

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

С. М. Юрасов

**МЕТОДИ ОЦІНКИ ЯКОСТІ
ПРИРОДНИХ ВОД**

Конспект лекцій

Одеса
Одеський державний екологічний університет
2020

УДК 504.4.054
Ю 64

Рекомендовано методичною радою Одеського державного екологічного університету Міністерства освіти і науки України як конспект лекцій (протокол № 2 від 29. 10. 2020 р.)

Юрасов С. М.

Методи оцінки якості природних вод: конспект лекцій. Одеса, Одеський державний екологічний університет, 2020. 102 с.

Якість вод разом з кількісною оцінкою їх ресурсів має велике значення при плануванні водогосподарських заходів. Вона представляється набором показників, який відображає потреби користувачів у складі й властивостях вод і дозволяє оцінити їх стан. В конспекті лекцій викладені основні відомості щодо показників якості вод, діючих нормативів, методів оцінки і прогнозування якості вод.

Конспект лекцій використовується для денної та заочної форми навчання.

ISBN 978-966-186-107-6

© Юрасов С.М., 2020

© Одеський державний екологічний університет, 2020

З М І С Т

ВСТУП.....	5
ТЕМА 1. ЗАГАЛЬНІ ВІДОМОСТІ ЩОДО ПОКАЗНИКІВ ЯКОСТІ ВОД І ЇХ НОРМАТИВІВ.....	9
1.1 Показники якості природних вод.....	9
1.1.1 Коротко про показники.....	9
1.1.2 Загальні і специфічні, основні і додаткові.....	10
1.1.3 Фізичні, біологічні та хімічні.....	11
1.1.4 Прості, групові та комплексні.....	16
1.1.5 Лімітуючі (нормовані) і репрезентативні.....	17
1.2 Мутність як показник якості води.....	18
1.3 Формула води.....	20
1.4 Нормативи показників якості.....	21
1.4.1 Коротко про нормативи.....	21
1.4.2 Санітарно-гігієнічні <i>ГДК</i> забруднювальних речовин.....	21
1.4.3 Рибогосподарські <i>ГДК</i> забруднювальних речовин.....	22
1.4.4 Класи небезпеки.....	23
1.4.5 Біогеохімічні <i>ГДК</i>	26
1.4.6 Екологічні нормативи.....	27
ТЕМА 2. МЕТОД ДЕТАЛЬНОГО АНАЛІЗУ І НОРМИ ЯКОСТІ ВОД	29
2.1 Метод детального аналізу	29
2.2 Санітарні норми якості вод.....	29
2.3 Рибогосподарські норми якості вод.....	33
2.4 Норми якості прибережних вод морів і океанів.....	35
2.5 Критерії якості іригаційних вод.....	36
2.6 Норми якості вод країн ЄС.....	45
ТЕМА 3. МЕТОД КОМПЛЕКСНИХ ІНДЕКСІВ.....	52
3.1 Загальні уявлення щодо оцінки якості вод методом комплексних індексів.....	52
3.2 Індекс забруднення вод (<i>ІЗВ</i>).....	52
3.3 Комплексний індекс забруднення (<i>КІЗ</i>).....	53
3.4 Коефіцієнт забруднення χ	55
3.5 Комплексний показник екологічного стану (<i>КПЕС</i>).....	56
3.6 Узагальнений екологічний індекс I_E	57
3.7 Узагальнений індекс стану вод I_{CB}	64
3.8 Трофічний індекс (<i>TRIX</i>).....	65

ТЕМА 4. МЕТОДИ ОЦІНКИ ЯКОСТІ ВОД ЯК СЕРЕДОВИЩА МЕШКАННЯ.....	66
4.1 Біоіндикація водного середовища.....	66
4.1.1 Гідробіологічний аналіз поверхневих вод і донних відкладів.....	66
4.1.2 Оцінка якості вод по макрозообентосу.....	70
4.1.3 Оцінка якості вод по перифітону, фіто- та зоопланктону.....	72
4.1.4 Структурні характеристики угруповань.....	74
4.1.5 Токсобність вод.....	75
4.2 Біотестування вод.....	76
4.2.1 Загальні положення біотестування вод.....	76
4.2.2 Біотестування вод на різних етапах технологічного процесу.....	79
4.2.3 Біотестування вод, що відводяться на біочистку.....	81
4.2.4 Біотестування вод, що відводяться у водні об'єкти.....	82
4.2.5 Біотестування морського середовища при дампінгу ґрунтів.....	85
ТЕМА 5. ІНТЕГРАЛЬНІ ПОКАЗНИКИ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ І ЧАСОВА МІНЛИВІСТЬ ПОКАЗНИКІВ ЯКОСТІ ВОД.....	89
5.1 Інтегральні показники забруднення водних об'єктів.....	89
5.1.1 Показники середнього навантаження водних об'єктів забруднювальними речовинами.....	89
5.1.2 Показники відносних розмірів зон забруднення.....	90
5.1.3 Показники, що враховують зовнішній водообмін водойм.....	92
5.2 Часова мінливість показників якості вод.....	93
5.2.1 Аналіз рядів спостережень на наявність грубих помилок.....	93
5.2.2 Хронологічна мінливість показників якості вод.....	94

ВСТУП

Врахування якості природних вод разом з кількісною оцінкою їх ресурсів має велике значення при плануванні водогосподарських заходів. Це обумовлено тим, що в результаті господарської діяльності відбуваються зміни природного складу і властивостей вод під впливом 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 на цей час і для майбутнього. Для усіх цих видів водокористування та для охорони водних екосистем необхідні води різної якості.

Що таке «якість вод»? Існує формулювання:

якість води – характеристика складу і властивостей води, що визначає її придатність для конкретних видів водокористування.

Це співпадає з поняттям критеріїв якості води:

критерії якості води – характеристики складу і властивостей води, що визначають її придатність для конкретних видів водокористування.

Однак, якість розглядуваної води не є її критерієм. Говорячи про якість вод, мають на увазі їх склад і властивості, які можна представити показниками. Набір цих показників для різних користувачів може бути різним і залежить він від вимог, які ставить кожен користувач до складу й властивостей вод.

Таким чином можна сформулювати наступне визначення:

якість природних вод – це їх характеристика, представлена набором показників, який відображає потреби користувача у складі й властивостях вод та дозволяє оцінити можливість використання вод з розглядуваною метою.

Основне призначення згаданого набору показників – оцінка якості вод. Вимоги, що ставляться різними користувачами до складу і властивостей вод, різні й часом суперечливі. Тому оцінити якість вод можна тільки для якогось конкретного користувача, з деякою конкретною метою.

Що позначає «оцінити якість вод»? Як каже давня китайська мудрість: «Оцінка – це вибір між корисним і шкідливим». Цей вислів дуже точно передає суть оцінки якості вод. Тому надалі під **оцінкою якості природних вод** будемо розуміти висновок щодо їхньої чистоти або забруднення з деякої конкретної позиції (точки зору деякого водокористувача).

Оцінка якості вод – це словесна характеристика. Вона може бути двобальною чи мати декілька балів (класів, категорій). Двобальна оцінка виконується, наприклад, при визначенні придатності вод для господарсько-питних, комунально-побутових, рибогосподарських та інших практичних потреб. У цьому випадку вода оцінюється як чиста або брудна; відповідає вимогам розглядуваних норм чи не відповідає; придатна для певних потреб чи не придатна.

Якщо оцінка складається з декількох балів (категорій), тоді вона дає характеристику ступеня чистоти або забруднення води, наприклад: дуже чиста, чиста, досить чиста, слабо забруднена, помірно забруднена тощо. Така оцінка використовується при порівнянні стану різних водних об'єктів в наукових цілях, але для практичних нужд вона непридатна.

Для оцінки якості вод потрібні не тільки значення показників, але і їх нормативи, які є критеріями якості. Основними критеріями якості є *гранично допустимі концентрації (ГДК)* забруднювальних речовин санітарно-гігієнічні і рибогосподарські, які входять до складу санітарних і рибогосподарських норм відповідно. Крім того, критеріями якості є також *орієнтовно безпечні рівні впливу (ОБРВ)*, *орієнтовно допустимі рівні (ОДР)* і *середні летальні концентрації (LC₅₀)* забруднювальних речовин.

ОБРВ й *ОДР* речовин уводяться тимчасово до моменту розробки для них *ГДК*. Середні летальні концентрації використовуються, коли необхідно оцінити допустимий вміст у воді суміші забруднювальних речовин. У цих випадках як критерій виступає $0,01LC_{50}$.

Оцінку якості вод можна виконати:

- методом детального аналізу;
- методом комплексних індексів (показників);
- методами біоіндикації й біотестування як середовища мешкання живих організмів.

Метод детального аналізу полягає в зіставленні виміряного (розрахованого) значення кожного показника (із усього набору) з його нормативом (*ГДК*). Оцінка, як правило, двобальна: якщо хоча б один показник не відповідає нормативу, то вважається, що вода брудна; у іншому випадку – чиста.

При реалізації згаданого методу найчастіше використовуються або санітарно-гігієнічні, або рибогосподарські *ГДК*. Однак залежно від потреб користувача можуть застосовуватися й інші нормативи (відомчі, промислові тощо).

Особливість оцінки якості вод **методом комплексних індексів** полягає в тому, що за всім набором показників (або його частиною) розраховується значення комплексного індексу, і за відповідною шкалою дається словесна узагальнена характеристика води (оцінка має декілька балів).

Слід зазначити, що сьогодні часто при оцінці екологічного стану водних об'єктів використовують санітарні або рибогосподарські норми якості

вод. Недолік цього полягає в тім, що при розробці санітарно-гігієнічних нормативів вода розглядається як предмет для задоволення потреб людини, але не як біотоп, а при розробці рибогосподарських – в першу чергу як середовище мешкання риби (продукту харчування), тобто у тому й іншому разі пріоритетом є здоров'я людини та її потреби.

У цілому система критеріїв на основі *ГДК* не враховує синергізму (сумарної дії) та антагонізму (придушення) забруднювальних речовин. По-за полем зору залишаються особливості їх трансформації та кумуляція водними організмами, наприклад, водоростями, з найдалшим вивільненням цих речовин під час масового відмирання водоростей. Крім того, риба не є слабкішою ланкою біоценозу. Тому сьогодні усе більше мова йде про розробку екологічних *ГДК*, які враховували би вплив речовини не на окремих організм, а на біоценоз в цілому.

Діючі нормативи не дозволяють оцінювати воду як *середовище мешкання* гідробіонтів, для цього використовують *біоіндикацію та біотестування*. Цими методами якість вод оцінюється за реакцією живих організмів: біоіндикація на основі гідробіологічних спостережень – у природних умовах, біотестування – у лабораторних.

Методи комплексних індексів, біотестування й біоіндикації дають характеристику води в цілому (узагальнено). Інформація щодо окремих показників або з самого початку відсутня, або губиться. Тому з усіх існуючих методів оцінки якості вод *основним є метод детального аналізу*. Він незамінний, якщо мова йде про здоров'я людини, коли для користувача є важливим знання стану вод за конкретними показниками.

Вода з узагальненою характеристикою «*досить чиста*» може виявитися непридатною для купання, пиття або якихось промислових потреб за яким-небудь одним дуже важливим показником. Наприклад, «*смак*» або «*запах*» – для пиття; «*лактозо-позитивні кишкові палички*» або «*збудники хвороб*» – для купання; «*тимчасова жорсткість*» – для систем охолодження; «*мінералізація*» – для поливу та інше. У всіх цих випадках практичного використання вод осереднення інформації не має сенсу (існує такий вислів: «*в середньому окрас чорно-білої зебри відповідає окрасу сірої миші*»).

В країнах *ЄС* оцінку якості вод для конкретних практичних потреб за деякий період часу теж виконують методом детального аналізу. Але, крім значень показників там нормується також: кількість перевищень *ГДК*; кратність перевищення *ГДК*; тривалість періоду разового забруднення вод у розглядуваний період часу.

У вітчизняних нормах таких нормативів немає. Оцінку якості вод виконують за середніми значеннями показників. Недолік такого підходу полягає у тому, що при рівності значення показника з нормативом приблизно 50% часу розглядуваного періоду вода буде брудною.

Усунути такий недолік можливо шляхом використання значень пока-

зників із заданою забезпеченістю (ймовірністю перевищення). Спираючись на досвід країн ЄС цю забезпеченість можна прийняти рівною їх допустимій частоті перевищень нормативів.

Для розрахунку значень показників із заданою забезпеченістю необхідні їх закони розподілу. Мінливість значень показників якості вод добре апроксимується логнормальним законом. Зручність цього закону полягає у тому, що його параметрами є стандартні статистичні характеристики (середнє значення і середньоквадратичне відхилення) логарифмованого ряду спостережень.

Знання особливостей часової мінливості показників і законів їх розподілу дозволяє прогнозувати їх значення з заданою забезпеченістю і тим самим добитись виконання вимог норм країн ЄС у майбутньому при розрахунках гранично допустимих скидів забруднювальних речовин зі стічними водами.

ТЕМА 1. ЗАГАЛЬНІ ВІДОМОСТІ ЩОДО ПОКАЗНИКІВ ЯКОСТІ ВОДИ І ЇХ НОРМАТИВІВ

1.1 Показники якості природних вод

1.1.1 Коротко про показники

Якість природних вод (властивості і склад, у цілому стан) задається показниками. Це може бути один показник або цілий набір показників.

Набір показників за їх особливостями можна поділити на різні групи. По тому, що характеризують показники, вони можуть бути:

- загальними і специфічними;
- фізичними, хімічними та біологічними;
- простими, груповими та комплексними.

За призначенням показники можна поділити на *основні* і *додаткові*, *лімітуючі* (нормовані) і *репрезентативні*.

Крім того, по тому, як показники характеризують водне середовище, вони можуть бути *кількісними*, *якісними* та *змішаними*.

Кількісні (абсолютні та відносні, розмірні та безрозмірні) показники чисельно характеризують склад і властивості води. Концентрація речовини у воді – це як правило абсолютний (розмірний) показник. Найчастіше він має вагову форму з розмірністю мг/дм^3 , г/м^3 , рідше – мкг/дм^3 , нг/дм^3 . Кількість плаваючих домішок, у тому числі нафтових плівок і агрегатів (грудочок), характеризують концентрацією з розмірністю мг/м^2 , мкг/м^2 та нг/м^2 .

Концентрація речовини може бути виражена також у грам-молекулярної (молярної) формі – г-моль/дм^3 , мг-моль/дм^3 . Для розрахунку грам-молекулярної концентрації речовини (мг-моль/дм^3) необхідно вагову концентрацію в мг/дм^3 поділити на молекулярну вагу речовини. Грам-іонна форма аналогічна грам-молекулярній.

Еквівалентна форма схожа з грам-іонною, але в ній за основу береться не грам-іон, а грам-еквівалент (г-екв). Для перерахунку в еквівалентну форму необхідно концентрацію іонів в г/дм^3 або мг/дм^3 поділити на іонну вагу та помножити на валентність цього іона. Для одновалентних іонів грам-іонна і грам-еквівалентна концентрації рівні.

У воді суми концентрацій головних аніонів і катіонів у грам-еквівалентній формі дорівнюють одна одній. Це часто використовується у різних розрахунках (див. далі у іригаційних властивостях вод).

Крім того, концентрація речовини може бути представлена в безрозмірному (відносному) вигляді, але у цих випадках можна надати розмірність. Наприклад: солоність морської води вимірюється в проміле (‰), це відповідає розмірності г/кг (кількість грамів речовини в 1 кг розчину); $1\% = 1\text{г}/100\text{г}$ ($1\% = 10\text{‰}$); іноді в літературі можна зустріти розмірність $10^{-6} = 1\text{мг/кг}$, якщо використовувати таку розмірність, то $1\text{‰} = 10^{-3}$.

Якісні показники – це словесна характеристика природних вод (за токсобністю води можуть бути *оліго–*, *мезо–* або *політоксобними*).

Змішані – словесна і числова характеристика («*прісні води*» – це вода з мінералізацією до 1000 мг/дм³).

Один показник, що характеризує якість води у цілому, як правило, є якісним або змішаним (комплексним).

Кожен показник одночасно входить до різних груп. Наприклад, температура є загальним, фізичним, простим, кількісним показником; мінералізація – загальний, хімічний, груповий, змішаний показник; трофність – загальний, біологічний, комплексний, якісний показник; нафтопродукти – специфічний, хімічний, груповий, кількісний показник.

Розглянемо ці групи показників.

1.1.2 Загальні і специфічні, основні і додаткові

Загальні показники є характерними для будь-яких водних об'єктів. Найбільша частина з них обов'язково входить до повних програм спостережень за якістю вод. Деякі показники виділені окремо у санітарних та рибогосподарських нормах.

Перелік загальних вимог до складу і властивостей води у водних об'єктах господарсько-питного та комунально-побутового призначення включає такі показники: завислі речовини, плаваючі домішки, забарвлення, запахи, присмаки, температура, *pH*, мінералізація, розчинений кисень, *БСК_{ПОВН}*, *ХСК*, хімічні речовини, збудники хвороб, лактозопозитивні кишкові палички (*ЛКП*), коліфаги.

Загальні вимоги до складу та властивостей води водних об'єктів рибогосподарського призначення включають усі перелічені показники (крім *ХСК*, *ЛКП* та коліфаги; вони не нормовані у рибогосподарських нормах) і додатково такий показник як токсичність.

Присутність у воді **специфічних** показників зумовлена місцевими природними умовами, а також особливостями антропогенного впливу на водний об'єкт (феноли, нафтопродукти, важкі метали, пестициди, *СПАР* тощо).

До переліків санітарно-гігієнічних і рибогосподарських *ГДК* речовин входить частина загальних і всі специфічні показники.

Загальні показники іноді називають основними. Однак цей термін найчастіше використовують у випадках, коли йдеться про показники, значення яких суттєво перевищує нормативи. Такі показники у першу чергу повинні бути внесеними до програм спостережень за якістю води у розглядуваному водному об'єкті. Тому, **основні** – це показники, які мають пріоритет при організації спостережень. Ця група може об'єднувати і загальні, і специфічні показники.

Додаткові показники сумісно з основними складають повні або ро-

зширені програми спостережень.

1.1.3 Фізичні, біологічні та хімічні

Фізичні показники якості характеризують властивості вод. Усі ці показники є загальними. До них відносяться такі показники [11].

Забарвлення (кольоровість). Забарвлення води обумовлюється вмістом органічних (забарвлених) сполук. Речовини, які визначають забарвлення води, надходять у воду внаслідок вивітрювання гірських порід, внутрішньоводоймових процесів продукування, з підземним стоком, із антропогенних джерел. Інтенсивне забарвлення знижує органолептичні властивості води, зменшує вміст розчиненого кисню. Забарвлення вимірюється у градусах.

Запах. Запах води створюється специфічними речовинами, які надходять у воду в результаті життєдіяльності гідробіонтів, розкладання органічних речовин, хімічної взаємодії компонентів, які є у воді, і надходження з внутрішніх (алохтонних) джерел. Запах води вимірюється у балах.

Температура води. У водних об'єктах температура є результатом одночасної дії сонячної радіації, теплообміну з атмосферою, переносу тепла течіями, перемішування водних мас і надходження підігрітих вод із зовнішнього джерела. Температура впливає практично на всі процеси, від яких залежать склад і властивості води. Температура води вимірюється в градусах Цельсія (°C).

Прозорість. Прозорість води залежить від ступеня розсіювання сонячного світла у воді речовинами органічного і мінерального походження, які знаходяться у воді у завислому і колоїдному стані. Прозорість визначає перебіг біохімічних процесів, які потребують освітленості (первинне продукування, фотоліз). Прозорість вимірюється у сантиметрах.

Електропровідність – це чисельний вираз здатності водного розчину проводити електричний струм. Електрична провідність природної води залежить, в основному, від концентрації розчинених мінеральних солей і температури. Одиниця вимірювання – міліСіменс/см (мСм/см) [15].

Природні води являють собою суміш розчинів електролітів. Мінеральну частину розчинів складають іони Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- . Саме ними обумовлюється електропровідність природних вод. Рівні електропровідності природної води приблизно орієнтують на ступені її мінералізації. Ускладнення, що виникають при оцінках сумарної мінералізації по питомій електропровідності, пов'язані з неоднаковою питомою електропровідністю розчинів різних солей, а також з підвищенням електропровідності при збільшенні температури.

Нормовані величини мінералізації приблизно відповідають питомій електропровідності 2 мСм/см (1000 мг/дм^3) і 3 мСм/см (1500 мг/дм^3) як хлоридній (в перерахунку на $NaCl$), так і карбонатній (в перерахунку на

CaCO_3) мінералізації.

Окисно-відновний потенціал (Eh) – це міра хімічної активності елементів або їх сполук у зворотних хімічних процесах, пов'язаних із зміною заряду іонів в розчинах [15]. Значення окисно-відновних потенціалів вимірюється у вольтах (мілівольтах). В природній воді значення *Eh* коливається від 400 до +700 мВ. Визначається сукупністю окиснювальних і відновних процесів і в умовах рівноваги характеризує середовище за всіма елементами зі змінною валентністю. Встановленням редокс-потенціалу, також, визначаються умови, при яких можлива міграція металів. За редокс-потенціалом розрізняють декілька типів ситуацій у природних водах:

1. *Окиснювальний тип* – із значеннями Eh^+ (100–150) мВ та присутністю вільного O_2 , а також цілого ряду елементів у вищій формі своєї валентності (Fe^{3+} , Mo^{6+} , As^{5-} , V^{5+} , U^{6+} , Sr^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{4+}).

2. *Перехідний окисно-відновний тип* – з значеннями Eh^+ (100–0) мВ, нестійким геохімічним режимом при змінній концентрації H_2S і кисню. В цих умовах відбувається слабе окислення і слабе відновлення металів.

3. *Відновний* – характеризується негативними значеннями *Eh* з присутністю у підземних водах металів низького ступеня валентності (Fe^{2+} , Mn^{2+} , Mo^{4+} , V^{4+} , U^{4+}), а також H_2S .

Біологічними показниками якості характеризують кількість живих організмів у воді, а також у цілому стан вод. Як і фізичні показники вони усі є загальними. До біологічних показників відносять бактеріологічні і гідробіологічні [11].

Бактеріологічні показники характеризують забруднення води патогенними мікроорганізмами. До числа найважливіших бактеріологічних показників відносять: *колі-індекс* – кількість кишкових паличок в 1 дм^3 води; *колі-тітр* – об'єм води, який припадає на одну кишкову паличку; лактозопозитивні кишкові палички (*ЛКП*); чисельність коліфагів.

Гідробіологічні показники дають можливість оцінити якість води за кількістю тварин і рослинності водойм. Зміна видового складу водних екосистем може відбуватися при настільки слабкому забрудненні водних об'єктів, що не виявляється ніякими іншими методами. Тому гідробіологічні показники є найбільш чутливими.

До них відносять такі показники: загальну чисельність (біомасу) особин усіх видів; кількість (біомасу) особин одного виду; сапробність; трофність; індекси видової різноманітності та інші.

Сапробність – це ступінь насичення води органічними речовинами. Відповідно до цього підходу водні об'єкти (або їх ділянки) у залежності від вмісту органічних речовин підрозділяють на *полісапробні*, *мезосапробні* та *олігосапробні*. Найбільш забрудненими є полісапробні водні об'єкти. Кожному рівню сапробності відповідає свій набір *індикаторних організмів-сапробіонтів*. На основі індикаторної значущості організмів і їх кількості обчислюють індекс сапробності, за яким визначається рівень сапробності.

Трофність являє собою характеристику первинного продукування водного об'єкта. Вона залежить від цілого ряду фізичних властивостей водного середовища і його хімічного складу. Води можуть бути з низьким (*оліготрофні*), з середнім (*мезотрофні*), з високим (*евтрофні*), з дуже високим (*політрофні*) і з надзвичайно високим (*гіпертрофні*) первинним продукуванням.

Індекси видової різноманітності (Маргалефа, Менхінка, Шенона та ін.) характеризують *структуру водних екосистем*, що перебуває в залежності від стану водного середовища. Як правило, видова різноманітність зміншується зі збільшенням ступеня забруднення водних об'єктів. Тому зміна структурних характеристик екосистеми є показником зміни якості води.

Хімічні показники характеризують склад природних вод. Вони можуть бути [11] загальними і специфічними. До числа *загальних* хімічних відносяться наступні показники якості води.

Завислі речовини. Джерелами завислих речовин можуть служити процеси ерозії ґрунтів і гірських порід, розмив донних відкладів, продукти метаболізму і розкладання гідробіонтів, продукти хімічних реакцій і антропогенні джерела. Завислі речовини впливають на глибину проникнення сонячного світла, погіршують життєдіяльність гідробіонтів, призводять до замулювання водних об'єктів, зумовлюючи їхнє екологічне старіння (евтрофування). Вміст завислих речовин вимірюється в г/м^3 (мг/дм^3).

Водневий показник (pH). У природних водах концентрація іонів водню залежить, головним чином, від співвідношення концентрації вугільної кислоти та її іонів. Джерелами вмісту іонів водню у воді є також гумінові кислоти, присутні у кислих ґрунтах і, особливо, у болотних водах, та гідроліз солей важких металів. Від *pH* залежить розвиток водних рослин, характер протікання процесів продукування.

Мінералізація визначається за сумарним вмістом семи головних іонів: K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- . Основними джерелами підвищення мінералізації є ґрунтові і стічні води. Негативний вплив на людину і гідробіонтів справляє як висока, так і надмірно низька мінералізація води.

Жорсткість є властивістю природної води, зумовленою, головним чином, розчиненими в ній солями кальцію і магнію. Кальцій і магній складають більшість мінералів, що утворюють поверхневі ґрунтові шари. В природних умовах іони кальцію, магнію та інших лужноземельних металів потрапляють у воду при взаємодії розчиненого у воді CO_2 з карбонатними мінералами. Джерелом цих іонів можуть бути також мікробіологічні процеси в ґрунтах на площі водозбору або у донних відкладах чи у техностоках.

Загальну жорсткість визначає сумарний вміст солей кальцію і магнію. Вона підрозділяється на карбонатну і некарбонатну. *Карбонатна* – визначається концентрацією гідрокарбонатів і карбонатів (при *pH* >8,3),

солями кальцію і магнію.

Некарбонатна – концентрацією розчинених у воді кальцієвих і магнієвих солей сильних кислот (хлоридів, сульфатів, ін.). При кип'ятінні гідрокарбонати переходять в карбонати і випадають в осад. Тому карбонатну жорсткість називають *тимчасовою* або *переборною*. Жорсткість, що залишається після кип'ятіння, називається *постійною*. Жорсткість вимірюється в мг-екв/дм³, коливається в широких межах.

Розчинений кисень. Основними джерелами надходження кисню у водні об'єкти є газообмін з атмосферою (атмосферна реаерація), фотосинтез, а також дощові і талі води, що, як правило, перенасичені киснем. Окисні реакції є основними джерелами енергії для більшості гідробіонтів. Основне споживання розчиненого кисню відбувається у процесі дихання гідробіонтів і окислювання органічних речовин мікроорганізмами. Низький вміст розчиненого кисню (анаеробні умови) позначається на всьому комплексі біохімічних і екологічних процесів у водному об'єкті.

Біохімічне споживання кисню (БСК). БСК визначається як кількість кисню, що споживається мікроорганізмами при окислюванні органічних речовин, які містяться в одиниці об'єму води, за визначений період часу. На практиці БСК оцінюють за п'ять діб (БСК₅) та за двадцять діб (БСК₂₀). Зазвичай БСК₂₀ трактують як повне БСК (БСК_{ПОВН}), ознакою якого є початок процесів нітрифікації в пробі води. БСК є оцінкою загального забруднення води органічними речовинами.

Хімічне споживання кисню (ХСК). ХСК визначається як кількість хімічного окислювача у перерахунку на кисень, необхідний для окислювання органічних і мінеральних речовин, що містяться в одиниці об'єму води. При визначенні ХСК використовують біхромат калію (K₂Cr₂O₇). Насамперед ХСК дозволяє судити про забруднення води органічними речовинами, але як і БСК не дає інформації про склад забруднення.

Азот. Азот може знаходитись в природних водах у вигляді вільних молекул N₂ і різноманітних сполук у розчиненому, колоїдному або завислому стані. У загальному азоті природних вод прийнято виділяти органічну і мінеральну форми. Основними джерелами надходження азоту є внутрішньоводоймові процеси, газообмін з атмосферою, атмосферні опади й антропогенні джерела. Різні форми азоту можуть переходити одна в іншу в процесі кругообігу азоту. Азот відноситься до числа найважливіших лімітуючих біогенних елементів. Високий вміст азоту прискорює процеси евтрофування водних об'єктів.

Фосфор. Фосфор у вільному стані в природних умовах не зустрічається. У природних водах фосфор знаходиться у вигляді органічних і неорганічних сполук. Основна маса фосфору знаходиться в завислому стані. Сполуки фосфору надходять у воду в результаті внутрішньоводоймових процесів, вивітрювання і розчинення гірських порід, обміну з донними відкладами і з антропогенних джерел. На вміст різних форм фосфору вплива-

ють процеси його кругообігу. На відміну від азоту кругообіг фосфору незбалансований, що визначає його більш низький вміст у воді. Тому фосфор найчастіше виявляється тим біогенним елементом, вміст якого визначає характер процесів продукування у водних об'єктах.

До *специфічних* хімічних показників якості води, що зустрічаються найчастіше, відносяться:

Феноли. Вміст фенолів у воді, поряд із надходженням їх з антропогенних джерел, може визначатися метаболізмом гідробіонтів і біохімічною трансформацією органічних речовин. Джерелом надходження фенолів є гумінові речовини, що утворюються в ґрунтах і торфовищах. Феноли справляють токсичний вплив на гідробіонтів і погіршують органолептичні властивості води.

Нафтопродукти. До нафтопродуктів відносять палива, олії, бітуми і деякі інші продукти, що представляють собою суміш вуглеводнів різних класів. Джерелами надходження нафтопродуктів є виливи при їх видобутку, переробці і транспортуванні, а також стічні води. Незначна кількість нафтопродуктів може виділятися в результаті внутрішньоводоймових процесів. Вуглеводні, які входять до складу нафтопродуктів, мають токсичний і, до деякої міри, наркотичний вплив на живі організми, вражаючи серцево-судинну і нервову системи.

ПАР і СПАР. До поверхнево активних речовин (*ПАР*) відносять органічні речовини, що мають різко виражену спроможність до адсорбції на поверхні поділу «повітря – рідина». У переважній більшості поверхнево-активні речовини, що потрапляють у воду, є синтетичними (*СПАР*). *СПАР* мають токсичний вплив на гідробіонтів і людину, погіршують газообмін водного об'єкта з атмосферою, знижують інтенсивність внутрішньоводоймових процесів, погіршують органолептичні властивості води. *СПАР* відносяться до речовин, що повільно розкладаються.

Пестициди. Під пестицидами розуміють велику групу штучних хлорорганічних і фосфорорганічних речовин, застосовуваних для боротьби з бур'янами, комахами і захворюваннями сільськогосподарських рослин. Основним джерелом їх надходження є поверхневий і дренажний стік із сільськогосподарських територій. Пестициди мають токсичну, мутагенну і кумулятивну дію, руйнуються повільно.

Важкі метали. До цієї групи відносяться метали з питомою вагою більшою, ніж у заліза. З них найбільш поширеними є свинець, мідь, цинк, а найбільш небезпечними – ртуть, свинець, кадмій, миш'як. Важкі метали мають мутагенну і токсичну дію, різко знижують інтенсивність біохімічних процесів у водних об'єктах.

1.1.4 Прості, групові та комплексні

Прості показники характеризують властивість водного середовища або кількість конкретної речовини чи живих організмів одного виду у ньому. Наприклад, температура, прозорість, кольоровість, розчинений O_2 , pH , ЛКП, коліфаги, Hg^{2+} , Pb^{2+} , As^{3+} , ДДТ та інші.

Групові показники характеризують вміст у водному середовищі групи речовин або живих організмів, об'єднаних за певною ознакою.

Існують групові показники, які розраховують за простими показниками. До цих показників відноситься сума (ψ) концентрацій речовин у частках від ГДК

$$\psi = \sum (C_i / ГДК_i), \quad (1.1)$$

де C_i і $ГДК_i$ – концентрація і норматив i -тої речовини у воді.

У формулах (1.1) і (1.2) знаходиться сума для m речовин з однаковою лімітуючою ознакою шкідливості (ЛОШ).

Показник ψ є характеристикою вмісту групи речовин з ефектом сумарної дії у водному середовищі (далі п. 1.3.2, 1.3.3). Його використовують при оцінці якості вод.

Узагальнений показник шкідливості вод R [8], визначений з основного відношення, також є груповим:

$$\psi = \sum (C_i / ГДК_i) \leq 1 \quad \Rightarrow \quad \psi = SR \leq 1,$$

$$\text{де } R = (1/S) \sum (C_i / ГДК_i) = \sum (a_i / ГДК_i) = (1 / [ГДК]) \sum (a_i / \xi_i); \quad (1.2)$$

$$S = \sum C_i; \quad a_i = C_i / S; \quad \xi_i = ГДК_i / [ГДК]; \quad [ГДК] = \sum ГДК_i.$$

Показник R як і ψ характеризує вміст речовин з ефектом сумарності у водному середовищі.

Легко помітити, що показник R залежить тільки від співвідношення концентрацій забруднювальних речовин і їх набору в стічній воді, тобто R не залежить від розводження стічної води. Показником R зручно користуватись при розрахунках ГДС речовин у водні об'єкти для підприємств, що проектуються.

До групових також відносяться такі показники як БСК, ХСК, мінералізація та інші.

Комплексні показники характеризують стан водного середовища в цілому з урахуванням усіх його властивостей і всього складу. Вони зручні для використання. Недоліки – втрата інформації про конкретні види забруднення і неоднозначність.

До комплексних відносяться ІЗВ, КІЗ, КПЕС, узагальнений екологічний індекс I_E , узагальнений індекс стану вод I_{CB} (тема 3) і такі гідробіоло-

гічні показники як трофність, сапробність (тема 4) та інші.

1.1.5 Лімітуючі (нормовані) і репрезентативні

При розгляді питання гідрохімічних показників якості води використовують такі поняття як, лімітуючі (нормовані) та репрезентативні показники якості води [8].

Лімітуючі показники – це всі показники, за якими визначається якість води, тобто це всі речовини, для яких визначені *ГДК*. Лімітуючі показники встановлюються стосовно до конкретного виду водокористування, їх перелік міститься в нормах: для господарсько-питного і комунально-побутового водокористування свій перелік речовин і їх *ГДК*; для рибогосподарського – свій.

Усі лімітуючі показники поділяються на три групи за *ЛОШ* при господарсько-питному і комунально-побутовому водокористуванні та на п'ять груп при рибогосподарському водокористуванні.

Поряд із устанавленням лімітуючих показників становить інтерес виділення репрезентативних гідрохімічних показників, що допомагають оцінити забруднення, обумовлене скидом конкретних видів стічних вод.

Репрезентативним називають набір гідрохімічних показників, характерних для стічних вод конкретного виробництва. Існують репрезентативні показники для целюлозно-паперової, нафтопереробної, сланцевої й інших видів промисловості, а також показники побутових і промислових стічних вод великих міст.

Ці показники дозволяють спостерігати зміни якості вод під впливом господарської діяльності і комунально-побутових стічних вод міст (під впливом антропогенних факторів).

При вирішенні цього питання виділяють два основних типи забруднення поверхневих вод:

- а) забруднення, спричинене скупченими скидами стічних вод;
- б) порушення природного стану вод під впливом джерел забруднення, що не піддається врахуванню (дрібні припливи забруднених вод, атмосферне випадання і вимивання забруднювальних речовин з різних шарів ґрунту).

У першому випадку для оцінки впливу конкретного виду діяльності людини на якість вод необхідно мати дані про склад стічних вод. Для більшості стічних вод репрезентативні показники обрані, а якщо розглядається виробництво, для якого таких показників немає, то їх визначають на підставі таких трьох принципів: показники повинні бути специфічними для розглядуваних стічних вод; їх значення повинне максимально перевищувати *ГДК*; після скиду у водний об'єкт швидкість трансформації показників повинна бути найменшою.

Наприклад, для целюлозно-паперової промисловості специфічним є

вміст у стічних водах великої кількості лігніну, діметилсульфіду. Інші інгредієнти не є специфічними, тому що можуть надходити у великих кількостях з побутовими й іншими видами стічних вод.

Крім цього, індикаційними ознаками можуть бути співвідношення таких групових показників як перманганатне і біхроматне окислювання (*ХСК*), *БСК* і *ХСК*. Ці співвідношення для різних типів стічних вод знаходяться у визначених інтервалах, що дозволяє їх використовувати як характерні коефіцієнти.

У тих випадках, коли порушення якості вод не пов'язано із зосередженими випусками, тобто виникає необхідність оцінки фонового стану вод, вибір репрезентативних показників базується на спостереженнях, які ведуться вище міст зосереджених випусків стічних вод. При цьому враховуються нормативні вимоги до якості вод.

У перелік необхідних визначень рекомендується включити: *ХСК*; перманганатне окислювання; *БСК*; розчинений кисень; *СПАР*; феноли; нафтопродукти; іони амонію; загальну мінералізацію.

Ці показники чутливо реагують на фонове забруднення. Їх рекомендується використовувати і при оцінці забруднення за рахунок зосереджених випусків стічних вод, якщо відсутня інформація про їх склад.

За лімітуючими і репрезентативними показниками, що входять до складу режимних спостережень, можна одержати інтегральні характеристики ступеня забруднення водних об'єктів.

Необхідно відзначити, що такі показники як *БСК*, перманганатне окислювання, *ХСК* і феноли не можна використовувати при оцінці якості вод у річках, басейни яких мають велику залісеність і заболоченість. Це пояснюється великим вмістом органічних сполук природного походження. Протягом більшої частини року перелічені показники для вод таких річок перевищують *ГДК*.

1.2 Мутність як показник якості води

Завислі речовини (мутність) в річкових потоках і стічних водах можуть бути природного та техногенного походження [8].

Природними називаються завислі речовини, мінеральний склад яких не змінений у результаті виробничої діяльності. Живі організми, що живуть у водних об'єктах, адаптовані до мінерального складу цих речовин і до їх кількісних змін у водному середовищі, якщо ці зміни спричинені природними факторами.

Техногенні завислі речовини є результатом виробничої діяльності. Їх мінеральний склад відрізняється від мінерального складу природних завислих речовин. Вміст цих речовин у водному середовищі не є звичним для живих організмів і повинен бути чітко регламентований.

У зв'язку з цим при нормуванні скидів стічних вод, що містять зави-

слі речовини, можна виділити два підходи. **Перший** полягає у встановленні *допустимого перевищення* зміненої (у результаті скиду стічних вод) мутності над фоною *незалежно від значення фоновій мутності*. Такий підхід використовується при нормуванні скидів стічних вод з техногенною зависсю. Допустиме перевищення мутності над природною за санітарними і рибогосподарськими нормами становить 0,25 чи 0,75 мг/дм³ для всього діапазону можливих значень фоновій мутності.

Другий підхід ґрунтується на встановленні *допустимого перевищення* зміненої мутності над фоною *в залежності від значення фоновій мутності*. Застосовується тільки для стічних вод, що містять природні завислі речовини. Нормативи для нього ще не розроблені.

Як характеристику допустимого перевищення у контрольному створі зміненої мутності над фоною пропонується використовувати *точність виміру* мутності існуючими на цей час методами. Похибка визначення мутності становить 10–25% від вимірюваного значення. Природні зміни мутності можуть бути дуже великими (часто за рік більш ніж у 100 разів), тому відхилення змінених значень мутності на 10 – 25% від природних не можна вважати помітним порушенням природного транспорту наносів [8].

Для малих значень мутності рекомендується використовувати верхню межу точності вимірів, для великих значень – нижню (табл. 1.1).

Таблиця 1.1 – Допустиме перевищення мутності над фоном [8]

Діапазон зміни фоновій мутності, мг/дм ³	Похибка виміру нижньої межі діапазону, %	Похибка виміру верхньої межі діапазону, %	Допустиме перевищення мутності над фоною, мг/дм ³
≤ 10	–	25	2,5
10–100	25	20	2,5–20,0
100–500	20	15	20,0–75,0
500–2000	15	10	75,0–200
> 2000	10	–	200

Якщо скид завислих речовин не можна регулювати (приводити його у відповідність з режимними характеристиками річки), то варто оцінювати допустимі відхилення за характеристиками меженної мутності, беручи останню за фонове значення.

Під *фоновими характеристиками якості води* розуміють такі характеристики, які визначаються загальними умовами формування якості води і є властивими розглянутому водотоку та його водозбірному басейну.

В залежності від умов розв'язуваної задачі гідрохімічний фон потоку можна представити у такий спосіб [8]:

а) **природний фон**, що характеризує якість води у водному об'єкті, гідрохімічний режим якого не порушено виробничою діяльністю вище ро-

зглянутого створу;

б) **змінений фон** характеризує якість води у водному об'єкті, гідрохімічний режим якого порушено виробничою діяльністю як наслідок зміни умов формування якості вод на басейні (меліорація, добрива, пестициди і т.п.) або численних неорганізованих скидів стічних вод;

в) **умовний фон** є характеристикою якості води вище розглянутого створу, він враховує всі види антропогенного впливу, включаючи організовані скиди стічних вод, якщо вони не враховуються в розв'язуваній конкретній задачі.

Під **фоновою** мутністю річкового потоку розуміють природну мутність, обумовлену природними факторами формування стоку завислих наносів у межах басейну, долини і русла річки.

1.3 Формула води

Формула води Курлова [13] запропонована для зображення даних про хімічний склад природних вод. Ця формула має вигляд псевдо дробу, у чисельнику якого записують аніони у порядку зменшення їх кількості (в %), в знаменнику – тим же чином записуються катіони. Значення у відсотках щодо аніонів і катіонів округляються до цілих чисел. Ліворуч від дробу дається загальна мінералізація води. Поряд указують вміст газів і мікроелементів. Справа від дробу надається температура води і дебіт води:

$$pM \frac{\text{аніони (100\%)}}{\text{катіони (100\%)}} T, D,$$

де p – специфічні компоненти, які містяться у природних водах;
 M – мінералізація води, г/дм³;
 T – температура води, °С;
 D – дебіт (для свердловин та джерел), дм³/с чи м³/д.

Для розрахунку відсоткового співвідношення кількості аніонів і катіонів їх концентрацію виражають у мг-екв/дм³. Перехід від вагової концентрації (мг/дм³) до молярної концентрації еквівалентів (мг-екв/дм³) виконують шляхом ділення вагової концентрації речовини на її грам-еквівалент. Один грам-еквівалент Cl^- дорівнює **35,45** г; SO_4^{2-} – **48,03** г; HCO_3^- – **61,02** г; Ca^{2+} – **20,04** г; Mg^{2+} – **12,15** г; Na^+ – **22,99** г; K^+ – **39,10** г; $(Na^+ + K^+)$ – **25,0** г (для прісних вод) и **24,0** г (для мінералізованих).

Наприклад,

$$M_{0,26} \frac{HCO_3^- 72 \quad Cl^- 16 \quad SO_4^{2-} 12}{Ca^{2+} 56 \quad Mg^{2+} 28 \quad (Na^+ + K^+) 16}$$

Ця формула має таку інформацію: загальна мінералізація води становить $0,26 \text{ г/дм}^3$ або 260 мг/дм^3 ; 72% з усіх головних аніонів припадає на гідрокарбонати; 16% – на хлориди; 12% – на сульфати; 56% відсотків з усіх головних катіонів припадає на кальцій; 28% – на магній і 16% – на натрій з калієм.

1.4 Нормативи показників якості

1.4.1 Коротко про нормативи

ГДК забруднювальних речовин несуть важливу функцію критерію якості води, покликаною забезпечити здоров'я людини й інших живих організмів (гідробіонтів), а також регламентувати скиди забруднювальних речовин у водне середовище.

Поняття *ГДК* базується на концепції *пороговості* дії хімічних речовин. Відповідно до цієї концепції для кожної речовини, що викликає ті чи інші несприятливі зміни в організмі, існують і можуть бути знайдені такі концентрації, при яких зміни навіть найбільш чутливих показників стану (функції) організму будуть мінімальними (граничними). При більш низьких концентраціях речовина не робить шкідливого впливу і її присутність у водному середовищі в кількості, яка не перевищує ці концентрації, можна вважати безпечною.

Протягом тривалого часу розроблялися і використовувалися два види *ГДК* – *санітарно-гігієнічні* і *рибогосподарські*.

1.4.2 Санітарно-гігієнічні *ГДК* забруднювальних речовин

Санітарно-гігієнічна ГДК хімічної речовини [1] у воді – це максимальна концентрація, що не впливає прямо чи опосередковано на стан здоров'я нинішнього і наступного поколінь людини при впливі на організм і не погіршує санітарні умови водокористування.

Методична схема санітарно-гігієнічних *ГДК* передбачає вивчення впливу забруднювальних речовин за трьома *лімітуючими ознаками шкідливості (ЛОШ)*: *санітарно-токсикологічною* (чутливість живих організмів до дії токсичних речовин), *органолептичною* (смак, колір, запах) і *зальносанітарною* (інтенсивність *БСК*, процесів мінералізації азотовмісних речовин, розвитку і відмирання сапробної мікрофлори, тобто інтенсивність процесів самоочищення вод).

По кожній із *ЛОШ* визначають порогову концентрацію речовини. За *ГДК* приймається мінімальна порогова концентрація з трьох, визначених за кожною із ознак шкідливості, і відмічається *ЛОШ*, при якій спостерігалась мінімальна порогова концентрація.

Санітарно-гігієнічні *ГДК* не призначалися для захисту екологічного

благополуччя водойми, їх мета полягала в забезпеченні безпечних умов водокористування для людини. Вони використовуються тільки для тих водойм, що призначені для господарсько-питного і комунально-побутового водокористування.

Поява нових джерел і розширення масштабів забруднення зумовили необхідність розгляду обмеження шкідливих впливів не тільки з погляду безпеки людини, але і з погляду безпеки водних екосистем. З'явилась самостійна система рибогосподарських *ГДК*, спрямованих на охорону водойми як бази для організації рибальства і рибництва.

1.4.3 Рибогосподарські *ГДК* забруднювальних речовин

При встановленні рибогосподарських *ГДК* застосовується спеціальна система досліджень [1], що включає оцінку впливу хімічної речовини на процеси самоочищення води, первинне продукування органічної речовини і на життєдіяльність окремих видів гетеротрофних гідробіонтів. Тест-об'єктами є представники різних ланок трофічного ланцюга водних екосистем (бактерії, водорості, зоопланктон, молюски, ракоподібні, риби).

Тут також покладено в основу принцип *ЛОШ*. Додатковими ознаками вводяться *токсикологічна* (чутливість різних видів гідробіонтів до дії токсичних речовин) і *рибогосподарська* (втрата товарної якості рибної продукції через нагромадження в ній недопустимих кількостей шкідливих речовин).

По кожній ознаці шкідливості визначається порогова концентрація токсичної речовини по набору тест-об'єктів, тобто береться порогова концентрація для найслабшої ланки з цього набору тест-об'єктів.

За *ГДК* приймається мінімальна порогова концентрація із п'яти, визначених по кожній з ознак шкідливості, і відмічається *ЛОШ*, при якій спостерігалась мінімальна порогова концентрація.

Розроблені слідом за санітарно-гігієнічними *ГДК* рибогосподарські нормативи стали логічним доповненням до водного санітарного законодавства. «Правила охорони поверхневих вод від забруднення стічними водами» і «Правила санітарної охорони морів» містять *ГДК* шкідливих речовин для водних об'єктів господарсько-питного, комунально-побутового водокористування і для рибогосподарських водойм.

Рибогосподарські і санітарно-гігієнічні *ГДК* суттєво відрізняються (табл. 1.2).

У зв'язку з тим, що можливості встановлення *ГДК* значно відстають від інтенсивності впровадження нових хімічних речовин у виробництво, постала необхідність встановлення тимчасових *ГДК*. Найбільш перспективним є математичний метод, що дозволяє прогнозувати токсичну дію речовини за результатами токсикологічних випробувань. Для багатьох речовин розраховані максимальні недіючі дози (МНД), які досить близько

збігаються з ГДК, одержаними в тривалих експериментах.

Таблиця 1.2 – Рибогосподарські і санітарно-гігієнічні ГДК деяких речовин

Забруднювальна речовина	Рибогосподарські ГДК		Санітарно-гігієнічні ГДК	
	ЛОШ	ГДК, мг/дм ³	ЛОШ	ГДК, мг/дм ³
Аміак	токсикологіна	0,05	загальносанітарна	2,0
Анілін	–“–	0,0001	санітарно-токсик.	0,1
Гексахлоран	–“–	0,01	органолептична	0,02
ДДТ	–“–	0	санітарно-токсик.	0,1
Кадмій	–“–	0,005	–“–	0,01
Карбофос	–“–	0	органолептична	0,05
Метанол	санітарно-токсик.	0,1	санітарно-токсик.	3,0
Метазін	органолептична	1,0	органолептична	0,3
Нафтопрод.	рибогосподарська	0,05	органолептична	0,3
Ентобактер.	загальносанітарна	10,0	–	–

Так для нітросполук виведена формула [1]:

$$Lg \text{ МНД} = 0,8 * l g LD_{50} - 3,6 , \quad (1.3)$$

де LD_{50} – летальна доза хімічної речовини, що спричиняє при введенні в організм загибель 50% тварин, мг/кг.

1.4.4 Класи небезпеки

Прийняті нормативи далекі від досконалості. Вивчаючи вплив речовин на самоочищення водного середовища [1], гігієністи в основному приділяють увагу не процесам самоочищення, а тому, наскільки вони здатні забезпечити процеси відмирання патогенних мікробів і процеси мінералізації. Іхтіологи в першу чергу оцінюють ефективність формування необхідної для риби якості води, тобто це більшою мірою торкається інтересів цілісності водної екосистеми.

У цілому система критеріїв на основі ГДК не враховує синергізму (сумарної дії) і антагонізму (придушення) забруднювальних речовин. Поза полем зору залишається кумуляція речовин водними організмами, наприклад, водоростями, з подальшим вивільненням їх під час масового відмирання водоростей. Для більшості речовин немає надійних аналітичних методів контролю.

Далі, токсичність речовин залежить від конкретної гідрохімічної ситуації: температури, pH , розчиненого кисню, комплексу органічних речовин і т.д.

І, нарешті, процеси трансформації речовин у воді включають цілий

ряд стадій, причому проміжні продукти нерідко виявляються більш токсичними, чим первинна речовина. У зв'язку з цим при нормуванні скидів стічних та інших зворотних вод у водні об'єкти рибогосподарського призначення даних про ГДК недостатньо. Необхідно наводити такі дані:

– стабільність і особливості детоксикації речовини, включаючи її метаболіти і кінцеві продукти розпаду;

– кумулятивні властивості речовини, а також терміни їх дії, поза залежністю, до якої ЛОШ віднесена речовина при встановленні ГДК. Наприклад, амоній і нітрити є токсичними речовинами, але при розрахунку ГДС вони повинні бути включені і у групу з токсикологічною ЛОШ, і з загальносанітарною як біогени, нарівні з органічним і нітратним азотом.

Таблиця 1.3 – Відносна токсичність речовин

Група	Токсичність	LC_{50} за 96–120 ч., мг/дм ³	$ГДК_{РГ}$, мг/дм ³	$LC_{50}/ГДК_{РГ}$
1	Особливо висока	< 0,01	< 0,0001	100
2	Висока	1,0–0,01	0,01–0,0001	100
3	Середня	10,0–1,0	0,10–0,01	50
4	Помірна	100–10,0	10,0–0,10	10
5	Мала	1000–100	200–10,0	5
6	Дуже мала	> 1000	> 200	< 5

Таблиця 1.4 – Здатність до кумуляції

Група	Кумуляція	K_K , відношення концентрації речовини в організмі до вихідної у воді
1	Надвисока	> 1000
2	Висока	200–1000
3	Помірна	51–200
4	Слабовиражена	1,1–50
5	Відсутня	$\leq 1,0$

Кумуляція речовини може супроводжуватися біонакопиченням, тобто послідовним нагромадженням (підвищенням концентрації) речовини в представниках кожного подальшого харчового рівня.

За характером трансформації речовини можуть бути поділені на 3 групи:

1) речовини, які практично не трансформуються у водних об'єктах (наприклад, $NaCl$);

2) речовини, метаболіти яких, вступаючи в складні сполуки з природними компонентами, змінюють характер і інтенсивність дії на гідробіонти і водні об'єкти (токсичність може зростати);

3) речовини, що піддаються деградації в природних водах шляхом

послідовного перетворення в усе більш прості сполуки (метаболіти можуть бути більш токсичними, кінцевий продукт може входити в кругообіг чи виходити з нього).

Таблиця 1.5 – Групи стабільності речовин за строками детоксикації (з урахуванням часу перетворення речовини і її токсичних метаболітів або таких, що підвищують сапробність)

Група	Стабільність	Час (доба) детоксикації в 20 разів (τ_{95}) при різних температурах			
		1 ⁰	4 ⁰	10 ⁰	20 ⁰
1	Мала	≤ 50	≤ 33	≤ 20	≤ 5
2	Помірна	60–100	40–70	20–30	6–10
3	Середня	100–580	70–400	30–190	10–60
4	Висока	580–1700	400–1200	190–560	60–180
5	Дуже висока	1700–3500	1200–2400	560–1100	180–365
6	Надвисока	> 3500	> 2400	> 1100	> 365

За ступенем [1] токсичності, кумуляції і стабільності речовини підрозділяють на класи безпеки.

Перший клас – надзвичайно небезпечні забруднювальні речовини. Речовини, що лімітуються з токсикологічною і рибогосподарською *ЛОШ*, представлені винятково ксенобіотиками (речовинами, які не мають аналога в природі). *ГДК* нижче 0,00001 мг/дм³ (1-а група токсичності), 1 – 2 групи кумуляції ($K_K > 200$). До цього класу відносяться речовини по кожній із зазначених *ЛОШ*. Постійні скиди цих речовин у рибогосподарські водні об'єкти недопустимі.

Другий клас – високо небезпечні речовини. Ксенобіотики, з токсикологічною і рибогосподарською *ЛОШ*, *ГДК* від 0,0001 до 0,00001 мг/дм³, (1-а група токсичності), 3-я група кумуляції, в окремих випадках 4-а група, якщо доведено, що виявляються патологічні явища в організмі, ураженому токсикантом, 4-а група стабільності. Для району півночі лімітуються по класу 1.

Третій клас – небезпечні речовини, *ГДК* від 0,01 до 0,0001 мг/дм³ (2-а група), ксенобіотики і речовини природного походження, лімітуються за токсикологічною рибогосподарською й органолептичною *ЛОШ*. Слабка кумуляція (4-а група, якщо не спричиняє видимих патологічних явищ і легко виводиться з організму), 3-я група стабільності ($\tau_{95} < 60$ діб).

Четвертий клас – помірно небезпечні, *ГДК* > 0,01 мг/дм³ (3, 4, 5, 6 групи токсичності), кумуляція відсутня, 1 і 2 групи стабільності. Речовини природного походження, частково ксенобіотики.

З наведеної додаткової інформації до рибогосподарських *ГДК* можна судити про недосконалість використовуваних видів нормування вмісту речовин у воді. Тому сьогодні все більше мова йде про екологічне нормуван-

ня, при якому враховувався би вплив речовини не на окремий організм, а на реакцію екосистеми в цілому.

Для кожної водної екосистеми необхідно визначити власні критерії якості природного середовища, що залежать від екологічного резерву екосистеми.

В основі екологічного нормування лежить всебічний аналіз середовища, системний підхід до регулювання якості природного середовища й оцінка гранично допустимого екологічного навантаження (*ГДЕН*) на екосистему, при якому розглядувана екосистема може нормально функціонувати. На цей час визначені загальні принципи обґрунтування *ГДЕН*, реалізовані, наприклад, через концепцію асиміляційної ємності екосистем.

Всебічний аналіз середовища виконується на основі системи моніторингу, однією із задач якого є виявлення реакції біотичних складових екосистем на дію забруднювальних речовин.

Другий етап всебічного аналізу полягає у визначенні екологічно допустимих навантажень на окремі організми і популяції, а також у визначенні критичної ланки екосистеми (найбільш чутливого виду організмів). За цим видом і визначається навантаження на екосистему в цілому.

1.4.5 Біогеохімічні *ГДК*

Поширення рибогосподарських *ГДК* на морські води [1] дає іноді парадоксальні результати. Наприклад, *ГДК* цинку дорівнює 10 мкг/дм^3 , що нижче від середньої концентрації цього елемента у Світовому океані. Таким чином, може скластися враження про глобальне забруднення Світового океану цинком, що не відвідає дійсності.

Відповідно до основних положень *біогеохімії* і *геохімічної екології*, організми і екосистеми еволюційно адаптувалися до хімічних факторів середовища. Тому є підстави стверджувати, що існуючі в цей час концентрації металів у Світовому океані оптимальні для біологічного населення, а крайні межі відбивають критичні рівні недостатнього (якщо елемент потрібен для життєдіяльності) чи надлишкового (якщо елемент токсичний) вмісту елемента в морському середовищі.

Надлишковий рівень і є еволюційно обумовленою межею зони максимально допустимого вмісту металу для всього населення Світового океану. Ці положення дозволили С.А. Патіну [1] розробити новий підхід (*біогеохімічний*) визначення *ГДК* тих елементів, які є природними компонентами складу води в морському середовищі.

Для кожного компонента встановлюється *біологічно допустимий (толерантний)* діапазон концентрацій у морській і океанічній воді (табл. 1.6) за формулою:

$$L_B = C_{CEP} + 2\sigma(C) \quad \text{та} \quad L_H = C_{CEP} - 2\sigma(C), \quad (1.4)$$

де L_B і L_H – верхній і нижній пороги толерантності;
 $C_{СЕР}$ – середня концентрація елемента у морі або в океані;
 $\sigma(C)$ – стандартне відхилення сукупності результатів, які використовувались для оцінки $C_{СР}$. Перевага такого нормування у тому, що воно встановлює $ГДК$ для всієї біоти морів і океанів.

Таблиця 1.6 – $ГДК$ деяких речовин для морських та океанічних вод

Забруднювальна речовина	Верхній поріг толерантності		$МНД$ (максимальна недіюча концентрація), мг/дм ³	$ГДК$ для вод, мг/дм ³		Рибогосподарські $ГДК$, мг/дм ³
	океан	море		океан	море	
Ртуть	0,0001	0,001	0,0001	0,0001	0,001	0,005
Свинець	0,005	0,010	0,010	0,010	0,010	0,0100
Цинк	0,050	0,050	0,010	0,050	0,050	0,010
Мідь	0,005	0,005	0,001–0,005	0,005	0,005	0,010
Нафтопродукти	–	–	0,010	0,010	0,010	0,050
ДДТ, ПХБ та інші	–	–	0,00001	0,00001	0,00001	0
Детергенти	–	–	10^{-1} – 10^{-11}	10^{-1} – 10^{-11}	10^{-1} – 10^{-11}	10^{-1} – 10^{-11}

При встановленні $ГДК$ широко використовується також і традиційний токсикологічний метод, заснований на пошуку меж між граничними і недіючими концентраціями токсичних речовин для різних видів, груп і стадій розвитку гідробіонтів.

Причини розходження рибогосподарських $ГДК$ для вод морів і океанів пов'язані з різницею в методиках нормування, зі специфікою хімічного складу морських вод і фізіологічних особливостей морських організмів.

1.4.6 Екологічні нормативи

Сьогодні усе більше мова йде про розробку **екологічних** (біоценотичних) $ГДК$. Це обумовлено недоліками діючої системи нормативів.

1. Концентрація речовин у воді не відображає токсикологічне навантаження на екосистему, тому що не враховує процеси акумуляції речовин у біологічних об'єктах і донних відкладах.

2. Видова стійкість водних тварин до токсикантів залежить не стільки від специфіки механізмів дії токсикантів, скільки від сформованої в результаті тривалого еволюційного процесу адаптації тварин до природного (фонового) вмісту цих токсикантів.

3. Діючі $ГДК$ не враховують специфіку функціонування водних екосистем у різних природно-кліматичних зонах (широтна й вертикальна зональність). Відомо, що різні біогеохімічні провінції (і окремі водойми) від-

різняються один від одного за вмістом в поверхневих водах Pb в 2000 разів, Ni – в 1350, Zn – в 500, Cu – в 10 000, Cr – в 17 000 разів.

4. Не враховуються ефекти синергізму та антагонізму.

5. При обґрунтуванні ГДК не враховується різний трофічний статус екосистем, сезонні особливості природних факторів, на фоні яких проявляється токсичність забруднювальних речовин.

6. При розробці санітарно-гігієнічних нормативів пріоритетом є здоров'я людини, при розробці рибогосподарських – якість води, яка потрібна для риби (хоча риба не є слабкішою ланкою водних біоценозів).

Перераховані, а також деякі інші недоліки санітарно-гігієнічних і рибогосподарських нормативів не відкидають необхідність оцінки стану водних об'єктів по ГДК, але свідчать про необхідність розробки нових підходів. Загальна концепція простежується досить чітко – основними завданнями екологічного нормування й водної токсикології повинні стати:

– оцінка впливу токсичних речовин не тільки на окремі організми, але і на надорганізмові системи (популяції й угруповання), яким властиві специфічні реакції на антропогенні фактори;

– складання пріоритетного списку речовин, на які живі організми реагують найбільш активно, з урахуванням їхньої кількості, ступеня токсичності і трансформації у водній екосистемі.

Завдання екологічної токсикології більш складні, чим «класичної», оскільки пов'язані з оцінкою токсичного впливу на більше різноманітний спектр організмів, розповсюджуваний від бактерій до ссавців.

З викладеного можна припустити, що сама по собі екологічна (біоценотична) ГДК як нормативна величина не відрізняється від діючих санітарно-гігієнічної чи рибогосподарської, оскільки визначається за єдиною схемою. Достатньо розширити до певної розумної межі кількість порогів хронічної дії за рахунок включення нових груп біоіндикаторів і враховувати в коефіцієнті запасу додаткову специфіку речовини (наприклад, здатність акумулюватися в донних відкладах).

Таким чином, установлення «біоценотичних» ГДК зводиться до визначення критичних навантажень забруднювальних речовин, що не спричиняють гноблення конкретних популяцій біоценозів, і, в остаточному підсумку, до уточнення понять «норми» й «патології» для гідробіологічних угруповань.

Встановлення екологічних нормативів у лабораторних умовах у край важко, тому необхідно виконувати нормування з урахуванням стану біоценозів у природних умовах.

ТЕМА 2. МЕТОД ДЕТАЛЬНОГО АНАЛІЗУ І НОРМИ ЯКОСТІ ВОД

2.1 Метод детального аналізу

Метод детального аналізу полягає у тому, що виміряне або розраховане значення кожного показника зі усього їх набору, який використовується при оцінці якості води, порівнюється з його нормативом (ГДК). І на основі цього аналізу дається висновок о придатності, чи не придатності води для певних потреб.

Послідовність оцінки якості вод цим методом така.

1. Для розглядуваних потреб визначаються відповідні норми.
2. Для усіх необхідних показників якості розглядуваної води виписується ЛОШ, якщо вона є, і норматив (ГДК). При оцінці якості води за санітарними нормами записується також і клас небезпеки.
3. Якщо за нормами, які використовуються для розглядуваних потреб, враховується ефект сумарної дії речовин, то показники якості води розподіляються на дві частини: перша – показники без ефекту сумації; друга – з ефектом сумації.
4. Для першої частини значення показників (кожного окремо) мають бути не більше за норматив (крім розчиненого O_2)

$$C_i \leq ГДК_i. \quad (2.1)$$

де C_i – значення i -ого показника (концентрація речовини);
 $ГДК_i$ – норматив i -ого показника.

5. Показники другої частини об'єднуються у групи сумації. Для кожної групи розраховується груповий показник ψ , його значення повинно бути не більш ніж одиниця

$$\psi = \sum (C_i / ГДК_i) \leq 1. \quad (2.2)$$

Показники у групах сумації не можна розглядати окремо і порівнювати їх значення з відповідними нормативами. Часто значення кожного показника окремо може бути менш його нормативу, але при цьому вміст речовин усієї групи у воді може не відповідати вимогам норм.

6. Оцінка якості води двобальна: якщо хоча б один показник перевищує норматив, то вважається, що вода брудна (не відповідає вимогам нормам); у протилежному випадку – чиста (відповідає нормам).

2.2 Санітарні норми якості вод

Санітарні норми використовують при оцінці якості вод для госпо-

дарсько-питних та комунально-побутових цілей. У відповідності з цими нормами (а також з іншими нормами у темі 2) якість вод оцінюється методом детального аналізу.

До господарсько-питного належить [3] використання водних об'єктів як джерел централізованого господарсько-питного водопостачання, а також для водопостачання підприємств харчової промисловості.

До комунально-побутового належить [3] використання водних об'єктів для купання, занять спортом та відпочинку населення.

Норми якості води водних об'єктів включають: загальні вимоги до складу і властивостей води водних об'єктів, які використовуються для розглядуваних видів водокористування (табл. 2.1); перелік ГДК речовин у воді водних об'єктів, які використовуються для господарсько-питних та комунально-побутових потреб (санітарно-гігієнічні ГДК деяких речовин наведені у табл. 2.2).

У переліках ГДК зазначаються: повна назва речовини, лімітуюча ознака шкідливості (ЛОШ), нормативне числове значення (норматив) та клас небезпеки.

У переліку санітарно-гігієнічних ГДК речовини поділені на три групи за ЛОШ: перша група об'єднує речовини з санітарно-токсикологічною ЛОШ; друга – з органолептичною ЛОШ; третя – із загальносанітарною ЛОШ.

За санітарними нормами у групи сумації об'єднують показники, нормовані зоднаковою ЛОШ 1 і 2 класу небезпеки (у формулі (2.2) n – кількість показників з однаковою ЛОШ 1 і 2 класу небезпеки). Решта показників, нормованих без ЛОШ або з ЛОШ, але 3 і 4 класу небезпеки, не мають ефекту сумарної дії.

Якщо вимоги норм не виконуються хоча б по одному з показників, то водний об'єкт або його ділянка вважаються забрудненими.

У випадку використання водного об'єкта для різних видів водокористування до якості його води ставляться вимоги того виду, у якого найбільш жорсткі норми.

При господарсько-питному та комунально-побутовому використанні водних об'єктів норми якості води [3] повинні дотримуватись:

у водотоках – на ділянці в один кілометр вище за межу району водокористування (контрольний створ розташовується на відстані 1 км);

у водоймах – на відстані 1 км від меж району водокористування в усі боки.

Якщо природні властивості і склад води не відповідають нормам водокористування, то ці природні властивості та склад води повинні витримуватись у місцях водокористування.

Таблиця 2.1 – Загальні вимоги до складу і властивостей води водотоків у місцях господарсько-питного, комунально-побутового та рибогосподарського водокористування [15]

Показник	Водокористування			
	господарсько-питне	комунально-побутове	рибогосподарське (категорії)	
			вища та перша	друга
Завислі речовини	При скиді зворотних (стічних) вод конкретним водокористувачем, проведенні роботи на водному об'єкті і у прибережній зоні вміст завислих речовин у контрольному створі (пункті) не повинен збільшуватись порівняно з природними умовами більш, ніж на			
	0,25 мг/дм ³	0,75 мг/дм ³	0,25 мг/дм ³	0,75 мг/дм ³
Примітка:	Для водотоків, які містять у межах більше 30 мг/дм ³ природних завислих речовин, припускається збільшення їх вмісту у воді в межах 5%. Зворотні (стічні) води, які містять завислі речовини зі швидкістю осадження більшою ніж 0,2 мм/с, забороняється скидати у водойми, з більшою 0,4 мм/с – у водотоки. Вміст у воді антропогенних завислих речовин (пластівці гідроксидів металів, що утворюються під час очищення стічних вод, часточки азбесту, капрону, лавсану тощо) нормується у відповідності з правилами охорони поверхневих вод.			
Плаваючі домішки	На поверхні води не повинні виявлятися плівки нафтопродуктів, масел, жирів та скупчення інших домішок.			
Забарвлення	Не повинне виявлятися у стовпчику		Вода не повинна набувати стороннього забарвлення	
	20 см	10 см		
Запахи, присмаки	Вода не повинна набувати запахів інтенсивністю більшою за 1 бал, які виявляються : безпосередньо або при подальшому хлоруванні		Вода не повинна надавати сторонніх запахів та присмаків м'ясу риби.	
Температура	Літня температура води у результаті скиду стічних вод не повинна підвищуватись більш як на 3°C порівняно з середньомісячною температурою води найжаркішого місяця року за останні 10 років		Температура води не повинна підвищуватись порівняно з температурою водного об'єкта більш як на 5°C із загальним підвищенням температури не більш ніж до 20°C влітку і 5°C взимку для водних об'єктів, які населяють холодноводні риби (лососеві та сигові) і не більш ніж до 28°C влітку і 8°C взимку у решті випадків. У місцях нерестовищ забороняється підвищувати температуру води взимку більш ніж до 2°C.	
<i>pH</i>	Не повинен виходити за межі 6,5 – 8,5			

Продовження табл. 2.1

Мінералізація	Не більше 1000 мг/дм ³ , у тому числі хлоридів – 350 мг/дм ³ , сульфатів – 500 мг/дм ³	Нормується згідно наведеного вище показника «присмаки»	Нормується згідно з таксаціями рибогосподарських водних об'єктів.	
Розчинений кисень	Не повинен бути менше 4 мг/дм ³ у будь-який період року		У зимовий (підлітній) період повинен бути не менше 6 мг/дм ³ 4 мг/дм ³ У літній (відкритий) на усіх водних об'єктах повинен бути не менше 6 мг/дм ³	
<i>БСК</i> _{повн}	Не повинне перевищувати при температурі 20°C 3 мгO ₂ /дм ³ –		3 мгO ₂ /дм ³ 3 мгO ₂ /дм ³ Якщо у зимовий період вміст розчиненого кисню у водних об'єктах вищої та першої категорій знижується до 6 мг/дм ³ , а у водних об'єктах другої категорії – до 4 мг/дм ³ , то можна припустити скид в них лише тих стічних вод, які не змінюють <i>БСК</i> води.	
<i>ХСК</i>	Не повинен перевищувати 15 мгO ₂ /дм ³ 30 мгO ₂ /дм ³		–	–
Хімічні речовини	Не повинні міститися у воді водотоків та водоймищ у концентраціях, які перевищують нормативи, встановлені у відповідності з правилами охорони поверхневих вод.			
Збудники хвороб	Вода не повинна містити збудників хвороб, в тому числі життєздатні яйця гельмінтів (аскарид, волосоголовців, токсокор, фасциол), онкосфери тенеїд та життєздатні цисти патогенних кишкових найпростіших.			
Лактозопозитивні кишкові палички (ЛКП) не більше	10 000 дм ³	5 000 дм ³	–	–
Коліфаги (у бляшкоутворюючих одиницях) не більше	100 в 1 дм ³	100 в 1 дм ³	–	–
Токсичність	–	–	Стічна вода на випуску у водний об'єкт не повинна справляти гострої токсичної дії на тест-об'єкти	

Примітка: риска означає, що показник не нормований.

Таблиця 2.2 – Санітарно-гігієнічні ГДК деяких речовин [15]

№ п/п	Речовина	ЛОШ	ГДК, мг/дм ³	Клас небезпеки
1	Аміак (по азоту)	саніт.–токсикол.	(2,0)	3
2	Анілін	саніт.–токсикол.	0,1	2
3	Бензол	саніт.–токсикол.	0,5	2
4	Кальцій	не нормовано		
5	Магній	не нормовано		
6	Нафта	органолептична	0,3	4
7	Нікель	саніт.–токсикол.	0,1	3
8	Нітрати (по азоту)	саніт.–токсикол.	45,0 (10,0)	3
9	Нітриди (по азоту)	саніт.–токсикол.	3,3 (1,0)	2
10	Свинець	саніт.–токсикол.	0,1	2
11	Сульфати	органолептична	500	4
12	Фенол	органолептична	0,001	4
13	Хлориди	органолептична	350	4
14	Хром (6+)	саніт.–токсикол.	0,05	3
15	Цинк	Загально-санітар.	1,0	3

2.3 Рибогосподарські норми якості вод

До рибогосподарського [3] належить використання водних об'єктів для проживання, розмноження та міграції риб і інших організмів.

Рибогосподарські водні об'єкти можуть бути трьох категорій:

– до **вищої категорії** належать місця розташування нерестовищ, масового нагулу та зимувальних ям особливо цінних видів риб та інших водних організмів, а також водні об'єкти для штучного розведення риб і інших водних організмів;

– до **першої категорії** належать водні об'єкти, які використовуються для збереження та відтворення цінних видів риб з високою чутливістю до вмісту кисню;

– до **другої категорії** належать водні об'єкти, які використовуються для інших рибогосподарських цілей.

Норми якості води водних об'єктів включають: загальні вимоги до складу і властивостей води водних об'єктів, які використовуються для розглядуваних видів водокористування (табл. 2.1); перелік ГДК речовин у воді водних об'єктів, які використовуються у рибогосподарських цілях (рибогосподарські ГДК деяких речовин наведені у табл. 2.3).

У переліках ГДК зазначаються повна назва речовини, лімітуюча ознака шкідливості та нормативне числове значення (норматив).

У переліку рибогосподарських ГДК речовини поділені на п'ять груп за ЛОШ: у три перші групи об'єднані речовини за такими ж ЛОШ, що і у переліку санітарно-гігієнічних ГДК; четверту групу складають речовини з токсикологічною ЛОШ; п'яту – з рибогосподарською ЛОШ.

Таблиця 2.3 – ГДК деяких забруднювальних речовин у водних об'єктах рибогосподарського призначення [2]

№ п/п	Речовина	ЛОШ	ГДК, мг/дм ³
1	Аміак	токсикологічна	0,05
2	Амоній сольовий (по азоту)	токсикологічна	0,5 (0,39)
3	Анілін	токсикологічна	0,0001
4	Бензол	токсикологічна	0,5
5	Кальцій	саніт.–токсикол.	180,0
6	Магній	саніт.–токсикол.	40,0
7	Нафтопродукти	рибогосподарська	0,05
8	Нікель	токсикологічна	0,01
9	Нітрати (по азоту)	саніт.–токсикол.	40,0 (9,10)
10	Нітрити (по азоту)	токсикологічна	0,08 (0,02)
11	Свинець	токсикологічна	0,1
12	Сульфати	саніт.–токсикол.	100,0
13	Феноли	рибогосподарська	0,001
14	Хлориди	саніт.–токсикол.	300,0
15	Хром (6+)	токсикологічна	0,001
16	Цинк	токсикологічна	0,01

При оцінці якості води також використовується метод детального аналізу (див. п. 2.1).

У відповідності з рибогосподарськими нормами ефект сумарної дії мають усі речовини з однаковою ЛОШ (для рибогосподарських норм у формулі (2.2) параметр n – кількість показників з однаковою ЛОШ).

Показники, які нормовані без ЛОШ, не мають ефекту сумачії.

Якщо вимоги норм не виконується хоча б по одному з показників, то водний об'єкт або його ділянка вважаються забрудненими.

При рибогосподарському використанні водного об'єкта норми якості води повинні виконуватись [3] в усьому водному об'єкті, починаючи з контрольного створу, який визначається у кожному конкретному випадку органами Міністерства екологічної безпеки, але не далі як за 500 м від місця скиду стічних вод.

Якщо природні властивості і склад води не відповідають нормам водокористування, то ці природні властивості та склад води повинні витримуватись у місцях водокористування.

Оцінку якості вод зручно виконувати у табличній формі (табл. 2.4).

Таблиця 2.4 – Оцінка якості води для ... водокористування

ЛОШ	Клас	Показник	Розмірність	Значення показника (C_i)	Норматив ($ГДК_i$)	$C_i/ГДК_i$	Примітка
1	2	3	4	5	6	7	8

Примітки:

1. Для показників з числа загальних вимог до складу та властивостей вод в графах 1, 2 і 7 ставиться риска.
2. Після переліку речовин з ефектом сумарної дії у табл. 2.4 бажано залишити вільні рядки для запису значень показника ψ .

2.4 Норми якості прибережних вод морів і океанів

Водоохоронний район моря [4] визначається межами *прибережного району* фактичного і перспективного *морського водокористування* населення, *зони санітарної охорони* та *прибережної полоси суші*.

Межа для *прибережного району морського водокористування* встановлюється глибиною в напрямку моря не менш 2 миль (приблизно 3,9 км). В залежності від конкретних санітарних, гідрофізичних, топографічних та ін. особливостей розміри району морського водокористування у напрямку моря можуть бути збільшені.

Зоною санітарної охорони для районів водокористування внутрішніх морів є вся акваторія морських вод. Межа *охороняємої території суші* встановлюється шириною не менш 2 км.

Склад та властивості морських вод охоронних районів моря (район водокористування та зони санітарної охорони), повинні відповідати вимогам, наведеним у табл. 2.5 і 2.6.

Таблиця 2.5 – Вимоги до якості морських вод по мікробіологічних показниках в районах водокористування населення [4]

Показник	Кількість мікроорганізмів в 1 дм ³ води (індекс) не повинна перевищувати			
	Купання	Водний спорт, а також в межах населених місць	Місця водозабору для водолікарень та басейнів	Місця водозабору для установок для опріснення
Збудники інфекційних захворювань	Не повинні визначатися			
Лактозопозитивні кишкові палички	5000	10000	100	1000
Коліфаги	100	–	–	–

ГДК шкідливих речовин, визначені в «Правилах охорони поверхневих вод», тимчасово поширюються на водозабори господарсько-питного й оздоровчо-лікувального використання морських вод і райони водокористування. Рибогосподарські *ГДК* відносяться до води як річкових, так і морських рибогосподарських водойм.

Таблиця 2.6 – Вимоги до складу і властивостей морської води у місцях водокористування населення та у зоні санітарної охорони [4]

Показник складу і властивостей морської води	Вимоги і нормативи гранично допустимих показників складу та властивостей води	
	Район водокористування	Зона санітарної охорони
Плаваючі домішки	Відсутність незвичайних для морської води плаваючих речовин, що плавають на поверхні й у верхньому шарі води	Відсутність незвичайних для морської води плаваючих речовин, що плавають на поверхні й у верхньому шарі води
Запахи	Інтенсивність незвичайних для морської води запахів не повинна перевищувати поріг сприйняття (2 бали)	Інтенсивність незвичайних для морської води запахів не повинна перевищувати поріг сприйняття (2 бали)
Прозорість	Не менш 30 см за шкалою Снеллена	Не менш 30 см за шкалою Снеллена
Фарбування	Не припускається в стовпчику води морської води 10 см	Не регламентується
pH	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5
Розчинений O_2	Не менш 4,0 мг/дм ³	Не менш 4,0 мг/дм ³
BCK_5	Не більш 3,0 мг O_2 /дм ³	Не більш 3,0 мг O_2 /дм ³
Хімічні речовини (включаючи сольовий склад морської води)	Вміст не повинен перевищувати $ГДК$	Не регламентується

2.5 Критерії якості іригаційних вод

Зрошення є одним з основних напрямків водоспоживання в сільському господарстві. Погана якість води може позначитися на поливних культурах і ґрунтах через нагромадження солей у кореневій зоні, на зниженні проникності ґрунтів внаслідок надмірного впливу натрію й кальцію або в результаті переносу хвороботворних організмів чи забруднювальних речовин, що є безпосередньо токсичною небезпекою для рослин.

Забруднювальні речовини із зрошувальної води можуть накопичуватися у ґрунті і зробити його через декілька років непридатним для сільського господарства. З іншого боку, речовини, що знаходяться у воді, можуть бути безпечними для рослин, але вони можуть вплинути на якість сільськогосподарської продукції.

Для зрошення сільськогосподарських земель використовують *поверхневі, підземні, стічні та зворотні води*.

Оцінку якості іригаційних вод виконують за чотирма критеріями:

- концентрація солей;

- співвідношення іонів (в основному катіонів натрію з магнієм і кальцієм);

- концентрація токсичних елементів, які можуть негативно вплинути на сільськогосподарські рослини і в цілому на навколишнє середовище;

- концентрація біогенів.

Концентрація солей. Основними іонами, що визначають мінералізацію вод, є: катіони – калій (K^+), натрій (Na^+), магній (Mg^{2+}) і кальцій (Ca^{2+}); аніони – хлориди (Cl^-), сульфати (SO_4^{2-}), карбонати (CO_3^{2-}) і гідрокарбонати (HCO_3^-). Часто калій розглядають з натрієм, а карбонати з гідрокарбонатами.

Використання вод з високою мінералізацією може призвести до засолення ґрунтів. Засоленням ґрунтів називають надмірне накопичення в кореневмісному шарі електролітних (розчинених або поглинених) солей Na_2CO_3 , $NaHCO_3$, $NaCl$, $CaCl_2$, Na_2SO_4 , $MgCl_2$, $MgSO_4$, які пригнічують або згубно впливають на сільськогосподарські рослини, знижують урожай і його якість. Засолення може бути нейтральним (хлориди і сульфати натрію і магнію) і лужним (карбонати і гідрокарбонати натрію і магнію) [26, с.8].

Небезпека засолення ґрунтів, виходячи із загальної мінералізації зрошувальної води, за Костяковим А.Н. оцінюється в такий спосіб:

- до $1,0 \text{ г/дм}^3$ – придатна для зрошення;
- від $1,0$ до $1,5 \text{ г/дм}^3$ - обережне зрошення;
- від $1,5$ до $3,0 \text{ г/дм}^3$ – необхідний аналіз хімічного складу солей,
- понад 3 г/дм^3 – не придатна для зрошення [27, с.48, 49];
- до $0,4 \text{ г/дм}^3$ – хороша вода, придатна для зрошення;
- від $0,4$ до $1,0 \text{ г/дм}^3$ – обмежене застосування;
- від $1,0$ до $3,0 \text{ г/дм}^3$ – підвищена небезпека для рослин;
- більше 3 г/дм^3 – вторинне засолення [28, с.51].

У США використовується така класифікація поливних вод за солоністю (M_o , г/дм^3):

- $M_o \leq 0,20$ – вода низької солоності, придатна для зрошення більшості культур на більшості ґрунтів;

- $0,20 < M_o \leq 0,50$ – вода середньої солоності, використовують в умовах помірного вилуговування, культури середньої солестійкості можна вирощувати, не застосовуючи заходів для боротьби із засоленням;

- $0,50 < M_o \leq 1,00$ – вода високої солоності, навіть при доброму дренажі можуть знадобитися заходи щодо боротьби із засоленням, слід вибирати культури, що мають високу солестійкість;

- $1,00 < M_o \leq 3,00$ – вода дуже високої солоності, непридатна для зрошення в звичайних умовах, полив можливий за таких умов: висока проникність ґрунтів, дренаж, солестійкість культур.

Ступінь засолення ґрунтів характеризується також показником токсичності. Порогом токсичності є граничне значення вмісту солей, за якого спостерігається пригнічення росту і розвитку сільськогосподарських куль-

тур.

У таблиці 2.7 представлена токсичність основних солей, що зустрічаються у ґрунті і воді (токсичні солі виділені напівжирним шрифтом).

Таблиця 2.7 – Токсичність основних солей [26, с.9; 29, с.84; 30, с.386]

<i>NaCl</i>	<i>Na₂SO₄</i>	<i>Na₂CO₃</i>	<i>NaHCO₃</i>
<i>MgCl₂</i>	<i>MgSO₄</i>	<i>MgCO₃</i>	<i>Mg(HCO₃)₂</i>
<i>CaCl₂</i>	<i>CaSO₄</i>	<i>CaCO₃</i>	<i>Ca(HCO₃)₂</i>

Солі, розташовані вище ризику (табл. 2.7) є шкідливими для рослин. Найбільш токсичні з них сода (*Na₂CO₃*, *NaHCO₃*), хлористий (*NaCl*) і сірчанокислий (*Na₂SO₄*) натрій, хлористий кальцій (*CaCl₂*). Меншу токсичність мають сульфат і хлорид магнію (*MgSO₄*, *MgCl₂*). Суміші солей завжди менш токсичні, ніж їх більш чисті скупчення.

Ковда В. А. [10, с.386] токсичність солей розташовує у такій послідовності: *Na₂CO₃* > *NaHCO₃* > *NaCl* > *CaCl₂* > *Na₂SO₄* > *MgCl₂* > *MgSO₄*.

Розчинені у воді солі зазвичай присутні у вигляді іонів. Однак, іноді придатність води для зрошення встановлюють за співвідношенням вмісту в ній окремих видів розчинних солей [27, с.49].

Головні іони можуть бути токсичними і нетоксичними. До токсичних відносять іони, здатні утворювати токсичні солі. Іони *Cl⁻* і *Na⁺* токсичні, інші головні іони можуть бути як токсичними, так і нетоксичними в залежності від їх взаємного урівноваження: *Mg²⁺* і *Ca²⁺* з *Cl⁻* дають токсичні солі, а з *CO₃²⁻* і *HCO₃⁻* – нетоксичні; *CO₃²⁻* і *HCO₃⁻* з *Na⁺* дають найтоксичніші для рослин солі [31, с.24]. Виділення токсичних іонів зручно виконувати, якщо представити мінералізацію води у вигляді суми гіпотетичних солей.

Подання мінерального складу вод у вигляді набору гіпотетичних солей не використовується на практиці, оскільки іони у воді знаходяться в незв'язному стані, і при хімічному аналізі визначають вміст іонів, але, в літературі досить часто згадується про ці солі [27, с.48, 49; 29, с.84; 32, с.201; 33, с.67; 34, с.389, 390].

Наприклад, на необхідність аналізу хімічного складу солей для вод з мінералізацією 1,5-3,0 мг/дм³ вказує засновник меліорації радянського періоду Костяков А. Н. [27, с.48, 49]. На думку Альокіна О. А. можна отримати наближене уявлення про характер солей, які будуть надходити в ґрунт з даної води, якщо умовно допустити, що при випаровуванні води будуть випадати солі при комбінації іонів в наступній послідовності: катіони – *Ca²⁺*, *Mg²⁺*, *Na⁺*; аніони – *HCO₃⁻*, *SO₄²⁻*, *Cl⁻* [29, с.389, 390].

У Довідковому керівництві гідрогеолога [33, с.67] послідовність комбінування іонів зворотна: аніони – *Cl⁻*; *SO₄²⁻*; (*CO₃²⁻*+*HCO₃⁻*); катіони – (*K⁺*+*Na⁺*); *Mg²⁺*; *Ca²⁺*. Однак, результат аналізу солей за прямою послідов-

ністю або за зворотною буде однаковим.

Для потреб іригації типізацію природних вод за Альокіним О.А. [34, с.120] можна уявити більш детально, розділивши типи вод на підтипи, що відрізняються набором гіпотетичних солей, в такому порядку (рис. 2.1): I, Па, Пб, Ша, Шб, Шв.

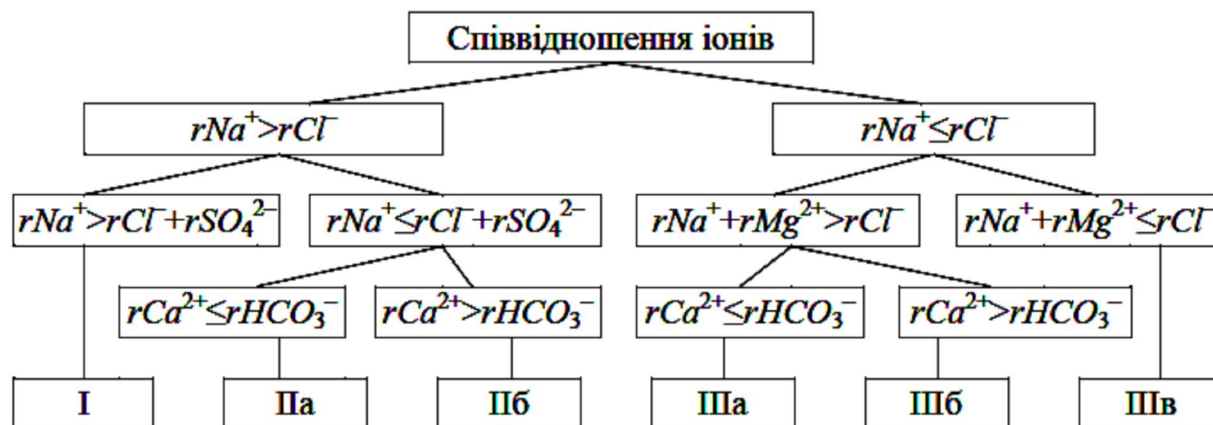


Рис. 2.1 - Схема детальної типізації іригаційних вод

Тип IV не розглядається (хоча за співвідношенням іонів він теж може бути розбитий на три підтипи) оскільки до нього належать кислі болотні, шахтні і вулканічні води, а також води, сильно забруднені промисловими стоками [34, с.121], які не придатні для зрошення.

Для вод I та II типів характерним є співвідношення іонів $rNa^+ > rCl^-$, для III – $rNa^+ \leq rCl^-$, далі:

$$I - rNa^+ > rCl^- + rSO_4^{2-};$$

$$Pa - rNa^+ > rCl^- \text{ і } rNa^+ \leq rCl^- + rSO_4^{2-} \text{ і } rCa^{2+} \leq rHCO_3^-;$$

$$Pb - rNa^+ > rCl^- \text{ і } rNa^+ \leq rCl^- + rSO_4^{2-} \text{ і } rCa^{2+} > rHCO_3^-;$$

$$Sha - rNa^+ \leq rCl^- \text{ і } rNa^+ + rMg^{2+} > rCl^- \text{ і } rCa^{2+} \leq rHCO_3^-;$$

$$Shb - rNa^+ \leq rCl^- \text{ і } rNa^+ + rMg^{2+} > rCl^- \text{ і } rCa^{2+} > rHCO_3^-;$$

$$Shv - rNa^+ + rMg^{2+} \leq rCl^-.$$

За взаємним врівноваженням головних іонів у послідовності, викладеній вище, для підтипів вод можна скласти набори гіпотетичних солей (тобто оцінити токсичні іони у воді):

$$I - NaCl, Na_2SO_4, NaHCO_3, Mg(HCO_3)_2, Ca(HCO_3)_2;$$

IIa – $NaCl$, Na_2SO_4 , $MgSO_4$, $Mg(HCO_3)_2$, $Ca(HCO_3)_2$;

IIб – $NaCl$, Na_2SO_4 , $MgSO_4$, $CaSO_4$, $Ca(HCO_3)_2$;

IIIa – $NaCl$, $MgCl_2$, $MgSO_4$, $Mg(HCO_3)_2$, $Ca(HCO_3)_2$;

IIIб – $NaCl$, $MgCl_2$, $MgSO_4$, $CaSO_4$, $Ca(HCO_3)_2$;

IIIв – $NaCl$, $MgCl_2$, $CaCl_2$, $CaSO_4$, $Ca(HCO_3)_2$.

Для всіх розглянутих підтипів вод можливість утворення в ґрунті хлориду натрію ($NaCl$) і гідрокарбонату кальцію ($Ca(HCO_3)_2$) є спільною, тому при аналізі зупинимося тільки на характерних відмінностях.

За набором токсичних солей води I-го типу можуть бути самими несприятливими для іригаційних цілей, оскільки крім сульфату натрію (Na_2SO_4) вони сприяють утворенню в ґрунті питної соди ($NaHCO_3$), а за наявності карбонат-іонів (CO_3^{2-}) – звичайної соди (Na_2CO_3), з усіх солей, утворених головними іонами, самої токсичної для рослин. Ці солі зумовлюють лужну реакцію ґрунту і його осолонцювання.

Води II-го типу відрізняються від вод I-го типу тим, що замість карбонату і гідрокарбонату натрію (Na_2CO_3 і $NaHCO_3$) в ґрунт може надійти сульфат магнію ($MgSO_4$), який в ряду токсичності солей (за Ковдою В.А.) стоїть на останньому місці.

Відмінність підтипів IIa і IIб полягає в наступному:

- з вод підтипу IIa в ґрунт крім $MgSO_4$ може надійти ще гідрокарбонат магнію ($Mg(HCO_3)_2$) – нетоксична для рослин сіль, але здатна зумовлювати лужну реакцію ґрунтів;

- води підтипу IIб замість гідрокарбонату магнію сприяють утворенню в ґрунті іншої нетоксичної солі – гіпсу ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$), який є меліорантом солонцюватих ґрунтів.

Підтип вод IIIa в порівнянні з IIa більш сприятливий для зрошення, тому що при випаровуванні вод цього підтипу замість сульфату натрію (Na_2SO_4) в ґрунт може надійти менш токсичний хлорид магнію ($MgCl_2$). Але, у водах цього підтипу присутня велика кількість іонів магнію, надмірний вміст якого у воді сприяє осолонцюванню ґрунту.

Підтипи вод IIIa і IIIб відрізняються один від одного так само, як і підтипи вод IIa і IIб: IIIa – сприяє утворенню в ґрунті гідрокарбонату магнію ($Mg(HCO_3)_2$), а IIIб – сульфату кальцію ($CaSO_4$).

У водах підтипу IIIв на відміну від IIIб замість сульфату магнію ($MgSO_4$) утворюється більш токсична для рослин сіль – хлорид кальцію ($CaCl_2$). За ступенем несприятливості для поливу якісний склад токсичних солей вод цього підтипу можна розташувати на другому місці після вод

типу I.

Для перерахунку концентрації іона з еквівалентної форми (мг-екв/дм³) у вагову (мг/дм³) необхідно: значення еквівалентної концентрації іона помножити на його іонну вагу та розділити на валентність цього іона.

Посохов О. В., розглядаючи типізацію природних вод Альокіна О. А., запропонував розділити води типу III на два підтипи: IIIа ($rNa^+ + rMg^{2+} > rCl^-$) і IIIб ($rNa^+ + rMg^{2+} < rCl^-$) [34, с.121]. Альокін О.А. зазначає, що підтип IIIб характерний для сильно мінералізованих вод лагунного походження.

Підтип IIIб за Посоховим О.В. відповідає підтипу IIIв в запропонованій детальній типізації. Природні води цього підтипу можна виключити зі списку придатних для іригації вод.

Співвідношення іонів. Найбільш поширеною є оцінка якості іригаційних вод за співвідношенням іонів.

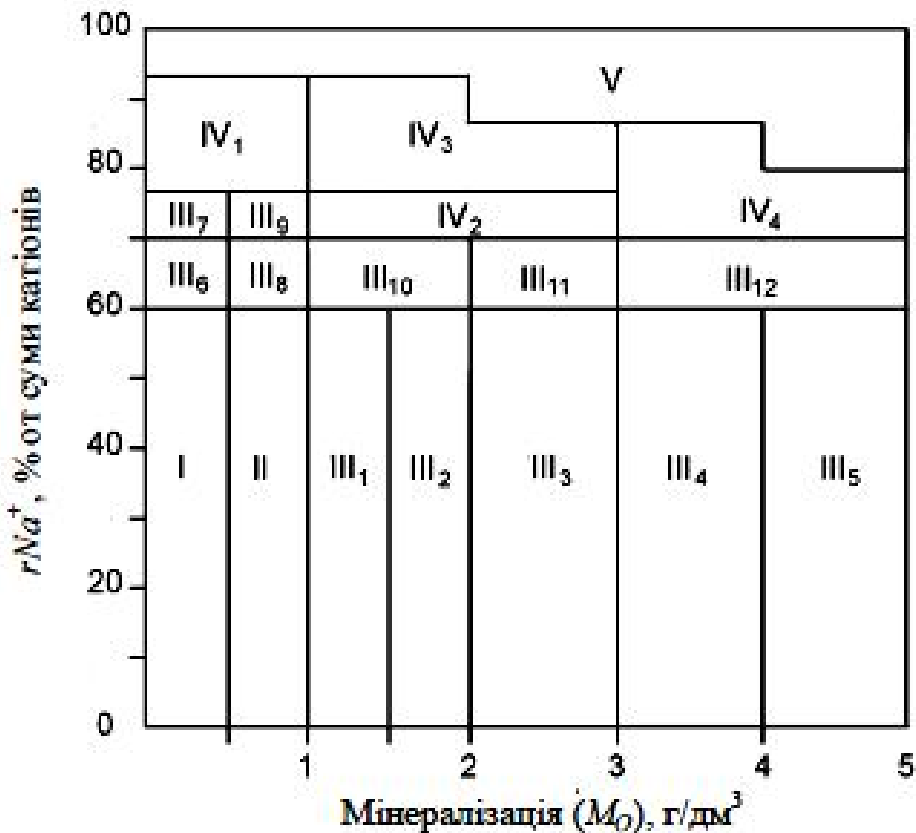


Рис. 2.2 – Класифікація мінералізованих вод за ступенем їх придатності для зрошення (Бездніна С.Я.)

В класифікації Бездніної С.Я. [35] поряд з мінералізацією вод враховується відсоткове співвідношення іонів натрію і суми катіонів (рис. 2.2).

Класи в рамках цієї класифікації мають такі характеристики придатності води для використання у зрошенні :

I – води цілком придатні для зрошення всіх типів ґрунтів;

II – води придатні для зрошення більшості типів ґрунтів;

III – води обмежено придатні (III₁₋₅ – потребують покращання розбавленням, III₆₋₇ – потребують хімічної меліорації, III₈₋₁₂ – потребують розбавлення та хімічної меліорації);

IV – води умовно придатні (IV₁ – потребують хімічної меліорації, IV₂₋₄ – потребують розбавлення та хімічної меліорації);

V – води не придатні для зрошення.

Іригаційний (лужний) коефіцієнт Стеблера, чисельно дорівнює товщині шару води у дюймах. При випаровуванні цього шару води в ґрунті утворюється шкідлива для більшості рослин кількість солей, розраховується за наступними формулами в залежності від типу вод [26, с.10]:

при $rCl^- > rNa^+$ (III)

$$K_a = 288 / (5rCl^-), \quad (2.3)$$

при $rCl^- + rSO_4^{2-} > rNa^+ > rCl^-$ (II)

$$K_a = 288 / (rNa^+ + 4rCl^-), \quad (2.4)$$

при $rNa^+ > rCl^- + rSO_4^{2-}$ (I)

$$K_a = 288 / (10rNa^+ - 5rCl^- - 9rSO_4^{2-}). \quad (2.5)$$

Придатність води для зрошення у цьому випадку оцінюється таким чином:

- $K_a \geq 18$ – «добра», необмежено придатна для зрошення всіх культур;

- $18 > K_a \geq 6$ – «задовільна», придатна для зрошення більшості культур у залежності від ґрунтово-кліматичних умов;

- $6 > K_a \geq 1,2$ – «незадовільна», обмежено придатна для зрошення солестійких культур за умови доброго штучного дренажу, проведення промивних поливів і меліоративних заходів (наприклад, внесення емульсії гіпсу у воду);

- $K_a < 1,2$ – «погана», непридатна для зрошення.

Оцінку зрошувальних вод за небезпекою осолонцювання І. М. Антипов-Каратаєв і Г. М. Кадер [26, с.16; 28, с.50; 29, с.85; 31, с.16] запропонували виконувати за таким співвідношенням

$$K = (Ca^{2+} + Mg^{2+}) / Na^+ \geq 0,23M_0, \quad (2.6)$$

де: M_0 – загальна концентрація розчинних солей у воді, г/дм³;

Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ – молярна концентрація катіонів, ммоль/дм³.

І. М. Антипов-Каратаєв і Г. М. Кадер вважають, що критичне спів-

відношення катіонів $[(Ca^{2+}+Mg^{2+})/Na^+]_{10}$, при якому кількість поглиненого натрію досягає 10% від ємності катіонного обміну (CKO) ґрунту, дорівнює $0,23M_0$. Тому, при $K < 0,23M_0$ вода непридатна для зрошення.

М. Ф. Буданов зазначив, що води з мінералізацією ≤ 1 г/дм³ можуть застосовуватися для зрошення при співвідношенні натрію до кальцію (K_1) не більше ніж 1, а натрію до суми кальцію і магнію (K_2) – не більше ніж 0,7. Для вод з мінералізацією 1-3 г/дм³ при збереженні вище зазначених умов, вводиться додатково: сума ($r\Sigma e$) головних іонів, поділена на суму кальцію і магнію, (K_3) не повинна перевищувати: 4 – для середньо- і важко-суглинистих ґрунтів; 5 – для легкосуглинистих ґрунтів; 6 – для супіщаних і піщаних ґрунтів:

$$K_1 = rNa^+/rCa^{2+} \leq 1,0;$$

$$K_2 = rNa^+/(rCa^{2+} + rMg^{2+}) \leq 0,70;$$

$$K_3 = r\Sigma e/(rCa^{2+} + rMg^{2+}) \leq B.$$

Можейко А. М. і Воротник Т. К. вважають, що води придатні для поливу, за умови

$$K = (Na^+ + K^+) / (Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+) \leq 0,65,$$

де Na^+ , K^+ , Ca^{2+} і Mg^{2+} – молярна концентрація катіонів, ммоль/дм³.

При $K \leq 0,65$ вода сприятлива для поливу, $0,65 < K \leq 0,75$ – несприятлива, $K > 0,75$ – дуже несприятлива, оскільки спричиняє осолонцювання ґрунту.

Саболч І. та Дораб К. показали, що кількість rMg^{2+} у поливній воді не впливає шкідливо на ґрунт, якщо [29, с.85; 31, с.16; 36, с.18]

$$rMg^{2+}/(rCa^{2+} + rMg^{2+}) \leq 0,50.$$

Показник адсорбційного співвідношення (SAR), розраховується за формулою Гапона (використовується для оцінки вод в США) [26, с. 16]

$$SAR = rNa^+ / [(rCa^{2+} + rMg^{2+})/2]^{0,5}, \quad (5)$$

де rNa^+ , rCa^{2+} , rMg^{2+} – еквівалентна концентрація катіонів, мг-екв/дм³.

За значенням SAR дається оцінка небезпеки осолонцювання ґрунтів: $SAR \leq 10$ – мала; $10 < SAR \leq 18$ – середня; $18 < SAR \leq 26$ – висока; $SAR > 26$ – дуже висока.

Ричардс Л.А. дає визначення небезпеки осолонцювання в залежності від загальної мінералізації та значення SAR (табл.2.8).

Таблиця 2.8 – Небезпека осолонцювання за Ричардсом Л. А. [29, с. 87]

M_o , г/дм ³	Небезпека засолення грунту	Небезпека осолонцювання за значенням SAR			
		мала	середня	висока	дуже висока
$M_o \leq 1$	Низька	$SAR \leq 10$	$10 < SAR \leq 18$	$18 < SAR \leq 26$	$SAR > 26$
$1 < M_o \leq 2$	Середня	$SAR \leq 8$	$8 < SAR \leq 15$	$15 < SAR \leq 22$	$SAR > 22$
$2 < M_o \leq 3$	Висока	$SAR \leq 6$	$6 < SAR \leq 12$	$12 < SAR \leq 18$	$SAR > 18$
$M_o > 3$	Дуже висока	$SAR \leq 4$	$4 < SAR \leq 9$	$9 < SAR \leq 14$	$SAR > 14$

Концентрація токсичних елементів. Для кожного виду рослин токсичними можуть бути різні речовини, крім того свою токсичність речовини можуть по-різному проявляти в залежності від способу поливу.

У таблиці 2.9 наводиться характеристика якості поливних вод при різних способах поливу в залежності від концентрації іонів Na^+ , Cl^- , HCO_3^- , B^{3+} і NO_3^- .

Таблиця 2.9 – Токсичність іонів для сільськогосподарських культур при поверхневих поливах і дощуванні

Іон	Спосіб поливу	Якість вод		
		Добрі	Середні	Погані
Na^+ , моль/дм ³	Поверхневий	≤ 3	$>3 \div \leq 9$	>9
	Дощування	≤ 3		>3
Cl^- , моль/дм ³	Поверхневий	≤ 4	$>4 \div \leq 10$	>10
	Дощування	≤ 3		>3
HCO_3^- , моль/дм ³	Дощування	$\leq 1,5$	$>1,5 \div \leq 8,5$	$>8,5$
B^{3+} , мг/дм ³	Будь-який	$\leq 0,7$	$>0,7 \div \leq 2,9$	$>2,9$
NO_3^- , мг/дм ³	Будь-який	≤ 5	$>5 \div \leq 30$	>30

Підвищений вміст у поливних водах токсичних іонів може призвести до їх накопичення у листі, спричинити опік рослин (це може проявитися при дощуванні в денний час). У таблиці 2.9 наводиться характеристика якості поливних вод при різних способах поливу в залежності від концентрації іонів Na^+ , Cl^- , HCO_3^- , B^{3+} і NO_3^- .

Загалом при оцінці токсичності окремих іонів враховують вміст у водах бору (B^{3+}), натрію (Na^+), хлоридів (Cl^-), важких металів (As^{3+} , Co^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+}), нітратів (NO_3^-), загальну лужність (HCO_3^-) і pH.

При екологічній оцінці якості поливних вод [17] враховують вміст БСК₅, фенолів, ціанідів, нафти і детергентів (табл. 2.10).

Таблиця 2.10 – Гранично допустимі концентрації *БСК₅*, фенолів, ціанідів, нафти, нафтопродуктів і детергентів у зрошувальній воді

Найменування речовини	ГДК у зрошувальній воді, мг/дм ³
<i>БСК₅</i>	10,0
Феноли	0,005
Ціаніди	0,05
Нафта багатосірчана	0,2
Нафта інша та НП	0,3
Детергенти	0,1

2.6 Норми якості вод країн ЄС

З метою впорядкування українського законодавства із законодавством *Європейського Співтовариства* [5] (ЄС) подальший законодавчо-нормативний розвиток в Україні у галузі охорони та ощадливого використання водних ресурсів буде здійснюватися на основі *Директив Ради ЄС* у цій галузі.

Директиви Ради ЄС у відношенні вод, що використовуються для купання, пиття й у рибогосподарських цілях, були прийняті ще у 1976 р. В 80-х і 90-х роках у ці Директиви вносились зміни та доповнення.

Фізичні, хімічні та мікробіологічні параметри (показники), які встановлюються для води при тому або іншому водокористуванні (табл. 2.5 – 2.9), містяться у *додатках до Директив* і є їх невід'ємною частиною.

Країни – члени Співтовариства зобов'язані встановити нормативи не менш жорсткі, ніж нормативи, зазначені у додатках як *обов'язкові* (у відповідному стовпчику). Ці країни мають право у будь-яку мить встановити більш жорсткі нормативи. Якщо у додатках для будь-яких показників не наведені нормативи, то країни – члени Співтовариства можуть не встановлювати для них ніяких значень до моменту, поки ці значення не будуть визначені.

Якщо значення показника в додатках вказане як *оптимальне* (стоїть у відповідному стовпчику), то незалежно від того, вказане чи ні його обов'язкове значення, країни – члени Співтовариства під час встановлення своїх нормативів повинні намагатися дотримуватись цих значень.

Країни – члени Співтовариства повинні ухвалити заходи щодо забезпечення того, щоб у 10-річний строк з моменту опублікування Директиви якість води, яка використовується задля того або іншого водокористування, відповідала прийнятим нормативам.

Держави – члени Співтовариства повинні ввести в дію закони, правила та адміністративні правові акти, необхідні для виконання Директив та додатків до них, протягом двох років з моменту їх опублікування.

До Комісії повинні бути подані тексти основних правових актів наці-

онального законодавства, які приймаються за умов, що регулюються Директивами.

Якість вод оцінюється детальним методом (табл. 2.11 – 2.15).

Таблиця 2.11 – Вимоги до якості води, яка використовується для купання

Показник	Значення		Мінімальна частота відбору проб на місяць	Методи аналізу
	оптимальне	обов'язкове		
Загальні коліформи, шт. /100 мл	500	10000	2	підрахунок у відповідності з найбільш імовірними числами
Фекальні коліформи, шт. /100 мл	100	2000	2	–'–
Фекальні стрептококи, шт. /100 мл	100	–	4	–'–
Сальмонела, шт./1дм ³	–	0	4	концентрація методом фільтрування
Ентеровіруси PFU, шт./10 дм ³	–	0	4	–'–
<i>pH</i>	–	6 – 9 (0)	4	електрометрія
Колір	–	відсутність незвичної зміни кольору	2	візуально
	–	–	4	фотометрія
Мінеральні масла, мг/дм ³	–	відсутність плівки на поверхні та запаху	2	візуально
	–	–	4	екстракція за зважуванням сухого залишку
ПАР, мг/дм ³	–	відсутність довгочасної піни	2	візуально
	0,3	–	4	абсорбційна спектрофотометрія
Феноли, мг/дм ³ <i>C₆O₅OH</i>	–	відсутність специфічного запаху	2	підтвердження відсутності
	–	0,005	4	абсорбційна спектрофотометрія
Прозорість, м	2	1(0°)	2	диск Секкі

Продовження табл. 2.11

Розчинений кисень, % насиченості O_2	80–120	–	4	електрохімічний
Смолисті опади, плаваючі матеріали	від- сут- ність	–	2	візуальний та перевірка
Амоній, мг/дм ³ NH_4^+			6	абсорбційна спектрометрія
Кейлдахазот, мг/дм ³			6	метод Кейлдахла
Пестициди (парато- їн, HCH , діелдрін), мг/дм ³			4	хроматографія
Важкі метали (As , Cd , Cr^{VI} , Pb , Hg), мг/дм ³			4	абсорбційна спектрофотометрія
Ціаніди, мг/дм ³ CN			4	абсорбційна спектрофотометрія
Нітрати, мг/дм ³ NO_3			4	абсорбційна спектрофотометрія
Фосфати, мг/дм ³ PO_4			4	абсорбційна спектрофотометрія

Примітки:

1. Позначкою (0) помічені значення, які можуть бути перевищені у випадку відповідних географічних або метеорологічних умов.
2. Вода для купання вважається такою, що відповідає нормам, якщо результати проб цієї води відповідають нормативам якості у співвідношенні: 95% проб для обов'язкових нормативів, 90% у решті випадків, за виключенням показників «загальні колі форми» та «фекальні колі форми», для яких допустимим є процентне значення 80%, а також у 5, 10 і 20% проб, які не відповідають встановленим нормативам: відсутні відхилення від нормативів більше ніж на 50%, окрім мікробіологічних показників, рН та розчиненого кисню; відсутні відхилення від нормативів у пробах, послідовно відібраних одна за одною через відповідні проміжки часу.

Таблиця 2.12 – Нормативи якості вод, які використовуються для пиття (ЄС)

Показник	Значення для А1		Значення для А2		Значення для А3	
	опти- мальне	обов'яз- кове	опти- мальне	обов'яз- кове	опти- мальне	обов'яз- кове
рН	6,5–8,5		5,5–9,0		5,5–9,0	
Загальні завислі час- тинки, мг/дм ³	25					

Продовження табл. 2.12

Температура, °С	22	25 (0)	22	25(0)	22	25(0)
Провідність при 20°С	1000		1000		1000	
Запах, коефіцієнт розводження при 25°С	3		10		20	
Нітрати, мг/дм ³ NO ₃	25	50 (0)		50 (0)		50 (0)
Фтористі сполуки, мг/дм ³ F	0,7–1,0	1,5	0,1–1,7		0,7–1,7	
Загальний хлор, мг/дм ³ Cl						
Розчинене залізо, мг/дм ³ Fe	0,1	0,3	1	2	1	
Марганець, мг/дм ³ Mn	0,05		0,1		1	
Мідь, мг/дм ³ Cu	0,02	0,05 (0)	0,05		1	
Цинк, мг/дм ³ Zn	0,5	3	1	5	1	5
Нікель, мг/дм ³ Ni						
Кобальт, мг/дм ³ Co						
Загальний хром, мг/дм ³ Cr		0,05		0,05		0,05
Свинець, мг/дм ³ Pb		0,01		0,01		0,01
Сульфати, мг/дм ³ SO ₄	150	250	150	250 (0)	150	250 (0)
Хлориди, мг/дм ³ Cl	200		200		200	
Фосфати, мг/дм ³ P ₂ O ₅	0,4		0,7		0,7	
Розчинені або емульсовані вуглеводи, мг/дм ³		0,05		0,2	0,5	1
ХСК, мг/дм ³ O ₂					30	
Розчинений кисень, % O ₂	>70		>50		>30	
БСК мг/дм ³	3		5		7	
Аміак, мг/дм ³ NH ₄	0,05		1	1,5	2	4 (0)
Загальні колі форми /100 мл	50		5000		50000	
Фекальні колі форми /100 мл	20		2000		20000	
Фекальні стрептококи /100 мл	20		1000		10000	
Сальмонела / /5000 мл	відсутність		відсутність			

Примітки:

1. В табл. 2.12 наведені деякі нормативи.

2. Питна вода: категорії A1 – проста фізична обробка та дезінфекція; категорії A2 – нормальна фізична обробка, хімічна обробка та дезінфекція, категорії A3 – інтенсивна фізична та хімічна обробка, розширена обробка та дезінфекція.
3. Вода вважається такою, що відповідає нормам питного водокористування, якщо 95% проб відповідають нормативам, зазначеним як обов'язкові; якщо 90% проб відповідають вимогам у решті випадків, а також, якщо у 5 і 10% проб, які не відповідають встановленим нормативам, відсутні відхилення від встановлених нормативів більш ніж на 50%, окрім рН, розчиненого кисню та мікробіологічних показників, відсутня загроза здоров'ю населення, відсутні відхилення від нормативів у послідовно відібраних одна за одною проб.

Таблиця 2.13 – Нормативи якості вод, які використовуються у рибогосподарських цілях (ЄС)

Показник	Лососеві води		Карпові води		Частота відбору на місяць	Метод аналізу
	оптимальне	обов'язкове	оптимальне	обов'язкове		
Температура, °С	При скидах термальних вод температура на межі зони змішування не повинна бути вищою за природну більш ніж на 1,5°С		3°С		4	термометрія
	Загальне підвищення температури не більш ніж до 21,5°С		28°С			
	10°С		10°С			
	Обмеження 10°С відноситься до тих видів риби, задля розмноження яких необхідна холодна вода. Допускається разове перевищення обмеження температури на 2%.					
Розчинений кисень, мг/дм ³	50% 9	50% 9	50% 8	50% 7	1–2	метод Вінклера
	Якщо концентрація кисню впаде нижче, країни – члени Співтовариства повинні встановити причини цього зниження і при необхідності вжити заходів у відповідності зі статтями 3 і 7 Директиви.					
pH		6,9		6–9	1	електрометрія
Завислі речовини, мг/дм ³	25		25		1	фільтрування та зважування
БСК ₅ , мг/дм ³					1	визначення O ₂ за методом Вінклера

Продовження табл. 2.13

Загальний фосфор, мг/дм ³					1	абсорбційна спектрофотометрія
Нітрати, мг/дм ³	0,01		0,03		1	абсорбційна спектрофотометрія
Феноли, мг/дм ³	відсутність		відсутність		1	на смак
Нафтові вуглеводи	відсутність			відсутність	1	візуально на смак
Неіонізований аміак, мг/дм ³	0,005	0,025	0,005	0,025	1	абсорбційна спектрофотометрія
Загальний амоній, мг/дм ³	0,04	1,0	0,2	1,0	1	абсорбційна спектрофотометрія
Загальний хлор, мг/дм ³		0,005		0,005	1	ДРД- метод
Загальний цинк, мг/дм ³		0,3		1,0	1	абсорбційна спектрометрія
Розчинена мідь, мг/дм ³	0,04		0,04		1	абсорбційна спектрометрія

Таблиця 2.14 Нормативи для цинку при різних значеннях жорсткості води

Води	Нормативи при різній жорсткості води, мг/дм ³ CaCO ₃			
	10	50	100	500
Лососеві, мг/дм ³	0,03	0,2	0,3	0,5
Карпові, мг/дм ³	0,3	0,7	1,0	2,0

Таблиця 2.15 – Нормативи для міді при різних значеннях жорсткості води

Води	Нормативи при різній жорсткості води, мг/дм ³ CaCO ₃			
	10	50	100	300
Лососеві та карпові, мг/дм ³	0,005	0,022	0,04	0,112

Примітки:

1. Слід зазначити, що перелік параметрів, вказаних у таблиці 2.13, не включає використання інших параметрів, про які тут не згадується. Мається на увазі, що концентрація інших забруднювальних речовин повинна бути дуже низькою. При одночасній присутності двох або більше забруднювальних речовин ефект їх сумарної дії може бути значним.
2. Водний об'єкт слід вважати таким, що відповідає нормам, якщо ре-

зультати проб води відповідають обов'язковим і оптимальним нормативам: – в 95% проб – значення параметрів: рН, БСК₅, неіонізований аміак, загальний амоній, нітрати, хлор, цинк та мідь;

– відсоткових значень, перелічених в табл. 2.7 для температури та розчиненого кисню;

– середньої концентрації для завислих речовин.

Від вимог Директиви можна відступитися: у випадку окремих параметрів з позначкою (0), які залежать від виключних погодних та географічних умов; якщо природне насичення води речовиною призводить до відхилення значень відповідних показників від нормативів.

Оцінка якості вод за Директивами ради ЄС виконується шляхом аналізу частоти перевищення нормативів за показниками якості [5]: водний об'єкт рибогосподарського призначення відповідає вимогам норм, якщо за кожним показником кількість перевищень оптимального (постійного) нормативу становить не більше 5% від загальної кількості значень цього показника, використовуваних при оцінці якості вод; за санітарними нормами – 10%. Це означає, що за аналізований період часу за кожним показником лише в 5 або 10 випадках з 100 допустимо перевищення постійно діючого нормативу.

Ця умова має поширюватися і на контрольні створи при розрахунках ГДС. Однак, оцінка фону за існуючими методиками [38 с. 64] не дозволяє визначити буде чи ні виконуватися вимога ЄС по частоті перевищення нормативів при розрахованому ГДС. Оскільки, за фонове значення показника якості вод в деякому створі водотоку береться верхня межа 95-відсоткового довірчого інтервалу можливих середніх значень ряду гідрохімічних спостережень для найбільш несприятливих умов [3 с. 34]. Яка забезпеченість показників якості вод за цих умов невідомо.

ТЕМА 3. МЕТОД КОМПЛЕКСНИХ ІНДЕКСІВ

3.1 Загальні уявлення щодо оцінки якості вод методом комплексних індексів

Комплексна оцінка якості вод використовується у випадках, коли необхідно простежити тенденцію просторово-часової зміни стану вод під впливом природних і антропогенних процесів, може бути вона використана так само для зіставлення стану водного середовища різних водних об'єктів.

Комплексні індекси, на основі яких здійснюється оцінка, розраховуються за всіма показниками якості вод або за їхніми частинами. Вони характеризують *стан води в цілому*, при цьому інформація по окремих показниках губиться.

Послідовність виконання оцінки складається із двох етапів: на першому етапі здійснюється розрахунок значення показника, а на другому – за розрахованим значенням індексу й за шкалою якості дається словесна характеристика води. Оцінка має декілька балів.

Розглянемо деякі з методик.

3.2 Індекс забруднення вод (ІЗВ)

ІЗВ розраховується за шістьма показниками [12] (NH_4^+ , NO_2^- , *НП*, феноли, O_2 , BCK_5) згідно з формулою

$$ІЗВ = (1/6) \sum (C_i / ГДК_i), \quad (3.1)$$

де C_i – середнє арифметичне значення показника якості води;
 $ГДК_i$ – гранично допустима концентрація.

У формулі (3.1) для O_2 , $ГДК$ ділиться на середнє значення його концентрації.

Таблиця 3.1 – Критерії оцінки якості вод за *ІЗВ* [12]

Клас якості води	Характеристика класу	Значення <i>ІЗВ</i>
Для поверхневих вод суші		
I	Дуже чиста	$\leq 0,30$
II	Чиста	0,31 – 1,00
III	Помірно забруднена	1,01 – 2,50
IV	Забруднена	2,51 – 4,00
V	Брудна	4,01 – 6,00
VI	Дуже брудна	6,01 – 10,0
VII	Надзвичайно брудна	$> 10,0$

Продовження табл. 3.1

Для морських вод		
I	Дуже чиста	$\leq 0,25$
II	Чиста	0,26 – 0,75
III	Помірно забруднена	0,76 – 1,25
IV	Забруднена	1,26 – 1,75
V	Брудна	1,76 – 3,00
VI	Дуже брудна	3,01 – 5,00
VII	Надзвичайно брудна	$> 5,00$

Модифікований *ІЗВ* [3] розраховується теж за шістьма показниками: *БСК₅* і *O₂* є обов'язковими, а інші чотири показника беруть за найбільшими відношеннями до *ГДК* зі списку: *SO₄²⁻*, *СГ*, *ХСК*, *NH₄⁺*, *NO₂⁻*, *NO₃⁻*, *PO₄³⁻*, *Fe* загальне, *Mn²⁺*, *Cu²⁺*, *Zn²⁺*, *Cr⁶⁺*, *Ni²⁺*, *Al³⁺*, *Pb²⁺*, *Hg²⁺*, *As³⁺*, *НП*, *СПАР*.

Критерії оцінки якості вод за *ІЗВ* наведені в табл. 3.1.

3.3 Комплексний індекс забруднення (*КІЗ*)

Умовний коефіцієнт комплексності [12] розраховується за формулою

$$K_{\%} = (m'/m) * 100\%, \quad (3.2)$$

де *m'* – кількість речовин, вміст яких перевищує *ГДК*;
m – загальне число нормативних інгредієнтів, обумовлених програмою досліджень.

При *K* < 10% проводиться обстеження по конкретних забруднювальних речовинах. Визначаються максимальні концентрації і забезпеченість перевищень *ГДК* (1, 10, 100 *ГДК*).

При оцінці якості води за (*КІЗ*) проводиться триступенева класифікація [3].

Перший ступінь класифікації заснований на встановленні міри стійкості забруднення (повторюваності *P* випадків перевищення *ГДК*)

$$P_i = N_{ГДК_i} / N_i, \quad (3.3)$$

де *N_{ГДК_i}* – число результатів аналізу, в яких вміст і-го інгредієнта перевищує його гранично допустиму концентрацію;

N_i – загальне число результатів аналізу і-го інгредієнта.

Другий ступінь класифікації ґрунтується на встановленні рівня забруднення, мірою якого є кратність *K* перевищення *ГДК*

$$K_i = C_i / ГДК_i. \quad (3.4)$$

Оціночні бали визначаються за табл. 3.2 і 3.3.

Таблиця 3.2 – Класифікація водних об'єктів за повторюваністю забруднення

Повторюваність, %	Характеристика забруднення води	Часткові оціночні бали	
		виражені умовно	абсолютні значення
0 – 10	одиничне	<i>a</i>	1
10 – 30	нестійке	<i>b</i>	2
30 – 50	стійке	<i>c</i>	3
50 – 100	характерне	<i>d</i>	4

Таблиця 3.3 – Класифікація водних об'єктів за рівнем забруднення

Кратність перевищення нормативів	Характеристика рівня забруднення	Часткові оціночні бали	
		виражені умовно	абсолютні значення
0 – 2	низький	<i>a</i> ₁	1
2 – 10	середній	<i>b</i> ₁	2
10 – 50	високий	<i>c</i> ₁	3
50 – 100	дуже високий	<i>d</i> ₁	4

Таблиця 3.4 – Оцінка стану вод водних об'єктів за окремими показниками

Комплексна характеристика стану забруднення води водних об'єктів	Загальні оціночні бали		Характеристика якості води водних об'єктів
	виражені умовно	абсолютні значення	
Одинична забрудненість низького рівня	<i>a x a</i> ₁	1	слабо забруднена
– “ – середнього рівня	<i>a x b</i> ₁	2	забруднена
– “ – високого рівня	<i>a x c</i> ₁	3	брудна
– “ – дуже високого рівня	<i>a x d</i> ₁	4	брудна
Нестійка забрудненість низького рівня	<i>b x a</i> ₁	2	забруднена
– “ – середнього рівня	<i>b x b</i> ₁	4	брудна
– “ – високого рівня	<i>b x c</i> ₁	6	дуже брудна
– “ – дуже високого рівня	<i>b x d</i> ₁	8	дуже брудна
Стойка забрудненість низького рівня	<i>c x a</i> ₁	3	брудна
– “ – середнього рівня	<i>c x b</i> ₁	6	дуже брудна
– “ – високого рівня	<i>c x c</i> ₁	9	дуже брудна
– “ – дуже високого рівня	<i>c x d</i> ₁	12	неприпустимо брудна
Характерна забрудненість низького рівня	<i>d x a</i> ₁	4	брудна
– “ – середнього рівня	<i>d x b</i> ₁	8	дуже брудна
– “ – високого рівня	<i>d x c</i> ₁	12	неприпустимо брудна
– “ – дуже високого рівня	<i>d x d</i> ₁	16	неприпустимо брудна

При визначенні першого і другого ступенів класифікації води по кожному з інгредієнтів розраховують узагальнені оцінки якості води (табл. 3.4).

Для заключного, третього ступеня класифікації $KIЗ$ розраховується шляхом складання узагальнених оціночних балів S_i по усіх n показниках

$$KIЗ = \sum S_i. \quad (3.5)$$

Класифікація якості води (табл. 3.5) виконується у залежності від значення $KIЗ$ і кількості лімітуючих показників забруднення ($ЛПЗ$). До $ЛПЗ$ води відносять будь-який показник, по якому значення S_i дорівнює 12 чи 16.

Таблиця 3.5 – Класифікація якості води водних об'єктів за значенням $KIЗ$

Клас якості води	Розряд класу якості	Характеристика забрудненості води	Значення $KIЗ$ з урахуванням $ЛПЗ$					
			без $ЛПЗ$	1 $ЛПЗ$ ($k=0,9$)	2 $ЛПЗ$ ($k=0,8$)	3 $ЛПЗ$ ($k=0,7$)	4 $ЛПЗ$ ($k=0,6$)	5 $ЛПЗ$ ($k=0,5$)
I	–	Слабо забруднена	$1n$	$0,9n$	$0,8n$	$0,7n$	$0,6n$	$0,5n$
II	–	Забруднена	$1n-2n$	$0,9n-1,8n$	$0,8n-1,6n$	$0,7n-1,4n$	$0,6n-1,2n$	$0,5n-1,0n$
III	–	Брудна	$2n-4n$	$1,8n-3,6n$	$1,6n-3,2n$	$1,4n-2,8n$	$1,2n-2,4n$	$1,0n-2,0n$
III	а	Брудна	$2n-3n$	$1,8n-2,7n$	$1,6n-2,4n$	$1,4n-2,1n$	$1,2n-1,8n$	$1,0n-1,5n$
III	б	Брудна	$3n-4n$	$2,7n-3,6n$	$2,4n-3,2n$	$2,1n-2,8n$	$1,8n-2,4n$	$1,5n-2,0n$
IV	а	Дуже брудна	$4n-6n$	$3,6n-5,4n$	$3,2n-4,8n$	$2,8n-4,2n$	$2,4n-3,6n$	$2,0n-3,0n$
IV	б	Дуже брудна	$6n-8n$	$5,4n-7,2n$	$4,8n-6,4n$	$4,2n-5,6n$	$3,6n-4,8n$	$3,0n-4,0n$
IV	в	Дуже брудна	$8n-10n$	$7,2n-9,0n$	$6,4n-8,0n$	$5,6n-7,0n$	$4,8n-6,0n$	$4,0n-5,0n$
IV	г	Дуже брудна	$10n-11n$	$9,0n-9,9n$	$8,0n-8,8n$	$7,0n-7,7n$	$6,0n-6,6n$	$5,0n-5,5n$

3.4 Коефіцієнт забруднення χ

Коефіцієнт забруднення χ розраховується за формулою (3.6), наведеною у [12]

$$\chi = \sum [(N_i / C_{i,d}) \varphi(i)] / \sum \varphi(i), \quad (3.6)$$

де N_i – значення показника забрудненості;
 i – номер показника забрудненості в ранговій послідовності з m показників;

$C_{i,d}$ – норматив (ГДК) показника;
 $\varphi(i) = i/2^{i-1}$ – вагова функція;
 $\Sigma\varphi(i)$ – приведена кількість показників.

Як основні беруться такі показники забрудненості з відповідною ранговою послідовністю (i): BCK_5 ($i=1$); NH_4^+ ($i=2$); нафтопродукти ($i=3$); O_2 ($i=4$). Ранги іншим показникам встановлюють експертно або за співвідношенням $N_i/C_{i,d}$.

В залежності від значення коефіцієнта χ складено атестаційну шкалу оцінки ступеня забрудненості водного середовища (табл. 3.6).

Таблиця 3.6 – Інтегральна оцінка забрудненості водного середовища

Коефіцієнт забруднення вод χ	Якісна оцінка ступеня забрудненості
до 1,00	Нешкідлива (чиста)
1 – 1,99	Мала
2 – 2,99	Припустима
3 – 3,99	Істотна
4 – 5,00	Інтенсивна
Більш 5,00	Катастрофічна

3.5 Комплексний показник екологічного стану (КПЕС)

Середнє значення $КПЕС_{СЕР}$ розраховується за формулою (3.7), наведеною у [12]

$$КПЕС_{СЕР} = (1/m) \Sigma КПЕС_j, \quad (3.7)$$

де m – кількість блоків показників якості вод (значень $КПЕС_j$).

З m блоків показників якості вод до першого входять показники, які не мають ефекту спільної дії, до інших блоків входять показники, які мають цей ефект.

Для першого блоку комплексний показник розраховується за формулою

$$КПЕС_1 = (1/n) \Sigma ПЕС_i, \quad (3.8)$$

де n – кількість показників у першому блоці;

$ПЕС_i$ – показник екологічного стану, розрахований для i -го показника якості.

Значення $ПЕС_i$ для i -го показника розраховуються за формулами:

$$ПЕС_i = a_i (H_i - П_i) / H_i, \quad (3.9)$$

$$ПЕС_i = a_i (П_i - H_i) / H_i, \quad (3.10)$$

де a_i – коефіцієнт вагомості i -го показника;
 P_i, H_i – значення показника (концентрація речовини) і його норматив.

Формула (3.9) використовується при обмеженні значень показника зверху. Для показників, обмежених знизу (O_2), використовується формула (3.10). При нормуванні показника (pH) у вигляді допустимого інтервалу [$H_{min} < P_i \leq H_{max}$] значення $ПЕС_i$ розраховується за формулою (3.9), якщо значення показника перевищує H_{max} ; якщо значення показника нижче за H_{min} , то $ПЕС_i$ розраховується за формулою (3.10). Якщо показник знаходиться в середині інтервалу, то розрахунок виконується за формулами (3.9) і (3.10), а як $ПЕС_i$ береться мінімальне з одержаних значень.

Коефіцієнт вагомості a i -го показника пов'язаний з класом небезпеки. Якщо ступінь небезпеки зростає зі збільшенням номера класу ($кл$), то $a_i = кл$; якщо ступінь небезпеки зменшується зі збільшенням номера класу – $a_i = 1/кл$. Якщо клас небезпеки не вказано, то береться клас на один розряд нижче від мінімально небезпечного класу.

Для блоків з показниками якості, які мають ефект спільної дії, $КПЕС_j$ розраховується за формулою

$$КПЕС_j = 1 - \sum (P_i/H_i). \quad (3.11)$$

За санітарними нормами ефект сумарної дії мають показники 1 і 2 класів небезпеки з однаковою лімітуючою ознакою шкідливості ($ЛОШ$), за рибогосподарськими – з однаковою $ЛОШ$ (без врахування класу небезпеки).

Екологічний стан водного об'єкта класифікується таким чином: при $КПЕС_{МИН} < 0$ і $КПЕС_{СЕР} < 0$ стан нестійкий; при $КПЕС_{МИН} > 0$ і $КПЕС_{СЕР} > 0$ – стійкий; при $КПЕС_{МИН} < 0$ і $КПЕС_{СЕР} > 0$ – стійкий з ознаками нестійкості.

3.6 Узагальнений екологічний індекс I_E

Оцінка якості поверхневих вод суші за узагальненим екологічним індексом I_E [7] повинна обов'язково включати три блоки показників:

- сольового складу;
- трофо-сапробіологічні (еколого-санітарні);
- специфічні токсичної і радіаційної дії.

Вихідні дані аналізуються по кожному блоку окремо. Результати подаються у вигляді єдиної екологічної оцінки, яка складається із заключних висновків по трьох блоках.

Екологічна оцінка якості води може бути орієнтовною і ґрунтовною. **Орієнтовна екологічна оцінка** виконується на основі разових вимірів окремих показників якості води, які найточніше характеризують екологіч-

ний стан водного об'єкта (чи його ділянки) і відповідно цьому стану якість води. Ці разові значення окремих показників якості води зіставляються з відповідними критеріями якості води, представленими в таблицях системи екологічної класифікації. На основі такого зіставлення визначаються категорії і класи якості води за окремими показниками, взятими для разового виміру. Об'єднання результатів разових вимірів для узагальненої оцінки якості води не допускається. Клас і категорія води в цілому встановлюються за показником з найбільшим номером категорії.

Процедура виконання **грунтової екологічної оцінки** якості поверхневих вод складається з чотирьох послідовних етапів, а саме:

- a) **етап групування** і обробки вихідних даних;
- b) **етап визначення класів і категорій** якості води за окремими показниками;
- c) **етап узагальнення оцінок якості** води за окремими показниками (вираженими в класах і категоріях) по окремих блоках з визначенням інтегральних значень класів і категорій якості води;
- d) **етап визначення об'єднаної оцінки** якості води (з визначенням класів і категорій) для певного водного об'єкта в цілому чи окремих ділянок за визначений період спостережень.

a) Вихідні дані за окремими показниками *грунуються* у просторі і часі в певному, чіткому порядку: окремо для різних пунктів спостережень, або ж вкупі (з різних пунктів спостережень) для певних ділянок водного об'єкта, або ж для водного об'єкта в цілому за певний відрізок часу (місяць, сезон, рік, кілька років підряд тощо).

Вихідні дані про якість води за окремими показниками грунуються в межах трьох блоків. Згруповані по блоках щодо кожного наявного показника якості води, вихідні дані (вибірки) піддаються певній обробці: обчислюються середньоарифметичні значення, визначаються мінімальні та максимальні (найгірші) значення, які всі разом характеризують мінливість величин кожного з показників якості води в реальних умовах виконання і аналізу результатів спостережень.

Серед вихідних даних трапляються поодинокі дані, котрі своїми екстремальними значеннями виходять за межі окресленого діапазону мінливості величин цієї вибірки, досить далеко від максимальних (найгірших) значень.

Екстремальні значення окремих показників якості води підлягають спеціальному аналізу: з'ясуванню природних чи антропогенних причин, які могли спричинити їх появу. Після такого аналізу приймаються рішення про використання чи вилучення екстремальних значень певних показників якості води.

b) **Етап визначення класів та категорій** якості води для окремих показників полягає у виконанні таких дій:

- середньоарифметичні (середні) значення для кожного показника

окремо зіставляються з відповідними критеріями якості води, представленими в таблицях системи її екологічної класифікації;

– найгірші значення якості води (максимальні чи мінімальні) серед цих показників кожного блоку також зіставляються з відповідними критеріями якості води;

– на основі проведеного зіставлення середньоарифметичних та найгірших значень для кожного показника окремо визначаються категорії якості води за середнім і найгіршим значеннями (найбільшим за номером) для кожного показника окремо;

– зіставлення середніх і найгірших значень з критеріями спеціалізованих класифікацій та визначення класів і категорій якості води за окремими показниками теж (як і на першому етапі) виконується в межах відповідних блоків.

с) *Етап узагальнення оцінок якості води за окремими показниками з визначенням інтегральних значень класів і категорій якості води виконується лише на основі аналізу показників в межах відповідних блоків. Це узагальнення полягає у визначенні середніх і найгірших значень для трьох блокових індексів якості води, а саме: для індексу забруднення компонентами сольового складу (I_1), для трофо-сапробіологічного (еколого-санітарного) індексу (I_2), для індексу специфічних показників токсичної і радіаційної дій (I_3). Таким чином, повинно бути визначено шість значень блокових індексів, а саме: $I_{1СЕР}$ та $I_{1МАХ}$; $I_{2СЕР}$ та $I_{2МАХ}$; $I_{3СЕР}$ та $I_{3МАХ}$. Маючи значення блокових індексів якості води, легко визначити їх приналежність до певного класу та категорії якості води за допомогою системи екологічної класифікації.*

Середні значення для трьох блокових індексів якості води визначаються шляхом обчислення середнього номера категорії за всіма показниками даного блоку; при цьому категорія 1 має номер 1, категорія 2 – номер 2 і т.д.

Середні значення блокових індексів можуть бути дробовими числами. Це дозволяє диференціювати оцінку якості води, зробити її більш точною і гнучкою. Для визначення субкатегорій якості води, які відповідають середнім значенням блокових індексів, треба весь діапазон десятичних значень номерів (поміж цілими числами) розбити на окремі частини і позначити їх таким чином:

Середні значення
субкатегорій якості вод

Позначення відповідних
блокових індексів

1,0 – 1,2

1

1,3 – 1,4

1 (2)

1,5 – 1,6

1 – 2

1,7 – 1,8	2 (1)
1,9 – 2,2	2
2,3 – 2,4	2 (3)

і т.д. для категорії 3 – 7.

Найгірші значення для трьох блокових індексів якості води *визначаються за відносно найгіршим показником* (з найбільшим номером категорії) серед всіх показників даного блоку.

d) Етап визначення об'єднаної оцінки якості води для певного водного об'єкта в цілому або для окремих його ділянок *полягає в обчисленні інтегрального або екологічного індексу* I_E . Використання екологічного індексу якості води доцільно в тих випадках, коли зручніше користуватися однозначною оцінкою: для планування і опрацювання водоохоронної діяльності, здійснення екологічного і еколого-економічного районування, екологічного картографування тощо. Значення екологічного індексу якості води визначається за формулою (3.12):

$$I_E = \{I_1 + I_2 + I_3\} / 3, \quad (3.12)$$

де I_1 – індекс забруднення компонентами сольового складу;
 I_2 – індекс трофо-сапробіологічних показників;
 I_3 – індекс специфічних показників токсичної і радіаційної дії.

Екологічний індекс якості води, як і *блокові індекси* (п. с), *обчислюється для середніх і для найгірших значень* категорій окремо. Він може бути дробовим числом.

Визначення субкатегорій якості води на основі екологічного індексу здійснюється так само, як для блокових індексів.

Сольовий склад поверхневих вод суші та естуаріїв оцінюється за сумою іонів та окремими інгредієнтами. При групуванні даних у просторі і часі оцінка дається за середніми і максимальними (найгіршими) значеннями показників. **Клас** води визначається за переважаючими аніонами (Cl^- ; SO_4^{2-} ; HCO_3^-), **група** – за переважаючими катіонами (Ca^{2+} ; Mg^{2+} ; $Na^+ + K^+$), **тип** води визначається за співвідношеннями між іонами (в еквівалентах):

- I – $HCO_3^- > (Ca^{2+} + Mg^{2+})$;
- II – $HCO_3^- < (Ca^{2+} + Mg^{2+}) < (HCO_3^- + SO_4^{2-})$;
- III – $(HCO_3^- + SO_4^{2-}) < (Ca^{2+} + Mg^{2+})$ або $Cl^- > Na^+$;
- IV – $HCO_3^- = 0$.

Один грам-еквівалент Cl^- дорівнює **35,45** г; SO_4^{2-} – **48,03** г; HCO_3^- – **61,02** г; Ca^{2+} – **20,04** г; Mg^{2+} – **12,15** г; Na^+ – **22,99** г; K^+ – **39,10** г.

Для позначення видів природних вод вживаються символи, напри-

клад:

гідрокарбонатний клас, група кальцію, тип другий – CCa_{II} ;
сульфатно-хлоридно-кальцієві води другого типу – $SClCa_{II}$.

Прісні гіпо- і олігогалинні та солонуваті ?-мезогалинні води оцінюються також за критеріями їх забруднення компонентами сольового складу, а саме за значеннями суми іонів, хлоридів і сульфатів.

Екологічна оцінка якості поверхневих вод та естуаріїв за **трофо-Сапробіологічними (еколого-санітарними)** критеріями виконується на основі середніх та найгірших значень кожного з гідрофізичних, гідрохімічних, бактеріологічних показників, а також індексів сапробності. Для цього блоку бажана узагальнена оцінка, оскільки більшість показників є взаємопов'язаними і в кінцевому підсумку вони відповідають певному ступеню трофності та зоні сапробності вод. Загальна кількість показників цього блоку для забезпечення обґрунтованих висновків не повинна бути меншою, ніж 10. Інтегрування показників при узагальненій оцінці пов'язане з втратою інформації. Тому поряд з узагальненою оцінкою обов'язково мають наводитись значення категорій для всіх тих показників, які перевищують узагальнені (середні) значення.

Екологічна оцінка якості поверхневих вод та естуаріїв за **специфічними показниками токсичної і радіаційної дії** виконується за кожним показником окремо. Для даних, згрупованих у часі й просторі, оцінка дається за середнім та найгіршим значеннями кожного з показників.

Назви класів і категорій якості вод, дані про їх стан та ступінь їхньої чистоти (забруднення), а також ступінь трофності і зона сапробності оцінюваних поверхневих вод представлені у табл. 3.7.

Методика, що розглянута вище, має суттєві недоліки.

1. Не враховані *рибогосподарські ГДК за показниками Zn, Mn, Hg*. Права границя третьої категорії («досить чиста» вода) по Zn перевищує ГДК в 2 рази, по Mn – в 5 разів, а по Hg – в 20 разів. Тобто, вода, в якій вміст Zn буде перевищувати рибогосподарський норматив в 2 рази, Mn – в 5 разів, а Hg – в 20 разів, буде характеризуватися як «досить чиста».

Рибогосподарські ГДК наближені до екологічних, однак їх не можна вважати такими, оскільки риба не є найслабкішою ланкою водних екологічних систем. Наприклад, зоопланктон найбільш чутливо реагує на всі зміни складу й властивостей водного середовища, ніж риба. А екологічні ГДК повинні бути орієнтовані на найбільш слабкі ланки. Якщо риба є найбільш слабкою ланкою по якомусь із показників, то екологічна ГДК за цим показником буде дорівнювати рибогосподарській. Тобто, екологічна ГДК повинна бути не більш за рибогосподарську.

2. *Перелік показників якості вод у методиці досить обмежений*. При оцінці стану вод не є можливим урахувати ті показники, які не входять до цього переліку.

У переліку рибогосподарських ГДК міститься біля тисячі забруднювальних речовин, а в методиці екологічної оцінки якості поверхневих вод їх близько 30. Будь-яка забруднювальна речовина із тисячі, що не входить у методику, не буде врахована при оцінці якості води, навіть якщо значення її концентрації буде дуже великим.

Таблиця 3.7 – Класи та категорії якості поверхневих вод суші та естуаріїв України за екологічною класифікацією [7]

Клас якості вод	1	11		111		1У	У
Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7
Назва класів і категорій якості вод за їх станом	відмінні	добрі		задовільні		погані	дуже погані
	відмінні	дуже добрі	добрі	задовільні	посередні	погані	дуже погані
Назва класів і категорій якості вод за ступенем їх чистоти	дуже чисті	чисті		забруднені		брудні	дуже брудні
	дуже чисті	чисті	досить чисті	слабо забруднені	помірно забруднені	брудні	дуже брудні
Трофність (переважно тип)	оліготрофні	мезотрофні		евтрофні		політрофні	гіпертрофні
	оліготрофні олігомезотрофні	мезотрофні	мезоевтрофні	евтрофні	евполітрофні	політрофні	гіпертрофні
сапробність	олігосапробні		β -мезосапробні		α -мезосапробні		полісапробні
	β – олігосапробні	α – олігосапробні	β' – мезосапробні	β'' – мезосапробні	α' – мезосапробні	α'' – мезосапробні	полісапробні

3. У методиці не враховується ефект сумарної дії речовин. Наприклад, наявність у воді фенолів і нафтопродуктів зі значеннями концентрації, близькими до правої границі категорії 2 дозволяє зробити висновок про те, що за даними показниками вода відноситься до категорії «чиста». Однак, відповідно до рибогосподарських норм нафтопродукти й феноли мають ефект сумарної дії (вони нормовані з рибогосподарською ЛОШ). Сума значень концентрації цих речовин у частках від ГДК складе приблизно 1,5. Таке водне середовище не відповідає вимогам рибогосподарських норм і повинно оцінюватися як «забруднене». Зазвичай групи сумації з токсикологічною і з санітарно-токсикологічною ЛОШ об'єднують значно більше речовин, ніж наведено у прикладі.

4. На другому етапі оцінки кожному показнику привласнюється номер категорії (індекс), що не залежить від значення показника в границях цієї категорії. Наприклад, за показником «залізо» категорія 4 має границі від 101 до 500 мкг/дм³. Це означає, що значення показника може становити 101 мкг/дм³ або приблизно у п'ять разів більше (500 мкг/дм³), все одно, для подальшої обробки він одержить індекс 4.

5. Далі в існуючій методиці рекомендується усереднити індекси за показниками усередині блоків і поміж блоками для одержання *узагальненого індексу*, значення якого *розраховується з точністю до сотих часток для того, щоб «гнучко» оцінити субкатегорію якості води.*

У цьому випадку говорити про гнучкість запізно. Оцінка субкатегорії дорівнює спробі знайти середню вагу декількох предметів з точністю до одного граму, користуючись набором стограмових гир.

Наприклад, є чотири предмети вагою 2, 2, 2 й 102 г. Зважуючи предмети набором стограмових гир і прийнявши вагу цих гир за умовну 1, одержуємо – 1, 1, 1 й 2 (середнє значення – 1,25). Дійсне середнє значення ваги предметів становить 27 г і відповідає умовній 1. *При такому підході середнє значення необхідно представляти з точністю до цілого числа (про субкатегорію мова йти вже не може).*

Точний збіг оцінки із дійсним середнім значенням буде спостерігатися лише в тому випадку, якщо вага предметів буде кратною 100 г, тобто коли значення показників якості води будуть близькі до правих границь категорій якості (за винятком категорії 7).

6. *Максимальний індекс, що одержує показник якості води, використовуваній надалі при узагальненні, дорівнює 7 (відповідно до номера категорії).* Наприклад, індекс 7 одержить показник «нафтопродукти» при значенні 0,31 мг/дм³ (перевищення рибогосподарської ГДК у 6 разів). При значенні 5,0 мг/дм³ (перевищення ГДК у 100 разів) він теж одержить індекс 7. Не важливо у скільки разів перевищується норматив, аби тільки його значення було більше за ліву границю сьомої категорії. Це приводить до того, що *узагальнений індекс стає незалежним від значень показника в категорії 7 (від значень з найбільшим перевищенням ГДК).*

7. Присвоєння цілого значення індексу (номера категорії) показнику якості на другому етапі повинне приводити до граничної (убік погіршення) узагальненої оцінки якості водного середовища. *Однак, відсутність урахування ефекту сумарної дії речовин, подвійне осереднення індексів (при визначенні блокових індексів й узагальненого індексу) та незалежність узагальненого індексу від значень показників в категорії 7 в підсумку покращує оцінку стану водного середовища.*

Розрахунки по ріках Дунай, Дністер, Південний Буг, Інгулець й ін. показали, що через перераховані недоліки розглянута методика не дозволяє адекватно характеризувати стан водного середовища. Оцінка прикрашується, якщо у воді є речовини з ефектом сумарної дії й з концентрацією,

яка у багато разів перевищує рибогосподарські нормативи. Більш того, у деяких випадках підсумкова оцінка для одного і того ж пункту залишалася колишньою при виключенні показників з найбільшим перевищенням *ГДК* [14].

3.7 Узагальнений індекс стану вод *I_{СВ}*

Методика комплексної оцінки якості вод за допомогою *узагальненого індексу їх стану I_{СВ}* (методика *ОДЕКУ*) [12] розроблена на основі аналізу розглянутих вище методик. У ній враховано всі виявлені недоліки: використовуються рибогосподарські *ГДК*; перелік показників не обмежений; враховується ефект сумарної дії; узагальнюються співвідношення значень показників якості з їх *ГДК*. Розроблено нову шкалу категорій якості (табл. 3.8) на основі одиниць хронічної токсичності [7]. Назва категорій якості співпадає з наведеними у [7].

Таблиця 3.8 – Екологічна класифікація якості поверхневих вод за *I_{СВ}*

Категорія якості	1	2	3	4	5	6	7
<i>I_{СВ}</i>	≤0,25	0,26–0,50	0,51–1,00	1,01–2,00	2,01–4,00	4,01–8,00	>8,00
Характеристика якості	дуже чиста	чиста	досить чиста	слабо забруднена	помірно забруднена	брудна	дуже брудна

В методиці *I_{СВ}* для врахування ефекту сумарної дії речовин розглядається вісім блоків показників: 1) мінералізація; 2) трофо-сапробіологічні; 3) із загальносанітарною *ЛОШ*; 4) із токсикологічною *ЛОШ*; 5) із санітарно-токсикологічною *ЛОШ*; 6) із органолептичною *ЛОШ*; 7) із рибогосподарською *ЛОШ*; 8) радіаційної дії.

Для другого та восьмого блоків узагальнений блоковий індекс розраховується як середнє значення ряду з *n* показниками за формулою (3.13), а для третього – сьомого блоків осереднення не здійснюється, і розрахунок блокового індексу виконується за формулою (3.14):

$$I_j = (1/n) \sum (C_i / ГДК_i), \quad (3.13)$$

$$I_j = \sum (C_i / ГДК_i). \quad (3.14)$$

При розрахунку *I_j* використовуються рибогосподарські *ГДК* і *ЛОШ*. Якщо деякий показник не нормований у рибогосподарських нормах, але він є в методиці [7], то для нього як норму можна прийняти значення межі між 3 і 4 категоріями (табл. 3.9).

Таблиця 3.9 – Критерії якості поверхневих вод

Показник	Межа між 3 і 4 категоріями	ГДК _{рГ}
Трофо-сапробіологічні (еколого-санітарні) показники		
Індекс самоочищення-самозабруднення (<i>A/R</i>)	0,8–1,2	–
Чисельність бактеріопланктону, млн.кл/см ³	2,5	–
Чисельність сапрофітних бактерій, тис.кл/см ³	5,0	–
Показники з токсикологічною ЛОШ		
Мідь, мг/дм ³	0,002	фон+0,001
Показники радіаційної дії		
Сумарна β-активність, Ку/дм ³	1,0*10 ⁻¹¹	–
⁹⁰ Sr, Ку/дм ³	3,0*10 ⁻¹²	–
¹³⁷ Cs, Ку/дм ³	5,0*10 ⁻¹²	–

Узагальнена оцінка визначається у результаті осереднення *m* блокових індексів

$$I_{CB}=(1/m) \sum I_j. \quad (3.15)$$

Категорія якості поверхневих вод встановлюється за значенням I_{CB} і табл. 3.8.

3.8 Трофічний індекс (*TRIX*)

Трофічний індекс (*TRIX*) – це комплексний індекс, за допомогою якого оцінюється *трофічний статус* водного середовища.

Під **трофічністю** розуміють ступінь первинної біологічної продуктивності водних екосистем, який визначається вмістом у воді фосфору, азоту та інших біогенних елементів, а також комплексом гідрологічних, гідрохімічних, гідробіологічних і інших факторів. Води можуть бути з низьким (*оліготрофні*), з середнім (*мезотрофні*), з високим (*евтрофні*), з дуже високим (*політрофні*) і з надзвичайно високим (*гіпертрофні*) первинним продукуванням.

TRIX розраховується за формулою:

$$TRIX=lg ([Chl_a]*[D\%O]*[NT]*[PT]*1,5)/1,2, \quad (3.16)$$

де Chl_a – сума хлорофілу «а», мкг/дм³;

$D\%O$ – абсолютне значення відхилення концентрації розчиненого кисню від 100% насичення;

NT – загальний азот, мкг/дм³;

PT – загальний фосфор, мкг/дм³.

Трофічність вод визначають за значенням *TRIX* : ≤4 – низька (*оліготрофні*); 4–5 – середня (*мезотрофні*); 5–6 – висока (*евтрофні*); >6 – дуже висока (*політрофні*).

ТЕМА 4. МЕТОДИ ОЦІНКИ ЯКОСТІ ВОД ЯК СЕРЕДОВИЩА МЕШКАННЯ

4.1 Біоіндикація водного середовища

4.1.1 Гідробіологічний аналіз поверхневих вод і донних відкладів

Гідробіологічний аналіз якості вод дозволяє:

- визначити екологічний стан водних об'єктів;
- оцінити якість вод як середовища мешкання живих організмів;
- визначити сукупний ефект впливу забруднювальних речовин;
- перевірити наявність вторинного забруднення.

Біоценоз і його біотоп існують як єдине ціле. На зміни, що відбуваються в біотопі (у тому числі антропогенні), біоценоз реагує зміною інтенсивності й характеру свого метаболізму, свого видового складу. У водної екосистемі особливості біоценозу визначають швидкість й інтенсивність процесів самоочищення (формування чистої води). Особливості біоценозу повною мірою відбивають особливості біотопу, на цьому засновані всі методи гідробіологічного аналізу якості вод і донних відкладів [13].

Для гідробіологічного аналізу якості вод можуть можна використати практично всі групи організмів, що населяють водні об'єкти: планктонні й бентосні безхребетні, найпростіші водорості, макрофіти, бактерії та риби. Кожна група організмів як біоіндикатор має свої переваги і недоліки, які визначають границі її використання при вирішенні завдань біоіндикації.

Водоростям належить провідна роль в індикації зміни якості води в результаті евтрофування водного об'єкта. При евтрофуванні водного середовища й відповідному погіршенні його якості сукцесія видового складу особливо сильно проявляється в угрупованні *фітопланктону*. Однак [13] водорості не можуть бути індикаторами фекального забруднення, посередньо залежать від органічного забруднення й мають слабку чутливість до важких металів і пестицидів.

Значення *зоопланктону* як біоіндикатора дуже велике й обумовлено це в першу чергу тим, що серед зоопланктонних організмів зустрічаються представники патогенної фауни, які обмежують використання водного об'єкта з метою водопостачання та рекреації [13]. Зоопланктон має вирішальне значення при біоіндикації якості води середніх шарів пелагіалі великих озер, звідки виробляється забір води для водопостачання, а також у гірлових затоках річок, що впадають у водоймище в його верхній частині з великими добовими коливаннями рівня.

Індикація якості вод по *найпростіших* використовується в тих випадках, коли потрібна оцінка забруднення безпосередньо в момент узяття проби й незадовго до цього. Експрес-методи оцінки якості вод по найпростіших дозволяють одержати надійну інформацію практично миттєво [13].

Крім того, найпростіші є високочутливими індикаторами сапробного стану водного об'єкта (органічного забруднення).

Для одержання надійних оцінок води, що протікає, у водотоках або водних масах, розташованих вище специфічного придонного шару у водоймах, використовується *перифітон*. За своїм складом і розвитком організми перифітону відповідають середнім умовам, при яких існувало угруповання до моменту дослідження.

Зообентос є добрим й у ряді випадків єдиним біоіндикатором забруднення донних відкладів і придонного шару води. Склад біоценозів відносно постійний поки він перебуває в умовах, у яких він сформувався. У досить чистих водах донні угруповання в добре аерованих ділянках дна характеризуються високою видовою різноманітністю, що свідчить про гарний стан водної екосистеми. У забруднених водних об'єктах зникають групи тварин, найбільш чутливих до окремих забруднювальних речовин. Відбувається видозміна складу біоценозів, іноді катастрофічна, що призводить до заміни їх іншим складом. *Макрозообентос* є основою багатьох систем біоіндикації, у тому числі біотичних балів і біотичного індексу.

Макрофіти найчастіше використовуються при рекогносцирувальному огляді водних об'єктів з метою екологічно обґрунтованого розміщення постійних пунктів контролю забруднення. У прибережно-водній рослинності виявляється легко піддається обліку домінантна флора. При цьому [12] по підтипу *водної рослинності*, представленій гідромезофітними, гідрофітними й гідрофотофітними видами, оцінюється якість водного середовища, а по підтипу *прибережної рослинності*, представленій гідрофітними, мезофітними й ксеромезофітними видами, оцінюється забруднення донних відкладів слаботорозчинними й малорухомими токсичними речовинами.

При забрудненні водних об'єктів змінюється видовий склад, біомаса й продукція макрофітів, виникають морфологічні аномалії, відбувається зміна домінантних видів. Однак при використанні макрофітів як біоіндикаторів якості вод і донних відкладів необхідно враховувати їхню більшу стійкість до короткочасного забруднення.

Особливість *бактеріологічного* аналізу води (як і хімічного) полягає в можливості характеризувати якість води тільки безпосередньо в момент добору проб. Бактерії є незамінними індикаторами фекального забруднення, а також можуть служити добрими індикаторами органічного й токсичного забруднення. Особливості ростової реакції деяких видів бактерій дозволяють установити [12] присутність у воді нітратних солей свинцю, міді й кадмію в концентраціях $5 \cdot 10^{-5}$ моль/дм³, окису ртуті – $5 \cdot 10^{-7}$ моль/дм³ і срібла – $5 \cdot 10^{-18}$ моль/дм³.

Висока чутливість мікробіологічних показників до фекального забруднення обумовлена великою різницею у вмісті мікроорганізмів-індикаторів у стічних водах й у воді контрольованого водного об'єкта. Для

ряду бактерій-індикаторів ця різниця досягає сотень тисяч і навіть десятків мільйонів разів. Це дозволяє використати бактеріологічні показники при контролі розповсюдження забруднення у водному об'єкті, а також при вивченні процесів самоочищення й розведення стічних вод. При біоіндикації якості вод за бактеріологічними показниками необхідно враховувати швидкість відновлення угруповань після тимчасового забруднення.

Дані по *іхтіофауні* важливі при оцінці стану в цілому водного об'єкта, який має рибогосподарське призначення. Випадки масової загибелі риби часто виявляються першими сигналами залпових, аварійних скидів забруднювальних речовин.

Відсутність риби у водних об'єктах, особливо в тих, де колись водилася риба, вказує на крайнє неблагополуччя в екосистемі, причиною якого може бути сильне (важке) забруднення. Однак наявність риби у водному об'єкті ще не свідчить про відсутність у воді або донних відкладах речовин, шкідливих для риби й людини, особливо при їхньому тривалому впливі. Тому наявність риби не може бути індикатором ні біологічної чистоти вод, ні відсутності у воді присмаку або запаху ні придатності води для питних потреб або купання, а також для яких-небудь промислових цілей [13].

Біологічні наслідки забруднення вод і донних відкладів можна дослідити за допомогою кожної з перерахованих вище груп організмів, але всебічна характеристика стану екологічної системи можлива тільки на основі аналізу й узагальнення досить повних даних по різних водних угрупованнях.

Серед методів гідробіологічного аналізу поверхневих вод сапробіологічний аналіз займає одне з найважливіших місць. Спочатку під сапробністю розумілася здатність організмів розвиватися при більшому або меншому вмісті у воді органічних забруднювальних речовин. Потім експериментально було доведено, що сапробність організму обумовлена як його потребою в органічному харчуванні, так і резистентністю стосовно шкідливих продуктів розпаду й дефіциту кисню в забруднених водах.

У класичній системі організми-індикатори поділяють на три групи:

- 1) організми сильно забруднених вод – *полісапроби*;
- 2) організми помірковано забруднених вод – *мезосапроби* (із двома підгрупами α і β);
- 3) організми мало забруднених вод – *олігосапроби*.

Полісапробні води в хімічному відношенні характеризуються бідністю на кисень і більшим вмістом вуглекислоти й високомолекулярних органічних речовин, що легко розкладаються, – білків і вуглеводів. У цих водах інтенсивно протікають процеси редукції й розпаду з утворенням сірчастого заліза в мулі й сірководню. Населення полісапробних вод має малу видову різноманітність, але окремі види можуть досягати великої чисельності. Аерофільні організми повністю відсутні. Тут особливо по-

ширені безбарвні джгутиконосці й бактерії (більше 10^6 кл/см³). Полісапробні організми можуть зустрічатися в мезосапробних водах, але в олігосапробних водах не утворюють постійної картини й зустрічаються надзвичайно рідко.

Характерним для ***α -мезосапробних*** вод є енергійне самоочищення. Воно відбувається у результаті окисних процесів за рахунок кисню, який виділяється хлорофілоносними рослинами. Серед цих рослин зустрічаються деякі синьо-зелені, діатомові й зелені водорості. Велику чисельність мають гриби й бактерії (більше 10^5 кл/см³). Тут можуть жити невимогливі до кисню види риб.

В ***β -мезосапробних*** водах процеси самоочищення протікають менш інтенсивно. У них домінують окисні процеси. Нерідко спостерігається пересичення киснем. Переважають такі продукти мінералізації білка, як амонійні сполуки, нітрити й нітрати. У цих водах різноманітно представлені тваринні й рослинні організми. Серед останніх зустрічаються діатомові, зелені й синьо-зелені. Число бактерій звичайно не перевищує 10^5 кл/см³. Багато макрофітів знаходять тут оптимальні умови для свого росту.

Олігосапробні води представляють практично чисті води великих озер. Для них характерна майже повна мінералізація органічних речовин, їхня концентрація не перевищує 1 мг/дм³. Число бактерій не більше 10^3 кл/см³, якщо не попадають випадково занесені форми. В олігосапробних водах багато представлених перидінеї, зустрічаються навіть харові водорості.

Одним з найпоширеніших і зручних методів сапробіологічного аналізу стосовно організмів планктону вважається *метод Пантле й Бука* в модифікації Сладечека. Для гідробіологічного аналізу забруднення вод і донних відкладів малих рік за складом донних макробезхребетних найбільш перспективним визнано *метод біотичних індексів* р. Трент, розроблений Вудівісом. Для оцінки стану водних екосистем у цілому використовуються також *індекси видової різноманітності*. Однак використання їх є спірним, оскільки мала видова різноманітність може спостерігатися як у дуже забруднених, так і у дуже чистих водах. Крім того, коливання видової різноманітності в тих самих водах може бути пов'язане з динамікою сезонного масового вильоту імаго комах.

У системі Гідробіологічної служби СРСР був прийнятий класифікатор якості вод, що містить 6 класів (табл. 4.1). Клас якості вод визначається на основі даних по зообентосу, перифітону, фітопланктону й зоопланктону, а також по бактеріопланктону, коли цей показник використовується.

Остаточна експертна оцінка якості вод здійснюється з урахуванням таких показників: чисельність і біомаса організмів, загальне число видів, співвідношення різних груп організмів в окремих угрупованнях, стану

макрофітів, інтенсивності продукційно-деструкційних процесів, активності мікробіологічних процесів. Загальна оцінка якості вод у кожному конкретному випадку дається по сукупності гідробіологічних показників.

Таблиця 4.1 – Класи якості вод суши за гідробіологічними показниками

Клас	Води	Зообентос		Фіто- планктон, зоо- планктон, перифітон	Мікробіологічні показники		
		Чисельність оліго- хет, % від загаль- ної кількості	Біотинний індекс	Індекс сапробності по Пангле Буку (модифікація Сла- дечека)	Загальна кількість бактерій, млн.кл/см ³ (а)	сапрофітні бактерії, тис.кл/см ³ (б)	а/б
I	Дуже чисті	1–20	10–8	<1,00	≤0,5	≤0,5	>10 ³
II	Чисті	21–35	7–5	1,00–1,50	0,6–1,0	0,6–5,0	>10 ³
III	Помірно забруд- нені	36–50	4–3	1,51–2,50	1,1–3,0	5,1–10,0	10 ² –10 ³
IV	Забруднені	51–65	2–1	2,51–3,50	3,1–5,0	10,0–50,0	<10 ²
V	Брудні	66–85	1–0	3,51–4,00	5,1–10,0	50,0–100	<10 ²
VI	Дуже брудні	86–100	0	>4,00	>10,0	>100	<10 ²

Примітка. Припустимо оцінювати клас вод як проміжний між II–III, III–IV та IV–V.

4.1.2 Оцінка якості вод по макрозообентосу

Організми зообентосу займають у водоймі два основних біотопи: ґрунт (поверхня й товщу) і рослинність. Рухливі організми можуть відриватися від поверхні субстрату й плавати у воді, займаючи третій біотоп – водну товщу в межах придонного шару або водного простору в заростях макрофітів.

Зообентос внутрішніх водойм умовно ділять на три групи:

- 1) *макробентос* – більше 2–3 мм;
- 2) *мезобентос* – 0,5–3 мм;
- 3) *мікробентос* – менше 0,5 мм.

У *макробентос* попадають великі організми, наприклад, двостулкові молюски, личинки хірономід останніх віків, статевозрілі особини олігохет. Мезобентос поєднує тварин, які з ростом переходять до складу макрофау-

ни, а також розміри яких і в дорослому стані не перевищують 2 мм. Мікробентос включає дрібні організми, представлені головним чином найпростішими, коловертками, турбеларіями й гастротріхами.

По макрозообентосу визначаються такі показники:

- загальне число організмів;
- загальне число видів;
- загальна біомаса;
- кількість груп по стандартному розбору;
- чисельність основних груп;
- біомаса основних груп;
- число видів у групі;
- масові види й види індикатори сапробності.

Оцінка якості вод по показниках зообентосу проводиться за багатьма методиками. Найпоширенішим є *метод біотичних індексів*, у якому об'єднані *принцип індикаторного значення окремих таксонів* і *принцип зміни різноманітності фауни* в умовах забруднення.

Таблиця 4.2 – Робоча шкала для визначення біотичного індексу

Показові організми	Видове розмаїття	Біотичний індекс за наявністю загального числа «груп»				
		0–1	2–5	6–10	11–15	≥16
Личинки веснянок	Більше одного виду	–	7	8	9	10
	Тільки один вид	–	6	7	8	9
Личинки одноденок (вкл. <i>Baëtis rodani</i>)	Більше одного виду	–	6	7	8	9
	Тільки один вид	–	5	6	7	8
Личинки ручейников (вкл. <i>Baëtis rodani</i>)	Більше одного виду	–	5	6	7	8
	Тільки один вид	–	4	5	6	7
Гамаруси	Всі вищеназвані види відсутні	3	4	5	6	7
Водяний ослик	Те ж	2	3	4	5	6
Тубіфіциди і (або) (червоні) личинки хірономід	Те ж	1	2	3	4	–
Всі вищеназвані групи відсутні	Можуть бути присутні деякі види, невимогливі до кисню	0	1	2	–	–

У робочій шкалі біотичного індексу (табл. 4.2) використовується найбільш часто зустрічаєма *послідовність зникнення тварин у міру збільшення забруднення*. Для врахування різноманітності фауни запропоновано умовне поняття «група» тварин, під яким для одних тварин розуміються

окремі види, для інших груп, що важко визначаються, більш великі таксо-ни. За сумою «груп» і якісним складом тварин визначаються значення біотичного індексу.

Робота зі шкалою починається з визначення позиції в першій графі при русі зверху вниз у міру відсутності в розглядуваній пробі показових організмів. Потім ураховується видова різноманітність у показовій групі (друга графа). Після цього за сумою «груп» в останній графі «Біотичний індекс...» перебуває стовпець із відповідним числом «груп» у пробі та у цьому стовпці на перетині з лінією показової групи визначається значення біотичного індексу. Далі по табл. 4.1 оцінюється стан водного середовища й донних відкладів.

Для гідробіологічного контролю якості вод використовують також біоіндикатори великих таксонів. *Методика Гуднайта й Уітлея* (табл. 4.3) побудована на оцінці стану придонного шару води і донних відкладів *по відносній чисельності олігохет* (малощетинкових черв'яків).

Таблиця 4.3 – Оцінка стану водного середовища за методикою Гуднайта і Уітлея

Стан річки	Добрий	Сумнівний	Сильно забруднений
Олігохети, % від загально-го числа донних організмів	<60	60–80	>80

Відносна чисельність олігохет як і біотичний індекс використовується в класифікаторі якості вод (табл. 4.1).

Існують методики оцінки стану водотоків, засновані на обліку відносної чисельності олігохет і тубіфіцид, а також личинок хірономід, ортокладин і таніподин.

Поряд з викладеними методиками при визначенні якості вод по організмах зообентосу, у деяких випадках використовують метод індикаторних організмів, оснований на системі сапробності (див. п. 4.1.3). Індекс сапробності можна розрахувати по одній якій-небудь групі організмів, що домінують при даних екологічних умовах.

4.1.3 Оцінка якості вод по перифітону, фіто– і зоопланктону

Під перифітоном розуміють угруповання, що живуть на твердому субстраті за межами специфічного придонного шару води. У нього входять як угруповання на предметах, уведених у воду людиною (судна, буї, гідротехнічні споруди й т.п.), так і на природних субстратах: каменях, корчах і макрофітах.

У прісних водоймах до складу перифітону входять бактерії, водорос-

ті, найпростіші, коловертки, личинки хірономід, нематоди, олігохети. Рідше зустрічаються моховинки, губки, гриби, молюски та інші групи організмів. Для угруповань перифітону характерна перевага форм організмів, прикріплених до субстрату. Найбільш показове значення має перифітон, що розвивається на предметах, які перебувають у проточних місцях водойми, де неможливі які-небудь випадкові застої брудної або чистої води.

Зоопланктон – сукупність тварин, що населяють товщу води. Зоопланктон прісних вод представлений в основному найпростішими, коловертками, веслоногими й гілчастовусими раками. Організми зоопланктону в основному – мікроскопічні форми. Залежно від лінійних розмірів прісноводний планктон прийнято ділити на такі групи:

- 1) *мезопланктон* – найбільш великі організми, видні неозброєним оком, їхні розміри досягають декількох міліметрів (циклопи, дафнії й т.п.);
- 2) *мікропланктон* – організми з розмірами від 50 до 1000 мкм (клардоцери, копеподи й ін.);
- 3) *нанопланктон* – організми, довжина тіла яких менше 50 мкм;
- 4) *ультраланктон* – у край дрібні організми з довжиною тіла менше 20 мкм.

За типом водойми розрізняють: *евлімнопланктон* – планктони озер; *гелеопланктон* – планктони ставків; *тельмапланктон* – планктон калюж; *кренопланктон* – планктони джерел; *потамопланктон* – планктон річок.

Фітопланктон – мікроскопічні організми, що вільно плавають у товщі води й здійснюють фотосинтез. Угруповання фітопланктону є одним з найважливіших елементів водних екосистем. Асоціації реофільного планктону представлені головним чином діатомовими й зеленими протококковими водоростями. У складі лимнофільних комплексів найбільш масовими, такими, що спричиняють «цвітіння» водойм, є ціанобактерії.

Таблиця 4.4 – Співвідношення значень відносного достатку (обилія) і частоти зустрічальності (встречаемости) організмів

Частота	Кількість екземплярів одного виду, % загальної кількості екземплярів	<i>h</i>
Дуже рідко	<1	1
Рідко	2–3	2
Нерідко	4–10	3
Часто	10–20	5
Дуже часто	20–40	7
Маса	>40	9

Для оцінки якості вод по *перифітону*, *фіто-* і *зоопланктону* використовується *метод індикаторних організмів Пантле й Букка* в модифікації Сладечека [13]. Цей метод заснований на використанні індексу сапробності, що розраховується за формулою:

$$S = \Sigma(sh) / \Sigma h, \quad (4.1)$$

де s – індикаторна значущість виду живих організмів;
 h – відносна частота зустрічальності виду.

Індикаторну значущість s визначають для кожного виду по списках сапробних організмів [12]. Частоту зустрічальності h оцінюють за окомірною шкалою (табл. 4.4).

4.1.4 Структурні характеристики угруповань

Структуру угруповань характеризують *індексами багатства і різноманіття* (Маргалєфа, Менхініка, Шенона та інш.) [13].

Індекс видового багатства Маргалєфа визначається за формулою:

$$d = (s - 1) / \ln N, \quad (4.2)$$

де s – число видів;
 N – число особин.

Індекс Менхініка розраховується за формулою:

$$d_M = (s - 1) / (N)^{1/2}. \quad (4.3)$$

Формула індексу видового різноманіття Шенона має вигляд:

$$H = - \sum_{i=1}^m (n_i/N) \ln (n_i/N), \quad (4.4)$$

де m – число видів;
 n_i – число (біомаса) особин певного виду в одиниці об'єму води;
 N – загальне число (біомаса) особин в одиниці об'єму води.

У цілому використання структурних характеристик угруповань (індексів видового багатства або різноманіття) як метода біоіндикації має ряд переваг і недоліків [16].

До переваг слід віднести:

- відносну простоту розрахунку і визначення;
- широкий вибір структурних характеристик.

До недоліків:

- відсутність єдиної загальноприйнятої бальної градації;
- вузький діапазон видів-індикаторів, які використовують для конкретного розрахунку.

Структурні характеристики угруповань зазвичай використовують паралельно із різними біотичними індексами, що дозволяє комплексно ві-

дображати якість води, а їх бальна оцінка можлива шляхом порівняння з еталонними створами.

4.1.5 Токсобність вод

Токсобністю характеризують кількість токсичних речовин у воді, здатних впливати на водну флору й фауну. За вмістом токсичних речовин води можуть бути *оліго-*, *мезо-* та *політоксобними*. *Мезотоксобні* води мають дві підгрупи: *β-мезотоксобні* та *α-мезотоксобні*.

Відповідно [13] оцінка токсобності вод виконується по наявності у водному об'єкті видів-індикаторів різної токсобності. Фрагмент довідника, що відноситься до зоопланктону й зообентосу, наведено у табл. 4.5.

Відповідно до табл. 4.5, води одержують певний клас токсобності, якщо не порушується відтворення, продуктивність, якість таксономічних груп, які є індикаторами даного класу токсобності, а також всіх груп, розташованих у стовпцях праворуч.

Таблиця 4.5 – Розподіл організмів за токсобністю [13]

Екологічна	Таксономічна	Оліготоксоби	<i>β</i> -мезотоксоби	<i>α</i> -мезотоксоби	Політоксоби
Зоопланктон	Остракоди		Всі види	Всі види	
	Водні кліщі			Всі види	Всі види
	Кладоцера	Дафніди, сідіди, хижакі, кладоцера	Хідоріди, босмініди		
	Веслоногі		Каланіди	Циклопоїди	
	Коловратки		Всі, окрім <i>α</i> -мезотоксобів	Бделлаїди	
	Інфузорії			Рухливі форми	Рухливі форми
	Безбарвні джгутикові			Всі види	Всі види
Зообентос	Ракоподібні	Гаммаріди, мізиди, корофіїди, річковий рак	Ізопода		
	Харпактіциди		Всі види	Всі види	
	Молюски		Двостулкові	Черевоні	
	Водні комахи	Одноденки	Одноденки, бабки, рученики	Хірономіди, жуки, клопи, мокриці, куліциди	
	Черва		Олігохети	Олігохети, крім політоксобів, п'явки, планарії	Тубіфіциди, люмбріциди, нематоди

4.2 Біотестування вод

4.2.1 Загальні положення біотестування вод

Біотестування – це метод, який дозволяє досліджувати сумісний вплив усіх речовин, що містяться у воді (в т.ч. і забруднювальних), на представників живої природи, які в ній мешкають. Як тест-об'єкти використовують домінуючі та ключові види, найбільш вразливі до різних видів забруднення. Ці організми або вирощують в лабораторних умовах, або беруть із досліджуваного водного об'єкта (району моря) і адаптують до лабораторних умов.

Як правило, *тестування природних та стічних вод* [6] проводять на різних представниках *фіто- і зоопланктону* (біотестування донних відкладень, що піддаються антропогенному впливу, проводять на представниках зообентосу):

на дафніях проводять тестування *стічних вод*, що утворюються на різних етапах технологічного процесу, а також стічних вод іншого походження, які скидаються у водні об'єкти;

на парамеціях проводять тестування *стічних вод*, що відводяться на очисні споруди;

за допомогою *каланусів, акартій та пенілій* (а також *одноклітинних водоростей*) досліджується вплив *грунтів*, що скидаються в районах підводних звалищ у Чорному морі [9], на *якість водного середовища*.

Перед початком експериментів [6] зазвичай перевіряється придатність організмів для тестування з допомогою *еталонної речовини* (речовини з відомою токсичністю). Як еталонна речовина для культури дафній використовується $K_2Cr_2O_7$, для культури парамецій – $CuSO_4 \cdot 5H_2O$.

Придатність дафній для тестування [6] проводять шляхом визначення середньої летальної концентрації розчину $K_2Cr_2O_7$ за 24 години ($LC_{50;24}$).

Готують розчин $K_2Cr_2O_7$ на дистильованій воді з концентрацією 1 г/дм³. Із нього методом розводження, використовуючи дехлоровану питну воду, готують серію розчинів з концентраціями від 0,5 до 3,0 мг/дм³ з інтервалом 0,5 мг/дм³.

Біотестування розчинів проводять протягом 24 годин. Через 24 години для кожного розчину з відомою концентрацією $K_2Cr_2O_7$ розраховують відносну кількість загиблих дафній (A) за формулою:

$$A=100 (X_K - X_D) / X_K, \quad (4.5)$$

де A – кількість загиблих дафній, %;

X_K – середнє арифметичне значення кількості живих дафній у контролі;

X_d – середнє арифметичне значення кількості живих дафній у досліджуваній воді.

Далі пробіт-методом визначають $LC_{50;24}$. Якщо $LC_{50;24}$ перебуває у діапазоні 1,0–2,5 мг/дм³, то культура дафній придатна для тестування.

Придатність культури парамецій для біотестування проводять шляхом [6] визначення середньої летальної концентрації розчину $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ за 1 годину ($LC_{50;1}$).

Виготовляють розчин $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ на дистильованій воді з концентрацією 1 мг/дм³. Із нього методом розводження готують серію розчинів з концентраціями від 0,5 до 2,0 мг/дм³ з інтервалом 0,5 мг/дм³, використовуючи дехлоровану питну воду.

Тестування розчинів проводять протягом 1 години. Через 1 годину для кожного розчину розраховують показник A за формулою:

$$A = 100 X_2 / X_1, \quad (4.6)$$

де A – кількість загиблих парамецій, %;

X_1 та X_2 – середнє арифметичне значення кількості живих парамецій на початку тестування і загиблих парамецій наприкінці тестування, шт.

Далі за допомогою пробіт-методу оцінюють $LC_{50;1}$. Якщо $LC_{50;1}$ знаходиться у діапазоні 1,0–1,5 мг/дм³ – культура парамецій придатна для тестування.

При перевірці придатності організмів для тестування, а також часто у процесі обробки результатів тестування необхідно визначити концентрацію (кратність розводження) речовин у водному середовищі, за якої значення (змінення) показника реагування організмів становить 50%. Для цього обробку даних проводять, використовуючи [9] відомий в біометрії **пробіт-аналіз**.

Концентрації (кратності розводження) речовини переводять у десяткові логарифми, а значення показника реагування, що їм відповідають – у пробіти (табл. 4.6). Одержані дані наносять на графік, відкладаючи на осі абсцис логарифми значень концентрації речовини, а на осі ординат – пробіти, що їм відповідають. По точках проводять пряму лінію. Ця пряма дозволяє визначити LC_{50} (пробіт=5), тобто концентрацію, за якої значення показника реагування дорівнює 50%.

Після виконання підготовчих робіт *приступають до біотестування*, яке полягає в тому, що в хімічні посудини з досліджуваною та контрольною водою поміщують тест-об'єкти і слідкують за їх реакцією. Звичайно експеримент проводять з трикратною повторюваністю, тобто готують 3 ємності з контрольною водою і по 3 ємності для досліджуваної води і кожного її розводження, якщо такі необхідні. Умови тестування (температура води, вміст кисню, освітлення і т.д.) повинні бути оптимальними для життєдіяльності організмів.

Таблиця 4.6 – Переведення відсотків летальних наслідків у пробіти [9]

A, %	Десяті частки, %									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	2,67	2,71	2,74	2,77	2,80	2,83	2,86	2,88	2,90	2,93
2	2,95	2,97	2,99	3,00	3,02	3,04	3,06	3,07	3,09	3,10
3	3,12	3,13	3,15	3,16	3,18	3,19	3,20	3,21	3,23	3,24
4	3,25	3,26	3,27	3,28	3,29	3,30	3,32	3,33	3,34	3,35
5	3,36	3,36	3,37	3,38	3,39	3,40	3,41	3,42	3,43	3,44
6	3,45	3,45	3,46	3,47	3,48	3,49	3,50	3,50	3,51	3,52
7	3,52	3,53	3,54	3,55	3,55	3,56	3,57	3,57	3,58	3,59
8	3,59	3,60	3,61	3,61	3,62	3,63	3,63	3,64	3,65	3,65
9	3,66	3,67	3,68	3,68	3,69	3,70	3,70	3,70	3,71	3,71
A, %	Одиниці									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
10	3,72	3,77	3,82	3,87	3,92	3,96	4,01	4,05	4,08	4,12
20	4,16	4,19	4,23	4,26	4,29	4,33	4,36	4,39	4,42	4,45
30	4,48	4,50	4,53	4,56	4,59	4,61	4,64	4,67	4,69	4,72
40	4,75	4,77	4,80	4,82	4,85	4,87	4,90	4,92	4,95	4,97
50	5,00	5,03	5,05	5,08	5,10	5,13	5,15	5,18	5,20	5,23
60	5,25	5,28	5,31	5,33	5,36	5,39	5,41	5,44	5,47	5,50
70	5,52	5,55	5,58	5,61	5,64	5,67	5,71	5,74	5,77	5,81
80	5,84	5,88	5,92	5,95	5,99	6,04	6,08	6,13	6,18	6,23
90	6,28	6,34	6,41	6,48	6,55	6,64	6,75	6,88	7,05	7,33

Тривалість експерименту частіше становить 96 годин (іноді 120 годин). Стан водного середовища оцінюють за порушенням життєдіяльності тест-об'єктів. Індикація цих порушень здійснюється за такими ознаками: смертність у зоопланктону і швидкість споживання радіоактивного вуглецю (радіовуглеводний метод) у одноклітинних водоростей.

Після закінчення експерименту результати підлягають статистичній обробці. Якщо середні значення показника реагування організмів (кількість загиблих організмів (%) або зниження швидкості споживання радіоактивного вуглецю (%) у контрольному та досліджуваному середовищах) відрізняються мало, то перевіряють статистичну значущість [9] відмінності експериментальних даних по цих середовищах, використовуючи критерій Стьюдента:

$$t_P = |X_{СЕРД} - X_{СЕРК}| / [(D_D + D_K) / n]^{0,5}, \quad (4.7)$$

$$X_{СЕР} = (\sum X_i) / n, \quad D = (\sum (X_i - X_{СЕР})^2) / (n - 1),$$

де $X_{СЕРД}$ і $X_{СЕРК}$ – середні значення показника в досліджуваному та контрольному середовищах;

D_D і D_K – дисперсія значень показника для досліджуваного та контрольного середовищ;

n – повторюваність у експерименті.

Перевірку можна виконати подвійно.

а) Розраховують значення критерію (t_p) за формулою (4.7), використовуючи експериментальні дані, і порівнюють з табличним значенням при ймовірності 0,95 і степені вільності ($n-1$). Для трикратної повторності табличне значення критерію дорівнює 2,92.

Якщо $t_p > 2,92$, то розходження середніх значень показника у досліджуваному середовищі і у контролі вважається статистично значущим. У цьому випадку результат використовують у подальшій статистичній обробці. При $t_p < 2,92$ відхилення не є статистично значущим. Результат експерименту не використовується у подальшій статистичній обробці.

б) Визначається абсолютне ΔX_p різниці X_D і X_K : $\Delta X_p = |X_D - X_K|$.

Використавши формулу (4.7), визначають, яке відхилення відповідає табличному значенню t_T -критерію:

$$\Delta X = t_T [(D_D + D_K)/n]^{0,5} = 2,92[(D_D + D_K)/n]^{0,5}. \quad (4.8)$$

Якщо $\Delta X_p > \Delta X$, відхилення статистично значуще. У протилежному випадку – незначуще.

Межі 95-відсоткового інтервалу [9] – праву ($LC_{50П}$) і ліву ($LC_{50Л}$) визначають за формулами:

$$LC_{50П} = LC_{50} * F(LC_{50}), \quad LC_{50Л} = LC_{50} / F(LC_{50}), \quad (4.9)$$

$$F(LC_{50}) = S^{2,77/[N]^{0,5}}, \quad (4.10)$$

$$S = 0,5[(LC_{84}/LC_{50}) + (LC_{50}/LC_{16})], \quad (4.11)$$

де LC_{16} і LC_{84} – концентрації, за яких значення показника реагування дорівнюють 16 і 84%;

N' – загальна кількість організмів, які використовуються при тестуванні і які попали до інтервалу LC_{16} і LC_{84} .

4.2.2 Біотестування вод на різних етапах технологічного процесу

Метою тестування [6] є визначення найбільш токсичних стічних вод, що утворилися на різних етапах технологічного процесу, для вжиття необхідних заходів щодо зменшення їх токсичності, а також запобігання зменшенню ефективності біологічного очищення стічних вод, які відводяться з підприємства.

Для виявлення, зіставлення та контролю токсичності стічних вод на

різних етапах технологічного процесу використовуються дафнії (*Daphnia magna* Straus).

Таблиця 4.7 – Класифікація гострої летальної токсичності стічних вод на різних етапах технологічного процесу

Клас токсичності	Характеристика стічної води	Час завершення біотестування, год	Кількість загиблих дафній, %
1	не виявляє гострої летальної токсичності	96	< 50
2	слаботоксична	96	≥ 50
3	помірно токсична	48	–“–
4	середньо токсична	24	–“–
5	високотоксична	6	–“–
6	надзвичайно токсична	1	–“–

Метод біотестування засновується на визначенні відносної кількості загиблих дафній у воді, яка аналізується, порівняно з контрольною водою (контролем).

Ступінь токсичності стічної води оцінюється тривалістю періоду часу (але не більше 96 годин), протягом якого проявляється гостра летальна токсичність. Чим менший період часу, протягом якого гине не менше 50% дафній, тим більш токсична вода (табл. 4.7)

Для біотестування використовуються дафнії віком до 24 годин. Середня летальна концентрація двохромовоокислого калію для культури дафній за 24 години ($LC_{50;24} K_2Cr_2O_7$) повинна перебувати у діапазоні 1,0–2,5 мг/дм³.

Тестування проводять у приміщенні без шкідливої пари та газів при розсіяному освітленні, температура води 18–22° С, концентрація O₂ у воді на початку тестування повинна становити не менш як 6 мг/дм³, наприкінці – не менш як 2 мг/дм³. Кількість загиблих дафній у контролі після закінчення тестування повинна бути не більше 10% від їх початкової кількості. Для контролю використовують дехлоровану питну воду.

Проби досліджуваної та контрольної води наливають у спеціально призначений хімічний посуд об'ємом 100 см³. Усього заповнюють по 3 досліджуваних і контрольних ємності. У кожній із досліджуваних і контрольних ємностей розміщують по 10 екземплярів дафній. Їх переносять за допомогою скляної трубки діаметром 5–7 мм.

Через 1, 6, 24, 48 та 96 годин з початку біотестування у кожній із досліджуваних і контрольних ємностей візуально підраховують кількість живих дафній, які вільно переміщуються у товщі води або спливають із дна ємності не пізніше, ніж через 15 секунд після її струшування. Решту дафній вважають такими, що загинули. Якщо в будь-який із моментів спостереження у досліджуваних ємностях гине не менше 50% дафній, тестування

завершують.

Таблиця 4.8 –

ПРОТОКОЛ

виявлення на дафніях гострої летальної токсичності проб води

Назва підприємства _____

Місце відбору проби _____

Дата і час відбору проби _____

Дата і час початку тестування _____

$LC_{50;24} K_2Cr_2O_7$

Ємності	Повторність	Час тестування, год	Концентрація розчиненого кисню, мг/дм ³	Кількість живих дафній, шт.	Середня арифметична кількість живих дафній, шт.	A, %
Контрольні	1					
	2					
	3					
Досліджувані	1					
	2					
	3					

Висновок про токсичність проби стічної води: _____

Клас токсичності _____

Відносну кількість загиблих дафній розраховують за формулою (4.5)

Висновок про наявність або відсутність гострої летальної токсичності проби стічної води виконують відповідно до величини A : при $A \geq 50\%$ вважається, що проба води проявляє гостру летальну токсичність; при $A < 50\%$ – не проявляє. Клас токсичності встановлюють за тривалістю періоду часу, коли проявилася гостра летальна токсичність (табл. 4.7).

Форму подання результатів тестування наведено у табл. 4.8.

4.2.3 Біотестування вод, що відводяться на біоочистку

Для виявлення та контролю гострої летальної токсичності стічних вод, що відводяться [6] на біологічні очисні споруди, використовують парамеції (*Paramecium caudatum Ehrenberg*).

Метод біотестування засновано на визначенні відносної кількості загиблих парамецій у воді, яку аналізують, наприкінці тестування та на початку.

Критерієм токсичності води є прояв гострої летальної токсичності за 1 годину тестування (загибель не менш як 50% парамецій).

Для біотестування використовується лабораторна культура парамецій. $LC_{50;1}$ міді сірчаної кислоти п'ятиводної ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$) для культури парамецій повинна знаходитись у діапазоні 1,0–1,5 мг/дм³.

На предметному столику стереомікроскопа розміщують пластинку з ямками. У 6 ямках піпеткою розміщують по 10–11 парамецій. При цьому у

ямках об'єм перенесеної рідини з парамеціями повинен бути не більше за $0,02 \text{ см}^3$.

Таблиця 4.9 – **ПРОТОКОЛ**
виявлення на парамеціях гострої летальної
токсичності проби стічної води

Назва підприємства _____

Місце відбору проби _____

Дата і час відбору проби _____

Дата і час початку тестування _____

$LC_{50;1} \text{ CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$

Ємності	Повтор- ність	Кількість парамецій		Середньоарифметична кількість парамецій		A, %
		живих на початку тестування	загиблих наприкінці тестування	живих на початку тестування	загиблих наприкінці тестування	
Дослід- жувані	1					
	2					
	3					

Висновок про токсичність проби стічної води: _____

Після розсадки парамецій у 3 контрольні ямки наливають по $0,3 \text{ см}^3$ дехлорованої питної води, в інші 3 – по $0,3 \text{ см}^3$ досліджуваної води. Пластинку поміщують у чашку Петрі. За годину у трьох досліджуваних ямках визначають середню арифметичну кількість загиблих організмів (A) згідно з формулою (4.6).

Якщо $A > 50\%$, вважають, що проба проявляє гостру летальну токсичність. Така вода не є безпечною для біоценозу активного мулу і здатна вплинути негативно на процес очищення. Потрібно вжити заходів щодо зниження її токсичності.

Форму подання результатів тестування наведено у табл. 4.9.

4.2.4 Біотестування вод, що відводяться у водні об'єкти

Метою тестування є визначення кратності розводження (N) стічної води, за якої у цій воді буде забезпечено 100% виживання тест-об'єктів за період часу 96 годин (буде відсутня хронічна токсичність).

Згідно до існуючих рибогосподарських норм стічна вода у контрольному створі не повинна проявляти хронічну токсичність, а біля скиду – гостру летальну токсичність.

Якщо при розрахункових [3] гідрологічних умовах кратність розводження стічних вод (n) у контрольному створі водного об'єкта, що розглядається, більша або дорівнює N ($n > N$), то можна стверджувати, що стічні води на контрольній відстані від місця їх скиду стають нетоксичними (не

виявляють хронічну токсичність). У протилежному випадку ($n < N$) стічні води у контрольному створі будуть мати токсичні властивості.

Ступінь токсичності стічної води оцінюється по різниці поміж N та n . У згаданій інструкції ця різниця зазначена як необхідна кратність розводження (HKP) стічної води. Вона визначається як середнє арифметичне значення ряду спостережень і прирівнюється до фактичної токсичності.

Характеристику токсичності стічної води наведено у табл. 4.10.

Таблиця 4.10 – Класифікація токсичності стічних вод

Клас токсичності	Характеристика стічної води	Значення необхідної кратності розводження
1	нетоксична	≤ 0
2	слабко токсична	$0 < - \leq 2$
3	помірно токсична	$2 < - \leq 5$
4	середньо токсична	$5 < - \leq 10$
5	високотоксична	$10 < - \leq 25$
6	надзвичайно токсична	> 25

Слід зазначити, що *необхідною кратністю розводження* правильніше було б назвати N (якщо вода токсична, необхідне N -кратне розводження, щоб вона стала нетоксичною), а різницю $(N-n)$ – *фактичною токсичністю* стічної води у контрольному створі. Це більшою мірою буде відповідати фізичному значенню розглядуваних величин (авт.).

При встановленні N користуються методикою виявлення гострої летальної токсичності, критерієм якої є загибель 50% і більше тест-об'єктів у воді, що аналізується, порівняно з контрольною водою (контролем) при тривалості тестування 96 годин.

Біотестування проб води рекомендується проводити одразу або не пізніше, як через 6 годин після їх відбирання. Якщо зазначені строки не витримуються, то воду зберігають при температурі 4°C не більше 72-х годин.

Як тест-об'єкт використовують лабораторну культуру дафній (*Daphnia magna Straus*). Перевірка придатності дафній до тестування і умови тестування такі ж, як і були викладені раніше.

Для виявлення гострої летальної токсичності стічних вод тестують нерозведені проби і їх розчини з різною кратністю розводження (Kp), для чого використовують дехлоровану питну воду. Кількість розводжень повинна бути не менше п'яти.

У три ємності заливають по 100 мл дехлорованої питної води (контроль). Аналогічно заповнюють по 3 ємності нерозведеною стічною водою і її розчинами. Після цього в усіх ємностях розміщують по 10 екземплярів дафній.

Через 96 годин підраховують середню арифметичну кількість живих дафній у контролі, у досліджуваній стічній воді та її розчинах. Кількість

загиблих дафній у контролі повинна бути не більша за 10%.

За формулою (4.5) визначають значення A_i для кожної кратності розводження стічної води Kp_i . За допомогою цих даних пробіт-методом оцінюють середню летальну кратність розводження (LKp_{50}).

Кратність розводження [6] N визначають з урахуванням поправки

$$N = k LKp_{50}, \quad (4.12)$$

де k – коефіцієнт забезпечення виживаємості тест-об'єктів на рівні 100% (тимчасово встановлене значення складає 2).

Значення необхідної кратності розводження для одного спостереження ($HKPC$) визначають за формулою

$$HKPC = N - n, \quad (4.13)$$

де n – розрахункова кратність розводження у контрольному створі (значення n береться не більше 10, що забезпечує усунення скидів стічних вод з високими показниками токсичності, незалежно від здатності водних об'єктів до розводження).

Таблиця 4.11 – **ПРОТОКОЛ**
виявлення на дафніях гострої летальної токсичності проби стічної води, яка скидається у водний об'єкт

Назва підприємства _____
Місце відбору проби _____
Водний об'єкт (приймач) _____
Дата і час відбору проби _____
Дата і час початку тестування _____

$LC_{50;24} K_2Cr_2O_7$

Ємності (кратність Kp)	Повторність	Час тестування, год	Концентрація розчиненого кисню, мг/дм ³	Кількість живих дафній	Середня арифметична кількість живих дафній	A %	$\frac{LnKp}{\text{пробіт}}$
Контрольні	1						–
	2						–
	3						–
(1)	1						0
	2						–
	3						–
(5)	1						1,61
	2						–
	3						–

Висновок про токсичність проби стічної води: _____

Клас токсичності _____

Необхідна кратність розводження (*НКР*) визначається як середнє арифметичне значення ряду спостережень *НКРС*. Отримане значення дорівнює фактичній токсичності (*ФТ*).

Тимчасово узгоджена токсичність (*ТУТ*) дорівнює *ФТ*, якщо $ФТ < 0$, у решті випадків – найменшому значенню ряду *НКРС*.

Гранично допустима токсичність (*ГДТ*) води дорівнює *ФТ*, якщо *ФТ* менше 0, або дорівнює 0, якщо $ФТ > 0$.

Класи токсичності показників *ФТ* і *ТУТ* визначаються у відповідності з табл. 4.10.

За матеріалами досліджень складається пояснювальна записка, яка містить протокол біотестування (табл. 4.11), графік визначення *LKp₅₀* і розрахунки необхідних показників.

4.2.5 Біотестування морського середовища при дампінгу ґрунтів

Метою тестування є оцінка впливу забруднювальних речовин, які надходять у морське середовище при дампінгу ґрунтів (скиду на підводне звалище), на умови мешкання живих організмів (гідробіонтів).

Ґрунти днозаглиблення являють собою трикомпонентну систему: рідка фаза, фаза завислих частинок і тверда фаза [9].

Рідка фаза є морською водою із передбачуваного місця скиду після взаємодії цієї води з ґрунтом, відстоювання та видалення зависі за допомогою фільтрів.

Фаза завислих частинок відрізняється від рідкої фази лише наявністю у воді тонкодисперсної зависі, яку у рідкій фазі відстоюють та видаляють за допомогою фільтрів.

Тверда фаза – це матеріали скиду, що осіли на дно. Кожна із цих фаз може по різному впливати на гідробіонтів, тому проводять біотестування усіх трьох фаз.

Для одержання із проби ґрунту рідкої фази і завислих частинок необхідно частину ґрунту змішати з нефільтрованою морською водою, яку відібрано на місці скиду, у об'ємнім співвідношенні проба-вода 1:4 й перемішувати струшуванням протягом 30 хвилин. Після струшування дати відстоятися одержаній суспензії протягом 1 години. Надосадкова частина і є фазою завислих частинок. Рідку фазу одержують шляхом послідовного фільтрування фази завислих часток через фільтри з різними розмірами пор. Останнім повинен бути фільтр з розміром пор 0,45–0,50 мкм.

Досліди проводять з представниками зоо- і фітопланктону: каланусами, акартіями, пеніліями та одноклітинними водоростями.

Для заповнення контрольних ємностей та розводження фаз ґрунтів, що скидаються, при тестуванні, а також для утримання живих організмів в лабораторних умовах використовується вода, яка відбирається пластмасовими батометрами у районі передбачуваного скиду з глибини 3–10 м. Як-

що немає можливості взяти воду з місця скиду, її можна відібрати в інших відкритих частинах акваторії. Доставлену в лабораторію морську воду зберігають у скляних посудинах при температурі 4°C.

Ця природна вода може забезпечити виживання гідробіонтів протягом 96 годин. Якщо до природної морської води додати збагачуючої речовини, то в ній зможуть виростати одноклітинні водорості. Тим самим будуть створені умови задля виживання безхребетних протягом усього періоду акліматизації.

Якщо неможливо одержати природну морську воду, готують штучну морську воду. У штучну воду також додають збагачуючі речовини.

Експерименти з одноклітинними водоростями [9] є обов'язковими не лише при дослідженні впливу скидів ґрунтів, але й стічних вод, оскільки лише за їх допомогою можна оцінити евтрофувальний ефект, який спричиняють забруднювальні речовини.

Як тест-об'єкти використовуються природні угруповання або лабораторні культури одноклітинних водоростей.

Перед початком експериментів готують ємності з контрольною морською водою, з досліджуваною фазою та її розводженнями. Мінімальний набір варіантів досліду з процентним вмістом фази в розчинах такий: 100, 50 і 10% (кратність розводження відповідно 1, 2 і 10). Повторність у експерименті трикратна.

Під час тестування використовуються конічні або круглі колби об'ємом 100 мл для дрібних видів водоростей або маленькі чашки Петрі для крупних форм діатомових водоростей.

Ємності з водою заселяють водоростями. Густота культури в дослідах з зеленими водоростями повинна становити 30–50 тис. кл./мл, з більш великими перидінієвими 300–500 кл./мл і з діатомовими – 10–30 клітин у кожній чашці Петрі.

Далі ємності вміщують у люмінонат і експонують протягом деякого часу. Після цього додають радіоактивний вуглець і продовжують експонувати протягом 4 годин. Коли мине зазначений час, водорості відфільтровують крізь мембранні фільтри, вимірюють радіоактивність на радіометричній установці і визначають відносну фіксацію радіовуглецю клітинами водоростей у досліді порівняно з контролем. У короткострокових дослідах з природними угрупованнями фітопланктону вуглець вносять водночас з досліджуваною фазою і експонують протягом половини або цілого світлового дня.

Результати дослідів подають у вигляді залежності ефекту від концентрації і часу. Знаючи про процентне зниження фотосинтетичної активності для кожного розчину з відомим вмістом досліджуваної фази, пробіт-методом визначають EK_{50} (концентрацію, за якої відбувається зниження фотосинтетичної активності на 50%).

Досліди з представниками зоопланктону проводять в умовах (температура, солоність), близьких до очікуваних в період скиду ґрунтів. Вміст

кисню не повинен падати нижче за 4мг/дм^3 . Період «світло-темнота» повинен складати 14 і 10 годин відповідно.

Досліди ставлять з триразовою повторюваністю. Мінімальний набір варіантів розводження досліджуваної фази такий же, як і в експериментах з одноклітинними водоростями. При необхідності повторність і кількість варіантів розводження збільшують.

У кожен посудину з контрольною водою і досліджуваним розчином (100–150 мл чашки Коха і 1,0–1,5 л стакани або акваріуми) вміщують по 10 організмів приблизно одного розміру. Для перенесення організмів використовують піпетки.

Після розміщення тварин у посудинах, їх накривають кришкою. Експеримент триває 96 годин. Протягом цього часу тварин не годують і експериментальний розчин не змінюють. Неприпустиме також перемішування середовищ.

Спостереження проводять через 4, 8, 24, 48, 72 і 96 годин після початку експерименту. Кожен раз тварин перераховують, реєструють при цьому лише живі організми. Мертві організми видаляють.

Визначають процент летального наслідку як у досліджуваному середовищі, так і у контролі. При загибелі в контролі більш як 10% особин великих і 15% дрібних форм зоопланктону дослід припиняють і ставлять заново.

Якщо смертність у контролі наприкінці дослідження менша за зазначені межі, дослід вважається дійсним і його результати піддають статистичній обробці.

Перш за все, згідно з формулами (4.7) або (4.8) встановлюють, чи є статистично значущим відхилення виживання в 100% фазі від виживання у контролі за результатами 96-годинного дослідження.

Якщо не з'ясовано статистичної відмінності, то немає підстави очікувати негативного впливу досліджуваної фази на організми під час скиду ґрунтів. За наявності статистично значущого зниження виживання біологічні дослідження розглядають разом з даними по зміщенню, якого очікували у місці скиду.

Імовірність негативного впливу оцінюють згідно з кривою *смертності* в координатах «час-логарифм концентрації», яку побудовано за даними тестування, і по кривій *розводження* матеріалу скиду, яку одержано розрахунковим способом.

Побудову кривої *смертності* [9] виконують наступним чином.

1. Пробіт-методом визначають $LC_{50,T}$ для кожного моменту спостережень ($T=4, 8, 24, 48, 72$ і 96 годин, для якого це можливо зробити). При цьому значення показника A розраховуються за формулою (4.5).

2. Далі за формулами (4.9) – (4.11) оцінюють межі 95% довірчого інтервалу.

3. Потім оцінюють $ГДК$ фази у морському середовищі, яка складає $0,01LC_{50,T}$:

$$ГДК_T=0,01LC_{50,T}. \quad (4.14)$$

4. Десяткові логарифми цих значень $ГДК_T$ наносять на графік і по точках проводять пряму лінію (таким чином, крива смертності є кривою $ГДК$) та визначають межі 95% довірчого інтервалу.

Після цього будують криву *розводження*.

Координати «час-логарифм концентрації» двох точок, по яких проводять криву розводження, такі: перша точка – (0; 2); друга – (4; lgC_4).

Координати першої точки обумовлені тим, що у момент скиду ($t=0$) концентрація фази дорівнює 100%, тоді $lg100=2$.

Для визначення координат другої точки оцінюють C_4 . Для чого розраховують об'єм (W_4) зони початкового змішування, тобто тієї зони, де досліджувана фаза скидного матеріалу рівномірно розподіляється після 4-х годинного періоду часу.

Далі визначають об'єм (W_0) досліджуваної фази у загальному об'ємі скиду. Згідно до отриманих даних оцінюють, якою буде концентрація (C_4) фази через 4 години після скиду в зоні початкового змішування:

$$C_4= C_0W_0/ W_4 , \quad (4.15)$$

де C_0 – концентрація фази після скиду (100%).

Десятковий логарифм значення C_4 наносять на графік і проводять лінію розводження, яку зіставляють з кривою смертності.

У відповідності до норм якості води, коли минуло 4 години, ні в зоні початкового змішування, ні тим більш за її межами концентрація досліджуваної фази не повинна перевищувати одну соту її середньої летальної концентрації (одержаної за даними тестування).

Допускається перевищення $0,01LC_{50}$ фази лише в зоні початкового змішування [9] протягом перших 4-х годин після скиду.

Якщо ця умова не виконується – скид ґрунтів забороняється.

ТЕМА 5. ІНТЕГРАЛЬНІ ПОКАЗНИКИ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ І ЧАСОВА МІНЛИВІСТЬ ПОКАЗНИКІВ ЯКОСТІ ВОД

5.1 Інтегральні показники забруднення водних об'єктів

5.1.1 Показники середнього навантаження водних об'єктів забруднювальними речовинами

Абсолютний показник загального навантаження характеризує середню насиченість потоку забруднювальними речовинами [8] нижче місця скиду стічних вод

$$C_{II} = (Q_{CT} C_{CT} + Q_E C_E) / (Q_E + Q_{CT}). \quad (5.1)$$

Якщо використовуються приведені концентрації (перевищення над фоном), то

$$C_{II.PP} = Q_{CT} C_{CT.PP} / (Q_E + Q_{CT}). \quad (5.2)$$

Мінливість C_{II} у часі можна представити як функцію забезпеченості (P) добових витрат річки багаторічного ряду спостережень. При $Q_{CT} = const$ и $C_{CT} = const$ ця функція має вигляд

$$P(C_{II}) = 1 - P(Q_E), \quad (5.3)$$

де $C_{II} = f(Q_E)$.

Для різних Q_E визначаються C_{Pi} і по кривій забезпеченості добових витрат визначаються значення $P_i(Q_E > Q_{Ei})$. Ці значення відповідають імовірності P_{*i} того, що деяке значення C_{II} буде меншим ніж C_{Pi} ,

$$P_i(Q_E > Q_{Ei}) = P_{*i}(C_{II} < C_{Pi}).$$

Оскільки залежність C_{II} від Q_E зворотна, то для того, щоб перейти до забезпеченості C_{II} , тобто до імовірності перевищення, необхідно від одиниці відняти P_{*i} :

$$P_i(C_{II} \geq C_{Pi}) = 1 - P_{*i}(C_{II} < C_{Pi}) = 1 - P_i(Q_E > Q_{Ei}).$$

Показники відносної тривалості забрудненого і чистого стоків [8] (τ_3 і τ_4) впродовж року дорівнюють

$$\tau_3 = T_3 / 365 \quad \text{та} \quad \tau_4 = 1 - \tau_3. \quad (5.4)$$

Попередньо домовимось, що чистим стоком будемо називати стік води, у якому

$$C/\Gamma ДК \leq 1 \quad \text{або} \quad \psi = \sum C_i/\Gamma ДК_i \leq 1.$$

Час T_3 визначається за хронологічним графіком $C_{П}(t)$ або $\psi(t)$, на якому викреслюються прямі горизонтальні лінії нормативних значень $\Gamma ДК$ або 1 (якщо використовуються ψ). На цих лініях фіксуються моменти часу переходу від чистого стоку до забрудненого і навпаки. Інтервали часу між цими переходами будуть по черзі відноситись до періоду забрудненого ΔT_{3i} і чистого $\Delta T_{чi}$ стоків, тоді

$$T_3 = \sum \Delta T_{3i} \quad \text{і} \quad T_{ч} = 365 - T_3.$$

$$\text{Звідси } \tau_3 = (\sum \Delta T_{3i})/365 \quad \text{і} \quad \tau_{ч} = (365 - T_3)/365.$$

Показники відносного об'єму забрудненого і чистого стоків [8] визначаємо з формул

$$a_3 = V_3/V_{ПК} \quad \text{і} \quad a_{ч} = 1 - a_3, \quad (5.5)$$

де V_3 – стік забрудненої води за рік, якій дорівнює

$$V_3 = \sum_{i=1}^n \Delta V_{3i},$$

ΔV_{3i} – площі стоків гідрографа $Q(t)$ за періоди часу ΔT_3 .

5.1.2 Показники відносних розмірів зон забруднення

Показники просторового забруднення водних об'єктів [8] характеризують відносні розміри зон забруднення. Вони можуть бути лінійними (λ_3), двовимірними (η_3) і об'ємними (m_3). Ці показники залежать від режимних характеристик водних об'єктів і режиму скидання стічних вод. Їхня мінливість також залежить від згаданих факторів. Значення показників можна визначити для деяких середніх чи найбільш несприятливих умов.

Відносна довжина зони забруднення

$$\lambda_{3B} = L_3/B \quad \text{або} \quad \lambda_{3X} = L_3/X_{Л}, \quad (5.6)$$

де L_3 – довжина зони забруднення;
 B – ширина розглянутої ділянки річки;
 $X_{Л}$ – лімітуюча відстань до контрольного створу.

Відносна площа забруднення

$$\eta_3 = \Omega_3 / \Omega, \quad (5.7)$$

де Ω_3 – площа зони забруднення;
 Ω – площа дзеркала водного об'єкта до контрольного створу (загальна площа водойми).

Відносний об'єм забруднення

$$m_3 = W_3 / W, \quad (5.8)$$

де W_3 – об'єм зони забруднення;
 W – об'єм води до контрольного створу (повний об'єм водойми при визначеному рівні).

Показник відносної ефективності гідрохімічного самоочищення характеризує внесок фізико-хімічного і мікробіологічного процесів у загальний процес самоочищення

$$E = \delta C / \Delta C, \quad (5.9)$$

де δC – зниження концентрації забруднювальних речовин за рахунок фізико-хімічних і мікробіологічних перетворень у зоні забруднення;
 ΔC – загальне зниження концентрації речовини в зоні забруднення.

Значення ΔC в зоні забруднення дорівнює

$$\Delta C = C_{CT} - ГДК. \quad (5.10)$$

Середню концентрацію речовини ($C_{СЕР}$) в зоні забруднення можна оцінити як напівсуму C_{CT} і $ГДК$

$$C_{СЕР} = 0,5 (C_{CT} + ГДК).$$

Тоді зниження концентрації речовини в зоні забруднення за рахунок фізико-хімічних і мікробіологічних перетворень можна, використовуючи коефіцієнт неконсервативності k_H , приблизно оцінити за формулою

$$\delta C = - 0,5 (C_{CT} + ГДК) k_H t_{PP}, \quad (5.11)$$

де $t_{PP} = L_3 / V^*_3$ – час проходження водяними масами зони забруднення;
 L_3 – довжина зони забруднення;
 V^*_3 – середня швидкість течії в зоні забруднення.
Тоді, підставляючи (5.10) і (5.11) у (5.9), одержимо

$$E = -0,5 (C_{CT} + ПДК) k_H L_3 / [(C_{CT} - ПДК) V^*_3]. \quad (5.12)$$

5.1.3 Показники, що враховують зовнішній водообмін водойм

Умовний показник зовнішнього водообміну [8] характеризує період часу, протягом якого відбулася б повна зміна води у водоймі, якби не було перемішування водних мас,

$$T_{UM} = W_{ВОД} / V_B, \quad (5.13)$$

де $W_{ВОД}$ – об'єм водойми;

V_B – стік води, що витікає з водойми.

Якщо скид стічних вод помітно спотворює водообмін, то визначається змінений час водообміну:

$$T_{UM} = W_{ВОД} / (V_B + V_{CT}). \quad (5.14)$$

За час T_{UM} з водойми виноситься приблизно 63% водних мас, що знаходилися в ньому в момент початку відліку. Показник T_{UM} зручний для порівняльної оцінки проточності озер і водоймищ.

Показник відносного часу насичення водойми речовиною до рівня ГДК.

Змінення концентрації речовини у водоймі при скиді стічних вод [8] можна представити рівнянням

$$C_t = C_{ПН} [1 - \exp(-tГДК/T_{UM})], \quad (5.15)$$

де $C_{ПН}$ – концентрація повного насичення водойми, концентрація стабілізації забруднення.

Її можна визначити з рівняння балансу речовини для проточної водойми

$$C_{ПН} Q_B = C_{CT} Q_{CT} \Rightarrow C_{ПН} = C_{CT} Q_{CT} / Q_B. \quad (5.16)$$

Якщо $C_{ПН} > ГДК$, то можна визначити час насичення водойми до рівня ГДК:

$$\begin{aligned} ГДК &= C_{ПН} [1 - \exp(-tГДК/T_{UM})] \Rightarrow tГДК = -T_{UM} \ln(1 - ГДК/C_{ПН}) \Rightarrow \\ &\Rightarrow tГДК = -\ln[1 - ГДК Q_B / (C_{CT} Q_{CT})]. \end{aligned} \quad (5.17)$$

Показник $tГДК$ використовується задля порівняльної оцінки допустимого періоду скиду стічних вод у водойми, коли лімітуючою характеристикою є середня концентрація речовини. При цьому необхідно пам'ятати,

що у районі скиду стічних вод концентрація речовини більше ГДК, якщо $C_{CT} > \text{ГДК}$.

5.2 Часова мінливість показників якості вод

5.2.1 Аналіз рядів спостережень на наявність грубих помилок

При статистичній обробці рядів спостережень спочатку необхідно видалити результати, які мають грубі помилки. Методик такого аналізу багато. Зупинимось на простому критерії 3σ . Його рекомендують використовувати при довжині ряду більшій за 20.

Відомо, якщо випадкова величина C має нормальний закон розподілу, то в інтервал $C_{СЕР} \pm 3\sigma$ (тут $C_{СЕР}$ – середнє значення ряду; σ – середньоквадратичне відхилення ряду) попадає приблизно 99,7% всіх її значень. Таким чином, межі інтервалу мають ймовірність 0,15% і 99,85%. Розрахункові значення випадкової величини з такою ймовірністю ($C_{0,15\%}$ і $C_{99,85\%}$) є межами довірчого інтервалу.

При аналізі рядів спочатку значення, що перевіряються на наявність помилки, необхідно видалити з ряду, а потім розрахувати $C_{0,15\%}$ й $C_{99,85\%}$ та перевірити, попали чи ні видалені значення в розрахований інтервал.

Якщо значення випадкової величини виходять за межі довірчого інтервалу (мінімальні менші від нижньої межі $C_{0,15\%}$, а максимальні більші ніж верхня межа $C_{99,85\%}$), то з ймовірністю 99,7% їх можна вважати помилковими (такими, що мають грубі помилки) і видалити з ряду. Якщо значення не виходять за межі довірчого інтервалу, їх залишають в ряду.

Мінливість показників якості вод у часі добре апроксимується логнормальним законом розподілу [40]. Зручність його використання полягає у тому, що параметрами цього розподілу є середнє (\check{C}) і середньоквадратичне (\check{G}) відхилення ряду логарифмованих значень випадкової величини:

$$\check{C} = (1/n) \sum \ln C_i, \quad (5.18)$$

$$\check{G} = [\sum (\ln C_i - \check{C})^2 / (n-1)]^{0.5}, \quad (5.19)$$

де \check{C} – середнє значення логарифмованого ряду;

n – кількість спостережень (довжина ряду);

$\ln C_i$ – логарифм значення випадкової величини;

\check{G} – середньоквадратичне відхилення логарифмованого ряду.

При аналізі рядів спостережень за якістю вод на відсутність грубих помилок можна використовувати згаданий закон. У цьому випадку наприкінці аналізу фактично мають параметри логнормального розподілу аналізованого ряду.

Знання цих параметрів дозволяє визначити значення показника з

будь-якою забезпеченістю (ймовірністю перевищення).

5.2.2 Хронологічна мінливість показників якості вод і прогнозування їх значень

Для хронологічній мінливості показників якості вод характерна відсутність або наявність тренда і внутрішньорічної циклічності.

На рис. 5.1 показано чотири варіанти хронологічної послідовності значень показників якості вод: за відсутності внутрішньорічної циклічності – наявність тренда (Mo) і відсутність тренда (F); за наявності циклічності – наявність тренда (CT) і відсутність тренда (BCK_{20}).

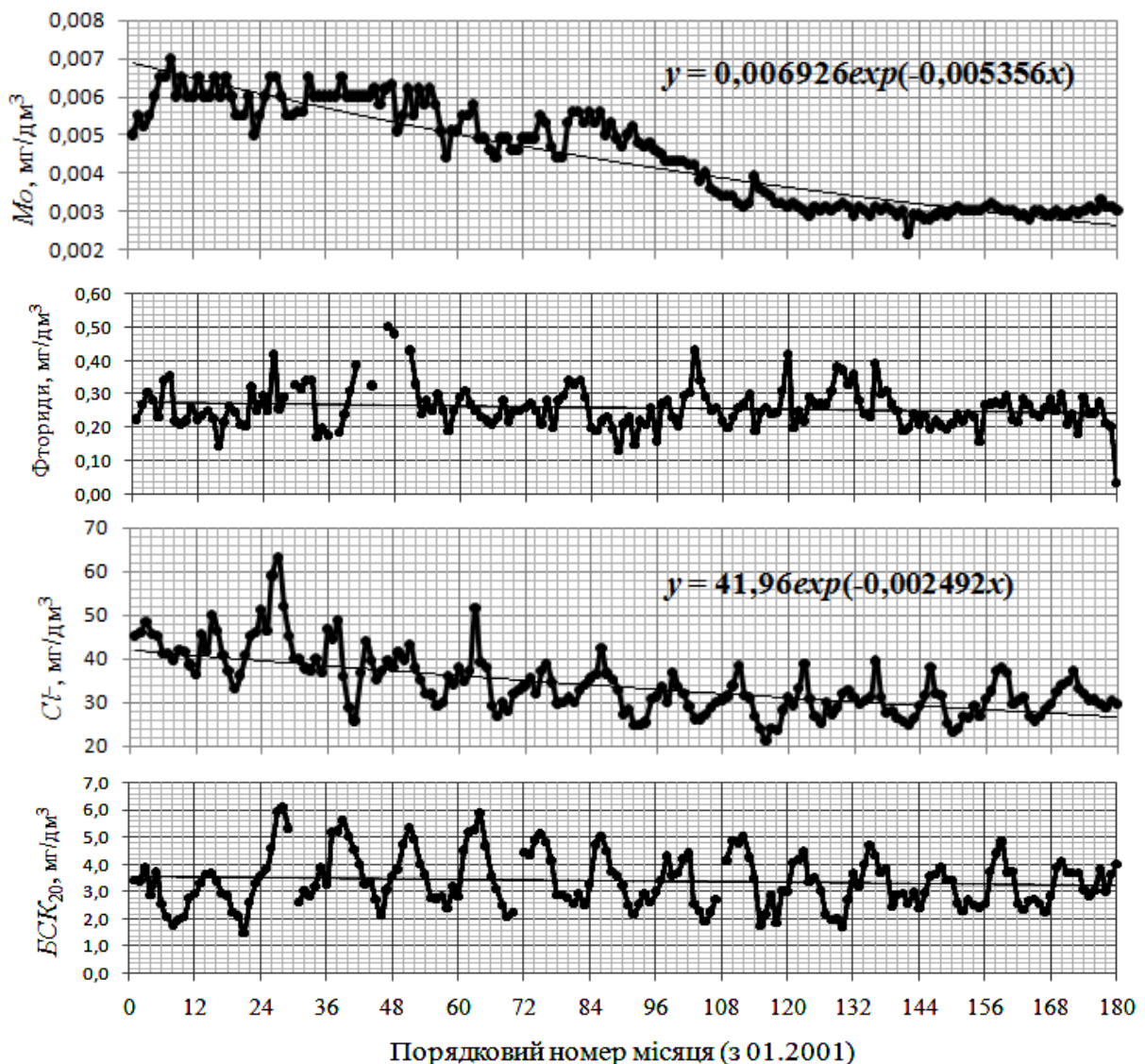


Рис. 5.1 – Варіанти хронологічної мінливості показників якості вод (р.Дністер–с.Маяки)

Внутрішньорічна циклічність простежується у показників, які мають зв'язок з водністю (витратою води) річки. Наявність позитивного або нега-

тивного тренда свідчить про зростання або навпаки про зниження антропогенного навантаження на річку та її водозбірний басейн.

Тренд показника у часі зручно апроксимувати експоненціальною залежністю:

$$C_{Tt} = b \exp(at), \quad (5.20)$$

де C_{Tt} – значення функції тренда в момент часу t ;
 t – час;

b – значення показника в початковий момент часу;

a – параметр експоненційної залежності.

На відміну від лінії регресії експонента не перетинає вісь часу при прогнозуванні (екстраполяції) значень показників на дальню перспективу.

При необхідності тренд можна усунути шляхом ділення значення показника (C_t) в момент часу t на значення лінії тренда (C_{Tt}) у цей же момент часу (рис. 5.2)

$$C_{yTt} = C_t / C_{Tt}, \quad (5.21)$$

де C_{yTt} – відносні значення показника з усуненим трендом.

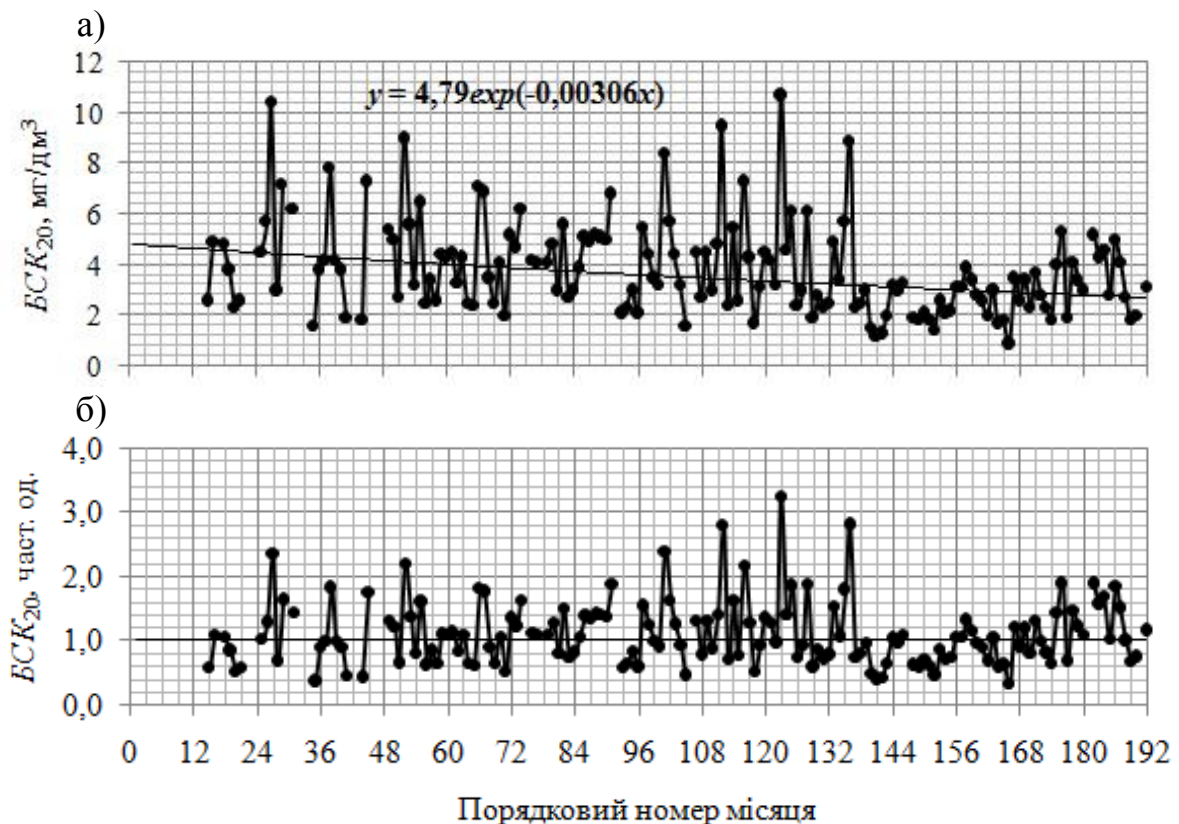


Рис. 5.2 – Хронологічна мінливість BCK_{20} в створі р. Дунай–м. Вилкове: а – абсолютні значення показника; б – з усуненим трендом (безрозмірні)

Прогнозування значень показників з деякою забезпеченістю зручно виконувати, спираючись на параметри законів розподілу нормованих (безрозмірних) рядів.

Усунення тренда робить ряд безрозмірним (нормованим). За відсутності тренда нормування виконується шляхом ділення значень показника на середнє ряду. Але це фактично те ж саме, що ділення на значення лінії з нульовим трендом (горизонтальна лінія).

Після нормування ряду визначаються параметри логнормального розподілу: нормований ряд логарифмується; після чого визначаються його середнє значення \check{C}_H (5.19) та середньоквадратичне відхилення \check{G}_H (5.20).

Для прогнозу значень показника необхідно знати параметри лінії тренда і параметри логнормального розподілу нормованих значень (табл. 5.1).

Таблиця 5.1 – Параметри ліній тренда показників і законів розподілу їх нормованих значень при усуненому тренді (р. Дунай–м.Вилкове)

№	Показник	Параметри лінії тренда		Параметри логнормального розподілу	
		b , мг/дм ³	a	\check{C}_H	\check{G}_H
1	Ca^{2+}	53,3	–	–0,009119	0,1369
2	Mg^{2+}	13,8	–	–0,01326	0,1617
3	NH_4^+	0,215	–0,00591	0,002172	0,6686
4	BCK_{20}	4,79	–0,00306	0,0007096	0,4405

В табл. 5.1 показники Ca^{2+} і Mg^{2+} не мають тренда, для них параметр a дорівнює нулю (лінія тренда горизонтальна). Параметр лінії тренда b – це значення показника в початковий момент часу. За відсутності тренда параметр b дорівнює середньому значенню ряду за період спостережень.

Розрахунок значення показника C_F з деякою забезпеченістю F (ймовірністю перевищення) виконується за формулою (5.22):

$$C_F = b * \exp(at) * \text{ЛОГНОРМОБР}(1-F; \check{C}_H; \check{G}_H), \quad (5.22)$$

де ЛОГНОРМОБР() – оператор в табличному редакторі *Excel*.

На рис 5.3 показано схема прогнозування значення показника. При негативному тренді розрахунковим моментом часу є початок прогнозного періоду, при позитивному – кінець.

Для приведення оцінки якості вод за деякий період часу за вітчизняними нормами у відповідність з нормами країн ЄС (п. 2.6) необхідно порівнювати не середнє значення показника з його нормативом, а значення C_F із забезпеченістю $F=5\%$ (рибогосподарські норми) або $F=10\%$ (санітарні норми). У цьому випадку буде видно, чи була допустима кількість перевищень нормативу.

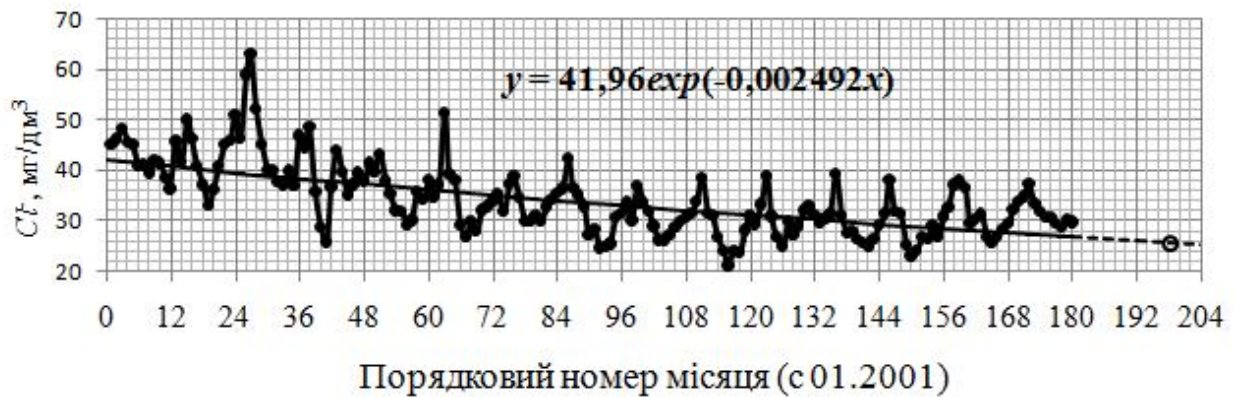


Рис. 5.3 – Схема прогнозування значення показника

При розрахунках ГДС вимоги норм ЄС будуть виконуватись у майбутньому, якщо прогнозоване значення показника C_F використовувати в якості фону.

Розрахунок прогнозного значення показника можна виконувати, прийнявши b рівним значенню функції тренда наприкінці періоду спостережень b_K або рівним середньому значенню показника за останній рік (2 роки) C_{OP} . У цьому випадку відлік часу t до прогнозного моменту часу необхідно починати від кінця періоду спостережень.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. *Владимиров А.М.* и др. Охрана окружающей среды. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 424 с.
2. Збірник методичних вказівок до виконання практичних робіт з дисципліни “Методи оцінки якості природних вод” для студентів напряму навчання 6.040106 «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування» / Юрасов С.М. Одеса: ОДЕКУ, 2018. 82 с.
3. *Інструкція* про порядок розробки та затвердження гранично допустимих скидів (ГДС) речовин у водні об'єкти зі зворотними водами: Затв. наказом Мін. охорони навколишнього природного середовища України 15.12.94 р. № 116. К., 1994. 79 с.
4. *Санитарные правила и нормы* охраны прибрежных вод морей от загрязнения в местах водопользования населения. М., 1988.
5. *Матеріали семінару* «Основи природоохоронного законодавства України та Європейського співтовариства: водні ресурси». К.: Державний інститут підвищення кваліфікації та перепідготовки кадрів Мінекобезпеки України, травень 1997 р.
6. *Методичні вказівки* по контролю токсичності промислових стічних вод на різних етапах технологічного процесу. РД 211.1.7.049–96. К.: Мін. охорони навколишнього природного середовища та ядерної безпеки України, 1996. 23 с.
7. *Методика* екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. В.Д.Романенко, В.М. Жукинський, О.П.Оксінюк та ін. К.: Символ-Т, 1998. 28 с.
8. *Методические основы оценки* и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод. Под ред. проф. А.В. Караушева. Изд. 2-ое. Л.: Гидрометеиздат, 1987. 285 с.
9. *Руководство* по организации наблюдений, проведению работ и выдаче разрешений на сброс отходов в море с целью захоронения. М.: Гидрометеиздат, 1984. 64 с.
10. *Сафранов Т.А.* Екологічні основи природокористування: Навчальний посібник для студентів вищих навчальних закладів. Львів: «Новий Світ – 2000», 2003. 248 с.
11. *Экология города: Учебник.* Под общей ред. проф. Стольберга Ф.В. К.: Либра, 2000. 464 с.
12. *Юрасов С.М., Кур'янова С.О., Юрасов М.С.* Комплексна оцінка якості вод за різними методиками та шляхи її вдосконалення // Український

- гідрометеорологічний журнал: Науковий журнал/Голов. ред. С.М.Степаненко. Одеса: Вид. «ТЕС», 2009. № 5. с. 42–53.
13. *Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений*/Под ред. канд. биол. наук В.А. Абакумова. Л.: Гидрометеоздат, 1983. 240 с.
 14. *Клиимник О.М.* Методичне керівництво з польової екогідрохімії. Одеса, ОДЕКУ, 2008. 210 с.
 15. *Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д.* Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.
 16. *СанПиН № 4330–88.* Санитарные нормы и правила охраны поверхностных вод от загрязнения. Москва, 1988.
 17. *СанПиН № 2.1.4.559–96.* Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества.
 18. *Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимые концентрации (ПДК) и ориентировочно безопасные уровни воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение.* – Утвержден приказом Госкомрыболовства России от 28.04.99 N 96.
 19. *ГОСТ 17.1.2.04–77.* Охрана природы. Гидросфера. Показатели состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов. – М.: Гос. ком. СССР по стандартам, 1977.
 20. *Семенченко В.П.* Принципы и системы биоиндикации текучих вод. Минск: Орех, 2004. 125 с.
 21. Лазовіцькій П. С. Гідрологічний режим та оцінювання якості вод озера-водосховища Сасик у часі. *Часопис картографії: Збірник наукових праць* / Інститут водних проблем і меліорації. Київ : КНУ ім. Тараса Шевченка, 2013. С. 146-169
 22. Кулибабин А. Г., Незвинский А. Ф., Кичук И. Д. Эколого-экономические аспекты орошения и рационального природопользования в зоне Дунай-Днестровской оросительной системы Одесской области / УЭАН Украины, Черноморское отделение. Одесса, 1997. 85 с.
 23. Розробка соціально-економічного та екологічного обґрунтування відновлення гідрологічного режиму озера Сасик. Звіт про НДР (заключний). ДР 11/1180/19/2 / наук. керів. О. Г. Васенко; Український науково-дослідний інститут екологічних проблем (УкрНДІЕП). Харків, 2004. 114 с.
 24. Тимченко В. М., Іванова Н. О. Еколого-гідрологічний погляд на

- проблеми лиману Сасик. *Лимани північно-західного Причорномор'я: актуальні гідроекологічні проблеми та шляхи їх вирішення*: матеріали Всеукр. наук.-практ. конф., 12-14 вересня 2012 р. Одеса. 2012. С. 147-150.
25. Іванова Н. О. Цвітіння води в Сасикському водосховищі. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2010. Т. 2(19). С. 185-191.
 26. Слюсарев В. Н., Терпелец В. И., Швець Т. В. Методические указания по проведению практических занятий по дисциплине «Мелиоративное почвоведение». Краснодар : КубГАУ, 2014. 26 с.
 27. Костяков А. Н. Основы мелиораций. Москва : Государственное из-во сельскохозяйственной литературы, 1960. 189 с.
 28. Заносова В. И., Молчанова Т. Я. Оценка качества подземных вод и степени их пригодности для орошения. *Вестник Алтайского государственного аграрного университета*. 2017. № 6 (152). С. 49-53.
 29. Зайдельман Ф. Р. Мелиорация почв: учебник – 3-е изд. испр. и доп. Москва : Изд-во МГУ им. М.В.Ломоносова, 2003. 448 с.
 30. Аринушкина Е. В. Руководство по химическому анализу почв. Издание 2-е, переработанное и дополненное. Москва : Изд-во МГУ, 1970. 487 с.
 31. Практикум по курсу «Мелиорация почв» / Зайдельман Ф. Р., Смирнова Л. Ф., Шваров А. П., Никифорова А. С. Москва : изд-во МГУ им. М.В. Ломоносова, 2007. 66 с.
 32. Астапов С. В. Мелиоративное почвоведение (практикум). Издание второе, переработанное и дополненное. Москва : Гос. издат. сельхоз. лит. 1958. 368 с.
 33. Справочное руководство гидрогеолога. 3-е изд. перераб. и доп. Том. 1 / под ред. проф. В.М. Максимова. Ленинград : Недра, 1979. 512 с.
 34. Алёкин О. А. Основы гидрохимии. Ленинград : Гидрометеиздат, 1970. 446 с.
 35. Безднина С. Я. Научные основы оценки качества воды для орошения. Рязань: Изд. РГАТУ, 2013. 171 с.
 36. Атдаев С., Акмамедов Б. Качество воды главного коллектора туркменского озера «Алтын Асыр». *Международный научно-практический журнал*. 2012. № 3-4. С. 18-19.
 37. ВНД 33-5.5-02-97. Якість води для зрошення: Екологічні критерії. Харків: Державний комітет України по водному господарству. 1998. 14 с.
 38. РД 52.24.622-2001 Методические указания. Проведение расчётов фоновых концентраций химических веществ в воде водотоков. Санкт-Петербург, 2001. 64 с.
 39. Правила охраны поверхностных вод (типовые положения) / Госкомприрода СССР. М., 1991. 34 с.

40. Юрасов С.Н., Алексеенко Е.А. Апроксимація законів розподілу показників якості вод на прикладі річки Дністер – місто Біляївка. / Людина та довкілля. Проблеми неоекології: Науковий журнал Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. Харків, 2014. № 3-4. с. 46-51.

Навчальне електронне видання

Юрасов Сергій Миколайович

МЕТОДИ ОЦІНКИ ЯКОСТІ ПРИРОДНИХ ВОД

Конспект лекцій

Видавець і виготовлювач

Одеський державний екологічний університет

вул. Львівська, 15, м. Одеса, 65016

Тел./факс(0482) 32-67-35

E-mail: info@odeku.edu.ua

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи

ДК № 5242 від 08.11.2016