

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

К.І. Безик

**ЕКОЛОГІЧНЕ НОРМУВАННЯ НА РАЙОНУВАННЯ
ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ**

Конспект лекцій

Одеса
Одеський державний екологічний університет
2024

УДК 504.4.062.2

Б61

Безик К.І.

Б61 Екологічне нормування і районування водних екосистем: конспект лекцій. Одеса: ОДЕКУ, 2024. 85 с.

ISBN

В конспекті лекцій висвітлені головні проблеми вивчення теоретичних основ екологічного районування і теорії екологічного нормування якості вод, основних параметрів екологічного моніторингу та видів забруднювачів, значень гранично допустимих концентрацій нормативних показників якості вод для господарсько-питного, культурно-побутового та рибогосподарського водокористування, принципи районування водних об'єктів, його типи і підходи з метою діагностування стану, збереження біорозмаїття і управління якістю водних екосистем. Конспект лекцій використовується для студентів очної форми навчання спеціальності «Водні біоресурси і аквакультура»

Конспект лекцій для студентів III та IV курсів денної та заочної форм навчання за спеціальністю 207 Водні біоресурси та аквакультура, ОПП «Охорона, відтворення та раціональне використання гідробіонтів»

УДК 504.4.062.2

*Рекомендовано методичною радою Одеського державного екологічного університету Міністерства освіти і науки України як конспект лекцій
(протокол №__ від ___. ___. 2024 р.)*

ISBN

© Безик К.І., 2024

© Одеський державний
екологічний університет, 2024

ЗМІСТ

ПЕРЕДМОВА	4
1 ВОДНИЙ ФОНД УКРАЇНИ	6
2 ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ НОРМУВАННЯ	14
2.1 Суть, мета, об'єкти, завдання і види нормування.	14
2.2. Поняття про природне середовище і антропогенне навантаження	15
2.3. Вплив антропогенного навантаження на природне середовище	19
3 ІНФОРМАЦІЙНО-ПРАВОВІ ОСНОВИ ЕКОЛОГІЧНОГО НОРМУВАННЯ	26
3.1 Інформаційне забезпечення нормування та система екологічних показників	26
3.2. Ефективність та показники еколого-економічної ефективності природоохоронних заходів	34
4 АНАЛІЗ ІСНУЮЧИХ ПІДХОДІВ ДО РАЙОНУВАННЯ ВОДОСХОВИЩ	41
4.1. Таксономічні одиниці районування	47
4.2. Біogeографічне районування	48
4.3. Faуністичне розчленовування літоралі	53
4.4. Faуністичне розчленовування пелагіалі	54
5 МЕТОДИКА ТА ПРОЦЕДУРА РАЙОНУВАННЯ	58
5.1 Основи системного гідроекологічного районування територій	65
ПЕРЕЛІК ДЖЕРЕЛ ПОСИЛАННЯ	83

ПЕРЕДМОВА

Врахування якості природних вод разом з кількісною оцінкою їх ресурсів має велике значення при плануванні водогосподарських та інших заходів. Це обумовлено тим, що в результаті господарської діяльності відбуваються зміни складу і властивостей природних вод під впливом скиду стічних вод, що містять різні мінеральні і органічні сполуки, а також через надходження забруднювальних речовин з сільськогосподарських угідь, зі звалищ промислових і побутових відходів та з атмосфери.

Природні води об'єднують води суші (поверхневі і підземні) та морські води. Ці води використовують для різних потреб: господарсько питних, комунально-побутових, рибогосподарських, промислових, лікувальних та інших. Крім того, при використанні вод для потреб людини не можна забувати і про охорону живих організмів, які мешкають у воді. Ця спрямованість природоохоронної діяльності є пріоритетною для майбутнього. Для усіх цих видів водокористування та для охорони водних екосистем необхідні води різної якості.

Метою вивчення дисципліни є вивчення теоретичних основ екологічного районування і теорії екологічного нормування якості вод, основних параметрів екологічного моніторингу та видів забруднювачів, значень гранично допустимих концентрацій нормативних показників якості вод для господарсько-питного, культурно-побутового та рибогосподарського водокористування, принципи районування водних об'єктів, його типи і підходи з метою діагностування стану, збереження біорізноманіття і управління якістю водних екосистем.

Засвоївши матеріал дисципліни студенти повинні знати:

- ✓ здатність здійснювати екологічний аналіз заходів (або інновацій) у галузі діяльності,
- ✓ здатність забезпечувати екологічно-збалансовану діяльність та проводити екологічно-збалансовану діяльність та здійснювати гідроекологічний аналіз заходів (або інновацій) у галузі водних біоресурсів та аквакультури.
- ✓ Після вивчення дисципліни студенти повинні уміти:
 - ✓ за результатами аналізу інформації, що характеризує екологічну ситуацію, на підставі відомостей щодо структури об'єкта діяльності та його призначення, функцій тощо, використовуючи ознаки системи класифікувати проблему та систему.

- ✓ характеризувати гідроекологію та правила експлуатації великих річок і водосховищ,
- ✓ розраховувати санітарні попуски води,
- ✓ визначати оцінку впливу на оточуюче водне середовище (ГідроекоВОВС);
- ✓ характеризувати гідроекологію озер, проводити оцінку стану їх водних екосистем за гідрохімічними і гідробіологічними показниками, підвищувати біопродуктивність і рибопродуктивність.

При підготовці цього конспекту лекцій були використані літературні джерела довідкового характеру, посібники та підручники вітчизняних та іноземних авторів.

1 ВОДНИЙ ФОНД УКРАЇНИ

Всі води (водні об'єкти) на території України є національним надбанням народу України, однією з природних основ його економічного розвитку і соціального добробуту. Водні ресурси забезпечують існування людей, тваринного і рослинного світу і є обмеженими та уразливими природними об'єктами.

Води (водні об'єкти та їх частини) є об'єктами різноманітних відносин, які регулюються водним законодавством України. Важливе практичне і теоретичне значення для удосконалення правового режиму використання і охорони вод має поділ водних об'єктів на види.

Відповідно до ст. 3 Водного кодексу України, усі води (водні об'єкти) на території України становлять її водний фонд. До водного фонду України належать три групи вод:

- поверхневі води (природні водойми (озера);
- водотоки (річки, струмки);
- штучні водойми (водосховища, ставки) і канали;
- інші водні об'єкти); підземні води та джерела; внутрішні морські води та територіальне море.

Склад водного фонду України є поділом водних об'єктів (поверхневі, підземні, морські) за фізико-географічною ознакою. Разом з тим, видова різноманітність водних об'єктів значно більша. Саме тому визначені ст. 3 Водного кодексу України види водних об'єктів слід розглядати не як види у буквальному розумінні, а як три групи водних об'єктів, дляожної з яких характерний свій поділ водних об'єктів на види. Всі водні об'єкти, включені в склад водного фонду, підлягають реєстрації в Державному водному кадастрі, який включає дані обліку за кількісними і якісними показниками, реєстрації водокористувань та дані обліку використання вод. Державний водний фонд України знаходиться під захистом і охороною держави. З водними об'єктами, крім підземних вод, безпосередньо пов'язані покриті водою земельні ділянки, які складають категорію земель водного фонду.

Склад земель водного фонду України визначений ст. 4 Водного кодексу України та ст. 58 Земельного кодексу України. До земель водного фонду належать землі, зайняті: морями, річками, озерами, водосховищами, 152 іншими водоймами, болотами, а також островами; прибережними

захисними смугами вздовж морів, річок та навколо водойм; гідротехнічними, іншими водогосподарськими спорудами та каналами, а також землі, виділені під смуги відведення для них; береговими смугами водних шляхів.

Внаслідок того, що різним категоріям вод властиві різноманітні природні, економічні і юридичні якості, їх правова класифікація може вироблятися в різних площинах, в кількох аспектах та за різними критеріями. Відповідно до ст. 19 Земельного кодексу України, землі України за основним цільовим призначенням поділяються на категорії:

- землі сільськогосподарського призначення;
- землі житлової та громадської забудови;
- землі природно-заповідного та іншого природоохоронного призначення;
- землі оздоровчого призначення; землі рекреаційного призначення;
- землі історико-культурного призначення;
- землі лісогосподарського призначення;
- землі водного фонду;
- землі промисловості, транспорту, зв'язку, енергетики, оборони та іншого призначення.

Отож, в основі поділу земель лежить ознака цільового призначення і така класифікація визначає структуру Земельного кодексу України. Водночас, відносно води такої єдиної класифікації немає, тому структура Водного кодексу України не залежить від наведеного ним поділу водних об'єктів. Так, в залежності від правового режиму водні об'єкти поділяються на водні об'єкти загальнодержавного та місцевого значення. Водного кодексу України встановлено, що до водних об'єктів загальнодержавного значення належать:

- внутрішні морські води та територіальне море;
- підземні води, які є джерелом централізованого водопостачання; поверхневі води (озера, водосховища, річки, канали), що знаходяться і використовуються на території більш як однієї області, а також їх притоки всіх порядків;
- водні об'єкти в межах територій природно-заповідного фонду загальнодержавного значення, а також віднесені до категорії лікувальних.

До водних об'єктів місцевого значення належать: поверхневі води, що знаходяться і використовуються в межах однієї області і які не віднесені до водних об'єктів загальнодержавного значення; підземні води, які не можуть бути джерелом централізованого водопостачання.

Перелік річок та водойм місцевого значення затверджений Наказом Державного комітету України по водному господарству «Про затвердження Переліку річок та водойм, що віднесені до водних об'єктів місцевого значення» від 3 червня 1997 р. № 41.

Поділ водних об'єктів на загальнодержавні і місцеві має важливе практичне значення, оскільки така класифікація є необхідною для створення належного правового режиму їх використання та охорони. По-перше, в залежності від значення водного об'єкта повинна призначатися міра юридичної відповідальності за порушення правового режиму його використання. По-друге, від значення водного об'єкта залежить і той фактор, якими державними органами (центральними чи місцевими) здійснюється управління і контроль у галузі використання та охорони вод та відтворення водних ресурсів. В залежності від своїх природних характеристик водні об'єкти поділяються на підземні і поверхневі.

Поверхневі водні об'єкти мають багатофункціональне значення і можуть надаватися в користування для однієї чи декількох цілей одночасно. Поверхневі водні об'єкти України вкривають 24,1 тис. кв. км, що становить 4,0% загальної території (603,7 тис. кв. км) держави.

Більшість з них мають географічні назви (море, річка, озеро). До поверхневих водних об'єктів належать поверхневі водотоки та поверхневі водойми. Чинний Водний кодекс України не закріплює поняття водотоку. Поряд з цим, Юридичним енциклопедичним словником з екології визначено, що поверхневі водотоки – це поверхневі водні об'єкти, води яких знаходяться у стані безперервного руху. Згідно Великого енциклопедичного словника, водотік – це водний потік з рухом води по напрямку у заглиблений земній поверхні. До поверхневих водотоків належать річки, струмки і канали. У Великій радянській енциклопедії річка визначається як природний водний потік, який протікає у природному руслі і живиться за рахунок поверхневого та підземного стоку його русла.

Згідно статті 79 Водного кодексу України, в залежності від водозбірної площі басейну 154 річки поділяються на великі (понад 50 тис. km^2), середні (від 2 до 50 тис. km^2), малі (до 2 тис. km^2). В Україні

налічується 63119 річок, у тому числі великих – 9 (Дунай, Тиса, Дністер, Південний Буг, Дніпро, Прип'ять, Десна, Сіверський Донець, Західний Буг), середніх – 81 і малих – 63029. Гідрографічна сітка Івано-Франківської області представлена 8321 річкою, з якої великих – 1 (Дністер), середніх – 3 (Прут, Черемош, Бистриця), малих – 8317. Серед водотоків важливе значення мають канали. В межах території України збудовано 7 великих каналів довжиною 1021 км з подачею по них 1000 куб. м води за секунду, 10 водоводів великого діаметру, якими вода надходить у маловодні регіони України. Проектом Закону України «Про внесення змін до Водного кодексу України» визначено, що канал – це штучний водовід чи водотік, що створений на земній поверхні і належить до водогосподарських систем

. Доцільно було б заповнити цю прогалину у змісті статті 1 Водного кодексу України і закріпити дане поняття. Струмки є невеликими водотоками, що беруть початок від джерел. До поверхневих водойм належать озера, водосховища та ставки. Відповідно до ст. 1 Водного кодексу України, водойма – це безстічний або із сповільненим стоком поверхневий водний об'єкт, водосховище – це штучна водойма місткістю більше 1 млн. куб. м, збудована для створення запасу води та регулювання її стоку. На території України збудовано 1160 водосховищ загальним об'ємом понад 55 млрд. м³. До найбільш великих водосховищ на території України належать: Дніпровський каскад водосховищ (Київське, Канівське, Кременчуцьке, Дніпродзержинське, Дніпровське, Каховське); Дністровське водосховище на р. Дністер; Краснооскільське на р. Оскіл; Печенізьке на р. Сіверський Донець; Каракунівське на р. Інгулець. В межах Івано-Франківської області налічується 3 водосховища (Бурштинське, Чечвинське, Княгининське) загальною площею 1631,2 га.

Згідно статті 1 Водного кодексу України, **озеро** – це природна западина суші, заповнена прісними або солоними водами. На території України налічується близько 20 тис. озер, які займають 0,3% території країни, у тому числі понад 7 тис. з площею від 0,1 кв. км і більше, 43 – з площею від 10 км² і більше. Великі озера розташовані у пониззях Дунаю та на узбережжі Чорного моря (Сасик, Ялпуг, Катлабуг, Кагул, Китай); у басейні Західного Бугу – Світязь, з гірських озер найбільше – Синевир. На території Івано-Франківської області нараховується 154 невеликих озера (327,3 га), які розташовані у заплавах великих і середніх річок Прикарпаття, Опілля, Придністров'я. **Ставок** – це штучно створена

водойма місткістю не більше 1 млн. м³. На території України збудовано 28 тис. ставків. На території Івано-Франківської області налічується 1244 ставки загальною площею водного дзеркала 3514,7 га та сумарним об'ємом води 63,47 млн. м³. Моря поділяються на відкриті та внутрішні. Чорне море відноситься до відкритого типу, Азовське – до внутрішнього.

В свою чергу, такі вчені як А. В. Анісімова, А. П. Гетьман та В. І. Гордєєв поділяють водні об'єкти за своїм державно-правовим значенням на внутрішні і територіальні, що безпосередньо визначає їх правовий режим. Визначення внутрішніх вод України та територіального моря закріплено Законом України «Про державний кордон України» від 4 листопада 1991 р. №1778-12. Відповідно до вказаного закону, внутрішні води України – морські води, розташовані в бік берега від прямих вихідних ліній, прийнятих для відліку ширини територіального моря України; води портів України, обмежені лінією, яка проходить через постійні портові споруди, які найбільше виступають у бік моря; води заток, бухт, губ і лиманів, гаваней і рейдів, береги яких повністю належать Україні, до прямої лінії, проведеної від берега до берега в місці, де з боку моря вперше утворюється один або кілька проходів, якщо ширина кожного з них не перевищує 24 морські милі; води заток, бухт, губ і лиманів, морів і проток, що історично належать Україні; обмежена лінією державного кордону частина вод річок, озер та інших водойм, береги яких належать Україні; територіальне море України – прибережні морські води шириною 12 морських миль, відлічуваних від лінії найбільшого відпливу як на материкову, так і на островах, що належать Україні, або від прямих вихідних ліній, які з'єднують відповідні точки. Географічні координати цих точок затверджуються в порядку, який встановлюється Кабінетом Міністрів України. Територіальні води України в Чорному морі становлять 24850 км², а площа шельфу – близько 57% загальної довжини Чорноморського шельфу. У межах України знаходяться 14 основних лиманів і естуаріїв загальною площею 1,952 кв. км², 8 заток площею 1,77 тис. км², 19 приморських водно-болотних угідь загальною площею 635 тис. га.

Підземні водні об'єкти є невід'ємною складовою водного фонду України. Водним кодексом України не визначено, які водні об'єкти належать до підземних, однак ст. 1 визначеного кодексу закріплено поняття водоносного горизонту як однорідної пластової товщі гірських

порід, де постійно знаходяться води. У науковій літературі підземні водні об'єкти поділяють на:

- басейни;
- родовища;
- водоносні горизонти.

Згідно з Юридичним енциклопедичним словником, до підземних водних об'єктів відносяться: водоносний горизонт; басейн підземних вод; родовище підземних вод; природний вихід підземних вод. Доцільно було б доповнити ч. 2 ст. 3 Водного кодексу України, в якій передбачити види підземних водних об'єктів (водоносний горизонт, басейн підземних вод, родовище підземних вод та природний вихід підземних вод), а також закріпити визначення басейну підземних вод, родовища підземних вод та природного виходу підземних вод у ст. 1 «Визначення основних термінів» Водного кодексу України. В свою чергу, кожен з підземних водних об'єктів за загальними ознаками поділяється на три розряди в залежності від видів (постійні, тимчасові), категорій (мала, середня, велика), глибин залягання (до 50 м, 157 від 50 до 300 м, більше 300 м). Визначені підземні водні об'єкти можуть поділятися також в залежності від площі, потужності і підземного стоку. Згідно з Постановою Кабінету Міністрів України «Про затвердження переліків корисних копалин загальнодержавного і місцевого значення», підземні води як корисні копалини загальнодержавного значення поділяються на мінеральні, питні, промислові, теплоенергетичні.

Специфіка правового статусу підземних водних об'єктів полягає в тому, що вони становлять частину надр, і, відповідно, належать до державного фонду надр. Згідно статті 1 Кодексу України про надра, **надра** – це частина земної кори, що розташована під поверхнею суші та дном водоймищ і простягається до глибин, доступних для геологічного вивчення і освоєння.

На думку Г. С. Башмакова, відносини, пов'язані з підземними водами, регулюються водним законодавством і законодавством про надра. Тим часом, мінеральні підземні води поділяються на придатні для питних потреб, для зрошення і непридатні для цих цілей. Розрізняються також підземні води в замкнутому просторі і протічні, холодні і гарячі (термальні), ґрутові і артезіанські, напірні і безнапірні. В Україні розвідано і затверджено 371 родовище підземних вод, яке включає 977 ділянок. Сумарні розвідані експлуатаційні запаси підземних вод

становлять 5,7 млрд. м³ за рік (15,7 млн. м³ за добу), або 25% прогнозних ресурсів підземних вод. На території основних річкових басейнів України розвіданість перспективних ресурсів підземних вод варіє від 90% (басейнів річок Криму) до 14% (басейни річок Приазов'я). У найбільшому річковому басейні Дніпра ці ресурси розвідані всього на 20%, в басейнах Дністра та Південного Бугу – відповідно на 27 і 30%.

Проте в басейні Сіверського Дінця розвіданість вище 49%. У державному фонді родовищ України на обліку є 9 родовищ підземних вод питного призначення, розташованих на території Івано-Франківської області: Шевченківське, Городенківське, Коломийське, Підмихайлівське, Надвірнянське, Снятинське, Черніївське, Воронівське. В залежності від виду водокористування водні об'єкти можна поділяти на водні об'єкти загального водокористування, водні об'єкти спеціального водокористування, водні об'єкти відокремленого користування та інші. За способом виникнення водні об'єкти бувають природні та штучні. Водний кодекс України визначений порядок користування прикордонними водами, які є одним з видів транскордонних вод (водних об'єктів), порядок користування якими визначеним кодексом не закріплений. Водночас, поняття та порядок користування транскордонними водами передбачений, як правило, міжнародними договорами. Зокрема, ст. 1 Конвенції про охорону та використання транскордонних водотоків та міжнародних озер від 17 березня 1992 р. встановлено, що транскордонні води означають будь-які поверхневі чи підземні води, які визначають, перетинають кордони між двома і більше державами або знаходяться в таких кордонах.

Аналогічне визначення закріплене в Протоколі з проблем води та здоров'я до Конвенції про охорону та використання транскордонних водотоків та міжнародних озер від 17 березня 1992 року від 17 червня 1999 р., Угодою між Кабінетом Міністрів України та Урядом Республіки Білорусь про спільне використання та охорону транскордонних вод від 28 лютого 2002 р. № 225, Наказом Державного комітету рибного господарства України від 15 лютого 1999 р. № 19 «Про затвердження Правил любительського і спортивного рибальства та Інструкції про порядок обчислення та внесення платежів за спеціальне використання водних живих ресурсів при здійсненні любительського і спортивного рибальства».

Варто було б закріпити поняття транскордонних вод та порядок їх використання у Водному кодексі України, оскільки це дасть можливість вирішити спірні питання щодо правового регулювання використання та охорони таких водних об'єктів, а також питання відповідальності за правопорушення щодо транскордонних вод. Крім того, транскордонні водні об'єкти слід включити в перелік водних об'єктів загальнодержавного значення.

Таким чином, за допомогою запропонованої класифікації водних об'єктів здійснено всебічну характеристику водних об'єктів. Їх поділ обумовлений теоретичною та практичною метою. З одного боку, класифікація удосконалила теоретичні підходи до поняття водного об'єкта з різних сторін, поглибила розуміння суті цього поняття. З іншого боку, з поділу водних об'єктів на види зрозуміло, що вид водного об'єкта обумовлює його правовий режим та вказує на взаємозв'язок між ними.

Зрозуміло, що коло ознак, на основі яких здійснюється класифікація, є необмеженим, однак диференціація водних об'єктів є необхідною для забезпечення належного правового регулювання водних відносин. З дослідження видів водних об'єктів зрозуміло також, які доповнення необхідно внести у водне законодавство для того, щоб удосконалити правове регулювання питань, що стосуються складу водного фонду України.

Питання для самоперевірки

- 1. Що собою являє водний фонд України?**
- 2. Які види природних ресурсів відносяться до водного фонду?**
- 3. Що таке класифікація водних ресурсів?**
- 4. За якими принципами і ознаками проводять класифікацію природних ресурсів?**
- 5. У чому полягає значимість природних ресурсів?**
- 6. Які основні проблеми виникають при використанні водних ресурсів?**

2 ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ НОРМУВАННЯ

2.1 Суть, мета, об'єкти, завдання і види нормування.

Нормування – це діяльність по встановленню гранично допустимих впливів людини на природу.

Мета нормування – забезпечення науково обґрунтованого поєднання економічних і екологічних інтересів як основи суспільного прогресу – в певній мірі компроміс між економікою і екологією. Визначена таким чином мета нормування антропогенного навантаження на оточуюче природне середовище передбачає наявність граничних умов (нормативів) як на самий вплив, так і на фактори середовища, які відображають і сам вплив, і відгуки на нього екосистем.

Об'єкти нормування антропогенного навантаження на природне середовище. Основними об'єктами нормування антропогенного навантаження на природне середовище є показники впливу виробничо-гospодарської діяльності на людину, територіальні природні комплекси (ландшафти) та їх компоненти: рівні концентрацій забруднюючих речовин у навколошньому середовищі, рівні акустичного, електромагнітного, радіаційного та іншого шкідливого впливу на навколошнє середовище, рівні вмісту шкідливих речовин у продуктах харчування; рівні викидів та скидів у навколошнє середовище забруднювальних хімічних речовин; рівні шкідливого впливу фізичних та біологічних факторів.

Основні завдання нормування:

- регламентація (упорядкування) вимог, що попереджують негативний вплив забруднення навколошнього середовища на природні системи і здоров'я людини;
- становлення методів спостереження і контролю за станом довкілля;
- встановлення режимів використання і охорони природних ресурсів;
- розробка нормативів (комплексу довідкової інформації для оптимізації негативного впливу антропогенного навантаження на природне середовище).

Види нормування. Нормування антропогенного навантаження на природне середовище та розробка нормативів ведеться у трьох основних напрямках:

- **санітарно-гігієнічне нормування** – розробка системи норм, правил і регламентів для оцінювання стану навколошнього середовища в інтересах охорони здоров'я людини і збереження генетичного фонду деяких популяцій рослинного і тваринного світу;
- **екологічне нормування** – розробка системи норм, правил і регламентів допустимого навантаження на екосистеми;
- **науково-технічне нормування** – розробка системи норм, правил і вимог, які ставляться безпосередньо до джерел антропогенних впливів на оточуюче середовище.

2.2. Поняття про природне середовище і антропогенне навантаження

Середовище – це найбільш загальне поняття, цим терміном позначається усе, що оточує даний об'єкт. Під середовищем (життя) живих організмів мається на увазі вся сукупність конкретних абіотичних, біотичних та антропогенних факторів, в яких живе дана особина, популяція або вид. Іншими словами термін “середовище (життя)” означає все оточення, в якому відбувається діяльність людини та розвиток живої і неживої матерії.

Поняття «середовище» потребує уточнення, оскільки надто різнопланово воно тлумачиться. Так, поряд з ним у науковій літературі, вживаються терміни «природне середовище», «соціокультурне середовище», «навколошнє середовище», «географічне середовище», «штучне середовище», «техносфера», та інші. Слід чіткіше розмежовувати ці поняття, оскільки всі зазначені «середовища» похідні від тієї ж природи.

Середовище – сукупність усіх умов, що діють на організм, популяцію або біоценоз, спричиняючи їх відповідну реакцію, забезпечуючи їх існування та обмін речовин і енергії.

Природне середовище – узагальнене поняття на позначення натуральних природних систем з усім різноманіттям виконуваних ними функцій.

Під *соціальним середовищем* слід розуміти штучне матеріальне і психологічне (інформаційне) оточення людини. Природне середовище в

сукупності із соціальним середовищем створюють навколошнє середовище людини.

Навколошнє середовище тлумачиться як сукупність усіх матеріальних тіл, сил і явищ природи, її речовина і простір. Це - сукупність абіотичного, біотичного і соціального середовища, що разом справляють вплив на людину та її життєдіяльність.

Вислів «*навколошнє середовище*» має той же зміст, що і середовище, але він найменш вдалий, оскільки само слово «середовище» вже має на увазі оточення об'єкту. Навколошне середовище утворилося в результаті тривалої еволюції планети Земля під впливом людської діяльності, створення так званої «вторинної природи», тобто міст, заводів, каналів, транспортних магістралей тощо (рис. 2.1).



Рисунок 2.1 Схема навколошнього середовища

Іншими словами – це те, що оточує людину і взаємодіє з нею. Це середовище проживання людини, що включає природні і штучно створені чинники соціоприродного, соціальноекономічного і психологічного характеру.

Поняття “природа” і “навколошнє середовище” дуже подібні. Але поняття “природа” значно ширше.

Природа – це натуральна, об'єктивна реальність, результат еволюції розвитку матеріального світу, яка існує незалежно від свідомості людини. Разом з тим сама людина, як біологічний вид, належить природі. Людина, як і всі організми, формує своє середовище і пристосовується до нього (рис. 2.2)

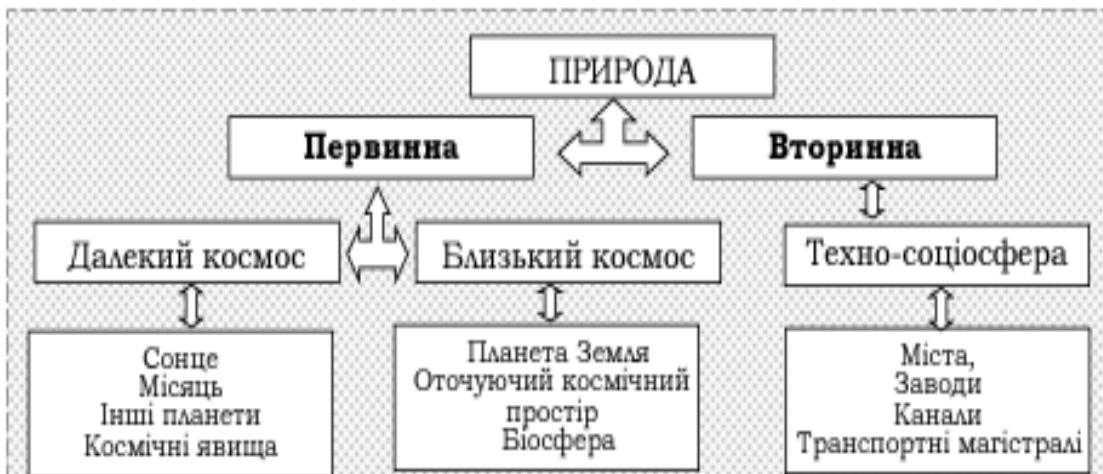


Рисунок 2.2 Схема об'єктів матеріального міру

Саме поняття “природа”, як правило, вживається як символ нескінченності матерії і є синонімом понять “всесвіт” і “буття”. Терміном “природа” нерідко називають сукупність об'єктів і систем матеріального світу в їх природному стані, які не є продуктом трудової діяльності людини. В екології та соціології вихідними є терміни “природа” і “середовище”, в нормуванні антропогенного навантаження на природне середовище буде використано тільки узагальнене поняття “природне середовище”, яке складається із натуральних природних комплексів (атмосфери, гідросфери – підземні й поверхневі водойми – річки, озера, моря; літосфери – землі, ґрунти, надра, ландшафти-флора і фауна,) з усім різноманіттям виконуваних ними функцій (рис. 2.3).

Антропогенне навантаження – пряний і опосередкований вплив людей та їхньої господарської діяльності на природу загалом або на її окремі системи, комплекси, компоненти чи елементи. Антропогенне навантаження зазнають насамперед атмосферне повітря, водні ресурси, ґрунти, ландшафти, певні види рослин і тварин.



Рисунок 2.3 Схема елементів природних ресурсів

Нормування антропогенного навантаження на природне середовище – це вид діяльності з керування довкіллям, спрямований на збереження і поліпшення якості навколошнього середовища та охорони здоров'я людини від негативного впливу його забруднення. Розглянувши поняття про природне середовище слід також сконцентрувати увагу на понятті про антропогенного навантаження на природне середовище. Від цього залежить правильний вибір системи показників, які слід використовувати при нормуванні.

Рекреаційне навантаження – ступінь безпосереднього впливу відпочивальників, їхніх транспортних засобів, тимчасових житлових та ін. споруд на природні, територіальні або рекреаційні об'єкти. Навантаження рекреаційне виражають кількістю людей або людино-днів на одиницю площи об'єкта за певний проміжок часу (добу або рік). Розрізняють оптимальне і деструктивне рекреаційне навантаження. Так, для соснових лісів деструктивним навантаженням вважається присутність 7-10, для ялинових – 15, для березових або осикових – до 30 осіб на 1 га одночасно і щоденно протягом 5-7 років.

Техногенне навантаження – ступінь впливу техногенних чинників на довкілля. Найбільш негативний вплив на середовище України чинять

гірничо-видобувні енергетичні підприємства, промислово-територіальні комплекси, агломерації тощо.

Основними чинниками впливу на геологічне середовище є скидання стічних вод, викиди твердих та газоподібних речовин в атмосферу, складування твердих відходів, розробка родовищ корисних копалин. Значної шкоди довкіллю завдають тверді відходи (які включають металургійні шлаки, відходи збагачення корисних копалин), звалища побутового сміття, відстійники, склади нафтопродуктів, атомно-енергетичних об'єктів. Про рівень техногенного навантаження свідчить величина такого інтегрального показника, як модуль техногенного навантаження – річний об'єм стічних вод і твердих відходів, віднесених до площи території України або окремих її регіонів.

Сільськогосподарське навантаження – антропогенне забруднення, що виникає в разі застосування пестицидів (фунгіцидів, дефоліантів тощо), внесення добрив у надмірних кількостях, які не засвоюються рослинами, скидання відходів тваринництва та ін. дій, пов'язаних з с.-г. виробництвом. Основними чинниками впливу на природне середовище є скидання стічних вод тваринницьких ферм та їх газоподібних речовин в атмосферу, складування твердих відходів, хімізація аграрного виробництва, сховища пестицидів і мінеральних добрив, меліорація земель, поля фільтрації і зрошення. У зв'язку з цим дедалі гіршають якісний та структурний стан педосфери і літосфери.

2.3. Вплив антропогенного навантаження на природне середовище

Будь-які процеси зміни природного середовища, обумовлені діяльністю людини вважаються антропогенним впливом на природне середовище або антропогенними чинниками.

Чинник – це рушійна сила процесів або умова, що впливає на них, суттєва обставина в будь-якому процесі, явищі. Антропогенний чинник – це чинник, що виникає в ході безпосереднього впливу людини на будь-що. Розрізняють прямі і непрямі, позитивні й негативні антропогенні чинники. До антропогенних чинників належать усі види створюваних технікою і безпосередньо людиною впливів, які пригнічують природу – забруднення, технічні перетворення й руйнування природних систем ландшафтів,

вичерпання природних ресурсів, глобальні кліматичні впливи, естетичні впливи.

Взагалі антропогенні чинники – це впливи людини на екосистему, що зумовлюють у її компонентів (абіотичних і біотичних) суттєві відгуки (реакції). Класифікація екологічних чинників представлена на схематичному рис. 2.4.

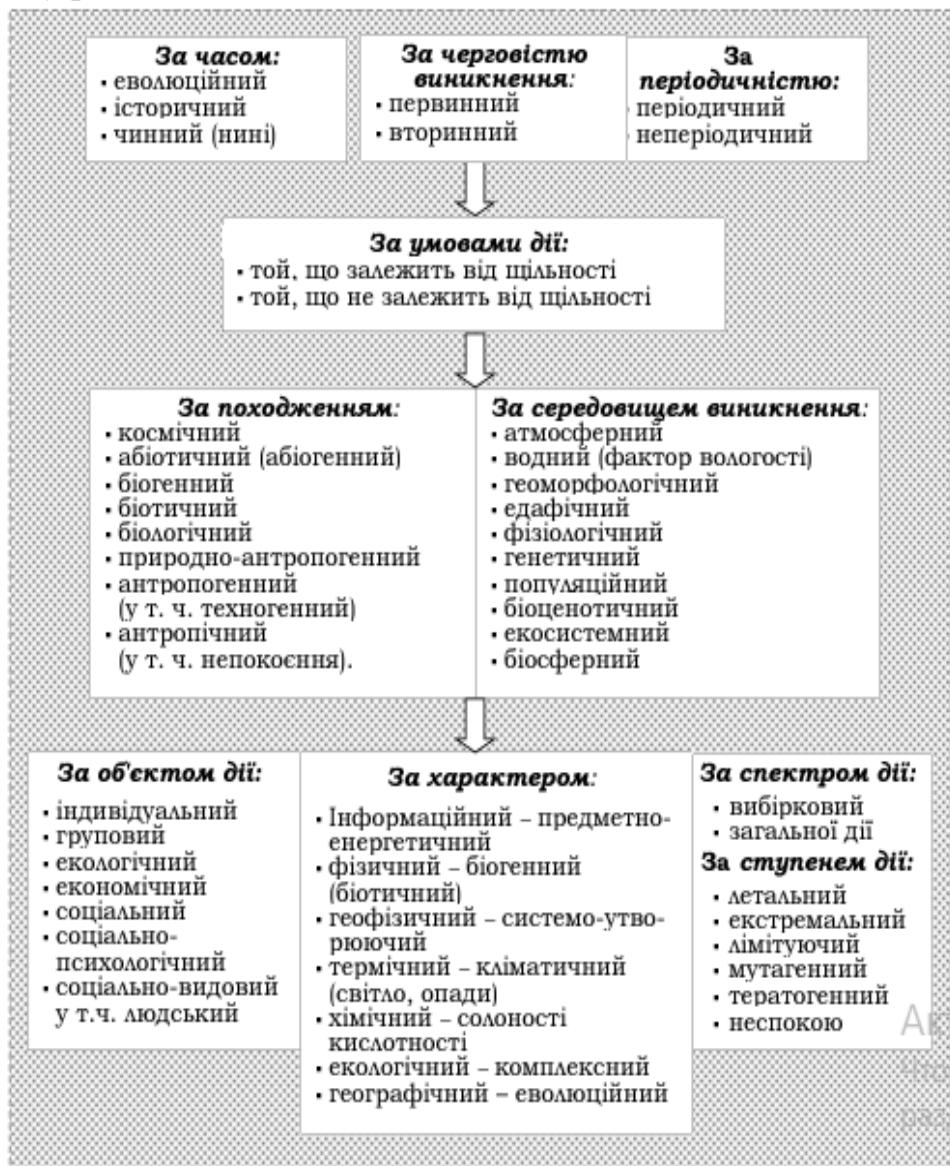


Рисунок 2.4 Схема класифікації екологічних чинників

Екологічні чинники поділяються на три групи:

- **за походженням** – фізичні і хімічні, едафічні і кліматичні, біотичні, уробгенні та техногенні;
- **за характером зв'язків** – вітальні і сигнальні;

➤ **за часом дії** – постійні і періодичні, ледве помітні і катастрофічні. Будучи за характером впливу екзогенними, вони діють на ендогенні чинники (на екосистему або на її компоненти) з "середини".

Вплив людини на природу може бути як *свідомим*, так і *стихійним, випадковим*. Користуючись знанням законів розвитку природи, людина свідомо виводить нові високопродуктивні сорти рослин і породи тварин, усуває шкідливі види, творить нові біоценози. Проте нерідко вплив людини на природу має небажаний характер. До випадкових належать впливи, які є наслідком діяльності людини, але не були наперед передбачені або заплановані: випадкове завезення насіння бур'янів, випас худоби, розорювання земель, рекреаційні деградації тощо.

Процеси антропогенного впливу на природу розподіляють на три групи: нейтральні, негативні та позитивні:

– нейтральні – характеризують тільки напрямки, характер, вид процесів діяльності людини, безпосередньо пов'язаних зі зміною компонентів втручання); природи (підкорення, вторгнення,

– негативні – характеризують процеси антропогенної зміни природи, які оцінюються як негативні для людини, об'єктів її життєдіяльності чи компонентів природного середовища (порушення, руйнування, винищування, забруднення природного середовища). Порушення природного середовища пов'язані з забрудненням (у т.ч. інтоксикацією) і засміченням; руйнуванням пейзажу (пейоризацією); порушенням (деструкцією, руйнуванням) ландшафтів; роз'єданням (взаємною ізоляцією елементів екосистеми) та знищеннем, винищуванням біологічних об'єктів (флори і фауни). Антропогенні процеси впливу на природу, що погіршують виконання природою своїх функцій характеризуються загальним погіршенням якості довкілля, яке визвано екодеструктивною діяльністю людини.

Позитивний вплив на природу звичайно характеризується двома групами понять:

- **перша** – передає захисну (пасивну) спрямованість діяльності людини, покликану законсервувати існуючий стан довкілля (охорона, захист, збереження, зниження екологічного пресу чи зменшення навантаження на природу);

- **друга** – характеризує активні дії, спрямовані на поліпшення властивостей природного середовища, у тому числі й такі, що

відновлюють якість компонентів довкілля та ліквідують наслідки екодеструктивних дій – відтворення (природних ресурсів, земель природи, довкілля), відновлення (рослинності, ландшафтів, лісів, популяції тварин), рекультивація (земель, ландшафтів), поліпшення якості (довкілля, природного середовища, атмосфери, водойм, ін.).

Відповідно позитивними змінами природного середовища слід вважати такі зміни, які сприяють прогресивному розвитку екосистем, а негативними – ті, що ведуть до їх деградації. З даною концепцією оцінки характеру антропогенного впливу пов'язані визначення екологічної рівноваги та її порушення.

Під екологічною рівновагою розуміють баланс природних чи змінених людиною компонентів і природних процесів, що створюють середовище та забезпечують тривале існування даної екосистеми. Види порушення природного середовища.

Основними видами процесів порушення природного середовища є:

- використання природних ресурсів:
 - вилучення природних ресурсів (невідновних, відновних, території),
 - виснаження (вичерпання) природних ресурсів;
- порушення якості компонентів природного середовища:
 - забруднення (механічне, хімічне, фізичне, біологічне, інформаційне),
 - порушення ландшафтів:
 - порушення ґрунтів (ерозія, висушування, підтоплення, переущільнення, забруднення, засолення),
 - порушення режиму водних систем (зарегулювання стоку рік, вилучення води, зміна русел рік, зміна екосистем, що підтримують водні системи),
 - зміна рельєфу місцевості і вплив на геосистему (формування котлованів і заглиблень, формування відвалів і насипів), руйнування природних геологічних об'єктів (гір, скель, пагорбів, ярів), пнемо вплив на геосферу;
 - процеси вплив на людину і біоту:
 - – вплив на біоту:
 - прямі процеси впливу на біоту, винищування тварин, знищення рослин,

- • непрямі процеси впливу на біоту: блокування шляхів міграції тварин і рослин, ускладнення репродуктивних функцій, порушення умов існування рослин і тварин, спрощення екологічних зв'язків, гіпертрофія популяцій деяких біологічних видів, порушення екологічної рівноваги привнесенням чужорідних даній екосистемі екологічних видів;
- – вплив на організм людини:
- • процеси прямого впливу на організм людини: виробничий і побутовий травматизм,
- • процеси непрямого впливу на організм людини: погіршення якості умов життя і діяльності людини (склад повітря, температура, вологість, ін.), погіршення якості їжі і питної води (забруднення харчових ланцюгів і питної води);
- зниження інформаційної цінності природних систем і психологічний вплив на особистість людини;
- вплив на глобальну екосистему Землі:
 - зміна енергетичної системи Землі (zmіна клімату Землі, зміна електромагнітної системи Землі),
 - зміна буферних захисних систем Землі (зменшення озонового шару та ін.) У представленому переліку подано загальну картину процесів екодеструктивної діяльності людини.

Види забруднення. Забруднення є соціально-економічним поняттям. Зміну середовища слід вважати забрудненням, якщо погіршилася хоча б одна з його функцій. Виправданими можна вважати такі спричинені людиною забруднення, при яких сума позитивних ефектів у кількісному чи якісному відношенні перевищує сумарний результат негативних наслідків. В іншому разі зміна стану середовища веде до деградації його функції і не може вважатися виправданою. Довгий час у світі переважав саме такий характер використання середовища, що призвело до виникнення так званої екологічної кризи процесів.

Оцінка антропогенних процесів впливу на природу. При оцінці порушення природного середовища використовують два підходи – компонентний (процеси розглядаються стосовно порушених природних компонентів: атмосфери, гідросфери, літосфери, рослинного і тваринного світу) і функціональний. Однак на практиці найчастіше ці підходи комбінуються, оскільки екодеструктивні процеси групуються за однорідністю змісту заподіянних змін (наприклад, забруднення, порушення

ландшафтів тощо). В залежності від кінцевих антропогенних процесів впливу на природу оцінка має три різні підходи: економічний, фізіологічний, соціальний.

Економічний підхід – ґрунтуються на зміні корисності використання факторів природного середовища в суспільному виробництві. Позитивними змінами можуть вважатися такі, що збільшують інтегральну економічну оцінку компонентів даної екосистеми. В розряд негативних попадають зміни, що знижують економічну корисність факторів природного середовища і, отже, їх інтегральну економічну оцінку. Носієм такого підходу можна вважати поняття збільшення/зменшення продуктивності (природних ресурсів, екосистем, компонентів природи).

Фізіологічний підхід – базується на здійсненні фізіологічних функцій природи, що вимагають підтримання параметрів середовища в надзвичайно вузьких інтервалах. Тут переважають поняття: оздоровлення (середовища); оптимізація (властивостей середовища за певним параметром: температурою, вологістю, електромагнітними показниками тощо). Термінами поліпшення чи погіршення (якості довкілля) звичайно оперують тільки у випадку відхилення властивостей середовища від оптимальних параметрів.

Соціальні підхід – базуються винятково на використанні інформаційної цінності компонентів природного середовища для розвитку особистості. як Соціальний погляд на природу обумовлюють, головним чином, суб'єктивні оцінки. Зокрема, такі поняття, облагородження/окультурення (ландшафтів) означають наближення природних систем (у тому числі і зруйнованих раніше людиною) до стану, сприятливого (в інформаційному відношенні) для життя і діяльності людини, її духовного розвитку.

Всі наведені оцінки так чи інакше мають під собою також і економічний «підтекст». Це означає, що будь-які процеси «порушення» чи «поліпшення» якості довкілля безпосередньо чи опосередковано пов'язані з економічними втратами або вигодами тому будь-яке цілеспрямоване поліпшення якості середовища передбачає планування конкретних результатів і відповідне вкладання конкретних коштів.

Питання для самоперевірки

- 1.** В чому полягає сутність нормування антропогенного навантаження на природне середовище.
- 2.** Яка мета нормування.
- 3.** Назвати об'єкти нормування антропогенного навантаження на природне середовище.
- 4.** Назвати основні завдання нормування.
- 5.** Розмежувати поняття нормування і норматив, чинник і антропогенний чинник.
- 6.** На які три групи розподіляють екологічні чинники.
- 7.** Назвати види нормування.
- 8.** На які три групи розподіляють процеси антропогенного впливу на природу ?
- 9.** Дати визначення антропогенного навантаження на природне середовище.
- 10.** Назвати види антропогенного навантаження на природне середовище.
- 11.** Назвати підходи до оцінки антропогенних процесів впливу на природу.
- 12.** На чому ґрунтуються соціальний підхід оцінки антропогенних процесів впливу на природу.
- 13.** На чому ґрунтуються фізіологічний підхід оцінки антропогенних процесів впливу на природу.
- 14.** На чому ґрунтуються економічний підхід оцінки антропогенних процесів впливу на природу.
- 15.** Назвати види порушення природного середовища.
- 16.** Розмежувати поняття «природа, середовище, природне середовище, навколишнє середовище, соціальне середовище».

3 ІНФОРМАЦІЙНО-ПРАВОВІ ОСНОВИ ЕКОЛОГІЧНОГО НОРМУВАННЯ

3.1 Інформаційне забезпечення нормування та система екологічних показників

Екологічна інформація представляє собою сукупність даних про динаміку кількісних та якісних змін стану природних об'єктів довкілля, їх взаємозв'язок і закономірності розвитку. Ця сукупність даних є базою для проведення оцінки екологічного стану навколошнього середовища та нормування антропогенного навантаження на природне середовище.

Інформацію про середовище та його екологічний стан можна одержати з різних джерел: первинного обліку, екологічних паспортів підприємств статистичної звітності, та джерел правової інформації, які дають знання про правову базу, правові основи природокористування.

Будь-яку кількісну величину, яка характеризує екологічний стан об'єкту називають екологічним показником.

Показники антропогенного впливу на стан природного середовища розглядаються як комплексний інструментарій для виміру та екологічного нормування безпеки довкілля у країні. Вони повинні якомога повніше його характеризувати. Виділяють чотири основні типи показників:

- показники сучасного екологічного стану і структури природного об'єкту, які визначають чинні екологічні параметри;
- показники якісного стану або ступеня забруднення (в регіонах і населених пунктах);
- показники дії на природний об'єкт (впливу або тиску), які відображають антропогенний вплив на природне середовище;
- показники, що регулюють вплив на природне середовище, і за допомогою яких визначається, як різні агенти реагують на специфічний вплив.

Характеристику стану і структури природного об'єкту проводять на основі таких показників:

- показники стану і структури земельних ресурсів,
- показники стану і структури водних об'єктів,

- показники стану атмосферного повітря, – показники масштабів матеріального виробництва.

Характеристику якісного стану для оцінки ступеня забруднення (в регіонах і населених пунктах) проводять за системою таких показників:

- показники забруднення земельних ресурсів,
- показники забруднення водних об'єктів,
- показники забруднення атмосферного повітря,
- показники масштабів забруднення об'єктами різних галузей матеріального виробництва.

Характеристику дії на природний об'єкт для оцінки впливу або тиску, які відображають антропогенний вплив на природне середовище проводять за системою таких показників:

- показники екологічного навантаження на земельні ресурси,
- показники екологічного навантаження на водні об'єкти,
- показники екологічного навантаження на атмосферне повітря.
- показники екологічного навантаження на лісові ресурси, ландшафти, флору і фауну.

Характеристику регулювання впливу на природне середовище для оцінки реакцій різних агентів на специфічний вплив проводять за системою таких показників:

1. Показники масштабів матеріального виробництва

- обсяг матеріального виробництва в регіоні всього та у розрізі галузей (промисловість, сільське і лісове господарство тощо) у натуральному і вартісному вираженні;
- розміщення і концентрація виробництва; • ступінь урбанізації;
- показники структури виробництва (співвідношені видобувної й обробної промисловості).

2. Показники діяльності, що викликають зміни якості компонентів середовища

- ступінь технічної досконалості застосовуваних технологій (розвиток безвідходних і маловідходних виробництв);
- якість використовуваної сировини і палива;
- споживання і скидання води;
- • викиди шкідливих речовин в атмосферу; • застосування прогресивних методів обробки земель та ін.

3. Показники діяльності, спрямованої на відновлення природної якості компонентів середовища

- відновлення лісових ресурсів;
- рекультивація земель;
- очищенння водойм;
- створення заповідників, заказників тощо.

Крім цього слід враховувати показники естетичного стану і показники дії на об'єкт:

•**показники естетичного стану** мають особливий характер, вони відчуваються органами відчуття і характеризують ступінь комфортності суб'єкту в середовищі існування. Так, психологічний дискомфорт викликають спотворені компоненти ландшафтів, наприклад, кар'єри, відвали, індустріальні пустелі, а також дисбаланс елементів міських систем, зокрема надмірно яскрава або надмірно тьмяна кольорова гама будівель тощо;

•• **показники дії на об'єкт**, які характеризують безпосередній характер впливу на систему різних факторів. Він проявляється в різних ознаках: надходження забруднюючих речовин, механічні навантаження, заміна природних ландшафтів антропогенними тощо. Ці показники вказують на причину погіршення екологічного стану об'єкту. В ряді випадків, як зазначалось раніше, розмежувати вплив природних і антропогенних факторів практично неможливо.

Система показників стану природного середовища безпосередньо пов'язана з чинною системою статистичної звітності. Створені форми статистичної звітності забезпечили збір даних про найбільш гострі проблеми, пов'язані з антропогенним впливом на окремі складові навколошнього середовища і поклали основу для побудови системи інтегрованих показників. Ця система складається з трьох блоків показників: екологічні, соціальні і економічні.

У блоці екологічних показників виділяються розділи – управління водними ресурсами, управління земельними ресурсами, захист атмосфери, охорона лісів, екологічна безпека сільського господарства, управління чутливими екосистемами; у блоці соціальних показників – демографічна динаміка людського розвитку, освіта, охорона здоров'я населення, підтримка екологічного стану людських поселень; у блоці економічних

показників – національна політика та міжнародна кооперація, фінансові ресурси та механізми, зміни структури споживання.

Нижче наведена система інтегрованих показників стану і охорони природного середовища.

Система інтегрованих показників стану і охорони природного

середовища

ЕКОЛОГІЧНІ ПОКАЗНИКИ

1. Управління водними ресурсами

Показники	Україна
Показники посилення стану довкілля	
Щорічний забір підземних вод, % доступного обсягу	21
Щорічний забір поверхневих вод, % доступного обсягу	12.3
Річне споживання питної води на душу населення, м ³	453.8
Водомісткість промисловості в розрахунку на одиницю промислового ВВП, м ³	0.225*
Водомісткість ВВП, м ³ /грн	0.150*
Показники стану	
Потенційні ресурси річкових вод,	209.8
Балансові запаси місцевого стоку, км ³	52.4
Запаси підземних вод, млрд м ³	4.3
Фекальне забруднення свіжої води, % у загальному обсягу стічних вод	31
км3 Біохімічні потреби кисню свіжої води, БПК5 (20° С)	1-5
Вода забезпечення місцевим стоком:	
тис. м ³ / рік:	1.0
тис. км ² на 1 чол.,	87
Показники регулювання	
Очистка стічних вод, %	82
Частка безповоротного водоспоживання в об'ємі використаної води, %	47
Безповоротні втрати води в промисловості, % об'єму відтворювальної води	3

2. Управління земельними ресурсами

Показники	Україна
Показники посилення стану довкілля	
Загальна площа земель (суші), тис. га	57940
З них: залучено у цільове використання, тис. га	54571
Сільськогосподарські угіддя, % загальної площі	72,2
Забудовані землі, % загальної площі	3,9
Землі промисловості, % загальної площі	0,6
Землі рекреаційного, курортного, природоохоронного призначення та історикокультурної спадщини, %	7,5
Землі природно-заповідного фонду, %	2,2
Землемісткість сільського господарства, тис. га /одиницю с.-г. ВВП	0,130
Показники стану	
Площа деградованих та порущених земель, % загальної площі	
Площа радіоактивно-забруднених земель, тис. га	
З них реабілітовано, тис. га	
Показники регулювання	
Реформування земельних відносин – розподіл земельного фонду по формах власності, %:	
державна	50,9
власність недержавних сільгосппідприємств	44,0
приватна	5,1
Реабілітовані землі, %*	1,6

3.Захист атмосфери

Показники	Україна
Показники посилення стану довкілля	
Національні емісії газів парникового ефекту: CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, млн т/рік, або на одиницю ВВП,	7,5
Національні емісії оксидів сірки (SO _x), як сума (SO ₂), т або на одиницю ВВП,	1,4
або одиницю загального енергоспоживання	0,033
Національні емісії оксидів азоту (NO _x), як сума (NO ₂), т	0,5

або одиницю загального енергоспоживання	0,01-
Споживання фтористих речовин, які руйнують озоновий шар, т	120
Надходження забруднюючих речовин в атмосферу, кг на душу населення	
Показники стану	
Концентрації: оксидів сірки (SO ₂),	0,024
оксидів азоту (NO ₂),	0,08
метану (NH ₃)	0,05
сірководню, H ₂ S	0,004
макрочасток (пил),	0,16
токсичних сполук (CO) у повітрі населених міст, мг/м ³	1,8
Глобальні зміни температури повітря	+3 ⁰
Наземний рівень уф. радіації	-
Показники реагування	
Загальні витрати на скорочення забруднення атмосферного повітря, грн.	63026
Частка держ. витрат на охорону повітря, % з заг. витрат на охорону природи	21,8

4. Охорона лісів

Показники	Україна
Показники посилення стану довкілля	
Лісистість території, %	15,6
Середній приріст насаджень на 1 га, куб.	3,7
Площа лісового фонду, млн га	10,8
Потенційні обсяги не деревних ресурсів, тис. т	84
Темпи відновлення лісів, тис. га /рік	35-38
Запаси деревини, млн м ³	1736
Показники стану	
Вкриті лісом землі,	9,4
на 1 жителя, млн га	0,18
га Запаси деревини, м3	1736
на 1 жителя, м3	34
Споживання деревини на виробництво, % до обсягу	70

лісозаготівель	
Показники реагування	
Частка лісів, які охороняються, % від загальної площі лісів	15
Частка лісів, які підлягають управлінню (держлісфонд), %	67

5. Екологічна безпека сільського господарства

Показники	Україна
Показники посилення стану довкілля	
Використання пестицидів, кг/ 1 га с.-г. угідь	0.2
Внесення мінеральних добрив, кг діючої речовини на 1 га с.-г. угідь	12.8
Зрошувані землі, % площі ріллі	6.0
Осушувані землі, % площі сільгоспугідь	7.9
Показники стану	
Площі орних земель на душу населення, га	0.65
Площа засолених, перезволожених та заболочених земель, % с.-г. угідь	24.6
Землі з кислими ґрунтами, % с.-г. угідь	18.5
Загальна площа земель, що піддаються водній ерозії, % с.-г. угідь	39.3
Показники реагування	
Витрати на захисні та відтворювальні заходи, % ВВП	0.024

6. Управління чутливими екосистемами

Показники	Україна
Боротьба з опустеленням та засухами	
<i>Показники посилення стану довкілля</i>	
Населення, яке мешкає у регіонах з посушливим кліматом, %	27.6
Площі земель з недостатнім зволоженням, % загальної площі	24.3
<i>Показники стану</i>	
Середньомісячна кількість опадів у регіонах з посушливим кліматом, мм	30
Стійкий розвиток гірських територій	
<i>Показники посилення стану довкілля</i>	

Населення, яке мешкає у гірських регіонах, %	7.0
Територія гірських (передгірних) регіонів, % загальної площі України	6.3
<i>Показники стану</i>	
Площа небезпечних зон у передгірських регіонах, % площі гірських регіонів	18.0
Площа деградованих земель, % площі гірських регіонів	22.0
<i>Показники реагування</i>	
Лісозахищеність земель, % площі гірських регіонів	25.0
Збереження біорізноманіття	
<i>Показники посилення стану довкілля</i>	
Площа заповідних територій, % загальної площі	2.6
<i>Показники посилення стану довкілля</i>	
Площа заповідних територій, % загальної площі	14
<i>Показники реагування</i>	
Площі земель суші та при берегових морських зон, які захищено, тис. га	136
Не захищено, % від загальної площі	0.2
Управління біотехнологіями	
<i>Показники стану</i>	
Регіональні та національні витрати на біотехнології, % ВВП	2.1
<i>Показники реагування</i>	
Наявність національних програм та рекомендацій щодо розвитку біотехнологій	Так
Управління токсичними хімічними сполуками	
<i>Показники посилення стану довкілля</i>	
Емісія важких металів	-
Емісія органічних сполук, тис. т\рік	550
Використання токсичних пестицидів, кг\га	0.5-640
<i>Показники стану</i>	
Концентрація токсич. (Zn) сполук у об'єктах та природ. медіумах, мг/кг ґрунту	5.5-640
Концентрація важких металів у річках, мг – Zn / Mn	до 20/1.8
<i>Показники реагування</i>	
Зміни вмісту токсичних сполук у продуктах виробництва	-

Управління твердими відходами		
<i>Показники посилення стану довкілля</i>		
Утворення промислових та комунальних відходів, т у рік		14.1
Утворення побутових відходів, кг у добу		0.7
Утворення відходів при добуванні та збагаченні корисних копалин, млн м ³		265.0
<i>Показники стану</i>		
Збирання та утилізація комунальних відходів, т / тис. грн ВВП у рік		0.0075
Площі під твердими відходами, тис. га		162.6
<i>Показники реагування</i>		
Темпи скорочення відходів у розрахунку на одиницю ВВП, т\рік	Зворотні	
Ступінь зворотного та вторинного використання відходів, %		30.6
Витрати на управління відходами, грн.\тис грн. ВВП		3.4
Управління небезпечними відходами		
<i>Показники посилення стану довкілля</i>		
Утворення небезпечних відходів в розрахунку на тис. грн ВВП, т		1.6
Імпорт, експорт небезпечних відходів, т		-
<i>Показники стану.</i>		
Площі земель під небезпечними відходами, кв. км		290.5
<i>Показники реагування</i>		
Загальні витрати на зменшення та переробку небезпечних відходів, млн грн		252.1

3.2. Ефективність та показники еколого-економічної ефективності природоохоронних заходів

Теорія ефективності чітко розмежовує поняття ефекту й ефективності, розуміючи під першим результат заходу, а під другим – співвідношення ефекту і витрат, що його викликали.

Ефект означає результат, наслідок певних причин, дій. Ефект може вимірюватися в матеріальному, соціальному, грошовому вираженні. Зокрема, ефект може оцінюватися обсягом додатково виробленої чи

спожитої продукції (тобто штуками, кубічними чи квадратними метрами, тонами тощо), показниками поліпшення здоров'я населення (наприклад, зниження захворюваності або смертності, виробничого травматизму, підвищення середньої тривалості життя) тощо. У тому випадку, коли зазначені результати отримують грошову оцінку, говорять про економічний ефект.

Економічний ефект – виражений у вартісній формі результат будь-яких дій (зокрема, зазначених вище господарських заходів). У тому випадку, якщо згадані результати впливають не тільки на сухо виробничу сферу, але й обумовлюють зміни, пов'язані з впливом на здоров'я або умови життєдіяльності людини, прийнято говорити про *соціально-економічний ефект*. Якщо ці зміни стосуються природоохоронної сфери, використовують вираз **еколого-економічний ефект**. Величина економічного ефекту визначається за формулою:

$$E = P - Z \quad (3.1)$$

де E - величина економічного ефекту; P - величина економічного результата; Z - повні витрати на реалізацію заходу, завдяки якому з'явився ефект.

Якщо результати економічної діяльності перевищують витрати, говорять про позитивний ефект (підприємство отримує прибуток), в іншому разі – про негативний ефект (збитки, шкода, втрати тощо).

Ефективність визначається відношенням результата (ефекту) до витрат, що забезпечили його отримання і показує не сам результат, а якою ціною він був досягнутий. Тому ефективність найчастіше характеризується відносними показниками, що розраховуються на основі двох груп характеристик (параметрів) – результату і витрат. Це, втім, не виключає використання в системі показників ефективності і самих абсолютних значень вихідних параметрів.

Економічна ефективність – це вид ефективності, що характеризує результативність діяльності. Її головною особливістю є вартісний характер. У загальному вигляді схема визначення показника ефективності може бути виражена формулою:

$$Ec = E / C \quad (3.2)$$

де E_c - показник економічної ефективності; E - величина економічного ефекту; C - витрати ресурсів (коштів, засобів виробництва, предметів праці, трудових факторів, часу та ін.) на забезпечення зазначеного економічного ефекту.

Хоча сам загальний теоретичний принцип простий і однозначний, його практична реалізація може здійснюватися на основі різних методичних підходів, їх вибір потребує глибокого розуміння економічного змісту господарського ефективність якого передбачається оцінити.

Показники еколого-економічної заходу, ефективності. Визначення економічної ефективності середовище захисних заходів містить дві групи синергетично пов'язаних економічних і соціальних завдань:

- раціональне використання матеріальних, трудових); ресурсів (фінансових, матеріальних, трудових)
- як найкраще задоволення соціальних (суспільних) потреб природо-користувачів у природних ресурсах і умовах, а також у чистоті і різноманітті довкілля.

Результати природоохоронної діяльності досить різноманітні та різноякісні і немає єдиної кількісної міри їх вимірювання. В економічній теорії виділяють дві групи відносних показників.

Показники економічної ефективності є найважливішими інструментами реалізації економічної політики на рівні підприємств, регіонів, національної економіки:

– на рівні підприємств вони є ключовим засобом обґрунтування управлінських рішень з організації інвестиційної діяльності, оптимізації витрат ресурсів, удосконалення цінової політики;

– на рівні регіонів і національної економіки показники економічної ефективності покликані бути основою обґрунтування інвестиційної політики, управління системою кредитування, удосконалення оподатковування.

Цілеспрямований процес перетворення економіки, пов'язаний зі зниженням інтегрального екодеструктивного впливу виробництва і споживання товарів та послуг у розрахунку на одиницю сукупного суспільного **екологізацію економіки**.

Підґрунтям екологізації економіки є потенціал зростання обсягів виробництва в умовах збереження і переходу до прискореного поліпшення

якісних показників навколошнього природного середовища. До системи таких якісних екологоекономічних показників відносяться:

- екологізація – ступінь екологізації,
- екологічність – ступінь екологічності,
- екологоємність – ступінь екологоємності,
- екологічна ефективність економіки.

Система цих еколого-економічних показників може *бути основою для нормування і реалізації стандартної схеми управління* (регулювання) екологізацією виробництва промислових підприємств-забруднювачів. Систему показників екологічності виробництва доцільно використовувати і при створенні інформаційних систем, призначених для дослідження, нормування і регулювання еколого-економічних проблем промислового виробництва.

Критерієм екологізації має стати збільшення ваги екологічних витрат у обсязі всіх витрат на виробництво одиниці продукції. Збільшення цієї ваги залежить від обсягів капітальних інвестицій, що направлені на капіталовкладення та на поточні природоохоронні витрати.

3.3. Джерела нормативно-правової інформації з нормування

Нормування антропогенного навантаження на природне середовище регламентується:

Законами і кодексами України:

1. Закон України “Про охорону навколошнього природного середовища”
2. Закон України „Про забезпечення санітарного та епідеміологічного благополуччя населення”.
3. Закон України “Про охорону атмосферного повітря”.
4. Закон України “Про пестициди та агротехнікати”.
5. Закон України “Про відходи”.
6. Закон України ”Про правовий режим території, яка піддається радіоактивному забрудненню внаслідок Чорнобильської катастрофи”.
7. Податковий Кодекс України
8. Водний кодекс України.
9. Земельний кодекс України.

10. “Правила охорони поверхневих вод від забруднення стічними водами”.

11. ДСанПіН 2.2.4-171-10. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною.

Методичними вказівками

1. Методичні вказівки. Санітарно-вірусологічний контроль водних об'єктів, затверджені наказом МОЗ від 30.05.2007 N 284.

2. Методичні вказівки. МВ 10.2.1-113-2005.

Санітарномікробіологічний контроль якості питної води, затверджені наказом МОЗ від 03.02.2005 N 60.

3. Методичні вказівки. МВ 10.10.2.1-071-00. Санітарнопаразитологічні дослідження води питної.

4. Методичні вказівки N 0052-98 Газохроматографічне визначення тригалогенметанів (хлороформу) у воді, затверджені постановою головного державного санітарного лікаря України від 01.02.99 N 2.

5. Методика виконання вимірювань. МВВ 081/12-0227-05. 54.

6. Методичні рекомендації. МР 2.2.4.-147-2007. Санітарно-епідеміологічний нагляд за знезаражуванням води у системах централізованого господарсько-питного водопостачання діоксидом хлору, затверджені наказом МОЗ від 30.07.2007 N 430.

7. Методичні рекомендації. МР 10.10.2.1-137-2007. Застосування тестових наборів COLILERTR-18 для санітарнобактеріологічного контролю якості води, затверджені наказом МОЗ від 24.01.2007 N 24.

8. Методичні рекомендації. МР 10.10.21-155-2008. Визначення найбільш вірогідного числа мікроорганізмів у воді з використанням тестів діагностичних Quanti-Disk та SimPlate, затверджені наказом МОЗ від 14.03.2008 N 138.

Державними стандартами:

1. ДСТУ 4077-2001. Якість води. Визначення pH.

2. ДСТУ 4173-2003. Якість води. Визначення гострої летальної токсичності.

3. ДСТУ 4174-2003. Якість води. Визначення хронічної токсичності хімічних речовин та води.

4. ДСТУ EN 1420-1:2004. Якість води. Визначення впливу органічних речовин на якість води, призначеної для споживання людиною.

Оцінювання води в трубопровідних системах на запах. - Частина 1. Метод випробування.

5. ДСТУ EN 1484-2003. Дослідження води. Настанови щодо визначення загального і розчиненого органічного вуглецю.

6. ДСТУ ISO 6332-2003. Якість води. Визначення заліза. Спектрометричний метод із використанням 1, 10 - фенатроліну.

7. ДСТУ ISO 6468-2002. Якість води. Визначення вмісту окремих хлорорганічних інсектицидів, поліхлорованих біфенілів та хлорбензолів. Метод газової хроматографії після екстракції типу "рідина - рідина".

8. ДСТУ ISO 6703-1:2007. Якість води. Визначення ціанідів. Частина 1. Визначення загального вмісту ціанідів.

9. ДСТУ ISO 6777-2003. Якість води. Визначення нітратів. Спектрометричний метод молекулярної абсорбції.

10. ДСТУ ISO 6778-2003. Якість води. Визначення амонію. Потенціометричний метод.

11. ДСТУ ISO 7027-2003. Якість води. Визначення каламутності.

12. ДСТУ ISO 7887-2003. Визначення і дослідження забарвленості.

13. ДСТУ ISO 9696-2001. Захист від радіації. Вимірювання альфаактивності у прісній воді. Метод концентрованого джерела.

14. ДСТУ ISO 9963-1:2007. Якість води. Визначення лужності. - Частина 1. Визначення загальної та часткової лужності.

15. ДСТУ ISO 10301-2004. Якість води. Визначення високолетких галогенованих вуглеводнів методом газової хроматографії.

16. ДСТУ ISO 10304-3:2003. Якість води. Визначення розчинених аніонів методом рідинної іонної хроматографії. - Частина 3. Визначення хромату, йодиду, сульфіту, тіоціаніду та тіосульфату.

17. ДСТУ ISO 10304-4:2003. Якість води. Визначення розчинених аніонів методом рідинної хроматографії. - Частина 4. Визначення хлорату, хлориду і хлориту у воді з низьким рівнем забруднення.

18. ДСТУ ISO 11885-2005. Якість води. Визначення 33 елементів методом атомно-емісійної спектрометрії з індуктивно-зв'язаною плазмою.

19. ДСТУ ISO 17993:2008. Якість води. Визначення 15 поліцикліческих ароматичних вуглеводнів (ПАВ) у воді методом високоефективної рідинної хроматографії з флуоресцентним детектуванням після рідинно-рідинного екстрагування.

Питання для самоперевірки

- 1.** Що представляє собою екологічна інформація?
- 2.** Назвати види екологічної інформації. з
- 3.** Назвати джерела інформації про середовище та його екологічний стан.
- 4.** Назвати головні форми статистичної звітності про екологічні дані.
- 5.** Назвати основні джерела вторинної накопиченої інформації з екології довкілля.
- 6.** Назвати суб'єкти накопичення екологічної інформації.
- 7.** Назвати типи екологічних показників.
- 8.** Назвати види інтегрованих екологічних показників.
- 9.** Назвати склад системи екологічних показників.
- 10.** Назвати показники наявності і склади компонентів середовища.
- 11.** Назвати показники якісного стану об'єктів середовища.
- 12.** Назвати показники антропогенного навантаження на природне середовище.
- 13.** Назвати показники заходів щодо охорони навколишнього середовища.
- 14.** Назвати показники витрат на природоохоронні заходи.
- 15.** Назвати показники ефективність природоохоронних витрат.
- 16.** Назвати джерела нормативно-правової інформації з нормування.

4 АНАЛІЗ ІСНУЮЧИХ ПІДХОДІВ ДО РАЙОНУВАННЯ ВОДОСХОВИЩ

Одна з найважливіших проблем дослідження і освоєння водосховищ – це оцінка і прогноз розвитку регіональних та індивідуальних особливостей їх акваторій і прибережних зон.

Як показує вітчизняний і зарубіжний досвід найоптимальнішим засобом відображення цих особливостей є районування.

Під районуванням водосховищ більшість дослідників розуміють метод територіальної класифікації (виділ акваторій і ділянок берегової зони) на основі сформульованого критерію (або їх сукупності), встановленого у відповідності з метою дослідження.

Районування – важлива складова частина повноцінного гідрологічного або екологічного дослідження. Найважливіші питання районування – це визначення таксономічних одиниць і меж їх поширення.

При побудові системи одиниць районування важливо визначити основну, вихідну одиницю. Це може бути або водосховище в цілому і від нього потім районування йде зверху вниз. Або ж, навпаки, вибирається найменша таксономічна одиниця (наприклад, акваном – в лімнології, фація – в географії, біотоп – в гідроекології) і потім вибудовується ієрархічна таксономічна система всіх одиниць. На практиці використовуються обидві системи районування, але загальновизнаної єдиної схеми на сьогодні не існує.

Перший підхід складає основу регіонального (індивідуального) районування, другий – як регіонального, так і типологічного районування.

Здебільшого особливості будь-якого таксону районування найяскравіше виражені в його центрі, а до периферії вони слабнуть, відчуваючи вплив сусідніх таксонів. Через це межі між таксонами частіше виявлені не лініями, а перехідними смугами. В екології широкі межі (смуги) є окремим об'єктом дослідження і тому мають самостійну назву “екотон”. В гідрології використовуються і межі-смуги, і межі-лінії.

При районуванні водосховищ найчастіше вживається районування за провідною ознакою на підставі гіпотези про нерівнозначність ознак взагалі. Спочатку визначається провідний фактор диференціації водойми і за ним проводиться районування даного рівня.

Для побудови наступного рівня беруться інші градації цього ж фактора, або інший фактор (чергування факторів). Вибір ознак для районування водосховищ визначається їх репрезентативністю, важливістю для характеристики водойми. З цією метою виділяють лімітуючі фактори для екосистеми водного об'єкту та ступінь їх кореляції з показниками екосистеми. На практиці критеріями районування найчастіше служать морфометричні, морфологічні, гідрологічні, гідро- чи геодинамічні, гідрохімічні, біологічні параметри та їх поєднання.

В залежності від набору ознак (параметрів) районування водосховищ поділяють на окреме, галузеве і комплексне. Окремим є районування за одним показником (наприклад, параметри хвиль, розподіл прозорості води тощо), в результаті якого ми одержуємо карти розподілу окремих компонентів екосистеми. Галузеве районування виконується за групою показників (наприклад, морфометричних, гідрологічних), що характеризують якийсь один компонент екосистеми, тому його ще називають спеціалізованим, або компонентним.

Більшість схем районування водосховищ відноситься саме до цього виду. Комплексним вважають районування, яке враховує комплекс показників, що характеризують різні компоненти екосистеми.

При районуванні водосховищ використовується три методичних підходи: генетичний, типологічний і функціональний. Найбільш поширеним є генетичний підхід з елементами типологічного, що враховує як походження окремих компонентів екосистеми (генезис), так і класифікацію таксонів (типізацію).

Відносно нетривалий досвід вивчення водосховищ і значна індивідуальність кожного з них, на думку деяких авторів, є основними причинами відсутності єдиного методичного підходу як до комплексного, так і до галузевого районування водойм. З поміж декількох сотень публікацій, присвячених районуванню водосховищ, лише в кількох десятках зроблено спроби обґрунтування принципів і методик районування. Не претендуючи на повноту історичного чи всеохоплюючого огляду проблеми районування водосховищ, все ж спробуємо визначити основні напрямки вирішення цієї проблеми.

Історично склалося, що на початкових стадіях досліджень водосховищ найбільшого поширення набули схеми галузевого районування, побудованого на морфологічній або генетичній основі.

Прикладами районування на основі морфологічних показників служать схеми районування Новосибірського, Цимлянського, Камського, Дубосарського та інших водосховищ, виконані в 50-60-х роках ХХ-го століття.

Такий підхід не враховував особливості структури і режиму вод, умов формування гідробіоценозів. Здавалось, що з часом цей недолік буде подолано, оскільки накопичився достатній емпіричний матеріал, розширилася науково-методична база. Однак такий підхід до районування водосховищ зберігся і до сьогодні.

Існує цілий ряд схем акваторіального районування водосховищ, серед яких слід відзначити гідролого-морфологічне районування Ю.М.Матарзіна і Ю.І.Новосельського, М.В.Буторіна і М.П.Смірнова, гідрологічне (гідродинамічне) районування С.Л.Вендрова, С.А.Дубняка і О.В.Кулачинського. Загальним для цих робіт є комплексний підхід до побудови схеми районування, оснований на врахуванні як гідрологічних (гідродинамічних), так і морфологічних показників водосховищ, які визначають їх біотичні особливості.

Так, в роботі Ю.М.Матарзіна і Ю.І.Новосельського використана наступна система таксономічних одиниць: *плесо – гідрографічний район – морфометричні ділянки*, тобто районування виконується за регіональним принципом на індивідуальній основі. Потім в межах районів і ділянок за типологічним принципом виділяються морфодинамічні зони в залежності від ступеня впливу вітрових хвиль на дно. Третій етап – виділення морфодинамічних підзон з урахуванням положення затоплених русел, терас і типології берегів, в результаті якого встановлюються, на думку авторів районування, однорідні аквальні комплекси або біотопи. На третьому етапі типологічне районування поєднується з генетичним. Отже, запропоноване гідролого-морфологічне районування є багатоступінчастим, з послідовним використанням різних провідних ознак і виконується на генетико-типологічній основі за умови поєднання індивідуальних і типологічних підходів. Така схема районування може розглядатись як близька до комплексної. Принагідно зазначимо, що ще більш детальну систему таксономічних одиниць, придатну на думку автора для комплексного районування, запропоновано в такому вигляді: *район – плесо – ділянка – зона – підзона – гідробіоценоз – станція проживання – біотоп*. В названих схемах районування виділяються зони: мілководна,

глибоководна, виклинювання підпору, як складові частини водосховища. Критерії виділення зон в перерахованих роботах подібні і побудовані на визначені умов утворення хвиль. Однак М.В.Буторін і М.П.Смірнов, в доповнення до них, використали ряд гідрофізичних і гідрохімічних показників, а також генезис водних мас. В роботі С.А.Дубняка і О.В.Кулачинського виділені смуги міграції меж між зонами водосховищ в залежності від коливання рівнів води. Дещо по іншому підійшов до акваторіального районування дніпровських водосховищ Б.І.Новіков. Ним були використані такі критерії районування: показники морфометрії (морфології) і гідрологічного режиму, розподіл донних відкладів та характер антропогенного впливу. При цьому були враховані аналогічні дослідження на дніпровських водосховищах, виконані іншими авторами. Кожне з водосховищ за гідроморфологічними показниками поділено на три частини (нижню, середню і верхню), в межах яких за генезисом водних мас виділено ділянки (відроги) крупних приток Дніпра (Пріп'яті, Тетерева, Сули, Ворскли, Самари, Конки) і ділянки, що зазнають впливу режиму роботи ГЕС – пригреблеві. Описані вище методики районування знайшли широке використання в практиці вивчення водосховищ, в першу чергу, дніпровських.

Якщо раніше водокористування і охорона вод базувалися на водогосподарських чи інженерно-технічних засадах, то наприкінці ХХ-го століття на перший план висунулись екосистемні підходи до використання вод і водних об'єктів. Це засвідчив, зокрема, Водний Кодекс України. Однією з перших спроб екологічного районування водосховищ була схема, запропонована О.Г.Піддубним, який виділив серед плесів ділянки, а в них – яруси (зони), потім – станції і біотопи. Пізніше О.Г.Піддубний розвинув схему екологічного районування, як одну з форм аналітичного узагальнення гідробіологічної інформації про взаємовплив і взаємозв'язок організму та середовища, з метою розробки наукових основ управління продуктивністю і якістю середовища. Вихідною структурною одиницею екологічного районування О.Г.Піддубного є не акваторія водойми, а її біоценоз, що опанував характерні біотопи. За інтегральною ознакою, якою на думку автора є гідродинамічна активність товщі води, виділяються біотопи літоралі, субліторалі і профундалі. Певні кроки у напрямку екологічного районування водосховищ були зроблені в роботах гідробіологічного напрямку, в яких здійснювалося виділення мілководь в

окрему структурну одиницю водосховища. Так, в Інституті гідробіології НАН України ще з 40-х років ХХ століття сформувався підхід до мілководь водосховищ як до ландшафтів, аналогічних літоральним. В пізніших роботах українських гідробіологів мілководдя водосховищ розглядаються як ландшафтно однорідні затоплені території, верхня межа яких проходить по урізу води при нормальному підпірному рівні (НПР) водосховища, а нижня (акваторіальна) – не виходить за межі глибинної зони мілководь на заплавних водоймах. Виходячи з поєднання ландшафтних особливостей і біологічних ресурсів, мілководдям водосховищ було надано статус природного комплексу включно з островами і прилеглими до них підтопленими територіями. Такий підхід, побудований на співвідношенні екологічних і географічних понять, може привести, на думку авторів, до створення єдиної уніфікованої класифікації природних екосистем. З позицій еколого-гідрологічного підходу зона мілководь водосховища розглядається як частина його акваторії, на якій існують або можуть виникнути гідрологічні умови, сприятливі для розвитку вищої водяної рослинності. Акваторіальна межа цієї зони визначається глибиною розвиваючої дії хвиль 15 %-ї забезпеченості, а верхня (з боку суші) – висотою капілярного замочування прибережних ґрунтів. З урахуванням викладених вище підходів до районування водосховищ пропонується схема поділу водосховища на крупні структурні одиниці, яка може стати основою для розробки уніфікованого екологічного (еколого-гідрологічного) районування водосховищ.

Водосховище з частиною зарегульованої річки в межах зони виклинювання підпору можна розглядати як єдину екосистему з чітко фіксованими природними межами, структурою і функціональними особливостями. За двома останніми ознаками цю екосистему першого рівня можна розділити на дві складові другого рівня: екосистеми озероподібної і річкової частин водосховища. Межа між цими екосистемами буде проходити по лінії, нижче (за течією річки) якої навіть в періоди межені спостерігається постійне затоплення заплави. Складніше з межами між водосховищем і прилеглою сушою. Ця проблема не має вирішення в схемах акваторіального районування водосховищ і вимагає більш широкого екосистемного чи геосистемного підходу, оскільки між власне водосховищем (по межі зони мілководь) і сушою знаходиться територія, яка зазнає безпосереднього впливу водосховища – берегова

зона. Дія водосховища виявляється в межах цієї зони процесами підтоплення земель і руйнування берегових схилів, підвищеною ерозійною активністю, своєрідним мікрокліматом і, як наслідок, трансформацією ґрунтово - рослинного покриву. Берегову зону, яку з певною умовністю можна назвати водоохоронною зоною, ми, як і інші дослідники, відносимо до екосистеми водосховища, розташовуючи її між верхньою з боку суші межею зони мілководь та умовою лінією, що оконтурює зону взаємодії водосховища з прилеглою сушою. Екосистему озероподібної частини водосховища за структурно функціональними особливостями можна розділити на таксони третього рівня: екосистеми літоралі (відповідає зоні мілководь), субліторалі та профундалі. Для біоти екосистеми літоралі характерне переважання вищої водяної рослинності і пов'язаних з нею фіто- та зооценозів. Відповідно профундаль характеризується відсутністю вищої водяної рослинності і, загалом, більш бідною як за видовим різноманіттям, так і за продукційними можливостями біотою. Сублітораль, як переходна екосистема, в залежності від коливань рівня води в водосховищі, наближається або до екосистеми літоралі, або до екосистеми профундалі. З еколо-гідрологічної точки зору межі і відмінності між екосистемами літоралі, субліторалі та профундалі фіксуються як біоценозами, так і факторами внутрішньоводоймної динаміки (в першу чергу, коливаннями рівня води, глибинами і хвильованням) в їх нерозривному зв'язку. З цієї ж точки зору екосистема літоралі (біоценози і біотопи мілководь) є переходною між водосховищем і прилеглою сушою – з одного боку, а з іншого – між екосистемами другого порядку – озероподібною і річковою частинами водосховища. Таке прикордонне становище екосистеми літоралі між водними об'єктами і сушою визначає її як екотонI-го порядку, а між озероподібною і річковою частинами – як екотон II-го порядку. Слід зазначити, що в межах екосистемного підходу доводиться відмовитись від широковживаних в літературі визначень мілководь і мілководності. Так терміни “мілководна зона”, “глибоководна зона” відбивають характеристики рідини, що зазнає вітро-хвильового впливу, і саме в цьому розумінні закріпились в гіdraulіці та гідротехніці. Okрім цього, назви екосистем можуть бути або особистими – екосистема річки (озера, водосховища), або відбивати взаємодію біотичних та абіотичних компонентів – фітоценози мілководь. Критичний огляд підходів різних авторів до районування водосховищ з позицій

екосистемного аналізу та концептуальна оцінка перспектив екологічної класифікації їх акваторій і прибережних територій, викладені вище, показують, що є об'єктивна принципова можливість створення єдиної уніфікованої схеми районування водосховищ і прісноводних водойм взагалі, яка відповідала б екосистемним вимогам.

4.1. Таксономічні одиниці районування

Континуум природних умов неоднорідний, у ньому є ділянки, де характеристики змінюються відносно повільно або навіть залишаються постійними, а також ділянки з порівняно швидко мінливими показниками, “Центри” ділянок відрізняються один від одного об'єктивно, але вони пов'язані плавними переходами, тому проведення границь між районами багато в чому суб'єктивне.

Залежно від масштабу досліджень границю можливо зобразити у вигляді лінії або смуги різної ширини. Широкі границі становлять самостійний інтерес як об'єкт дослідження, вони називаються екотонами. Якщо район одного типу постійно переходить у район іншого типу, то границя між ними буде умовною. Її положення відповідає й середньому значенню властивості, що змінює, або максимальному градієнту його. Вона може відповідати іншій, суб'єктивно обраній озnaці.

За формуєю границі можуть бути різкими, дифузійними, каймистими або мозаїчно-острівними. Особливі утруднення викликає проведення границь у тому випадку, коли характер співтовариства плавно міняється за градієнтом факторів (клинальний тип співтовариства).

Границі районів виділених за характером змін одного компоненту, як правило, не збігаються із границями районів, виділених по інших компонентах. Тому доводиться шукати оптимальне компромісне рішення, у яке також включений елемент суб'єктивності. В силу стохастичності ареали поширення флори й фауни не повністю збігаються із границями районів, виділених за екологічними факторами. Границі можуть бути постійними або змінними (пульсуючими). Наприклад, регулярно змінюються границі глибинних зон при коливанні рівня води у водоймі.

Визначення положення й ширини границь завжди пов'язане з помилками, має імовірнісний характер і встановлюється для відповідного рівня значимості (звичайно від 0.8 до 0.99).

Оскільки проведення границь - одне із самих складних завдань районування, то з метою більшої вірогідності, логічності та однозначності рішення цього завдання розроблена спеціальна інструкція, що регламентує всі операції по проведенню границь для сухопутних ландшафтів. У ній докладно викладається техніка цієї роботи, зазначені критерії вибору оптимальних рішень.

В даний час не існує однозначної уяви ні про число ієрархічних таксономічних одиниць, ні про їхню назву. Нижчу таксономічну одиницю фізико-географічного районування як правило називають фацею. Це найменший і найбільш просто побудований природний комплекс, відмінності якого при рішенні поставленого завдання не мають істотного значення. У ґрунтознавстві такою одиницею визнаний педон, у лімнології вживається термін «акваном» - вертикальний стовп, що включає в себе приводний шар атмосфери, водну товщу і ґрунт. Застосовуються також терміни «елементарний географічний ландшафт», «територіальний носій інформації», «елементарна операційна територія», «операційна таксономічна одиниця (ОТЭ)» і ін.

Одне з найважливіших вимог, пропонованих до нижчої таксономічної одиниці, полягає в тому, що на зовнішні впливи вона повинна реагувати як ціле. При региональному районуванні водойм одна з можливих схем передбачає наявність наступних одиниць (зверху в низ): **водойма - пleso - район - ділянка - зона - підзона - стація - біогеоценоз (біогідроценоз)**. При типовому районуванні нижчою таксономічною одиницею буде вид біогеоценозу. Кілька біогеоценозів об'єднуються в рід.

Можна вважати, що всі біогеоценози сірих мулів з домінуванням хірономід відносяться до одного роду біогеоценозів. Таким же шляхом можна будувати типологічні одиниці районування й далі, але це завдання поки не вирішено. Іноді рекомендується типологічні таксони позначати номерами.

4.2. Біогеографічне районування

Біогеографічне районування - поділ біосфери на біогеографічні регіони, що відбувають її основну просторову структуру. Біогеографічне районування - розділ біогеографії, що підсумовує її досягнення у вигляді схем загального біогеографічного розподілу. Біогеографічне районування -

це розподіл, який розглядає біоту в цілому як сукупність флори і фауни та їх біоценотичних територіальних комплексів (біомів).

Слід розрізняти універсальне біогеографічне районування і частки біогеографічного районування, серед яких найбільш важливими і краще розробленими є флористичне районування, фауністичне районування, ботаніко-географічне (геоботанічне) районування сушки, біогеографічне районування світового океану.

Основним варіантом (базовим) універсального біогеографічного районування є біогеографічне районування природного стану біосфери без обліку сучасних антропогенних порушень (відомість лісів, оранка, вилов і винищування тварин). Біогеографічне районування розробляють з обліком загальних фізико-географічних закономірностей розподілу біот і їх регіональних історично існуючих відособлених комплексів.

Фактори, що визначають диференціацію біосфери можуть бути підрозділені на 3 категорії:

1. Планетарно-космічні, пов'язані із вступом енергії від Сонця, обертанням Землі навколо Сонця, навколо своєї осі й нахилом осі стосовно площини орбіти;
2. Фактори загальнопланетарної неоднорідності, пов'язані зі співвідношенням, розташуванням і конфігурацією материків і океанів;
3. Регіонально-локальні фактори, пов'язані з особливостями рельєфу й поверхні окремих частин материків, берегів і дна океану.

Фактори першої категорії історично найбільш стабільні, фактори другої категорії більш мінливі й фактори третьої категорії змінюються геологічно найбільше швидко.

Перша категорія факторів носить вихідний правильний характер, вона визначає геопоясні (зональні) особливості диференціації біоти, викликані убуванням теплозабезпеченості від екватора до полюсів.

Друга й третя категорії факторів порушують правильність дії космічно-планетарних, вони породжують іррегулярну індивідуальну своєрідність окремих частин поверхні Землі – провінційність – у масштабах цілих континентів, океанів, під дією факторів другої категорії і їх частин під дією факторів третьої категорії.

Фактори другої категорії (загальнопланетарні) через морські течії тем або іншим способом руху, що відхиляються континентами й, повітряних мас (клімат) перерозподіляють тепло й вологу в масштабі

планети. А фактори третьої категорії – у масштабах регіонів (провінцій). Крім температурного градієнта від екватора до полюсів, в океані головні регіони й рубежі визначає конфігурація ложа й циркуляція водних мас, на суші найважливіше значення мають рельєф, сезонні коливання температур, континентальності й величина й сезонність випадання опадів.

Сучасна біота в цілому й кожна її територіально відособлена частина є продуктом історичного розвитку під безперервним контролем зовнішніх фізико-географічних факторів. Розбіжності й сходження континентів, зміни рельєфу твердої поверхні Землі, зміни глобальних градієнтів температури, а на суші – і градієнтів зваження, відбуваються історично поступово із прийнятними для біологічної еволюції темпами. На суші на кожному континенті в обстановці повної або часткової ізоляції згідне його положенню щодо полюсів формується якась кількість зонально-поясних типів біот і відповідних їм біогеографічних областей, які при виникаючих контактах континентів взаємодіють аж до злиття.

Сучасні області (історично самостійні ділянки зон) мають різний вік, найбільш молоді зони й області, що лежать ближче до полюсів – тундра, тайга й найбільш посушливі – пустелі, тому що в плині кайнозою йшли процеси посилення поясної диференціації клімату й пов'язаної з нею диференціації зваження.

Розподілі організмів моря і суші багато в чому дуже різняться. Живий покрив суші в першім наближенні двовимірний, товщина покриву порівнянна з найбільш великими організмами його складовими, основну первинну продукцію шляхом фотосинтезу створюють багатоклітинні рослини великі й сидячі. В океані товща води в пелагічній частині вимірюється кілометрами й у глибоководних жолобах може досягати 11 кілометрів при цьому спостерігаються більші відмінності біот по глибинних ярусах («вертикальним зонам»), основну первинну продукцію створюють одноклітинні планктонні водорості зосереджені тільки в тонкому (50-200 метрів) приповерхневому фотичному шарі.

Найважливіша біогеографічна границя відокремлює прибережні, що простираються до зовнішнього краю шельфу, більш мілководні (1 до 200 метрів) акваторії (літоральна й субліторальна зони) від глибоководних серединних пелагічних областей, поділованих по вертикалі нижче 200 метрів на батіальний, абісальний і ультраабісальний яруси (зони). Географічна диференційованість абісалі по горизонталі виражена слабкіше

ніж батіалі, ультраабіссаль представлена окремими розрізняними осередками (глибоководними жолобами).

Завдяки однорідності середовища у відкритому океані на величезних просторах існують одноманітні зональні біоти без локальних ендеміків. Вузькоареальні форми приурочені до прибережних і ізольованих більш мілководних частин океану, а також до глибоких тектонічних западин і локальним виходам термальних вод уздовж серединно-оceanічних хребтів, де замкнений біологічний цикл здійснюється за рахунок хемосинтезу.

Біота суші в широкому сенсі ділиться на сухопутну й біоту континентальних водойм. Найбільше різко відособленість біоти континентальних водойм виражена у організмів, увесь життєвий цикл яких проходить у воднім середовищі (молюсків, ракоподібних, риб і ін.). У постійних організмів континентальних водойм історико-провінційний розподіл по басейнах виражений різкіше, чим зв'язок з геопоясними, зональними й секторними підрозділами суши. Локальний ендемізм, іноді дуже різкий, властивий глибоким озерам.

Для суши найбільш розроблені флористичні й фауністичні районування. А також ботаніко-географичне, флористичне й фауністичне (зоогеографічне) районування опираються винятково на аналіз ареалів, регіони виділяються і їх ранг визначається по достаткові й рангу ендеміків і по співвідношенню видів з різними типами ареалів.

При об'єднанні одиниць низького рангу в більш високий ендемізм складається з ендеміків складових одиниць і ендеміків більш високої одиниці, що охоплює більшість складових нижчих рангів. При обліку одиниць високих рангів у число їх ендеміків потрапляють і види, що не характеризуються як ендеміки яких-небудь одиниць більш низького рангу. У ботаніці окремо існують флористичні й геоботанічні районування, що часто розглядаються як паралельні й необ'єднані, але створюються також і схеми, що поєднують обидва напрямки. У зоогеографії суши переважає фауністичний напрямок. Частина розбіжностей флористичних, фауністичних і геоботанічних розподілів пов'язана з неповним обліком фауни (тільки хребетні) із крайностями принципів флористичного й фауністичного районування, що орієнтується переважно на ендеміків, з незваженім обліком молодих і реліктових ендеміків і ін.

Найбільш підходящею основою для загальнобіогеографічного розподілу суши може служити комплексний ботаніко-географічний

розділ, що опирається на розподіл ключової ланки в біологічному циклі, в якому є автотрофні переважно багатолітні сидячі рослинні організми, що володіють найбільшою біомасою, усереднено-багатолітні головні особливості, що відбувають, клімату, що створюють специфічне фітосередовище, що формують ґрунт і переважну частину її органіки.

Географічна диференціація біоти по своїй природі ієрархічна, при тому більш подібні регіони й ділянки розташовуються суміжно, це визначає рангово-ієрархічний характер розподілу, загальноприйнятої можна вважати шкалу рангів (від нижчих до вищих): ділянка, район, провінція, область, царство. Розподіл територій по подібності (шлях зверху) історично первинний і єдино можливий при недостатній вивченості поширення об'єктів, районування знизу – від ділянок вимагає досить повної вивченості географії об'єктів. Розподіл зверху допускає зупинку на будь-якому рівні деталізації. Продуктивно послідовне використання обох методів. Порівняльному аналізу зазнають ареали видів і співтовариств, виявляються території найбільших збігів локальних ареалів (центри своєрідності) і смуги найбільших змін – найважливіші граници, отримана сітка одиниць потім рангується відповідно до прийнятих критеріїв для царств, областей, провінцій і т.д. При комплекснім районуванні проводиться аналіз кореляцій отриманих схем із зовнішніми фізико-географічними, біологічними або якими-небудь іншими показниками згідне завданням районування.

На сучасному рівні розвитку біогеографії біогеографічне районування і принципи, на яких воно повинне будуватися, розроблені недостатньо. Схеми, що охоплюють усі території або всі акваторії Земної кулі деталізовані максимум до провінцій. Загальновизнаними можна вважати тільки найбільші підрозділи.

В океанах біогеографічне районування найбільше складне – біогеографічні одиниці носять об'ємний характер, переміняючись не тільки по горизонталі як на суші, але й по вертикалі, розрізняють літоральну (від берега до низу континентального схилу), пелагічну і абісальну зони (простору) життя, окремо розглядається донна біота (бенталь) і біота товщі води (пелагіаль). Виділяють 4 царства: два нетропічних, Арктичне й Антарктичне (Нотальне) і два тропічні – Атлантичне й Індопацифічне з подальшим підрозділом на області різних категорій за глибинами.

Основи сучасного біогеографічного розподілу океану заклав учений А. Ортман, подальший розвиток пов'язаний з іменем шведського вченого С. Екмана. Значний внесок радянських учених Е.Ф.Гур'янової, А.П. Андрияшевої, Н. М. Виноградової, Г.М. Беляєва, К.І.Несиса й ін. Розподіл усієї світової фауни континентальних вод (по молюсках) першим запропонував зоолог Я.І. Старобогатов, загальне районування дав румунський зоолог П. Бенереску. Розподіл водойм Палеарктики по рибам розробив географ і зоолог Л.С. Берг. Схеми районування наземної біоти були дані американським біогеографом М. Удварди, А. М. Вороновим, у межах Палеарктики – А.Ф. Ємельянівим.

Значний внесок у розвиток різних розділів біогеографії в різний час внесли дослідники П.С. Паллас, Н.А. Северцов, М.А. Мензбир, Л.С. Берг, А.П. Семенов-Тяньшанський, В.Г. Гептнер, Л.А. Зенкевич, А.П.Андрияшев, Е.Ф. Гур'янова, Ю.І. Чернов, Я.М. Старобогатов, А.Ф.Ємелѧнов, К.Н. Несис; ботаніки Г.І. Танфільєв, В.В. Вульф, М. М. Попов, Н.І. Вавилов, Е.П. Корвин, Е.М. Лавренко, В.Б. Сочава, А.Л. Тахтаджян, А.І. Толмачев, В.І. Грубов, Б.А. Юрцев, Р.В. Камелин і багато ін.

Переважна більшість систем зоогеографічного районування Світового океану розглядають окремо районування фауни для літоралі й пелагіалі. Вищими таксономічними одиницями є регіони, області й підобласті.

4.3 Фауністичне розчленовування літоралі

Бореальний регіон охоплює північні частини Атлантичного і Тихого океану.

Арктична область. Включає північні узбережжя Америки, Гренландії, Азії і Європи, розташовані за межами впливу теплих плинів.

Борео-Пацифічна область. У її межі входять прибережні води Японського моря, а також омишаючі зі сходу Камчатку, Сахалін і північні японські острови частини Тихого океану, узбережжя Алеутських островів, Північної Америки від півострова Аляска до північної Каліфорнії.

Борео-Атлантична область. Поєднує більшу частину Баренцева моря, Норвезьке, Північне й Балтійське моря, літораль східного узбережжя Гренландії, північний схід Атлантичного океану до півдня до широти 36° п.ш.

Тропічний регіон. Охоплює літоралі центральні області Світового океану

Індо-Пацифічна область. Включає території Індійського й Тихого океанів між 40° п.ш. і 40° пів.ш., у західного узбережжю Південної Америки її границя різання зрушене до півночі:

Тропіко-Атлантична область. Охоплює літораль західного й східного узбережжя Центральної Америки й (у межах Атлантики) північної половини Південної Америки, Вест-Індію, західне узбережжя Африки в межах тропічної зони.

Антибoreальний регіон. Розташований до півдня від тропічного регіону. У західного узбережжя Південної Америки завдяки холодному Перуанському плину північна границя регіону досягає 6° півд.ш.

Антарктична область. Охоплює води Південного океану, які омивають береги Антарктиди й прилягаючих островів.

Антиборельная область. Охоплює узбережжя південних материків, розташовані в переходній зоні між Антарктичною областю й Тропічним регіоном.

4.4 Фауністичне розчленовування пелагіалі

Бореальний регіон. Охоплює холодні й помірно-холодні води північної півкулі

Арктична область. Включає арктичні води.

Евбореальна область. Включає північні частини Атлантики й Тихого океану до півдня від Арктичної області.

Тропічний регіон. Охоплює пелагіалі центральних областей Світового океану між Бореальним і Атибореальним регіонами

Атлантична область. Включає пелагіаль Атлантичного океану.

Індо-Пацифічна область. Включає пелагіаль Індійського й Тихого океанів.

Антибoreальний регіон. Розташований до півдня від тропічного регіону. Включає Антарктичну і Антибoreальну області.

Зоогеографічне районування суші і Світового океану, на підставі даних зоогеографії земної кулі й окремих його територій і акваторій поділяє їх на зоогеографічні регіони.

Найбільш загальноприйнята система одиниць Зоогеографічне районування: царство, область, підобласть, провінція, округ, ділянка. Різкі граници зоогеографічних регіонів зустрічаються тільки в тих випадках, коли в основі їх виявляються які-небудь фізико-географічні особливості (границя води й суши, гірський хребет, різка границя ландшафтних областей і т.п.). Звичайно між зоогеографічними районами лежать різні по ширині перехідні смуги, де відбуваються змішання й взаємопроникнення окремих елементів фауни (видів, груп видів і т.д.). Умови існування й склад фауни в морі й на суші настільки різні, що для морської і наземної фаун створені самостійні системи Зоогеографічне районування Особливості розміщення прісноводної фауни в загальному подібні з розподілом наземної, і тому вона підрозділяється по системі, прийнятій для наземної фауни.

Виділювані при зоогеографічному районуванні супідрядні великі й дрібні фауністичні регіони різняться рангом і ступенем ендемізму, а також особливостями історії розвитку їх фаун. Для найбільш великих підрозділів - царств - характерні ендемізм загонів і дуже великий відсоток ендемічних форм; для областей - ендемізм сімейств, для підобластей - родів, для провінцій - наявність ендемічних видів.

Головними групами при Зоогеографічному районуванні суши навищі категорії (царства) служать хребетні, насамперед ссавці. По присутності й відсутності представників певних підкласів ссавців звичайно виділяють 3 царства: Нотогею (Австралійська область - є яйцевідкладаючі, багато сумчастих, плацентарних мало), Неогею (Неотропическая область - яйцевідкладаючі відсутні, сумчастих відносно небагато) і Арктогею (усі інші області, де є тільки плацентарні ссавці).

У різний час було запропоновано досить багато різних систем зоогеографічні підрозділи суші на області. Більш-менш загальноприйнятий розподіл суші на 6 зоогеографічних областей: Австралійську область (Австралія й острови Тихого океану), Неотропічну область (Південна й Центральна Америка), Ефіопську область (Африка від Сахари, Мадагаскар), Індо-Малайську область, або Східну (Індостан, Індокитай, Малайський архіпелаг), Голарктичну область (Північна Америка, Азія, крім території, зайнятій Індо - Малайською областю, Європа й Північна Африка із Сахарою) і Антарктичну область (Антарктида й прилеглі

острови). Голарктичну область іноді ділять на 2 області (зони) - Неарктичну (Північна Америка) і Палеарктичну (інша частина).

Зоогеографічне районування суші прийнятно для всіх груп тваринного миру з відносно невеликими відхиленнями в змісті границь областей і їх головних підрозділів. Це пояснюється тим, що фауна кожної області мала загальну геологічну історію й нині живе в подібних умовах. При Зоогеографічне районування Виходять із сучасного поширення тварин, але, оскільки всі групи організмів і все фауни являють собою продукт історичного розвитку, кожний зоогеографічний підрозділ обумовлений і історично й несе на собі риси епохи, коли складалася фауна. Так, фауна Австралійської області - у цілому найбільш прадавня - зберігає риси крейдового періоду, а фауна Голарктики - найбільше молода - особливості плейстоцену.

При Зоогеографічному районування Світового океану прийняті самостійні системи зоогеографічного районування для товщі води й для дна, з одного боку, і дляожної з вертикальних зон - з іншої. Це пояснюється, по-перше, різкими відмінностями між населенням товщі води (пелагіалі) і населенням дна (бенталі), а по-друге - яскраво вираженою вертикальною зональністю в розподілі морських організмів. Кожна з вертикальних зон характеризується особливими умовами проживання, видовим складом фауни й історією її формування.

У пелагіалі зоогеографічної області в загальному збігаються із кліматичними широтними поясами земної кулі, і відмінності між ними менш різання, чому на дні моря, де виділяються 2 зовсім різні фауни - відносно мілководна фауна материкової обмілини, або шельфу (глибиною до 200-300 м), і глибоководна фауна, що населяє ложе океану. У межах материкової обмілини прийнято виділяти 3 царства - Царство холодних і помірних морів Північної півкулі, Тропічне царство й Царство холодних і помірних морів Південної півкулі.

У Царстві холодних і помірних морів Північної півкулі виділяють 2 області - Арктичну область і Бореальну область, або 3 області - Арктичну й дві бореальні - Північно-Атлантичну й Північно-Тихоокеанську. Кожна з них має свої ендемічні сімейства, що вказують на існування прадавніх центрів формування сучасних північно-атлантичної й північно-тихоокеанської фаун. У фауні Північно-Тихоокеанської області, у зв'язку з відносно невеликими змінами клімату в геологічнім минулому, збереглося

багато прадавніх третинних форм і фауна дуже багата й різноманітна; фауна Північно-Атлантичної області багато бідніше, тому що вона в значній мірі вимерла в льодовиковий час, однак зберегла представників ряду північно-атлантичних ендемічних сімейств. Для Тропічного царства характерні розвиток коралових рифів, мангрових заростей, достаток ендемічних загонів і сімейств, наявність ендемічних класів і надзвичайне багатство й різноманітність морських хребетних і безхребетних. Тут виділяють 3 області - Індо-Західно-Тихookeанську область (або Індо-Вестпацифічну, Західно-Африканську область (або Гвінейську) і Центральноамериканську область, що охоплює обоє узбережжя - Атлантичне й Тихookeанське.

У холодних і помірних морях Південної півкулі виділяють 3 області - Кергеленску область (острів Кергелен, острова Принс-Едуард, Крозе, Макуорі й ін.), Патагонську область (шельф Південної Америки, Вогненна Земля, Магелланова протока й Фолклендські острова) і Антарктичну область (материкова обмілина Антарктиди, острів Південного Георгія й прилеглі острови). Крім того, для шельфів Нової Зеландії, Південно-Західної Африки й південного узбережжя Австралії характерні фауни з ендемічними елементами; вони мало вивчені, і зоogeографічний ранг їх не встановлений. Кожна з областей підрозділяється на підобласті, провінції й іноді округу.

Зоogeографічне районування по фауні абісалі менш диференційоване: Світовий океан ділить на 3 області - Тихookeанско Північно-Індійську, Атлантичну й Антарктичну; кожна з них підрозділяється на підобласті й провінції.

Питання для самоперевірки

- 1.** Які існують сучасні підходи до районування?
- 2.** Які вимоги висувають для районування водних екосистем?
- 3.** Що собою являють основні таксономічні одиниці районування?
- 4.** У чому полягає суть і значимість біogeографічного районування?
- 5.** У чому полягає суть і значимість біологічного районування?
- 6.** Для чого при районуванні водойм проводять фауністичне розчленування літоралі і пелагіалі?

5 МЕТОДИКА ТА ПРОЦЕДУРА РАЙОНУВАНЯ

Процес районування являє собою складну систему, що полягає й ряду взаємозалежних елементів, таких як вибір концептуальної моделі, масштабу досліджень, виду первинних об'єктів спостереження, способів розміщення й опису цих об'єктів, наступної математичної обробки даних і інтерпретації результатів.

Запропоновано кілька систем методів районування. Тут розглянуто два найбільш розроблені. Під районуванням розуміють також двоєдиний процес: з одного боку, це прийняття послідовних рішень, а з іншого - багаторазовий відбір, "просівання" відомостей про об'єкт для одержання шуканого результату (схема). Обидві складові тісно зв'язані між собою й зазнають впливу від об'єктивних районування. Лівий і правий стовпчика елементів на цій схемі відповідають творчий і стандартної частинам роботи. До творчих завдань можна віднести пошук, вибір і обґрунтування конкретних дій. Дії, відбиті в правій частині, можна в значній мірі формалізувати, стандартизувати, представити у вигляді алгоритмів, виконання яких можна доручити ЕОМ. Ці дії засновані на принципах формальної логіки, теорії планування експерименту, автоматичного збору й обробки інформації.

Схема процесу районування представляє собою – ціль, сферу прийняття рішення і сферу дальності.

Основними параметрами є : вибір моделі, масштабу, ознаки, розробка програми спостережень ОТЕ, вибір методики збору даних, вибір методики обробки даних, вибір способу оцінки результатів.

Спеціальні математичні методики районування в даній роботі не розглядаються. Однак можна відзначити, що в цей час застосовують кілька таких методик. Одна з них - районування за провідною ознакою (фактором). У цьому випадку виявляється провідний фактор диференціації території й будеться схема районування одного ієрархічного рівня.

Для побудови наступного рівня може використовуватися та ж ознака, але інші її градації або інші ж ознаки. При цьому виникають три логічні схеми районування: районування за єдиною ознакою, із чергуванням або ж з біфуркацією ознак. Головний концептуальний недолік цього методу полягає в тому, що піznати об'єкт, у якім складно переплітається й

взаємодіє багато факторів, за допомогою почергового розгляду кожного фактора поза його численними зв'язками неможливо, тому що в результаті не відтворюється цілісність об'єкта. При способі сполученого аналізу компонентів відразу використовується велика кількість ознак різних характеристик екосистеми. Перерахування схем районування по окремих ознаках утворює гнізда, розглянуті як одиниці районування. Дану процедуру називають також перехресним районуванням. При такому адитивному підході недостатньо виражається ідея системності районів, вони розглядаються як механічна сума ознак окремих компонентів.

При районуванні на ландшафтно-типологічній основі використовується ландшафтно-типологічна карта. Для виявлення районів застосовуються або умовні показники зустрічальності певних типів ландшафту, або відсоток займаної ними площи, або малюнок ландшафту. На прикладі Дніпровського водосховища показані сильні й слабкі сторони методів багатомірної статистики. Для формалізації робіт можуть бути перспективними алгоритми автоматичного аналізу географічних текстур, метод статистичних випробувань і метод «бар'єрів максимальних відмінностей».

Останнім часом розроблена більш докладна система методів районування, яка повинна:

- містити в собі всі способи пізнання;
- забезпечувати взаємозалежність, взаємодоповнюваність і взаємоконтролюємих методів;
- ґрунтуватися на синтезі якісних і кількісних, описових і формалізованих, експертних і математико-статистичних методів;
- орієнтуватися на різні принципи й різноякісну вихідну інформацію, забезпечуватися модульним принципом організації системи методів;
- забезпечити можливість переходу від останніх етапів до початкових і проведення повторних рішень завдання;
- коректуватися операціями вибору методу й перевірки якості прийнятих рішень;
- передбачати можливість включення методів районування в інші системи аналізу (прогнозування, моделювання...).

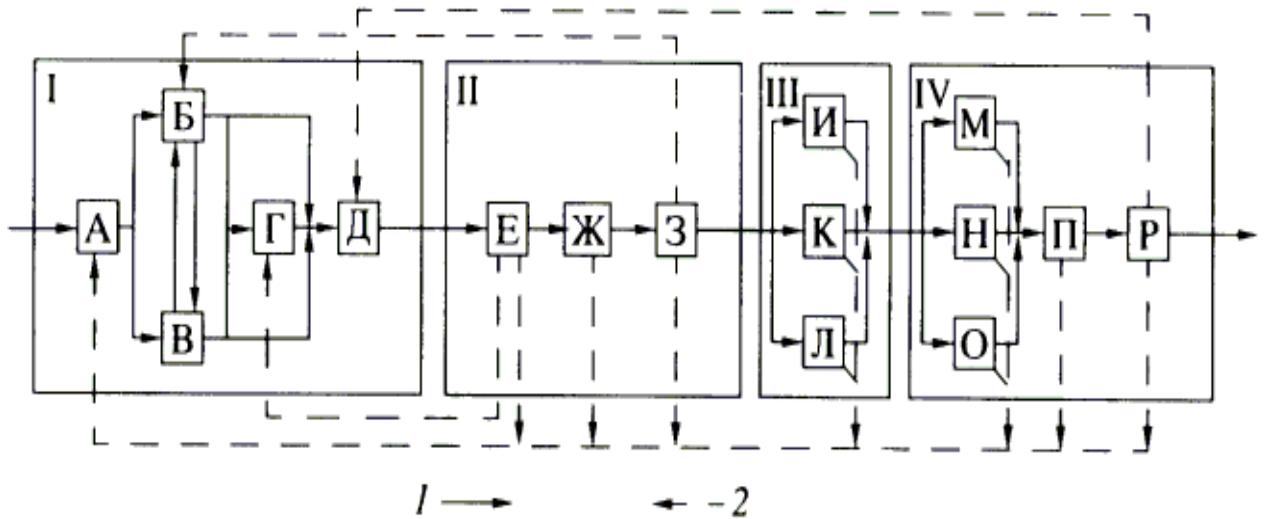


Рисунок 5.1 Базова система методів районування.

I- формування концептуальної моделі. II- вимір параметрів об'єкта районування. III - виділення районів. IV - перевірка отриманих результатів;

А - з'ясування завдань районування, Б - побудова моделі об'єкта районування, В - побудову моделі процедури районування, Г – створення понятійної моделі, Д - визначення принципів районування, Е – побудова операційної моделі районування, Ж - вимір характеристик, З - оптимізація набору показників, И - евристичне виділення районів, ДО - виявлення районів у ході колективної експертної оцінки, Л - автоматичне виявлення системи районів, М - логічна, Н - алгоритмічна, ПРО - змістовна верифікація результатів виділення районів, П - коректування, Р - інтерпретація результатів; 1 - потік інформації; 2 - повернення до попередніх методів.

Пропонована система методів районування складається із чотирьох підсистем (рис. 5.1): формування концептуальної моделі районування, виміру параметрів об'єкта районування, виділення районів, перевірки отриманих результатів. Кожна система складається з модулів, що включають у себе один або кілька методів. Наприклад, модуль I може містити в собі метод інтерв'ю, контентаналіз, колективну експертну оцінку. Усі вони виконують функцію створення понятійної моделі. Передбачене дублювання деяких методів (И, ДО, Л и М, Н, ПРО), вони не об'єднані в один модуль у зв'язку з істотними відмінностями в підходах. Можливість повернення до попередніх методів уведена для посилення гнучкості системи й підвищення обґрутованості одержуваних результатів. У

випадку незадовільної оцінки результатів роботи якого небудь методу можна повернутися до будь-якого попереднього методу й провести повторну обробку інформації. Система методів класифікації вихідних одиниць районування, побудована по тому ж принципу, складається із трьох підсистем (рис. 5.2).

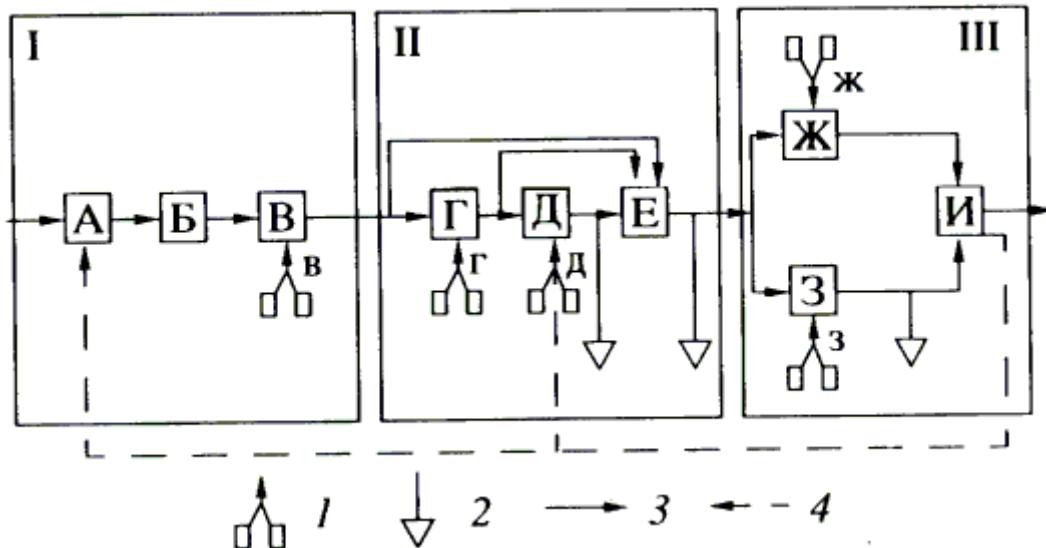


Рисунок 5.2 Система методів класифікації.

I. підсистема методів підготовки вихідної інформації, **II.** Підсистема методів безпосередньої класифікації, **III.** Підсистема методів оцінки якості класифікації; **А** – відбір необхідних ознак, **Б** – усунення статистично незначущих ознак, **В** – визначення найбільш інформативних ознак (в – операція вибору оптимального методу), **Г** – визначення значення заходів подібності між об'єктами (г – операція вибору заходів подібності), **Д** – угрупповання об'єктів у класи (д – операція вибору методу угрупповання), **Е** – одержання узагальнених характеристик класів, **Ж** – формальне оцінювання (ж – операція вибору критеріїв якості), **З** – змістовне оцінювання (з – операція вибору способу змістової оцінки), **И** – підсумкове визначення якості класифікації; **1** – вибір методу, **2** – вистава результатів у вигляді карт, **3** – потік інформації, **4** – повернення до попередніх методів.

Роботи з районування завершуються текстовими описами виділених таксономічних одиниць і нанесенням їх контурів, а також найважливіших характеристик на спеціальну карту (схему), яка служить образно-знаковою моделлю водойми. При цьому важливо оптимально розподілити отриману

інформацію між қартою й прикладеної до неї легендою. Існують спеціальні приймання, у тому числі й математичні, подальшого аналізу карт.

При завершенні роботи необхідно провести оцінку виконаної схеми районування водоймища. Звичайно це робиться експертним шляхом. Критерієм правильності виділення районів у ряді випадків може служити відповідність обведеної площі пропонованим заходам щодо максимального використання її природних ресурсів.

Для проведення високоякісного районування водойм необхідно подальше вдосконалювання теорії районування, створення відповідних баз даних і залучення на завершальному етапі висококваліфікованих експертів екологів.

На основі гідрографічного й водогосподарчого районування проводиться виділення водогосподарчих розрахункових ділянок, що відрізняються:

- пріоритетними видами використання, певних законодавством (особливо охоронювані природні території, джерела питного водопостачання, водні об'єкти рибогосподарського значення);
- включаючи рибоохоронні й рибогосподарські заповідні зони);
- збір даних про водний об'єкт і його водозбірної площі в межах розрахункової ділянки, видах господарської діяльності, що виявляють вплив на водний об'єкт, визначення видів впливу, що підлягають нормуванню;
- ретроспективний аналіз результатів існуючого моніторингу по гідробіологічних і абіотичних (гідрохімічним і ін.) показникам.
- визначення діапазону регіональних абіотичних фонових показників або типових показників (для природних водних об'єктів, які в результаті людської діяльності піддалися фізичним змінам, які розводять до істотної зміни їх основних характеристик (гідрологічних, морфометричних, гідрохімічних і ін.) водних об'єктів, створених у результаті діяльності людини там, де раніше природних водних об'єктів не існувало) стану водних об'єктів, чиї екологічні системи відповідають критеріям екологічного благополуччя (нормальне відтворення основних ланок екологічної системи водного об'єкта) або відповідали їм раніше;
- по гідробіологічних характеристиках зазначені фонові показники або типові показники стану ухваляються по ділянках з найменшим антропогенним навантаженням або можуть бути організовані

спеціальні натурні дослідження для уточнення показників якості води й стану екологічних систем;

➤ аналіз результатів моніторингу з метою визначення переліку речовин, що підлягають обліку в складі нормативів припустимого впливу на водні об'єкти, шляхом порівняння із гранично припустими концентраціями хімічних і інших речовин для пріоритетних видів використання водних об'єктів (для високо небезпечних речовин і речовин штучного походження);

➤ ранжирування забруднюючих речовин по ступеню небезпеки й значимості для екологічної системи водного об'єкта, поширенню в межах водогосподарчої ділянки з наступним складанням переліку нормованих речовин. При наявності небезпечних виробництв на водозбірній площі можливі розширені дослідження для виявлення найнебезпечніших компонентів;

➤ оцінка фактичного екологічного стану водного об'єкта на розрахункових ділянках щодо регіональних фонових показників і гранично припустимих концентрацій хімічних і інших речовин для пріоритетних цілей використання;

➤ оцінка, що лімітують гідрологічних характеристик для різних умов водності, установлення екологічної витрати (гідрографа);

➤ визначення нормативів гранично припустимих концентрацій хімічних речовин з урахуванням природних особливостей територій і акваторій, призначення природних об'єктів і природно-антропогенних об'єктів, що гарантують стабільність екологічної системи водного об'єкта із заданою забезпеченістю, або задоволення вимог пріоритетних видів використання води;

➤ Установлення на підставі аналізу фактичного стану водного об'єкта, регіонального тіла, пріоритетних видів використання водних ресурсів і розташування розрахункової ділянки в гідрографічній мережі нормативів якості води водного об'єкта, що забезпечують збереження екологічних систем і задоволення соціально-економічних і санітарно-епідеміологічних потреб населення, у тому числі цільове використання водних об'єктів;

➤ розрахунок нормативів припустимого впливу на водні об'єкти для окремих видів впливу відповідно до прийнятих нормативів якості

води водного об'єкта за характерні тимчасові періоди (рік, окремі сезони і т.д.).

Загальна маса привнесу у водний об'єкт або його частину забруднюючих хімічних і інших речовин (норматив припустимого впливу по привнесу хімічних речовин) визначається на підставі балансу речовин з урахуванням усіх джерел впливу (об'єкти, з яких здійснюється скидання або інший вступ у водні об'єкти речовин, що погіршують якість поверхневих і підземних вод, що обмежують їхнє використання, а берегів, що також негативно впливають на стан дна й, водних об'єктів), особливостей міграції й трансформації речовин, що асимілює здатності водного об'єкта і його водозбірної площини, а також транзитного вступу забруднюючих речовин.

Серед джерел забруднення виділяються:

1) джерела, що вносять неорганізованим шляхом у поверхневі або підземні води забруднюючі речовини, мікроорганізми або тепло зі зміненою господарською діяльністю частини водозбірної площини (джерела дифузійного забруднення вод);

2) об'єкти антропогенної діяльності, стічні води якого містять забруднюючі речовини, мікроорганізми або тепло й приділяються у водний об'єкт зосередженим потоком із застосуванням спеціальних споруджень або обладнань (джерела забруднення крапкові).

Для водотоків і проточних водойм норматив припустимого впливу на водні об'єкти по привнесу хімічних і інших забруднюючих речовин.

У загальній масі привнесу у водний об'єкт або його частину забруднюючих хімічних і інших речовин виділяються три складові, залежать від джерел забруднення:

1) природна (не підлягає регулюванню, ураховується при встановленні припустимого впливу по видах водокористування без вилучення водних ресурсів з водних об'єктів);

2) некерований або слабокерований привніс (неорганізований майданчик дифузійні джерела забруднення, керування якими на сучасному етапі технічно нездійснене або малоекективне);

3) керований або потенційно керований привніс забруднюючих речовин (організований джерела забруднення й дифузійні джерела забруднення, чиї кількісні і якісні характеристики можуть регулюватися за допомогою технічних засобів на сучасному етапі).

Загальна кількість привнесу мікроорганізмів розраховується як добуток нормативів якості води за мікробіологічними показниками на обсяг стічних і інших вод, що містять мікроорганізми.

Припустимий вплив по привнесу радіоактивних речовин визначається з урахуванням положень законодавчих і інших нормативних правових актів в області забезпечення ядерної та радіаційної безпеки та у галузі охорони навколошнього середовища.

Впливу по привнесу тепла визначається на підставі теплового балансу водного об'єкта або його ділянки після встановлення критичних температур води, що порушують екологічне благополуччя водного об'єкта або його частини, що й погіршують умови його використання. При розрахунку теплового балансу враховуються морфометричні та гідрравлічні особливості водного об'єкта, а також його евтрофікація під впливом привнесу тепла.

Обсяг і режим скидання води визначається умовами попередження виникнення негативних наслідків на ділянці впливу залежно від конкретної ситуації на підставі гідрравлічних розрахунків і прогнозу руслових деформацій.

Припустимий вплив по безповоротнім вилученню водних ресурсів стоку встановлюється для базисного розрахункового року заданої забезпеченості і його сезонів в межах границь природних багаторічних коливань для характерних створів по водогосподарчій ділянці з обов'язковим обліком потреб у воді водного об'єкта, що замикає річковий басейн, необхідної для підтримки стану його екологічної системи, тобто вимоги екологічних систем повинні дотримуватися в комплексі "море - ріки, що впадають у нього, " і по річковому басейну в цілому. При цьому необхідно брати до уваги категорію водо- та рибогосподарського використання, ступінь антропогенному трансформованості водного об'єкта або його частини та соціально-економічні наслідки.

5.1 Основи системного гідроекологічного районування територій

Серед численних підходів до районування і комп'ютерного картографування територій за гідрологічними, гідрохімічними, гідроекологічними та іншими факторами чи змістово пов'язаними з ними при водокористуванні показниками можна вирізнати три принципові

групи таких підходів, перші дві з яких найбільш розповсюджені у вітчизняній практиці і третя, що наразі розвивається, а саме:

– районування на базі початкової побудови ізоліній чи означення інтервалів певних "точково" заданих параметрів за допомогою різноманітних комп'ютерно-модельних методів різної складності, включаючи кластерний аналіз і, або інші фільтрувальні чи інтерполяційно-екстраполяційні рішення. При цьому однорідні структури районування, які виділяються чи можуть бути виділені, зовсім не пов'язані чи недостатньо вмотивовано пов'язані з контурами певних природних територіальних виділів, таких як, наприклад, ландшафтно-геохімічні структури, річкові басейни, ґрутові комплекси тощо. Інколи здійснюється також комплексування вельми довільно просторово вирізнених інтервальних монопараметричних структур районування у поліпараметричні;

– районування на основі моно- чи поліпараметричної характеристики і групування існуючих чи частково модифікованих природних (інколи природно-технічних) територіальних виділів за прийнятими інтервалами провідних для районування параметрів і новими ознаками таких структур різного рівня. При цьому застосовуються вже згадані методи комп'ютерного модельного картографування вихідних структур (як для їх груп, так і подекуди "всередині" структур), з присвоєнням останнім нових назв відповідно до цілей районування або без такого присвоєння;

– районування, яке можна визначити як системну (екосистемну) полікритеріальну, синтезувально-модельну, структуралізацію певних територій багатокомпонентного природного і техногенного впливу за обраними і категорованими показниками рівня гідроекологічного стану нових за змістом і координатами одиниць районування. Така група підходів частково використовує деякі побудови, що широко застосовуються і згадані у попередніх абзацах. А проте вона базується на власних жорстко обумовлених принципах та нових за сутністю схемах моделювання, притаманних методології стохастичної екогідрології, апарат якої створений із додатковим залученням положень теорій випадкових функцій та систем.

Отже гідроекологічне районування територій згідно з методологією стохастичної екогідрології – це модельне вирізnenня, визначення складників та тестування рівня стану таксонів районування певного рангу

у природних або природно-технічних територіальних утвореннях, що належать досліджуваним територіям суходолу.

У межах таких однорідних таксонів екологічний стан водних об'єктів має характеризувати ситуацію, за якої існуючі чи розрахункові режими і види реального або потенційного водокористування (інколи у контексті ресурсокористування загалом) призвели чи можуть призвести до категорійно-класифікованих наслідків заданого порядку для рівноваги екосистем водних об'єктів та для здоров'я і життєдіяльності певної критичної групи населення – водокористувачів – за означеними і змодельованими інтегральними оцінними показниками екологічної безпеки.

До речі, за такого підходу найближчим англійським еквівалентом щойно наведеного терміну "гідроекологічне районування" буде "Hydro-Environmental Structurization (or Zoning) of Territories".

Основна сутності головних складників поданої вище ознаки гідроекологічного районування територій, зважаючи на те, що можна загалом вирізнати три взаємопов'язані етапи такого районування: загальної структуралізації, модельної параметризації та функціональної структуралізації обраних для районування територій.

На етапі загальної структуралізації досліджувані території у цілому (ДТ) розглядаються як макросистема, що містить набір природних територіальних (ПТУ) або природно-технічних територіальних (ПТТУ) утворень різного рангу, вирізнених в усіх випадках із загальним дотриманням басейнового принципу, у т.ч. у комбінаційних варіантах, тобто

$$(DT) \hat{I} [PTU, PTTU] \quad (5.1)$$

Як природні територіальні можна, наприклад, розглядати утворення: "суто" гідрологічні (річкові басейни різних порядків чи їх поєднань); гідрологічно-ландшафтні у вигляді гідрологічно-ландшафтних ("ландшафти в межах басейнів") або ландшафтно-гідрологічних ("басейни в межах фізико-географічних виділів") комплексів; аналогічно щойно означенім підходам – гідрологічно-ландшафтно-геохімічні або ландшафтно-геохімічно-гідрологічні комплекси, гідрологічно-грунтові або грутово -гідрологічні комплекси і т.ін. Природно-технічні територіальні утворення можуть бути вирізnenі з дотриманням або поєднанням

басейнового і адміністративно-територіального та інших принципів, наприклад, за певними показниками чи суб'єктами водовилучення і водовідведення, за видами земельних угідь чи землеустрою, за типами меліоративних систем чи їх складниками тощо. Загалом поділ на природні та природно-технічні територіальні утворення досить умовний, і покликаний скоріше більше «відтінити» застосування провідних «природних» або «техногенних» ознак їх формування. У цьому аспекті у тих же природно-технічних територіальних утвореннях можна виділяти за функціональним змістом природну, технічну і природно-технічну підсистеми, а, наприклад, особливості ландшафтно-гідрологічних природних територіальних комплексів відображають наслідки і техногенного впливу на ландшафти та гідромережу і т.ін.

Але за будь-яких умов обрані складники макросистеми досліджуваних територій слід одночасно розглядати як територіальні утворення, в межах яких реалізуються або можуть бути реалізовані процеси водокористування.

Водокористування при гідроекологічному районуванні територій у цілому, на відміну від, розглядають за принципами як користування усіма видами природних ресурсів екосистем водних об'єктів суходолу (поверхневих з їх береговими зонами та підземних) – водними, земельними, біологічними, рекреаційними, енергетичними, транспортними ресурсами тощо. В залежності від специфіки районування інколи доцільно розглядати водокористування в контексті ресурсокористування загалом у річкових басейнах і т.ін., що було зроблене, наприклад, у монографії, де таким чином характеризувалися як певні поверхневі вододжерела, так і ґрутові води, спільно вирізначені за обумовленими критеріями як «місцеві водні об'єкти». Отже за всіх умов одним з головних принципів районування має бути точне визначення видів, регламентів, об'єктів і суб'єктів водокористування досліджуваних територій, зважаючи на можливу наявність «азональних» структур (наприклад, каналів тощо) або «над мірильних» структур (наприклад, каскаду дніпровських водосховищ, який потребує окремого районування власне як водний об'єкт). При цьому не виключена можливість та доцільність вибору певних видів водних об'єктів, стан яких є індикаторним при районуванні територій з водними об'єктами у цілому.

Таке було зроблене, наприклад, індикаторні водні об'єкти під час оцінки наслідків водокористування правили водойми. Вони були обрані через те, що за своїми морфогенетичними та гідроекологічними характеристиками і особливостями є індикаторними щодо тестування загального рівня різногенезисної забрудненості ресурсів водного фонду, що загалом як принцип властиве положенням стохастичної екогідрології при її становленні. На етапі модельної параметризації при районуванні оперують з водогосподарсько-екологічними системами (англ. "Water-Management Environmental Systems", надалі просто "екосистемами") обраних природних або природно-технічних територіальних утворень певного рангу. Такі екосистеми задаються на різних рівнях формалізації як детермінованими, так і випадковими (детерміновано-стохастичними) числовими скалярними полями за основними чинниками, що визначають стан екосистем утворень і водних об'єктів в їх межах, а також комбінаціями цих полів. У цілому при моделюванні і оцінці стану екосистем зазначених утворень, як і стану макросистеми ДТ загалом, застосовують принцип зниження від груп показників такого стану (макрорівень формалізації) до наборів компонентів і елементів цих груп (мезо- і мікрорівні).

Отже, наприклад, на макрорівні у загальному вигляді динаміка макросистеми досліджуваних територій [D(ДТ)] визначається динамікою екосистем кожного з природних або природно-технічних територіальних утворень ДТ [D(ПТУ, ПТТУ)] і подається як параметричні збурення відповідних екосистем у вигляді

$$D(\text{ДТ}) = D(\text{ПТУ}, \text{ПТТУ}) = [(\Gamma\text{Д})(R,t); (\text{TД})(R,t); (\text{ДС})(w,R,t)] \quad (5.2)$$

де $(\Gamma\text{Д})(R,t)$, $(\text{TД})(R,t)$ і $(\text{ДС})(w,R,t)$ – набір, відповідно, географічно-детермінованих, "технічно"-детермінованих і випадкових (детерміновано-стохастичних) полів за означеними для кожного набору групами показників стану екосистеми обраного утворення;

w – число елементарних результатів дослідів (elementарних подій, або наслідків, випадкових експериментів) у визначених просторово-часових координатах (тобто сукупність елементів початкового простору, чи множини, елементарних подій та основного ймовірнісного простору);

R – загальна просторова область зазначених полів, як правило, – загальні межі ДТ; $R \hat{I} (x,y,z)$ у заданій системі координат [наприклад, у системі координат ГІС MapInfo $R \hat{I} (x,y)$];

t – час; $t \hat{I} T$, де T – множина $(0, \infty)$ (неперервний час).

У моделі можливим набором географічно-детермінованих полів може бути їх сукупність за гідрологічною, геологічною, геохімічною, геоморфологічною, «грунтовою», гідрогеологічною, ландшафтною, фізико-географічною тощо групами показників стану екосистеми певного природного територіального утворення. «Технічно»- детерміновані поля згідно з особливостями структури природно-технічних територіальних утворень можна формалізувати за "технічною" (конструктивною), «технологічною», «організаційною» тощо групами показників або поєднаннями таких ознак груп.

Відповідно, набір випадкових полів, як стосовно чи в межах ПТУ, так і ПТТУ, може диференціюватися за гідрофізикохімічною, екотоксикологічною, водогосподарською, радіоекологічною, медично-екологічною тощо групами показників, а також групою інтегральних та спільних показників (для різних груп чи їх більш низьких елементів). При цьому будь-яка з груп показників може розглядатися як явна чи неявна (загальноцільова). Останнє, наприклад, було здійснене при районуванні можливих радіоекологічних наслідків місцевого водокористування у, коли водогосподарська група показників виступала загальноцільовою, але без безпосереднього вирізnenня меж конкретних локальних комплексів такого водокористування, а з моделюванням та наступною структуралізацією полів власне цих наслідків, віднесених до групи інтегральних показників стану досліджуваних територій.

Стосовно цієї моделі слід зважати на те, що ознака «детерміновані» має дещо умовний зміст, як щодо географічно-детермінованих, так і щодо «технічно» - детермінованих полів. Для географічно-детермінованих полів (наприклад, за гідрологічною, ландшафтною, фізико-географічною ознаками) це пов'язане насамперед з відносно нетривалим, як правило, часовим оцінним інтервалом при гідроекологічному районуванні.

Для інших часових інтервалів, наприклад геохронологічних і т.ін., зазначений вид детермінованих полів стає вже відчутно і «стохастично» обумовленим. Аналогічний момент можна відзначити і стосовно «технічно»- детермінованих полів, причім альтернативний часовий

інтервал, що може викликати «стохастичну» обумовленість цих полів, вже значно менш тривалий, ніж для географічно-детермінованих полів. Такий інтервал вже пов'язаний із спрацюванням складових частин природно-технічних утворень, зважаючи на капітальність, строки служби, ступінь аварійності при експлуатації і інші чинники, що викликають трансформацію стану технічних підсистем цих утворень. Крім того, в обох випадках географічно - або "технічно"- детермінований складник не є єдиним у структурі відповідних полів, а істотно переважає над "сuto" стохастичним, який значною мірою зумовлений особливостями тестування природних або природно-технічних територіальних утворень, передусім похибками картографічної імплементації та моделювання відповідних полів та їх складників.

У цілому це свідчать про відсутність при районуванні перешкод для процесу поєднання стохастичної структури випадкових полів (субполів) і структури детермінованих полів (субполів).

Значення всіх видів полів цієї моделі – детермінованих з аргументами (R,t) і детерміновано-стохастичних з аргументами (w,R,t) – можуть бути як «сuto» числовими, так і інтегральними характеристиками (ознаками) за комплексом вихідних числових величин або якісних параметрів, виражених за якісною (символьно, вербально тощо) ознакою. Крім того, нижчі за ієрархією поля параметрів макросистеми ДТ мають власні просторові області (субобласті SR) у складі R, тобто є субполями у складі як кожної групи показників ДТ, так і ДТ взагалі. Отже

$$R \hat{\in} [SR(KM)(R,t)], R \hat{\in} [SR(KM)(w,R,t)] \quad (5.3)$$

$$R \hat{\in} [SR(EL,n)(R,t)], R \hat{\in} [SR(EL,n)(w,R,t)] \quad (5.4)$$

де SR – символ, що маркує відповідні просторові субобласті компонентів (КМ) і елементів n-го рівня (EL,n) груп показників стану ДТ та її складових частин – екосистем природних або природно-технічних територіальних утворень.

Записи (5.3) і (5.4) є символно-загальнофункціональними. Тобто, наприклад, субобласть субполя певного елемента за (5.4) у свою чергу просторово диференційована за відповідними величинами або ознаками

тощо (значеннями субполя), сукупність (набір) яких, як складників елемента, чисельно (символьно) і визначає (формує) власне цей елемент.

Так, наприклад, просторова субобласть загального субполя елемента першого рівня «рід ландшафту» компонента цього елемента «тип ландшафту» групи показників стану певної макросистеми ДТ за ландшафтною ознакою (або ландшафтної групи показників) сформована субобластями наявних на досліджуваних територіях родів ландшафту, значення субполів кожного з яких подані вербально («лісова дуже розчленована закарстована височина на осадових відкладах із сірими лісовими ґрунтами» тощо) або символічно (кодом «15», відповідним зазначеній височині, і т.ін.). Таким же чином, наприклад, просторова субобласть загального субполя, вираженого за вербальною ознакою як "ділянки осушування", тобто компонент «функціонально-конструктивної» групи показників осушувально-зволожувальної системи (як ПТГУ, заданого «технічно»-детермінованим полем), може бути сформована субобластями гончарного дренажу, відкритої мережі, механічного водопідйому і т.ін. Зазначені приклади наведені саме для "складних випадків" задавання значень полів моделі (5.2) (при однокомпонентній та одноелементній «представленості» та "полігамності" компонентів і елементів, див. далі), позаяк територіальні утворення, значення полів яких є числовими характеристиками, практично не потребують особливих коментарів. З іншого боку зрозуміло, що на мезорівні макросистема ДТ у загальному випадку може бути формалізована системними сукупностями компонентів за групами показників їх стану, а на мікрорівні – сукупностями елементів за компонентами груп показників з відповідним подаванням просторово-часової динаміки через детерміновані і випадкові субполя і їх системи належного рівня. Тобто, за такого підходу у щойно поданому прикладі компонент «ділянки осушування» був би вже «моногамним» і містив набір (сукупність) нижчих за ієрархією самостійних елементів: гончарного дренажу, відкритої мережі і т.ін.

За наявності ж розглянутої вище однокомпонентної у групах або одноелементної у компонентах груп «представленості» їх членів обов'язково зберігається «полігамність» складників кожного такого компонента або елемента у тому чи іншому вигляді. Так, наприклад, у монографії при загальному дотриманні ієрархічно-параметричного ланцюжка «групи показників – компоненти груп – елементи компонентів»

у гідрологічній групі показників макросистеми регіону, що досліджувався, був вирізний лише один компонент – «тестові річкові басейни» (першопорядкові для районування річкові басейни або їх групи, конкретний набір яких з власними межами кожного басейну і сформував «полігамність» зазначеного компонента), а у складі компонента – єдиний елемент «інші річкові басейни» (певні групи басейнів наступного порядку, межі гідрографічної мережі яких маркували комплексний набір просторових субобластей елемента). У наведеному прикладі використана двомірна система задавання просторових областей полів і субполів гідрологічної групи показників за «гідрографічним» критерієм.

А проте просторові області цієї групи можуть бути задані і більш тематично складно – як у двомірній, так і у тримірній системах через планове положення певних структурних частин річкової долини (у т.ч. спільно з геоморфологічною групою) або через використання характерних висотних позначок (горизонталей) тощо.

На етапі модельної параметризації використовуються також потрібні, алгоритмічно визначені конкретною специфікою районування, одно- і міжрівневі (макро-, мезо- і мікрорівні) побудови комбінацій (спільніх параметричних систем і субсистем) «різногрупових» компонентів і елементів за відповідними групами показників стану досліджуваних територій і субполів таких комбінацій. Слід зазначити, що при формуванні параметричної структури гідроекологічного районування територій, на відміну від формалізації екосистем власне водних об'єктів, члени різних рівнів можуть бути диференційовані на «модельні», тобто ті, що модельно картографуються для завдань районування, і «умовно модельні», тобто ті, для яких таке картографування принципово можливе, але не є актуальним чи думислюється у неявно вираженій (посередній) формі, або ті, для яких картографування спеціально здійснюється лише як допоміжно-проміжне рішення.

Тобто, наприклад, знову-таки для ландшафтної групи за спрямованістю районування у «модельним» елементом був обраний елемент «рід ландшафту», тоді як компонент «тип ландшафту», куди входив цей елемент, залишився «умовно модельним», оскільки просторові субобласті типів ландшафту у цілому спеціально не вирізнялись, хоча й типологічна ознака ландшафтів брала до уваги.

Відзначимо ще дві принципово важливі особливості районування. Це, по-перше, відмінності вихідного (того, що вже існує) просторового подання складників природних або природно-технічних утворень досліджуваних територій. Така відмінності можуть привести при формалізації відповідних полів і субполів до роботи як з просторово (суцільно, дискретно), так і з «точково» початково заданими екосистемами за обмеженим набором їх параметрів. По-друге, інколи виникають складності, пов'язані з недостатньо структурно-функціонально обумовленим (за змістом районування) імперативним чи вимушеним визначенням меж загальної просторової області ДТ.

Це викликає одразу закладену при районуванні «зредукованість» як певних вихідних, насамперед природних, територіальних утворень, так і наступних модельних таксонів районування, що теж треба адекватно враховувати при плануванні і отриманні результатів. Останні моменти найчастіше виникають за рахунок лімітування простору досліджуваних територій кордонами держави чи межами її адміністративно-територіальних одиниць.

У всіх випадках за інформаційні засоби моделювання і характеристики детерміновано-стохастичної (а далі і функціональної) структури макросистеми ДТ або її складових частин правлять перетини заданих моделлю (або похідними від неї) полів просторових величин, що власне і визначають умови та наслідки водокористування на обраних для дослідження територіях, включаючи випадки можливого комплексування з ресурсокористуванням загалом. Такі перетини утворюються, як правило, спеціально обумовленою фіксацією в моделі аргументу часу (to) або періодизацією цього аргументу.

При гідроекологічному районуванні стан макросистеми досліджуваних територій кваліфікується як сукупність властивостей цієї макросистеми і екосистем її заданих субструктур (включаючи "кінцеві" таксони районування), які тестиються для оцінювання ознак стану за умовами та наслідками водокористування, зважаючи і на екологічний стан власне водних об'єктів, розташованих в межах зазначених субструктур. Ознаками стану за умовами та наслідками водокористування або просто ознаками стану макросистеми ДТ і її субструктур є фактичні числові або "чисельно-ознакові" тощо значення відповідно обраних, згрупованих (скомбінованих) і співвіднесених між собою детермінованих або

випадкових полів (субполів) моделі різних ієрархічно-параметричних рівнів. Найчастіше використовують рівень субполів елементів, тобто значення певних елементів у просторових областях їх субполів, але з урахуванням належності цих елементів до їх компонентів або груп показників.

Принципово можливим і бажаним є розподіл стану макросистеми ДТ і її субструктур на "стан за умовами" та "стан за наслідками" водокористування. Такий розподіл, навіть у посередньому вигляді, власне і визначає членів детермінованих і випадкових полів (субполів) груп показників, які можуть бути залучені до оцінювання ознак зазначеного стану. Як правило, з ознаками стану за умовами водокористування пов'язують географічно - і "технічно"- детерміновані поля груп показників, а також випадкові поля груп показників, що не мають головного наслідкового за цілями районування характеру, тобто не належать до домінантної критеріальної групи показників. А проте, при спрощенні – обмеженому наборі протестованих територіальних систем, обмеженому періоді, на який розповсюджуються результати районування, застосуванні усереднених даних за період, відсутності моделювання режимів водокористування тощо – не виключений випадок, у якому може і не бути розподілу стану екосистем територіальних структур на два складники, а поєднання стану за умовами та наслідками. Тоді він оцінюється, наприклад, безпосередньо лише за екологічним станом водних об'єктів в межах зазначених екосистем, особливо якщо стан цих об'єктів задати групами показників, які "однозначно" підлягають екологічному нормуванню, і т.ін.

Рівень стану заданих субструктур районування тестиється, користуючись двома принциповими підходами. З одного боку, певний рівень «стану за умовами» відповідає адекватним, найчастіше «чисельно-ознаковим», значенням обраного набору субполів, просторові субобласті яких поєднані за межами з підсистемами екосистем територіальних утворень, однорідними (квазіоднорідними) за умовами водокористування згідно з генетичними, природно-функціональними, природно-технічними, природно-технічно-функціональними особливостями цих підсистем, включаючи особливості техногенезу. При цьому, по-перше, у випадку застосування набору субполів обов'язковим є визначення домінантних типів субполів, по-друге, не виключеним є використання за необхідності

вибіркових еталонних показників "стану за умовами". При домінуванні гідрологічної групи показників "стану за умовами" застосовувалися генетично і природно-функціонально однорідні субполя гідрологічно-ландшафтних комплексів, при домінуванні ландшафтної групи – субполя ландшафтно-гідрологічних комплексів і т.ін. Певних природно-технічно однорідних субструктур: за ймовірністю (ризиком) затоплення територій при повенях без об'єктної і суб'єктної "персоніфікації" можливих результатів такого затоплення, за рівнем технічного стану конструктивних елементів меліоративних систем тощо. З іншого боку, рівень стану субструктур районування за наслідками водокористування ототожнюється з його відповідністю значенням однорідних субполів, отриманими за певним категоріями категорійно-класифікаційних схем елементів домінантної при районуванні критеріальної групи показників «стану за наслідками». За останню при комплексному підході доцільно обирати групу спільних і інтегральних показників.

Вибір чи створення щойно зазначених критеріальних категорійно-класифікаційних схем при гідроекологічному районуванні територій є самостійною задачею етапу модельної параметризації. Вона пов'язана і з визначенням з такими атрибутами процесу районування, як критична група населення та інтегральні оцінні показники екологічної безпеки.

Вибір критичної групи населення проводиться в залежності від видів, регламентів, безпосередніх об'єктів та оцінних критеріїв наслідків водокористування з орієнтацією на суб'єктів останнього, які щонайменшим чином охоплені заходами із зниження таких можливих негативних наслідків (природоохоронними, водоохоронними і т.ін.), якщо такий вибір є можливим чи доцільним. Тобто існує досить великий можливий набір осіб критичної групи населення як водокористувачів – від населення досліджуваних територій загалом до його розподілу на міських і сільських мешканців або вирізnenня у складі таких мешканців ще більш деталізованих категорій, популяцій тощо. А проте, у цілому вирізnenня критичної групи у зазначеному аспекті можна проводити, спираючись на принципові підходи монографії. У ній запропоновано користуватись трьома узагальнювальними ознаками (рівнями) такого вирізnenня – «життєдіяльність» (види і територіальна прив'язка), «вік», «стать», а послідовне застосування цих ознак дозволяє оперувати як із загальним

поняттям «критична група населення», так і більш конкретним поняттям «критична група людей».

За вибіркові або інтегральні оцінні показники екологічної безпеки для цілей гідроекологічного районування згідно з його визначенням і в залежності від типу субструктур районування, що тестиються, та способів такого тестування слід приймати певні обрані моно- чи поліпараметричні еталонні показники стану зазначених субструктур (за умовами або наслідками водокористування). Вони формуються, по-перше, на основі застосування і/або певного комбінування вже розроблених чинних еконормативів (нормативів в галузі використання та охорони вод, нормативів радіаційної безпеки тощо), а також технічних нормативів чи вимог, що регламентують безаварійну роботу водогосподарських об'єктів, гідротехнічних споруд і т.ін. По-друге, еталонні показники можуть бути обрані або запропоновані в результаті спеціальних наукових розробок з моделюванням комплексних, нових за змістом екологічних критеріїв, які базуються як на чинних нормативах, так і на результатах розвитку їх положень. В усіх випадках зазначені еталонні показники мають певним чином характеризувати вимовний ступінь екологічної безпеки (або пов'язані з ним ризики) при водокористуванні, часто у контексті ресурсокористування загалом. Цей ступінь може відображати або поєднувати міри загрози: біорізноманіттю гідросфери, рівновазі конкретних водних екосистем, здоров'ю і/або життєдіяльності критичної групи населення – водокористувачів. Корисним при цьому може бути застосування і розвиток принципів, запропонованих у, за якими рівень стану певних субструктур гідроекологічного районування (як ступінь відповідності заданим параметрам і вимогам) можна моделювати шляхом оцінювання потенціалу екологонегативних соціально-економічних функцій екосистем цих субструктур – ресурсоредукційних, середовищередукційних, «екоризикових» і т.ін. із запровадженням при необхідності понять стійкості, надійності та еколого-економічної стабільності водогосподарсько-екологічних систем.

Критеріальні категорійно-класифікаційні схеми рівнів стану субструктур районування за наслідками водокористування (у т.ч. допоміжні чи проміжні та кінцеві) і будуть безпосереднім підсумковим відображенням розрахункового ступеня відповідності обраним еталонним показникам цього стану з урахуванням критичної групи населення. Такі

схеми, відповідно, можуть бути моно- або поліпараметричні, конкретно числові або інтервальні тощо, але за всіх умов мають категорувати рівень стану субструктур районування з класифікаційною семантикою його визнакою («задовільний», «поганий» тощо) за певними інтегральними або «груповими», «компонентними² чи 2елементними» індексами цього рівня «стану за наслідками».

Зазначені визнаки за індексами рівня стану або їх інтервалами, групами тощо мають адекватно обумовлювати непотрібність або необхідність (і певні типи) заходів з посилення екологічної безпеки водокористування, включаючи терміновість і види відповідних обмежень чи втручань тощо в загальній системі еколого-економічного нормування водокористування та охорони водних об'єктів.

Створення повномірильної критеріальної схеми рівнів стану екосистем територіальних субструктур – завдання майбутнього. При цьому, крім інших, мають бути вирішенні питання: врахування синергічних та антагоністичних ефектів комплексування токсичного, радіонуклідного, бактеріального забруднення екосистем водних об'єктів, їх евтрофування і сапробізації та наслідків цих процесів для екосистем і населення; оцінювання оптимальної еколого-економічно виправданої ресурсовидатності екосистем при водокористуванні; створення багатофакторних критеріальних схем екологічної безпеки водо- і ресурсокористування і т.ін.

Третій етап – етап функціональної структуралізації обраних для гідроекологічного районування територій – вже безпосередньо пов'язаний з тестуванням стану макросистеми ДТ і оцінюванням його рівня. Цей процес зводиться до формування єдино-параметрично заданих складників функціональної структури макросистеми досліджуваних територій шляхом використання як існуючих складників макросистеми, послідовно трансформованих згідно з моделями, так і модельного синтезу нових.

Функціональну структуру розподіляють на:

- початкову функціональну структуру;
- первинну змодельовану функціональну структуру;
- інтегральну (вторинну) змодельовану функціональну структуру.

Складники початкової функціональної структури формуються за рахунок впорядкування і комп'ютерної картографічної імплементації у робочій ГІС конкретних значень і просторових областей (субобластей)

полів (субполів) параметризованих екосистем природних і природно-технічних територіальних утворень, обраних ще на етапі загальної структуруалізації. При цьому в залежності від вихідного вигляду використовується як просторове задавання значень таких полів з просторовими областями за змістом ознак їх вирізnenня, так і "точкове" (теж звичайно координатне) задавання значень але з напевне необумовленими у складі початкової структури просторовими областями.

Для моделювання наступних функціональних структур макросистеми ДТ слід попередньо визначитися з деякими принциповими положеннями такого моделювання.

По-перше, це стосується умов стаціонарності (квазістаціонарності) і однорідності (квазіоднорідності) детермінованих і випадкових «робочих» і «модельних» полів та субполів макросистеми, зважаючи на задані чи обрані при районуванні період моделювання і вигляд модельних (розрахункових) значень цих полів та субполів. Зрозуміло, що будь-які часові перетини географічно-детермінованих і, за наведених далі умов, «технічно» - детермінованих полів моделі є перетинами стаціонарних полів для розрахункового періоду моделювання за їх значеннями в межах відповідних однорідних субполів складників цих полів. При цьому стаціонарність «технічно» - детермінованих полів звичайно завбачує відповідність розрахункового періоду моделювання періоду з «умовно незмінним» зафікованим рівнем стану технічних (природно-технічних) підсистем територіальних утворень, що задаються такими полями. У інших випадках – при суттєвій протестованій або спрогнозованій трансформації стану технічних підсистем за період моделювання тощо – слід обов'язково обумовлювати і погоджувати зазначені періоди. Стосовно ж випадкових полів моделім мова, як правило, може йти про їх приведення до квазістаціонарного (у часі) та квазіоднорідного (за простором) вигляду, у т.ч. задаючись певними спрощеннями. Такі квазістаціонарність і квазіоднорідність мають засвідчити адекватні умови проведення стохастичних дослідів та оцінювань стану субструктур районування, тобто засвідчити відносну постійність впливів і зв'язків в межах макросистеми ДТ, і можуть бути досягнуті шляхом певних модельних рішень і побудов, найбільш обґрутованими з яких є:

- застосування розрахунково-прогнозних показників, які за змістом свого отримання маркують умовно стаціонарні субполія для розрахункового періоду районування;
- застосування певних розрахункових інтервалів модельних при районуванні величин, що призводить до "інтервальної" квазістаціонарності значень відповідних цим величинам субполів;
- поєднання (обмеження) отриманих щойно зазначеними способами квазістаціонарних у часі просторових субобластей випадкових субполів з контурами просторово однорідних за умовами водокористування субобластей детермінованих субполів певного рангу (однорідних за генетичними, природно-функціональними і іншими особливостями, див. рівень "стану за умовами").

Таке поєднання (обмеження) проводиться або безпосередньо «розміщенням у відповідних межах», або розповсюдженням за допомогою інтерполяції або екстраполяції тощо «точкових» значень випадкових субполів на задані межі детермінованих, що загалом і свідчить про приведення зазначених випадкових субполів до умовно однорідного вигляду.

По-друге, відповідно до вже зазначених кінцевих критеріальних категорійно-класифікацій-них схем рівнів стану субструктур районування необхідно розробити потрібні ієрархічні класифікаційні схеми (з спадними ланцюжками) власне таксонів гідроекологічного районування. При цьому, крім іншого, слід дати ознаки і способи вирізnenня кожного з зазначених таксонів та сформулювати принципи утворення нових повних назв таксонів за ознаками, згідно з якими вони зсинтезовані, а також, при можливості, запровадити інтегральні характеристики рівня стану таксонів з визначенням репрезентативної застосовності і змісту таких характеристик.

Урахування щойно зазначених положень моделювання за особливостями початкової структури дозволяє принципово визначитись зі змістовою сутністю створення первинної і вторинної функціональної структур досліджуваних територій, що районуються. Отже первинна функціональна структура моделюється за допомогою системної супідлеглої комутації наборів перетинів (квазі) стаціонарних та (квазі) однорідних детермінованих і випадкових субполів, що характеризують рівень "стану за умовами" водокористування, з виходом шляхом синтезу

на результувальні субполя "модельних" членів домінантної при районуванні критеріальної групи показників стану макросистеми ДТ за наслідками водокористування.

Інтегральна (вторинна) функціональна структура досліджуваних територій модельно синтезується ("критеріально розпізнається") за допомогою перетворення первинної функціональної структури у інтегральну шляхом диференціювання і поєднання субполів первинної структури у ієархічно супідлеглі вже власне таксони гідроекологічного районування та прийнятою ієархічною класифікаційною схемою цих таксонів. Остання крім субполів домінантної критеріальної групи показників стану може базуватися на суб полях і інших груп показників як супідлеглих (допоміжних) при вирізненні таксонів.

За умов дотримання викладеної загальної схеми етапу функціональної структуралізації не виключена можливість наступної модифікації підсумкових оцінок рівня стану таксонів вже отриманої за певними підходами інтегральної функціональної структури. Це стосується таксонів, репрезентативних для апарату такої модифікації, а остання може бути здійснена за рахунок використання додаткових відомостей та додаткових критеріальних категорійно-класифікаційних схем рівнів стану визначених субструктур районування за наслідками водокористування (у т.ч. поєднаних з вже застосованими такими схемами), що у цілому розширює зміст та "комплексність" районування. Зазначене було виконане, наприклад, у, де попередньо обґрунтована багатофакторна природно-техногенна однорідність вирізняючих ландшафтно-гідрологічних районів дозволила шляхом модельних рішень розповсюджувати умови цієї однорідності на мезосистемні особливості міграції забруднювальних речовин не лише радіоактивного, а й іншого генезису, та відповідне відображення цих особливостей у результатах районування.

Подальші розвиток і втілення наведених основ системного полікритеріального гідроекологічного районування у конкретні алгоритмічні схеми комп'ютерно-картографічного тематичного поділу і оцінки стану територій та імплементація цих схем для обраних регіонів можуть стати передумовою об'єктивної оптимізації комплексних моніторингових мереж зі створенням сучасних геоінформаційних систем та вибору найбільш доцільних заходів з відновлення та підтримки

екологічної безпеки водокористування і охорони та реабілітації об'єктів гідросфери.

Питання для самоперевірки

1. Які існують базові схеми районування?
2. Що собою являє одиниця районування?
3. Які існують основні системи класифікації вихідних одиниць районування?
4. Назвіть основні характеристики екологічного нормування.
5. Дайте визначення нормативу
6. Дайте визначення санітарно-гігієнічному, екологічному, науково-технічному нормуванню.
7. Дати визначення природоохоронної норми.
8. Що входить до системи природоохоронних норм?
9. Розмежувати поняття «екологічні нормативи» і «екологічні нормативи антропогенного навантаження».
10. . Розмежувати поняття «екологічні нормативи якості об'єктів НПС» і «нормативи екологічної безпеки».
11. Дати поняття ресурсо господарських нормативів.

ПЕРЕЛІК ДЖЕРЕЛ ПОСИЛАНЬ

Основна

1. Тучковенко О.А. «Екологічне нормування і районування водних екосистем» Конспект лекцій: Одеса, 2011. 98 с.
2. Хільчевський В.К., Ромась М.І., Савицький В.М. Про деякі сучасні напрямки гідрохімічних та гідроекологічних досліджень // Наукові праці УкрНДГМІ. 2003. Вип. 251.
3. Баканов А.І. Огляд існуючих підходів до районування водосховищ. \\ Праці ін.-та біології. 2001. Вип.62 (65) С.3-16.
4. Конвенція охорони та відтворення навколошнього природного середовища Азовського та Чорного морів.
5. eprints.library.odeku.edu.ua

Додаткова

1. Закон України “Про охорону навколошнього природного середовища”.
2. Закон України „Про забезпечення санітарного та епідеміологічного благополуччя населення”.
3. Закон України „Про відходи”.
4. Екологічне законодавство України: Зб. нормат. актів / За ред. І.О. Заєць. – К.: Юрінком Інтер, 2001. – 416 с.
5. ДСанПіН 2.2.4-171-10. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною.
6. ДБН А.2.2-1-2003. Склад і зміст матеріалів оцінки впливів на навколошнє середовище (ОВНС) при проектуванні і будівництві підприємств, будинків і споруд.
7. ГОСТ 17.00.04. Экологический паспорт промышленного предприятия. Основные положения.
8. ГОСТ 17.2.3.02. Правила встановлення допустимих викидів шкідливих речовин промисловими підприємствами.

Навчальне електронне видання

БЕЗІК КСЕНІЯ ІГОРІВНА

**ЕКОЛОГІЧНЕ НОРМУВАННЯ І РАЙОНУВАННЯ ВОДНИХ
ЕКОСИСТЕМ**

Конспект лекцій

Видавець і виготовлювач

Одесський державний екологічний
університет вул.Львівська, 15, м. Одеса,
65016 тел./факс; (0482) 32-67-35 E-mail:

info@odeku.edu.ua

Свідоцтво суб'єкта видавничої
справи ДК № 5242 від 08.11.2016