

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

З Б І Р Н И К
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»

Одеса – 2018

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.

З М І С Т

Вступ	5
1 Визначення біохімічного споживання кисню в стічних водах	6
1.1 Загальні положення	6
1.2 Метод розводження	7
1.3 Метод визначення БСК за різницею між результатами визначення ХСК	9
Література	11
1.4 Контрольні запитання	11
1.5 Приклади розрахунків	11
1.6 Завдання для виконання практичної роботи	12
2 Оцінка якості вод для господарсько-питного і рибогосподарського призначення.....	14
2.1 Основні положення оцінки і норми якості вод	14
2.2 Послідовність оцінки якості вод	20
2.3 Норми якості вод країн Європейського Співтовариства	20
Література	27
2.4 Контрольні запитання	28
2.5 Приклад оцінки якості вод	28
2.6 Завдання для виконання практичної роботи	31
3 Біотестування природних та стічних вод	33
3.1 Загальні положення	33
3.2 Біотестування стічних вод на різних етапах технологічного процесу	36
3.3 Біотестування стічних вод, що відводяться на біологічні очисні споруди	38
3.4 Біотестування стічних вод, які скидаються у водні об'єкти	40
3.5 Оцінка впливу дампінгу ґрунтів днозаглиблення на якість морського середовища	42
Література	46
3.6 Контрольні запитання	46
3.7 Приклади розрахунків	47
3.8 Завдання для виконання практичної роботи	55
4 Екологічна оцінка якості вод	61
4.1 Загальні положення	61

4.2 Основні терміни, поняття та позначення	<u>65</u>
4.3 Таблиці класифікації якості поверхневих вод суші та естуаріїв	<u>68</u>
Література	<u>74</u>
4.4 Контрольні запитання	<u>74</u>
4.5 Приклад екологічної оцінки якості вод	<u>74</u>
4.6 Завдання для виконання практичної роботи	<u>78</u>

В С Т У П

У збірнику надані методичні вказівки до практичних робіт студентів з дисципліни «Методи оцінки якості природних вод», яка належить до варіативних дисциплін у підготовці фахівців з екологічних спеціальностей. Ця навчальна дисципліна належить до циклу професійної і практичної підготовки.

Дисципліна «Методи оцінки якості природних вод» викладається на 4 курсі денної форми навчання при підготовці студентів напряму 6.040106 «Екологія, охорона навколишнього середовища і збалансоване природокористування», ПДВ Е-2 (екологічна безпека).

Метою дисципліни є вивчення методів оцінки придатності води для різних видів водокористування та її стану як середовища мешкання живих організмів.

Збірник складається з методичних вказівок до наступних практичних робіт:

- 1) визначення біохімічного споживання кисню в стічних водах;
- 2) оцінка якості вод для господарсько-питного і рибогосподарського призначення;
- 3) біотестування стічних вод на різних етапах технологічного процесу;
- 4) біотестування стічних вод, що відводяться на біологічні очисні споруди;
- 5) біотестування стічних вод, які скидаються у водні об'єкти;
- 6) оцінка впливу дампінгу ґрунтів днозаглиблення на якість морського середовища;
- 7) екологічна оцінка якості вод.

Після виконання практичних робіт студент повинен *знати*: основні методи оцінки якості води; показники складу та властивості води; санітарні, рибогосподарські та інші промислові вимоги до якості води; основні положення біотестування природних та стічних вод; види ГДК забруднювальних речовин у водному середовищі та ЛОШ.

Студент повинен *вміти*: виконувати оцінку якості води для господарсько-питних, комунально-побутових та рибогосподарських потреб; оцінювати токсичність стічних вод, які скидаються у водні об'єкти, відводяться на очисні споруди та утворюються на різних етапах технологічного процесу; визначати середню летальну концентрацію забруднювальних речовин за даними лабораторних досліджень.

За правильно виконану роботу студент отримує 50% від максимального бала. Останні відсотки він отримує при захисту роботи. Максимальній бал за практичні роботи складає: 1-4 – 5 балів; 5,7 – 10 балів; 6 – 20 балів.

1 ВИЗНАЧЕННЯ БІОХІМІЧНОГО СПОЖИВАННЯ КИСНЮ В СТІЧНИХ ВОДАХ

1.1 Загальні положення

Мірою вмісту органічних сполук у воді служить біохімічне споживання кисню (*БСК*). Гранично допустима концентрація (*ГДК*) органіки у водному середовищі згідно з вимогами рибогосподарських та санітарних норм повинна бути такою, щоб *БСК* дорівнювало 3 мг/дм³.

БСК називають кількість кисню в мг/дм³, споживану мікроорганізмами при окислюванні органічних речовин, які містяться у 1 л води. *БСК* визначають у стандартизованих умовах.

Його величина характеризує сумарний вміст органічних домішок, які біохімічно окислюються у воді. *БСК* не включає в себе витрату кисню на нітрифікацію, тобто на перетворення нітрифікуючими мікроорганізмами амонійних іонів у нітрит-іони, а потім у нітрат-іони: $NH_4^+ \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO_3^-$.

В залежності від швидкості окислення органічні речовини поділяють на легкоокислювані, середні та жорсткі. До легкоокислюваних відносять формальдегід, глюкозу, мальтозу, фенол та ін. Константи швидкості їх окислення складають $k = 1,4 - 0,3 \text{ д}^{-1}$. Середнє місце займають ($k = 0,30 - 0,05 \text{ д}^{-1}$) крезали, нафтоли та ін. До таких, що руйнуються повільно – “біологічно жорстких” ($k = 0,029 - 0,002 \text{ д}^{-1}$), відносять тимол, гідрохінол тощо.

Процес біохімічного окислення може відбуватися протягом 2–3 діб, але може зволікатися і протягом 10–15 діб. Тому *БСК* стічних вод необхідно проводити до тих пір, доки вміст органічних речовин у пробі практично припиняє змінюватись. Це так зване *БСК* повне.

Раніш обмежувались визначенням *БСК* за деякий термін, найчастіше за 5 діб (*БСК*₅). Це було припустимо тоді, коли води були мало забруднені промисловими відходами, які містили “біологічно жорсткі” речовини. Зараз припустиме визначення лише *БСК* повного.

При розробці методів визначення *БСК* повного необхідно було подолати великі перешкоди. Процес нітрифікації починається тоді, коли більша частина органічних речовин вже окислена, але все ж деяка їх частина (біологічно більш жорсткі) ще лишаються у розчині. Протягом ряду років за *БСК* повне умовно брали витрату кисню на біохімічне окислення органічних речовин до початку нітрифікації, яка визначалась по появі у розчині нітрат-іонів.

Величина ця була менша за дійсне *БСК* повне, і помилка була тим більша, чим більше аналізована проба була забруднена біологічно жорсткими органічними речовинами (рис. 1.1). У тих же випадках, коли аналізували воду, яка пройшла крізь біологічні очисні споруди і з самого початку містила нітрат-іони, визначення *БСК* звичними методами ставало зовсім неможливим.

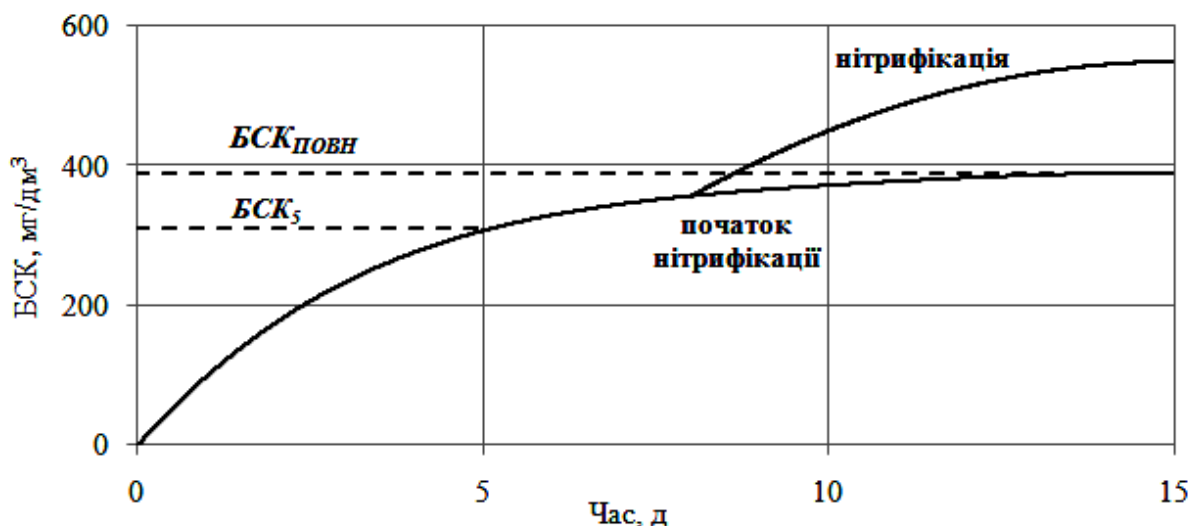


Рис. 1.1 – Споживання кисню у стічній воді

Цю перешкоду вдалось подолати, коли було винайдено речовини, які у малих концентраціях повністю стримували життєдіяльність нітрифікуючих мікроорганізмів, залишаючись цілковито нейтральними для мікроорганізмів, які здійснюють основний біохімічний процес окислення. До таких належать етилентіокарбамід, алилтіокарбамід та 2-хлор-6-пиридін. При введенні їх у розчин нітрифікація не настає до тих пір, поки у розчині не залишаються лише ті органічні речовини, які зовсім не піддаються біохімічному окисленню.

Стежити за процесом можливо двома способами: по скороченню кількості кисню, розчиненого у воді, і по зниженню кількості органічних речовин.

1.2 Метод розводження

Досліджувану стічну воду після двогодинного відстоювання розводять чистою водою, яку беруть у такій кількості, щоб кисню, який в ній міститься, вистачило з надлишком для повного окислення усіх органічних речовин. Визначивши кількість кисню, що міститься у суміші, її залишають у закритій склянці на 2, 3, 5, 10 ... діб, визначаючи вміст кисню після закінчення кожного періоду часу. Зменшення кількості кисню у воді показує, скільки його за цей час витрачено на окислення органічних речовин, що містяться у стічній воді. Ця кількість, віднесена до 1 л стічної води, і є біохімічним споживанням кисню стічною водою за даний проміжок часу (BCK_2 , BCK_3 , BCK_5 , BCK_{10} ... $BCK_{ПОВНЕ}$, коли поглинання кисню припинеться). Задля пригнічення нітрифікації вводять етилентіокарбамід або алилтіокарбамід.

Якщо проба містить нітрати, їх руйнують введенням сульвамінової кислоти або азиду натрію.

Стічні води можуть містити речовини, які надто сильно уповільнюють процес біохімічного окислення або чинять токсичну дію на мікроорганізми. Для прискорення реакції окислення мікроби адаптують до цих сполучень, тобто “приспосовують”. Щодо визначення *БСК* промислових стічних вод, адаптація мікрофлори має вирішальне значення.

Швидкість процесу окислення залежить також від кількості мікробів, які введені для зараження. При малій кількості процес іде спочатку дуже повільно, і лише декілька діб по тому, коли мікробів розів’ється достатня кількість, інтенсивність процесу зростає. Кінцевий результат буде той же, що й при зараженні великою кількістю мікробів, але одержаний він буде значно пізніше.

Необхідне розводження можна орієнтовно розрахувати за результатами визначення *ХСК* таким шляхом. Значення *ХСК*, яке виражене у міліграмах O_2 на 1 л, ділять на 4 або 5 (визначення, яке відповідає приблизно вмісту кисню у чистій воді, якою розводять). Отриманий результат показує, у скільки разів треба розбавляти воду, яку аналізують.

При дослідженні води з невідомим *БСК* рекомендується ставити досліди з декількома розводженнями (від 10 до 10000 та більше). Розводження проводять таким чином: у знежирену хромовою сумішню ретельно промиту та пропарену мірну колбу (усі мірні колби й склянки для інкубації повинні бути оброблені таким чином) до половини наливають за допомогою сифону воду, якою розводять, додають точно відміряний піпеткою об’єм досліджуваної води і доливають до мітки водою, якою розводять. Колбу закривають пробкою і ретельно перемішують декілька разів. Для більшого розводження одержану воду послідовно розводять аналогічним чином до тих пір, поки кисню, введеного водою, якою розводять, не буде достатньо на увесь час інкубації. Під час розводження необхідно слідкувати за тим, щоб суміш, якою розводять, мала температуру 18–20°C, а її рН був не більше 8,3 і не менше 7.

Правильність розводження контролюють таким чином: після усього періоду інкубації концентрація кисню в рідині повинна бути не менше 3 мг/дм³ і споживання кисню за час інкубації повинно бути також не менше 3 мг/дм³.

Розведену воду, яка випробовується, наливають сифоном у 7 каліброваних склянок місткістю 150–200 мл для інкубації, наповнюють їх до краю і закривають притертими пробками так, щоб під пробками не було бульбашок повітря. Потім наливають цю ж воду у ковпачки від склянок і, перевернувши склянки, вставляють їх у ковпачки, витиснюючи воду так, щоб у ковпачках не було бульбашок повітря. Таким же чином наповнюють інші 7 склянок однією водою, якою розводять (контрольний дослід). Усього повинно бути 14 склянок.

Зразу ж у одній из 7 склянок з водою, яка досліджується, і в одній из склянок з водою, якою розводять, визначають розчинений кисень.

Решту склянок (12) розміщують у термостаті і витримують в ньому

при 18–20°C протягом 2, 3, 5, 10 і 20 діб. Через 2 доби (і потім через 3, 5, 10 і 20 діб від початку інкубації) виймають із шафи по одній склянці з водою, яку випробовують, і по одній склянці з контрольною пробою (яка містить лише воду, якою розводять) і визначають в них вміст кисню.

Кінцевим є той результат, після одрежання якого поглинання кисню припиняється.

БСК стічної води розраховується за формулою:

$$БСК = 1000 * [(a_1 - b_1) - (a_2 - b_2)] / V, \quad (1.1)$$

де a_1 – концентрація кисню у пробі, що випробовується, на початку інкубації (нульовий день), мг/дм³;

a_2 – концентрація кисню у контрольній пробі (у воді, якою розводять) на початку інкубації, мг/дм³;

b_1 – концентрація кисню у пробі, що випробовується, в кінці інкубації, мг/дм³;

b_2 – концентрація кисню у контрольній пробі в кінці інкубації, мг/дм³;

V – об'єм стічної води, яка міститься у 1 дм³ проби після усіх розводжень, мл.

1.3 Метод визначення *БСК* за різницею між результатами визначення *ХСК*

Хімічним споживанням кисню (*ХСК*) називають кількість кисню (або окислювача у розрахунку на кисень) у мг/дм³, яка потрібна задля повного окислювання органічних речовин, що містяться у пробі, при якій вуглець, водень, сірка, фосфор та інші елементи (окрім азоту), якщо вони присутні в органічній речовині, окислюються до CO_2 , H_2O , SO_4 , P_2O_5 , а азот перетворюється на амонійну сіль.

При біохімічному розкладанні органічних речовин вони частково окислюються до CO_2 і H_2O , частково перетворюються на біомасу. Якщо кількість органічних речовин на початку біохімічного окислювання виразити кількістю кисню, потрібного для їх повного окислювання, тобто значенням *ХСК* рідкої та твердої фаз на початку інкубації ($ХСК_{ПР} + ХСК_{ПТ}$), а вміст органічних речовин в кінці процесу (речовини, що не окислилися і перетворилися на біомасу) також подати у вигляді потрібного на їх окислювання кисню ($ХСК_{КР} + ХСК_{КТ}$), то різниця між цими величинами визначить значення *БСК* за час проведення процесу біохімічного окислювання:

$$БСК = (ХСК_{ПР} + ХСК_{ПТ}) - (ХСК_{КР} + ХСК_{КТ}). \quad (1.2)$$

Для проведення процесу біохімічного окислювання до кінця у розчин уводять етилентіокарбамід, який пригнічує життєдіяльність

нітрифікуючих бактерій і не впливає на бактерії, що здійснюють основний процес біохімічного окислювання.

Кінцеве $X_{СК}$ визначають через 3, 5, 7, і т.д. діб до одержання постійного значення цієї величини, яку і підставляють у наведену формулу.

Варіант 1 (при продуванні повітря) може бути застосований при аналізі стічних вод з відносно невисоким вмістом легких органічних речовин і синтетично поверхнево активних речовин.

Якщо концентрація органічних речовин у пробі перевищує (у розрахунку на $X_{СК}$) 3000 мг/дм^3 , то пробу розводять. У мірчу колбу ємкістю 250 мл вносять 150 мл проби, приливають необхідні реактиви, суспензію мікрофлори, виготовленої для зараження, розчин етилендіокарбаміду, розводять розчин води, яку аналізують, до позначки і перемішують. Відібравши 25 мл, визначають значення $X_{СКП}$ (початкова $X_{СК}$). Потім у ряд колб вносять по 25 мл рідини й приєднують кожену колбу через скляну трубу до джерела повітря, очищеного від пилу та зволоженого проходженням крізь судину з ватою і колбу з дистильованою водою. Повітря пропускають зі швидкістю 125 мл/хв. Процес інкубації проводять при 20°C . Через 3 доби беруть одну колбу й визначають $X_{СК}$. Далі, через 5 діб після початку інкубації визначають $X_{СК}$ в іншій колбі і т.д.

Так визначають суму $X_{СК_{КР}} + X_{СК_{КТ}}$ для кожного періоду інкубації. Коли ця величина перестає практично змінюватись, процес біохімічного окислювання вважається завершеним.

Варіант 2 (у статичних умовах) використовується і для аналізу вод, які містять легкі речовини. Він простіший, але менш чутливий, ніж перший варіант.

У стакан приладу для гомогенізації вод вливають попередньо збовтану пробу до середини місткості стакану, додають необхідні реактиви, суспензію мікрофлори, етилендіокарбаміду і додають до позначки пробу, яку аналізують. Якщо $X_{СК}$ проби більше за 1600 мг/дм^3 , пробу частково замінюють дистильованою водою і під час розрахунку результату враховують зроблене розводження.

Відбирають піпеткою 5 мл суміші задля визначення початкового ($X_{СК_{ПР}} + X_{СК_{ПТ}}$) і ще по 5 мл у ряд склянок місткістю 500 мл для проведення інкубації. Склянки щільно закривають пробками й зберігають при температурі 20°C . При такій великій ємкості склянок і вмісті в них лише 5 мл рідини присутнього кисню достатньо на весь час інкубації. Через 3 доби визначають $X_{СК}$ в одній их склянок, через 5 діб – у другій і т.д. Коли результати двох послідовних визначень співпадуть, інкубацію вважають завершеною.

Значення $B_{СК}$ визначають:

$$B_{СК} = 1,12 (X_{СКП} - X_{СКК}) / V * 1000, \quad (1.3)$$

де 1,12 – коефіцієнт, що враховує розводження проби, яку зроблено при доданні реактивів;

XCK_D – хімічне споживання кисню на початку періоду інкубації;

XCK_K – хімічне споживання кисню в кінці періоду інкубації;

V – об'єм води, який досліджується у пробі (дорівнює 25 мл або 5 мл в залежності від варіанта, якщо вода не розводжувалась).

ЛІТЕРАТУРА

1. Лурье Ю.Ю. Аналитическая химия промышленных сточных вод. М.: Химия, 1984. 448 с.

2. Алекин О.А. Руководство по химическому анализу вод суши. Л.: Гидрометеоздат, 1973. 269 с.

1.4 Контрольні запитання

1. Що характеризує і чому дорівнює BCK ?
2. Як розподіляються органічні речовини за швидкістю окислення?
3. Що таке процес нітрифікації і яким чином усувають його вплив при визначенні BCK ?
4. Для чого потрібно розводження води, яка аналізується?
5. Яка послідовність визначення BCK методом розводження?
6. Що характеризує і чому дорівнює XCK ?
7. Як використовують XCK при визначенні BCK ?
8. Яка послідовність визначення BCK методом різниці між визначеннями XCK ?
9. Чому XCK більше ніж BCK ?

1.5 Приклади розрахунків

1) Визначити BCK стічних вод, якщо відомо, що кількість кисню в початковий день інкубації у склянці з досліджуваною водою і в контрольній склянці складала 2,0 мг, після закінчення інкубації – 0,8 мг у досліджуваній і 1,9 мг в контрольній. Об'єм колб 150 мл, кратність розводження $n=100$.

РОЗВ'ЯЗАННЯ. Визначаються концентрації, які входять до формули (1.1): у перший день в 150 мл води було 2,0 мг кисню, отже його концентрація дорівнює

$$a_1 = a_2 = (2,0 * 1000) / 150 = 13,3 \text{ (мг/дм}^3\text{)};$$

після закінчення інкубації

$$b_1 = 0,8 * 1000 / 150 = 5,3 \text{ (мг/дм}^3\text{)};$$

$$b_2 = 1,9 * 1000 / 150 = 12,7 \text{ (мг/дм}^3\text{)}.$$

У одному літрі проби після розводження міститься одна сота літра стічної води ($1000 / n$) або

$$V = 1000 / 100 = 10 \text{ (мл)}.$$

Тоді за формулою (1.1) розраховуємо BCK :

$$BCK = 1000 * [(13,3 - 5,3) - (13,3 - 12,7)] / 10 = 740 \text{ (мг/дм}^3\text{)}.$$

У наведеному прикладі кількість органіки у стічній воді така, що для її розкладу мікроорганізмами в кожному літрі води необхідно 740 мг кисню. При $ГДК = 3 \text{ мг/дм}^3$ кратність повного розводження стічних вод повинна бути не менше 250.

2) Визначити BCK стічних вод, якщо хімічне споживання кисню на початку інкубації склало 8 мг, а у кінці інкубації 5 мг. Об'єм проби у склянці 5 мл, кратність розводження $n = 2$.

РОЗВ'ЯЗАННЯ. В 5 мл проби міститься в 2 рази менше стічної води, тобто

$$V = 5/2 = 2,5 \text{ (мл)}.$$

Тоді за формулою (1.3) розраховуємо BCK :

$$BCK = (1,12 (8 - 5) / 2,5) * 1000 = 1344 \text{ (мг/дм}^3\text{)}.$$

1.6 Завдання для виконання практичної роботи:

1. За одним із варіантів (остання цифра залікової книжки) у табл. 1.1 визначити BCK_5 і $BCK_{ПОВН}$ стічної води методом розводження. Вихідні дані наведені у табл. 1.1.

2. Визначити BCK_5 і $BCK_{ПОВН}$ стічної води за різницею між результатами визначення XCK . Вихідні дані наведені у табл. 1.2.

3. Роботу акуратно оформити для захисту.

Таблиця 1.1 – Результати лабораторних досліджень BCK методом розводження

Варіант	Розводження (n)	Об'єм склянки, мл	Кількість розчиненого кисню у склянках з рідиною (мг) після закінчення періоду часу (д), у чисельнику дослід., у знаменнику - контроль					
			0	2	3	5	10	20
1	100	150	$\frac{1,30}{1,30}$	$\frac{1,00}{1,28}$	$\frac{0,76}{1,27}$	$\frac{0,58}{1,26}$	$\frac{0,45}{1,25}$	$\frac{0,45}{1,25}$

Кінець табл. 1.1

2	1000	200	$\frac{1,00}{1,00}$	$\frac{0,76}{0,99}$	$\frac{0,58}{0,99}$	$\frac{0,50}{0,98}$	$\frac{0,50}{0,98}$	
3	200	200	$\frac{1,70}{1,70}$	$\frac{1,30}{1,69}$	$\frac{1,00}{1,68}$	$\frac{0,80}{1,67}$	$\frac{0,60}{1,66}$	$\frac{0,60}{1,66}$
4	500	150	$\frac{1,30}{1,30}$	$\frac{1,00}{1,29}$	$\frac{0,80}{1,29}$	$\frac{0,65}{1,28}$	$\frac{0,65}{1,28}$	
5	400	200	$\frac{1,30}{1,30}$	$\frac{0,96}{1,28}$	$\frac{0,76}{1,27}$	$\frac{0,65}{1,26}$	$\frac{0,58}{1,25}$	$\frac{0,58}{1,25}$
6	800	150	$\frac{1,00}{1,00}$	$\frac{0,76}{0,99}$	$\frac{0,58}{0,99}$	$\frac{0,50}{0,98}$	$\frac{0,47}{0,98}$	$\frac{0,47}{0,98}$
7	300	150	$\frac{1,70}{1,70}$	$\frac{1,35}{1,69}$	$\frac{1,05}{1,68}$	$\frac{0,85}{1,67}$	$\frac{0,65}{1,67}$	$\frac{0,65}{1,67}$
8	600	200	$\frac{1,10}{1,10}$	$\frac{0,85}{0,99}$	$\frac{0,65}{0,98}$	$\frac{0,58}{0,97}$	$\frac{0,58}{0,97}$	
9	250	150	$\frac{1,20}{1,20}$	$\frac{0,94}{1,18}$	$\frac{0,78}{1,17}$	$\frac{0,68}{1,16}$	$\frac{0,60}{1,16}$	$\frac{0,60}{1,16}$
0	700	200	$\frac{1,50}{1,50}$	$\frac{1,30}{1,49}$	$\frac{1,15}{1,48}$	$\frac{1,02}{1,47}$	$\frac{0,91}{1,46}$	$\frac{0,91}{1,46}$

Таблиця 1.2 – Результати лабораторних досліджень БСК методом визначення ХСК

Варіант	Розводження (n)	Об'єм проби у склянці, мл	ХСК у склянках з рідиною (мг) після закінчення періоду часу (д)					
			0	3	5	7	10	20
1	8	25	15,00	12,00	10,00	9,00	8,00	8,00
2	2	5	10,00	8,00	6,50	6,00	6,00	
3	10	25	4,00	3,50	3,00	2,70	2,70	
4	5	5	3,20	2,35	1,60	1,20	1,20	
5	4	25	10,00	8,00	6,80	6,00	5,50	5,50
6	-	5	14,00	11,00	10,00	9,00	8,50	8,50
7	5	25	6,00	4,60	3,80	3,40	3,10	3,10
8	-	5	8,00	6,20	5,10	4,50	3,80	3,80
9	6	25	7,50	6,50	5,50	5,00	5,00	
0	3	5	12,50	10,20	9,50	8,30	7,80	7,80

2 ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ ДЛЯ ГОСПОДАРСЬКО-ПИТНОГО І РИБОГОСПОДАРСЬКОГО ПРИЗНАЧЕННЯ

2.1 Основні положення оцінки і норми якості вод

Метою цієї роботи є ознайомлення студентів з основними методами оцінки якості природних вод, які використовуються у господарсько-питних, комунально-побутових та рибогосподарських цілях.

Метод оцінки якості вод, що розглядається, використовується при: контролі складу і властивостей води водотоків та водоймищ;

- нормуванні якості води у водному об'єкті;
- нормуванні скидів забруднювальних речовин;
- регламентації різних видів господарської діяльності, які впливають на стан вод;
- нормуванні, розробці та здійсненні водоохоронних заходів, які забезпечують досягнення установлених норм скиду забруднювальних речовин у водні об'єкти;
- розробці та реалізації заходів щодо ліквідації наслідків аварійних скидів забруднювальних речовин;
- експертизі проектів на будівництво підприємств, які можуть вплинути на стан води;
- математичному моделюванні складу та властивостей водного середовища під впливом природних та антропогенних факторів.

Метод оцінки якості води для господарсько-питних, комунально-побутових та рибогосподарських цілей ґрунтується на порівнянні показників складу і властивостей водного середовища розглядуваного водного об'єкта з відповідними нормативами.

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

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

До рибогосподарського належить використання водних об'єктів для проживання, розмноження та міграції риби 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 риби та інших водних організмів, а також водні об'єкти для штучного розведення риби і інших водних організмів;

до першої категорії належать водні об'єкти, що використовуються для збереження та відтворення цінних видів риби, які мають високу чутливість 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 розглянутих видів водокористування (табл. 2.1, 2.2); перелік ГДК речовин у воді водних об'єктів, які використовуються для господарсько-питних та комунально-побутових потреб (гігієнічні ГДК деяких речовин наведені у табл. 2.3); перелік ГДК речовин у воді водних об'єктів, які використовуються у рибогосподарських цілях (рибогосподарські ГДК деяких речовин наведені у табл. 2.4).

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

Показник	Водокористування	
	господарсько-питне	комунально-побутове
1	2	3
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 <div style="display: flex; justify-content: space-around;"> 0,25 мг/дм³ 0,75 мг/дм³ </div>	
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 (пластиві 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 20 см	10 см
Запахи, присмаки	Вода не повинна набувати запахів інтенсивністю більшою за 1 бал, які виявляються : <div style="display: flex; justify-content: space-around;"> безпосередньо або при подальшому хлоруванні безпосередньо </div>	
БСК _П	Не повинне перевищувати при температурі 20 ⁰ С 3 мгО ₂ /дм ³	–

Кінець табл. 2.2

Температура	Температура води не повинна підвищуватися в порівнянні з природною температурою водного об'єкта більш ніж на 5°C із загальним підвищенням температури не більше ніж до 20°C влітку і 5°C взимку для водних об'єктів, де мешкають холодноводні риби (лососеві), і не більше ніж до 2°C влітку і 8°C взимку в інших випадках.
<i>pH</i>	Не повинен виходити за межі 6,5 – 8,5
Мінералізація	Нормується згідно таксації рибогосподарських водних об'єктів.
Розчинений кисень	У зимовий останній період повинен бути не менше 6 мг/дм ³ / 4 мг/дм ³ У літній (відкритий) на всіх водних об'єктах повинен бути не менше 6 мг/дм ³ .
<i>БСК_п</i>	3 мгО ₂ /дм ³ / 3мгО ₂ /дм ³ Якщо в зимовий період вміст розчиненого кисню у водних об'єктах вищої і першої категорії знижується до 6 мг/дм ³ , а у водних об'єктах другої категорії до 4 мг/дм ³ , то можна допустити скидання в них тільки тих стічних вод, які не змінюють БСК води.
Хімічні речовини	Не повинні міститися у воді водотоків і водойм в концентраціях, що перевищують встановлені нормативи.
Збудники захворювань	Вода не повинна містити збудники захворювань, в тому числі життєздатні яйця гельмінтів (аскарид, волосоголовець, токсокар, фасциол), онкосферідитенїд і життєздатні цисти патогенних кишкових найпростіших.
Токсичність води	Стічна вода на випуску у водний об'єкт не повинна надавати гострої токсичної дії на тест - об'єкти. Вода водного об'єкта в контрольному створі не повинна надавати хронічної токсичної дії на тест - об'єкти.

У переліках *ГДК* зазначаються: повна назва речовини, лімітуюча ознака шкідливості та нормативне числове значення *ГДК* (норматив), у санітарних нормах вказується ще клас небезпеки речовини.

У переліку гігієнічних *ГДК* речовини поділені на три групи за лімітуючими ознаками шкідливості (*ЛОШ*): перша група об'єднує речовини з санітарно–токсикологічною *ЛОШ*; друга – з органолептичною *ЛОШ*; третя – з загально–санітарною *ЛОШ*.

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 гігієнічних *ГДК*; четверту групу складають речовини з токсикологічною *ЛОШ*; п'яту – з рибогосподарською *ЛОШ*.

Оцінка якості води виконується методом детального аналізу, при якому значення кожного показника зіставляється з нормативом.

Якщо показники не мають ефекту спільної дії, то їх значення (кожного окремо) мають бути не більше за норматив:

$$C_i \leq ГДК_i. \quad (2.1)$$

Якщо показники якості води мають ефект спільної дії, то вони об'єднуються у групи і для кожної з груп показник Ψ має бути не більше 1:

$$\Psi = \sum_{i=1}^n (C_i / ГДК_i) \leq 1, \quad (2.2)$$

де n – кількість речовин у групі *ЛОШ*;

C_i – концентрація i -ї речовини.

У відповідності з рибогосподарськими нормами ефект спільної дії мають усі речовини з однаковою *ЛОШ* (для рибогосподарських норм у формулі (2.2) n – кількість показників з однаковою *ЛОШ*). Показники, які нормовані без *ЛОШ*, не мають ефекту спільної дії.

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

Таблиця 2.3 – Санітарно-гігієнічні *ГДК* деяких речовин

№ п/п	Речовина	<i>ЛОШ</i>	<i>ГДК</i> , 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 нормований		
5	Магній	не нормований		
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

Таблиця 2.4 – ГДК деяких забруднювальних речовин у водних об’єктах рибогосподарського призначення

№ 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+)	саніт.–токсикол.	0,001
16	Цинк	токсикологічна	0,01

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 повинні дотримуватись:

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

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

При рибогосподарському використанні водного об’єкта норми якості води повинні виконуватись в усьому водному об’єкті, починаючи з контрольного створу, який визначається у кожному конкретному випадку органами рибнадзору, 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 (таблиця 2.5).

Таблиця 2.5 – Оцінка якості води для ... водокористування

<i>ЛОШ</i>	Клас	Показник	Значення показника (C_i)	Норматив ($ГДК_i$)	$\frac{C_i}{ГДК_i}$
1	2	3	4	5	6

Примітки:

1. Для показників з числа загальних вимог до складу та властивостей вод в графах 1, 2 і 6 ставиться ризика.
2. Після списків речовин з ефектом спільної дії у таблиці 2.4 бажано залишити вільні рядкі для запису значень показника Ψ .

2.2 Послідовність оцінки якості вод

1. Для усіх показників якості розглядуваної води из табл. 2.1–2.4 виписується $ГДК$ і $ЛОШ$ (при оцінці якості води за санітарними нормами необхідно також записати і клас небезпеки).

2. Показники якості води розподіляються на дві частини: перша – показники без ефекту спільної дії; друга – з ефектом спільної дії.

3. У відповідності з нормами для першої частини значення показників (кожного окремо) мають бути не більше за норматив (умова (2.1)).

За рибогосподарськими нормами до першої частини відносять показники нормовані без $ЛОШ$; за санітарними – без $ЛОШ$ або з $ЛОШ$, але 3 і 4 класу небезпеки.

4. Показники другої частини об'єднуються у групи по $ЛОШ$, для кожної групи розраховується Ψ , його значення повинно бути не більш ніж одиниця (умова (2.2)).

За рибогосподарськими нормами до другої частини відносять показники нормовані з $ЛОШ$; за санітарними – з $ЛОШ$, але 1 і 2 класу небезпеки.

2.3 Норми якості вод країн Європейського Співтовариства (ЄС)

З метою упорядкування Українського законодавства із законодавством ЄС подальший законодавчо–нормативний розвиток в Україні у галузі охорони та дбайливого використання водних ресурсів буде здійснюватися на основі Директив Ради ЄС у цієї галузі.

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

Фізичні, хімічні та мікробіологічні параметри (показники), яким має відповідати вода при тому або іншому типі водокористування (таблиці 2.6–2.10), містяться у Додатках до Директив і є їх невід’ємною частиною.

Таблиця 2.6 – Вимоги до якості води, яка використовується для купання (ЄС)

Показник	Значення		Мін. частота відбору проб протягом місяця	Метод аналізу
	оптимальне	обов’язкове		
1	2	3	4	5
Загальні колі-форми /100 мл	500	10000	2	підрахунок у відповідності з найбільш імовірними числами
Фекальні колі-форми /100 мл	100	2000	2	—“—
Фекальні стрептококи /100 мл	100	—	4	—“—
Сальмонела /л	—	0	4	концентрація методом фільтрування
Ентеровіруси PFU /10 л	—	0	4	—“—
pH	—	6 – 9 (0)	4	електрометрія
Колір	—	відсутність незвичної зміни кольору	2	візуально
	—	—	4	фотометрія
Розчинений кисень, % насиченості O ₂	80–120	—	4	електрохімічний
Прозорість, м	2	1(0°)	2	диск Секкі
Мінеральні масла, мг/дм ³	—	відсутність плівки на поверхні та запаху	2	візуально
	—	—	4	екстракція за зважуванням сухого залишку

Кінець табл. 2.6

ПАР, мг/г	–	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
Смолисті осаді, плаваючі матеріали	відсутність	–	2	візуальна перевірка
Амоній, мг/дм ³ <i>NH₄</i>			6	абсорбційна спектрометрія
Кейлдахлазот			6	метод Кейлдахла
Пестициди (паратоїн, <i>HCH</i> , діелдрін), мг/дм ³			4	хроматографія
Важкі метали (<i>As</i> , <i>Cd</i> , <i>Cr⁶⁺</i> , <i>Pb</i> , <i>Hg</i>) мг/дм ³			4	абсорбційна спектрофотометрія
Ціаніди, мг/дм ³ <i>CN</i>			4	абсорбційна спектрофотометрія
Нітрати, мг/дм ³ <i>NO₃</i>			4	абсорбційна спектрофотометрія
Фосфати, мг/дм ³ <i>PO₄</i>			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 відповідною 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 припустимим є процентне значення 80%;
 - а також у 5, 10 і 20% проб, які не відповідають встановленим нормативам:
 - а) відсутні відхилення від нормативів більше ніж на 50%, окрім мікробіологічних показників, рН та розчиненого кисню;
 - б) відсутні відхилення від нормативів у пробах, послідовно відібраних одна за одною через відповідні проміжки часу.

Таблиця 2.7 – 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
1	2	3	4	5	6	7
<i>pH</i>	6,5–8,5		5,5–9,0		5,5–9,0	
Загальні завислі частинки, мг/дм ³	25					
Температура, °C	22	25 (0)	22	25(0)	22	25(0)
Провідність при 20°C	1000		1000		1000	
Запах, коефіцієнт розводження при 25°C	3		10		20	
Нітрати, мг/дм ³ NO ₃	25	50(0)		50 (0)		50(0)
Фтористі спо-луки, 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
Ртуть, мг/дм ³ Hg	0,0005	0,001	0,0005	0,001	0,0005	0,001
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 емульговані вуглеводи, мг/дм ³		0,05		0,2	0,5	1

Кінець табл. 2.7

ХСК, мг/дм ³ O ₂					30	
Розчинений кисень, % O ₂	>70		>50		>30	
БСК ₅ , 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 стреп- тококи /100 мл	20		1000		10000	
Сальмонеле / 5000 мл	відсут- ність		відсут- ність			

Примітки:

- В таблиці 2.6 наведені деякі нормативи.
- Питна вода: категорії А1 – проста фізична обробка та дезінфекція; категорії А2 – нормальна фізична обробка, хімічна обробка та дезінфекція, категорії А3 – інтенсивна фізична та хімічна обробка, розширена обробка та дезінфекція.
- Вода вважається відповідною 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:
 - а) відсутні відхилення від встановлених нормативів більше ніж на 50%, окрім рН, розчиненого кисню та мікробіологічних показників;
 - б) відсутня загроза здоров'ю населення;
 - в) відсутні відхилення від нормативів у пробах, послідовно відібраних одна за однією.

Таблиця 2.8 – Припустима концентрація цинку для різних значень жорсткості води

Нормативи при різній жорсткості води					
Жорсткість води, мг/дм ³ CaCO ₃		10	50	1000	500
Припустима концен- трація цинку, мг/дм ³	Лососеві, мг/дм ³	0,03	0,2	0,3	0,5
	Карпові, мг/дм ³	0,3	0,7	1,0	2,0

Кінець табл. 2.10

Завислі речовини, мг/дм ³	25		25		1	фільтрування та зважування
Загальний фосфор, мг/дм ³					1	абсорбційна спектрофотометрія
Нітрити, мг/дм ³	0,01		0,03		1	абсорбційна спектрофотометрія
Нафтові вуглеводи, мг/дм ³		4		5	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 цинк, мг/дм ³		0,3		1,0	1	абсорбційна спектрофотометрія
Загальний хлор, мг/дм ³		0,005		0,005	1	ДРД- метод
Феноли, мг/дм ³		3		4	1	на смак
Розчинена мідь, мг/дм ³	0,04		0,04		1	абсорбційна спектрофотометрія

Примітки:

1. Слід зазначити, що перелік параметрів, вказаних у таблиці 2.10, не включає використання інших параметрів, про які в ньому не згадується. Мається на увазі, що концентрації інших забруднювальних речовин повинні бути дуже низькими. При одночасній присутності двох або більше забруднювальних речовин ефект їх спільної дії може бути значущим.

2. Водний об'єкт слід вважати таким, що відповідає вимогам Директиви, якщо результати проб води відповідають обов'язковим і оптимальним нормативам і коментарям в Додатках (табл.2.10):

в 95% проб – значенням параметрів: рН, БСК₅, неіонізований аміак, загальний амоній, нітрати, хлор, цинк та мідь (якщо частота відбору проб є меншою, ніж одна проба на місяць, значенням параметрів та коментарям мають відповідати всі проби);

відсотковим значенням, вказаним для температури та розчиненого кисню;

середній концентрації для завислих речовин.

Країни – члени Співтовариства забор'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.

Відхилення від вимог Директиви допускається: у випадку повеней чи інших стихійних лих; для параметрів, які мають позначку (0) в Додатках, при виняткових метеорологічних чи географічних умовах; якщо відбувається природне збагачення води певними речовинами, яке може призвести до відхилення від значень, вказаних в Додатках.

Країни – члени Співтовариства повинні ухвалити заходи щодо забезпечення того, щоб у 10-річний строк з моменту оголошення Директиви якості води, яка використовується задля того або іншого водокористування, відповідали 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 оголошення.

До Комісії повинні бути подані тексти основних правових актів національного законодавства, які приймаються за умов, що регулюються Директивами.

ЛІТЕРАТУРА

1. Правила охраны поверхностных вод (типовые положения). - М.: Госком СССР по охране природы, 1991. – 34 с.
2. СанПиН 4630-88. Санитарные правила и нормы охраны поверх-

ностных вод от загрязнения. – М.: Минздрав СССР, 1989. – 59 с.

3. Інструкція № 313/523-94 „Порядок розробки та затвердження ГДС речовин у водні об'єкти із зворотними водами”. Затверджено наказом 15.12.94 р. № 116
4. Матеріали семінару „Основи природоохоронного законодавства України та Європейського Співтовариства: Водні ресурси”. – К.: Державний Інститут підвищення кваліфікації та перепідготовки кадрів Мінекобезпеки України, 1997.

2.4 Контрольні запитання

1. Як виконується оцінка якості вод за санітарними та рибогосподарськими нормами?
2. Яке використання води називається господарсько-питним, комунально-побутовим та рибогосподарським?
3. На які категорії поділяються водні об'єкти рибогосподарського призначення у відповідності з вітчизняними нормами і з Директивою, що прийнята країнами ЄС?
4. Що включають норми якості води?
5. Які *ЛОШ* мають речовини за санітарними та рибогосподарськими нормами?
6. Які речовини мають ефект спільної дії у відповідності з санітарними та рибогосподарськими нормами?
7. Які вимоги до вмісту забруднювальних речовин у водному середовищі повинні виконуватись у відповідності з нормами?
8. Де призначаються контрольні створи для відбору проб води і оцінки її якості?
9. У яких випадках вважається, що якість води задовольняє вимоги Директив?
10. Чи відповідають нормативи, ухвалені в Україні (табл. 2.1–2.3), нормативам в Додатках до Директиви (табл. 2.5–2.9) для таких показників як: *pH*, *XСК*, хлориди, сульфати та нітрити?

2.5 Приклад оцінки якості вод

Оцінити якість води у річці Ворскла на одному із пунктів гідрохімічних спостережень для господарсько-питного та рибогосподарського водокористування. Порівняти з нормами країн ЄС.

Таблиця 2.11 – Значення показників якості вод р. Ворскла

№ пп	Показник	Значення	№ пп	Показник	Значення
1	Температура, °C	13	9	Азот нітратний, мг/дм ³	6,0
2	Запах, бали	2	10	Азот нітритний, мг/дм ³	0,005
3	Розчинений O ₂ , мг/дм ³	8,5	11	Бензол, мг/дм ³	0,10
4	Завислі речовини, мг/дм ³	7,2	12	Кальцій, мг/дм ³	92,0
5	БСК _п , мг/дм ³	4,7	13	Магній, мг/дм ³	29,0
6	ХСК, мг/дм ³	23	14	Нафтопродукти, мг/дм ³	0,08
7	pH	7,3	15	Сульфати, мг/дм ³	61,0
8	Азот амонійний, мг/дм ³	0,21	16	Хлориди, мг/дм ³	54,0

Примітка: Перелік показників та їх значення в табл. 2.11 слід розглядати лише як приклад.

РОЗВ'ЯЗАННЯ. Виконуємо оцінку якості відповідно до п. 2.2 у табличній формі: у табл. 2.12 – рибогосподарські норми; у табл. 2.13 – санітарні норми.

Таблиця 2.12 - Оцінка якості води для рибогосподарського водокористування

ЛОШ	Показник	Значення	ГДК _i	$\frac{C_i}{ГДК_i}$	Норматив ЄС
–	Температура, °C	13	28	–	28
–	Запах, бали	2	відсутне	–	–
–	Розчинений O ₂ , мг/дм ³	8,5	6	–	100% 5
–	Завислі речовини, мг/дм ³	7,2	фон + 0,25	–	25
–	БСК, мг/дм ³	4,7	3	–	6
–	ХСК, мг/дм ³	23	не нормов.	–	–
–	pH	7,3	6,5 – 8,5	–	6 – 9
Токси- коло- гічна	Азот амонійний, мг/дм ³	0,21	0,39	0,538	0,78
	Азот нітритний, мг/дм ³	0,005	0,02	0,250	0,009
	Бензол, мг/дм ³	0,10	0,5	0,200	–
	Σ				0,988

Кінець табл. 2.12

Сані- тарно- токси- коло- гічна	Азот нітратний, мг/дм ³	6,0	9,1	0,659	–
	Кальцій, мг/дм ³	92,0	180	0,511	–
	Магній, мг/дм ³	29,0	40,0	0,725	–
	Сульфати, мг/дм ³	61,0	100	0,61	–
	Хлориди, мг/дм ³	54,0	300	0,180	–
	Σ			2,685	
Рибо- госп.	Нафтопродукти, мг/дм ³	0,08	0,05	–	5

Примітки:

1. Пропуск у табл. 2.12 і далі у табл. 2.13 у стовпчику „Норматив ЄС” означає відсутність значення або неможливість зіставлення.
2. Нормативи ЄС у табл. 2.12 і в табл. 2.13 „нітрати”, „нітрити” та „загальний амоній” переведені на „азот нітратний”, „азот нітритний” і „азот амонійний” з коефіцієнтами 0,226, 0,304 та 0,776 відповідно.

ВИСНОВОК. Якість води у прикладі не відповідає вітчизняним нормам рибогосподарського водокористування, оскільки: *БСК* досліджуваної води перевищує норматив ($4,7 > 3$); вміст забруднювальних речовин санітарно-токсикологічної групи більший за нормативний у 2,7 рази; вміст нафтопродуктів перевищує норму ($0,08 > 0,05$).

Згідно з нормами ЄС якість води у прикладі відповідає вимогам рибогосподарського водокористування за нормованими показниками: *БСК* у нормі ($4,7 < 6$); азот амонійний у нормі ($0,21 < 0,78$); азот нітритний у нормі ($0,005 < 0,009$); вміст нафтопродуктів у нормі ($0,08 < 5$).

Із прикладу видно, що впроваджені в Україні рибогосподарські норми жорсткіші, ніж норми країн ЄС. Це не суперечить вимогам Директиви.

Однак, слід зазначити, що вимоги ЄС до вмісту нітритів ($\leq 0,03$) жорсткіші, ніж вітчизняні норми ($\leq 0,08$).

Таблиця 2.13 - Оцінка якості води для господарсько-питного водокористування

ЛОШ	Клас небезпеки	Показник	Значення	ГДК _i	$\frac{C_i}{ГДК_i}$	Норматив ЄС
–	–	Температура, °C	13	Тл+3	–	22
–	–	Запах, бали	2	1	–	3
–	–	Розчинений O ₂ , мг/дм ³	8,5	4	–	–
–	–	Завислі речовини, мг/дм ³	7,2	фон.+ 0,25	–	25

Кінець табл. 2.13

–	–	<i>БСК</i> , мг/дм ³	4,7	3	–	(5д) 3
–	–	<i>ХСК</i> , мг/дм ³	23	15	–	30
–	–	<i>pH</i>	7,3	6,5–8,5	–	6,5–8,5
Заг.-с	3	Азот амонійний, мг/дм ³	0,21	2,0	–	–
Сан.-г	3	Азот нітратний, мг/дм ³	6,0	10	–	11,3 (<i>A2</i>)
–	–	Кальцій, мг/дм ³	92,0	не норм.	–	–
–	–	Магній, мг/дм ³	29,0	не норм.	–	–
Орг.	4	Нафтопродукти, мг/дм ³	0,08	0,3		–
Орг.	4	Сульфати, мг/дм ³	61,0	500	–	150
Орг.	4	Хлориди, мг/дм ³	54,0	350	–	200
Сан.-токс.	2	Азот нітритний, мг/дм ³	0,005	1,0	0,005	–
	2	Бензол, мг/дм ³	0,10	0,5	0,200	–
					∑	0,205

ВИСНОВОК. Якість води не відповідає вітчизняним нормам господарсько-питного водокористування за показниками: „запах” (2>1); *БСК* (4,7>3); *ХСК* (23>15). Решта показників у нормі.

Згідно з нормами ЄС вода у прикладі відповідає вимогам господарсько-питного водокористування, які ставляться до вод категорії *A2*.

Тут слід зазначити, що нормативи, ухвалені в Україні щодо показників „хлориди” і „сульфати” менш жорсткі, ніж нормативи ЄС, тому необхідне їх коригування.

2.6 Завдання для виконання практичної роботи

1. За одним із варіантів (остання цифра залікової книжки) у табл. 2.14 оцінити якість води для потреб господарсько-питного і рибогосподарського водокористування.
2. Порівняти з нормами ЄС.
3. Скласти висновок.

Таблиця 2.14 – Варіанти завдань

Показник	Значення показників за варіантами				
	1	2	3	4	5
Запах, бали	1	2	1,2	1	1,7
Температура, °C	13	8	10	15	18
pH	7,7	7,1	7,0	7,8	7,2
Мінералізація, мг/дм ³	523	584	532	535	496
Розчинений кисень, -,-	7,4	9,2	8,0	9,5	7,8
БСК _П , -,-	2,0	4,4	4,3	4,4	2,9
ХСК, -,-	13,0	22,0	23,0	19,0	12,0
Азот амонійний, -,-	0,15	0,19	0,09	0,21	0,25
Азот нітратний, -,-	0,08	0,54	0,70	0,95	0,20
Азот нітритний, -,-	0,015	0,012	0,032	0,026	0,020
Анілін, -,-	0,00003	0,00001	0,00002	0,00004	0,00003
Бензол, -,-	0,018	0,020	0,029	0,028	0,015
Кальцій, -,-	76	101	99	106	92
Магній, -,-	19,5	22,0	26,7	29,2	23,1
Нафтопродукти, -,-	0,10	0,10	0,035	0,065	0,052
Нікель, -,-	0,024	0,008	0,009	0,020	0,006
Сульфати, -,-	59	61	66	79	127
Хлориди, -,-	48	62	51	47	69

Кінець табл. 2.14

Показник	Значення показників за варіантами				
	6	7	8	9	10
Запах, бали	2	1	2,3	1	1,5
Температура, °C	8	19	15	18	11
pH	7,1	7,5	7,3	8,0	7,5
Мінералізація, мг/дм ³	584	527	706	516	509
Розчинений кисень, -,-	9,8	8,2	7,6	8,1	10,3
БСК _П , -,-	2,5	3,8	2,6	3,2	3,5
ХСК, -,-	12,5	17,0	12,0	18,0	18,5
Азот амонійний, -,-	0,22	0,15	0,27	0,18	0,16
Азот нітратний, -,-	0,30	2,50	3,20	0,16	0,24
Азот нітритний, -,-	0,020	0,015	0,010	0,042	0,020
Анілін, -,-	0,00010	0,00002	0,00001	0,00020	0,00010
Бензол, -,-	0,022	0,032	0,024	0,050	0,045
Кальцій, -,-	88	75	98	102	85
Магній, -,-	30,2	25,5	26,7	29,6	28,3
Нафтопродукти, -,-	0,045	0,075	0,045	0,035	0,025
Нікель, -,-	0,005	0,018	0,010	0,016	0,025
Сульфати, -,-	62	76	87	95	63
Хлориди, -,-	63	46	92	54	60

3 БІОТЕСТУВАННЯ ПРИРОДНИХ ТА СТІЧНИХ ВОД

3.1 Загальні положення

Метою цієї роботи є ознайомлення студентів з методами біотестування природних вод, склад і властивості яких спотворені у результаті господарської діяльності людини, і стічних вод, що утворилися на різних етапах технологічного процесу, що відводяться на очисні споруди або скидаються у водні об'єкти.

Метою біотестування є оцінка якості води як середовища мешкання живих організмів.

У наш час біотестування – це єдиний метод, який дозволяє досліджувати сумісний вплив усіх речовин, які 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 живих організмів, найбільш вразливих 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 проводять на різних представниках фіто- і зоопланктону (біотестування донних відкладів, 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, які скидаються у водні об'єкти;

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

вплив ґрунтів, які скидаються, на якість водного середовища в районах підводних звалищ у Чорному морі, досліджується за допомогою каланусів, акартій та пені лій, а також одноклітинних водоростей.

Перед початком експериментів звичайно перевіряється придатність організмів до тестування. Визначається їх реакція на еталонну речовину (з відомими токсичними властивостями), наприклад, таку як калій двохромовоокислий або мідь сірчанокисла п'ятиводна. Концентрація речовини, від якої гине 50% організмів (середня летальна концентрація), повинна перебувати в межах зазначеного діапазону.

Після виконання підготовчих робіт приступають до біотестування, яке полягає в тому, що в хімічний посуд з досліджуваною та контрольною водою поміщують тест-об'єкти і слідкують за їх реакцією. Звичайно експеримент проводять з трикратною повторністю, тобто готують 3 місткості з контрольною водою і по 3 місткості 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.

Тривалість експерименту складає не більше 96 годин. Стан водного середовища оцінюють за порушенням життєдіяльності тест-об'єктів. Індикація цих порушень здійснюється за такими ознаками: смертність у зоопланктоні і швидкість споживання радіоактивного вуглецю (радіовуглеводний метод) одноклітинними водоростями. Після закінчення експерименту результати підлягають статистичній обробці.

Якщо середні значення показника реагування організмів (кількість загиблих організмів (%)) або зменшення швидкості споживання радіоактивного вуглецю (%) у контрольному та досліджуваному середовищі) відрізняються мало, а за умовами задачі цікавлять усі можливі змінення, то перевіряють статистичну значущість відмінності експериментальних даних по цих середовищах, використовуючи критерій Стьюдента:

$$t_P = |X_D - X_K| / ((D_D + D_K) / n)^{0,5}, \quad (3.1)$$

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

де X_D і X_K – середнє значення показника в досліджуваному та контрольному середовищах;

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

n – повторність в експерименті.

Перевірку можна виконати подвійно.

а) Розраховують значення критерію (t_P) за формулою (3.1), використовуючи експериментальні дані, і порівнюють з табличним значенням при певній імовірності 0,95 і ступені вільності ($n-1$). Для трикратної повторності табличне значення критерію дорівнює $t_T=2,92$.

Якщо $t_P > 2,92$, то розходження середніх значень показника в досліджуваному середовищі і в 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 значення ΔX_P різниці X_D і X_K :

$$\Delta X_P = |X_D - X_K|.$$

Використавши формулу (3.1), визначають, яке відхилення відповідає табличному значенню t_T -критерію:

$$\Delta X_T = t_T ((D_D + D_K) / n)^{0,5} = 2,92 ((D_D + D_K) / n)^{0,5}. \quad (3.2)$$

Якщо $\Delta X_P > \Delta X_T$, відхилення статистично значуще. У супротивному

випадку – незначуще.

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

Концентрації (кратності розводження) речовини переводять у десяткові логарифми, а значення показника реагування, що їм відповідають – у пробіти (табл. 3.1). Здобуті дані наносять на графік, відкладаючи на осі абсцис логарифми концентрації речовини, а на осі ординат – пробіти, що їм відповідають. По точках проводять пряму лінію.

Таблиця 3.1 – Переведення відсотків летальних наслідків у пробіти

A, %	Десяті частки, %									
	0,0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9
1	2,67	2,70	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

Ця пряма дозволяє визначити LC_{50} (пробіт = 5), тобто концентрацію, за якої значення показника реагування дорівнює 50%.

Праву (або верхню LC_{50B}) і ліву (або нижню LC_{50H}) межі 95%-відсоткового довірчого інтервалу визначають за формулами:

$$LC_{50B} = LC_{50} * F(LC_{50}), \quad (3.3)$$

$$LC_{50H} = LC_{50} / F(LC_{50}), \quad (3.4)$$

$$F(LC_{50}) = S^{2,77 / [(N^*)^{0,5}]}, \quad (3.5)$$

$$S = 0,5 * [(LC_{84}/LC_{50}) + (LC_{50}/LC_{16})], \quad (3.6)$$

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

N^* – загальна кількість організмів, які використовувались при тестуванні і попали до інтервалу LC_{16} і LC_{84} .

3.2 Біотестування стічних вод на різних етапах технологічного процесу

Метою тестування є визначення найбільш токсичних стічних вод, що утворилися на різних етапах технологічного процесу, для прийняття необхідних заходів щодо зменшення їх токсичності.

Для виявлення, зіставлення й контролю токсичності стічних вод на різних етапах технологічного процесу використовуються дафнії (*Daphnia magna* Straus).

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

Ступінь токсичності стічної води оцінюється тривалістю періоду часу (не більше 96 годин), протягом якого проявляється гостра летальна токсичність. Чим менший період часу, протягом якого гине не менше 50% дафній, тим токсичніша вода (табл. 3.2)

Таблиця 3.2 – Класифікація гострої летальної токсичності стічних вод на різних етапах технологічного процесу.

Клас токсичності	Характеристика стічної води	Час виявлення гострої летальної токсичності, год	Кількість загиблих дафній, %
1	не виявляє гострої летальної токсичності	96	< 50
2	слабо токсична	96	≥ 50
3	помірно токсична	48	≥ 50
4	середньо токсична	24	≥ 50
5	високо токсична	6	≥ 50
6	надзвичайно токсична	1	≥ 50

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

Визначення придатності дафній для тестування проводять наступним шляхом.

Готують розчин $K_2Cr_2O_7$ у 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. Підготовка до тестування така ж, як і для основного експерименту (див. далі). Через 24 години для кожного розчину з відомою концентрацією $K_2Cr_2O_7$ за формулою (3.7) розраховують показник A і далі пробіт-методи визначають LC_{50-24} .

Якщо LC_{50-24} перебуває у діапазоні 1,0–2,5 мг/дм³, культура дафній придатна для тестування.

Основний експеримент проводять у приміщенні без шкідливої пари та газів при розсіяному освітленні, при температурі води 18–22°C, концентрація O_2 у воді на початку тестування повинна складати не менш ніж 6 мг/дм³, в кінці – не менше 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 по 100 см³. Усього заповнюють по 3 досліджуваних і контрольних місткості. У кожній із досліджуваних і контрольних місткостей 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 місткостей візуально підраховують кількість живих дафній, які вільно переміщуються у товщі води або спливають із дна місткості не пізніше ніж через 15 секунд після її струшування. Решту дафній вважають такими, що загинули. Якщо в будь-який із моментів спостереження в досліджуваних місткостях гине не менше 50% дафній, тестування завершують.

Відносну кількість загиблих дафній розраховують за формулою:

$$A = 100(X_K - X_D) / X_K, \quad (3.7)$$

де A – відносна кількість загиблих дафній, %;

X_K – середня кількість живих дафній у контролі наприкінці тестування;

X_D – середня кількість живих дафній у досліджуваній воді наприкінці тестування.

Висновок про наявність або відсутність гострої летальної токсичності проби стічної води виконують в залежності від величини A : при $A \geq 50\%$ вважається, що проба води виявляє гостру летальну токсичність; при $A < 50\%$ – не виявляє. Клас токсичності встановлюють за тривалістю періоду часу, коли проявилася гостра летальна токсичність (табл. 3.2).

Форму подання результатів тестування наведено у табл. 3.3.

Таблиця 3.3 – **ПРОТОКОЛ**
виявлення на дафніях гострої летальної токсичності проб води

Назва підприємства _____
 Місце відбору проби _____
 Дата і час відбору проби _____
 Дата і час початку тестування _____
 $LC_{50-24} K_2Cr_2O_7$ _____

Місткості	Повтор-ність	Час тестування, год	Концентрація розчиненого кисню, мг/дм ³	Кількість живих дафній	Середня кількість живих дафній	A, %
Контрольні	1					
	2					
	3					
Досліджувані	1					
	2					
	3					

Висновок про токсичність проби стічної води: _____
 Клас токсичності: _____

3.3 Біотестування стічних вод, які відводяться на біологічні очисні споруди

Метою цього тестування є запобігання зменшенню ефективності біологічного очищення стічних вод, які відводяться з підприємства.

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

Метод біотестування заснований на визначенні відносної кількості загиблих парамецій у воді, яку аналізують, наприкінці тестування порівняно із їх початковою кількістю.

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

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

Визначення придатності культури парамецій для біотестування проводять наступним шляхом.

Готують розчин $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ у 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 за формулою (3.8) розраховують показник A і 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.

Основний експеримент зі стічними водами, що відводяться на біоочистку, проводять при температурі води 18–22°C. Кількість загиблих парамецій у контролі після закінчення тестування повинна бути не більше 10% від їх початкової кількості.

На предметному столику стереомікроскопа розміщують пластинку з ямками. У 6 ямок піпеткою розміщують по 10–11 парамецій. При цьому в ямках об'єм перенесеної рідини з парамеціями повинен не перевищувати 0,02 см³.

Після розсадки парамецій у 3 контрольні ямки наливають по 0,3 см³ дехлорованої питної води, в інші 3 – по 0,3 см³ досліджуваної води. Пластинку поміщують у чашку Петрі. За годину у трьох досліджуваних ямках визначають середню кількість загиблих організмів згідно з формулою:

$$A = 100X_2/X_1, \quad (3.8)$$

де A – відносна кількість загиблих парамецій, %;

X_1 та X_2 – середня кількості живих парамецій спочатку і загиблих парамецій наприкінці тестування.

Таблиця 3.4 – **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 _____
 $LC_{50-1} CuSO_4 \cdot 5H_2O$ _____

Місткості	Повторність	Кількість парамецій		Середня кількість парамецій		A, %
		живих спочатку тестування	загиблих наприкінці тестування	живих спочатку тестування	загиблих наприкінці тестування	
Досліджувані	1					
	2					
	3					

Висновок про токсичність проби стічної води: _____

Якщо $A \geq 50\%$, вважають, що проба виявляє 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. 3.4.

3.4 Біотестування стічних вод, які скидаються 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.

Якщо при розрахункових гідрологічних умовах кратність розводження стічних вод (n) у контрольному створі розглядуваного водного об'єкта більша або дорівнює N , то можна стверджувати, що стічні води на контрольній відстані від місця їх скиду стають нетоксичними. У протилежному випадку ($n < N$) стічні води у контрольному створі будуть мати токсичні властивості.

Ступінь токсичності стічної води оцінюється по різниці між N та n . В інструкції [2] ця різниця зазначена як необхідна кратність розводження (HKP) стічної води. Вона визначається як середнє значення ряду спостережень і порівнюється до фактичної токсичності (ΦT).

Характеристику ступеня токсичності стічної води наведено у табл. 3.5.

Таблиця 3.5 – Класифікація токсичності стічних вод

Клас токсичності	Характеристика стічної води	Значення необхідної кратності розводження
1	нетоксична	$(N-n) \leq 0$
2	слабо токсична	$0 < (N-n) \leq 2$
3	помірно токсична	$2 < (N-n) \leq 5$
4	середньо токсична	$5 < (N-n) \leq 10$
5	високо токсична	$10 < (N-n) \leq 25$
6	надзвичайно токсична	$(N-n) > 25$

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. Це більшою мірою буде відповідати фізичному значенню розглядуваних величин.

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 зразу 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 для тестування і умови тестування такі ж, як і були вказані 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.

В три місткості заливають по 100 мл дехлорованої питної води (контроль). Аналогічно по 3 місткості заповнюють нерозведеною стічною водою та її розчинами. Після цього в усіх місткостях розташовують по 10 екземплярів дафній.

Через 96 годин підраховують середню кількість живих дафній у контролі, у досліджуваній стічній воді та її розчинах. Кількість загиблих дафній у контролі не повинна перевищувати 10%.

За формулою (3.7) визначають значення A_i для кожної кратності розводження стічної воді Kp_i . За допомогою цих даних пробіт-методом оцінюють середню летальну кратність розводження (LKp_{50}).

Кратність розводження N знаходять з урахуванням поправки:

$$N = kLKp_{50}, \quad (3.9)$$

де k – коефіцієнт, за яким забезпечується виживання тест-об'єктів на рівні 100% (тимчасово встановлене значення складає 2).

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

$$HKPC = N - n, \quad (3.10)$$

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

Необхідна кратність розводження (HKP) визначається як середнє значення ряду спостережень $HKPC$. Отримане значення дорівнює фактичній токсичності (ΦT).

Тимчасово узгоджена токсичність (TVT) дорівнює ΦT , якщо $\Phi T < 0$, у решті випадків – найменшому значенню ряду $HKPC$.

Гранично допустима токсичність ($ГДТ$) води дорівнює ΦT , якщо $\Phi T < 0$, або дорівнює 0, якщо $\Phi T > 0$.

Класи токсичності показників ΦT і TVT визначаються у відповідності з табл. 3.5.

За матеріалами досліджень складається пояснювальна записка, яка

містить протокол біотестування (табл. 3.6), графік визначення LKp_{50} і розрахунки необхідних показників.

Таблиця 3.6 – **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 _____
 $LC_{50-24} K_2Cr_2O_7$ _____

Місткості (кратність Kp)	Повтор- ність	Концентрація розчиненого кисню, мг/дм ³	Кількість живих дафній	Середня кількість живих дафній	A, %	$(lgKp)$ пробіт Пр
Контрольні	1					—
	2					—
	3					—
(1)	1					<u>(0,000)</u>
	2					—
	3					—
(5)	1					<u>(0,699)</u>
	2					—
	3					—

Висновок про токсичність проби стічної води: _____

Клас токсичності: _____

3.5 Оцінка впливу дампінгу ґрунтів на якість морського середовища

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, що скидають, являють собою трикомпонентну систему, яка складається із рідкої фази, фази завислих частинок і твердої фази [3].

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 являє собою матеріал скиду, що осів на дно. Кожна із цих фаз може по різному впливати на гідробіонтів, тому проводять

біотестування усіх трьох фаз. У цій роботі розглядається тестування лише рідкої фази і фази завислих частинок.

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

Досліди проводять з представниками фіто- і зоопланктону: калану-сами, акартіями, пеніліями та одноклітинними водоростями.

Для заповнення контрольних місткостей та розводження фаз ґрунтів, що скидаються, при тестуванні, а також утриманні живих організмів в лабораторних умовах використовується вода, яка відбирається пластмасовими батометрами у районі передбачуваного скиду з глибини 3 – 10 м. Якщо немає можливості одержати 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 рости одноклітинні водорості. Тим самим будуть створені умови задля виживання безхребетних протягом усього періоду акліматизації.

Якщо неможливо одержати природну морську воду, готують штучну морську воду. Перелік речовин та їх концентрації у цій воді наведені у [3]. У штучну воду також додають збагачуючі речовини.

Експерименти з одноклітинними водоростями є обов'язковими не лише при дослідженні впливу скидів ґрунтів, але й стічних вод, оскільки лише з їх допомогою можна оцінити евтрофікуючий ефект, який викликають забруднювальні речовини.

Як тест-об'єкт використовуються природні співтовариства або лабораторні культури одноклітинних водоростей.

Перед початком експериментів готують місткості 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 круглих форм діатамових водоростей.

Місткості з водою заселяють водоростями. Густина культури в дослідах з зеленими водоростями повинна складати 30–50 тис. кл/мл, з більш великими перидінієвими 300–500 кл/мл і з діатамовими 10–30 клітин

у кожній чашці Петрі.

Далі місткості вміщують у люміностант і експонують протягом деякого часу. Після цього додають радіоактивний вуглець і продовжують світлове експонування 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 дослідях з природними співтовариствами 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 4 мг/дм³. Період світло-темнота повинен складати 14 і 10 годин відповідно.

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

У кожному посудину з контрольною водою і з досліджуваним розчином (100–150 мл чашки Коха і 1–1,5 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. Кожний 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 в кінці досліді менша за зазначені величини, дослід вважається дійсним і його результати піддають статистичній обробці.

Перш за все, згідно з формулами (3.1) або (3.2) встановлюють, чи є статистично значущим відхилення виживання в 100% фази від виживання

у контролі за результатами 96-годинного досліду.

Якщо не виявлено статистичної відмінності, то немає підстави очікувати негативного впливу досліджуваної фази на організми під час скиду ґрунтів. За наявності статистично значущого зниження виживання біологічні випробовування розглядають з даними по розводженню фази, якого очікують 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 починають з визначення пробіт-методом 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 (3.7). Далі за формулами (3.3) – (3.6) оцінюють межі 95% довірчого інтервалу. Потім оцінюють $ГДК$ фази у морському середовищі, яка складає $0,01LC_{50}$:

$$ГДК_T = 0,01(LC_{50-T}). \quad (3.11)$$

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

Після цього починають побудову кривої розводження.

Координати „час – логарифм концентрації” двох точок (по яких проводять криву розводження) такі: перша точка – $(0; 2)$; друга – $(4; \lg C_4)$.

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

Для оцінки C_4 розраховують об’єм (W_4) зони початкового змішування, тобто тієї зони, де досліджувана фаза скидного матеріалу рівномірно розподіляється після 4-х годинного періоду. Визначають об’єм (W_ϕ) досліджуваної фази у загальному об’ємі скиду. Згідно цих даних оцінюють, якою буде концентрація (C_4) фази через 4 години після скиду в зоні початкового змішування:

$$C_4 = C_X W_\phi / W_4, \quad (3.12)$$

де C_X – концентрація фази у момент скиду (100%).

Логарифм значення C_4 наносять на графік і проводять лінію розводження, яку зіставляють з кривою смертності. У відповідності з нормами 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.

Припускається перевищення $0,01LC_{50}$ фази лише в зоні початкового

змішання протягом перших 4-х годин після скиду.

Якщо ця умова не виконується, скид ґрунтів повинен бути забороненим.

ЛІТЕРАТУРА

1. Методичні вказівки по контролю токсичності промислових стічних вод на різних етапах технологічного процесу. РД 211.1.7.049-96. – Київ, 1996. – 23 с.
2. Інструкція № 313/523-94. Порядок розробки та затвердження гранично допустимих скидів (ГДС) речовин у водні об'єкти із зворотними водами. Затверджено наказом №116 15.12.94 р.
3. Руководство по организации наблюдений, проведению работ и выдаче разрешений на сброс отходов в море с целью захоронения. – М.: Гидрометеиздат, 1984. – 64 с.

3.6 Контрольні запитання

1. Що дозволяє оцінити біотестування вод?
2. Які організми використовуються в експериментах?
3. У чому полягає біотестування?
4. Що таке еталонна речовина, і як перевіряється придатність тест-об'єктів до експерименту?
5. За якими показниками оцінюють стан водного середовища?
6. Що таке LC_{50} і як його оцінюють пробіт-аналізом?
7. Як перевіряють статистичну значущість відхилення смертності тест-об'єктів в досліджуваному водному середовищі від контрольного?
8. Як оцінюють токсичність стічних вод, що утворюються на різних етапах технологічного процесу?
9. Що таке гостра летальна токсичність?
10. Коли стічні води можна відвести на біологічні очисні споруди?
11. Як оцінюється токсичність стічних вод, що скидаються у водні об'єкти?
12. Із яких фаз складаються ґрунти днозаглиблення, що скидаються на морські звалища?
13. Як встановлюють ГДК фази у морському середовищі?
14. Як виконується побудова кривої смертності?
15. Як виконується побудова кривої розводження?
16. Що таке зона початкового змішування?
17. Коли скид ґрунтів у море необхідно заборонити?

3.7 Приклади розрахунків

1) При тестуванні стічних вод на одному із етапів технологічного процесу підприємства K одержані такі результати: $LC_{50-24} K_2Cr_2O_7$ для культури дафній складає 1,45 мг/дм³; через 48 годин після початку тестування в контрольних місткостях кількість живих дафній дорівнювала 10, 8 і 10; у досліджуваних – 5, 4 і 4; вміст кисню наприкінці тестування – 2,5 мг/дм³.

Зробити висновок про токсичність стічних вод.

РОЗВ'ЯЗАННЯ. Умови проведення експерименту відповідають норма-тивним вимогам (див. п. 3.2):

культура дафній придатна для тестування ($1,0 < 1,45 < 2,5$);

відносна кількість загиблих дафній у контролі наприкінці тестування у нормі ($A = 100(10-9,33)/10 = 6,6 < 10$);

розчинений кисень у нормі ($2,5 > 2,0$).

Заповнюємо табл. 3.7.

Таблиця 3.7 – ПРОТОКОЛ виявлення на дафніях гострої летальної токсичності проб води

Назва підприємства	K
Місце відбору проби	NN
Дата і час відбору проби	20.06.2005 р., 15.00
Дата і час початку тестування	21.06.2005 р., 10.00
$LC_{50-24} K_2Cr_2O_7$	1,45 мг/дм ³

Місткості	Повтор-ність	Час тестування, год	Концентрація розчиненого кисню, мг/дм ³	Кількість живих дафній	Середня кількість живих дафній	$A, \%$
Контрольні	1	48	2,5	10	9,33	–
	2			8		
	3			10		
Досліджувані	1	48	2,5	5	4,33	53,6
	2			4		
	3			4		

Висновок про токсичність проби стічної води – помірно токсична.

Клас токсичності – 3.

Середня кількість живих дафній дорівнює:

у контролі – $X_K = (10+8+10)/3 = 9,33$;

у досліджуваній воді – $X_D = (5+4+4)/3 = 4,33$.

Згідно з формулою (3.7) оцінюємо відносну кількість загиблих дафній:

$$A = 100(9,33-4,33)/9,33 = 53,6.$$

Через 48 годин тестування вода виявила гостру летальну токсичність (у ній загинуло більше 50% тест-об'єктів). У відповідності з табл. 3.2 досліджувана стічна вода відноситься до 3 класу з характеристикою *помірно токсична*.

2) При тестуванні стічних вод, що відводяться на біологічні очисні споруди з підприємства *K*, отримано: $LC_{50-1} CuSO_4 \cdot 5H_2O$ для культури парамецій складає 1,15 мг/дм³; спочатку тестування у контрольних і досліджуваних місткостях було (10, 11, 10) і (10, 10, 10) живих парамецій відповідно; наприкінці тестування (через 1 годину) стало (9, 10, 10) і (6, 5, 5) відповідно.

Треба оцінити, чи вплине ця стічна вода на ефективність біоочищення.

РОЗВ'ЯЗАННЯ. Умови проведення експерименту відповідають норма-тивним вимогам (див. п. 3.3):

культура парамецій придатна для тестування ($1,0 < 1,15 < 1,5$);

відносна кількість загиблих парамецій у контролі наприкінці тестування у нормі:

$$A = 100 * [(10+11+10)/3 - (9+10+10)/3] / [(10+11+10)/3] = 6,5(\%) < 10.$$

Заповнюємо табл. 3.8.

Таблиця 3.8 – **ПРОТОКОЛ**
виявлення на парамеціях гострої летальної токсичності проби стічної води

Назва підприємства	<i>K</i>
Місце відбору проби	<i>NK</i>
Дата і час відбору проби	11.07.2005 р., 10.00
Дата і час початку тестування	14.07.2005 р., 9.00
$LC_{50-1} CuSO_4 \cdot 5H_2O$	1,15 мг/дм ³

Місткості	Повторність	Кількість парамецій у місткостях		Середня кількість парамецій		A, %
		живих спочатку тестування	загиблих наприкінці тестування	живих спочатку тестування	загиблих наприкінці тестування	
Досліджувані	1	10	4	10	4,67	46,7
	2	10	5			
	3	10	5			

Висновок: стічна вода *не виявляє гострої летальної токсичності*.

Середня кількість живих парамецій спочатку тестування складає – $X_1=10$; загиблених парамецій наприкінці тестування – $X_2=10-(6+5+5)/3 = 4,67$. Показник A відповідно до формули (3.8) дорівнює:

$$A = 100 \cdot 4,67 / 10 = 46,7(\%).$$

З цього виходить, що стічна вода не виявляє гострої летальної токсичності і не вплине на біоценоз активного мулу. Її можна відводити на біологічні очисні споруди без попередньої обробки.

3) Підприємство K скидає стічні води у річку KK . Кратність розводження цих вод у контрольному створі (n) складає 2,8. Дані тестування наведено у табл. 3.9. Необхідно визначити ступінь токсичності стічної води і класифікувати її.

РОЗВ'ЯЗАННЯ. Перевіряємо умови тестування:

концентрація розчиненого кисню у нормі (в усіх пробах більше ніж 2 мг/дм³);

загибель дафній під час тестування у контролі менше 10%;

стан культури дафній у нормі ($1,0 < 2,1 < 2,5$).

Таким чином результат тестування можна вважати дійсним.

Заповнюємо табл. 3.9:

для кожної кратності розводження стічної води визначаємо середню кількість живих дафній наприкінці тестування (наприклад, для кратності 4 середня кількість живих дафній складає $(6+7+7)/3 = 6,67$);

за формулою (3.7) розраховується значення показника A для кожної кратності розводження (наприклад, для кратності 1 значення показника A складає $100 \times (9,67 - 3,00) / 9,67 = 69,0(\%)$);

згідно з табл. 3.1 для кожного показника A знаходиться пробіт (наприклад, значенню 41,4% відповідає пробіт 4,78);

визначаються десяткові логарифми кратностей розводження $lgKp$ ($lg1=0,00$; $lg2=0,30$; ...; $lg10=1,00$).

Згідно з одержаними даними (останній стовпець у табл. 3.9) будується графік (рис. 3.1).

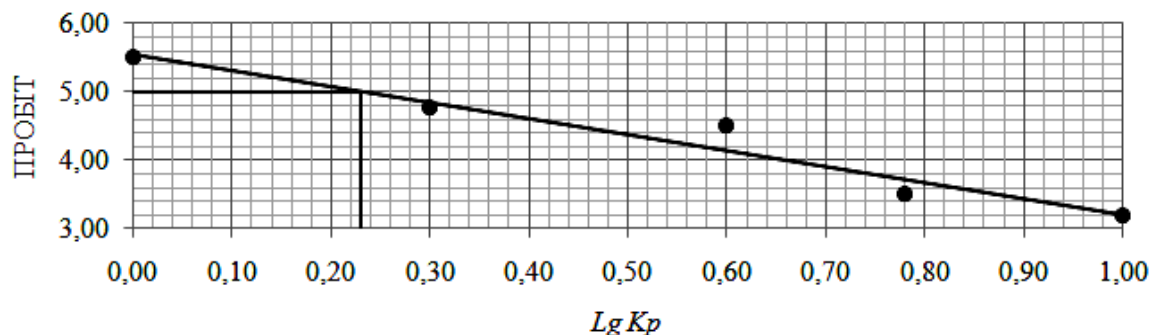


Рис. 3.1 – Визначення LKp_{50} стічних вод, що скидаються у водні об'єкти

Таблиця 3.9 –

ПРОТОКОЛ

виявлення на дафніях гострої летальної токсичності
проби стічної води, яка скидається у водний об'єкт

Назва підприємства	<i>K</i>
Місце відбору проби	<i>НК</i>
Водний об'єкт (приймач)	<i>КК</i>
Дата і час відбору проби	20.09.2005 р., 12.00
Дата і час початку тестування	21.09.2005 р., 09.00
$LC_{50-24} K_2Cr_2O_7$	2,1 мг/дм ³

Місткості (кратність K_p)	Повтор- ність	Концентрація розчиненого кисню, мг/дм ³	Кількість живих дафній	Середня кількість живих дафній	A , %	(lgK_p) пробіт Pr
Контрольні	1	3,5	10	9,67	–	–
	2		9			
	3		10			
(1)	1	3,0	4	3,00	69,0	$\frac{(0,00)}{5,50}$
	2		2			
	3		3			
(2)	1	3,2	6	5,67	41,4	$\frac{(0,30)}{4,78}$
	2		6			
	3		5			
(4)	1	3,0	6	6,67	31,0	$\frac{(0,60)}{4,50}$
	2		7			
	3		7			
(6)	1	3,2	10	9,00	6,9	$\frac{(0,78)}{3,52}$
	2		8			
	3		9			
(10)	1	3,1	10	9,33	3,5	$\frac{(1,00)}{3,19}$
	2		9			
	3		9			

Висновок про токсичність проби стічної води: слабо токсична.

Клас токсичності: 2.

З графіка знімається LKp_{50} : $lg(LKp_{50}) = 0,23$, звідси $LKp_{50} = 10^{0,23} = 1,70$. За формулами (3.9) і (3.10) знаходимо N і необхідну кратність розводження ($НКРС$) для одного спостереження:

$$N = 2 * 1,70 = 3,40; \quad НКРС = 3,40 - 2,80 = 0,60.$$

У прикладі будемо вважати, що $НКРС = НКР = 0,60$, тоді фактична токсичність $\Phi T = 0,60$, тимчасово узгоджена токсичність $TUT = 0,60$ і гранично допустима токсичність $ГДТ = 0$. Згідно з табл. 3.5 вода з $НКР = 0,60$ характеризується як слабо токсична і належить до другого класу. Такі води не справляють суттєвого впливу на екологічний стан річки, однак вони не забезпечують 100%-ве виживання тест-об'єктів в

контрольному створі. У наступному необхідно зменшити токсичність цих стічних вод.

4) Ґрунти днопоглиблення в порту *H* передбачається скидати на морське звалище. Об'єм досліджуваної фази (W_{ϕ}) у ґрунті, що скидається з судна, складає 980 м³. Об'єм зони початкового змішування (W_4) через 4 години після скиду дорівнює 104000 м³. Дані щодо біотестування фази наведено у табл. 3.10. Дати висновок: можливо чи ні скидати цей ґрунт на морське звалище.

РОЗВ'ЯЗАННЯ. У прикладі припускаємо, що тестування виконано у відповідності з нормами.

Таблиця 3.10 – Дані щодо виживання тест-об'єктів

Середовище (<i>K</i> , %)	Повторність	Число особин, що вижили в контрольні моменти часу (г) після початку тестування					
		4	8	24	48	72	96
Контроль	1	10	10	10	10	10	10
	2	10	10	9	9	9	9
	3	10	10	10	10	10	10
Σ		30	30	29	29	29	29
Дослід (100)	1	10	8	7	5	4	3
	2	9	7	6	4	3	2
	3	10	8	6	4	3	2
Σ		29	23	19	13	10	7
Дослід (50)	1	10	9	9	7	6	4
	2	10	10	9	8	6	5
	3	10	10	9	7	6	5
Σ		30	29	27	22	18	14
Дослід (10)	1	10	10	10	10	10	9
	2	10	10	10	9	9	9
	3	10	10	9	9	9	9
Σ		30	30	29	28	28	27

а) За формулою (3.1) перевіряємо значущість відхилення результатів 96-годинного дослідження по контролю і 100% фазі:

$$X_K = 29/3 = 9,67; X_D = 7/3 = 2,33;$$

$$D_K = [(10-9,67)^2 + (9-9,67)^2 + (10-9,67)^2] / (3-1) = 0,333;$$

$$D_D = [(3-2,33)^2 + (2-2,33)^2 + (2-2,33)^2] / (3-1) = 0,333;$$

$$t_p = |2,33 - 9,67| / ((0,333 + 0,333) / 3)^{0,5} = 15,6.$$

Значення $t_p = 15,6 > 2,92$, таким чином, відхилення результатів слід визнати значущим.

б) Визначаємо LC_{50} , LC_{50B} і LC_{50H} для моментів часу 48, 72 і 96 годин.
Для 48 годин.

$$X_K = 9,67; X_{100} = 4,33; X_{50} = 7,33; X_{10} = 9,33;$$

$$A_{100} = 100(9,67-4,33)/9,67 = 55,2(\%) \rightarrow \text{пробіт} - 5,13, \lg 100 = 2,00;$$

$$A_{50} = 100(9,67-7,33)/9,67 = 24,1(\%) \rightarrow \text{пробіт} - 4,29, \lg 50 = 1,70;$$

$$A_{10} = 100(9,67-9,33)/9,67 = 3,45(\%) \rightarrow \text{пробіт} - 3,18, \lg 10 = 1,00.$$

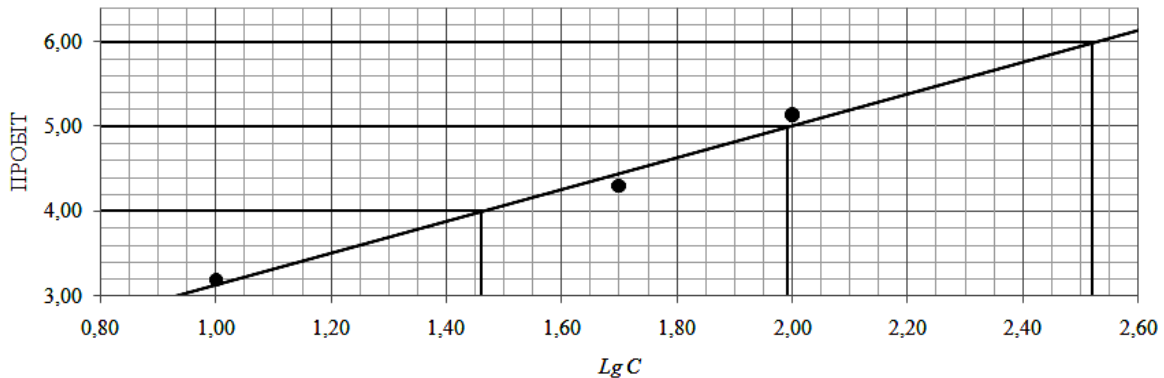


Рис. 3.2а – Визначення LC_{50} , LC_{16} і LC_{84} в момент часу 48 г.

Отримані дані („пробіт – логарифм”) наносимо на графік (рис. 3.2а), відкладаючи на осі абсцис логарифми концентрацій, а на осі ординат – пробіти, що їм відповідають. По цьому графіку і табл. 3.1 визначаємо:

$$A = 50\% \text{ відповідає пробіт } 5 \rightarrow \lg(LC_{50-48}) = 1,99 \rightarrow LC_{50-48} = 10^{1,99} = 97,72(\%) \rightarrow 0,01LC_{50-48} = 0,977;$$

$$A = 16\% \text{ відповідає пробіт } 4 \rightarrow \lg(LC_{16-48}) = 1,46 \rightarrow LC_{16-48} = 28,84(\%);$$

$$A = 84\% \text{ відповідає пробіт } 6 \rightarrow \lg(LC_{84-48}) = 2,52 \rightarrow LC_{84-48} = 331,1(\%).$$

Визначаємо верхню (LC_{50-48B}) і нижню (LC_{50-48H}) межі 95-відсоткового довірчого інтервалу за формулами (3.3) – (3.6).

У діапазон між $LC_{16-48} = 29\%$ і $LC_{84-48} = 331\%$ попадають дві концентрації фази, які досліджували: 50% і 100%. Повторність в досліді трикратна, тобто всього в діапазон попало 6 місткостей (3 з концентрацією 50% і 3 з концентрацією 100%), у кожній з яких було по 10 організмів, таким чином N^* дорівнює 60.

Далі:

$$S = 0,5[(331,1/97,72)+(97,72/28,84)] = 3,388;$$

$$F(LC_{50-48}) = 3,388^{2,77/[(60)^{0,5}]} = 3,350^{0,3576} = 1,547;$$

$$LC_{50-48B} = 97,72 * 1,547 = 151,2(\%) \rightarrow 0,01LC_{50-48B} = 1,51\%;$$

$$LC_{50-48H} = 97,72/1,547 = 63,16(\%) \rightarrow 0,01LC_{50-48Л} = 0,632\%.$$

Для 72 годин.

$$X_K = 9,67; X_{100} = 3,33; X_{50} = 6,00; X_{10} = 9,33;$$

$$A_{100} = 100(9,67-3,33)/9,67 = 65,5(\%) \rightarrow \text{пробіт} - 5,40, \lg 100 = 2,00;$$

$$A_{50} = 100(9,67-6,00)/9,67 = 37,9(\%) \rightarrow \text{пробіт} - 4,69, \lg 50 = 1,70;$$

$$A_{10} = 100(9,67-9,33)/9,67 = 3,45(\%) \rightarrow \text{пробіт} - 3,18, \lg 10 = 1,00.$$

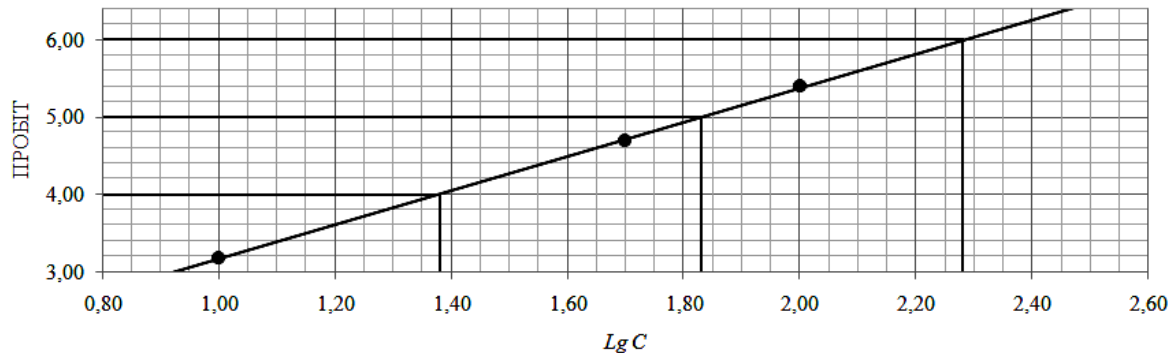


Рис. 3.2б – Визначення LC_{50} , LC_{16} і LC_{84} момент часу 72 г.

$$\lg(LC_{50-72}) = 1,83; LC_{50-72} = 67,61\% \rightarrow 0,01LC_{50-72} = 0,676;$$

$$LC_{16-72} = 23,99\%; LC_{84-72} = 190,5\%; N^* = 60; S = 2,818;$$

$$F(LC_{50-72}) = 2,818^{0,3576} = 1,449;$$

$$LC_{50-96B} = 67,61 * 1,449 = 97,93(\%) \rightarrow 0,01LC_{50-72Л} = 0,979\%$$

$$LC_{50-72H} = 67,61/1,449 = 46,67(\%) \rightarrow 0,01LC_{50-72Л} = 0,467\%.$$

Для 96 годин.

$$X_K = 9,67; X_{100} = 2,33; X_{50} = 4,67; X_{10} = 9,00;$$

$$A_{100} = 100(9,67-2,33)/9,67 = 75,9(\%) \rightarrow \text{пробіт} - 5,70, \lg 100 = 2,00;$$

$$A_{50} = 100(9,67-4,67)/9,67 = 51,7(\%) \rightarrow \text{пробіт} - 5,04, \lg 50 = 1,70;$$

$$A_{10} = 100(9,67-9,00)/9,67 = 6,90(\%) \rightarrow \text{пробіт} - 3,52, \lg 10 = 1,00.$$

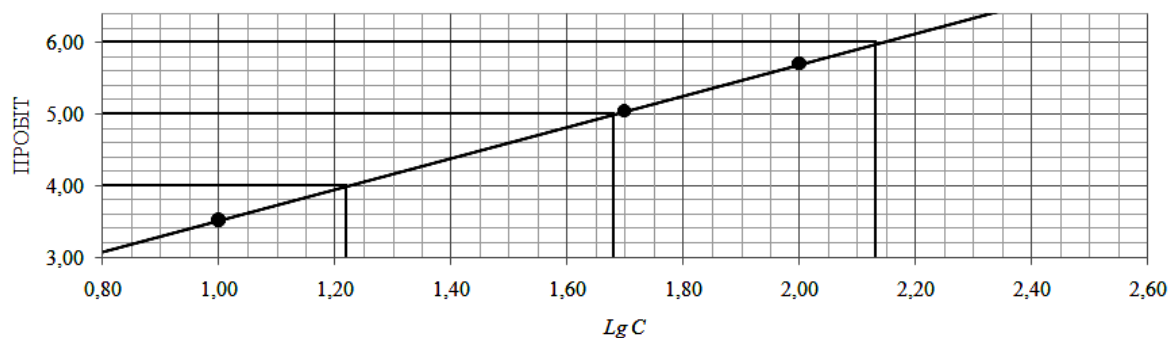


Рис. 3.2в – Визначення LC_{50} , LC_{16} і LC_{84} момент часу 96 г.

$$\begin{aligned}
 \lg(LC_{50-96}) &= 1,68; LC_{50-96} = 47,86\% \rightarrow 0,01LC_{50-96} = 0,479; \\
 LC_{16-96} &= 16,60\%; LC_{84-96} = 134,9\%; N^* = 60; S = 2,851; \\
 F(LC_{50-96}) &= 2,851^{0,3576} = 1,455; \\
 LC_{50-96B} &= 47,86 * 1,455 = 69,62(\%) \rightarrow 0,01LC_{50-96B} = 0,696\%; \\
 LC_{50-96H} &= 47,86/1,455 = 32,91(\%) \rightarrow 0,01LC_{50-96H} = 0,329\%.
 \end{aligned}$$

в) Одержані $ГДК = 0,01LC_{50-T}$ і межі 95-відсоткового довірчого інтервалу для певних моментів часу логарифмуємо, наносимо на графік (рис. 3.3) та по точках проводимо пряму лінію. Цю лінію називають кривою „смертності”.

г) Побудуємо криву розводження.
Координати першої точки завжди відомі – $(0; \lg 100=2,00)$.

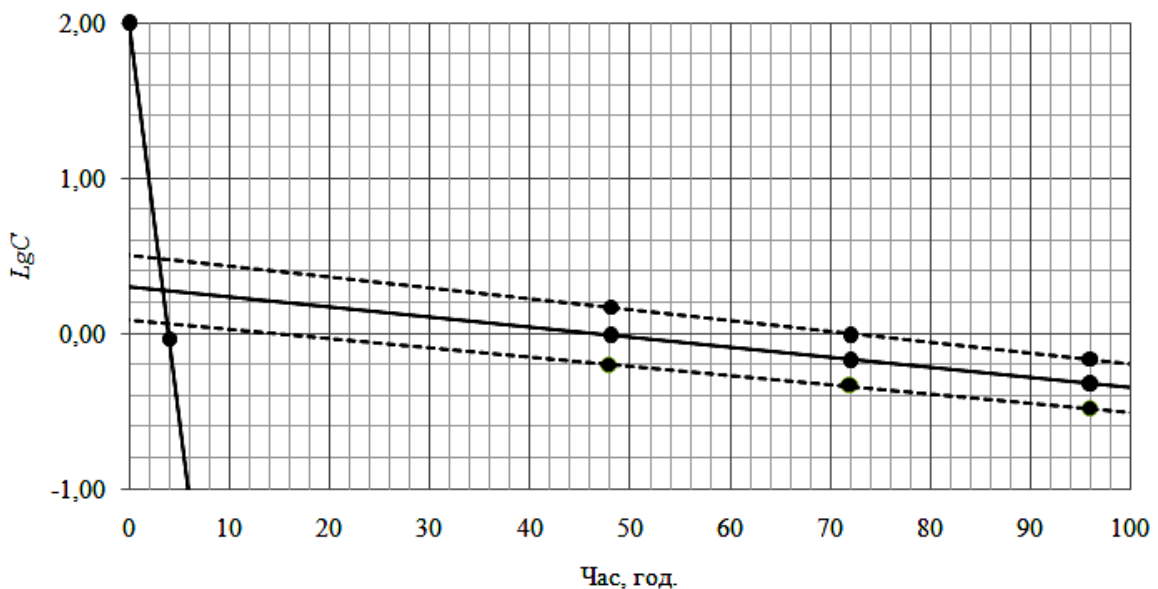


Рис. 3.3 – Зіставлення кривих „смертності” і розводження

Для другої розраховуємо концентрацію фази в зоні початкового змішування через 4 години після скиду за формулою (3.12):

$$C_4 = 100 * 980 / 104000 = 0,942\% \rightarrow \lg 0,942 = -0,0258.$$

Координати другої точки – $(4; -0,026)$.

Одержані дані наносимо на графік рис. 3.3 і проводимо пряму лінію.

д) Із рис. 3.3 видно, що крива розводження і смертності перетинаються в межах 4-х годинного інтервалу часу. Тобто, перевищення $ГДК = 0,01LC_{50}$ спостерігається лише в зоні початкового змішування протягом перших 4-х годин після скиду. (Можна казати також, що з імовірністю 95% через чотири години після скиду ґрунту концентрація фази буде нижче $0,01LC_{50}$). Це відповідає вимогам норм якості морських вод. Таким чином, розглянуті ґрунти можна скидати на морське звалище.

3.8 Завдання для виконання практичної роботи

1) За одним із варіантів (остання цифра залікової книжки) у табл. 3.11 класифікувати стічні води на деякому етапі технологічного процесу підприємства *K*.

Вихідні дані. Умови тестування такі, як і у прикладі 1. Підсумки тестування наведені у табл. 3.11.

Таблиця 3.11 – Підсумки тестування стічних вод на різних етапах технологічного процесу підприємства *K* по варіантах

Варіант	Повторність	Кількість живих дафній в контрольні моменти часу				
		1	6	24	48	96
Контроль	1	10	10	10	10	10
	2	10	10	10	9	9
	3	10	10	10	10	10
1	1	9	8	7	7	6
	2	8	7	6	6	5
	3	9	7	7	5	4
2	1	8	6	5	5	4
	2	9	7	5	4	4
	3	8	6	6	5	3
3	1	7	6	5	4	3
	2	6	5	4	3	2
	3	6	5	4	2	2
4	1	7	6	5	5	4
	2	8	7	6	5	4
	3	9	8	7	6	5
5	1	9	7	6	5	4
	2	8	8	7	4	4
	3	9	8	6	4	3
6	1	8	7	6	5	4
	2	9	7	5	4	3
	3	8	6	4	3	2
7	1	7	6	5	4	3
	2	6	5	4	3	2
	3	6	5	5	3	2
8	1	5	4	3	2	2
	2	5	4	4	3	2
	3	6	5	4	3	3
9	1	9	8	7	6	6
	2	8	7	6	5	4
	3	9	8	7	6	5
10	1	8	7	6	5	5
	2	9	7	5	4	4
	3	8	8	7	6	4

2) Визначити, впливають чи ні стічні води підприємства Н на ефективність біологічних очисних споруд.

Вихідні дані. Умови тестування такі, як і у прикладі 2. Підсумки тестування наведені у табл. 3.12.

Таблиця 3.12 – Підсумки тестування стічних вод парамеціями

Варіант	Повторність	Кількість живих парамецій	
		спочатку тестування	наприкінці тестування
Контроль	1	11	10
	2	10	10
	3	10	10
1	1	11	7
	2	10	6
	3	10	7
2	1	10	5
	2	10	5
	3	11	6
3	1	11	5
	2	10	4
	3	10	4
4	1	11	3
	2	10	3
	3	11	4
5	1	10	6
	2	10	7
	3	10	6
6	1	10	6
	2	10	5
	3	11	4
7	1	10	5
	2	10	4
	3	11	5
8	1	11	3
	2	10	4
	3	11	4
9	1	10	7
	2	10	6
	3	11	7
10	1	11	6
	2	10	5
	3	11	7

3) Класифікувати токсичність стічних вод, які скидаються у водні об'єкти.

Вихідні дані. Умови тестування такі, як і у прикладі 3. Підсумки тестування наведені у табл. 3.13.

Таблиця 3.13 – Підсумки тестування стічних вод, які відводяться у водні об'єкти

Кратність розводження	Повторність	Кількість живих дафній через 96 годин тестування по варіантах									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Контроль	1	10	10	10	10	10	9	10	9	10	9
	2	9	10	9	10	9	10	10	10	10	10
	3	10	10	10	10	10	10	9	10	9	10
1	1	3	5	2	3	1	4	4	5	4	5
	2	3	4	2	2	1	3	3	5	4	4
	3	4	4	3	2	2	4	2	6	3	5
2	1	5	6	5	5	4	6	6	7	6	6
	2	6	5	5	4	4	7	5	6	5	7
	3	7	5	6	3	5	6	4	7	6	6
4	1	7	7	6	6	5	7	6	8	7	7
	2	6	8	6	5	5	7	6	8	7	8
	3	7	7	7	5	6	8	5	7	8	7
6	1	8	8	7	7	6	8	7	9	8	8
	2	7	9	7	6	6	8	6	9	8	9
	3	7	8	7	7	7	8	7	9	8	8
10	1	9	10	8	8	7	9	9	10	9	9
	2	8	8	8	7	8	9	8	9	10	9
	3	9	9	9	9	8	8	8	9	9	9
n	-	3,2	2,8	1,9	2,5	2,2	3,5	1,8	2,1	3,6	2,0

4) Зробіть висновок: можливий чи ні скид ґрунтів днозаглиблення порту Н на морське звалище.

Вихідні дані. Дослідження фази завислих частинок і твердої фази показали, що вони не впливають негативно на екологічний стан морського середовища. Об'єми досліджуваної фази (W_{ϕ}) при скиді і зони початкового змішування (W_4) по варіантах містяться в табл. 3.14. Підсумки тестування рідкої фази наведені в табл. 3.15.

Таблиця 3.14 – Об’єм фази при скиді (W_{ϕ}) і зони початкового змішування (W_4)

Варіант	1	2	3	4	5	6	7	8	9	0
$W_{\phi}, \text{м}^3$	680	950	730	1020	870	830	1080	770	910	620
$W_4, \text{м}^3$	85000	90200	87000	93000	79000	86000	95000	75000	89000	98000

Таблиця 3.15 – Підсумки тестування рідкої фази по варіантах

Варіант	Концентрація фази	Повторність	Кількість живих організмів в контрольні моменти часу після початку тестування					
			4	8	24	48	72	96
–	Контроль	1	10	10	10	10	10	10
		2	10	10	10	10	9	9
		3	10	10	10	10	10	10
1	100	1	10	9	8	7	7	6
		2	9	8	7	6	6	5
		3	10	9	7	7	5	4
	50	1	10	9	9	8	7	7
		2	10	10	9	8	8	7
		3	10	10	9	8	8	7
	10	1	10	10	10	10	10	9
		2	10	10	10	9	9	9
		3	10	10	9	9	9	9
2	100	1	9	8	6	5	5	4
		2	10	9	7	5	4	4
		3	9	8	6	6	5	3
	50	1	10	9	8	7	6	6
		2	9	8	8	7	7	5
		3	10	8	8	7	6	6
	10	1	10	10	9	9	8	8
		2	10	9	9	9	9	8
		3	10	10	9	9	8	8
3	100	1	8	7	6	5	4	3
		2	7	6	5	4	3	2
		3	8	6	5	4	2	2
	50	1	9	8	7	6	6	5
		2	9	7	6	5	5	4
		3	9	7	6	5	4	3
	10	1	10	10	9	8	7	7
		2	10	10	9	8	6	6
		3	10	9	9	8	7	7

Продовження табл. 3.15

Варіант	Концентрація фази	Повторність	Кількість живих організмів в контрольні моменти часу після початку тестування					
			4	8	24	48	72	96
–	Контроль	1	10	10	10	10	10	10
		2	10	10	10	10	9	9
		3	10	10	10	10	10	10
4	100	1	7	5	4	3	2	1
		2	6	5	3	3	2	1
		3	7	6	4	4	3	2
	50	1	9	7	6	5	5	4
		2	9	8	7	6	5	4
		3	10	9	8	7	6	5
	10	1	9	9	8	8	7	6
		2	10	9	8	7	7	6
		3	9	9	8	7	7	7
5	100	1	10	9	7	6	5	4
		2	9	8	8	7	5	4
		3	10	9	8	6	4	3
	50	1	10	9	9	8	7	6
		2	10	10	9	7	6	5
		3	10	10	9	8	7	6
	10	1	10	10	10	10	10	9
		2	10	10	10	9	9	9
		3	10	10	9	9	9	9
6	100	1	9	8	7	6	5	4
		2	10	9	7	5	4	3
		3	9	8	6	4	3	2
	50	1	10	9	8	7	6	6
		2	9	8	8	6	5	5
		3	10	8	8	7	5	4
	10	1	10	10	9	9	8	8
		2	10	10	9	9	9	8
		3	10	9	9	9	8	8
7	100	1	8	7	6	5	4	3
		2	7	6	5	4	3	2
		3	8	6	5	5	3	2
	50	1	9	8	7	6	5	5
		2	9	7	6	5	5	4
		3	9	7	6	5	4	3
	10	1	10	10	9	8	7	7
		2	10	10	9	8	6	6
		3	10	9	9	8	7	6

Кінець табл. 3.15

Варіант	Концентрація фази	Повторність	Кількість живих організмів в контрольні моменти часу після початку тестування					
			4	8	24	48	72	96
–	Контроль	1	10	10	10	10	10	10
		2	10	10	10	10	9	9
		3	10	10	10	10	10	10
8	100	1	7	5	4	3	2	2
		2	6	5	4	4	3	2
		3	7	6	5	4	3	3
	50	1	9	7	6	6	5	5
		2	10	8	7	6	5	5
		3	9	9	8	7	6	5
	10	1	9	9	8	8	7	6
		2	10	9	8	7	7	7
		3	9	9	8	7	7	7
9	100	1	10	9	8	7	6	6
		2	9	8	7	6	5	4
		3	10	9	8	7	6	5
	50	1	10	9	9	8	7	7
		2	10	10	9	8	7	6
		3	10	10	9	9	8	7
	10	1	10	10	10	10	10	9
		2	10	10	10	9	9	9
		3	10	10	9	9	9	9
10	100	1	9	8	7	6	5	5
		2	10	9	7	5	4	4
		3	9	8	8	7	6	4
	50	1	10	9	8	7	6	6
		2	9	8	8	7	6	5
		3	10	8	8	8	7	6
	10	1	10	10	9	9	8	8
		2	10	10	9	9	9	8
		3	10	9	9	9	8	8

4 ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОД

4.1 Загальні положення

Екологічна оцінка дається при здійсненні екологічного моніторингу для оцінки стану водних об'єктів, при розробці ОВНС, при оцінці ефективності природоохоронних заходів, при виробленні природоохоронної політики. Вона дозволяє помітити тенденції змін якості поверхневих вод суші та естуаріїв України (як загалом, так і за окремими показниками), які спричиняються природними процесами і внаслідок прямої чи опосередкованої антропогенної дії.

Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв повинна обов'язково включати всі 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, котра 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, котрі найточніше характеризують екологічний стан водного об'єкта (чи його ділянки) і відповідно цьому станові якість води. Ці разові значення окремих показників якості води зіставляються з відповідними критеріями якості води, представленими в таблицях системи екологічної класифікації. На підставі 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 у цілому встановлюється за показником з найбільшим номером категорії.

Процедура виконання ґрунтовної 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 певний період спостережень.

a) Вихідні дані за окремими показниками групуються 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 з якості води за окремими показниками групуються 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, котрі 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 виборки, досить далеко від максимальних (найгірших) значень.

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

б) 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 (табл. 4.1–4.9);

- 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

$I_{3\text{МАХ}}$. 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, відповідних 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 (4.1):

$$I_E = \{I_1 + I_2 + I_3\} / 3, \quad (4.1)$$

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 (див. с)), обчислюється для середніх і для найгірших значень категорій окремо. Він може бути дробовим числом.

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

Сольовий склад поверхневих вод суші та естуаріїв оцінюється за сумою іонів та окремими інгредієнтами (табл. 4.1 – 4.4). 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^- складає 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, наприклад:

- гідрокарбонатний клас, група кальцію, тип другий – C^{Ca}_{II} ;
- сульфатно-хлоридно-кальцієві води другого типу – SCl^{Ca}_{II} .

Прісні гіпо- і олігогалінні та солонуваті *b*-мезогалінні 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-сапро-біологічними (еколого-санітарними) критеріями (табл. 4.5) виконується на підставі 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 (табл. 4.6 – 4.8) 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 (забрудненості), а також ступінь трофності і зона сапробності оцінюваних поверхневих вод представлені у таблиці 4.9.

Екологічна оцінка є неодмінною умовою екологічного нормування якості поверхневих вод, його попереднім етапом. Тому при виконанні екологічної оцінки треба передбачити зіставлення одержаних результатів зі значеннями екологічних нормативів, встановленими для даного водного об'єкта. Це необхідно для аналізу відповідності (чи невідповідності) якості вод значенням усіх тих показників, котрі встановлені у результаті екологічного нормування якості вод для конкретного водного об'єкта.

Результати екологічної оцінки якості поверхневих вод суші та естуаріїв подаються у вигляді таблиць, графіків і карт. Найбільш наочним засобом подання результатів екологічної оцінки якості води є картографічний.

4.2 Основні терміни, поняття та позначення

Біологічна індикація сапробності вод – визначення якості води за наявністю та характеристиками водних організмів – індикаторів сапробності.

Біологічне тестування вод – визначення якості води за реакціями водних організмів (тест-об'єктів) на вміст у воді отруйних для них речовин.

Води поверхневі – води різних водних об'єктів, що знаходяться на земній поверхні.

Водна екосистема – екологічна система водного об'єкта, в якій нерозривно поєднуються неживе середовище – абіотичні компоненти та біота-біотичні компоненти (складний комплекс угруповань і популяцій рослин, тварин, мікроорганізмів).

Водний об'єкт – сформований природою або створений штучно об'єкт ландшафту чи геологічна структура, де зосереджуються води (річка, озеро, море, водосховище, канал, водоносний горизонт).

Галинність вод – ступінь мінералізації (солоності) вод суші, естуаріїв та моря.

Евтрофування вод – підвищення біологічної продуктивності водних об'єктів внаслідок збільшення вмісту у воді біогенних елементів.

Екологічне благополуччя водних об'єктів – стан рівноваги екосистем водних об'єктів з нормальною структурою, сталим функціонуванням та відтворенням основних компонентів, незважаючи на вплив антропогенних і природних чинників.

Екологічні нормативи якості води – науково обґрунтовані кількісні значення показників якості води (гідрофізичних, гідрохімічних, гідробіологічних, бактеріологічних, специфічних речовин), котрі

відображають природний стан водного об'єкта та цілі водоохоронної діяльності щодо покращення або зберігання його екологічного благополуччя.

Екологічна оцінка якості вод – віднесення вод до певного класу і категорії з екологічною класифікацією на підставі аналізу значень показників (критеріїв) її складу і властивостей з наступним їх обчисленням та інтегруванням (ручним чи автоматизованим способом).

Автоматизована екологічна оцінка якості вод – створення програмного забезпечення, за допомогою якого кількісна оцінка якості вод за значеннями окремих показників чи комплексу показників, а також віднесення якості вод до певного класу (категорії) здійснюється на ЕОМ.

Формалізація екологічної оцінки якості вод – переведення словесного (вербального) опису системи показників, критеріїв, засобів і процедури екологічної оцінки якості вод на математичну мову, яка використовує арифметичні операції, кількісні значення, спеціальні символи, рівності, нерівності і елементи математичної логіки.

Естуарії – ділянки гідросфери, які є перехідними зонами між поверхневими водами суші та морями. В екологічному відношенні естуарії є екотонами, тобто перехідними зонами життя прісноводних і морських угруповань гідробіонтів.

Індекси якості води – узагальнена числова оцінка якості води за сукупністю основних показників, яка визначається відповідно до класів і категорій якості вод. Існують індекси групові (блокові) та комплексні – екологічні.

Класифікація – упорядкування множини будь-яких об'єктів в групи (категорії, класи, розряди), які є підмножинами. Кожна група може, в свою чергу, бути поділена аналогічним чином на дрібніші субмножини. Класифікація здійснюється за певними якісними ознаками об'єктів чи за їх кількісними значеннями – критеріями.

Класи і категорії якості вод – рівні якості вод, установлені за інтервалами числових значень показників їх складу і властивостей.

Критерії – мірило для визначення, оцінки об'єкта чи явища; якісна чи кількісна ознака, взята за основу класифікації.

Критерії якості вод – показник складу та властивостей води в його кількісному виразі у вигляді значення, котрому відповідають певні клас і категорія якості води. Кількісна ознака чи комплекс таких ознак, за якими здійснюється класифікація та оцінка якості вод.

Критерії якості вод екологічні – критерії якості вод, за якими вода класифікується та оцінюється як компонент екосистеми з урахуванням умов її нормального функціонування. Кількісні значення елементарних гідрофізичних, гідрохімічних, гідробіологічних та специфічних показників, а також комплексні кількісні показники, побудовані на інтегруванні елементарних ознак якості вод. На основі елементарних та узагальнюючих критеріїв визначаються класи, категорії та індекси якості вод, сапробність

та трофність, котрі відображають стан водних екосистем.

Радіаційна дія – шкідливий чи (за певних умов) корисний вплив іонізуючого випромінювання на живі організми.

Самозабруднення вод – поліпшення якості вод внаслідок трансформації забруднювальних речовин в процесі нормального функціонування водних екосистем.

Сапробність вод – рівень вмісту у воді органічних речовин, що розкладаються. Може визначатися за характеристиками видового складу і чисельності гідробіонтів–індикаторів сапробності.

Стан поверхневих вод екологічний – характеристика абіотичних і біотичних компонентів води та донних відкладів, які властиві екосистемам певних водних об'єктів.

Природний екологічний стан поверхневих вод – екологічний стан водних об'єктів, який існував чи може існувати за умов відсутності чи незначного впливу людської діяльності. Якість води при цьому характеризується фоновими або типовими значеннями показників сольового складу, трофо–сапробності та вмісту специфічних речовин.

“Відмінний” екологічний стан поверхневих вод – такий екологічний стан водних об'єктів, який свідчить, що вони не зазнають значного впливу людської діяльності.

“Добрий” екологічний стан поверхневих вод – такий екологічний стан водних об'єктів, який свідчить, що вони зазнають впливу людської діяльності, проте мають багату, збалансовану, благополучну екосистему і воду задовільної споживчої цінності.

Токсична дія – шкідливий вплив отруйних речовин, які містяться у воді, на живі організми–гідробіонти.

Токсичність води – властивість води, яка містить отруйні речовини, шкідливо діяти на живі організми–гідробіонти.

Трофність водних об'єктів – ступінь біологічної продуктивності екосистем водних об'єктів, котра визначається вмістом у воді біогенних елементів (насамперед, фосфору і азоту) і комплексом гідрологічних, гідрохімічних, гідробіологічних та інших чинників.

Якість вод – характеристика складу і властивостей води, яка визначає її придатність для конкретної мети використання.

“Відмінна” якість вод – з екологічних позицій – це якість води, яка формується у водних об'єктах з “відмінним” екологічним станом і відповідає найвищим екологічним і споживчим кондиціям.

“Добра” якість води – з екологічних позицій – це якість води, у водному об'єкті за наявності чи умов досягнення “доброго” екологічного стану поверхневих вод.

БСК₅ – біохімічне споживання кисню у воді за 5 діб.

БСК₁ – біохімічне споживання кисню у воді за 1 добу.

pH – показник концентрації іонів водню.

A/R – відношення величини валової первинної продукції

фітопланктону до величини деструкції органічної речовини в планктоні – індекс самозабруднення-самоочищення води.

4.3 Таблиці класифікації якості поверхневих вод суші та естуаріїв

Таблиця 4.1 – Класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв за критерієм мінералізації

Клас Якості вод	Прісні води – I		Солонуваті води – II			Солоні води – III	
Категорія якості вод	Гіпо-галинні – 1	Оліго-галинні – 2	β -мезо-галинні – 3	α -мезо-галинні – 4	Полі-галинні – 5	Еугалинні – 6	Ультра-галинні – 7
Мінералізація, мг/дм ³	Менше 500	510–1000	1010–5000	5010–18000	18010–30000	30010–40000	Більше 40000

Таблиця 4.2 – Класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв за критеріями іонного складу.

Клас	Гідрокарбонатні (C)			Сульфатні (S)			Хлоридні (Cl)		
Група	Ca	Mg	Na	Ca	Mg	Na	Ca	Mg	Na
Тип	I, II, III	I, II, III	I, II, III	II, III, IV	II, III, IV	I, II, III	II, III, IV	II, III, IV	I, II, III

Таблиця 4.3 – Класифікація якості прісних гіпо– та оліго-галинних вод за критеріями забруднення компонентами сольового складу

Клас якості вод	I	II		III		IV	V
Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7
Сума іонів, мг/дм ³	<500	501–750	751–1000	1001–1250	1251–1500	1501–2000	>2000
Хлориди, мг/дм ³	< 20	21–30	31–75	76–150	151–200	201–300	>300
Сульфати, мг/дм ³	<50	51–75	76–100	101–150	151–200	201–300	>300

Таблиця 4.4 – Класифікація якості солоноватих β -мезогалинних вод за критеріями забруднення компонентами сольового складу

Клас якості вод	I		II		III		IV	V
Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7	
Сума іонів, мг/дм ³	1000–1500	1501–2000	2001–2500	2501–3000	3001–3500	3501–4000	>4000	
Хлориди, мг/дм ³	< 200	201–400	401–600	601–800	801–1000	1001–1200	>1200	
Сульфати, мг/дм ³	< 400	401–800	801–900	901–1000	1001–1100	1101–1200	>1200	

Таблиця 4.5 – Екологічна класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв за трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) критеріями

Клас якості вод	I		II		III		IV	V
Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7	
Гідрофізичні								
Завислі речовини, мг/дм ³	<5	5–10	11–20	21–30	31–50	51–100	>100	
Прозорість м	>1,50	1,00–1,50	0,65–0,95	0,50–0,60	0,35–0,45	0,20–0,30	<0,20	
Гідрохімічні								
<i>pH</i>	6,9–7,0	6,7–6,8 7,6–7,9	6,5–6,6 8,0–8,1	6,3–6,4 8,2–8,3	6,1–6,2 8,4–8,5	5,9–6,0 8,6–8,7	<5,9 >8,7	
Азот амонійний, мг/дм ³	<0,10	0,10–0,20	0,21–0,30	0,31–0,50	0,51–1,00	1,01–2,50	>2,50	
Азот нітритний, мг/дм ³	<0,002	0,002–0,005	0,006–0,010	0,011–0,020	0,021–0,050	0,051–0,100	>0,100	
Азот нітратний, мг/дм ³	<0,20	0,20–0,30	0,31–0,50	0,51–0,70	0,71–1,00	1,01–2,50	>2,50	

Продовження табл. 4.5

Фосфор фосфатів, мг/дм ³	<0,015	0,015–0,030	0,031–0,050	0,051–0,100	0,101–0,200	0,201–0,300	>0,300
Розчинений кисень, мг/дм ³	>8,0	7,6–8,0	7,1–7,5	6,1–7,0	5,1–6,0	4,0–5,0	<4,0
% насичення	96–100 101–105	91–96 106–110	81–90 111–120	71–80 121–130	61–70 131–140	40–60 141–150	<40 >150
Перманганат. окисл., мг/дм ³	<3,0	3,0–5,0	5,1–8,0	8,1–10,0	10,1–15,0	15,1–20,0	>20,0
Біхроматна окисл., мг/дм ³	<9	9–15	16–25	26–30	31–40	41–60	>60
<i>БСК</i> ₅ , мг/дм ³	<1,0	1,0–1,6	1,7–2,1	2,2–4,0	4,1–7,0	7,1–12,0	>12,0
Гідробіологічні							
Біомаса фітопланкт., мг/дм ³	<0,5	0,5–1,0	1,1–2,0	2,1–5,0	5,1–10,0	10,1–50,0	>50,0
Індекс самоочищ.-самозабр. (<i>A/R</i>)	1,0	0,9 1,1	0,8 1,2	0,7 1,3–1,5	0,6 1,6–2,0	0,5 2,1–2,4	<0,5 >2,5
Бактеріологічні							
Чисельн.бак-теріопланкт., млн.кл/см ³	<0,5	0,5–1,5	1,6–2,5	2,6–5,0	5,1–7,0	7,1–10,0	>10,0
Чис.сапрофіт.бактер., тис.кл/см ³	<1,0	1,0–3,0	3,1–5,0	5,1–10,0	10,1–25,0	5,1–100,0	>100,0
Біоіндексація сапробності (індекси сапробності)							
за Пантле–Букком	<1,0	1,0–1,5	1,6–2,0	2,1–2,5	2,6–3,0	3,1–3,5	>3,5
за Гуднайтом – Уітлеєм	1–20	21–45	46–60	61–70	71–80	81–90	91–100

Кінець табл. 4.5

Сапробність	олігосапробні		β -мезосапробні		α -мезосапробні		полісапробні
	β -олігосапробні	α -олігосапробні	β' -мезосапробні	β'' -мезосапробні	β -олігосапробні	α -олігосапробні	β' -мезосапробні
Трофність (переважаючий тип)	Оліготрофні	Мезотрофні		Евтрофні		Політрофні	Гіпертрофні
	Оліготрофні	Мезотрофні	Мезоевтрофні	Евтрофні	Евполітрофні	Політрофні	Гіпертрофні

Таблиця 4.6 – Екологічна класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв за критеріями вмісту специфічних речовин токсичної дії

Клас якості вод	I	II		III		IV	V
Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7
Ртуть, мкг/дм ³	<0,02	0,02–0,05	0,06–0,20	0,21–0,50	0,51–1,00	1,01–2,50	>2,50
Кадмій, мкг/дм ³	<0,1	0,1	0,2	0,3–0,5	0,6–1,5	1,6–5,0	>5,0
Мідь, мкг/дм ³	<1	1	2	3–10	11–25	26–50	>50
Цинк, мкг/дм ³	<10	10–15	16–20	21–50	51–100	101–200	>200
Свинець, мкг/дм ³	<2	2–5	6–10	11–20	21–50	51–100	>100
Хром, мкг/дм ³	<2	2–3	4–5	6–10	11–25	26–50	>50
Нікель, мкг/дм ³	<1	1–5	6–10	11–20	21–50	51–100	>100
Миш'як, мкг/дм ³	<1	1–3	4–5	6–15	16–25	26–35	>35
Залізо, мкг/дм ³	<50	50–70	76–100	101–500	501–1000	1001–2500	>2500

Кінець табл. 4.6

Марганець, мкг/дм ³	<10	10–25	26–50	51–100	101–500	501– 1250	>1250
Фториди, мкг/дм ³	<100	100–125	126–150	151–200	201–500	501– 1000	>1000
Цианіди, мкг/дм ³	0	1–5	6–10	10–25	26–50	51–100	>100
Нафтопродук- ти, мкг/дм ³	<10	10–25	26–50	51–100	101–200	201–300	>300
Феноли, мкг/дм ³	0	<1	1	2	3–5	6–20	>20
СПАР, мкг/дм ³	0	<10	10–20	21–50	51–100	101–250	>250

Таблиця 4.7 – Екологічна класифікація якості гіпо– та олігогалинних і солонуватих *b*–мезогалинних вод за рівнем токсичності

Клас якості вод	I		II		III		IV	V
Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7	
Оцінюється смертність <i>Daphnia magna str.</i> , <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lill., та інші	смертність відсутня	смертність відсутня або менше 10% протягом 48–годинного біотестування		смертність відсутня або менше 10% протягом 24–годинного біотестування		смертність $\geq 50\%$ за 48 годин біотестування	смертність $\geq 50\%$ за 24 години біотестування	
Оцінюється смертність <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lill за 48 годин біотестування в одиницях гострої летальної токсичності	відсутня	відсутня	відсутня	відсутня	відсутня	1	>1	
Оцінюється зменшення БСК ₁ (за добу) в %	0	0	<10	10–30	31–50	51–70	>70	

Кінець табл. 4.7

Оцінюється виживання або плодючість <i>Ceriodaphnia</i> за 7–10 діб в одиницях хронічної токсичності	<1	1	1	2	4	8	>8
--	----	---	---	---	---	---	----

Таблиця 4.8 – Екологічна класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв за критеріями специфічних показників радіаційної дії

Клас якості вод	I	II		III		IV	V
Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7
Сумарна β -активність, Ku/dm^3	<0,44* 10^{-11}	(0,44–0,55)* 10^{-11}	(0,56–0,75)* 10^{-11}	(0,76–1,0)* 10^{-11}	(1,1–15,0)* 10^{-11}	(15,1–7,0)* 10^{-11}	>27,0* 10^{-11}
^{90}Sr , Ku/dm^3	<6,2* 10^{-13}	(6,2–7,5)* 10^{-13}	(7,6–9,9)* 10^{-13}	(1,0–3,0)* 10^{-12}	3,1* 10^{-12} – 4,0* 10^{-11}	(4,1–9,0)* 10^{-11}	>9,0* 10^{-11}
^{137}Cs , Ku/dm^3	<1,2* 10^{-13}	(1,2–2,5)* 10^{-13}	(2,6–5,0)* 10^{-13}	5,1* 10^{-13} – 5,0* 10^{-12}	5,1* 10^{-12} – 1,5* 10^{-10}	1,6* 10^{-10} – 1,5* 10^{-9}	>1,5* 10^{-9}

Таблиця 4.9 – Класи та категорії якості поверхневих вод суші та естуаріїв України за екологічною класифікацією

Клас якості вод	I	II		III		IV	V
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

Кінець табл. 4.9

Назва класів і категорій якості вод за ступенем їх чистоти	дуже чисті	чисті		забруднені		брудні	дуже брудні
	дуже чисті	чисті	досить чисті	слабко-забруднені	помірно-забруднені	брудні	дуже брудні
Трофність (переважно тип)	оліготрофні	мезотрофні		евтрофні		політрофні	гіпертрофні
	оліготрофні оліго-мезотрофні	мезотрофні	мезо-евтрофні	евтрофні	ев-політрофні	політрофні	гіпертрофні
Сапробність	олігосапробні		β -мезосапробні		α -мезосапробні		полісапробні
	β -олігосапробні	α -олігосапробні	β' -мезосапробні	β'' -мезосапробні	α' -мезосапробні	α'' -мезосапробні	полісапробні

ЛИТЕРАТУРА

1. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. В.Д.Романенко, В.М.Жукинський, О.П.Оксюк та ін. – К.: СИМВОЛ-Т, 1998. – 28 с.

4.4 Контрольні запитання

1. Які спеціалізовані класифікації включає система екологічної класифікації якості поверхневих вод?
2. Як обчислюється екологічний індекс?
3. Скільки значень має блоковий індекс?
4. Як обчислюються блокові індекси?
5. Що таке сапробність вод?
6. Що таке трофність вод?
7. Що таке галинність вод?
8. Етапи виконання екологічної оцінки якості вод.
9. Як визначається клас, група та тип вод за критеріями іонного складу?

4.5 Приклад екологічної оцінки якості вод

Екологічна оцінка якості вод виконана для р. Дунай за даними спостережень біля міста Кілія (табл. 4.10).

На етапі групування і обробки вихідних даних якості води останні групуються за окремими показниками в межах трьох блоків (таблиця 4.10).

Згруповані по блоках вихідні дані піддаються певній обробці, в результаті визначаються мінімальні і максимальні (чисельник) та середньоарифметичні (знаменник) значення для кожного із показників, які наведені у другому стовпці таблиці 4.10.

На етапі визначення класів і категорій якості води середні арифметичні та найгірші значення якості води (максимальні чи мінімальні) для кожного показника окремо зіставляються з відповідними критеріями якості води, представленими у таблицях 4.1 – 4.9.

Для кожного з трьох блоків на основі проведеного зіставлення визначаються категорії і класи води за середнім і найгіршим значеннями для кожного показника окремо, які наведені у третьому та четвертому стовпці таблиці 4.10.

На етапі узагальнення оцінок якості води повинно бути визначено шість значень блокових індексів. Середні значення для трьох блокових індексів якості води визначаються шляхом обчислення середнього номера категорії за всіма показниками даного блоку. Так для трьох блоків визначені блокові індекси дорівнюють 2,0, 3,8, та 4,8 відповідно (табл. 4.10, стовпець 5). Дробові значення блокових індексів дозволяють диференціювати оцінку якості води за рахунок визначення субкатегорій. Таким чином, 2, 4(3) та 5(4) – це відповідні субкатегорії якості води.

Найгірші значення для трьох блокових індексів якості води визначаються за відносно найгіршим показником (з найбільшим номером категорії серед всіх показників даного блоку). Для трьох блоків ці показники становлять 5,0, 7,0 і 7,0 відповідно (табл. 4.10).

Таблиця 4.10 – Екологічна характеристика якості вод р. Дунай, м. Кілія

Показник	Значення	Категорія	Клас	Індекс
1	2	3	4	5
Сольовий склад				
Сума іонів, мг/дм ³	336 – 591	2	I	$I_{\text{СЕР}} = \frac{1+2+3}{3} = \frac{6}{3} = 2,0$ $I_{\text{МАХ}} = 5,0$
	409	1	I	
HCO_3^- , мг/дм ³ , (мг-екв./дм ³)	170 – 245 (4,02)			
	198 (3,24)			
SO_4^{2-} , мг/дм ³ , (мг-екв./дм ³)	24,3 – 196 (4,08)	5	III	
	70,7 (1,47)	2	II	
Cl^- , мг/дм ³ , (мг-екв./дм ³)	28,7 – 45,4 (1,28)	3	II	
	33,9 (0,96)	3	II	
Ca^{2+} , мг/дм ³ , (мг-екв./дм ³)	25,7 – 52,0 (2,59)			
	42,9 (2,14)			
Mg^{2+} , мг/дм ³ , (мг-екв./дм ³)	9,8 – 21,2 (1,70)			
	13,9 (1,11)			
$\text{Na}^+ + \text{K}^+$, мг/дм ³ , (мг-екв./дм ³)	10,4 – 90,2 (2,91)			
	33,2 (1,07)			

Кінець табл. 4.10

Трофо-сапробіологічні (еколого-санітарні)			
Гідрофізичні			
Завислі речовини, мг/дм ³	26,0 – 452	7	V
	162	7	V
Прозорість, м	0,04 – 0,5	7	V
	0,2	6	IV
Гідрохімічні			
<i>pH</i>	7,75 – 8,15	4	III
	7,96	3	II
<i>NH₄⁺</i> , мгN/дм ³	0,01 – 0,15	2	II
	0,05	1	I
<i>NO₂⁻</i> , мгN/дм ³	0,001 – 0,24	7	V
	0,037	5	III
<i>NO₃⁻</i> , мгN/дм ³	0,08 – 2,0	6	IV
	0,09	1	I
Розчинений кисень, мгO ₂ /дм ³	6,66 – 13,7	4	III
	10,0	1	I
Біхроматне окислення, мгO ₂ /дм ³	4,0 – 165	7	V
	39,8	5	III
Перманганатне окислення, мгO ₂ /дм ³	1,48 – 5,97	3	II
	3,18	2	II
<i>BCK₅</i> , мгO ₂ /дм ³	0,26 – 5,15	5	III
	2,4	4	III
<i>PO₄³⁻</i> , мгP/дм ³	0,26 – 0,50	7	V
	0,38	7	V
Специфічні речовини токсичної дії			
Хром, мкг/дм ³	70 – 95	7	V
	83	7	V
Нафтопродукти, мкг/дм ³	70 – 280	6	IV
	129	5	III
<i>СПАР</i> , мкг/дм ³	40 – 90	5	III
	64	5	III
Залізо, мкг/дм ³	36 – 56	2	II
	46	1	I
Феноли, мкг/дм ³	6 – 13	6	IV
	10	6	IV

$$I_{2СЕР} = (7+6+3+1+5+1+1+5+2+4+7)/11 = 42/11 = 3,8$$

$$I_{2МАХ} = 7,0$$

$$I_{3СЕР} = (7+5+5+1+6)/5 = 24/5 = 4,8$$

$$I_{3МАХ} = 7,0$$

Примітка:

- Для розрахунку концентрації іона в мг-екв./дм³ необхідно концентрацію цього іона в мг/дм³ поділити на його еквівалент (наприклад: $HCO_3^- - 245 \text{ мг/дм}^3 = 245/61,02 = 4,02 \text{ мг-екв./дм}^3$).
- Еквіваленти головних іонів знаходяться на стор. 66.

На етапі визначення об'єднаної оцінки якості води для певного водного об'єкта в цілому обчислюємо інтегральний або екологічний індекс для середніх і для найгірших значень категорій окремо. За формулою (4.1) середнє значення інтегрального індексу становить $(2+3,8+4,8) / 3 = 10,6 / 3 = 3,5$, найгірше – 7. Це відповідає субкатегоріям 3–4 та 7.

За середніми значеннями показників вода р. Дунай біля м. Кілія згідно з таблицею 4.1 і 4.10 за ступенем мінералізації оцінювалась як (409<500) прісна (гіпогалинна). Вид води за співвідношенням між іонами в еквівалентах – гідрокарбонатний клас ($HCO_3^- = 3,24 > SO_4^{2-} = 1,47 > Cl^- = 0,96$), група кальцію ($Ca^{2+} = 2,14 > Mg^{2+} = 1,11 > Na^+ + K^+ = 1,07$), тип другий ($HCO_3^- = 3,24 < Ca^{2+} + Mg^{2+} = 3,25 < HCO_3^- + SO_4^{2-} = 4,71$) – SC^{Ca}_{II} .

За компонентами сольового складу вода належить до другої категорії і другого класу. Тому вода має клас якості – “добра”, категорію якості – “дуже добра” за її станом (табл. 4.9). Вона також має клас і категорію якості – „чиста” за ступенем її чистоти (забрудненості).

Трофо–сапробіологічна характеристика дозволяє оцінити якість води за середніми величинами показників з субкатегорією 4(3) як “задовільну” за станом (згідно з категорією і класом), або “слабко забруднену” (згідно з категорією) і “забруднену” (згідно з класом) за ступенем її чистоти (забрудненості).

Одночасно з цим за середніми значеннями завислих речовин і фосфатів вода відносилась до 7 категорії і V класу (“дуже погана” за станом і “дуже брудна” за ступенем чистоти).

Середні значення специфічних показників токсичної дії характеризували якість води за допомогою блокового індексу 4,8 або відповідної 5(4) субкатегорії якості води. Це відповідає “посередній” категорії і “задовільному” класу за станом вод. Крім того, вода є “помірно забрудненою” (категорія) і “забрудненою” (клас) за ступенем її чистоти.

Треба відзначити, що за середніми показниками хрому вода мала категорію і клас “дуже погані” за станом, а також “дуже брудні” за ступенем її чистоти. Вона також була забруднена фенолами.

За максимальними значеннями показників вода оцінюється як прісна, олігогалинна (табл. 4.1), сульфатно–гідрокарбонатного класу, натрієво–калієвої групи, другого типу (табл. 4.2) – SC^{Na+K}_{II} .

За компонентами сольового складу (5,0) вода має категорію “посередня” і клас “задовільна” відповідно стану, а також категорію “помірно забруднена” і клас “забруднена” відповідно ступеню чистоти.

Трофо–сапробіологічна оцінка за блоковим індексом (7,0) відповідає категорії і класу “дуже погана” за станом і “дуже брудна” за ступенем чистоти (табл. 4.9). Аналогічні характеристики має вода за такими показниками як завислі речовини, прозорість, нітрити, біхроматна окислюваність та фосфор фосфатів.

За найбільшими значеннями специфічних показників токсичної дії вода належала до категорії і класу “дуже погані” за станом і “дуже брудні”

за ступенем чистоти (табл. 4.9). Аналогічні характеристики має вода за таким показником як хром.

За інтегральним екологічним індексом вода має: по середніх показниках – категорію і клас “задовільна” за станом та категорію “слабко забруднена” і клас “забруднена” за ступенем чистоти; по найгірших показниках – категорію і клас “дуже погана” за станом і “дуже брудна” за ступенем чистоти (табл. 4.9).

У таблиці 4.11 наведені показники, які мають шосту і сьому категорії якості.

Таблиця 4.11 Показники, які мають категорію не менш ніж 6

№	Показники	Категорія
Трофо-сапробіологічні		
1	Завислі речовини	7
2	Прозорість	7
3	Нітрити	7
4	Нітрати	6
5	Біхроматне окислення	7
6	Фосфор фосфатів	7
Специфічні речовини токсичної дії		
7	Хром	7
8	Нафтопродукти	6
9	Феноли	6

4.6 Завдання для виконання практичної роботи

1. За одним із варіантів (остання цифра залікової книжки) у табл. 4.12 виконати екологічну оцінку якості вод.
2. Порівняти її з рибогосподарськими нормами.
3. Скласти висновок.
4. Роботу акуратно оформити для захисту.

Таблиця 4.12 – Вихідні дані по варіантах

Варіант		1			2		
Значення показника		сер.	мах.	мін.	сер.	мах.	мін.
Сольовий склад, мг/дм ³	Мінералізація	342	459	271	366	460	324
	SO_4^{2-}	47	64	31	53	59	48
	Cl^-	26	39	20	26	33	19
	HCO_3^-	181	239	137	192	209	166
	Ca^{2+}	51	66	39	56	61	49
	Mg^{2+}	15	21	11	15	18	11
	$Na^+ + K^+$	22	31	13	23	26	19
Еколого-санітарні показники, мг/дм ³	$N - NH_4^+$	0,2	0,38	0,04	0,19	0,3	0,1
	$N - NO_2^-$	0,026	0,036	0,019	0,022	0,035	0,015
	$N - NO_3^-$	1,68	3,6	0,86	1,8	4,7	0,9
	$P_{ЗАГ}$	0,089	0,163	0,069	0,074	0,108	0,046
	BCK_5	1,47	2,17	1	1,51	2,44	1
	XCK	15,1	24,6	10,8	17,9	26,8	12
Показники токсичної дії, мг/дм ³	Cu^{2+}	0,005	0,02	0,001	0,003	0,006	0,001
	Fe	0,113	0,336	0,01	0,08	0,137	0,04
	Cr^{6+}	0,002	0,004	0,001	0,002	0,003	0,001
	HP	0,03	0,098	0,01	0,023	0,041	0,013
	$СПАР$	0,146	0,269	0,056	0,09	0,151	0,064

Продовження табл. 4.12

Варіант		3			4		
Значення показника		сер.	мах.	мін.	сер.	мах.	мін.
Сольовий склад, мг/дм ³	Мінералізація	370	408	275	344	410	290
	SO_4^{2-}	55	62	43	52	56	49
	Cl^-	27	33	19	22	24	20
	HCO_3^-	192	210	165	182	192	172
	Ca^{2+}	56	61	48	51	54	47
	Mg^{2+}	16	18	11	13	14	12
	$Na^+ + K^+$	26	33	19	24	26	19
Еколого-санітарні показники, мг/дм ³	$N - NH_4^+$	0,25	0,57	0,07	0,06	0,1	0,03
	$N - NO_2^-$	0,021	0,033	0,015	0,015	0,022	0,011
	$N - NO_3^-$	1,91	2,7	0,9	1,37	1,74	1
	$P_{ЗАГ}$	0,089	0,15	0,052	0,124	0,192	0,083
	BCK_5	1,63	2,82	0,7	1,69	1,97	1,4
	XCK	15,3	18,4	13,7	15,8	20,6	11
Показники токсичної дії, мг/дм ³	Cu^{2+}	0,004	0,006	0,003	0,002	0,004	0,001
	Fe	0,126	0,23	0,07	0,044	0,058	0,03
	Cr^{6+}	0,001	0,003	0	0,001	0,003	0
	HP	0,03	0,047	0,018	0,037	0,063	0,011
	$СПАР$	0,095	0,132	0,078	0,22	0,29	0,15

Продовження табл. 4.12

Варіант		5			6		
Значення показника		сер.	мах.	мін.	сер.	мах.	мін.
Сольовий склад, мг/дм ³	Мінералізація	1629	1780	1304	803	1100	474
	SO_4^{2-}	573	635	433	206	318	86
	Cl^-	299	346	247	121	193	39
	HCO_3^-	247	292	207	240	310	208
	Ca^{2+}	50	60	42	49	60	36
	Mg^{2+}	89	101	77	45	66	27
	$Na^+ + K^+$	366	409	278	142	222	43
Еколого-санітарні показники, мг/дм ³	$N - NH_4^+$	0,14	0,26	0,08	0,24	0,59	0,12
	$N - NO_2^-$	0,006	0,015	0,001	0,016	0,031	0,002
	$N - NO_3^-$	0,25	0,88	0,02	0,43	1,83	0
	$P_{з\text{аг}}$	0,044	0,069	0,021	0,045	0,061	0,02
	BCK_5	1,74	2,6	1,13	2,8	3,25	2,03
	XCK	45,3	70,4	23,3	52,6	81,2	18,3
Показники токсичної дії, мг/дм ³	Cu^{2+}	0,005	0,013	0,001	0,006	0,015	0,002
	Fe	0,035	0,094	0	0,041	0,052	0,027
	Cr^{6+}	0,002	0,003	0,001	0,002	0,004	0,001
	HPI	0,009	0,021	0	0,012	0,018	0
	$СПАР$	0,166	0,278	0,072	0,108	0,169	0,069

Продовження табл. 4.12

Варіант		7			8		
Значення показника		сер.	мах.	мін.	сер.	мах.	мін.
Сольовий склад, мг/дм ³	Мінералізація	342	459	271	366	460	324
	SO_4^{2-}	47	64	31	53	59	48
	Cl^-	26	39	20	26	33	19
	HCO_3^-	181	239	137	192	209	166
	Ca^{2+}	51	66	39	56	61	49
	Mg^{2+}	15	21	11	15	18	11
	$Na^+ + K^+$	22	31	13	23	26	19
Еколого-санітарні показники, мг/дм ³	$N - NH_4^+$	0,2	0,38	0,04	0,19	0,3	0,1
	$N - NO_2^-$	0,026	0,036	0,019	0,022	0,035	0,015
	$N - NO_3^-$	1,68	3,6	0,86	1,8	4,7	0,9
	$P_{з\text{аг}}$	0,089	0,163	0,069	0,074	0,108	0,046
	BCK_5	1,47	2,17	1	1,51	2,44	1
	XCK	15,1	24,6	10,8	17,9	26,8	12
Показники токсичної дії, мг/дм ³	Cu^{2+}	0,005	0,02	0,001	0,003	0,006	0,001
	Fe	0,113	0,336	0,01	0,08	0,137	0,04
	Cr^{6+}	0,002	0,004	0,001	0,002	0,003	0,001
	HPI	0,03	0,098	0,01	0,023	0,041	0,013
	$СПАР$	0,146	0,269	0,056	0,09	0,151	0,064

Кінець табл. 4.12

Варіант		9			10		
Значення показника		сер.	мах.	мін.	сер.	мах.	мін.
Сольовий склад, мг/дм ³	Мінералізація	344	410	290	1629	1780	1304
	SO_4^{2-}	52	56	49	573	635	433
	Cl^-	22	24	20	299	346	247
	HCO_3^-	182	192	172	247	292	207
	Ca^{2+}	51	54	47	50	60	42
	Mg^{2+}	13	14	12	89	101	77
	$Na^+ + K^+$	24	26	19	366	409	278
Еколого-санітарні показники, мг/дм ³	$N - NH_4^+$	0,06	0,1	0,03	0,14	0,26	0,08
	$N - NO_2^-$	0,015	0,022	0,011	0,006	0,015	0,001
	$N - NO_3^-$	1,37	1,74	1,00	0,25	0,88	0,02
	$P_{ЗАГ}$	0,124	0,192	0,083	0,044	0,069	0,021
	BCK_5	1,69	1,97	1,4	1,74	2,6	1,13
	XCK	15,8	20,6	11	45,3	70,4	23,3
Показники токсичної дії, мг/дм ³	Cu^{2+}	0,002	0,004	0,001	0,005	0,013	0,001
	Fe	0,044	0,058	0,030	0,035	0,094	0,000
	Cr^{6+}	0,001	0,003	0,000	0,002	0,003	0,001
	HPI	0,037	0,063	0,011	0,009	0,021	0,000
	$СПАР$	0,22	0,29	0,15	0,166	0,278	0,072

ЗБІРНИК МЕТОДИЧНИХ ВКАЗІВОК
до виконання практичних робіт з дисципліни

“МЕТОДИ ОЦІНКИ ЯКОСТІ
ПРИРОДНИХ ВОД”

для студентів напрямку навчання 6.040106 «Екологія, охорона
навколишнього середовища та збалансоване природокористування»

Укладач: к.т.н., доц. Юрасов С.М.

Підписано до друку _____ Формат 60x84/16
Папір офс. умовн. авт. арк. _____
Тираж _____ Замовлення _____

Одеський державний екологічний університет
Одеса, вул. Львівська, 15