода і т.д.). Комплексна дія - це вплив однієї чи декількох домішок, оцінюване через кілька факторів навколишнього середовища (повітря, чи вода ін.).

При трактуванні отриманих величин ризику здоров'ю населення користаються наступною ранговою шкалою (табл.6.1).

Таблиця 6.1 - Залежність ваги ефектів від величини ризику здоров'ю населення

Risk	Клас	Характеристика ризику
<0,1	1	незначний вплив на здоров'я населення
0,1 – 0,19	2	слабкий вплив, граничні хронічні ефекти
0,2 – 0,59	3	значний вплив, важкі хронічні ефекти
0,6 – 0,89	4	великий вплив, важкі гострі ефекти
0,9 – 1,0	5	дуже великий вплив на здоров'я населення

Оцінка ризику здоров'ю населення дозволяє також рангувати ризики за окремими забруднюючими речовинами з метою встановлення причини забруднення на основі ідентифікації найбільш небезпечних джерел антропогенного впливу на стан довкілля.

Другим етапом оцінки ризику здоров'ю населення є управління ризиком на основі економічної оцінки ризику, який дозволяє визначати еколого-економічну ефективність природоохоронних заходів з метою мінімізації впливу антропогенних чинників на стан навколишнього середовища та забезпечення комфортності життя населення.

Таким чином, методи оцінки ризику дуже перспективні, тому що дозволяють на основі адекватної оцінки впливу несприятливих факторів навколишнього середовища на здоров'я населення ідентифікувати зони підвищеної екологічної небезпеки і виробляти необхідні управлінські рішення з пріоритетності реалізації природоохоронних заходів.

6.2 Оцінка ризику здоров'ю населення в залежності від якості атмосферного повітря

Повітря - це середовище, в якому людина дихає, і в якому ми живемо, подорожуємо і працюємо.

Чистий стан атмосферного середовища має вирішальне значення для забезпечення здорових умов життя, безпеки робочих місць і охорони навколишнього середовища. Повітря є транспортним середовищем, в якому переносяться в природі гази і зважені частинки. Їм також переносяться і розповсюджуються забруднюючі речовини, утворені унаслідок діяльності людини.

В атмосферу поступають викиди, що містять забруднюючі гази і тверді частинки, джерелом яких є широкий діапазон сфер людської діяльності. Виробництво електроенергії, промисловість і транспорт є найбільшими забруднювачами атмосферного повітря. Вносять відповідний внесок і галузі сільського господарства, промислова діяльність і житлово-комунальні господарства. У всіх цих секторах основним джерелом забруднюючих викидів є спалювання викопних видів палива. Інші крупні джерела - це різні виробничі процеси, спалювання відходів, стічних вод і випаровування летючих хімічних сполук і розчинників, користування продукцією, а також пил, що утворюється при русі автотранспорту, будівництві і поводженні з різними матеріалами.

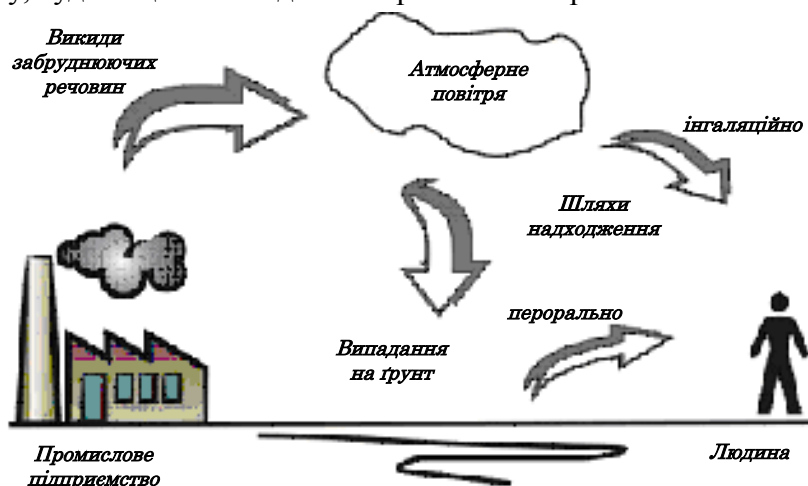


Рисунок 6.1 – Вплив та шляхи надходження забруднюючих речовин в організм людини з атмосферного повітря

Забруднюючі речовини, що викидаються в атмосферне повітря, розповсюджуються вітром, і у міру видалення від джерела викидів їх концентрація зменшується. Деякі первинні забруднюючі речовини трансформуються в атмосфері в нові фізичні або хімічні форми або у вторинні забруднюючі речовини.

Дії первинних забруднюючих речовин піддається практично все населення, тому що, залишаються дуже великі об'єми викидів від багатьох джерел забруднення атмосферного повітря. У таблиці 6.2 наведено короткий опис деяких з найбільш відомих забруднюючих речовин, дія яких має негативні наслідки для здоров'я людини.

Таблиця 6.2 - Джерела найбільш значних забруднюючих речовин повітря і негативні наслідки їх викидів для здоров'я населення.

Забруднююча речовина і її характеристика	Основні джерела	Негативні наслідки для здоров'я
Тверді частки (ТЧ) суміш твердих часток і крапель рідин	Крупні частки: дорожній пил, шліфовка, сільськогосподарська діяльність. Дрібні частки: вихлопні гази автомобілів, електростанції промисловості, спалювання	Підвищення рівня смертності збільшення респіраторних захворювань, болі в грудях посилення кашлю, збільшення числа випадків бронхіту у дітей
Двоокис азоту (N ₂ O) червоно-коричневий газ, що є сильним окислювачем, добре розчинний у воді	Вихлопні гази автомобілів, електростанції, промислове і побутове спалювання	Ослаблення діяльності легень загострення реакції на алергени астматиків

Озон (O ₃) безбарвний або голубуватий газ, дуже сильний окислювач	Утворюється в атмосфері з оксидів азоту (NO _x) і летючих органічних сполук (ЛОС) в умовах високої температури і сонячного світла	Роздратування очей, носа і горла, погіршення легеневої функції, відчуття здавленості в грудях, кашель, головні болі, збільшення числа випадків респіраторних захворювань, загострення астми та інші респіраторні симптоми
Двоокис сірки (SO ₂) дратівливий, хімічно активний і розчинний у воді газ	Спалювання палива, що містить сірку, наприклад, вугілля, нафти, дизпалива; промислові процеси, що використовують сполуки сірки	Ослаблення функції легенів, збільшення випадків надання швидкої допомоги по гостро респіраторним захворюванням, підвищення смертності
Чадний газ (CO) безбарвний газ, що не має запаху і смаку.	Вихлопні гази автомобілів	Погіршення властивості крові переносити кисень. При високих рівнях дії інтоксикація мозку, серця, м'язів і плоду, що росте, збільшення смертності від серцевосудинних захворювань (серцеві напади)
Поліциклічні ароматичні вуглеводні	Вихлопні гази автомобілів, особливо дизельних. Самою добре відомою речовиною ПАУ є бенз(а)пірен	Канцероген
Летючі органічні сполуки (ЛОС) Найбільш важливими ЛОС є: 1. Бензол 2. 1,3-бутадиен 3. Альдегіди (формальдегід, ацетальдегід, акролеїн)	Вихлопні гази автомобілів, випаровування палива і розчинників; Вихлопні гази автомобілів, випаровування палива, клею і розчинників; Вихлопні гази автомобілів, виготовлення пластмас і синтетичного каучуку; Вихлопні гази автомобілів	Наслідки для здоров'я від впливу ЛОС значно відрізняються для різних сполук. Відомий канцероген. Вірогідний канцероген. Роздратування верхніх дихальних шляхів і очей. Формальдегід і ацетальдегід є вірогідними канцерогенами.
Діоксин	Спалювання органічних матеріалів, що містять хлор (наприклад, спалювання побутових відходів), і деякі промислові процеси, що використовують хлор, або переплавлення металобрухту	Потенційний канцероген Ослабляє імунну систему і може порушити репродуктивну функцію. Руйнування ендокринної системи.
Свинець(Pb) небезпечний важкий метал, що зустрічається в твердих частках у повітрі.	Автомобілі, які працюють на бензині, що містять свинець	Відомий нейротоксин. (Осідання свинцю на ґрунт і поверхні є важливішим в плані дії на людину, ніж його безпосереднє вдихання)

Багато і інших забруднюючих речовин викидається в повітря або присутні в ньому як фонове забруднення, проте вважається, що їх рівень не має скільки-небудь значущих наслідків для здоров'я.

На населення, що проживає поряд з промисловими підприємствами, можуть надавати дію безліч сполук, що з'являються в результаті виробничих процесів і обробки матеріалів. Типовими небезпечними речовинами, які у великих об'ємах використовуються і/або викидаються в атмосферу підприємствами, є толуол, ксилол, 1,1,1-трихлоретан, трихлоретилен, аміак і формальдегід. Також

відмічені значні викиди ЛОС, що виділяються різними розчинниками, клейкими речовинами і покриттям.

Попадання речовин, що забруднюють атмосферу, в організм людини через систему дихання, в принципі, уникнути неможливо. Забруднюючі речовини, що викидаються в атмосферу, впливають на людей, коли вони знаходяться на відкритому повітрі. Забруднюючі речовини також проникають в будинки, на робочі місця і в автомобілі, доповнюючи фонове забруднення, що вже існує в них, і забезпечують цілодобову дію на людей. Дуже важко надати точну кількісну інформацію про наслідки забруднення атмосфери для здоров'я людини.

В даний час існує загальна думка (засноване на виводах багатьох досліджень і оцінках ВООЗ, проведених в цій галузі), що забруднення атмосфери на існуючому рівні може привести до значних негативних наслідків для здоров'я населення. Було виявлено, що забруднення атмосфери впливає на показники захворюваності і смертності, зокрема збільшують такі статистичні показники негативних наслідків, як рівень смертності, кількість випадків госпіталізації, появу у населення респіраторної симптоматики, ослаблення легеневої функції.

Вважається визнаним, що окремі групи населення піддаються ризику, особливо відноситься до випадків сильної дії або випадків викидів з високим рівнем змісту забруднюючих речовин в атмосферу. У різних дослідженнях до групи ризику відносяться люди, що страждають хронічними респіраторними захворюваннями, серцево-судинними захворюваннями, люди похилого віку, немовлята і діти. Всі разом ці групи складають досить високий відсоток всього населення. Слід зазначити, що навіть при сьогоднішніх відносно низьких рівнях вмісту забруднюючих речовин (в порівнянні з минулим часом) ми можемо чекати негативних наслідків для здоров'я і, головним чином, у вказаних груп ризику.

Оцінка ризику прояву негайних токсичних ефектів при забрудненні атмосферного повітря

Ризик прояву негайних токсичних ефектів при забрудненні атмосферного повітря оцінюється для чотирьох класів небезпеки забруднюючих речовин у пробітах (Prob) з урахуванням відповідності їхньої ймовірності ефекту (табл.6.3) за наступними формулами:

$$1 \text{ клас Prob} = -9.15 + 11.66 * \lg (C/\text{ГДК м.р}), \quad (6.8)$$

$$2 \text{ клас Prob} = -5.51 + 7.49 * \lg (C/\text{ГДК м.р}), \quad (6.9)$$

$$3 \text{ клас Prob} = -2.35 + 3.73 * \lg (C/\text{ГДК м.р}), \quad (6.10)$$

$$4 \text{ клас Prob} = -1.41 + 2.33 * \lg (C/\text{ГДК м.р}), \quad (6.11)$$

де С - концентрація забруднюючої речовини;

ГДК м.р. - максимальні разові ГДК, які призначені для регламентації максимальних рівнів приземних концентрацій забруднюючих речовин з метою попередження розвитку негайних токсичних ефектів.

Таблиця 6.3 - Таблиця нормально-ймовірнісного розподілу при взаємозв'язку пробітів і ризику

Prob	R	Prob	R
-3.0	0.001	0.1	0.540
-2.5	0.006	0.2	0.579
-2.0	0.023	0.3	0.618
-1.9	0.029	0.4	0.655
-1.8	0.036	0.5	0.692
-1.7	0.045	0.6	0.726
-1.6	0.055	0.7	0.758
-1.5	0.067	0.8	0.788
-1.4	0.081	0.9	0.816
-1.3	0.097	1.0	0.841
-1.2	0.115	1.1	0.864
-1.1	0.136	1.2	0.885
-1.0	0.157	1.3	0.903

-0.9	0.184	1.4	0.919
-0.8	0.212	1.5	0.933
-0.7	0.242	1.6	0.945
-0.6	0.274	1.7	0.955
-0.5	0.309	1.8	0.964
-0.4	0.345	1.9	0.971
-0.3	0.382	2.0	0.977
-0.2	0.421	2.5	0.994
-0.1	0.460	3.0	0.999
0.0	0.50		

Максимальні разові ГДК м.р визначаються за формулою:

$$\text{ГДК м.р} = \text{ЕС}_6 / K_3, \quad (6.12)$$

де ЕС_{16} - концентрація речовини, прийнята в якості граничної при однократному впливі і викликає токсичний (рефлекторний, дратівний і ін.) ефект з імовірністю 16%;

K_3 - коефіцієнт запасу, що визначається за таблицею 6.4.

Таблиця 6.4 - Значення K_3 , для речовин різних класів небезпеки

Клас небезпеки забруднюючих речовин	Коефіцієнт запасу K_3
1	5,0
2	4,0
3	2,3
4	1,5

Оцінка ризику здоров'ю населення при хронічному впливі забруднення атмосфери

Ризик здоров'ю населення при хронічному впливі забруднення атмосфери визначається за формулою:

$$R = 1 - \exp(\ln(0.84) \times (C / \text{ГДК})^b / K_3), \quad (6.13)$$

де K_3 - коефіцієнт запасу, що визначається за таблицею 6.4

b - коефіцієнт, що дозволяє оцінювати ізоефективні ефекти домішок різних класів небезпеки відповідно з табл. 6.5.

Таблиця 6.5 - Значення коефіцієнтів K_3 і b для речовин різних класів небезпеки

Клас небезпеки забруднюючих речовин	Коефіцієнт запасу K_3	Коефіцієнт b
1	7,5	2,35
2	6,0	1,28
3	4,5	1,0
4	3,0	0,87

Для оцінки комбінованої дії декількох домішок, що мають ефект сумачії, розраховують приведену концентрацію (Спр) за формулою:

$$\text{Спр} = C_1 + C_2 \times \text{ГДК}_1 / \text{ГДК}_2 + \dots + C_n \times \text{ГДК}_1 / \text{ГДК}_n, \quad (6.14)$$

де $C_1, C_2 \dots C_n$ - концентрації 1-й, 2-й ... n-ої домішок;

$\text{ГДК}_1, \text{ГДК}_2 \dots \text{ГДК}_n$ - відповідно їхні нормативи.

6.3 Оцінка ризику здоров'ю населення в залежності від якості питної води

Спосіб дії шкідливих для здоров'я речовин, що містяться в питній воді, полягає в безпосередній дії питної води, забрудненої речовинами, які присутні в ній в концентраціях, що викликають ризик для здоров'я. У таб.6.6 і на рис.6.2 наведено різні джерела забруднення систем водопостачання.



Рисунок 6.2 – Шляхи дії на здоров'я людини негативних чинників, пов'язаних з питною водою

Таблиця 6.6 - Інформація про походження, характеристики і потенційну дію на здоров'я деяких найбільш небезпечних забруднюючих речовин, що містяться в питній воді

Забруднююча речовина і його характеристика	Походження і характеристики	Потенційна дія на здоров'я
Нітрати	Сільське господарство. Розосереджена дія на ґрунтові води при їх використанні для зрошування певних сільськогосподарських культур	Гостра токсична дія, що викликає метгемоглобінію (зниження здатності гемоглобіну переносити кисень) особливо у дітей в ранньому віці
Пестициди і метаболіти	Використання пестицидів в сільському господарстві і містах. Точкові і розосереджені джерела в результаті поверхневого стоку і з ферм тощо, а також в результаті їх застосування для сільськогосподарських культур. Стічні води суспільного і приватного секторів (автостоянки, поверхневий стік з автомобільних доріг і залізниць)	Гостра токсична дія Нейротоксична дія Можливо канцероген Репротоксичне

Ароматичні Вуглеводні	В основному міські території. Точкові джерела в результаті поточної діяльності (промисловість, автозаправні станції тощо), а також діяльності, що мала місце у минулому (наприклад, колишні промислові майданчики). Ароматичні компоненти в моторному паливі, які утворилися при нафтоперегонці. Поверхневий стік з місць зберігання і використання палива, а також стічні води підприємств виробництва клею, фарб, розчинників тощо	Відомі як канцерогени для людини (бензол) Нейротоксична дія Вплив на запах і смакові якості при низькій концентрації
Метил-трет-етиловий ефір	Стічні води та поверхневий стік з автозаправних станцій	Потенційний канцерогенний ефект при високій концентрації Вплив на запах і смакові якості при низькій концентрації
Розчинники, що містять хлор	Міські території. Точкові джерела, в основному старі промислові майданчики. Використовуються для знежирення при обробці металів і для сухого хімічного чищення. Також використовується при дублінні шкір, виробництві фарб тощо	Нейротоксична дія Можливо канцероген
Важкі метали: Нікель Мідь Свинець	В результаті окислення нітриту при пониженні рівня води, або в результаті дії забруднюючих речовин, таких як нітрати у великих відкладеннях піриту. Від мідних трубопроводів. Від установок	Алергія на нікель Дія на шлунково-кишковий тракт Нервово-токсична дія
Бактерії Колі бактерії (Е колі) Камфілобактерії Віруси Ентеровірус Вірус гепатиту А Прості Лямблії Кріптоспоридії	Забруднення свердловин, ємностей і водопровідних мереж	Шлунково-кишкові симптоми, діарея, блювота Діарея, жар, блювота і болі в зоні живота Гепатит Діарея Біль в зоні живота

Потенційний ризик здоров'ю населення при вживанні питної води визначається окремо за органолептичними, епідеміологічними і токсикологічними показниками якості води.

Оцінка ризику за органолептичними показниками якості питної води

Вплив хімічних речовин на органолептичні властивості води може виявитися в зміні її запаху, присмаку і забарвленні, а також в утворенні поверхневої плівки чи піни. Для оцінки запаху і присмаку використовують дані табл. 6.7.

Таблиця 6.7 - Шкала інтенсивності запаху і присмаку питної води

Інтенсивність запаху (присмаку) бали	Характеристика запаху (присмаку)	Апріорна імовірність виявлення несприятливого запаху (ризик)
0	Не відчувається	0
1	Дуже слабкий	0,2
2	Слабкий	0,16
3	Помітний	0,5
4	Виразний	0,84
5	Дуже сильний	0,98

Ризик за водневим показником визначається за формулою:

$$\begin{aligned} \text{Prob} &= 4 - \text{pH} \text{ при } \text{pH} \leq 7, \\ \text{Prob} &= -11 + \text{pH} \text{ при } \text{pH} > 7, \end{aligned} \quad (6.15)$$

Prob пов'язаний з імовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального ймовірнісного розподілу

Ризик за іншими показниками, нормованим за їхнім впливом на органолептичні якості води, визначається з використанням рівняння:

$$\text{Prob} = -2 + 3,32 \lg \text{C/ГДК}, \quad (6.16)$$

Prob пов'язаний з імовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального ймовірнісного розподілу (табл. 6.3)

Оцінка потенційного ризику епідеміологічної небезпеки питної води

Ризик епідеміологічної небезпеки питної води визначається за табл.6.8 і приймається рівним сумі балів при відображенні його у відсотках. При використанні відносної розмірності (у частках одиниці) рівняння набуває вигляду:

$$R = \text{Сума балів}/100, \quad (6.17)$$

Таблиця 6.8 - Епідеміологічна оцінка умов централізованого водопостачання

Показник	Рангування значень показників і їхня оцінка в балах (знаменник)		
Частка проб води (%) з колі-індексом більш 3 перед надходженням у розподільну мережу	0/0	2/≤5	>2/9
Частка проб води (%) з колі-індексом більшим 3 у розподільній мережі	<5/1	5- 15/3	>15/7
Середній колі-індекс води в розподільній мережі	<3/0	3- 15/3	> 15/7
Частка проб води (%) з колі-індексом більш 20 у розподільній мережі	0/0	≤5/4	>5/8
Середнє число сапрофітів у 1 мол води в розподільній мережі	< 10/0	10-50/3	>50/5
Частка населення (%), забезпеченого централізованим водопостачанням	>97/1	97-80/4	<80/7
Середньодобове водоспоживання (л) на одного мешканця міста	> 125/1	125-50/5	<50/8
Частка днів (%) з нерегулярною подачею води споживачу	< 1/1	1 –50/5	>50/10
Виявлення у водопровідній воді сальмонел, шигел, холерних вібріонів 01 групи	немає/0	є/10	-

Виявлення у водопровідній воді синьогнойної палички, клебсиел протей, наг-вібріонів	немає/0	є/7	-
Фекальні колиформи (кількість термостійких БГКП у 100 мол води)	немає/0	є/7	-
Коліфаги якості лешкоутворюючих одиниць 1000 мол води	немає/0	є/7	-
Цисти найпростіших і яйця гельмінтів (на 25л води)	немає/0	є/5	-

Оцінка ризику токсикологічної небезпеки питної води

Ризик токсикологічної небезпеки питної води визначається за формулою:

$$R = 1 - \exp((\ln(OSF) / C_{lim}) LADD), \quad (6.18)$$

де

C_{lim} - порогові концентрації пов'язані з максимальними недіючими ГДК (для речовин, регламентованих за токсикологічною ознакою) рівнянням:

$$C_{lim} = ГДК \times K_3, \quad (6.19)$$

де

K_3 - коефіцієнт запасу, що приймається рівним 100 у речовин з вираженою імовірністю віддалених наслідків і 10 для інших речовин;

OSF (Oral Slope Factor) - одиниця ризику, що визначається як фактор пропорції росту ризику в залежності від величини діючої дози;

LADD (Lifetime Average Daily Dose) - середня щоденна доза речовини(мг/кг-добу);

У якості середньої щоденної дози береться середня щоденна концентрація (чи доза) речовини, що надходить в організм людини з питною водою на протязі її життя та обчислюється за формулою:

$$LADD = CW * IR * EF * ED / BW * AT, \quad (6.20)$$

де

CW - концентрація у воді (мг/л);

IR - рівень споживання (л/добу);

EF - частота експозиції (днів/рік);

ED - тривалість експозиції (років);

BW - вага тіла (кг);

AT - час усереднення (період, за який усереднюється експозиція);

Значення перемінних:

CW - дані моніторингу або розрахункова величина;

IR – 2 л/добу для дорослих (максимальне значення) та 1.4 л/добу (середнє значення)

EF- для споживаючих щодня – 365 днів/рік

ED – 70 років (середня тривалість життя)

BW – 70 кг для дорослих (середнє значення)

AT – період експозиції ED*365 днів/рік, тобто, 70 років*365 днів/рік.

6.4 Оцінка ризику здоров'ю населення при рекреаційному використанні водних об'єктів

Всі поверхневі і підземні води крім ендемічних мікроорганізмів можуть містити змішані патогенні і непатогенні мікроби, що поступають з стічними водами, комунальних, сільськогосподарських та промислових підприємств (наприклад, бойні) і з дикої природи (птахи). Крім того, на якість води можуть також впливати стічні води, що містять хімічні речовини в

результаті промислової і сільськогосподарської діяльності, а також випадінню забруднюючих речовин, що містяться в повітрі.

Тому до негативних чинників, що містяться у воді для купання і що впливають на здоров'я людей, відносяться як патогенні речовини, так і штучно синтезовані хімічні речовини (табл.6.9).

Якість води для купання у віддалених від основних водотоків може бути нижче із-за тварин, що пасуться. Власними мікроорганізмами, що викликають небезпеку, є синьо-зелені водорості, які влітку часто квітнуть при досягненні високих температур. Ці водорості виділяють токсини, але тільки в окремих випадках їх концентрація достатньо висока, щоб мати негативний вплив на людину.

Таблиця 6.9 - Джерела найбільш небезпечних забруднюючих речовин поверхневих вод та негативні наслідки контакту з ними при рекреаційному водокористуванні для здоров'я населення

Забруднююча речовина	Основні джерела забруднення поверхневих вод	Негативні наслідки для здоров'я населення
Бактерії (колі-бактерії, ентерококи, сальмонела та інші)	Каналізаційні стічні води, що попадають в водні об'єкти, мікроорганізми та люди, що користуються водою для купання.	Шлунково-кишкові захворювання; очі, вуха та респіраторні захворювання.
Вірус (наприклад, вірус гепатиту А, ентеровірус)	Каналізаційні стічні води, що попадають в водні об'єкти, мікроорганізми, та люди, що користуються водою для купання.	Гепатит; діарея, рвота, жар та болі в зоні шлунку та живота
Простіші бактерії (кріптоспоридії, лямблії)	Каналізаційні стічні води, що попадають в водні об'єкти, мікроорганізми та люди, що користуються водою для купання.	Діарея
Водорості (синьо-зелені водорості)	Цвітіння водоростей при високій температурі	Головні болі, поразка шкіри, жар, запаморочення та діарея.
Штучні синтезовані органічні речовини: органічні розчини, барвники, миючі засоби, поліароматичні вуглеводи, поліциклічні ароматичні вуглеводи, феноли	Каналізаційні стічні води, промислова та сільськогосподарська діяльність	Канцерогенний ефект, репродуктивна токсичність, інтоксикація органів, гостра інтоксикація.

Способи дії мікроорганізмів, що містяться у воді для купання, полягають в прямій дії через попадання води всередину організму під час купання і/або через пошкодження в захисному бар'єрі, який створює шкіра для води під час купання, води, забрудненої мікроорганізмами, присутніми в концентраціях і кількості, які є ризиком для здоров'я. Деякі з можливих джерел показані в табл.6.9.

Подібним же чином, і хімічні речовини, що містяться у воді (включаючи токсини, що виробляються бактеріями або водоростями), можуть потрапити усередину організму: через органи дихання або через шкіру, а також безпосередньо впливати на шкіру або слизисті оболонки, наприклад, очей. В ході досліджень взаємозв'язку між погіршенням здоров'я і мікроорганізмами, що містяться у воді морів або озер під час купання, було встановлено, що сила проявів більшості симптомів пов'язана з чисельністю ентерококів (фекальний показник наявності бактерій). Проте в цілому важко встановити дію на здоров'я населення води під час купання, оскільки систематичній реєстрації такої дії не ведеться.

При оцінці ризику здоров'ю населення, пов'язаного з якістю води рекреаційних об'єктів окремо обчислюється:

- ризик, пов'язаний з органолептичними властивостями води;

- ризик, пов'язаний з епідеміологічною небезпекою води;
- ризик, пов'язаний із санітарно-токсикологічними властивостями води.

Ризик, пов'язаний з органолептичними властивостями води передбачає оцінку ризику за показником забарвленості, за водневим показником, за запахом і присмаку й іншим показником, що нормуються відповідно до їхнього впливу на органолептичні властивості води

Ризик за показником забарвленості визначається відповідно до рівняння:

$$P_{\text{Гов}} = -3,33 + 0,067(\text{Ц} - \text{Фон} + 20), \quad (6.21)$$

де

Фон - природна забарвленість води, отримана за даними багаторічних спостережень і характерна для даного сезону;

Ц - забарвленість води (у градусах забарвленості);

$P_{\text{Гов}}$ пов'язаний з ймовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального ймовірнісного розподілу (табл. 6.3).

Для визначення ризику за водневим показником використовуються рівняння (6.15). При оцінці ризику за показником природного запаху і присмаку використовується формула:

$$P_{\text{Гов}} = -1 + 3,32 \lg(\text{Бали}/2,5), \quad (6.22)$$

Ризик за іншими показниками, нормованим відповідно до їхнього впливу на органолептичні властивості води, визначається на основі рівняння:

$$P_{\text{Гов}} = -2 + 3,32 \lg C_i/C_{\text{ГДК}}, \quad (6.23)$$

де C_i - концентрація i – ї речовини у водному об'єкті;

$C_{\text{ГДК}}$ - норматив для води водних об'єктів рекреаційного водокористування.

$P_{\text{Гов}}$ пов'язаний з ймовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального ймовірнісного розподілу (табл. 6.3).

Оцінка ризику епідеміологічної небезпеки поверхневих вод

Епідеміологічний ризик розраховують в залежності від таких показників, як колі-індекс, індекс ентерококів і індекс коліфагів, використовуючи наступну залежність ризику від цих показників:

$$R = 2,89 \cdot 10^{-4} - 2,94 \cdot 10^{-5} X_1 + 7,93 \cdot 10^{-4} X_2 + 2,77 \cdot 10^{-4} X_3, \quad (6.24)$$

де

X_1 - число лактозопозитивних кишкових паличок у 1 л води водного об'єкта,

X_2 - індекс ентерококів,

X_3 - індекс коліфагів,

R - ймовірність (%) того, що вода водного об'єкта може бути небезпечна в епідеміологічному відношенні.

Оцінка ризику токсикологічної небезпеки поверхневих вод

Для речовин, що мають кожно-резорбтивні властивості, характерна здатність проникати через неушкоджену шкіру. Накопичившись в організмі, вони можуть викликати токсичний ефект. Враховуючи, що реальний час купання звичайно не перевищує 1 години, необхідно використовувати наступне рівняння для оцінки ризику:

$$R = 1 - \exp(\ln(0,84)/(C \times K_3 \cdot 4) C_i), \quad (6.25)$$

де K_3 - коефіцієнт запасу, що приймається рівним 100 для речовин з вираженою ймовірністю віддалених наслідків і 10 для інших речовин.

6.5 Оцінка ризику здоров'ю населення в залежності від якості ґрунту

Промислова і комерційна діяльність протягом тривалого часу призводить до утворення великого числа забруднених територій. Непродумане поводження з хімічними речовинами і нафтопродуктами в результаті цілого ряду видів діяльності призводить до скиди хімікатів та нафтопродуктів в ґрунти:

Інший вид забруднення ґрунту пов'язаний із зберіганням рідкого палива при роздрібній реалізації бензину і на базах нафтопродуктів промислової і торгової діяльності (черепичні заводи, виробництво скла), а також використанням рідкого палива в системі опалювання приватних будинків.

Більшість забруднених ділянок розташовані на міських територіях, що викликає потенційну загрозу місцевому населенню внаслідок забруднення ґрунтів.

Величезний негативний вплив мають відходи. Більшість звалищ містять органічні речовини, які утворюють легкозаймисті гази (в першу чергу газ метан), що представляє ризик виникнення вибуху при проникненні в будинки.

Інтенсивне використання сільськогосподарських угідь призводить до погіршення якості ґрунту. Вплив на стан сільгоспугідь чинять застосовування пестицидів, осаду мулу, що вноситься, і добрива.

Застосування пестицидів на сільгоспугіддях вважається проблемою із-за ризику вилуговування поверхні і проникнення забруднення в ґрунтові води. Накопичення важких металів у верхньому шарі ґрунту, може бути прямим або непрямим джерелом загрози для людського здоров'я.

Якість ґрунтів, особливо в міських зонах, знаходиться під впливом розповсюдження забруднення від викидів в атмосферне повітря від транспортних засобів і від спалювання відходів і в процесі спалювання палива на теплових електростанціях. Дія забруднення повітряного басейну, що обумовлено дифузією забруднюючих речовин на обширних територіях міських зон. Деякі з цих забруднювачів представляють ризик для людського здоров'я (зокрема для здоров'я дітей) із-за наявності в них важких металів (в основному свинцю), а також поліциклічних ароматичних вуглеводнів (ПАВ) в поверхневому шарі ґрунтів.

Крім того, неконтрольоване використання і розміщення забрудненого ґрунту призводить до розповсюдження забруднення, особливо в місцях розміщення кар'єрів по видобутку гравію, а також на сільськогосподарських землях і міських територіях.

Ступінь дії на людину шкідливих хімічних речовин, присутніх в ґрунті залежить від використання землі, концентрації забруднення в ґрунті і на землі і ступеня ризику забруднення інших компонентів середовища (ґрунтові води і повітря).

Шляхи дії негативних чинників ґрунту можуть бути розділені на два види: дія пряма і дія опосередкована або непряма.

Пряма дія забруднюючих речовин ґрунту через:

- попадання в систему травлення частинок ґрунту (пил);
- шкірні контакти;
- попадання в систему дихання частинок ґрунту/пилу;
- вдихання речовин, що випаровуються з ґрунту (особливо всередині приміщень).

Опосередкована (непряма) дія через:

- вживання забруднених зернових культур, що вирощуються на забруднених ґрунтах;
- вживання забруднених продуктів тваринництва, отриманих з тварин, що виводяться на забруднених ґрунтах

- вживання забрудненої питної води (безпосереднє пиття, шкірні контакти, вдихання аерозолів);

- вживання забрудненої риби;

- через води для купання;

- використання текстилю, вироблюваного з сільськогосподарської сировини, такого як льон і бавовна.

Найбільш серйозними шляхами зовнішньої дії вважаються:

- попадання ґрунту в систему травлення (діти);
- шкірні контакти з ґрунтом;

- вдихання повітряних випаровувань (випаровування у внутрішніх приміщеннях);
 - попадання з питною водою;
 - вживання сільськогосподарської продукції із забруднених ґрунтів.
- Основні напрями дії узагальнені на рис 6.3 і в табл.6.10.

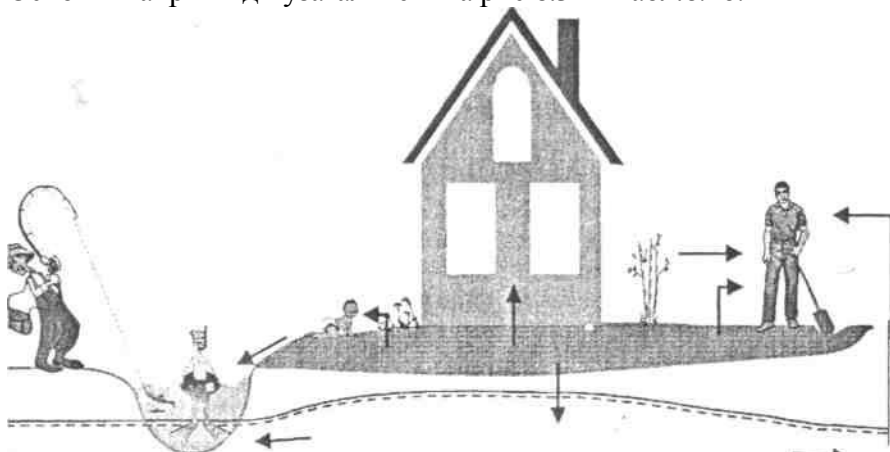
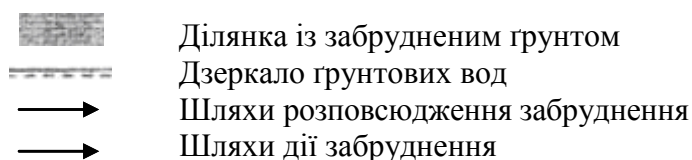


Рисунок 6.3 - Шляхи дії забрудненого ґрунту на людину



Таблиця 6.10 - Зведені дані про походження, характеристики і дію на здоров'я основних забруднюючих речовин, що містяться в ґрунті

Забруднююча речовина	Походження і характеристики	Потенційна дія на здоров'я
Важкі метали, наприклад, свинець	Утворення шкідливих викидів від промислової діяльності і транспорту Джерелом забруднення свинцем, головним чином, є вихлопні гази від транспортних засобів, унаслідок використання етилованого бензину	Нейротоксична речовина, що викликає ослаблення мозкової діяльності, зниження здатності концентруватися, підвищена збудливість Діти відносяться до особливої групи ризику по відношенню до дії викидів свинцю і подальших шкідливих наслідків його дії
Поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ) Наприклад, Бенз(а)пірен	Утворення полі ароматичних вуглеводнів, в основному у викидах від засобів транспорту, погіршення якості ґрунтів може походити від викидів і накопичення смолянистих речовин (гудрон і бітумні продукти, роботи газових заводів, просочення канатів і риболовних сітей, просочення деревини тощо)	Можливість ракових захворювань горла, шкіри, а також дія на дихальну систему
Хлоровані розчинники (тетрахлоретилен, тетрахлорметан, 1,1,1 трихлоретан, трихлоретилен)	Використовується для знежирення при виконанні робіт з металом і для сухої хімічистки. Також використовується при дубленні шкір, виробництві фарб тощо	канцерогенна дія токсикоз органів (нирки, печінка) •Нейротоксикоз

Ароматики (бензол, толуол, етилбензол і ксилол, C ₉ -C ₁₀ -ароматики)	Поверхневий стік з паливо сховищ і стічні води при виробництві клею, фарб, розчинників і тощо	Канцерогенна дія(бензол) Нейротоксикоз Запахи - низькі рівні
МТБЕ (мітив третбутиловий ефір)	Добавка до бензину	•Токсикоз печінки і нирок, високий рівень канцерогенної дії, виявлений при експериментах на тваринах •Запахи - нижні рівні
Пестициди (біоциди)	Пестициди (біоциди) часто виявляються при заборі води. Як і точкові джерела скиди, так і обробка сільгоспугідь і інших територій розглядаються як причини забруднення ґрунтових вод	Можуть викликати •Сильний токсикоз •Нейротоксикоз •Рак/ мутацію •Репротоксикоз •Нейротоксикоз
Феноли	Приблизно 10 % гудронів містить фенол. Дія фенолів на ґрунт, в основному залежить від поводження з гудронами і смолянистими речовинами. Хлористий фенол є побічним продуктом при виробництві пестицидів.	•Сильний токсикоз •Токсикоз органів (горло, серце, печінка і нирки, кров) •Канцерогенна дія •Запахи - низький рівень

Ризик здоров'ю населення в залежності від якості ґрунту обчислюється за формулою:

$$R = 1 - \exp(-UR \times LADD), \quad (6.26)$$

де

UR - одиниця ризику, визначається як чинник пропорції росту ризику в залежності від значення діючої концентрації (дозы) речовини

LADD (Lifetime Average Daily Dose) - середня щоденна доза речовини (мг/кг-добу) обчислюється за формулою:

$$LADD = CS * IR * CF * FI * EF * ED / BW * AT, \quad (6.27)$$

де

CS - концентрація речовини в ґрунті (мг/кг);

IR - рівень споживання (мг ґрунту/доба);

CF - коефіцієнт (6 - 10 кг/мг);

FI - частка речовини, що проникає через шкіру;

EF - частота експозиції (днів/рік);

ED - тривалість експозиції (років);

BW - вага тіла (кг);

AT - час усереднення (період, за який усереднюється експозиція).

Значення перемінних:

CS - дані моніторингу;

IR - 200 мг/день для дітей 1-6 років та 100 мг/день для дорослих

FI - 1,0 (тобто 100% - забруднена фракція ґрунту, відносна одиниця)

EF - 365 днів/рік;

ED - 70 років (середня тривалість життя);

BW - 70 кг для дорослих та 16 кг для дітей 1-6 років (середня величина);

AT - період експозиції ED*365 днів/рік, тобто, 70 років*365 днів/рік.

1.6 Оцінка ризику здоров'ю населення при комбінованому і комплексному впливі забруднення навколишнього середовища

Під комбінованою дією розуміється вплив декількох домішок, що надходять через один з компонентів навколишнього середовища (повітря, вода і т.д.). Комплексна дія - це вплив однієї чи декількох домішок, оцінюване через кілька факторів навколишнього середовища (повітря, чи вода ін.).

Ризик здоров'ю населення при комбінованому і комплексному впливі забруднення навколишнього середовища оцінюється за правилом множення ймовірностей, де як множник виступають не величини ризику здоров'ю, а значення, що характеризують ймовірність його відсутності:

$$R_{\text{сум}} = 1 - (1-R_1)(1-R_2)(1-R_3) \dots (1-R_n), \quad (6.28)$$

де

$R_{\text{сум}}$ - ризик комбінованого чи комплексного впливу домішок;

$R_1, \dots, R_n$ - потенційний ризик впливу кожної окремої домішки

Питання для самоконтролю

1. Який основний принцип покладено в основу методу оцінки ризику для здоров'я населення?
2. З яких чотирьох фаз складається оцінка ризику для здоров'я людини від впливу антропогенних факторів?
3. Чому діти є найбільш репрезентативною групою населення для виявлення зв'язку між якістю навколишньої природного середовища і здоров'ям населення?
4. Загальні принципи управління ризиком як другого етапу оцінки ризику здоров'ю населення?
5. Назвіть джерела найбільш значних забруднюючих речовин повітря і негативні наслідки їх викидів для здоров'я населення.
6. Дайте характеристику потенційної дії на здоров'я деяких найбільш небезпечних забруднюючих речовин, що містяться в питній воді.
7. Назвіть джерела найбільш небезпечних забруднюючих речовин поверхневих вод та негативні наслідки контакту з ними при рекреаційному водокористуванні для здоров'я населення.
8. Розкажіть про характеристики і дію на здоров'я основних забруднюючих речовин, що містяться в ґрунті.
9. Як оцінюється ризик здоров'ю населення при комбінованому і комплексному впливі забруднення навколишнього середовища?

Завдання на самопідготовку:

1. Підготувати самостійно тему та представити реферати «Закон розподілу неперервної випадкової величини» .

Семінарське заняття № 16

з навчальної дисципліни «Прогнозування стану довкілля»

Модуль 9. Моделювання і прогнозування наслідків антропогенного впливу на довкілля.

Розділ 13: «Моделювання і прогнозування стану водних екосистем»

Тема: „Правила охорони поверхневих вод”

Виховна мета: Розвиток у студентів екологічного мислення, формування природоохоронного світогляду.

Навчальна мета:

1. Ознайомити студентів із правилами охорони поверхневих вод.
2. Довести до студентів інформацію про основні положення Правил охорони поверхневих вод.
3. Показати студентам реальну можливість застосування отриманої на лекції інформації у практичній діяльності працівника системи МНС.

Навчальні групи: курсанти, студенти.

Тривалість: 2 години.

Місце проведення: за розкладом.

Матеріальне забезпечення: 1) мультимедійна презентація;
2) література з дисципліни.

ПРАВИЛА

охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами

1. Ці Правила спрямовані на попередження та усунення забруднення поверхневих водних об'єктів (далі - водні об'єкти), відтворення водних ресурсів і забезпечення безпечних умов водокористування.

Правила обов'язкові для виконання всіма підприємствами, установами, організаціями та громадянами - суб'єктами підприємницької діяльності, діяльність яких щодо скидання зворотних вод у водні об'єкти впливає або може вплинути на стан поверхневих вод (далі - водокористувачі).

2. У Правилах наведені нижче терміни вживаються у такому значенні:

водовипускна споруда - гідротехнічний об'єкт або пристрій, призначений для відводу (скидання) зворотних вод у водні об'єкти;

вода зворотна - вода, що повертається за допомогою технічних споруд і засобів з господарської ланки кругообігу води в його природні ланки у вигляді стічної, шахтної, кар'єрної чи дренажної води;

категорія якості води - показник ступеня забрудненості водного об'єкта, який визначається за сукупністю встановлених показників складу і властивостей води і дотримання якого є обов'язковим протягом визначеного часу;

випускання зворотних вод - відвід зворотних вод у водні об'єкти;

згінно-нагінні явища - це переміщення під впливом вітру водних мас з однієї частини водного об'єкта в іншу;

санітарно-гігієнічні нормативи якості води - науково обгрунтовані величини концентрації забруднюючих речовин та показники якості води (загальнофізичні, біологічні, хімічні, радіаційні), які не впливають прямо або опосередковано на життя та здоров'я населення;

рибогосподарські нормативи якості води - науково обгрунтовані величини концентрації забруднюючих речовин та показники якості води (загальнофізичні, біологічні, хімічні, радіаційні), які не впливають на збереження і відтворення промислово цінних видів риб;

контрольний створ - поперечний перетин водотоку, в якому здійснюється контроль за якістю води.

3. Планування заходів з охорони поверхневих вод, контроль за їх охороною та нормування ступенів очищення зворотних вод здійснюється відповідно до цих Правил.

4. Планування заходів з охорони поверхневих вод здійснюється виходячи з першочергового задоволення питних і господарсько-побутових потреб в рамках міжнародних, державних та регіональних програм використання, охорони та відтворення водних ресурсів. Під час розроблення цих заходів визначаються:

ділянки водних об'єктів, на яких регламентується відповідно до встановлених нормативів якості води;

показники, що характеризують якісний склад і властивості води на ділянках водних об'єктів;

джерела забруднення водних об'єктів (обсяги водокористування, скидання зворотних вод та забруднюючих речовин);

умови переведення якості води на певних ділянках водних об'єктів до вищих категорій якості;

обсяги водних ресурсів, необхідні для задоволення питних і господарсько-побутових потреб, а також потреб галузей економіки;

перелік робіт, спрямованих на запобігання шкідливої дії вод.

5. Проектування, будівництво, розширення, реконструкція, технічне переоснащення та капітальний ремонт об'єктів має здійснюватися за умови, що категорії якості води водних об'єктів, передбачені відповідними програмами використання, охорони та відтворення водних ресурсів, не погіршуються.

6. З урахуванням ступеня забрудненості водного об'єкта, його значення для соціально-економічного розвитку регіону, технічних та економічних можливостей в ослабленні антропогенного впливу та інших негативних факторів визначаються водні об'єкти та їх ділянки для першочергової реалізації заходів з охорони вод.

7. Нормування якості води водного об'єкта здійснюється шляхом встановлення сукупності допустимих значень показників її складу та властивостей, у межах яких забезпечуються безпечні умови водокористування і які встановлюються для води, що використовується для

задоволення питних, господарсько-побутових і рекреаційних потреб, а також потреб рибного господарства.

На ділянках водних об'єктів, які знаходяться в межах населених пунктів, незалежно від цілей водокористування нормативи встановлюються як для води, що використовується для задоволення господарсько-побутових потреб.

8. Контрольний створ, у якому мають дотримуватися санітарно-гігієнічний та рибогосподарський нормативи якості води, визначається залежно від конкретних умов, але не нижче 500 метрів від місця скидання зворотних вод на ділянках водних об'єктів, які використовуються для задоволення питних і господарсько-побутових потреб, на відстані одного кілометра вище від найближчого за течією пункту водокористування, а на водоймах акваторії - в радіусі одного кілометра від пункту водокористування.

9. Місце скидання стічних вод повинне знаходитися нижче межі населеного пункту за течією водотоку на відстані, яка виключає вплив згінно-нагінних явищ.

10. Водокористувачі повинні забезпечувати дотримання відповідного санітарного стану на території, де розташовані їх об'єкти, і не допускати винесення через дощові каналізаційні мережі сміття, продуктів ерозії ґрунтів, сировини та відходів виробництва.

11. Забороняється скидання у водні об'єкти, на поверхню льодового покриву та водозбору, а також у каналізаційні мережі пульпи, концентрованих кубових залишків, шламів, інших технологічних і побутових твердих відходів.

12. На водних об'єктах та в їх прибережних захисних смугах не допускається миття транспортних засобів і техніки, а також проведення робіт, які можуть призвести до забруднення води.

13. Діяльність водокористувачів не повинна спричиняти збільшення донних відкладів або накопичення в них забруднюючих речовин, які можуть призвести до погіршення стану водних об'єктів.

У разі виявлення таких донних відкладів водокористувачі повинні забезпечити розчищення русла річки або ложа водойми та вжити заходів до запобігання подальшому замуленню і забрудненню водного об'єкта.

14. Для об'єктів і споруд, які є аварійно небезпечними (нафто- та продуктопроводи, нафто- та продуктоховища, накопичувачі стічних вод, каналізаційні колектори та очисні споруди, судна та інші плавучі засоби, нафтові свердловини, бурові платформи), повинні бути розроблені і впроваджені протиаварійні заходи, у тому числі плани ліквідації наслідків можливих аварій, перелік споруд і територій, які підлягають особливому захисту від забруднення (водозбори, пляжі тощо), порядок дій у разі виникнення аварійних ситуацій, перелік необхідних технічних засобів, способів збирання та видалення забруднюючих речовин, а також режим водокористування у разі аварійного забруднення водного об'єкта.

Плани ліквідації наслідків можливих аварій погоджуються із спеціально уповноваженими центральними органами виконавчої влади у галузі використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів.

15. Скидання зворотних вод у водні об'єкти допускається тільки за умови одержання в установленому порядку дозволу на спеціальне водокористування.

16. Необхідний ступінь очищення зворотних вод, що скидаються у водні об'єкти, визначається нормативами гранично допустимого скидання (ГДС) забруднюючих речовин.

17. Граничний обсяг скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти встановлюється у дозволі на спеціальне водокористування.

18. Нормативи ГДС забруднюючих речовин встановлюються з метою поетапного поліпшення якості води і дотримання санітарно-гігієнічних нормативів у місцях розташування водозаборів, а рибогосподарських - у водних об'єктах комплексного використання.

19. Для комунальних споруд повного біологічного очищення стічних вод встановлюються такі нормативи гранично допустимого вмісту забруднюючих речовин (мг/л):

біохімічне споживання кисню (БСК₅) - не більш як 15;

завислі речовини - не більш як 15.

Нормування гранично допустимого скидання інших забруднюючих речовин у водні об'єкти здійснюється органами, уповноваженими видавати дозвіл на спеціальне водокористування, за умови, що досягнута категорія якості води при цьому не погіршиться.

20. Водокористувачі, які скидають промислові стічні води до каналізаційних мереж, повинні дотримуватися правил приймання стічних вод підприємств у комунальні та відомчі системи каналізації міст та селищ.

21. Встановлення обмежень на скидання забруднюючих речовин залежить від категорії якості поверхневих вод, передбаченої для окремих ділянок водного об'єкта.

22. Місця та періодичність відбору проб, перелік контрольованих показників встановлюються водокористувачами за погодженням з Радою міністрів Автономної Республіки Крим, обласними, Київською та Севастопольською міськими держадміністраціями.

23. Водокористувачі зобов'язані забезпечувати монтування та експлуатацію пристроїв, призначених для здійснення регулярного контролю за обсягами та якістю зворотних вод, а також сприяти працівникам контролюючих органів під час проведення перевірок і відбору проб у контрольних створах та в системах водовідводу, в тому числі за межами території, де розташовані їх об'єкти.

24. Держекоінспекція та її територіальні органи здійснюють державний контроль за станом охорони та раціонального використання вод, проведення заходів з охорони водних об'єктів від забруднення, засмічення та вичерпання, роботи очисних та інших водоохоронних споруд, з яких здійснюється скидання зворотних вод усіх категорій, дотримання встановленого режиму господарської діяльності у водоохоронних зонах та прибережних захисних смугах відповідно до законодавства.

25. Контроль за станом водних об'єктів здійснюється спеціально уповноваженими органами виконавчої влади у галузі використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів.

Водокористувачі здійснюють контроль за якістю і кількістю скинутих у водні об'єкти зворотних вод і забруднюючих речовин.

Контроль за якістю води у транскордонних водних об'єктах здійснюється відповідно до міжнародних договорів.

Семінарське заняття № 17

з навчальної дисципліни «Прогнозування стану довкілля»

Модуль 9. Моделювання і прогнозування наслідків антропогенного впливу на довкілля.

Розділ 13: «Моделювання і прогнозування стану водних екосистем»

Тема: „Методика встановлення гранично допустимих скидів (ГДС) забруднюючих речовин зі стічними водами ”

Виховна мета: Розвиток у студентів екологічного мислення, формування природоохоронного світогляду.

Навчальна мета:

1. Ознайомити студентів із методикою встановлення гранично допустимих скидів (ГДС) забруднюючих речовин зі стічними водами.
2. Довести до студентів інформацію про моделювання гранично допустимих скидів (ГДС) забруднюючих речовин зі стічними водами.
3. Показати студентам реальну можливість застосування отриманої на лекції інформації у практичній діяльності працівника системи МНС.

Навчальні групи: курсанти, студенти.

Тривалість: 2 години.

Місце проведення: за розкладом.

Матеріальне забезпечення: 1) мультимедійна презентація;
2) література з дисципліни.

План

- 1.1 Розрахунок концентрації забруднюючої речовини у водотоці
- 1.2 Розрахунок вмісту розчиненого кисню у водотоці
- 1.3 Установлення гранично допустимого скиду речовин

1.1 Розрахунок концентрації забруднюючої речовини у водотоці

Найбільш простою ситуацією є розрахунок концентрації консервативної речовини при повнім розведенні СВ у ВО (рис. 1.4).

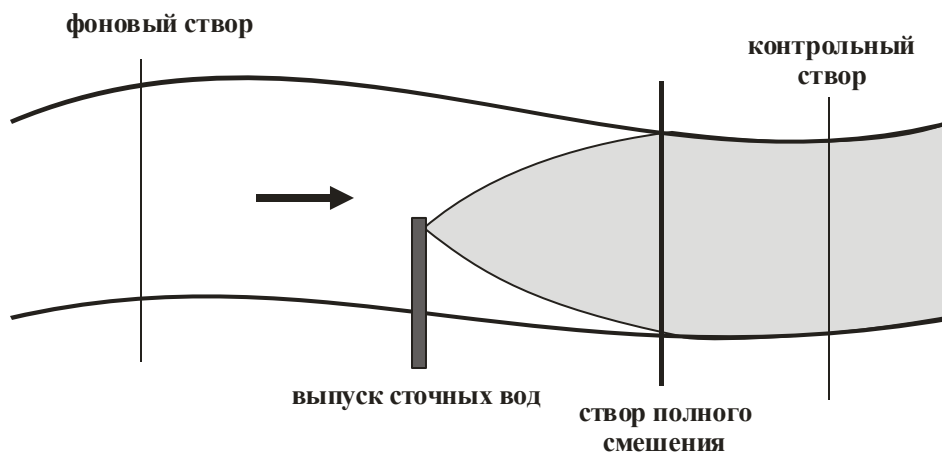


Рис. 1.1. Повне розведення СВ у ВО.

Оскільки процеси самоочищення в цьому випадку відсутні, шукана концентрація визначається виходячи з балансу витрат мас

$$M_{\text{кc}} = M_{\text{ф}} + M_{\text{ст}}, \quad (1.1)$$

де $M_{\text{ф}}$, $M_{\text{кc}}$ – маса речовини, що проходить відповідно через фоновий і контрольний створи в одиницю часу; $M_{\text{ст}}$ – маса речовини, що надходить у водотік зі СВ в одиницю часу.

Виразивши витрату маси речовини як добуток концентрації на витрату води, а також з огляду на баланс об'ємів води, рівняння (*) може бути записане у вигляді:

$$(q + Q) \cdot C_{\text{кc}} = Q \cdot C_{\text{ф}} + q \cdot C_{\text{ст}} \quad (1.2)$$

де $C_{\text{кc}}$ – концентрація речовини в КС.

Вирішуючи рівняння (**) відносно $C_{\text{кc}}$, одержуємо формулу для розрахунку концентрації речовини в КС

$$C_{\text{кc}} = \frac{q \cdot C_{\text{ст}} + Q \cdot C_{\text{ф}}}{q + Q} \quad (1.3)$$

При неповнім розведенні концентрація речовини в КС визначається по максимально забрудненій частині потоку (рис. 1.2).

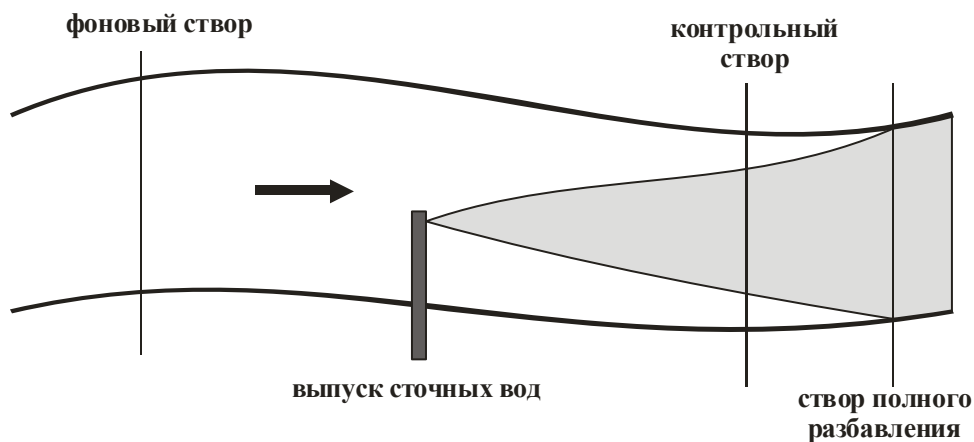


Рис. 1.2. Неповне розведення СВ у ВО

Для складання балансового рівняння в цьому випадку прийняте наступне допущення: покладається, що речовина, що надходить у ВО зі СВ, поширюється рівномірно уздовж КС тільки на ділянці з витратою води ($Q+q$), а поза цією ділянкою СВ не попадає зовсім (передбачається, що частки речовини «підтягуються» до крапки максимального забруднення.). Концентрація речовини на цій ділянці дорівнює максимальній концентрації при реальному розподілі (рис. 1.3).

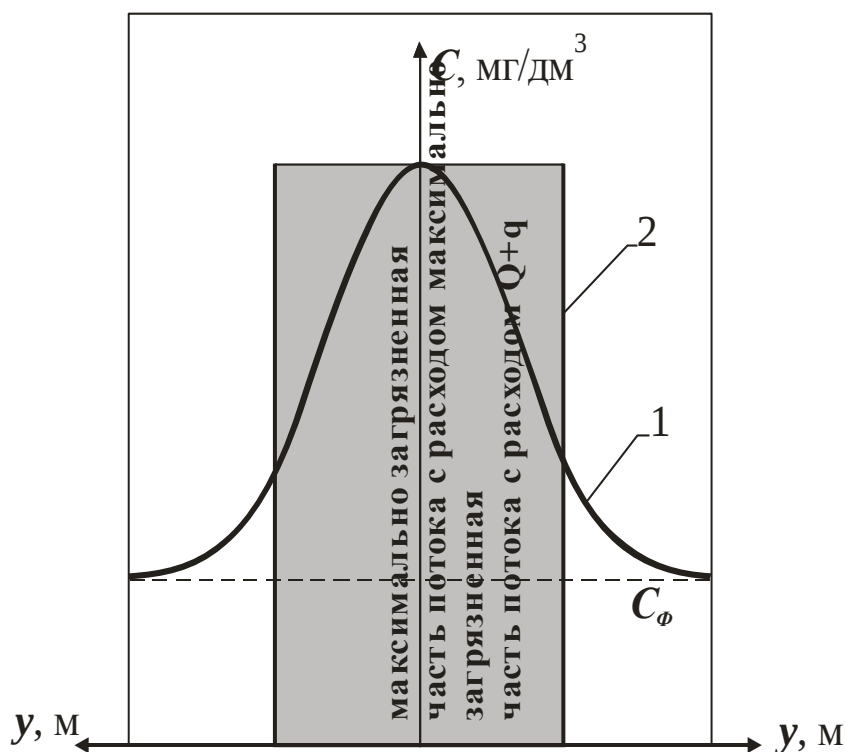


Рис. 1.3. Поширення речовини уздовж КС: 1 – реальний розподіл; 2 – умовний розподіл з витратою $\gamma Q + q$.

Виходячи із прийнятого допущення, балансове рівняння для максимально забрудненої частини потоку приймає вид

$$(q + \gamma Q) \cdot C_{\kappa\kappa} = \gamma Q \cdot C_{\phi} + q \cdot C_{ct} \quad (1.4)$$

Якщо виразити коефіцієнт змішання через кратність розведення по формулі (1.5), то рішення (***) щодо шуканої концентрації буде наступним

$$C_{KC} = \frac{C_{cm} - C_{\phi}}{n} + C_{\phi} = \frac{C_{cm} - C_{\phi} + n \cdot C_{\phi}}{n}. \quad (1.5)$$

При розрахунку концентрації консервативної речовини враховуються також процеси самоочищення, що тягнуть зниження концентрації забруднюючих речовин. Застосовуючи експонентну модель (1.1) для відповідного коректування величин $C_{ст}$ і C_{ϕ} , одержуємо наступні формули:

для повного розведення:

$$C_{KC} = \frac{q \cdot [(C_{cm} - C_{np}) \cdot \exp(-kt_{cm}) + C_{np}] + Q \cdot [(C_{\phi} - C_{np}) \cdot \exp(-kt_{\phi}) + C_{np}]}{q + Q}, \quad (1.6)$$

для неповного розведення:

$$C_{KC} = \frac{(C_{cm} - C_{np}) \cdot \exp(-kt_{cm}) + C_{np} + (n-1)[(C_{\phi} - C_{np}) \cdot \exp(-kt_{\phi}) + C_{np}]}{n}, \quad (1.7)$$

де t_{ϕ} , $t_{ст}$ – час переміщення води до КС відповідно від ФС і від випуску СВ, доби.

Оскільки швидкість бігу води v прийнято виражати в м/с, а відстань до КС l у м, то при визначенні часу переміщення води до КС по формулі

$$t = \frac{l}{v}, \quad (1.8)$$

необхідно отриманий час виразити в добі, розділивши отриману величину на $3600 \cdot 24 = 86400$.

Якщо розглядаються кілька випусків СВ, то у випадку повного розведення концентрація речовини в КС визначається виходячи із принципу балансу по формулі

$$C_{KC} = \frac{q_{\phi} C_{\phi} + \sum_i q_i C_i}{q_{\phi} + \sum_i C_i} \quad (1.9)$$

де i – індекс випуску СВ.

Якщо розведення СВ неповне, то при великій кратності розведення ($n_i \gg 1$) концентрація речовини в КС може бути визначена виходячи із принципу суперпозиції по формулі

$$\begin{aligned} C_{KC} = & C_{\phi} \left(1 - \sum_i 1/n_i \right) \cdot \exp(-kt_{\phi}) + \\ & + C_{np} \cdot \left[1 - \exp(-kt_{\phi}) + \sum_i (\exp(-kt_{\phi}) - \exp(-kt_i)) / n_i \right] + \\ & + \sum_i C_i \cdot \exp(-kt_i) / n_i \end{aligned} \quad (1.10)$$

Обґрунтуванням застосування принципу суперпозиції служить та обставина, що при значному розведенні СВ їхня частка в розглянутій частині КС нерозмірно мала в порівнянні з кількістю води, що надходить із ФС. При малому ж розведенні принцип суперпозиції неприйнятний, тому що стоки з одних випусків частково «витісняють» стоки з інших випусків, і

тим самим порушується основна умова застосування принципу суперпозиції - незалежність впливу різних факторів на процес. (У цьому випадку процес формування якості води в КС під впливом скидань СВ.) У випадку малого розведення концентрацію речовин у КС необхідно розраховувати методом Караушева.

1.2 Розрахунок вмісту розчиненого кисню у водотоці

Розрахунок концентрації розчиненого кисню у воді ВО проводиться відмінно від розрахунку концентрації забруднюючої речовини. Якщо в першому випадку враховуються тільки процеси самоочищення, то при розрахунку концентрації розчиненого кисню враховуються два протилежних процеси:

- 1) споживання кисню органічними речовинами (біологічне споживання кисню - БСК);
- 2) реаерація – надходження кисню з атмосферного повітря і його розчинення у воді ВО .

При розрахунку концентрації розчиненого кисню вводиться в розгляд поняття дефіцит кисню D – різниця між концентрацією кисню у воді при повнім насиченні (тобто в межах його розчинності при заданих температурі й тиску) $C_{нас}$ і його фактичною концентрацією C :

$$D = C_{нас} - C.$$

Розчинність кисню у воді при різних температурах води й нормальному атмосферному тиску наведена в дод. 1.

Процес реаерації описується експонентною залежністю подібно процесу самоочищення:

$$D(t) = D_0 \cdot \exp(-k_p t),$$

де t - поточний час, доб;

D_0 – початковий дефіцит кисню, мг/дм³;

k_p – константа реаерації, 1/сут.

Інтенсивність реаерації – це унікальна властивість водотоку, що залежить від великої кількості факторів. Тому визначення константи реаерації в лабораторних умовах не представляється можливим. Для наближених розрахунків можна прийняти наступні значення константи реаерації для температури води 20⁰С: для малих річок $k_p = 0,5-0,8$, для середніх і великих малих річок зі швидкістю плину до 0,5 м/с $k_p = 0,2-0,25$, для річок зі швидкістю плину більше 0,5 м/с $k_p = 0,3-0,8$.

Для довільної температури води константа реаерації перераховується по формулі

$$k_p(T) = k_p(20) \cdot 1,0159^{T-20}. \quad (1.11)$$

Дія обох процесів (біологічного споживання й реаерації), описується формулою Фелпса й Стритера

$$D(t) = \frac{k_{БПК} \cdot C_{БПК}}{k_p - k_{БПК}} \cdot (\exp(-k_{БПК} t) - \exp(-k_p t)) + D_0 \cdot \exp(-k_p t). \quad (1.12)$$

Остаточна концентрація розчиненого кисню визначається як різниця

$$C(t) = C_{\text{нас}}(T) - D(t). \quad (1.13)$$

Характер динаміки зміни концентрації розчиненого кисню у В наведений на рис. 1.4.

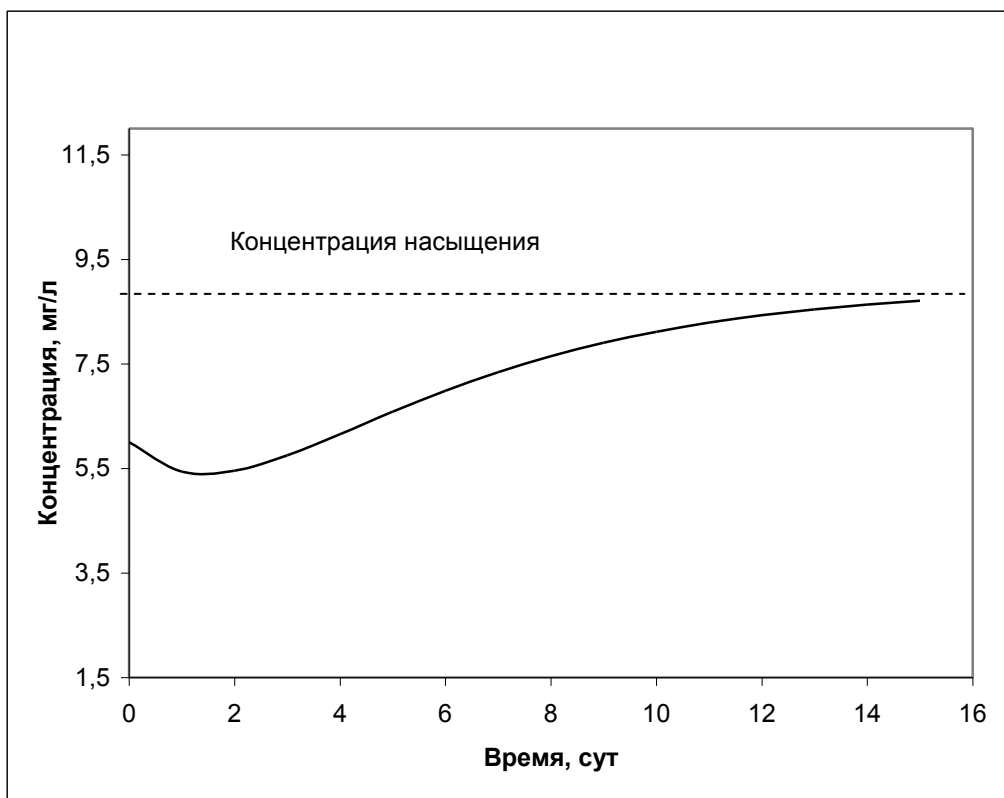


Рис. 1.4. - Динаміка зміни концентрації розчиненого кисню у В.

Момент часу, що відповідає мінімальній концентрації кисню у воді визначається рівнянням

$$t_{\text{кр}} = \frac{\ln \left[\frac{k_p}{k_{\text{БПК}}} \cdot \left(1 - \frac{D_0 \cdot (k_p - k_{\text{БПК}})}{k_p \cdot C_{\text{БПК}}} \right) \right]}{(k_p - k_{\text{БПК}})} \quad (1.14)$$

1.3 Встановлення гранично допустимого скиду речовин

Гранично допустимий скид (ГДС) забруднюючої речовини – це добуток витрати СВ q на припустиму концентрацію $C_{\text{ПДС}}$:

$$\tilde{A}\tilde{A}\tilde{N} = q \cdot C_{\tilde{I}\tilde{A}\tilde{N}}. \quad (1.15)$$

Оскільки витрата СВ узгоджується на більше ранній стадії, чим устанавлення ГДС, то завдання розрахунку ГДС зводяться до знаходження допустимих концентрацій $C_{\text{ГДС}}$. Із цією метою розраховується прогноз якості води в КС за умови фактичного скидання СВ. Якщо розрахована концентрація забруднюючої речовини не перевищує ГДК, то в якості припустимої приймається фактична концентрація даної речовини у СВ:

$$C_{\text{ПДС}} = C_{\text{факт}}. \quad (1.16)$$

У протилежному випадку вирішується зворотнє завдання: визначається концентрація речовини у СВ, при якій розрахункова концентрація в КС дорівнює ГДК. При цьому враховується асимілююча здатність ВО, обумовлена з урахуванням процесів розведення й самоочищення у ВО.

Для одного випуску СВ допустима концентрація забруднюючої речовини розраховується по формулі

$$C_{ГДС} = n \cdot [(C_{ГДК} - C_{np}) \cdot \exp(kt) - C_{np}] + C_{\phi} \quad (1.17)$$

Для декількох випусків СВ розрахунок ГДС виробляється за басейновим принципом за допомогою спеціальної комп'ютерної програми, що реалізує принцип оптимального розподілу асимілюючої здатності ВО.

Завдання на самопідготовку:

1. Підготувати самостійно тему та представити реферати «Сучасний стан використання водних ресурсів України» .

Семінарське заняття № 18

з навчальної дисципліни «Прогнозування стану довкілля»

Модуль 9. Моделювання і прогнозування наслідків антропогенного впливу на довкілля.

Розділ 15: «Моделювання і прогнозування порушення екологічного стану ґрунтів»

Тема: „ Математичні моделі «врожайність – динаміка вологості ґрунту»”

Виховна мета: Розвиток у студентів екологічного мислення, формування природоохоронного світогляду.

Навчальна мета:

1. Ознайомити студентів із загальними принципами побудови моделі «врожайність – динаміка вологості ґрунту».
2. Довести до студентів інформацію про оптимізацію параметрів технологій поливу.
3. Показати студентам реальну можливість застосування отриманої на лекції інформації у практичній діяльності працівника системи МНС.

Навчальні групи: курсанти, студенти.

Тривалість: 2 години.

Місце проведення: за розкладом.

Матеріальне забезпечення: 1) мультимедійна презентація;
2) література з дисципліни.

План

- 1 Концептуальні передумови моделювання.
- 2 Математичні моделі « врожайність – динаміка вологості ґрунту ».

Література:

1. Асатурен В.И. Теория планирования эксперимента. – Москва: „ Радио и связь”. 1983 г.;
2. Лаврик В. І. Методи математичного моделювання в екології. – Київ: Фітоцентр, 1998 р.;
3. Обум В. М. Основи екології. – Москва: “ Мир”, 1975 р.;
4. Шмандій В.М., Палій П. Б., Курбашов К. Р., Богобояцкий В. В. „Принципи моделювання та прогнозування в екології”. – Київ, Фенікс 2000р.
5. Ковальчук П.І., „ Моделювання і прогнозування стому навколишнього середовища: Навчальний посібник. – Київ: Либідь, 2003 – 208 с

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 агросоціоекологічних 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.

Якщо у фізиці математичне моделювання базується на принципах редукціонізму (чим глибше вивчено деталі, тим точніше можна побудувати модель), то в біології, соціології, економіці 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 даний напрям можна використовувати для наукових досліджень задля 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 соціоекологічних системах сільськогосподарських 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 зв'язків «урожайність—погодні умови», коли погодні умови (опаді, температура повітря) розглядаються на значних проміжках часу.

Водночас деталізовані моделі зростання й розвитку рослин також мають розвиватися. Мета їх – на основі наукових дослідження 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.

Означення

Проблемно – орієнтовані моделі типу «урожайність—ресурси» - комплекс специфічних моделей оптимальної агрегованості, орієнтованих на розв'язання певного класу споріднених задач системної оптимізації.

Нижче розглянемо комплекси таких моделей, що використовуються в задачах оперативного управління зрощенням, оцінки технологій та еколого-економічної оптимізації ресурсів в агросистемах.

2 Математичні моделі «урожайність – динаміка вологості ґрунту»

Мета моделювання

Під час вирощування врожаїв із чергуванням культур у сівозміні важливо усувати одночасну дію основних, або 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 урожайності сільськогосподарських культур є нестача вологи, інший мінімум відповідає

елементам живлення.

Лінійні моделі, застосовувані для кількісної оцінки програмованого врожаю, не задовольняють важливі вимоги законів землеробства, оскільки вони не враховують взаємний вплив факторів. Збільшення на 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 нелінійної моделі призвели до необхідності запропонувати нелінійні моделі у вигляді добутку двох функцій:

$$y = F(W_1, \dots, W_n) \cdot y^n(\theta_1, \dots, \theta_n), \quad (2.1)$$

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

$y^n(\theta_1, \dots, \theta_n)$ – плановий урожай сільськогосподарської культури в разі оптимального водоспоживання, залежний від рівня елементів живлення $\theta_1, \dots, \theta_n$.

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 обсяг 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 рослини впливає на зростання й розвиток у наступній фазі.

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

$$y/y^n(\theta) = f_1(W_1) f_2(W_2) \cdot \dots \cdot f_n(W_n), \quad (2.2)$$

для другого типу — суми функцій окремих періодів:

$$y/y^n(\theta) = f_1(W_1) + f_2(W_2) + \dots + f_n(W_n), \quad (2.3)$$

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 (2.2) можна подати у вигляді системи рівнянь блокового типу:

$$y_i^n(\theta) = f_i(W_i) y_{i-1}^n(\theta), \quad i \in [1; n], \quad (2.4)$$

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

$$y_0^n(\theta) \geq y_1^n(\theta) \geq y_2^n(\theta) \geq \dots \geq y_n^n(\theta) = y,$$

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

Планування експерименту

Структура оператора (2.1) дає змогу запропонувати новий підхід до ідентифікації вихідної задачі (2.2), 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 $W_j^l = W_j^k, j \in [1; n]$, $W_j^l \neq W_j^k$.

Тоді, оскільки $f_i(W_i^l) = 1$, дістанемо

$$\frac{y^k}{y^l} = \frac{f_n(W_n^k) f_{n-1}(W_{n-1}^k) \dots * f_i(W_i^k) \dots * f_1(W_1^k) y^{11}}{f_n(W_n^l) f_{n-1}(W_{n-1}^l) \dots * f_i(W_i^l) \dots * f_1(W_1^l) y^{11}} = f_i(W_i^k) \quad (2.5)$$

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

Нехай тепер $K = K_l, \dots, K_n$ — множина N варіантів досліду, що задовольняють умову (2.5). 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», добути як унаслідок застосування регресійного аналізу (за відомої структури оператора F), так і за алгоритмами МГВА. Моделі наводяться для важких ґрунтів, при $W_{кр} = 80\% \text{ НВ}$. 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 фунтів розглядуваного в моделі типу.

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:

$$y/y^П(\theta) = f_3(W_3) f_2(W_2) f_1(W_1) \quad (2.6)$$

в якій частинні моделі

$$f_1(W_1) = \begin{cases} 1, \text{ якщо } W_1 \geq 0,8; \\ 1,252 + 0,878 \ln W_1, \text{ якщо } W_1 < 0,8; \end{cases} \quad (2.7)$$

$$f_2(W_2) = \begin{cases} 1, \text{ якщо } W_2 \geq 0,8; \\ 1,320 + 1,087 \ln W_2, \text{ якщо } W_2 < 0,8; \end{cases} \quad (2.8)$$

$$f_3(W_3) = \begin{cases} 1, \text{ якщо } W_3 \geq 0,8; \\ 1,223 + 0,75 \ln W_3, \text{ якщо } W_3 < 0,8; \end{cases} \quad (2.9)$$

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.

Відповідно до рекомендацій щодо водоощадливих режимів зрошення на посівах кукурудзи на зерно в періоди до утворення 14—15 листків поливи можна здійснювати за вологості 0,5...0,7 м шару ґрунту на 10...15 % НВ нижче від оптимальної нижньої межі (критичної вологості) для

кожного типу ґрунту. В критичний період поливи слід здійснювати за нормами 400...500 м³/га тільки за оптимальної вологості ґрунту. Після критичного періоду допустиме зменшення передполивної вологості в приземному шарі завглибшки 0,7 м на 10...15 % нижче від оптимальної. Під час цвітіння, викидання волоті, при суховіях для підвищення врожайності доцільно застосовувати освіжувальні поливи з розрахунку 50...200 м³/га.

Кукурудза на силос

У разі вирощування кукурудзи на зелену масу й силос модель визначали як модель другого типу, тобто без виражених критичних періодів. Фази й періоди розвитку вибрано аналогічно, як і в розрахунках врожаю кукурудзи на зерно. Внаслідок ідентифікації із застосуванням узагальненого алгоритму МГВА визначено залежність

$$y/y^{\Pi}(\theta)=2,004+6,332W_3-4,293W_3^2-0,848W_2W_3+0,946W_2^2+0,982W_1W_3, \\ 0,6 \leq W_i \leq 0,8. \quad (2.10)$$

У разі, якщо $W_i > 0,8$, у розрахунковій формулі слід покласти якщо $W_i = 0,8$.

Дана залежність не відобразила в явному вигляді вплив критичних фаз, проте зменшення врожайності кукурудзи на силос у разі зниження порога передполивної вологості ґрунту нижче від критичних значень є істотним в усіх фазах розвитку.

Модель озимої пшениці. Дослідження в степових районах України свідчать, що основою режиму зрошення озимої пшениці є вологозарядковий полив, вегетаційні поливи в критичні періоди. Вологозарядка забезпечує своєчасне зростання сходів, добре кушіння рослин та їх загортання. Озима пшениця дуже чутлива до повітряної посухи під час наливання й дозрівання зерна. Саме тому поряд із регулюванням вологості ґрунту ефективним є здійснення освіжувальних подивів рослин невеликими нормами для поліпшення фітоклімату.

Неоднакова реакція озимої пшениці на вегетаційні поливи, здійснені в різні фази вегетації, має місце і в математичній моделі «відносна врожайність—динаміка вологості ґрунту»:

$$y/y^{\Pi}(\theta)=f_4(W_4)f_3(W_3) f_2(W_2)f_1(W_1) \quad (2.11)$$

де

$$f_1(W_1)=\begin{cases} 1, \text{ якщо } W_1 \geq 0,8; \\ 1,537 + 1,397 \ln W_1, \text{ якщо } W_1 < 0,8; \end{cases}$$

$$f_2(W_2)=\begin{cases} 1, \text{ якщо } W_2 \geq 0,8; \\ 1,537 + 1,397 \ln W_2, \text{ якщо } W_2 < 0,8; \end{cases}$$

$$f_3(W_3) = \begin{cases} 1, \text{ якщо } W_3 \geq 0,8; \\ 1,963 + 2,446 \ln W_3, \text{ якщо } W_3 < 0,8; \end{cases}$$

$$f_4(W_4) = \begin{cases} 1, \text{ якщо } W_4 \geq 0,8; \\ 1,443 + 2,201 \ln W_4, \text{ якщо } W_4 < 0,8; \end{cases}$$

де W_1, W_2, W_3, W_4 — фактичні значення нижнього порога передполивної вологості ґрунту (в частках НВ) відповідно в періоди: «3-й листок—до виходу в трубку», «вихід у трубку—колосіння», «цвітіння—наливання зерна», «молочно воскова стиглість». За цих умов озима пшениця найбільше реагує на вегетаційні поливи, які здійснюються під час періоду «вихід у трубку—наливання зерна», а припиняються вегетаційні поливи на фазі молочної стиглості.

Модель сої

Дослідженнями встановлено, що соя слабо реагує на вегетаційні поливи до початку її цвітіння, тому на півдні України в цей період потрібен, як правило, один полив за нормою 300...400 м³/га.

Гостро чутливими до зниження водоспоживання, критичними фазами розвитку в сої є періоди цвітіння, формування й наливання бобів, які, залежно від строку, тривають протягом 40...60 днів.

Відповідно до водозберігаючих режимів зрошення в період до цвітіння вегетаційні поливи здійснюються за вологості 0,5 м шару ґрунту на 5... 10 % нижче від оптимальної, в критичний період — при оптимальній вологості.

Математична модель для оцінки режимів зрошення залежить від динаміки нижнього порога вологості ґрунту W_i за фазами розвитку рослин і має ієрархічну рекурентну структуру:

$$y_1/y^n(\theta) = f_1(W_1) = \begin{cases} 1, \text{ якщо } W_1 \geq 0,8; \\ 1,286 + 0,95 \ln W_1, \text{ якщо } W_1 < 0,8; \end{cases} \quad (2.12)$$

$$y_2/y^n(\theta) = f_2[f_1(W_1), W_2] = \begin{cases} 1, \text{ якщо } W_2 \geq 0,8; \\ -4,936 + 1,672 f_1 - 6,127 f_1^2 + 0,481 f_1 W_2, \text{ якщо } W_2 < 0,8; \end{cases} \quad (2.13)$$

$$y_3/y^n(\theta) =$$

$$f_3[f_1(W_1), f_2(W_2), W_3] = \begin{cases} 1, \text{ якщо } W_3 \geq 0,8; \\ 0,71W_3 - 0,278W_3^2 + 1,196f_1f_2 - 0,586f_1^2, \text{ якщо } W_3 < 0,8; \end{cases} \quad (2.14)$$

де — W_1, W_2, W_3 , нижній поріг передполивної вологості ґрунту відповідно у фазі: «від сходів—до початку цвітіння», «від початку цвітіння—до наливання бобів», «від наливання бобів—до дозрівання»; y_1, y_2, y_3 розрахункові значення врожаю після кожного періоду.

Модель урожаю люцерни

Під час вирощування люцерни внаслідок дії бактерій, що фіксують азот, в ґрунтах відбувається його накопичення, поліпшуються родючість ґрунтів і структурні властивості. Оскільки люцерна належить до найбільш вологовимогливих культур і має здатність використовувати воду з глибинних шарів ґрунту за рахунок розвиненої кореневої системи, то це стримує підняття ґрунтових вод, зменшує скид води, тобто підвищує коефіцієнт корисної дії (ККД) поля. Так, за даними дослідів, участь ґрунтової вологи в балансі сумарного водоспоживання в середньому за роки досліджень становить: за оптимального режиму — 9,4 %, за водозберігаючих режимів зрошення — 18...25, без зрошення — 33,9 %.

За даними дослідів було визначено логіко-математичну модель, що встановлює залежність відносної врожайності від недополиву (зниження вологості нижче від критичної) в різних укосах:

$$y/y^{\text{п}}(\theta) = 1 - 0,01[25,0 \mu(W_1) + 16,5 \mu(W_2) + 11,7 \mu(W_3) + 4,1 \mu(W_4) + 4,1 \mu(W_5)], \quad (2.15)$$

де $\mu(W_i)$ — функція-індикатор зниження вологості ґрунту нижче від критичної:

$$\mu(W_i) = \begin{cases} 1, \text{ якщо } W_i < W_i^{\text{opt}}, \\ 0, \text{ якщо } W_i \geq W_i^{\text{opt}}; \end{cases} \quad (2.16)$$

де W_i, W_i^{opt} — нижня межа відповідно фактичної та оптимальної вологості ґрунту і-му укосі.

Ця модель показує, як знижується (в частках одиниці) врожайність люцерни в різних укосах у разі її недополиву. Безумовно, що основний збір зеленої маси (близько 70 %) забезпечується першими двома укосами.

На цьому принципі, а також на властивостях люцерни діставати вологу з нижніх шарів ґрунту базуються водозберігаючі режими зрошення, які мають певну специфіку.

Так, під перший укіс вегетаційні поливи здійснюються за оптимальної вологості (0,7 м) шару ґрунту, під наступні — тільки один полив на відростання (норма становить 600 м³/га) проводять відразу після збирання врожаю. Це забезпечує скорочення зрошувальної норми на 55,1 % порівняно з оптимальним, урожай зеленої маси зменшується при цьому на 13,6 %.

Комплексна модель урожаю кукурудзи.

Для побудови комплексної моделі врожаю кукурудзи на зерно, залежно від передполивної вологості ґрунту та елементів живлення, використано структуру нелінійної моделі (2.1), де оператор $(W_1, \dots, W_n)$ визначений згідно з формулою (2.6). Синтез невідомої функції $y^n(\theta)$, де θ — дози внесення добрив у співвідношенні N:P:K= 75 : 45 : 10, здійснювався за комбінаторним алгоритмом МГВА з використанням комплексних дослідів.

У результаті синтезу знайдено нелінійну модель:

$$y^n(\theta) = \begin{cases} 0,698 - 0,022\sqrt{2,50} + 0,448 * 2,50) y^{\max}, & \text{якщо } 2,50 \leq 8,13; \\ 1, & \text{якщо } 2,50 > 8,13 \end{cases} \quad (2.17)$$

де θ — дози добрив ($\theta \in [1; 4]$); $y^{\max}$ — максимальний урожай у досліді в разі повного забезпечення водою та оптимального режиму живлення.

Завдання на самопідготовку:

1. Підготувати самостійно тему та представити реферати «Математичні моделі визначення антропогенного впливу на стан ґрунтів» .

Семінарське заняття № 19

з навчальної дисципліни «Прогнозування стану довкілля»

Модуль 10. Введення в математичні моделі популяційної екології.

Розділ 16: «Моделювання і прогнозування стану екосистем»

Тема: „ Класичні математичні моделі популяційної екології ”

Виховна мета: Розвиток у студентів екологічного мислення, формування природоохоронного світогляду.

Навчальна мета:

1. Ознайомити студентів із загальними принципами моделювання динаміки популяції.
2. Довести до студентів інформацію про логістичну модель системи з міжвидовою конкуренцією.
3. Показати студентам реальну можливість застосування отриманої на лекції інформації у практичній діяльності працівника системи МНС.

Навчальні групи: курсанти, студенти.

Тривалість: 2 години.

Місце проведення: за розкладом.

Матеріальне забезпечення: 1) мультимедійна презентація;
2) література з дисципліни.

План

1. Логістична модель системи з міжвидовою конкуренцією Лоткі-Вольтерра
2. Модель "хижак-жертва" Лоткі-Вольтерра
3. Графічне моделювання системи "хижак — жертва"
4. Основні типи двокомпонентних систем "хижак — жертва"

Література:

1. Асатурен В.И. Теория планирования эксперимента. – Москва: „ Радио и связь”. 1983 г.;
2. Лаврик В. І. Методи математичного моделювання в екології. – Київ: Фітоцентр, 1998 р.;
3. Одум В. М. Основи екології. – Москва: “ Мир”, 1975 р.;
4. Шмандій В.М., Палій П. Б., Курбашов К. Р., Богобояцкий В. В. „Принципи моделювання та прогнозування в екології”. – Київ, Фенікс 2000р
5. Ковальчук П.І., Моделювання і прогнозування стану навколишнього середовища: Навчальний посібник. – К.; Либідь, 2003. – 208 с.
6. Богобояцкий В.В., Чурбанов К.Р., Принципы моделирования та прогнозування в екології: Київ – 2004.
7. Смит Дж. Модели в экологии. – М.: «Мир», 1976

1. Логістична модель системи з міжвидовою конкуренцією Лоткі-Вольтерра

1.1. Міжвидова конкуренція. Сутність міжвидової конкуренції полягає в тому, що в особин популяції одного виду знижується плідність, виживаність, швидкість росту внаслідок впливу іншого виду, що виражається в споживанні тих самих ресурсів чи інтерференції. При міжвидовій конкуренції відбір спрямований на посилення різниці між конкуруючими видами і заняття ними різних екологічних ніш. Екологічна ніша — це діапазон умов життя всередині екосистеми, що відповідає потребам виду щодо життєзабезпечення.

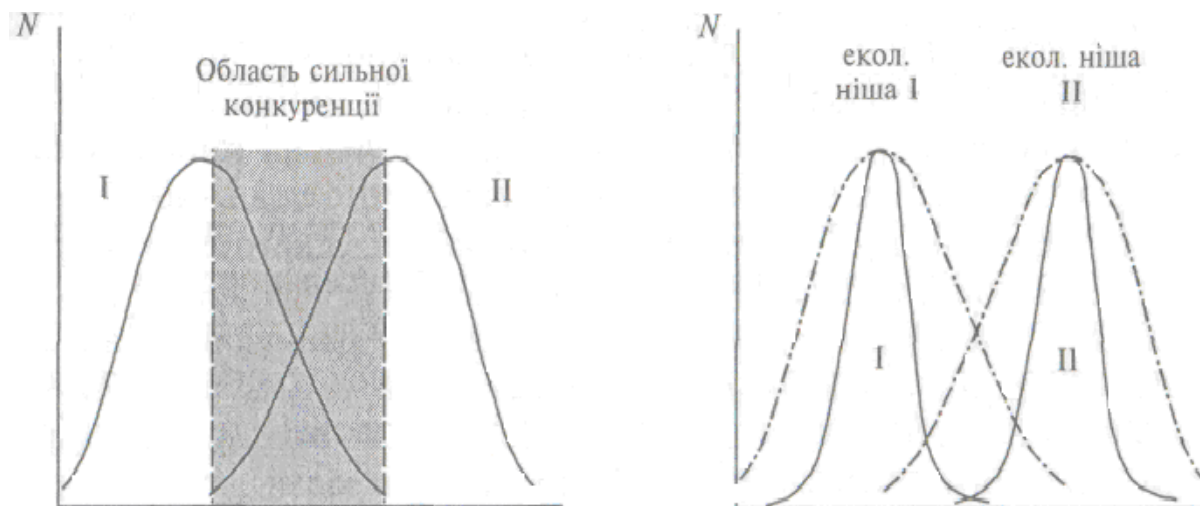


Рис. 1.1. Утворення екологічних ніш внаслідок конкуренції

Екологічна ніша виділяється в просторі екологічних факторів.

1.2. Концепція екологічної ніші Хатчинсона. Сучасна концепція екологічної ніші сформована Хатчинсоном у 1957-1965 рр. Відповідно до моделі Хатчинсона, екологічна ніша — це частина багатомірного уявного простору, вимірами якого служать фактори, що впливають на життєдіяльність виду. У рамках екологічної ніші межі зміни кожного з впливових факторів обмежені здатністю до виживання даної популяції в конкретному оточенні. Міжвидова конкуренція приводить до витіснення одних популяцій іншими з займаних ними екологічних ніш. Витіснена популяція або гине, або змінює екологічну нішу. Зміна ніші приводить до посилення різниці між роз'єднаними популяціями одного виду, тобто до утворення підвидів. У наслідку на базі таких підвидів можуть формуватися нові види.

Наприклад, стародавню Європу населяв такий вид пацюків, як брунатний пацюк. У середні віки торговцями був завезений з Азії (чи мігрував) чорний пацюк. У результаті конкуренції ці два види розділили свої екологічні ніші шляхом поділу місць проживання: чорні пацюки захопили горища, а брунатні — підвали.

Приблизно років через 100 після цього з тієї ж Азії в Європу потрапив сірий пацюк. Особини сірого пацюка в 1,5 разу крупніші та більш плодовиті, ніж брунатний і чорний пацюки. Сірі пацюки зайняли підвали, повністю витіснивши при цьому брунатного. У той самий час чорні пацюки, що займають іншу екологічну нішу, збереглися як вид.

1.3. Побудова моделі Лоткі-Вольтерра системи з міжвидовою конкуренцією. У логістичному рівнянні врахування внутрішньовидової конкуренції призвело до появи множника $(1 - N/K)$. З урахуванням міжвидової конкуренції цей множник повинен змінитися.

Для побудови моделі розглянемо деяку екологічну нішу, займану одночасно двома популяціями різних видів з чисельностями N_1 і N_2 . Позначимо рівноважну чисельність для цих видів за відсутності міжвидової конкуренції через K_1 і K_2 , а потенційні швидкості природного росту — через r_1 і r_2 . За умови відсутності міжвидової конкуренції ми мали б два незалежних логістичних рівняння:

$$dN_1 / dt = r_1 N_1 \cdot (1 - N_1 / K_1); \quad (1.1)$$

$$dN_2 / dt = r_2 N_2 \cdot (1 - N_2 / K_2). \quad (1.2)$$

У цих рівняннях повна ефективна смертність через внутрішньовидову конкуренцію записана як $(r_i / K_i) \cdot N_i^2$ де $i = 1; 2$. Цей вираз є аналогом виразу для швидкості хімічної реакції другого порядку, що описує утворення двоатомної молекули. Швидкість такої реакції визначається

імовірністю зближення двох атомів на мінімальну відстань, необхідну для здійснення реакції. Остання дорівнює добутку ймовірностей перебування кожної з реагуючих частинок у відповідному елементарному об'ємі.

Користуючись такою аналогією, можна покласти, що ефективна смертність через міжвидову конкуренцію також пропорційна ймовірності зустрічі двох особин, але тепер уже різних видів, а, отже, пропорційна добутку густин популяцій. Відповідно, у такому випадку ефективна смертність у результаті міжвидової конкуренції буде записана у вигляді:

а $dN_1 / dt = r_1 L_{12} N_1 N_2 / K_1$ - для особин першого виду;

б $dN_2 / dt = r_2 L_{21} N_1 N_2 / K_2$ - для особин другого виду.

У підсумку система рівнянь моделі Лоткі-Вольтерра набуває наступного вигляду:

$$dN_1 / dt = r_1 N_1 \cdot (1 - N_1 / K_1 - L_{12} N_2 / K_1); \quad (1.3)$$

$$dN_2 / dt = r_2 N_2 \cdot (1 - N_2 / K_2 - L_{21} N_1 / K_2) \quad (1.4)$$

Зміст коефіцієнтів конкуренції L_{12} і L_{21} легко зрозуміти з наступних міркувань. Розмноження популяції 1-го виду придушується обома популяціями. Сумарний результат придушення виражається доданком, пропорційним $N_1 + L_{12} N_2$. Отже, вплив N_1 , особин першого виду рівносильний впливу N_1 / L_{12} особин другого виду. Інакше кажучи, одна особина другого виду впливає на придушення зростання популяції першого виду так само, як L_{12} особин першого виду. Якщо $L_{12} > 1$, то при $N_1 = N_2$ вплив другого виду на ефективну смертність особин першого виду виявляється сильнішим, ніж першого, і навпаки.

1.4. Дослідження логістичної моделі Лоткі-Вольтерра. Дослідимо властивості логістичної моделі Лоткі-Вольтерра. Головна мета, переслідувана цими дослідженнями, полягає в тому, щоб одержати відповідь на такі запитання:

- за яких обставин можливе стійке зростання чисельності однієї чи іншої популяції;
- за яких обставин чисельність популяції зменшується;
- чи можливе стійке співіснування видів, що конкурують між собою

З погляду математики, для цього необхідно дослідити знак похідних dN_1 / dt та dN_2 / dt і знайти умови, за яких ці похідні дорівнюють нулю. Якщо обидві зазначені похідні дорівнюють нулю чисельність популяцій не змінюється, тобто популяції співіснують необмежено довго.

Покладаючи $dN_1 / dt = 0$ і $dN_2 / dt = 0$, одержимо таку систему рівнянь:

$$N_1 + L_{12} N_2 = K_1; \quad (1.5)$$

$$L_{21} N_1 + N_2 = K_2. \quad (1.6)$$

розв'язок якої слід шукати за умови $N_1 > 0$; $N_2 > 0$.

Графік кожного з рівнянь цієї системи, побудований у координатах $(N_1; N_2)$, називається *ізокліною* і являє собою відрізок прямої лши з від'ємним нахилом, розташованим у першому квадранті координатної площини (рис. 1.2).

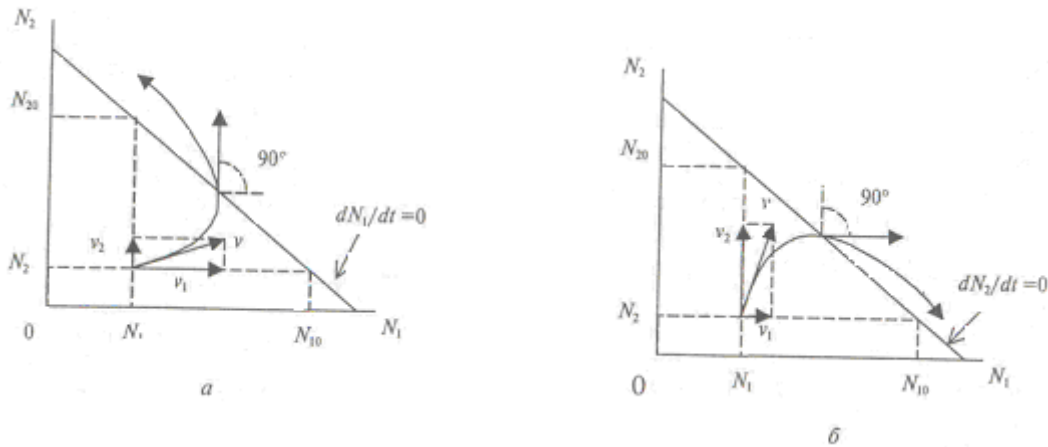


Рис. 1.2 Швидкість і траєкторія фігуративної точки системи з міжвидовою конкуренцією (а - для першої популяції; б- для другої популяції).

Будемо відкладати по осі абсцис величину N_1 , а по осі ординат – N_2 . У таких координатах швидкість зміни чисельності тієї чи іншої популяції зобразиться на діаграмі вектором. Довжина цього вектора у певному масштабі чисельно буде дорівнювати $v_1 = dN_1 / dt$ для першої популяції і $v_2 = dN_2 / dt$ для другої популяції, відповідно. Напрямок такого вектора буде або паралельним, або антипаралельним відповідній осі (осі ON_1 — для v_1 і осі ON_2 — для v_2). Паралельний осі напрямок вектора швидкості відповідає росту чисельності популяції, а антипаралельний — зменшенню.

Рис. 1.2(а) стосується похідної dN_1 / dt і описує напрямок зміни чисельності N_1 , першої популяції. У точках Q_1 розташованих вище прямої A_1B_1 , де $N_1 > K_1 - L_{12}N_2$, похідна dN_1 / dt негативна, і величина N_1 зменшується (це показано стрілкою, спрямованою до осі ординат).

У точках типу S_1 , що лежать нижче прямої A_1B_1 , величина N_1 збільшується з часом (стрілка спрямована вправо по горизонталі), тобто чисельність популяції першого виду зростає. У точках типу P_1 , що належать прямій A_1B_1 , величина N_1 не змінюється з часом.

Аналогічно на рис. 1.2(б), що стосується похідної dN_2 / dt , точки, які лежать вище прямої A_2B_2 , відповідають зменшенню N_2 , а точки, розташовані нижче цієї прямої — зростанню N_2 з часом. Відповідно, стрілки спрямовані вертикально вниз вище прямої A_2B_2 і вертикально вгору — нижче A_2B_2 .

Таким чином, ізокліни розділяють області зростання й спадання чисельності популяцій. Область лівіше і нижче ізокліни, що відповідає малим чисельностям обох видів, є областю слабкої конкуренції. При великій чисельності хоча б однієї з популяцій міжвидова конкуренція пригнічує зростання обох популяцій (область вище і правіше ізоклін), і їхні чисельності зменшуються.

Щоб визначити за допомогою ізоклін результат конкуренції, необхідно об'єднати обидва рисунки в один, нанісши одночасно обидві ізокліни, і провести аналіз спільної діаграми. На такий

діаграмі (рис. 1.3) стан системи буде описуватися фігуративною точкою з координатами (N_1, N_2) . Зміна чисельності обох популяцій з часом зобразиться кривою лінією на діаграмі — *траєкторією* фігуративної точки, що описує послідовний перехід системи з одного стану в інший.

Дотична до траєкторії в кожній її точці збігається з напрямком вектора швидкості зміни N_1 і N_2 : $v = (v_1, v_2)$, де $v_1 = dN_1 / dt$, $v_2 = dN_2 / dt$.

Відзначимо, що оскільки на ізокліні швидкість зміни чисельності популяції відповідного виду дорівнює нулю, то траєкторія фігуративної точки перетинає її обов'язково перпендикулярно тій з осей координат, що відповідає даному виду.

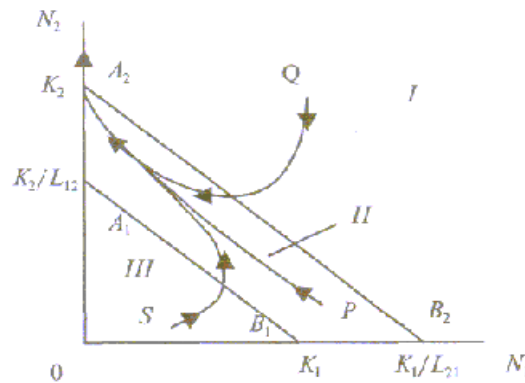


Рис. 1.3 Діаграма системи з ізоклінами, що не перетинаються

Розглянемо можливі варіанти.

А) Ізокліни, що не *перетинаються* (рис. 1.3)

Для визначеності покладемо, що ізокліна 1 -го виду лежить нижче ізокліни другого. Цей випадок реалізується, якщо одночасно виконуються дві нерівності:

$$K_2 > K_1 / L_{12}; K_2 > K_1 L_{21}. \quad (1.7)$$

Тоді діаграма станів системи розбивається на три ділянки:

- а) область I, що лежить вище ізокліни A_2B_2 ;
- б) область II, що лежить між ізоклінами A_1B_1 і A_2B_2 ;
- в) область III, що лежить нижче ізокліни A_1B_1

У точці Q, що належить області I, швидкість спрямована вліво і вниз, тому фігуративна точка рухається до ізокліни A_2B_2 . В міру наближення до ізокліни A_2B_2 вертикальна складова швидкості (v_2) зменшується швидше, ніж горизонтальна (v_1), адже ізокліна A_1B_1 , на якій $v_1 = 0$, перебуває далі від точки Q. Тому траєкторія вигинається в напрямку до осі ON_2 , перетинає ізокліну A_2B_2 у горизонтальному напрямку і далі вигинається вгору, оскільки тепер $v_2 > 0$. На ділянці II швидкість спрямована вліво (до осі ON_2) і вгору (від осі ON_1), тому траєкторія наближається до осі ON_2 . В міру наближення до осі ON_2 , швидкість v_2 , будучи пропорційною N_2 , прагне нуля, тому траєкторія все більше вигинається вгору, наближаючись до ізокліни A_2B_2 і

прагнучи до точки A_2 по дотичній до осі ON_2 .

Якщо система починає рух з фігуративної точки P , що лежить в області II між ізоклінами, то відповідна їй траєкторія буде цілком належати цій області, не перетинаючи ізокліни. Це пов'язано з тим, що в будь-якій точці ізокліни A_1B_1 швидкість скінченна за величиною і спрямована вертикально вгору, а на A_2B_2 — горизонтально вліво. Для перетинання ж ізокліни A_1B_1 швидкість повинна мати скінченну горизонтальну складову, а для перетинання ізокліни A_2B_2 — скінченну вертикальну складову. Оскільки швидкість зміни чисельностей N_1 і N_2 не може змінюватися стрибком, то траєкторія не може перетнути в цій області жодну з ізоклін.

Якщо рух починається з точки S в області III, розташованої нижче ізокліни A_1B_1 , то траєкторія з аналогічних причин входить в область II, змінюючись далі так само, як і дві попередні.

Отже, якщо ізокліни популяцій не перетинаються, то та з популяцій, чия ізокліна лежить вище і правіше, цілком витісняє іншу популяцію з даної екологічної ніші, незалежно від початкового стану системи, тобто логістична модель міжвидової конкуренції реалістично відображає принцип конкуруючого виключення Гаузе.

Б) Ізокліни, що перетинаються (рис. 1.4.)

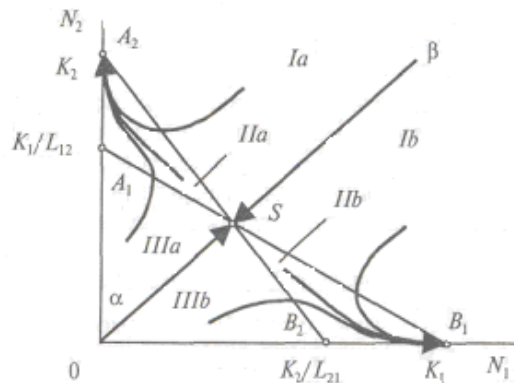


Рис. 1.4. Діаграма системи з ізоклінами, що перетинаються

Для визначеності будемо вважати, що $1/L_{12} < K_2/K_1 < 1/L_{21}$. У протилежному випадку досить перенумерувати популяції, помінявши місцями індекси.

Відразу відзначимо, що точка S перетину ізоклін — це точка рівноважного співіснування популяцій, у якій $dN_1/dt = dN_2/dt = 0$. Тому потрібно зробити в першу чергу аналіз стійкості цього стану.

Цілком очевидно, що жодна з траєкторій не може проходити через точку S , оскільки вона не може бути одночасно перпендикулярна обом осям. Однак траєкторія може закінчуватися в цій точці, оскільки сама точка S досяжна тільки лише при $i \rightarrow \infty$: система не може досягти цієї точки, а може лише прагнути до неї. Всього в цьому випадку існує дві траєкторії (α і β), що закінчуються в точці S . Одна (α) з них виходить з початку координат, а друга (β) — з нескінченно віддаленої точки в області над ізоклінами. Ці дві траєкторії разом з ізоклінами розбивають перший квадрант на 6 частин.

Траєкторії, що починаються в областях Ia — IIIa, закінчуються, як і в попередньому випадку,

у точці A_2 з координатами $(0, K_2)$, оскільки тут ізокліна A_2B_2 лежить вище ізокліни A_1B_1 .

Траєкторії, що починаються в області $Ib — IIIb$, де ізокліна A_1B_1 лежить вище ізокліни A_2B_2 , з аналогічних причин закінчуються в точці B_1 з координатами $(K_1, 0)$.

Траєкторії α і β , що закінчуються в точці S , нестійкі: найменше відхилення фігуративної точки від них викликає прогресуюче посилення відхилення, і траєкторія іде або в точку A_2 , або в точку B_2 . Про це можна образно говорити як про "відштовхування" траєкторій від точки S .

Таким чином, у логістичній моделі Лоткі-Вольтерра міжвидова конкуренція приводить до неминучого витіснення однієї популяції іншої. В одних випадках перемагає тільки певний вид, в інших випадках результат конкуренції залежить від початкового співвідношення між чисельностями конкуруючих популяцій.

2. Модель "хижак-жертва" Лоткі-Вольтерра

2.1. Відносини хижацтва. Розглянемо ще один тип відносин, що доповнює міжвидову і внутрішньовидову конкуренцію в їхньому стримуючому впливі на популяцію — хижацтво.

Дані спостережень говорять про те, що роль хижацтва неоднозначна. З одного боку, хижацтво негативно впливає на популяцію жертви. З іншого боку, хижаки часом є санітарами стосовно популяції жертви, що позитивно позначається на якісному складі популяції. Відомі також випадки, коли хижацтво не має істотного впливу на розміри популяції жертви. Наприклад, відомо, що жуки-довгоносики щорічно ушкоджують до 95% насіння деяких рослин, проте це не перешкоджає їх успішному поширенню.

Є чимало свідчень того, що кількість хижаків підтримується приблизно на сталому рівні, незважаючи на значні коливання чисельності жертви. З іншого боку, є чимало свідчень і того, що чисельність хижаків точно відстежує зміни чисельності жертви, що коливається під впливом незалежного третього фактора (наприклад, коливань врожайності рослинності). Нарешті, відомі випадки, коли чисельності хижаків і жертви зовсім не корелюють, тобто змінюються незалежно одне від одного.

2.2. Експериментальне спостереження циклів. Для системи "хижак-жертва" є характерними циклічні коливання чисельності обох популяцій. Такі цикли в системі "хижак-жертва" спостерігалися в лабораторних умовах, коли жертва мала їжу в надлишку, тобто перебувала в ідеальних умовах середовища існування.

Експеримент полягав у наступному. Вирощувалася популяція жука — квасолевої зернівки — у культурах разом з хижими комахами (наїзниками). Наїзник відкладає яйця в личинку жука квасолевої зернівки, а личинки наїзника, що з'явилися з них потім, харчуються цим жуком і приводять до його загибелі.



Рис. 2.1. Циклічні коливання чисельності популяцій в екосистемі зернівка — наїзники.

Результат експерименту показав наявність запізнення реакції хижака (рис. 2.1):

- а) якщо хижаків мало, чисельність популяції зернівки швидко зростає;
- б) у міру зростання чисельності зернівки починає зростати чисельність наїзника;
- в) зростання чисельності наїзника викликає посилене виїдання зернівки, і чисельність її популяції падає;
- г) чисельність наїзника падає, і спостерігається новий підйом чисельності зернівки.

Виявилося також, що наїзник нападає не на всіх жуків (частина їх залишається недоторканими), а амплітуда коливань чисельності залежить від репродуктивного потенціалу хижака. Чим вищий репродуктивний потенціал хижака, тим менше запізнювання його реакції на зростання популяції жертви і тим менша амплітуда коливань чисельності обох популяцій.

В експерименті використовувалися 2 види наїзників:

- а. *Heterospilus*, швидкість розмноження якого нижча за швидкість розмноження зернівки, тому запізнювання значне і спостерігаються коливання чисельності зернівки;
- б. *Neocatolaceus*, репродуктивний потенціал якого в 6 разів вищий; у цьому випадку запізнювання мале і коливань немає.

2.3. Фактори стабільності в системі "хижак — жертва". Факторами стабільності в системі "хижак — жертва" є:

- а. неефективність хижака;
- б. втеча жертви (її здатність знайти надійний притулок чи захист і уникнути, таким чином, нападу хижака);
- с. екологічні обмеження на чисельність популяції з боку навколишнього середовища (обмеженість ресурсів);
- д. наявність альтернативного харчового ресурсу в хижака (іншої жертви);
- е. високий репродуктивний потенціал і відсутність запізнення в хижака.

Залежно від ефективності хижака можливі два види рівноваги в системі "хижак-жертва".

Перший вид рівноваги спостерігається за низької ефективності хижака, коли він впливає на

популяцію жертви, знищуючи лише найбільш уразливу її частину; тоді чисельність жертви обмежена внутрішньовидовою і міжвидовою конкуренцією, а також місткістю середовища (умови обмеження ресурсами).

Другий вид рівноваги спостерігається тоді, коли ефективність хижака висока і він викликає скорочення популяції до такого рівня, який не залежить від місткості середовища й обумовлений ефективністю втечі жертви та її репродуктивним потенціалом.

Одна з головних задач еколога — досягти розуміння динаміки зміни чисельності хижака і його жертви, пояснити різницю між окремими її різновидами. Саме цій меті й служать моделі типу "хижак-жертва".

2.4. Принципи побудови моделі Лоткі-Вольтерра. Модель Лоткі-Вольтерра будується на базі наступних допущень.

Нехай є два компоненти: популяція хижака (консумента або редуцента) чисельністю C й популяція його жертви (рослин або тварин) чисельністю (біомасою) N . Вважається, що за відсутності хижака умови для жертви ідеальні, а її чисельність змінюється за законом:

$$dN/dt = r. \quad (2.1)$$

Хижак, виїдаючи жертву, обмежують швидкість росту популяції жертви. Передбачається, що швидкість знищення жертви обмежена імовірністю зустрічі хижака і жертви, тобто частотою нападу, а також ефективністю нападу, оскільки не кожна зустріч удала для хижака і закінчується поїданням жертви. Очевидно, що це припущення відповідає випадку малої чисельності жертви і хижака, коли хижак постійно голодний. У такому припущенні частота успішних зустрічей (успішних, зрозуміло, для хижака) буде пропорційна добутку CN .

У результаті таких припущень для швидкості зміни чисельності популяції жертви одержимо рівняння:

$$dN/dt = r - a'CN. \quad (2.2)$$

Тепер звернемося до хижаків. У попередніх моделях передбачалося, що середовище не є стримуючим фактором для розвитку популяції, тобто що для жертви їжі вистачає. За цих умов народжуваність при відсутності конкуренції стала й максимальна, а смертність — стала й мінімальна, що дає для сукупної специфічної швидкості росту сталу величину r — уроджену, потенційну швидкість росту чисельності популяції.

Для хижака при малій чисельності жертви, коли імовірності зустрічі хижака і жертви визначає частоту поїдання, середовище перестає бути ідеальним, і народжуваність починає залежати від розмірів популяції жертви, точніше, від швидкості її поїдання — величини $a'CN$.

Нехай f — ефективність переходу їжі, що поїдається, у потомство хижака. Тоді, з огляду на те, що смертність хижака, як і раніше, є сталою величиною, обумовленою винятково внутрішньою будовою його організму, одержимо:

$$dC/dt = f a' C N - q. \quad (2.3)$$

Отримані два рівняння складають разом модель Лоткі-Вольтерра. Перепишемо їх у такому вигляді:

$$dN/dt = a' N \cdot (r/a' - C); \quad (2.4)$$

$$dC/dt = f a' C [N - q/(f a')]. \quad (2.5)$$

2.5. Стійкість системи "хижак-жертва" у моделі Лоткі-Вольтерра.

Система "хижак-жертва" буде перебувати в рівновазі, якщо обидві швидкості росту, тобто обидві похідні dN/dt і dC/dt одночасно будуть дорівнювати нулю. Така система рівнянь має два розв'язки:

а) тривіальний $N = 0$; $C = 0$ (відсутність життя);

б) нетривіальний:

$$C = r/a'; N = q/(f a'). \quad (2.6)$$

Видно, що в другому випадку рівноважний стан кожного з компонентів системи зовсім не залежить від чисельності іншого компонента.

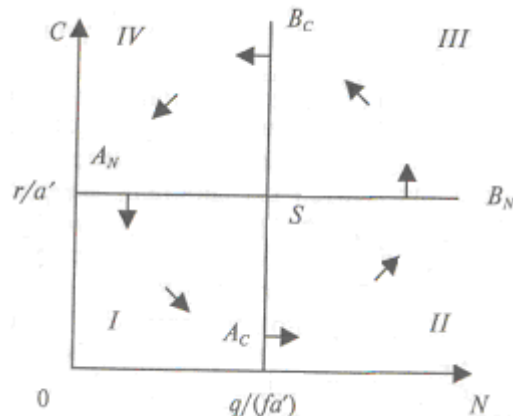


Рис. 2.2. Діаграма системи "хижак-жертва" в моделі Лоткі-Вольтерра

Дослідимо другий розв'язок на стійкість. Для цього побудуємо діаграму стану системи в координатах (N, C) і знайдемо вигляд траєкторії фігуративної точки, що відображує зміну стану системи в часі (рис.2.2). У цій системі ізокліни паралельні відповідним їм осям, оскільки рівноважні чисельності популяцій є константами і перетинаються в точці S з координатами: $N = q/(f a')$;

$C = r/a'$. Відповідно, квадрант розбивається на чотири частини.

У першій частині, що прилягає до початку координат, вектор швидкості спрямований праворуч і вниз, тому що тут $dN/dt = 0$ і $dC/dt = 0$. У другій (проти ходу годинникової стрілки) частині квадранта швидкість спрямована, як і раніше, вправо, але тепер угору. Ідучи далі, переконуємося, що вектор швидкості робить односпрямоване обертання при обході рівноважної точки S .

Таким чином, фігуративна точка весь час рухається проти ходу годинникової стрілки, обертаючись навколо точки рівноваги S , де обидві швидкості дорівнюють нулю, тобто популяції стабільні.

Стан S системи буде нестійким, якщо в результаті такого руху буде описуватися спіраль, що розкручується, і стійким, якщо спіраль буде стискуватися. Для відповіді на це питання складемо і розв'яжемо рівняння траєкторії. Для цього розділимо dN/dt на dC/dt ; унаслідок цього одержимо рівняння:

$$dN/dC = -f \cdot (C/N) \cdot [N - q/(fa')] / (C - r/a'). \quad (2.8)$$

Це рівняння легко розв'язується методом розділення змінних:

$$\begin{aligned} (C - r/a') \cdot dC/C &= -f \cdot (N - q/a') \cdot dN/N; \\ dC - (r/a') \cdot dC/C &= -f \cdot dN + (q/a') \cdot dN/N; \\ (C - C_0) - (r/a') \cdot \ln(C/C_0) &= -f \cdot (N - N_0) + (q/a') \cdot \ln(N/N_0). \end{aligned} \quad (2.9)$$

Отримане трансцендентне рівняння описує замкнуту лінію, що охоплює точку S , оскільки при заданому значенні N воно має не більш двох розв'язків для C (тобто горизонтальна лінія перетинає траєкторію не більше двох разів), а при заданому значенні C — не більш двох розв'язків для N (тобто вертикальна лінія перетинає траєкторію також не більше двох разів). Якби траєкторія була спіралевидною, точок перетину було би багато.

При малому відхиленні від точки S траєкторія має вигляд еліпса, витягнутого вздовж вертикалі, якщо $rf^2 < q$ (низька народжуваність жертви і висока смертність хижаків) або вздовж горизонталі (при $rf^2 > q$).

Висновок. Система "хижак-жертва" в умовах, коли швидкість поїдання жертви визначається імовірністю зустрічі через те, що хижак активний увесь час і нападає всякий раз, зустрівши жертву (з певним відсотком успіху атаки), є стійкою, але нестатичною. Чисельності обох популяцій описують стаціонарні коливання, зсунуті по фазі одне щодо одного на чверть періоду, тобто максимальна швидкість зміни чисельності хижака відповідає періодам стабільно низької чи стабільно високої чисельності жертви. І навпаки, коли хижаків найбільше, їхній прес на популяцію жертви максимальний, а швидкість зміни чисельності жертви також максимальна.

Ці коливання чисельності існують необмежено довго, поки середовище залишається незмінним. Зміни середовища чи будь-який зовнішній вплив на чисельність жертви або хижака приведе до переходу в новий цикл необмежено стабільних коливань (перехід на іншу траєкторію). Такі цикли називають стійкими *граничними циклами*.

Таким чином, тут ми зустрілися з явищем запізнювання в екосистемі, коли періоди росту/спаду популяції хижака відстають від відповідних періодів динаміки популяції жертви.

3. Графічне моделювання системи "хижак — жертва"

Моделювання багатокомпонентних систем — основа розв'язку найрізноманітніших еколого-економічних задач. Однією з найпростіших систем такого роду є двокомпонентна система "хижак-жертва". Схема взаємовпливу популяцій у цій системі показана на рис. 1.1; тут 1 — "хижак" (наприклад, народонаселення); 2 — "жертва" (наприклад, навколишнє середовище).

Найважливішою характеристикою хижака є його функціональна реакція - залежність швидкості виїдання жертви від густини її популяції в розрахунку на 1 особину хижака. Основні типи функціональної реакції зображені на рис. 1.2а.

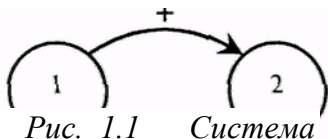
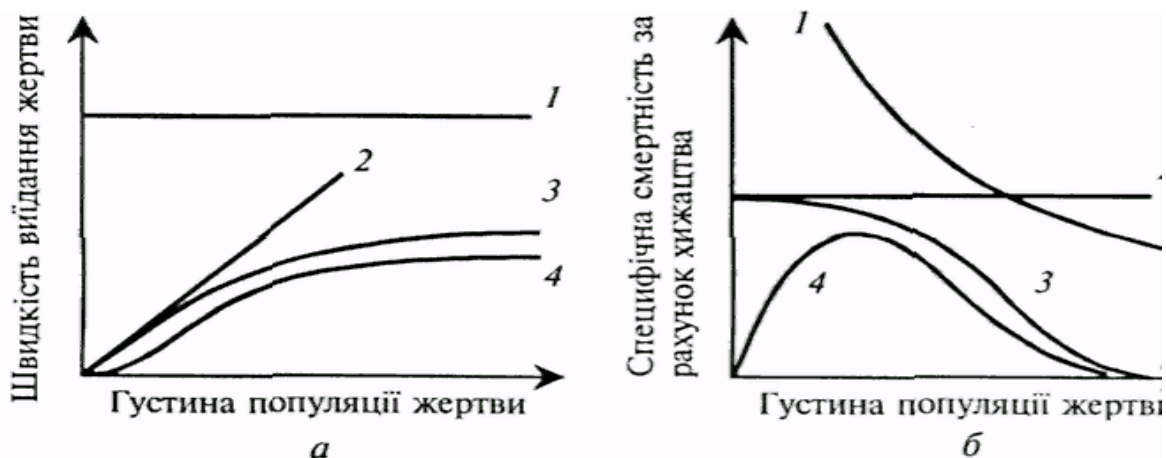


Рис. 1.1 Система

"хижак-жертва"



а) тип 1 характеризується тим, що хижак виїдає постійну кількість жертви незалежно від густини її популяції (це так званий "дурний" хижак);

б) тип 2 характеризується тим, що хижак виїдає постійну частку популяції незалежно від густини популяції жертви (це так званий "розумний" хижак);

в) тип 3 відповідає наявності насичення активності хижака при високій густині популяції жертви;

г) тип 4 спостерігається тоді, коли за малої кількості жертви є запізнювання споживання (втеча жертви, відсутність образу жертви).

Помноживши функціональну реакцію на чисельність хижака і поділивши на чисельність популяції жертви, одержують криві виїдання — залежність специфічної смертності жертви за *Рис.* 1.2. Основні типи функціональної реакції (а) та кривих виїдання (б) рахунок хижацтва від густини її розселення (рис. 1.26).

Важливою характеристикою жертви є криві поповнення — залежність швидкості розмноження від густини популяції.

Типова крива поповнення зображена на рис. 1.3. При малій густині популяції I за відсутності хижака швидкість розмноження дорівнює потенційній швидкості природного росту (r). З ростом густини популяції швидкість розмноження спадає до нуля через внутрішньовидову конкуренцію (екологічні обмеження) і далі стає негативною.

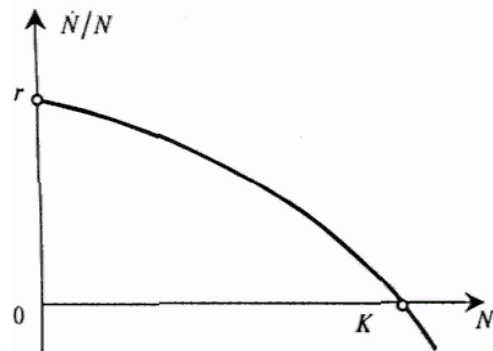


Рис. 1.3. Крива поповнення

Для графічного моделювання системи "хижак — жертва" необхідно накласти криві видання і поповнення на один графік. Приклад такої моделі наведено на рис. 1.4. У загальному випадку може спостерігатися до трьох точок перетину цих двох кривих (точки A, B і C). На ділянці AB і правіше точки C чисельність популяції зменшується з часом, а в решті випадків — зростає. Отже, точки A і C є точками притягання, яким відповідають два розглянуті раніше можливі механізми встановлення рівноваги з рівноважною чисельністю популяції, відповідно, N_A і

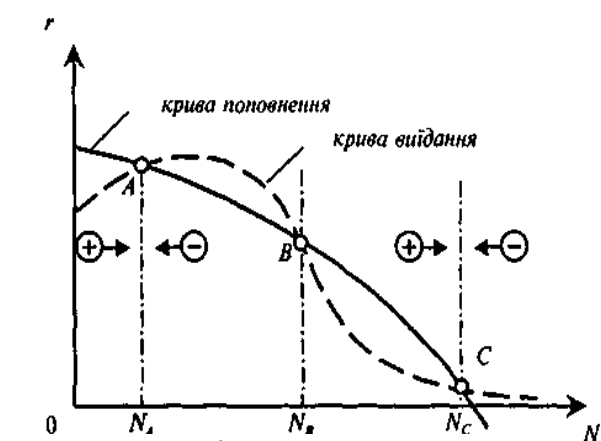


Рис. 1.4. Графічна модель системи

"хижак — жертва"

N_C . Користуючись сучасною термінологією, стани системи, зображені цими точками, є *атра-торами*: система в ході свого розвитку еволюціонує до одного з них.

Точка B — це точка хиткої рівноваги: будь-яке відхилення від неї викликає подальше відхилення чисельності жертви і перехід у стан A або C.

Таким чином, N_B — це критична густина популяції; при $N < N_B$ популяція прагне до стану A; при $N > N_B$

вона прагне стану C.

4. Основні типи двокомпонентних систем "хижак — жертва"

1) Неефективний хижак (рис. 2.1, а).

Хижак слабо впливає на кількість жертви; тут є тільки одна точка рівноваги, а саме — рівноваги типу C.

2) Помірно ефективний хижак; велика місткість середовища (рис.2.1, б).

Є обидві точки стійкої рівноваги: точка A, зумовлена ефективністю вищання і поповнення, і точка C, обумовлена місткістю середовища, — а також критична точка B.

3) Помірно ефективний хижак, низька ємність середовища (рис.2.1, с).

Тут є тільки точка рівноваги типу A; хижак ефективно регулює чисельність жертви при будь-якій її початковій чисельності.

4) Надміру ефективний хижак, низька ємність середовища (рис.2.1, d).

Точка рівноваги відсутня: жертва виїдається хижакком повністю.

5) Надміру ефективний хижак — низький біотичний потенціал жертви і "висока ємність середовища (рис. 2.1, f).

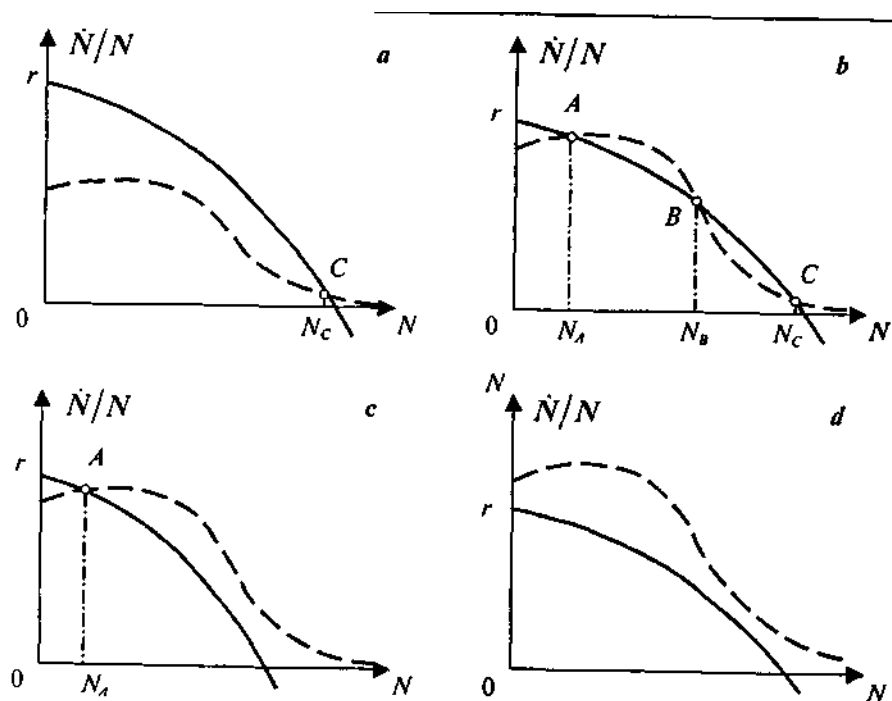
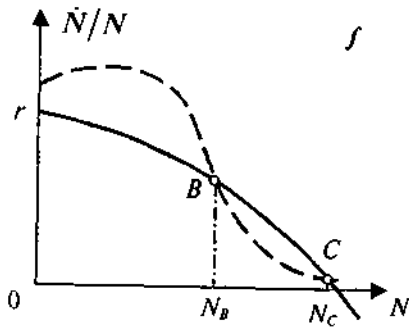


Рис. 2.1. Основні типи двокомпонентних екосистем "хижак — жертва"



У цьому випадку при малій густині популяції жертви існує поріг виживання (точка В), тобто при $N < N_B$ хижак повністю вищає жертву, а при високій спостерігається рівновага, обмежена місткістю середовища (точка С).

Отже, сильна зміна кількості особин у системі "хижак — жертва" здатна викликати катастрофічні зміни і перехід системи у новий стан рівноваги. Зокрема, в умовах обмеженої ємності середовища сильне зменшення чисельності може привести до повного зникнення тварин чи рослин. Наявність альтернативної жертви може вплинути на рівновагу даної жертви через зміну чисельності хижака і, відповідно, кривої вищання.

Питання для самоконтролю

1. Сутність міжвидової конкуренції.
2. Концепція екологічної ніші Хатчинсона.
3. Загальні принципи побудови моделі Лоткі-Вольтерра системи з міжвидовою конкуренцією.
4. Відносини хижацтва.
5. Фактори стабільності в системі "хижак — жертва".
6. Основні типи двокомпонентних систем "хижак — жертва".

Завдання на самопідготовку:

1. Закріпити отримані на лекції знання.
2. Підготувати реферати за темою «Моделі мутуалізму».