

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
БІОРЕСУРСІВ І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ
УКРАЇНИ
Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології

УДК 502.175:502:51

ПОГОДЖЕНО
Декан факультету
захисту рослин, біотехнологій та екології
контролю

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ
В.о. завідувача кафедри
екології агросфери та екологічного

_____ Коломієць Ю. В.
(підпис)

_____ Наумовська О. І.
(підпис)

“ ” 2022 р.

МАГІСТЕРСЬКА РОБОТА

на тему «Дослідження індексів якості води як інструменту
екологічного контролю вододжерел»

Спеціальність 101 Екологія
(код і назва)
Освітня програма «Екологічний контроль та аудит»
(назва)

Орієнтація освітньої програми освітньо-професійна
(освітньо-професійна або освітньо-наукова)

Гарант освітньої програми
Доктор с.-г. наук, професор
(науковий ступінь та вчене звання)

_____ Чайка В. М.
(підпис) (ПІБ)

Керівник магістерської роботи
Доцент кафедри аналітично хімії
та якості води

_____ Войтенко Л. В.

_____ (науковий ступінь та вчене звання) _____ (підпис) _____ (ПІБ)

Кандидат с.-г. наук, доцент
(науковий ступінь та вчене звання)

_____ Строкаль В. П.
(підпис) (ПІБ)

Виконала
(підпис)

_____ Корнійчук О. М.
(ПІБ студента)

| | | |
|---|--------------|----|
| | ЗМІСТ | |
| ВСТУП | | 3 |
| РОЗДІЛ 1 ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ | | 5 |
| 1.1. Коротка історія моделей WQI | | 5 |
| 1.2. Структура моделі WQI | | 8 |
| 1.3. Вибір параметрів | | 15 |
| 1.4. Субіндексація | | 19 |
| 1.5. Зважування параметрів | | 21 |
| 1.6. Агрегаційні функції | | 24 |
| РОЗДІЛ 2 МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕННЯ | | 27 |
| 2.1. Індекс Хортон | | 27 |
| 2.2. Національний санітарний фонд WQI (NSF-WQI) | | 29 |
| 2.3. Індекс Департаменту наукового розвитку Шотландії (SRDD) | | 30 |
| 2.4. Канадська рада міністрів навколишнього середовища (CCME) WQI | | 32 |
| 2.5. Індекс Баскарона (BWQI) | | 35 |
| 2.6. Характеристика інших моделей WQI | | 37 |
| РОЗДІЛ 3 РЕЗУЛЬТАТИ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ | | 41 |
| 3.1 Територія проведення досліджень | | 41 |
| 3.2 Опис вихідних даних для оцінювання якості води при проведенні екологічного контролю | | 44 |
| 3.3 Методологія інтегрального оцінювання якості води | | 51 |
| 3.4 Обговорення експериментальних результатів | | 57 |
| ВИСНОВКИ ТА РЕКОМЕНДАЦІЇ | | 62 |
| СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ | | 64 |

ВСТУП

Вода є важливим компонентом навколишнього середовища. Протягом тривалого часу якість поверхневих і підземних вод погіршувалася внаслідок як природної, так і антропогенної діяльності. На якість води впливають такі природні фактори, як гідрологічні, атмосферні, кліматичні, топографічні та літологічні [1]. Прикладами антропогенної діяльності, яка негативно впливає на якість води, є видобуток корисних копалин, тваринництво, виробництво та утилізація відходів (промислових, муніципальних і сільськогосподарських), збільшення стоку або ерозія ґрунту внаслідок зміни землекористування та забруднення важкими металами [2].

Останнім часом країни, що розвиваються, зіткнулися зі значними проблемами щодо захисту якості води, намагаючись покращити водопостачання та санітарію. Навіть розвинені країни борються за збереження та покращення якості води через такі проблеми, як надмірне збагачення поживними речовинами та евтрофікація водних ресурсів [3], а також забезпечення водою та водовідведенням для зростаючого населення.

Управління якістю води вимагає збору та аналізу великих наборів даних про якість води, які важко оцінити та синтезувати. Було розроблено ряд інструментів для оцінки даних про якість води. Модель індексу якості води (WQI) є одним із таких інструментів. Моделі WQI базуються на функціях агрегації, які дозволяють аналізувати великі набори даних про якість води, що змінюються в часі та просторі, для отримання єдиного значення, тобто індексу якості води, який вказує на якість водного тіла. Вони корисні для агентств з управління/постачання водних ресурсів, оскільки вони відносно прості у використанні та перетворюють складні набори даних про якість води в єдиний показник якості води, який легко зрозуміти.

Було розроблено багато різних моделей WQI з варіаціями в структурі моделі, включених параметрів і пов'язаних з ними вагових коефіцієнтів, а також методів, що використовуються для субіндексації та агрегації [4]. Багато дослідників посилаються на проблеми невизначеності моделей WQI. Хоча

невизначеність є неминучою в будь-якій математичній моделі, усі чотири етапи WQI можуть сприяти невизначеності моделі.

Актуальність цього дослідження полягає в тому, що екологічний контроль об'єктів довкілля передбачає проведення кількісних досліджень складу та властивостей з подальшим узагальненням результатів моніторингу та оцінкою його стану. Так, традиційна методологія оцінювання якості водних ресурсів для конкретного виду водокористування чи водоспоживання ґрунтується на порівнянні експериментально визначених значень параметрів з існуючими нормативами, наприклад, у вигляді ГДК. Але такий підхід не дає можливості оцінити якість води в цілому.

Тому, починаючи із 1970-х років, у світову та європейську практику оцінювання екологічного стану водних об'єктів стали широко впроваджуватися індекси якості води (ІЯВ). (рис. 1.1)

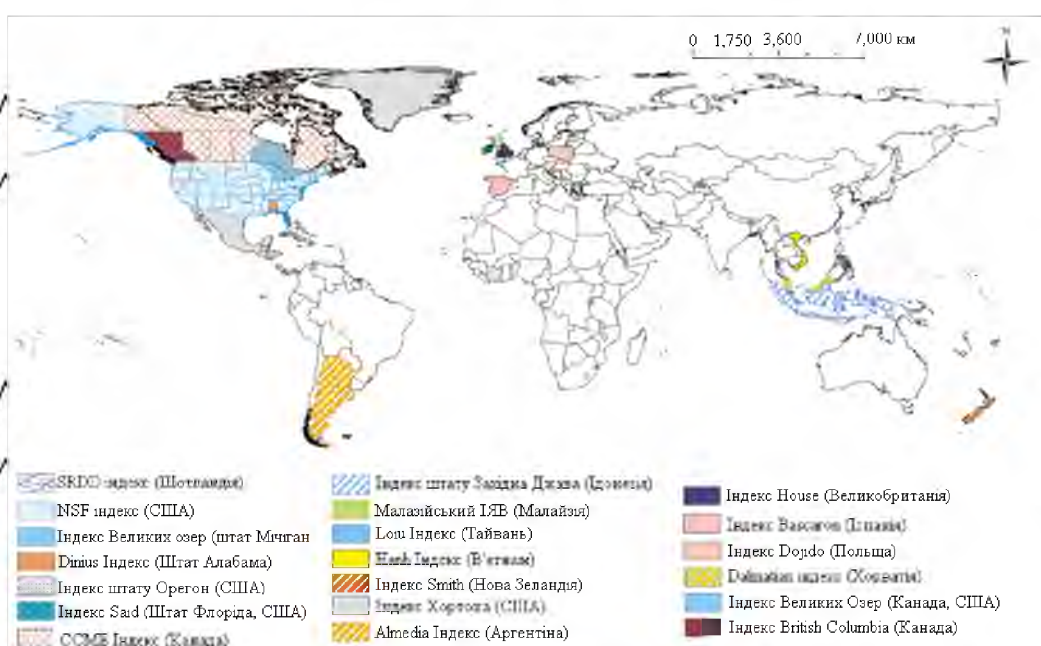


Рис. 1.1 Найбільш часто використовувані моделі WQI та регіони використання (1960–2020 рр.)

РОЗДІЛ 1 ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

НУБІП України

1.1. Коротка історія моделей WQI

Історія розвитку моделі WQI представлена графічно на рис. 1.1. Хоча моделі WQI були розроблені лише протягом останніх 50 років, індекси якості води використовувалися для класифікації якості води ще в середині 1800-х років. Хортон розробив першу модель WQI в 1960-х роках, яка базувалася на 10 параметрах якості води, які вважалися значущими для більшості водойм. Браун за підтримки Національного санітарного фонду США розробив більш сувору версію моделі WQI Хортонна - NSF-WQI. Кілька інших моделей WQI відтоді базувалися на NSF-WQI [2].

У 1973 році Шотландський відділ розвитку досліджень (SRDD) розробив свій SRDD-WQI, який також певною мірою базувався на моделі Брауна та використовував його для оцінки якості річкової води. Індекс Баскарона (1979), індекс Хауса (1986) і Далматинський індекс є похідними від SRDD-WQI. Стейнхарт та ін. (1982) пізніше розробив модель індексу якості навколишнього середовища для оцінки якості води в екосистемах Великих озер.

Іншою важливою розробкою став WQI Британської Колумбії (BCWQI), який був розроблений Міністерством навколишнього середовища, земель і парків Британської Колумбії в середині 90-х років і використовувався для оцінки стану якості багатьох водойм у провінції Британська Колумбія, Канада [5]. Було виявлено, що BCWQI має найвищу чутливість до плану відбору проб і найбільшу залежність від конкретного застосування цілей якості води.

З 1990 року модель BCWQI була визнана CCME (Рада міністрів навколишнього середовища Канади). Останнім часом також були розроблені такі моделі, як індекс Ліу, Малайзійський індекс та індекс Алмейди.

На сьогоднішній день більше ніж 35 моделей WQI були запроваджені різними країнами та агентствами для оцінки якості поверхневих вод у всьому світі. Як показано на рис. 1.2, моделі WQI використовуються в більшості країн світу.

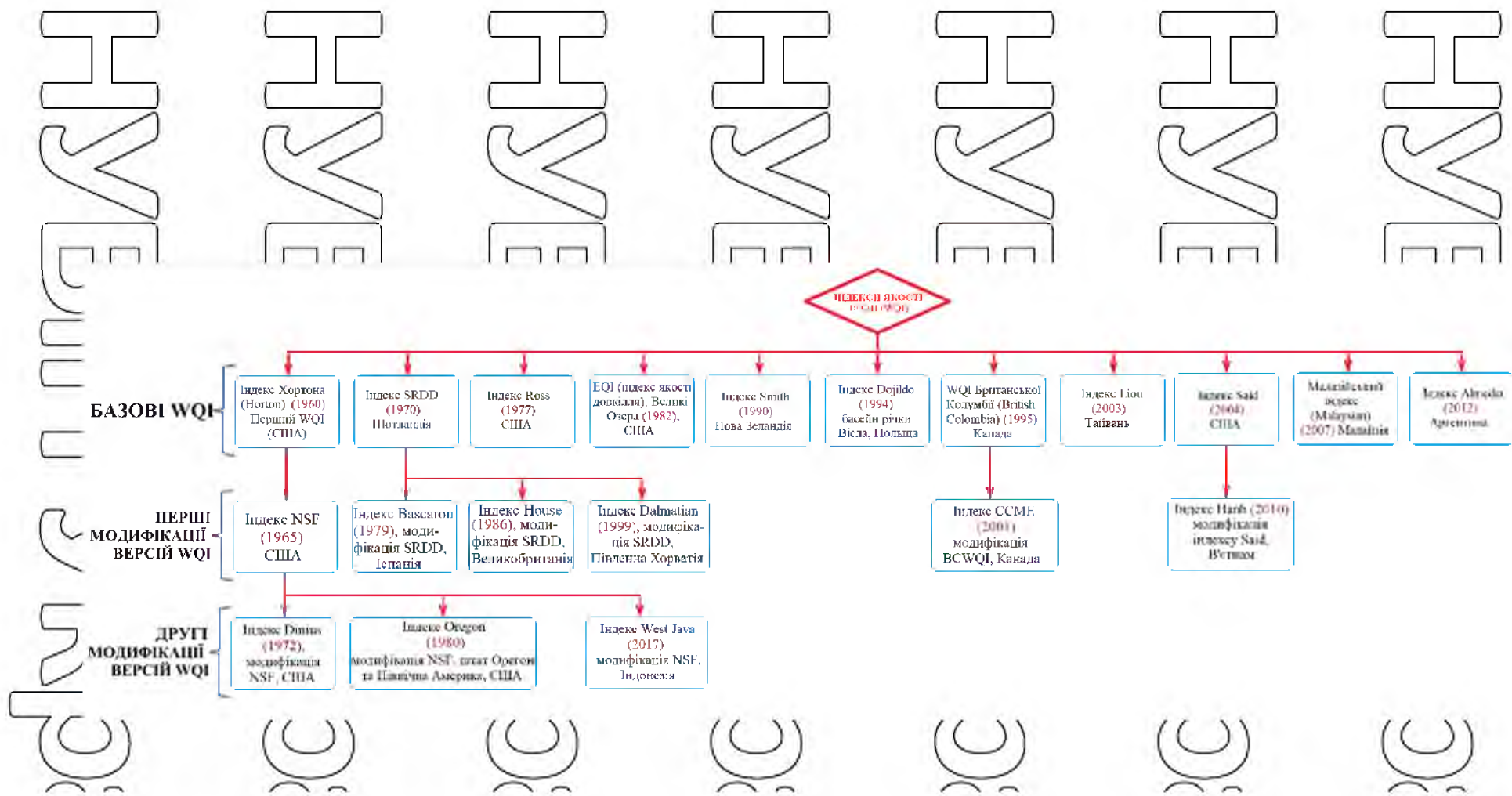


Рис. 1.1. Історичний розвиток моделі WQI.

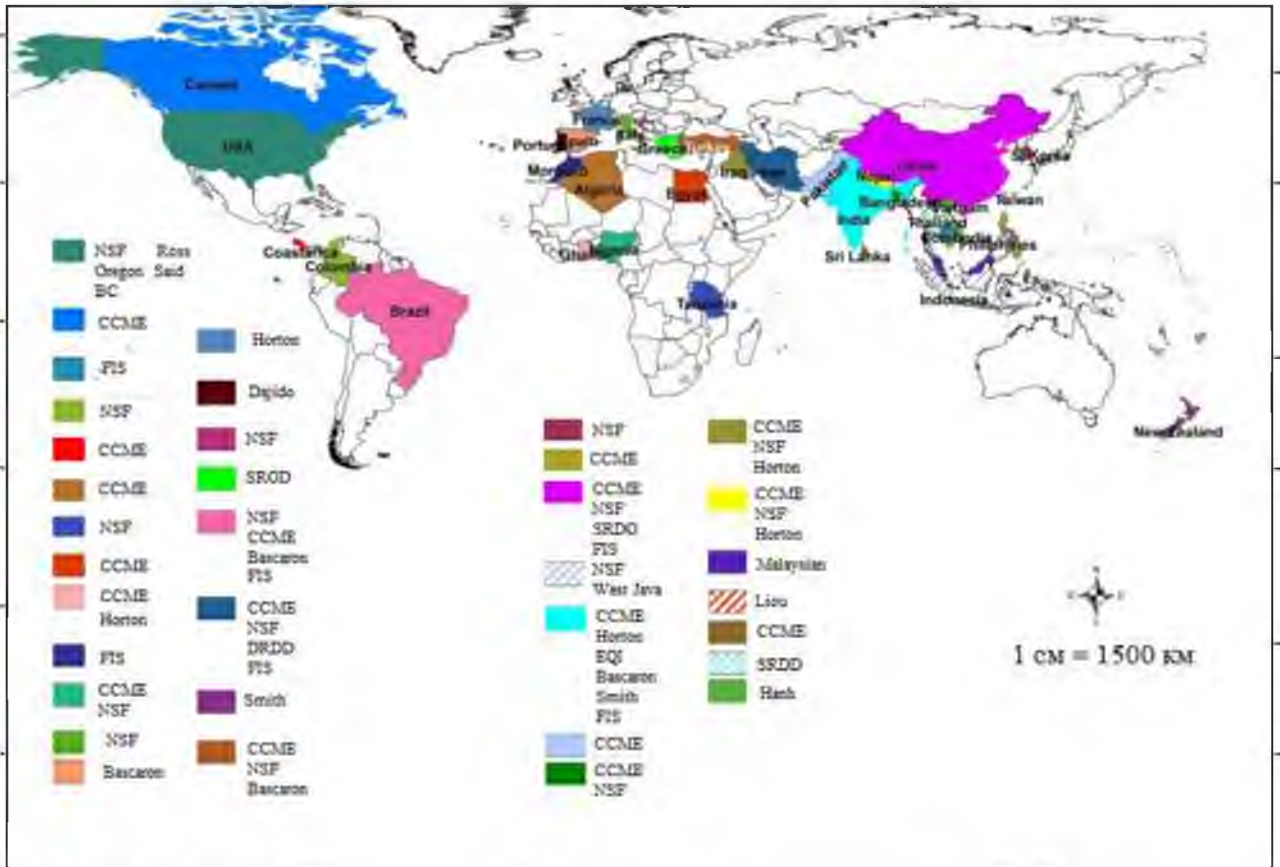


Рис. 1.2. Країни та типи водойм, у яких WQI застосовується в усьому світі.

Таблиця 1.1 показує що хоча моделі WQI застосовувалися до всіх основних типів водойм, 82% застосувань були для оцінки якості річкової води. Крім того, таблиця показує, що моделі CCME та NSF використовувалися в 50% розглянутих досліджень.

Таблиця 1.1. Сгляд застосування моделей WQI (у цілому та території проведення конкретного дослідження), дані про які опубліковано за період з 1960 до 2019 рр.

| Модель WQI | Кількість разів застосування | Вид території проведення дослідження | | |
|------------|------------------------------|--------------------------------------|-------|----------------|
| | | Річка | Озеро | Море/узбережжя |
| CCME | 36 | 28 | 5 | 3 |
| NSF | 18 | 17 | 1 | - |
| FIS | 12 | 10 | 1 | 1 |
| MWQI | 8 | 6 | 1 | 1 |
| Horton | 7 | 6 | - | 1 |
| SRDD | 6 | 6 | - | - |
| Bascaron | 4 | 3 | - | 1 |
| EQI | 2 | 1 | - | - |
| Oregon | 2 | 2 | - | - |

| | | | | |
|--------------|---|---|---|---|
| Smith | 2 | 2 | - | - |
| Almedia | 1 | 1 | - | - |
| BCWQI | 1 | 1 | - | - |
| Dalmatian | 1 | 1 | - | - |
| Dojildo | 1 | 1 | - | - |
| Dinius | 1 | 1 | - | - |
| Hanh індекс | 1 | 1 | - | - |
| House індекс | 1 | 1 | - | - |
| Lion індекс | 1 | 1 | - | - |
| Said | 1 | 1 | - | - |
| WJWQI | 1 | 1 | - | - |

1.2. Структура моделі WQI

Загальна структура моделей WQI проілюстрована на рис. 1.3. і показує, що більшість WQI містять чотири основні етапи [4], а саме:

1. вибір параметрів якості води: один або декілька параметрів якості води вибираються для включення в оцінку;
2. генерація субіндексів параметрів: концентрації параметрів перетворюються на субіндекси без одиниці;
3. призначення вагових значень параметрів: параметрам призначаються вагові коефіцієнти залежно від їх значущості для оцінки;
4. обчислення індексу якості води за допомогою функції агрегування: субіндекси окремих параметрів об'єднуються за допомогою вагових коефіцієнтів, щоб отримати єдиний загальний індекс.



Рис. 1.3 Загальна структура моделі WQI.

Деталі компонентів первинних моделей обговорюються в наступних розділах, а зведення представлено в таблиці 1.2.

Таблиця 1.2

Узагальнення структури найбільш розповсюджених моделей WQI

Складові моделі WQI

| Модель WQI | Кількість параметрів та процес їхнього вибору | Процедура формування підіндексів | Вагові частки параметрів | Методологія агрегації | Рейтингова шкала |
|-----------------------------------|---|--|---|---|---|
| Індекс Нортон (1960) ^a | <ul style="list-style-type: none"> Обрано параметрів значення параметрів доступність даних | 8 значення параметрів, що використовується як значення підіндексу, і присвоєний діапазон підіндексу від 0 до 100 | Фіксована та неоднорідна система (4 для розчиненого кисню та 1 для інших параметри). | <ol style="list-style-type: none"> Використано просту адитивну математичну функцію (рівняння (9)) Рекомендовано іншу модифіковану функцію (Рівняння (10)) | П'ять категорій: <ul style="list-style-type: none"> - дуже добре (91-100) - добре (71-90) - задовільно (51-70) - погано (31-50) - дуже погано (0-30) |
| Індекс NSF (1965) ^b | <ul style="list-style-type: none"> 11 параметрів Використано метод Делфі | Стандарт якості використаної води та шкала від 0 до 1; якщо значення параметра стандарту, < 1 , значення параметра $>$ стандарту, тоді $= 0$ | Оцінка експертної комісії, сума вагових значень дорівнює 1 | <ol style="list-style-type: none"> Використано дві математичні функції Перша із них – проста адитивна формула (рівняння (4)) Друга – мультиплікативна формула (рівняння (5)) | П'ять категорій: <ul style="list-style-type: none"> - відмінно (90-100) - добре (70-89) - помірно (50-69) - погано (25-49) - дуже погано (0-24) |
| Індекс SRDD (1970) ^c | <ul style="list-style-type: none"> 10 параметрів Використано метод Делфі | Використано експертний висновок, який коливався від 0 до 100, рекомендованих SRDD | На основі панелі та сумарного значення вагових коефіцієнтів, рівній 1, рекомендованому SRDD | <ol style="list-style-type: none"> Адитивна адаптована математична функція (Рівняння 11) Мультиплікативна формула, яку використано в моделі NSF (рівняння 5)) | Сім категорій: <ul style="list-style-type: none"> - чиста (90-100) - добра (80-89) - досить легко очистити (70-79) - стерпна якість (40-69) - забруднення (30-39) - кілька забруднень (20-29) |

| | | | | | |
|---|--|--|--|---|---|
| | | | | | - відходи свинарства (0-19) |
| Індекс Dinius (1972) ^d , модифікована версія індексу NSF | <ul style="list-style-type: none"> • 11 параметрів • Метод Делфі | Значення параметрів прирівняне до значення підіндексу | <ul style="list-style-type: none"> • Вагові частки мають різне значення • Сума вагових коефіцієнтів рівна 10 | Використано мультиплікативну функцію (Рівняння 5) | П'ять категорій: - Очищення не потрібне (90-100) - Потрібне незначне очищення (80-90) - Потрібне очищення (50-80) - Сумнівна якість (40-50) |
| Індекс Ross (1977) ^e | <ul style="list-style-type: none"> • 4 основних параметрів якості води • Метод Делфі | Система субіндексів, яка базується на судженні групи експертів | Базуються на експертній основі, а сума вагових коефіцієнтів дорівнює 1 | Використано адитивне математичне рівняння (рівняння 9)) | Не визначено |
| Індекс Baseanon (1979) ^f | Запропоновано 26 параметрів | <ul style="list-style-type: none"> • Значення параметрів напівперетворюється у значення підіндексу за допомогою функції лінійного перетворення • Значення підіндексу знаходиться у | <ul style="list-style-type: none"> • Використано техніку нерівного та фіксованого вагового розподілу • Варіюється від 1 до 4 • Сума вагових коефіцієнтів сягає 54 | Використано дві адитивні математичні функції; - Суб'єктивна функція агрегації (рівняння 19)) - Цільова функція WQI (рівняння 20)) | П'ять класів: - Відмінно (90-100) - Добре (70-90) - Задовільно (50-70) - Погано (25-50) - Дуже погано (0-25) |

| | | | | | |
|---|---|--|--|--|--|
| <p>Індекс Oregon (1980)^g – удосконалена версія індексу NSF</p> | <p>8 параметрів, шляхом використання процесу Делфі</p> | <p>діапазоні від 0 до 100</p> <ul style="list-style-type: none"> • Субіндекси оцінювали за допомогою усереднення математичних функцій • Для створення субіндексу використано логарифмічне перетворення та нелінійна регресія | <p>Значення субіндексів за безпосередньо використовуються як вагові коефіцієнти</p> | <p>Вагову функцію у вигляді середнього арифметичного рекомендовано Департаментом навколишнього середовища штату Орегон (рівняння (9))</p> <ul style="list-style-type: none"> • Dojlido et al., 1994, рекомендував формулу незваженого модифікованого гармонічного середнього квадратичного як рівняння у вигляді рівняння (6) | <p>П'ять категорій:</p> <ul style="list-style-type: none"> - відмінно (90-100) - добре (85-89) - достатній (80-84) - недостатній (60-79) - дуже поганий (< 60) |
| <p>Індекс EQ (1982)^h</p> | <p>Рекомендовано 9 параметрів</p> <ul style="list-style-type: none"> • Адаптований метод Делфі | <p>Стационарна система та використання національно-міжнародних рекомендацій щодо якості води</p> <ul style="list-style-type: none"> • Використано експертний висновок | <p>Фіксовані і нерівні (0,1 для фізичних, хімічних і біологічних параметрів і 0,15 для органічних і неорганічних параметрів)</p> | <p>Використано просту адитивну математичну функцію (Рівняння (9))</p> | <p>П'ять категорій:</p> <ul style="list-style-type: none"> - відмінно (90-100) - дуже добре (80-89) - добре (70-79) - задовільно (55-69) - погано (< 55) |
| <p>Індекс House (1986)ⁱ – удосконалена версія індексу SRDD</p> | <p>9 параметрів</p> <ul style="list-style-type: none"> • Ключовий елемент – персональне опитування | <p>Величини параметрів напряду – використовуються як підіндекси</p> | <p>Оцінка експертної комісії, сума вагових коефіцієнтів рівна 1</p> | <p>Використано методологію агрегації SRDD, у вигляді рівняння 11</p> | <p>Рекомендовано 4 класифікації:</p> <ul style="list-style-type: none"> - високої якості (71-100) |

| | | | | | |
|---|---|--|---|--|--|
| | <ul style="list-style-type: none"> Процес оцінки експертної комісії | <ul style="list-style-type: none"> Шкала підіндексу коливається в межах від 10 до 100 | | | <ul style="list-style-type: none"> прийнятної якості (51-70) помірної якості (31-50) забруднена (10-30) |
| Індекс Smith (1990) ^j | <ul style="list-style-type: none"> 7 параметрів Використано метод Делфі | <ul style="list-style-type: none"> Базується на фіксованій системі та експертній оцінці | Не вимагається | Використано функцію мінімального оператора (рівняння 7)) | Не визначено |
| Індекс Dojildo (1994) ^k | <ul style="list-style-type: none"> 26 параметрів Відкрита (додаткова група) або закрыта система (група основних параметрів) | Не вимагається | Не вимагається | Прийнято квадратний корінь із середньої гармонічної функції (Рівняння (6)) | Чотири рівня якості, рекомендовані Dojildo: <ul style="list-style-type: none"> - дуже чиста (75-100) - чиста (50-75) - забруднена (25-50) - дуже забруднена (0-25) |
| Індекс Британської Колумбії (British Columbia) (1995) ^l | <ul style="list-style-type: none"> Використано традиційні параметри моніторингу Система відкритого вибору Як мінімум 10 параметрів | Субіндекс призначається на основі експертної думки | Нерівномірний експертний вибір | Проста конкретна математична формула | П'ять класів: <ul style="list-style-type: none"> - Відмінна (0-3) - Добра (4-17) - Задовільна (18-43) - Гранична (44-59) - Погана (60-100) |
| Індекс Dalmatian (1999) ^m – модифікована версія індексу SRDD | <ul style="list-style-type: none"> 8 параметрів Методологія – Делфі | Величини параметрів використано прямо як підіндекси | Фіксовані та неоднакові вагові коефіцієнти визначено експертною комісією <ul style="list-style-type: none"> Сума значень вагових коефіцієнтів дорівнює 1 | Використано автоматичні формули індексу | Категорії не визначено |
| CCME (2001) ⁿ реформована версія індексу DCWQI | <ul style="list-style-type: none"> 4 параметри якості води Методологія – Делфі | Не вимагається | Не вимагається | Використано фіксовані функції (рівняння 12-18) | Запропоновано 5 типів якості води: <ul style="list-style-type: none"> - відмінна (95-100) - добра (80-94) - задовільна (65-79) |

| | | | | | | | |
|--------------------------------------|------|---|--|--|---|--|---|
| Індекс (2004) ^o | Liou | <ul style="list-style-type: none"> 13 параметрів Вибір параметрів базується на їхньому значенні для довкілля та здоров'я людини | <ul style="list-style-type: none"> Фактична концентрація параметрів безпосередньо використовується як субіндекс | <ul style="list-style-type: none"> Система рівних вагових коефіцієнтів Вагові коефіцієнти були створені за допомогою рейтингових кривих, проілюстрованих на основі стандартних рекомендацій щодо змінних якості води | <ul style="list-style-type: none"> Модель пропонує (адитивні та мультиплікативні) функції (Рівняння (9), 10) | <ul style="list-style-type: none"> Liou-WQI гібридні та | <ul style="list-style-type: none"> - погана (45-65) - низька (0-44) <p>Не визначено</p> |
| Індекс (2004) ^p | Said | <ul style="list-style-type: none"> 5 параметрів Базуються на значенні для довкілля | <ul style="list-style-type: none"> Величини параметрів використано як субіндекси | <ul style="list-style-type: none"> Не вимагається | <ul style="list-style-type: none"> Викорстано просту математичну функцію (рівняння 8)) | <ul style="list-style-type: none"> просту функцію | <ul style="list-style-type: none"> Три класифікації якості води та меж величин індексів від 0 до 3: - вища якість (3) - помірна якість (менше 2) - погана якість (менше 1) |
| Індекс Malaysian (2007) ^q | | <ul style="list-style-type: none"> 6 параметрів | <ul style="list-style-type: none"> Величини параметрів використано як субіндекси; вони змінюються у межах від 0 до 400 | <ul style="list-style-type: none"> Нерівномірна та замкнена система Базується на експертному виборі Сума вагових коефіцієнтів рівна 1 | <ul style="list-style-type: none"> Викорстано просту адитивну функцію | <ul style="list-style-type: none"> просту | <ul style="list-style-type: none"> Використовується індивідуальна рейтингова шкала на основі параметрів |
| Індекс (2010) ^t | Hanh | <ul style="list-style-type: none"> 8 параметрів Базується на доступності даних моніторингу | <ul style="list-style-type: none"> Система індексації сонця на основі рейтингової кривої крива розроблена на основі в'єтнамських стандартів якості поверхневих вод | <ul style="list-style-type: none"> Не вимагається | <ul style="list-style-type: none"> Хан запропонував два методи агрегації для оцінювання загальної якості води, а також базової якості води (рівняння 4, 5) | <ul style="list-style-type: none"> два | <ul style="list-style-type: none"> П'ять якісних класифікацій: - відмінна (91-100) - добра (76-90) - задовільно (51-75) - погано (26-50) - дуже погано (менше 25) |

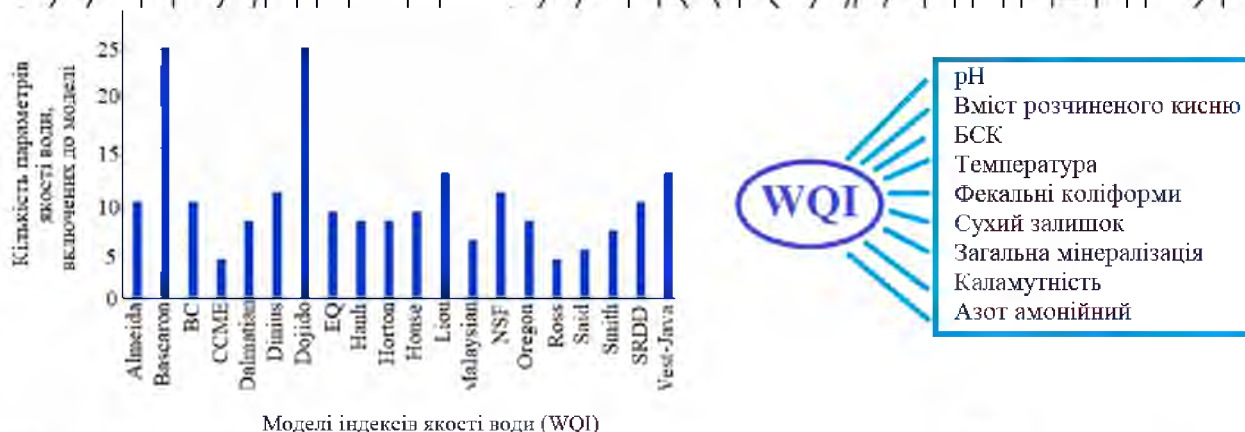
Доменні додатків

| | |
|--|--|
| Пояснення до видів водних об'єктів та територій, де застосовано індекс | Джерела літератури |
| ^a Основна увага приділена території Північної Америки | Gupta et al., 2017; Kannel et al., 2007; Oni and Fasakin, 2016; Panda et al., 2016; Sanchez et al., 2007; Yidana and Yidana, 2009; Alobaidy et al., 2010; Banerjee and Srivastava, 2009; Ewaid and Abed, 2017; Gupta et al., 2016; Singh et al., 2018; Sanchez et al., 2007; Yidana and Yidana, 2009; Singh et al., 2018 |
| ^b Область застосування - США | Bakan et al., 2010; Mladenovic-Ranisavljevic and Žerajic, 2018; Mojahedi and Attari, 2009; Ortega et al., 2016; Babaei Semiromiet al., 2011; Sanchez et al., 2007; Tomas et al., 2017; Zeinalzadeh and Rezaei, 2017 |
| ^c Поверхневі води, Шотландія | Bordalo, 2001; Bordalo et al., 2006; Carvalho et al., 2011; Dadolahi-Sohrab et al., 2012; Ionus, 2010 |
| ^d Ця модель розроблена на основі економічно ефективних підходів | Dinius, 1987 |
| ^e Оцінка загальної якості води | Посилання відсутні |
| ^f Модель розроблено для Іспанії | Pesce and Wunderlin, 2000; Kocer and Sevgili, 2014 |
| ^g Проточні водойми штату Орегон | Cude, 2001; Dunnette, 1979 |
| ^h Узбережжя Великих Озер, США | Schierow and Chesters, 1988; Steinhurt and Somogniz, 1982 |
| ⁱ Директиви Європейського співтовариства щодо конкретних цілей використання | House, 1980 |
| ^j Поверхневі води, Нова Зеландія | Shah and Joshi, 2015; Smith, 1990 |
| ^k Басейн річки Вієда, Польща | Джерела відсутні |
| ^l Поверхнені водні об'єкти, штат Колумбія, США | Zandbergen and Hall, 1998 |
| ^m Річкові води, південна Хорватія | Nives, 1999; Stambuk-Giljanović, 2003 |
| ⁿ Поверхневі води, Канада | Saffranet al., 2001 |
| ^o Річка Кайя, Тайвань | Liou et al., 2004 |
| ^p Проточні води, США | |
| ^q Річкові води, Малайзія | Fulazzaky et al., 2010; Othman and Alaa Eldin, 2012; Amneera et al., 2013; Hasan et al., 2015; Naubi et al., 2016 |
| ^r Поверхнені води, В'єтнам | Pham et al., 2011 |
| ^s Річка Портеро де лос Фунес, Аргентина | Almeida et al., 2012 |
| ^t Яванське море, Індонезія | Sutadian et al., 2017 |

1.3. Вибір параметрів

Вибір параметрів це початковий етап процесу WQI. Між моделями визначено значні відмінності в типі та кількості вибраних параметрів і причинах їх вибору. У таблиці 1.2 наведено детальний огляд параметрів, включених до модельних досліджень, для кожної окремої моделі. Часто використовують такі параметри як (рис. 1.4.) температура, каламутність, рН, завислі тверді речовини (SS), загальна кількість розчинених твердих речовин (TDS), фекальні коліформи (FC), розчинений кисень (DO), біохімічне споживання кисню (BOD) та

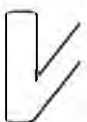
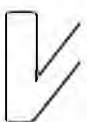
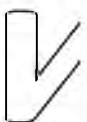
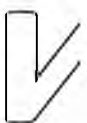
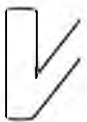
інтратний азот (NH₃-N) [19].



Моделі індексів якості води (WQI)

Рис. 1.4. Найбільш часто використовувані параметри якості води та кількість параметрів на модель.

Більшість моделей використовували від восьми до одинадцяти параметрів якості води (табл. 1.3 і рис. 1.4). Кілька моделей використовували лише чотири, які вибирав користувач, наприклад [14] індекс CCME, індекс Руса та моделі індексу Саїда , тоді як модель Баскарона рекомендувала двадцять вісім параметрів



| ІАВ | Загальні параметри якості води | | | | | | | | | | Додаткові параметри | | | | | | | | | | Токсиканти, пестициди, слідові метали | | | | | | | | | |
|-----------------|--------------------------------|-----------------------------|--------------|------------------------|---------------|---------|-------------------|-----|-----|-----------------------|---------------------|---------|----------------|---------------------|---------------------|--------------------------|---------------------------|---------|--------------------|-----------------------|---------------------------------------|-----------|------|------|-------|---------|--------|------------|------|--|
| | Фізичні | | | | | Хімічні | | | | | Мікро-біологічні | | | | | Додаткові параметри | | | | | Токсиканти, пестициди, слідові метали | | | | | | | | | |
| | Температура | Забарвленість чи прозорість | Каламутність | Загальна мінералізація | Сухий залишок | pH | Розчинений кисень | БСК | ХСК | Специфічні компоненти | Лужність | Хлориди | Азот амонійний | Фекальні колі-форми | Загальні колі-форми | Загальний вміст фосфатів | Загальний вміст сульфатів | Нітрати | Загальна твердість | Загальний вміст азоту | Кадмій | Марганець | Цинк | Мідь | Ртуть | Свинець | Феноли | Детергенти | Інші | |
| Отегом [8-7] | + | | | | + | + | + | + | | | | | + | + | + | | | | | + | | | | | | | | | | |
| EQI [9-8] | | + | | | | | | | | + | | | | + | + | + | | | | | + | | | | | | | | | А-хлорофіл Токсафен, біфеніли, хлороформ Мпш'як, нікель |
| House [9-9] | + | | | + | | + | + | + | | | + | + | | | | | + | | | | | | | | | | | | | |
| Smith [7-10] | + | | + | + | | | + | + | | | | + | + | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Dojildo [26-11] | | | | + | | + | + | + | + | | | + | | | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | Нікель Вільна група CN ⁻ Cr(VI) Загальний вміст Cr Fe Біхроматна окисність Загальний вміст розчинених речовин |
| BCWQI | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | Параметри не вказано |

Параметри моделі WQI зазвичай обираються на основі наявності даних, експертної думки або екологічної значущості параметра якості води. Дебельс та ін. (2005) повідомили, що багато моделей WQI використовували лише основні параметри якості води через відсутність інших вимірних даних параметрів.

Багато дослідників модифікували списки параметрів моделі на основі доступності та можливості отримання даних, і іноді з цієї причини неможливо додати важливий параметр якості води в модель [8]. Ряд моделей WQI не включали завислі тверді речовини, мікробіологічне забруднення та токсичні сполуки через високу аналітичну вартість і відсутність сучасних аналітичних лабораторних засобів. У кількох дослідженнях параметри якості води вибиралися на основі типу застосування, наприклад, оцінка якості питної води або вплив на міське середовище.

Метод експертних оцінок використовується для вибору параметрів якості води в ряді додатків моделі WQI. Тут важливі параметри вибираються на основі збору думок експертів за допомогою опитувань. Загалом не існує конкретних правил чи вказівок щодо вибору параметра якості води для включення в модель WQI. Традиційна модель WQI не дотримується жодної систематичної техніки для встановлення своїх параметрів. Схоже, що параметри моделі WQI загалом були обрані на основі кількох загальних проблем якості води, таких як наявність кисню, евтрофікація, здоров'я, фізичні та хімічні явища та розчинені складові [22]. Навіть для кількох нових моделей WQI було виявлено, що вони застосовували лише загальні критерії та не використовували жодних небезпечних параметрів якості води. Як правило, моделі WQI не враховували жодних токсичних або радіоактивних компонентів для оцінки якості води. Кілька моделей, таких як індекс Орегона, індекс Дохільдо, індекс Ліу, індекс Алмейда та WQI Західної Яви, рекомендують включати токсини (миючі засоби, феноли), пестициди та слідові змінні (Pb, Cu, Zn, Cd, Hg, Mn, Fe тощо) для оцінки якості води у водоймі.

1.4. Субіндексація

Основна мета процесу субіндексів полягає в перетворенні концентрацій параметрів у безрозмірні значення, відомі як субіндекси параметрів. Кілька моделей WQI використовували стандартні орієнтовні значення якості води для встановлення субіндексів [16]. Кілька моделей WQI використовували стандартні нормативні значення якості води для встановлення субіндексів. Хоча більшість розглянутих моделей включали цей крок, модель CCME та модель Dojildo опустили цей крок і виконали остаточну функцію агрегування, використовуючи безпосередньо концентрації параметрів, а не субіндекси. Моделі використовували наступні правила субіндексу (див. Таблицю 1.2).

I Параметр концентрації

Найпростіший процес субіндексу, який використовувався індексом Хортон, індексом Дініуса, індексом Далматина, індексом Ліу та індексом Саїда, використовував виміряні концентрації параметрів безпосередньо як значення субіндексу без будь-якого процесу перетворення.

II Лінійні інтерпольовані функції

Модель NSF використовувала рекомендовані діапазони параметрів від стандартів якості води для лінійного обчислення значень субіндексу. Шкала субіндексів коливалася від 0 до 100; коли концентрації параметрів були виявлені нижче рекомендованих значень, тоді значення субіндексу прирівнювалось до 100, інакше 0 реєструвався автоматично. Модель індексу Західної Яви використовувала просту функцію лінійної інтерполяції. У цьому випадку значення субіндексу було розраховано за допомогою рівнянь 1 і рівняння 2 [7].

$$S_i = S_1 - \left[(S_1 - S_2) \left(\frac{X_i - X_1}{X_2 - X_1} \right) \right] \quad (1)$$

$$S_i = S_1 - \left[(S_1 - S_2) \left(\frac{X_1 - X_i}{X_1 - X_2} \right) \right] \quad (2)$$

де S_i є значенням субіндексу для параметра якості води i , обчисленим для виміряного значення X_i . S_1 та S_2 це максимальне та мінімальне

значення субіндексу для максимального та мінімального нормативних значень (X_1 та X_2) для параметра i рівняння (1) використовується, коли вимірне значення параметра вище верхнього орієнтовного значення, інакше рівняння (2) використовується.

Луї та ін. (2004) рекомендував рівняння (3) для отримання значення субіндексу для параметра i

$$S_i = \frac{P_c}{M_{pl}} \quad (3)$$

де P_c – вимірне значення, а M_{pl} – максимально допустима нормативна межа (мг/л) параметра якості води.

III Рейтингова крива функцій

Індекс якості навколишнього середовища (EQI) або індекс прибережних районів Великих озер (GLNI), Малайзійська річка WQI (MRWQI) використовують функції рейтингової кривої для перетворення вимірних значень параметрів якості води в безрозмірні значення. Орегонська модель WQI застосувала логарифмічні перетворення та техніку нелінійної регресії, щоб отримати значення субіндексу.

Кілька моделей WQI, таких як індекс Алмейди (2012), індекс Хауса (1989) і поверхнева модель WQI Хань, застосовували метод рейтингової кривої для отримання значення субіндексу [20]. Система рейтингової кривої була розроблена на основі стандартних вказівок щодо параметрів якості води, які були сформульовані законодавчими органами або відповідними органами. Оцінна крива пов'язує вимірне значення параметра зі шкалою субіндексів, яку необхідно спочатку вказати. Приклад показано на рис. 15, де значення DC пов'язані зі шкалою субіндексів у діапазоні від 0 до 100.

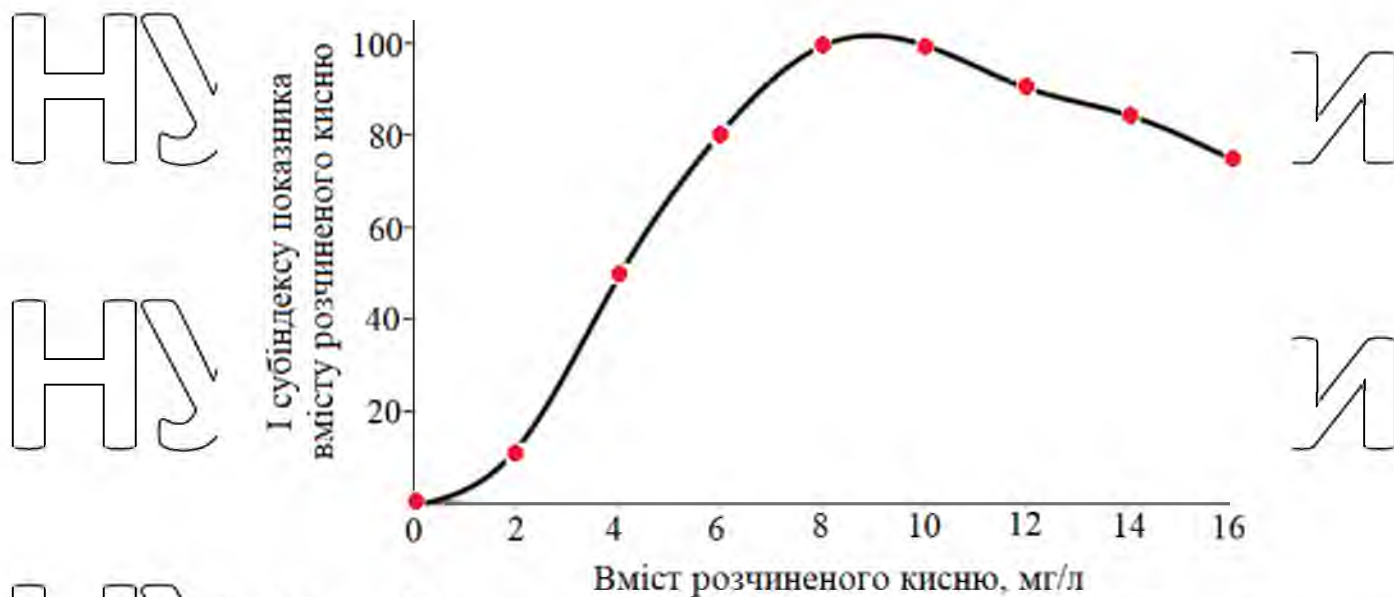


Рис. 1.5 Приклад субіндексної кривої оцінки розчиненого кисню

У випадках, коли вона застосовувалася, рейтингова крива зазвичай розробляється групою експертів і бере до уваги тип водного тіла (наприклад, підземні води, поверхневі води, морські води, стічні води тощо) та використання (наприклад, для пиття), сільського господарства, рекреації, управління водозборами, очищення стічних вод тощо).

1.5. Зважування параметрів

Загалом значення ваги параметра оцінюється на основі відносної важливості параметра якості води або відповідних рекомендацій щодо якості води. Більшість моделей WQI застосовують методи нерівного зважування, коли сума всіх значень ваг параметра дорівнюють 1 (Таблиця 1.2 і Таблиця 1.4).

Індексні моделі Хортон, Баскарона та Амейди також використовували нерівне зважування, але зважування були цілими числами, а їх підсумки були більшими за 1 [29]. Деякі моделі, наприклад модель Орегона, використовували підхід рівного зважування, коли всім параметрам призначалася однакова вага. З іншого боку, моделі індексу CCME, індексу Сміта та індексу Дохільдо не вимагають вагових значень для складки остаточної оцінки.

НУБІП УКРАЇНИ

Порівняльний аналіз загальних параметрів якості води

Таблиця 1.4

| WQI | Вагові коефіцієнти параметрів | | | | | якості ВОДИ | | | | |
|-----------------------|-------------------------------|--------------|--------------|------------------------|-------|-------------|-------|-------|-------|-------|
| | Температура | Кольоровість | Каламутність | Загальна мінералізація | TS | pH | DO | BOD | COD | SC |
| Horton | | | | | | 4 | 4 | | | 1 |
| NSF | 0,10 | | 0,08 | | 0,07 | 0,11 | 0,17 | 0,11 | | |
| SRDD | 0,05 | | | | 0,07 | 0,09 | 0,18 | 0,15 | | 0,06 |
| House | 0,02 | | | | 0,11 | 0,09 | 0,2 | 0,18 | | |
| Bascaron | 1 | 2 | 4 | | | 1 | 4 | 3 | | 4 |
| Dalmatian | 0,07 | | | | | | 0,16 | 0,1 | | |
| WIWQI | 0,034 | | | | 0,044 | | 0,10 | | 0,10 | |
| Dinius | | | | | | 0,077 | 0,109 | 0,097 | | |
| EQI | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| Said | | | 0,15 | | | | 1,5 | | | 0,5 |
| Oregon | | | | | | 0,167 | 0,167 | 0,167 | | |
| MWQI | | | | | 0,16 | 0,12 | 0,22 | 0,19 | 0,16 | |
| Almeida | | | 3 | | | 1 | | | 3 | |
| Середнє | 0,196 | 1,050 | 1,466 | 0,097 | 0,085 | 0,675 | 0,909 | 0,455 | 0,840 | 1,132 |
| Стандартне відхилення | 0,329 | 0,950 | 1,691 | 0,039 | 0,015 | 1,163 | 1,431 | 0,900 | 1,247 | 1,474 |
| Мінімум | 0,020 | 0,100 | 0,080 | 0,044 | 0,070 | 0,077 | 0,100 | 0,097 | 0,100 | 0,060 |
| Максимум | 1 | 2 | 4 | 0,16 | 0,1 | 4 | 4 | 3 | 3 | 4 |

За допомогою функції агрегування (Крок 4) значення ваги параметра можуть сильно впливати на кінцеве значення індексу. Таким чином, надійність

моделі WQI найкраще розвивається за допомогою системи зважування нерівних параметрів і призначення найбільш прийнятних значень зважування [31]. Ця техніка зменшує невизначеність у моделі WQI та допомагає покращити цілісність моделі. І навпаки, якщо використовуються неналежні вагові коефіцієнти, тобто параметру надається більше значення, ніж він заслуговує, це може негативно вплинути на оцінку моделі. У таблиці 3 представлено значення параметрів, рекомендовані для використання в найбільш поширених моделях WQI. Можна побачити, що існує значна варіація значень для даного параметра.

Залежно від програми WQI, значення ваги, відмінні від рекомендованих значень, можуть бути вказані для покращення результатів моделі. Таблиця 5, Таблиця 6 порівнюють значення ваги параметрів, що використовуються для різних застосувань однієї моделі в оцінці річкових і морських водойм відповідно.

Для отримання відповідних вагових значень параметрів зазвичай використовуються два підходи. Багато моделей WQI використовували експертну думку для інформування процесу зважування параметрів. Індекс Хауса застосував методику опитування ключового персоналу для встановлення відповідних значень ваги параметрів, коли учасники заповнювали анкети.

Індекси Хортона, NSF, SRDD, Ross, EQ, Хауса, Dalmatian і Алмейди використовували метод експертних оцінок для розробки вагових коефіцієнтів параметрів. До складу експертних груп зазвичай входять ключові зацікавлені сторони, такі як експерти з якості води, політики або практики, представники уряду та неурядових організацій або органів влади, відповідальних за управління якістю водних ресурсів [3].

Метод аналізу ієрархій (ANP) був розроблений Томасом Сааті в 1970-х роках. Це техніка для прийняття рішень у складних середовищах, у яких багато змінних або критеріїв розглядаються під час встановлення пріоритетів та вибору альтернатив. У контексті вагових коефіцієнтів параметрів WQI це дозволяє визначити найбільш відповідні вагові коефіцієнти для даних параметрів, які відображають їхній вплив на загальну якість води. Критерії попарного порівняння параметрів використовуються для генерації вагових значень. Це

допомагає перевірити надійність оцінок особи, яка приймає рішення, а також зменшує упередження в процесі прийняття рішень. Модель Західної Яви WQI застосувала техніку АНР для формулювання вагових значень параметрів.

Окампо-Дюке та ін. успішно застосували техніку АНР для встановлення вагових значень, які підкреслили відносну значущість параметрів. Кілька вчених визначили, що АНР є ефективним методом, який може мінімізувати невизначеність моделі та підвищити точність процедури зважування.

1.6. Агрегаційні функції

Процес агрегування є останнім кроком моделі WQI. Він використовується для агрегування субіндексів параметрів в один бал індексу якості води. У більшості моделей використовуються або адитивні функції, або мультиплікативні функції, або їх комбінація (див. таблицю 1.2):

(1) Адитивні функції

Кілька моделей WQI (наприклад, модель Хортон, модель SRDD, індекс NSF (попередня версія), індекс Хауса, моделі індексів Малайзії та Далмації) використовували просту адитивну функцію агрегування, виражену як:

$$WQI = \sum_{i=1}^n s_i w_i \quad (4)$$

де s_i — значення підіндексу для параметра i , w_i (яке в діапазоні від 0 до 1) — відповідне значення ваги параметра, а n — загальна кількість параметрів.

(2) Мультиплікативні функції

Деякі моделі (наприклад, NSF, індекс Західної Яви і модель індексу Ліусе) використовували функцію мультиплікативного агрегування, виражену як:

$$WQI = \prod_{i=1}^n s_i^{w_i} \quad (5)$$

(3) Комбіновані агрегуючі функції

Кілька дослідників намагаються застосувати комбіноване агрегування (поєднання адитивних і мультиплікативних функцій) для отримання остаточного результату WQI. Libuet al., 2004, Ewaid and Abed, 2017, Alcobady et al., 2010

успішно застосували комбіновану функцію агрегування при оцінці якості води в Тайвані. Модель NSF використовує як адитивні, так і мультиплікативні функції.

(с) Квадратний корінь із середньої гармонічної функції

Cude (2001) та Dojlido index (1994) рекомендували квадратний корінь із гармонічної середньої функції (Eq.6) для процесу агрегації. Dojlido та ін. (1995)

запропонував його як модифіковану функцію агрегації для моделі Орегонського індексу/якості води. Фам та ін. (2011) також застосували функцію середнього

гармонічного в моделі Hanh. Квадратний корінь із середньої гармонічної функції виражається як:

$$WQI = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{s_i^2}}} \quad (6)$$

4) Мінімальна операторна функція

Сміт (1990) застосував мінімальну операторну функцію (Рівняння 7), у якій мінімальні значення субіндексу для параметрів приймаються як значення загального індексу якості води. Сміт розробив цей індекс для оцінки якості води

в річках і струмках у Новій Зеландії. У математичних термінах це виражається так:

$$WQI = \text{Min}(s_i, s_{i+1}, s_{i+2} \dots \dots \dots I_{sub_n}) \quad (7)$$

Шах і Джоші (2015) також застосували індекс Сміта для оцінки якості поверхневих вод в Індії – перше застосування індексу Сміта в регіоні Південної

Азії, хоча його було рекомендовано лише для застосування в Новій Зеландії (Сміт, 1990).

(5) Унікальні лінійні/нелінійні функції агрегації

Кілька моделей WQI застосували унікальні лінійні або нелінійні функції агрегації для агрегації. Наприклад, індекс Саїда (Рівняння (8)), який

використовує концентрації параметрів як значення підіндексу, агрегує кінцевий WQI за допомогою такої унікальної логарифмічної функції:

$$WQI = \log \left[\frac{(DO)^{1.5}}{(3.8)^{TP} (Turbid)^{0.15} (15)^{f_{ocul}} / 10000 + 0.14 (SC)^{0.5}} \right] \quad (8)$$

де DO, Turb_{id}, TP, fecal та SC є значеннями субіндексу параметрів для розчиненого кисню (% насичення киснем), каламутності (нефелометричні одиниці каламутності [NTU]), загального вмісту фосфатів (мг/л), фекальних колиформ (кількість/100) мл) і питома провідність (См/см при 25 °С), відповідно.

Основні моделі WQI. Огляд визначив двадцять одну різну модель WQI; основні характеристики всіх цих моделей узагальнено в таблиці 1.2. З таблиці 1.1 видно, що сім моделей використовувалися в чотирьох або більше програмах, і разом вони становлять 85% із 107 розглянутих програм WQI. Таким чином, ці сім моделей були обрані для більш детального аналізу їх структур, тобто процедур вибору параметрів, методів підіндексів, систем зважування параметрів і функцій агрегації [25]. Хоча модель індексу Західної Яви використовувалася лише в одному дослідженні на сьогоднішній день, її також було обрано для більш детального аналізу, оскільки це одна з останніх опублікованих моделей і нібито вона вирішила деякі відомі проблеми попередніх моделей WQI. Основні характеристики цих восьми моделей WQI описані в наступних розділах.

РОЗДІЛ 2 МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕННЯ

НУБІП України

2.1. Індекс Хортона

Модель Хортон використовувався багатьма дослідниками у багатьох країнах (рис. 1.2) для оцінки прісних поверхневих вод. Він містить чотири стандартні компоненти WQI, тобто вибір параметра, розрахунок субіндексу, зважування параметра та агрегацію субіндексу [17].

(1) Вибір параметра.

Оригінальна модель Хортон використовувала вісім фізико-хімічних параметрів якості води, включаючи розчинений кисень (DO), рН, коліформи, питому провідність (конкретно виміряну точну загальну кількість розчинених твердих речовин), екстракт вуглецевих хлороформів, лужність і хлориди.

Модель також включала очищення стічних вод як параметр оцінки, заснований на введенні відсотка населення вище за течією, яке обслуговується очищенням [22]. Параметри моделі були визначені на основі важливих факторів навколишнього середовища, таких як значущість параметрів, відносний вплив інших параметрів, а також автентифікація та надійність даних.

(2) Генерація субіндексу.

Для перетворення значень параметрів у субіндекс Хортон застосував функцію лінійного масштабування, де значення субіндексів призначалися на основі рівня концентрації або стану забруднення. Значення субіндексу становили від 0 до 100; 0 призначається для умов найгіршої якості, а 100 рекомендовано для відмінної якості. Для субіндексу очищення стічних вод значення 100 призначається, коли очисні споруди діють і обслуговують практично все населення вище за течією (95-100%) з прямим, вимірюваним впливом на точку, що розглядається. Якщо обслуговується <50 відсотків населення, застосовується нульове значення. Рейтингові значення між цими межами потім оцінюються відповідно до кількості населення, яке обслуговується.

(3) Зважування параметрів.

НУБІП України

Значення ваги параметрів встановлювали за допомогою методики експертних оцінок. Значимість для навколишнього середовища та відносний вплив враховувалися для визначення вагових значень. Група експертів присвоїла значення ваги від 1 до 4 різним параметрам якості води. Хортон запропонував 1 для чотирьох параметрів (провідність, хлориди, лужність і вуглецевий хлороформний екстракт), 2 для одного параметра (фекальні коліформи) і 4 для трьох параметрів (розчинений кисень, очищення стічних вод і рН) [17].

(4) Агрегація.

Для агрегування остаточного значення WQI використовується адитивна функція:

$$WQI = \left[\frac{w_1 s_1 + w_2 s_2 + w_3 s_3 + \dots + w_n s_n}{w_1 + w_2 + w_3 + \dots + w_n} \right]^{m_1 m_2} \quad (9)$$

де m_1 і m_2 – коефіцієнти температури та явного забруднення відповідно.

Якщо температура нижча за 34 °C, то використовується $m_1 = 0,5$, а коли температура перевищує 34 °C, то використовується $m_1 = 1,0$. Очевидне забруднення стосується факторів, які роблять зовнішній вигляд і запах неприємними. Такі умови включають утворення відкладень мулу, наявність масла, сміття, піни, накипу чи інших рідких матеріалів, а також викид відходів, що спричиняє порушення кольору чи запаху. Якщо є явні ознаки викидів, тоді m_2 приймається за 0,5, інакше 1,0.

У 1970 році Браун завершив критичне дослідження індексу Хортонна. У цьому дослідженні було зроблено висновок, що оскільки два додаткові параметри температура та очевидне забруднення, використані у функції агрегації, не були оцінені, індекс показує лише градації якості води. Браун також переглянув параметри моделі з урахуванням думок експертів і їх рекомендованих вагових значень і запропонував формулу середньозваженого індексу для потокової води таким чином:

$$BrownWQI = \sum_{i=1}^n w_i s_i \quad (10)$$

де сумарні значення ваги дорівнюють 1. Браун дійшов висновку, що ця функція індексу працювала добре, якщо всі параметри якості води розглядалися незалежно один від одного.

(5) Оцінка WQI

Модель Хортон рекомендує наступні п'ять класів якості води для значення остаточного індексу якості води:

- 1) Дуже добре (WQI = 91–100)
- 2) Добре (WQI = 71–90)
- 3) Погано (WQI = 51–70)
- 4) Погано (WQI = 31–50)
- 5) Дуже погано (WQI = 0–30) [17].

2.2. Національний санітарний фонд WQI (NSF-WQI)

NSF WQI був розроблений Брауном у 1965 році як модифікована версія моделі Хортон. Її використовували для оцінки якості поверхневих вод у різних сферах (Рис. 1.2). Як і модель Хортон, вона містить чотири основні компоненти WQI [14].

(1) Вибір параметра

Для вибору параметрів якості води використовувалася методика експертних оцінок. Індекс NSF пропонує одинадцять параметрів якості води, розділених на п'ять груп: (1) фізичні параметри (температура, каламутність і загальна кількість твердих речовин), (2) хімічні параметри (рН і розчинений кисень), (3) мікробіологічні параметри (фекальні коліформи і БПК), (4) параметри поживних речовин (загальний фосфат і нітрати) і (5) параметри токсичності (пестициди та токсичні сполуки). Браун та ін. (1970) рекомендував додати групу токсичних параметрів, де більшість інших моделей WQI не включали токсичні елементи.

(2) Створення субіндексу

Субіндексация параметрів була розроблена на основі оцінки групи експертів. Значення субіндексу варіювалися від 0 до 1, де значення субіндексу

вважалось 1, якщо вимірне значення знаходилося в межах рекомендованих орієнтовних значень, і 0 в інших випадках.

(3) Зважування параметрів

У моделі використовуються різні значення ваги параметрів, сума яких дорівнює 1. Початкові значення ваги були отримані за допомогою групи експертів, але в подальшому застосуванні моделі використовувалися модифіковані значення ваги для оцінки якості поверхневих вод. Оригінальна модель NSF приписувала значення ваги для DO (0,17), FC (0,16), рН (0,11), ВРК (0,11), температури (0,10), загального фосфату (0,10), нітратів (0,10), каламутності (0,08) і загального тверді речовини (0,07). Подібним чином ця модель також враховувала екологічну значимість параметрів якості води для розподілу значення ваги параметра [16].

(4) Агрегація

Оригінальна модель NSF використовувала просту адитивну функцію агрегування, як рівняння (4). У 1973 році Браун запропонував альтернативну функцію агрегації – мультиплікативну функцію, показану в рівнянні (5).

(5) Оцінка WQI

Модель видає WQI в діапазоні від 0 до 100. 0 означає найгіршу якість води, а 100 означає відмінну якість води. Модель пропонує п'ять класів якості води:

- 1) відмінно (WQI = 90–100)
- 2) добре (WQI = 70–89)
- 3) середній (WQI = 50–69)
- 4) погано (WQI = 25–49)
- 5) дуже погана якість (WQI = 0–24)

2.3. Індекс Департаменту наукового розвитку Шотландії (SRDD).

Модель SRDD постійно розроблялася Шотландським відділом досліджень з 1970 року для оцінки якості поверхневих вод. Більшість помірних і тропічно-субтропічних країн застосовують модель SRDD через її гнучкість і регіональну

зручність. Наприклад, його використовували для оцінки якості поверхневих вод в Ірані, Румунії та Португалії. Модифікована модель SRDD також була використана для оцінки якості річкової води в Східному Таїланді [15].

(1) Вибір параметра

Модель SRDD також застосовувала техніку експертних оцінок для вибору параметрів якості води. Він рекомендував одинадцять параметрів якості води. Параметри моделі та розділені на чотири групи якості води. Були: (1) фізична група (температура, електропровідність і завислі тверді речовини), (2) хімічна група (DO, pH і вільний і сольовий аміак), (3) група органічних речовин (загальний оксид, азот, фосфат), і (4) мікробіологічна група (BOD) і *Escherichia coli* (*E. coli*) [13].

(2) Створення субіндексу

Значення субіндексу параметрів моделі отримано за допомогою методу Delphi. Значення субіндексів варіюються від 0 до 100. Для розрахунку субіндексів було застосовано методику рейтингової кривої; криві були розроблені на основі висновків експертів. Модель також використовувала вказівки щодо стандартів якості води ЄС для створення значень субіндексу.

(3) Зважування параметрів

Процес експертних оцінок використовувався для отримання вагових значень параметрів з урахуванням регіональних вказівок і характеристик якості води. Модель використовує фіксовані нерівні вагові коефіцієнти, сума яких повинна дорівнювати 1. Рекомендовані значення ваги SRDD були для DO (0,18), БПК (0,15), вільного та сольового аміаку (0,12), pH (0,09), загального окисленого азоту (0,08), фосфату (0,08), завислих речовин (0,07), температури (0,05), електропровідності (0,06) і *E. coli*. (0,12). Найвищі значення ваги були призначені для DO, BOD та *E. coli*. щоб відобразити їх важливість і вплив [18].

(4) Функція агрегації моделі

Модель SRDD використовує наступну модифіковану адитивну функцію для агрегації:

$$SRDD - WQI = \frac{1}{100} (\sum_{i=1}^n S_i W_i)^2 \quad (11)$$

Модель також рекомендувала метод мультиплікативного агрегування (Рівняння (5)) для агрегування значень субіндексу та ваги параметрів.

Модифікована функція агрегування SRDD була розроблена на основі NSF WQI.

(5) Оцінка WQI

Розрахований WQI може коливатися від 0 до 100, і модель пропонує семикатегорійну рейтингову шкалу для оцінки якості води:

1) чистий (WQI = 90 – 100)

2) добре (WQI = 80 – 89)

3) добре без лікування (WQI = 70 – 79)

4) допустимий (WQI = 40 – 69)

5) забруднений (WQI = 30 – 39)

6) ківка забруднених (WQI = 20 – 29)

7) відходи свиначства (WQI = 0 – 19)

2.4 Канадська рада міністрів навколишнього середовища (CCME) WQI

Модель CCME була розроблена на основі моделі WQI Британської Колумбії (BCWQI) у 2001 році. У всьому світі модель CCME WQI

застосовувалася до широкого спектру поверхневих водойм. Відносно він широко

використовується завдяки простоті застосування та тому, що забезпечує

гнучкість у виборі параметрів якості води для включення в модель. Огляд виявив

низку застосувань моделі CCME для оцінки якості поверхневої (річкової або морської) води в різних регіонах світу [19].

(1) Вибір параметра

Модель CCME WQI вимагає використання щонайменше чотирьох параметрів якості води, але не вказує, які саме – це залишається на вибір

користувача. Для підбору параметрів моделі розробники пропонують використовувати процеси оцінки експертної панелі.

(2) Розрахунок субіндексу

Модель SSME не включає компонент розрахунку субіндексу. Порівняно, це головний недолік цієї моделі.

(3) Зважування параметрів

Значення ваги параметрів не потрібні для отримання остаточного WCI.

(4) Агрегація

Функція агрегації, яку використовує SSME, значно відрізняється від інших

моделей. Це виражається як:

$$WQI = 100 - \left[\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.732} \right] \quad (12)$$

Три фактори F_1 , F_2 і F_3 визначаються як:

(a) F_1 : називається «обсягом», це відсоток загальної кількості параметрів, які не відповідають визначеним цілям. Це виражається як:

$$F_1 = \left[\frac{\text{number of failed parameters}}{\text{total number of parameters}} \right] \times 100 \quad (13)$$

(b) F_2 : називається «частотою», це відсоток значень окремих тестів, які не відповідають цільовим значенням (невдачі тестів). Це виражається як:

$$F_2 = \left[\frac{\text{number of failed tests}}{\text{total number of tests}} \right] \times 100 \quad (14)$$

(c) F_3 : називається «амплітуда», це міра величини, на яку тестові значення не відповідають своїм цілям [27]. Амплітуда обчислюється за допомогою асимптотичної функції, яка масштабує нормалізовану суму відхилень (nse) тестових значень від цілей, щоб отримати значення від 0 до 100,

використовуючи

$$F_3 = \left[\frac{nse}{0.01(nse) + 0.01} \right] \quad (15)$$

Якщо тестове значення падає нижче цільового значення, відхилення для цього тестового значення розраховується як:

$$excursion_i = \left[\frac{failed\ test\ value_i}{Objective_j} \right] - 1 \quad (16)$$

І навпаки, якщо тестове значення перевищує об'єктивне значення, значення відхилення розраховується як:

$$excursion_i = \left[\frac{Objective_j}{failed\ test\ value_i} \right] - 1 \quad (17)$$

Таким чином, *nse* — це загальна сума, на яку значення окремих тестів не відповідають вимогам, і розраховується шляхом підсумовування відхилень окремих тестів від їхніх цілей і ділення на загальну кількість тестів (як тих, що відповідають цілям, так і тих, що не відповідають цілям). Математично це виражається так:

$$nse = \left[\frac{\sum_{i=1}^n excursion_j}{total\ number\ of\ test} \right] - 1 \quad (18)$$

Дільник 1,732 у рівнянні (12) використовується як нормалізуючий коефіцієнт, щоб гарантувати, що результируючий WQI знаходиться в діапазоні від 0 до 100, де 0 означає «найгіршу» якість води, а 100 — «найкращу». Коефіцієнт 1,732 виникає тому, що кожен із трьох окремих факторів індексу (F_1 , F_2 і F_3) може мати максимальне значення 100, що дає максимальне значення для чисельника 173,2.

(5) Оцінка WQI

Модель CCME запропонувала чотири класи якості води:

(1) Відмінно (WQI = 95 – 100) - якість природної води

(2) Добре (WQI = 80 – 94) – якість води відрізняється від природного або бажаного рівня.

(3) Задовільна (WQI = 65 – 79) – стан якості води іноді відхиляється від природного або бажаного рівня

(4) граничний ($WQI = 45 - 64$) – якість води часто знаходиться під загрозою або погіршується; умови часто відрізняються від природного або бажаного рівня.

(5) погана ($WQI = 0 - 44$) – якість води не підходить для використання на будь-якому рівні [31].

2.5. Індекс Баскарона (BWQI)

Ця модель була розроблена Баскаронем у 1979 році для оцінки якості води на основі іспанських рекомендацій щодо якості води. Модель Баскарона вважала найвищий параметр якості води для оцінки якості поверхневих вод. Як показано

на рис. 3, багато країн Південної Америки прийняли модель Баскарона для оцінки якості поверхневих вод, наприклад Бразилія, Аргентина та Чилі. Було кілька застосувань у південноазіатському регіоні, наприклад у Непалі та Індії

[34]. Кілька країн також намагалися розробити модифіковану модель WQI на основі моделі індексу Баскарона, наприклад, Центральний Чилі і Китай.

(1) Вибір параметра

У моделі запропоновано 26 параметрів якості води, що представляють різні групи характеристик якості води. Параметрами моделі були рН, БСК₅, DO, температура, загальна кількість колиформ (TC), колір, каламутність, зниження перманганату, миючі засоби, жорсткість, DO, пестициди, олія та жир, сульфати (SO_4^-), нітрати (NO_3^-), ціаніди, натрій, вільний CO_2 , азот амоніаку (аміак NH_3-N), хлорид (Cl^-), електропровідність, магній (Mg^{2+}), фосфор (P), нітрити (NO_2^-), кальцій (Ca^{2+}) і зовнішній вигляд води.

(2) Генерація субіндексу

Функція лінійного перетворення використовується для перетворення вимірних значень параметрів у значення субіндексів, які варіюються від 0 до

100. Значення субіндексу визначаються на основі місцевих орієнтовних значень якості води.

(3) Зважування параметрів

Модель використовує нерівну та фіксовану систему зважування, де значення зважування коливаються від 1 до 4. Сума значень зважування всіх 26 параметрів становить 54.

(4) Агрегація

Басварон запропонував дві модифіковані адитивні функції для агрегування субіндексів. Цільова функція агрегування визначається як:

$$Bascaron - WQI_{obj} = \frac{\sum w_i s_i}{\sum w_i} \quad (19)$$

Суб'єктивна функція агрегування включає суб'єктивну оцінку візуального вигляду води та виражається як:

$$WQI_{sub} = k \frac{\sum_{i=1}^n w_i s_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \quad (20)$$

де k — постійна величина, отримана шляхом візуальної оцінки води (Pesce and Wunderlin, 2000). Для річкової води він приймає одне з наступних значень залежно від стану:

(a) 1,00 = чиста вода без видимого забруднення зваженими природними твердими речовинами.

(b) 0,75 = вода з легким забрудненням, що вказується світлим неприродним кольором, піною, легким помутнінням без природної причини

(c) 0,50 = забруднена вода, на яку вказують неприродний колір, легкий або помірний запах, висока каламутність (неприродна), зважені органічні тверді речовини тощо.

(d) 0,25 = сильно забруднена вода, про що свідчить чорнуватий колір, різкий запах, видиме бродіння тощо.

(5) Оцінка WQI

За цим показником прийнято п'ять класів якості для оцінки якості річкової води.

1) Відмінно (WQI = 90–100)

- 2) Добре (WQI = 70–90)
- 3) Середній (WQI = 50–70)
- 4) Погано (WQI = 25–50)
- 5) Дуже погано (WQI = 0–25)

2.6. Характеристика інших моделей WQI

Система нечіткого інтерфейсу (FIS). Нечітка логіка з'явилася в 1960-х роках, і багато дослідників і вчених застосовували FIS у сфері оцінки екологічних ризиків. В останні десятиліття кілька дослідників прийняли моделі WQI на основі FIS для оцінки якості річкової води (див. рис 5). Приклади включають Канаду, Бразилію, Китай, Іспанію, Мексику, Іран, Індію, Малайзію, Шрі-Ланку та Марокко [37]. Моделі WQI на основі FIS містять чотири кроки, які аналогічні типовим компонентам WQI: (1) нечіткі множини та функція належності; (2) операції з нечіткими множинами; (3) нечітка логіка; та (4) правила висновку.

(1) Нечіткі набори (тобто вибір параметрів)

Теорія функцій множин і логічні правила застосовуються для вибору параметрів моделі, але підхід FIS не рекомендує жодних конкретних параметрів якості води для оцінки якості води. Модель FIS використовує кореляційні дослідження параметрів для встановлення параметрів моделі. Для побудови кореляції між параметрами використовуються теоретичні та статистичні підходи. Кілька досліджень використовували думки експертів для встановлення параметрів якості води.

(2) Процес роботи нечіткої множини (тобто генерація субіндексу)

Параметри якості води нормалізуються шляхом прийняття FIS, який дозволяє вводити числове значення, яке потім перетворюється на якісне значення, визначене декількома функціями FIS (функціями-членами, правилами, наборами та операторами).

(3) Функція нечіткої логіки (тобто зважування параметрів)

Значення ваги параметрів генеруються за допомогою логічної функції FIS.

(4) Правила інтерфейсу (тобто агрегація)

Ряд правил інтерфейсу нечіткої логіки застосовується для агрегування параметрів WQI. Остаточна оцінка якості води визначається за допомогою процесів дефазифікації FIS.

Малайзійський індекс якості води (MWQI). У 1974 році Міністерство навколишнього середовища Малайзії розробило MWQI для оцінки якості поверхневих вод та їх класифікації на місцевому рівні. Малайзійські національні критерії якості води були застосовані для визначення якості місцевої води та її характеристик. Ця модель складається з чотирьох загальних компонентів моделей WQI.

(1) Вибір параметра

Шість типових фізико-хімічних параметрів якості води: рН, розчинений кисень (DO), біологічна потреба в кисні (BPK), хімічна потреба в кисні (COD), аммонійний азот ($\text{NH}_3\text{-N}$), завислі тверді речовини (SS) — використовувалися в малайзійській моделі WQI. оцінити якість поверхневих вод та їх класифікацію. Параметри моделі були обрані на основі думки експертної групи

(2) Створення субіндексу

Для кожного обраного параметра була розроблена унікальна функція якості (крива), яка перетворює вимірне значення в безрозмірне значення субіндексу. Порогові значення параметрів та їх найкраще підігнані рівняння підіндексів (тобто криві якості) наведено в таблиці 7.

(3) Вагові коефіцієнти параметрів

Для визначення вагових значень параметрів було використано методику нерівного зважування з урахуванням думок експертної групи. Сума вагових значень параметрів дорівнює 1. Найбільше вагове значення було присвоєно для DO (0,22) та BPK (0,19) окремо. Те саме значення ваги (0,16) було використано

для COD та SS відповідно. Вага 0,15 була визначена для амонійного азоту, тоді як найнижче значення ваги було надано для рН (0,12)

(4) Агрегація

Оцінка WQI була визначена за допомогою простої адитивної формули агрегування, де добуток значень субіндексу параметра (SI) та їх вагові коефіцієнти підсумовуються таким чином:

$$WQI = 0.22 \times SI_{DO} + 0.19 \times SI_{BOD} + 0.16 \times SI_{COD} + 0.15 \times SI_{AN} + 0.16 \times SI_{ss} + 0.12 \times SI_{pH} \quad (21)$$

(5) Оцінка WQI

Малайзійський індекс DOE (2005) запропонував три класи якості води для оцінки якості поверхневих вод. Існує

(1) Чистий (81 – 100)

(2) Слабко забруднений (60 – 80)

(3) Забруднений (0 – 59)

Західна Ява WQI (WJ-WQI). Модель Західної Яви WQI розробили у 2017 році. Це остання розроблена модель WQI в літературі. Ця модель намагалася зменшити невизначеність, присутню в інших моделях WQI, дотримуючись конкретних і систематичних процесів на кожному кроці.

(1) Вибір параметрів

Модель Західної Яви WQI передбачає тринадцять важливих параметрів якості води, включаючи шість груп якості води (Таблиця 1.2). Це (1) температура та завислі тверді речовини (фізичні параметри), (2) Хімічна потреба в кисні (ХПК) і DO (параметри виснаження кисню), (3) NO₂ і загальний фосфат (поживні речовини), (4) миючий засіб і феноли (органічні параметри), хлорид (мінерали), (5) Zn, Pb і Hg (важкі метали) і (6) фекальні колиформи (мікробіологічні параметри). Параметри моделі слід вибирати, спочатку використовуючи два етапи скринінгу з використанням статистичної оцінки для визначення надлишковості параметрів, а потім використовуючи останній крок для визначення загальних параметрів на всіх станціях відбору.

(2) Розрахунок субіндексу

Метод лінійного масштабування використовується для отримання субіндексу температури, тоді як лінійна математична функція рівняння (1), (2) використовується для отримання субіндексу для інших параметрів якості води.

(3) Зважування параметрів

Вагові значення параметрів моделі були виділені на основі висновків експертів. Думки експертної групи були оцінені за допомогою аналітичного ієрархічного процесу (АНП). Значення ваги параметрів наведені в таблиці 4, це фіксовані та нерівні значення, де сума загального значення ваги дорівнює 1 [22].

(4) Агрегація

Модель використовує ту саму функцію мультиплікативного агрегування (див. рівняння (5)), що й модель NSF WQI.

(5) Оцінка WQI

Модель Західної Яви WQI рекомендує п'ять класів якості води на основі кінцевих результатів моделі:

(1) Відмінно (WQI = 90–100)

(2) Добре (WQI = 75–90)

(3) Задовільно (WQI = 50–75)

(4) Граничний (WQI = 25–50)

(5) Погано (WQI = 5–25)

РОЗДІЛ 3 РЕЗУЛЬТАТИ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

3.1 Територія проведення досліджень

Річка Рось – це найбільша правобережна притока Дніпра, що тече у самому центрі країни та охоплює три області (Вінницька, Київська, Черкаська) та частково Житомирську область. Площа басейну становить 12 750 км², а довжина річки – 378,3 км. Витік річки бере початок біля Погребищенського району Вінницької області. Біля с. Хрещатик розташоване гирло річки. Водозбір знаходиться у лісостеповій зоні, переважно із заходу на схід (рис.3.1.).

Найбільша площа водозбору припадає на Київську область.

За допомогою супутника Landsat 8 було досліджено, що сільськогосподарські угіддя займають найбільшу площу в межах водозбору

близько 73 %, лісистість складає 12 %, луки 2,8 %. Також велику територію на водозборі займають промислові об'єкти, населені пункти, автомобільні дороги –

майже 11 %. Рось протікає через такі міста як Корсунь-Шевченківський, Біла Церква, Бопулав, Тетіїв. На річці побудовані Корсунь-Шевченківська та Стеблівська ГЕС. [20]



Рис. 3.1 – територія річки

Річка тече у східному напрямку охоплюючи Київську та Черкаську області. Ширина русла 50 м, де-не-де зустрічається асиметрія схилів: лівий пологий і низький, правий – крутий і високий (до 60 м.). В межах Українського щита особливістю морфології річки є чергування звужених та розширених ділянок.

Від м. Біла Церква до с. Синява на р. Рось зустрічаються порожисті ділянки, а береги порізані ярами. Також в руслі трапляються кристалічні породи, які сприяють створенню порогів. Живлення річки переважно снігове, літом характерна межінь (не менше 10 днів), переважно в грудні замерзає, у березні скресає.

Річкова мережа басейну Росі розвинена добре - налічує майже 1136 річок, сумарна довжина яких дорівнює понад 4800 км. Коефіцієнт густоти без урахування річок довжиною менше 10 км складає 0,18 км/км², з урахуванням - 0,38 км/км². У Житомирській області протікає 221 річка довжиною 459 км, у Київській області 535 річки довжиною 2811 км, у Вінницькій 335 річки завдовжки 983 км, Черкаській 48 річок – 574 км. Основними притоками річки є Роська, Горіхова, Роставиці, Росава.

Кліматичні умови р. Рось визначаються географічним положенням, взаємодією основних кліматичних факторів – циркуляція атмосфери, сонячна радіація та ін. Клімат басейну Росі характеризується як помірно континентальний, сприятливий для життєдіяльності населення та господарської сфери.

Максимально добові значення сумарної радіації в теплий період перевищує 750 кал/см², що сприяє для прогрівання земної поверхні та високої інтенсивності трансформації повітряних мас. Зазвичай, в басейні Росі переважають циклони атлантичного походження, які приходять із північного заходу. Найбільша інтенсивність циклона спостерігається восени та взимку. У цю пору спостерігаються тумани, опади та похмура погода. Влітку та на весні із південного заходу, південного сходу, півдня знаходять тропічні повітряні маси, які зумовлюють зниження вологості та підвищення температури повітря. У даному регіоні прийнятне співвідношення між кількістю опадів та температурою

повітря. Також на території басейну спостерігається насування арктичних повітряних мас влітку та взимку. Влітку, зволоження відстає від прогрівання внаслідок перетворення арктичного повітря при переміщенні на південь, тому арктичне повітря прогріте і сухе. Зимою та восени арктичні маси викликають короткочасне та різке зниження температури. Навесні, влітку та восени з південного сходу та південного заходу надходять тропічні повітряні маси, які зумовлюють підвищення температури та зниження вологості.

Відомості про клімат водозбору отримані за даними метеостанцій Миронівка і Біла Церква. Характерною особливістю кліматичних змін басейну Росі є підвищення середньорічної температури повітря. Було досліджено, що за останні роки середня річна температура повітря зростає на $0,5^{\circ}\text{C}$, а через аномально тепле літо температура повітря сягала понад 30°C . Ймовірно, через кліматичні зміни – підвищення температури, збільшилось випаровування Росі, а підвищення температури повітря зимою вплинуло на снігозапаси та обсяги весняного водоплілля.

Велику площу ґрунтового покриття займають чорноземи, які знаходяться на знижених та вирівняних ділянках. На даній території особливістю будови чорноземів є висока потужність гумусових горизонтів, яка сягає 100 см. Для них притаманна погано виражена, слабка, світло забарвлена грудкувато-зерниста структура. Опідзолені чорноземи також займають частину території басейну. Дані чорноземи утворилися внаслідок насування лісу на степові ділянки. Сірі лісові ґрунти сформувалися на карбонатних лесових породах під широколистяними лісами в умовах вологого та теплого клімату. Для цих ґрунтів характерна відсутність суцільного елювіального та невелика потужність гумусового шарів. Високі заплави річки займають лучно-чорноземні ґрунти. Вздовж притоки Росі знаходяться солонцюваті і засолені ґрунти, а на заплавах річки зустрічаються лучні та дернові ґрунти. Доречні ґрунтово-кліматичні умови сприяють широкій господарській діяльності басейну Росі.

Лісистість басейну нечисленна – в основному це широколисті ліси, які розташовуються у східній та центральній частинах водозбору, переважно на

правому березі. Переважають такі види як сосна звичайна, дуб звичайний, липа сердцелиста, граб звичайний, робінія звичайна. Також на заплавах та берегах ростуть верби: тригичинкова, ламка, біла. Луки зосереджені в межах Придніпровської височини в нижній течії річки.

Фауна представлена різноманітними степовими і лісовими видами, адже більша частина басейну розташована в лісостеповій зоні. Для лісових масивів характерні білки, кабани, борсуки, козулі. У відкритих просторах спостерігаються європейський і крапчастий ховрахи, полівка, хом як звичайний, сліпак звичайний.

Іхтіофауна Росі налічує велику кількість видів риб, але нещодавні порівняння видового складу вказують на те, що водна фауна суттєво змінилася. Для прикладу, реофільні види, які раніше були скрізь розповсюджені, в останні роки отримують негативний вплив через зарегульованість стоку, який змінює умови існування риб. Домінуючою родиною у Росі є коропова – 18 видів. У кількісному співвідношенні зустрічаються такі види: плотва – 48%, окунь 13%, щука 9,5%, синець 6%, лящ 5,4%, язь 1,7%, інші 7%. Зарегульованість стоку – основний антропогенний чинник, що впливає на екологічні умови існування риб.

Як наслідок, багато видів понто-каспійського комплексу інтенсивно преміщуються вгору по каскаду.

3.2 Опис вихідних даних для оцінювання якості води при проведенні екологічного контролю

У зв'язку із ситуацією введення в 2021 р. карантину у зв'язку із епідемією КОВІД а з лютого 2022 р. - воєнного стану, провести власний пробовідбір натурних зразків води із природних вододжерел не вдалося. Тому при виконання другої частини дипломної роботи довелося використати дані, одержані державними органами екологічного контролю.

За наказом Державного водного агентства України від 31.03.2021 р. №233 «Про впровадження Порядку здійснення державного моніторингу вод».

Регіональний офіс водних ресурсів (РОВО) річки Рось здійснює постійний моніторинг та екологічний контроль якості водних ресурсів у басейні річки Рось.

Відбір проб води здійснювався щомісячно у визначених за наведеним вище пунктах спостереження в терміни, зазначені у погодженому з Міжрегіональним офісом захисних масивів Дніпровських водосховищ графіку відбору та завезення проб води на фізико-хімічний аналіз. У річці Рось (права притока Дніпра) пробо відбір проводили у пункті 218 км, на території села Глибочка Білоцерківського району. Там проводиться питний водозабір для водопостачання міста Біла Церква.

Вимірювання показників якості поверхневих вод у пробах, відібраних на Білоцерківському питному водозаборі, проводилося лабораторією моніторингу вод Північного регіону Міжрегіонального офісу захисних масивів Дніпровських водосховищ. Узагальнення інформації здійснює РОВО річки Рось.

Відповідно до графіку відбору та завезення проб води, у січні-грудні 2021 року відібрано 36 проб річки Рось в створах питних водозаборів.

З травня 2021 р., відповідно до наказу Держводагентства України від 31.03.2021 р. №233 «Про впровадження Порядку здійснення державного моніторингу вод», проводиться діагностичний моніторинг 63 хімічних пріоритетних та басейнових специфічних речовин (важкі метали, пестициди, фармацевтичні препарати та інші речовини).

Показники якості поверхневих вод у басейні Росі включали наступні параметри:

- Фізико-хімічні показники:

Температура. Температура поверхневих вод залежить від одночасної дії сонячної радіації, теплообміну з атмосферою, перенесення теплоти течіями, перемішування водних мас, потрапляння антропогенно нагрітих вод із зовнішніх джерел. Температура впливає на концентрацію кисню у водних об'єктах. При підвищених температурах у воді може розчинитися значно менша кількість кисню. Також вона впливає на процеси осадження завислих часток, визначає швидкість біологічних процесів.

Завислі речовини. До завислих речовин відносять частки глини, дрібного піску, мулу, планктонних організмів, решток водних рослин. Концентрація завислих речовин зумовлюється сезонними факторами, режимом стоку, ерозією ґрунтів і гірських порід, помутнінням донних відкладів, продуктами метаболізму та розкладу гідробіонтів, скидами стічних вод. Завислі речовини спричиняють замулювання водних об'єктів, впливають на прозорість води, проникнення світла та температуру, склад і розподіл відкладень та швидкість осадоутворення, адсорбцію токсичних речовин, сприяють сорорції вірусів на частках глини та перенесенню їх течією води.

Прозорість. Прозорість поверхневих вод залежить від ступеня розсіювання сонячного світла речовинами органічного та мінерального походження, які перебувають у воді в завислому та колоїдному станах. Вона визначає перебіг біохімічних процесів (первинне продукування, фотоліз), які потребують освітлення. Прозорість також залежить від форми та розміру завислих часток.

Кольоровість. Кольоровість спричинена вмістом у воді гумінових речовин і сполук Fe^{3+} . Ці речовини потрапляють у воду внаслідок вивітрювання гірських порід, хімічного та біохімічного розкладу решток рослин, з підземним стоком, скидами стічних вод. При надходженні гуматів та фульватів з ґрунту вони надають воді жовтого або коричневого забарвлення залежно від концентрації. Солі заліза надають воді червонуватого (іржавого) забарвлення, дрібні частинки піску та глини – жовтуватого. Причому опосередковано про джерело кольоровості свідчать процеси зміни води при відстоюванні. Якщо це сполуки заліза, вони коагулюють і осідають у вигляді аморфного осаду. Кількість цих речовин залежить від геологічних умов, водоносних горизонтів, типу ґрунтів, наявності боліт і торфовищ у басейні річки. Висока кольоровість зменшує концентрацію розчинного кисню у воді.

Розчинений кисень. Надходження кисню у водні об'єкти відбувається у процесі газообміну з атмосферою, фотосинтезу, зі стічними водами, зливовими і талими водами, які перенасичені киснем. Розчинений у воді кисень

використовується гідробіонтами для дихання та окиснення органічних речовин. Низька концентрація розчиненого кисню негативно впливає на біохімічні та екологічні процеси у водному об'єкті. Концентрація кисню у поверхневих шарах вища, ніж у глибинних за рахунок посиленої поверхневої аерації та інтенсивного проходження процесів фотосинтезу.

Хімічне споживання кисню (ХСК). ХСК – це кількість кисню, необхідна для хімічного окиснення неорганічних і органічних речовин: вуглецевмісних – до CO_2 , H_2O , NH_3 ; сірковмісних – до сульфатів, фосфоровмісних – до фосфатів.

Органічні речовини потрапляють у поверхневі води з поверхневим стоком, скидами стічних вод.

Біохімічне споживання кисню (БСК). БСК – це кількість кисню, що витрачається за певний час на аеробне біохімічне окиснення нестійких органічних сполук до CO_2 , H_2O , NH_3 . Органічні речовини рослинного та тваринного походження надходять у воду з поверхневим стоком, скидами стічних вод. БСК визначають для різних проміжків часу: 5 діб інкубації мікроорганізмів – БСК_5 , 20 діб інкубації – БСК_{20} ; незалежно від часу для повного окиснення органічних сполук – $\text{БСК}_{\text{пов}}$.

Водневий показник (pH). Вміст іонів водню у поверхневих водах визначається кількісним співвідношенням концентрацій вугільної кислоти та її іонів, геологічними особливостями водозбірною басейну річки. pH визначає ступінь її кислотності або лужності. Зміни pH тісно пов'язані з процесами фотосинтезу. Від розміру pH залежить розвиток і життєдіяльність водних рослин, сталість різноманітних форм міграції хімічних елементів, токсичність забруднюючих речовин. Більшість поверхневих вод має нейтральну або слабкокислу реакцію (pH – від 6,0 до 8,0). Узимку величина pH для більшості річкових вод становить 6,8–7,4, влітку – 7,4–8,2. При значенні pH 4,0–6,0 у воді розвиваються гриби та дріжджі. Більшість бактерій обирають середовища, зі значеннями pH 6,5–7,5.

Сухий залишок. Сухий залишок – загальний вміст у воді нелетких органічних і мінеральних домішок у вигляді неорганічних (бікарбонати, хлориди

та сульфати кальцію, магнію, калію і натрію) та деяких органічних солей, розчинних у воді.

Вміст сухого залишку залежить від геологічних особливостей водозбірної басейну річки, потрапляння вказаних солей зі скидами промислових стічних вод, зливовими водами.

Фосфати. Джерелами потрапляння фосфатів у поверхневі води є ерозія орних земель, в яких містяться добрива, промислові відходи, побутові стічні води, які містять синтетичні миючі засоби та фекалії. Фосфати сприяють росту рослин і водоростей, збільшенню кількості фітопланктону та зоопланктону,

збільшенню відмерлої біомаси. Фосфати є малотоксичними. Мінімальні концентрації фосфатів спостерігаються навесні і влітку, максимальні – восени і взимку.

Амоній сольовий. Джерелами надходження амонію сольового у поверхневі води є скиди стічних вод тваринницьких ферм, скиди побутових стічних вод, стічних вод харчової, лісохімічної та хімічної промисловості, поверхневий стік з сільськогосподарських угідь, в яких містяться амонійні добрива. Присутність амонію сольового пов'язана з процесами біохімічної деградації білків, дезамінування амінокислот, розкладу сечовини під дією уреаз. Токсичність

амонію збільшується з підвищенням рН.

Нітрати. Нітрати потрапляють у поверхневі води за рахунок внутрішньо-водоёмових процесів нітрифікації амонійних іонів під дією нітрифікуючих бактерій, з атмосферними опадами, скидами промислових і побутових стічних вод, стоком з сільськогосподарських угідь, в яких містяться азотні добрива.

Пониження концентрацій нітратів пов'язане зі споживанням їх фітопланктоном і денітрифікуючими бактеріями. Частково нітрати поглинаються водними рослинами.

Концентрація нітратів змінюється за сезонами: мінімальна – у вегетаційний період, максимальна – восени, коли проходить розклад органічних речовин і перехід азоту з органічних форм у мінеральні. Амплітуда сезонних

коливань вмісту нітратів може свідчити показником евтрофікації водного об'єкту.

Нітрити. Нітрити є проміжною формою у ланцюзі бактеріальних процесів окислення амонію до нітратів (нітрифікація – в аеробних умовах) і, навпаки, відновлення нітратів до азоту та аміаку (денітрифікація – при нестачі кисню).

Надходять у поверхневі води при застосуванні нітритів в якості інгібіторів корозії у технічній водопідготовці, зі стоками харчових та аграрних виробництв.

Виявлення підвищеної концентрації нітритів при проведенні екологічного контролю свідчить про посилення процесів розкладу органічних речовин в

умовах сповільненого окиснення через нестачу кисню. Сезонні коливання –

майже відсутні взимку та виявляються навесні через інтенсифікацію мікробіологічного розкладу відмерлої органіки. Найбільша концентрація

спостерігається в кінці літа, оскільки їх присутність пов'язана з активністю фітопланктону (діатомові та зелені водорості відновлюють нітрати до нітритів).

Восени вміст нітритів зменшується.

Залізо загальне потрапляє у поверхневі води з підземним стоком, зі стічними водами галузей промисловості та сільського господарства, зливовими

водами, поверхневим стоком, стічними водами з сільськогосподарських угідь.

Концентрація заліза загального у воді залежить від гідрологічних умов басейну річки, процесів хімічного вивітрювання гірських порід.

Марганець. Джерелами надходження Mn у поверхневі води є руди та деякі мінерали, процеси відмирання та розкладання гідро біонтів (синьо-зелених і

діатомових водоростей, вищих водних рослин), стічні води марганцевих збагачувальних фабрик, металургійних заводів, підприємств хімічної

промисловості, шахтні води. Mn бере участь у процесах фотосинтезу, реакціях фотолізу води та виділення кисню [39].

Результати проведення екологічного моніторингу та контролю

питного водозабору м. Біла Церква протягом січня 2021-лютого 2022 р. наведено в табл. 3.1.

Таблиця 3.1

Дані моніторингу складу та властивостей проб води, відібраних на посту спостереження у с. Глибочка Білоцерківського району (питний водозабір м. Біла Церква)

| Показник складу та властивостей води | Встановлені значення | | | | | | | | | | | | | |
|---|----------------------|------------|---------------|--------------|--------------|--------------|-------------|--------------|---------------|--------------|---------------|--------------|-------------|------------|
| | Січень 2021 | Лютий 2021 | Березень 2021 | Квітень 2021 | Травень 2021 | Червень 2021 | Липень 2021 | Серпень 2021 | Вересень 2021 | Жовтень 2021 | Листопад 2021 | Грудень 2021 | Січень 2022 | Лютий 2022 |
| рН, одиниці рН | 8,1 | 8,4 | 8,4 | 8,5 | 8,0 | 8,2 | 8,9 | 8,7 | 9,2 | 7,6 | 8,7 | 8,4 | 8,4 | 8,4 |
| Кольоровість, градуси Со/Рт шкали | 12,0 | 11,5 | 13,0 | 12,0 | 13,2 | 16,4 | 15,9 | 13,0 | 11,8 | 10,4 | 11,8 | 14,7 | 12,4 | 12,4 |
| Розчинений кисень, мг/дм ³ | 10,7 | 11,6 | 9,9 | 10,8 | 9,2 | 8,4 | 9,0 | 8,5 | 7,0 | 11,5 | 9,7 | 10,5 | 12,5 | 10,8 |
| Сухий залишок, мг/дм ³ | 414 | 356 | 438 | 367 | 420 | 452 | 410 | 329 | 305 | 375 | 386 | 384 | 437 | 433 |
| Фосфор фосфатів, P-PO ₄ ³⁻ , мг P/дм ³ | 0,052 | 0,045 | 0,015 | 0,016 | 0,074 | 0,126 | 0,041 | 0,090 | 0,068 | 0,019 | 0,016 | 0,026 | 0,039 | 0,042 |
| Азот амонійний, N-NH ₄ ⁺ , мг N/дм ³ | 0,257 | 0,198 | 0,443 | 0,397 | 0,257 | 0,832 | 0,226 | 0,778 | 0,475 | 0,210 | 0,420 | 0,506 | 0,272 | 0,291 |
| Азот нітритів, N-NO ₂ ⁻ , мг N/дм ³ | 0,009 | 0,007 | 0,002 | 0,007 | 0,009 | 0,066 | 0,007 | 0,007 | 0,009 | 0,007 | 0,007 | 0,009 | 0,018 | 0,018 |
| Азот нітратів, N-NO ₃ ⁻ , мг N/дм ³ | 0,79 | 0,73 | 0,49 | 0,24 | 0,30 | 0,55 | 0,64 | 0,30 | 0,21 | 0,46 | 0,33 | 0,67 | 0,73 | 1,31 |
| ХСК, мг О/дм ³ | 20,3 | 23,9 | 24,7 | 20,7 | 23,8 | 35,2 | 28,9 | 30,4 | 50,0 | 47,1 | 26,1 | 27,9 | 25,3 | 22,0 |
| БСК ₅ , мг О/дм ³ | 2,0 | 2,2 | 3,3 | 3,3 | 2,5 | 3,0 | 3,0 | 3,3 | 12,9 | 12,1 | 2,0 | 2,0 | 1,8 | 2,1 |
| Залізо загальне, мг/дм ³ | 0,10 | 0,11 | 0,14 | 0,23 | 0,33 | 0,35 | 0,40 | 0,46 | 0,42 | 0,19 | 0,13 | 0,17 | 0,10 | 0,11 |
| Марганець, мг/дм ³ | 0,07 | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,09 | 0,10 | 0,05 | 0,05 | 0,20 | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,04 | 0,06 |
| Кадмій, мг/дм ³ | - | - | - | 0,0004 | 0,0004 | 0,0004 | 0,0004 | 0,0051 | 0,0004 | 0,0044 | 0,0004 | 0,0004 | 0,0004 | 0,0004 |
| Свинець, мг/дм ³ | - | - | - | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| Ртуть, мг/дм ³ | - | - | - | - | 0,000007 | 0,000007 | 0,00025 | 0,00030 | 0,000077 | 0,00030 | 0,000053 | 0,000033 | 0,00129 | 0,000007 |

3.3 Методологія інтегрального оцінювання якості води

В цілому підхід до розробки концепції ІЯВ [40] описується наступними чотирма кроками:

1. *Вибір параметрів*: проводиться професійними експертами, агенціями чи державними установами, які визначають законодавче поле. Як правило, рекомендують вибір змінних із 5 класів: вміст розчиненого кисню, показники евтрофікації, гігієнічні, екологічні аспекти тощо. Ми пропонуємо усунути суб'єктивність визначення переліку параметрів складу та властивостей води і включити ті, які представлено у відповідних нормативних документах України стосовно водоспоживання різного призначення:

- ДСТУ 4808:2007 Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води та правила вибирання;

- ДСТУ 2730:2015 Захист довкілля. Якість природної води для зрошення.

Агрономічні критерії:

- ВНД 33-5.5-02-97 Вода для зрошення. Екологічні критерії; СОУ 41.00-37-422:2006 Води поверхневі і підземні. Рекомендації по використанню в тваринництві і птахівництві;

- СОУ 05.01-37-385:2006 Вода рибогосподарських підприємств. Загальні вимоги та норми.

2. *Визначення вигляду кривої функції якості* (субіндексу) кожного параметру, який має різний фізичний зміст та одиниці вимірювання, та трансформації його в безрозмірні шкали. Ми пропонуємо використати для цього криву бажаності функції Харрінгтона [41].

3. *Складання шкали бажаності* – це елемент, який викликає найбільше критики щодо критеріїв розподілу за категоріями від «дуже добре» до «незадовільно». Ми базувалися на нормативних документах та виходячи із міркувань, пов'язаних, із відносною точністю аналітичних визначень для високотоксичних еволук (наприклад, важких металів, хлорорганічних сполук). Приклад шкали бажаності для оцінювання інтегральної якості води для питного водопостачання та для рибозрошення представлено в табл. 2.2 та 2.3.

Порівняльний аналіз цих шкал свідчить про те, що вид водопостачання чи водоспоживання на пряму визначає перелік параметрів екологічного контролю та їхнє оцінювання. Самий яскравий приклад – показник вмісту розчиненого кисню. Якщо оцінювати якість води з точки зору функціонування водних екосистем та для риборозведення, це самий головний критерій для оцінювання.

Проте, якщо вода буде застосовуватися для питних цілей, то у ній не контролюють вміст розчиненого кисню. Проте для проведення екологічного контролю розчинений кисень – базовий критерій, і саме з нього слід починати програму аналітичного контролю вододжерела.

Слід відмітити, що для ряду показників існують так звані двосторонні обмеження функції бажаності, як, наприклад, показник рН. Він унормовується не у вигляді одиничного ГДК, а у вигляді оптимального діапазону.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

Таблиця 3.2

Шкали часткових бажаностей d_i для розрахунку функції бажаності Харрінгтона для питного водопостачання
 - Одностороннє обмеження (у вигляді ГДК або діапазонів з одностороннім лімітом за ДСТУ 4808:2007)

| Показники складу | Одиниці вимірювання | Значення функції d_i | | | | |
|---|---------------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------------|-------------------------|------------------------------|
| | | 1,00 – 0,80 – дуже добре | 0,80 – 0,63 – добре | 0,63 – 0,37 – задовільно | 0,37 – 0,20 – погано | 0,20 – 0,00 – дуже погано |
| Органолептичні показники | | | | | | |
| Забарвленість (кольоровість) | Одиниці Pt-Co шкали | 0-20 | 20-80 | 80-120 | 120-200 | 200-1000 |
| Каламутність | мг/л | 0-20 | 20-150 | 150-1000 | 1000-5000 | 5000-100000 |
| Загальносанітарні хімічні показники | | | | | | |
| Сухий залишок (загальна мінералізація) | мг/л | 0-500 | 500-1000 | 1000-1500 | 1500-5000 | 5000-10000 |
| Сульфати | мг/л | 0-40 | 40-250 | 250-350 | 350-500 | 500-10000 |
| Хлориди | мг/л | 0-150 | 150-250 | 250-350 | 350-1000 | 1000-3000 |
| Магній | мг/л | 0-10 | 10-50 | 50-100 | 100-250 | 250-1200 |
| Загальна твердість | ммоль/л | 0-3 | 3,0-5 | 5-7 | 7-10 | 10-40 |
| Лужність (карбонатна твердість) | ммоль/л | 0-1,5 | 1,6-4 | 4,1-6,5 | 6,6-10 | 10-25 |
| Азот нітритний N-NO ₂ ⁻ | мг/л | 0-0,010 | 0,010-0,050 | 0,050-1,000 | 1,000-5,000 | 5,000-10,000 |
| Азот нітратний N-NO ₃ ⁻ | мг/л | 0-10 | 10-20 | 20-40 | 40-100 | 100-300 |
| Азот амонійний, N-NH ₄ ⁺ | мг/л | 0-0,20 | 0,20-0,40 | 0,40-2,00 | 2,00-5,00 | 5,00-10,00 |
| Фосфор фосфатів P-PO ₄ ³⁻ | мг/л | 0-0,050 | 0,050-0,200 | 0,200-0,500 | 0,500-1,000 | 1,000-10,000 |
| Окиснюваність перманганатна (За Кубелем) | мг О/л | 0-3,0 | 3,0-5,0 | 5,0-10,0 | 10,0-15,0 | 15,0-50,0 |

| Показники складу | Одиниці вимірювання | Значення функції d _i | | | | |
|---------------------------------|---------------------|---------------------------------|------------------------|-----------------------------|-------------------------|------------------------------|
| | | 1,00 – 0,80 – дуже добре | 0,80 – 0,63 – добре | 0,63 – 0,37 – задовільно | 0,37 – 0,20 – погано | 0,20 – 0,00 – дуже погано |
| Токсикологічні показники | | | | | | |
| Кадмій Cd | мг/л | 0-0,001 | 0,001-0,005 | 0,005-0,010 | 0,010-0,050 | 0,050-1,000 |
| Свинець Pb | мг/л | 0-0,005 | 0,005-0,010 | 0,010-0,050 | 0,050-0,500 | 0,5-1,000 |
| Мідь Cu | мг/л | 0-0,050 | 0,050-0,100 | 0,100-0,500 | 0,500-5,000 | 5,000-10,000 |
| Цинк Zn | мг/л | 0-0,100 | 0,100-1,000 | 1,000-5,000 | 5,000-10,000 | 10,000-100,000 |
| Залізо загальне Fe(заг.) | мг/л | 0-0,05 | 0,05-0,20 | 0,20-1,00 | 1,00-5,00 | 5,00-20,000 |
| Марганець Mn | мг/л | 0-0,025 | 0,025-0,050 | 0,050-0,500 | 0,500-0,750 | 0,750-2,000 |
| Ртуть Hg | мг/л | 0 – 0,00020 | 0,00020-0,00050 | 0,00050-0,00100 | 0,00100-0,00250 | 0,00250-0,09000 |
| Алюміній Al | мг/л | 0-0,050 | 0,050-0,200 | 0,200-0,500 | 0,500-1,000 | 1,000-9,000 |
| Селен Se | мг/л | 0-0,0015 | 0,0015-0,0050 | 0,0050-0,0100 | 0,0100-0,1000 | 0,1000-0,9000 |

| Показники складу | Значення функції d _i | | | | | | | | | |
|--|---------------------------------|----------|-----------|----------|----------|---------|------------|-------------|------------|------------|
| | 0-0,2 | 0,2-0,37 | 0,37-0,63 | 0,63-0,8 | 0,8 – 1 | 1 – 0,8 | 0,8 – 0,63 | 0,63 – 0,37 | 0,37 – 0,2 | 0,2 – 0 |
| Загальна твердість | 0-0,2 | 0,2-0,7 | 0,7-1 | 1-1,5 | 1,5-2 | 2-3,5 | 3,5-5 | 5-7 | 7-10 | 10-20 |
| Лужність | 0-0,1 | 0,1-0,4 | 0,2-0,4 | 0,4-0,5 | 0,5-2,4 | 2,4-3 | 3-4,5 | 4,5-7 | 7-10 | 10-25 |
| Йод I | 0-5 | 5-10 | 10-15 | 15-20 | 20-25 | 25-30 | 30-50 | 50-100 | 100-500 | 500-1000 |
| Калій K | 0-2 | 2-4 | 4-5 | 5-10 | 10-15 | 15-20 | 20-40 | 40-50 | 50-70 | 70-500 |
| Кальцій Ca | 0-5 | 5-15 | 15-20 | 20-25 | 25-50 | 50-75 | 75-100 | 100-130 | 130-250 | 250-20000 |
| Магній Mg | 0-3 | 3-5 | 5-8 | 8-10 | 10-30 | 30-50 | 50-75 | 75-100 | 100-200 | 200-15000 |
| Натрій Na | 0-2 | 2-4 | 4-6 | 6-10 | 10-15 | 15-20 | 20-200 | 200-350 | 350-500 | 500-10000 |
| Сухий залишок (загальна мінералізація) | 0-50 | 50-80 | 80-100 | 100-200 | 200-350 | 350-500 | 500-1000 | 1000-1500 | 1500-3000 | 3000-10000 |
| Фториди F | 0-0,05 | 0,05-0,2 | 0,2-0,5 | 0,5-0,7 | 0,7-0,95 | 0,95-1 | 1-1,2 | 1,2-1,5 | 1,5-3 | 3-20 |
| Водневий показник (рН) | 4,5-5 | 5-5,5 | 5,5-6 | 6-6,5 | 6,5-7,5 | 7,5-8,5 | 8,5-9 | 9-9,5 | 9,5-10 | 10-11 |

- двостороннє обмеження (у вигляді діапазонів показників фізіологічної повноцінності за ДСТУ 4808:2007)

Таблиця 3.3

Шкали часткових бажаностей d_i для розрахунку функції бажаності Харрінгтона для риборозведення - одностороннє обмеження (у вигляді ГДК або діапазонів з одностороннім лімітом за СОУ 05.01-37-385:2006 Вода рибогосподарських підприємств. Загальні вимоги та норми)

| Показники складу | Одиниці вимірювання | Значення функції d | | | | |
|--|------------------------------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------------|-------------------------|------------------------------|
| | | 1,00 – 0,80 – дуже добре | 0,80 – 0,63 – добре | 0,63 – 0,37 – задовільно | 0,37 – 0,30 – погано | 0,20 – 0,00 – дуже погано |
| Завислі речовини | мг/дм ³ | 0-10 | 11-25 | 26-50 | 51-100 | 101-2000 |
| Водневий показник рН | Одиниці рН | 6,9-7,0 | 6,5-6,8 | 6,1-6,4 | 5,5-6,0 | 3,5-5,4 |
| | | 7,1-7,5 | 7,6-8,5 | 8,6-9,0 | 9,1-11,0 | |
| Розчинений кисень | мг/дм ³ | 9,0-6,0 | 5,9-5,0 | 4,9-4,0 | 3,9-2,0 | 1,9-0 |
| Вільний аміак, N-NH ₃ | мг N/дм ³ | 0-0,004 | 0,005-0,020 | 0,021-0,050 | 0,051-0,200 | 0,201-1,000 |
| Амонійний азот, N-NH ₄ ⁺ | мг N/дм ³ | 0-0,005 | 0,006-0,025 | 0,026-0,390 | 0,391-0,500 | 0,501-3,000 |
| Нітритний азот, N-NO ₂ ⁻ | мг N/дм ³ | 0-0,003 | 0,004-0,009 | 0,010-0,100 | 0,101-0,500 | 0,501-1,000 |
| Нітратний азот, N-NO ₃ ⁻ | мг N/дм ³ | 0-1,0 | 1,1-2,0 | 2,1-9,0 | 9,0-15,0 | 15,0-20,0 |
| Азот загальний | мг N/дм ³ | 1-0,03 | 0,04-0,15 | 0,16-0,80 | 0,91-10,0 | 10,1-20,0 |
| Фосфати, P-PO ₄ ³⁻ | мг P/дм ³ | 0-0,2 | 0,2-0,5 | 0,6-1,5 | 1,6-4,0 | 4,0-15,0 |
| Залізо загальне | мг/дм ³ | 0-0,005 | 0,006-0,050 | 0,050-0,500 | 0,501-1,000 | 1,001-10,000 |
| Окисність перманганатна | мг O /дм ³ | 0-5,0 | 5,1-10,0 | 10,0-15,0 | 15,0-50,0 | 50,0-200,0 |
| БСК ₅ | мг O ₂ /дм ³ | 0-2,0 | 2,0-3,0 | 3,1-6,0 | 6,1-10,0 | 10,1-50,0 |

4. Агрегація підіндексів через математичне перетворення. Найбільш часто використовують розрахунок середнього арифметичного чи середнього геометричного [42]. Ми пропонуємо агрегацію у вигляді середнього геометричного відповідно до узагальненої функції бажаності Харрінгтона.

Методологія розрахунку ІЯВ для різних видів водокористування та водоспоживання втілена у вигляді Python програмного продукту “WODA” (Water Of Different Application), за допомогою якого розрахунок ІЯВ зводиться до введення обраних користувачем параметрів води, обрання ним виду водоспоживання та одержання чисельної відповіді у вигляді ІЯВ за 100-бальною шкалою та словесного опису категорії води (рис. 3.2).

The screenshot displays the WODA v0.2 Alpha interface. It features a list of water quality parameters on the left, a dropdown menu for water use type (set to 'Пиття, для використання людиною'), and a table of results on the right. The table lists 14 parameters with their measured values and desirability percentages. A summary at the bottom indicates an overall quality score of 80.17%.

| Назва: | Виміряне значення: | Часткова бажаність (d): |
|---|--------------------|-------------------------|
| 1 Забарвленість [PtCo] | 12 | Дуже добре (100.00 %) |
| 2 Каламутність [mg/l] | 1 | Дуже добре (100.00 %) |
| 3 Сухий залишок (загальна мінералізація) [mg/l] | 780 | Добре (72.00 %) |
| 4 Сульфати [mg/l] | 34 | Дуже добре (100.00 %) |
| 5 Хлориди [mg/l] | 24 | Дуже добре (100.00 %) |
| 6 Мганій [mg/l] | 34 | Добре (71.00 %) |
| 7 Загальна твердість [mmol/l] | 6 | Задовільно (51.00 %) |
| 8 Луужність (карбонатна твердість) [mmol/l] | 3.3 | Добре (69.00 %) |
| 9 Азот нітритний N-NO2 [mg/l] | 0.12 | Задовільно (61.00 %) |
| 10 Азот нітратний N-NO3 [mg/l] | 2.4 | Дуже добре (100.00 %) |
| 11 Азот аммонійний N-NH4 (mg/l) | | Не введено дані |

Підсумкова оцінка якості: **Дуже добре (80.17 %)**

Рисунок 3.2 - Загальний вигляд інтерфейсу програми та приклад оцінювання якості питної води для споживання людиною

На рис. 3 показано, як змінюється значення ІЯВ протягом вказаного періоду для одних і тих же проб води, проте оцінених з точки зору вимог для різних видів водоспоживання: А – для питного водозабору та Б – для риборозведення. Власне, вся наша робота і ставила метою продемонструвати, що якість води – не абсолют, вона повинна оцінюватися по-різному. Так, більшість

первинних методик ІЯВ оцінювала якість води з точки зору еколога, якого хвилює проблема функціонування водних екосистем. Тому і відбиралися такі показники складу і властивостей води, які є визначальними для водних екосистем. Самий яскравий приклад – для еколога, фахівця з риборозведення головні показники - вміст розчиненого кисню, температура, показники евтрофікації, тоді як для питного водопостачання вміст розчиненого кисню не має принципового значення і не нормується взагалі.

3.4 Обговорення експериментальних результатів

На рис. 3.3 показано, як змінюється значення ІЯВ протягом вказаного періоду моніторингу якості води питного водозабору м. Біла Церква, розташованого в с. Глибочка, для одних і тих же проб води, проте оцінених з точки зору вимог для різних видів водоспоживання: А – для питного водозабору та Б – для риборозведення.

Власне, вся наша робота і ставила метою продемонструвати, що якість води при проведенні екологічного контролю чи моніторингу водних об'єктів – не абсолют, вона повинна оцінюватися по-різному, залежно від виду водокористування чи водостоживання.

Так, більшість первинних методик ІЯВ оцінювала якість води з точки зору еколога, якого хвилює проблема функціонування водних екосистем. Тому і відбиралися такі показники складу і властивостей води, які є визначальними для водних екосистем [43] – вміст розчиненого кисню, БСК, температура, прозорість, загальна мінералізація. Самий яскравий приклад – для еколога, фахівця з риборозведення головні показники - вміст розчиненого кисню, температура, показники евтрофікації, тоді як для питного водопостачання вміст розчиненого кисню не має принципового значення і не нормується взагалі.

Аналізуючи дані, представлені на рис. 3.3, виникає закономірне питання – чому настільки різночудно відрізняється оцінка якості води в літньо-осінній період. Судячи із величини ІЯВ для питних цілей (рис. 3.3А), протягом червня-жовтня вода непридатна для вибирання, тоді як для риборозведення, хоч і

спостерігається суттєве погіршення якості (рис. 3.3Б), але не настільки критичне.

Для відповіді слід проаналізувати дані щодо величин часткових бажаностей d_i для окремих параметрів (табл. 3.4, 3.5).

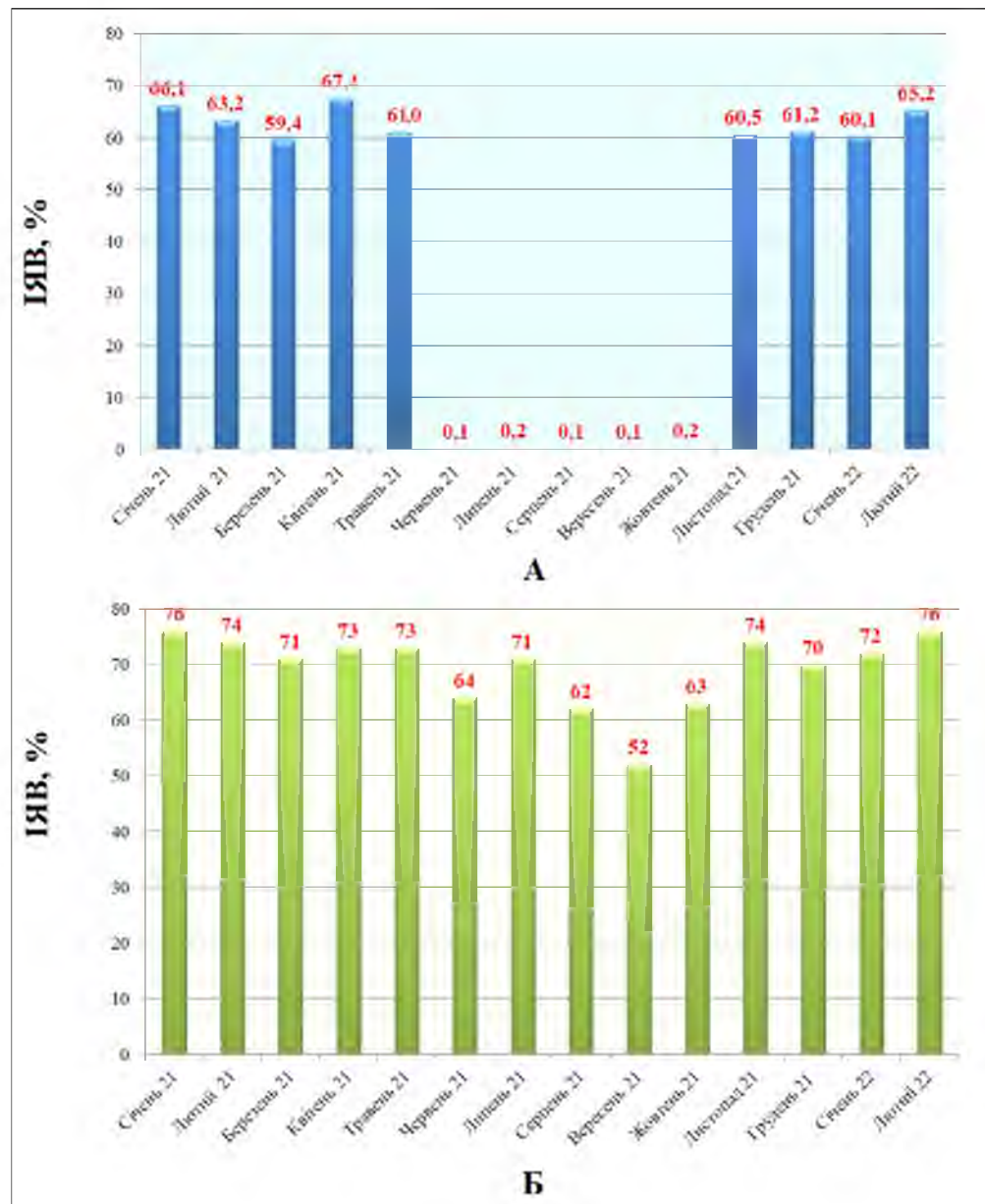


Рисунок 3.3 - Порівняння сезонної динаміки ІАВ для питного водопостачання (А) та для риборозведення (Б) за запропонованою методикою

Аналіз даних, представлених в табл. 3.4, свідчить про наступне. Якщо проводити оцінювання якості води річки Рось з точки зору джерела для питного водопостачання, то очевидними є її «хронічні хвороби» - високий вміст розчинених органічних речовин (характеризує показник ХСК). Причому ця хвороба загострюється в літньо-осінній період, коли річка міліє, при високій

температурі середовища інтенсифікуються процеси мікробіологічного розкладення органіки, яка потрапляє зі стоками.

НУБІП України

Таблиця 3.4

Оцінювання показників якості води для питного водозабору

| Місяць, рік | ІЯВ, % | Критичні значення часткових бажаностей d_i , % (категорія – задовільно (67 %) та нижче) | | | | | | |
|-------------|--------|---|-----------|----------------|-----------------|---------|--------|-------|
| | | XСК | Марганець | Азот амонійний | Залізо загальне | Свинець | Кадмій | Ртуть |
| 01.21 | 66 | 8 | 62 | | | * | * | * |
| 02.21 | 63 | 3 | 63 | | | * | * | * |
| 03.21 | 59 | 2 | 63 | 62 | | * | * | * |
| 04.21 | 67 | 7 | 63 | 63 | 62 | 63 | | |
| 05.21 | 61 | 3 | 61 | | 62 | 63 | | |
| 06.21 | 0,1 | 0,1 | 60 | 56 | | 63 | | |
| 07.21 | 0,2 | 0,2 | 63 | | 57 | 63 | | 20 |
| 08.21 | 0,1 | 0,1 | 63 | 57 | 57 | 63 | 63 | |
| 09.21 | 0,1 | 0,1 | 63 | 62 | 57 | 63 | | |
| 10.21 | 0,2 | 0,2 | 63 | | | 63 | | |
| 11.21 | 60 | 1 | 61 | 63 | | 63 | | |
| 12.21 | 61 | 1 | 62 | 61 | | 63 | | |
| 01.22 | 60 | 2 | 63 | | | 63 | | 34 |
| 02.22 | 65 | 5 | 63 | | | 63 | | |

* - дані відсутні

Таблиця 3.5

Оцінювання показників якості води для риборозведення

| Місяць, рік | ІЯВ, % | Критичні значення часткових бажаностей d_i , % (категорія – задовільно (67 %) та нижче) | | | | | | | | | |
|-------------|--------|---|------------------|----------------|----------------|-------------------|-----------------|---------|--------|-------|----|
| | | XСК | БСК ₅ | Азот амонійний | Азот нітритний | Розчинений кисень | Залізо загальне | Свинець | Кадмій | Ртуть | pH |
| 01.21 | 76 | 55 | | 40 | | | | | | | |
| 02.21 | 74 | 48 | | 51 | | | | | | | |
| 03.21 | 71 | 47 | | 29 | | | | | | | |
| 04.21 | 73 | 54 | | 36 | | | 62 | 63 | | | |
| 05.21 | 73 | 48 | | 47 | | | 59 | 62 | | | |
| 06.21 | 64 | 32 | | 13 | 48 | | 59 | 60 | | | |
| 07.21 | 71 | 39 | | 49 | | | 57 | 62 | | | 53 |
| 08.21 | 62 | 37 | | 14 | | | 55 | 63 | 63 | | 58 |
| 09.21 | 52 | 20 | 13 | 24 | | 63 | 57 | 62 | | | 45 |
| 10.21 | 63 | 22 | 15 | 51 | | | | 63 | | | |
| 11.21 | 74 | 44 | | 32 | | | | 63 | | | 58 |
| 12.21 | 76 | 41 | | 20 | | | | 63 | | | |
| 01.22 | 72 | 46 | | 46 | 61 | | | 63 | | 34 | |
| 02.22 | 76 | 52 | | 45 | 61 | | | 63 | | | |

* - дані відсутні

Тому про проведенні екологічного контролю питного водозабору та пошуку причин його забруднення слід виявляти точкові джерела скиду стоків на прилеглих територіях. Про це свідчить і поява амонійного азоту, синхронізована із певним часовим зсувом із зростанням показника ХСК.

Напевне, марганець, свинець та залізо, вміст яких слід оцінити як задовільний, мало змінюються за сезонами, і їх джерелами є природні біогеохімічні умови.

При проведенні екологічного контролю річки Рось слід звернути увагу на те, що на території її водозбору присутні джерела забруднення кадмієм та ртуттю. Причому виявлено ці важкі метали у різні місяці, тобто потенційно джерела їх надходження є різними. Отже, порівняння результатів, наведених в табл. 3.4 та 3.5, свідчить про те, що критичним для питного водозабору є показник ХСК, тоді як для риборозведення вимоги до цього показника більш м'які. Ще один важливий момент – за даними часткових бажаностей чітко видно, коли саме до річки потрапляють скиди стічних вод, що фіксуються через зростання вмісту амонійного азоту, появу високих концентрацій кадмію та ртуті.

Оцінювання якості води річки у вигляді ІЯВ для риборозведення також свідчить про погіршення якості води з 71 до 52 % у літньо-осінній період, але ця сезонність значно менш виражена порівняно із ІЯВ для питного водопостачання. В чому ж причина? Пояснення можна обґрунтувати тим, що шкали бажаності для різних видів водокористування відрізняються за градуюванням діапазонів бажаності. Так, якщо для питного водопостачання найбільш сильно на загальну оцінку впливає зростання показника ХСК, то для риборозведення шкала більш «лояльна», проте більш «жорстка» стосовно вмісту амонійного азоту та заліза загального.

Таким чином, проведено оцінювання якості води річки Рось за даними моніторингу її показників протягом січня 2021-лютого 2022 р. з використанням концепції інтегральної оцінки за функцією бажаності Харрінгтона.

Показано, що ця методика є зручним та зрозумілим інструментом для проведення екологічного контролю та моніторингу водних об'єктів з урахуванням вимог різних вимог водокористування та водоспоживання.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

ВИСНОВКИ ТА РЕКОМЕНДАЦІЇ

1. Вивчення вітчизняних методів та методологій узагальнення результатів проведення екологічного контролю та моніторингу водних об'єктів виявило низьку інформативність існуючих форм оцінювання та відсутність єдиної концепції оцінювання якості води.

2. Вивчення міжнародного досвіду показало, що вже тривалий час успішно застосовується концепція індексів якості води як на державному рівні, так і на рівні окремих регіонів та водних басейнів. Так, найбільш широкого використання набула методика індексу якості води, яку розроблено та затверджено американської санітарної фундацією – WQI NSF.

3. Ідея ІЯВ полягає в тому, що шляхом певних математичних процедур окремі показники складу та властивостей води перетворюються на одну величину, яку виражають або за шкалою певної розмірності (найчастіше 100-бальною), так і описують словесно за категоріями «дуже добре», «добре» і так далі.

4. ІЯВ, незалежно від їхніх методологічних відмінностей, є дуже зручними інструментами екологічного контролю та комунікаційними моделями для спілкування із нефахівцями. Так, наприклад, проаналізувавши воду вище точки скиду стоків та нижче, зразу можна показати за величиною узагальненого ІЯВ, наскільки кількісно погіршується якість води.

5. Розрахунки ІЯВ легко піддаються алгоритмізації, на основі чого можна створити програмний продукт для автоматизованого розрахунку. Так, наразі доступні онлайн-калькулятори для розрахунку WQI NSF.

6. Для запропонованої методології ІЗВ успішно апробований програмний продукт WODA, до переваг якого слід віднести можливість обрання виду водокористування, відсутності обмежень у вигляді фіксованого переліку параметрів складу та властивостей води та можливість адаптації під різні стандарти якості.

На основі проведених досліджень можна рекомендувати впровадити методику ІЯЗ органам, які проводять екологічний контроль вододжерел України.

Створення онлайн-сервісу та єдиної бази даних значно спростить оцінювання динаміки змін якості водних об'єктів. Крім того, інформація про якість водних ресурсів стане загальнодоступною і зрозумілою пересічному громадянину, який зазвичай задає просте питання фахівцеві — а наскільки погана чи хороша вода в річці, колодязі, у крані?.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Magesh, N.S., Krishnakumar, S., Chandrasekar, N., Soundranayagam, J.P., 2013. Groundwater quality assessment using WQI and GIS techniques, Dindigul district, Tamil Nadu, India. Arab. J. Geosci. 6, 4179–4189. <https://doi.org/10.1007/s12517-012-0673-8>.
2. Sanchez, E., Colmenarejo, M.F., Vicente, J., Rubio, A., García, M.G., Travieso, L., Borja, R., 2007. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. Ecol. Indic. 7, 315–328. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.02.005>.
3. Abbasi, T., Abbasi, S.A., 2012. Water Quality Indices. Water Quality Indices. Elsevier, pp. 353–356. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-54304-2.00016-6>.
- Abraham, R., Carvalho, M., Da Silva, W.R., Machado, T.T.V., Gadelha, C.L.M., Hernandez, M.I.M., 2007. Use of index analysis to evaluate the water quality of a stream receiving industrial effluents. Water SA.
4. Debels, P., Figueroa, R., Urrutia, R., Barra, R., Niell, X., 2005. Evaluation of water quality in the Chillan River (Central Chile) using physicochemical parameters and a modified Water Quality Index. Environ. Monit. Assess. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-8064-1>.
5. Saffran, K., Environment, A., Cash, K., Canada, E., 2001. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life CCME WATER QUALITY INDEX 1.0 User's Manual. Quality 1–5.
6. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / А.В. Гриценко, О.Г. Васенко, Г.А. Верніченко та ін. – Х.: УкрНДЦБП. – 2012. – 37 с.
7. Вербецька К. Ю. Порівняльний аналіз методик оцінки якості поверхневих вод (на прикладі типової р. Губісцкалі) [Електронний ресурс] / К. Ю. Вербецька // Вісник НУВГП. Сільськогосподарські науки зб. наук. праць. – Рівне : НУВГП, 2011. – Вип. 3(55). – С. 91-99. Режим доступу: <http://er3.nivwm.edu.ua/id/eprint/9468>.

8. Юрасов С.М. Комплексна оцінка якості вод за різними методиками та шляхи її вдосконалення [Електронний ресурс] / С.М. Юрасов, С.О. Кур'янова, М.С. Юрасов // Український гідрометеорологічний журнал. – 2009. - № 5. – С. 42-53. – Режим доступу: <http://uhmj.odku.edu.ua/wp-content/uploads/2016/08/5-Yurasov-Kurianova.pdf>.

9. Ban X. Application of composite water quality identification index on the water quality evaluation in spatial and temporal variations: a case study in Honghu Lake, China / X. Ban, Z. Wu, Q. Pan [et al] // Environmental Monitoring and assessment/ - 2014. – Vol, 186/ P. 4237-4247.

10. The EU project “See Hydropower”. Assessment of common methodologies related to water quality and biological continuity, including river recovering. Work package 4 – Preserving Water Bodies Ecosystems. Final version (Date 23.08.2012) / C. Mielach, R. Schinegger, S. Schmutz [et al] // Available at: http://www.seehydropower.eu/project/files/37/SEE_HYDROPOWER_WP4_D4.2_BOKU_120823_final.pdf.

11. Оценка и нормирование качества природных вод: критерии, методы, существующие проблемы: Учебно-методическое пособие / Сост. О.В. Гагарина. / Ижевск: Издательство «Удмуртский университет». – 2012. – 199 с.

12. Хільчевський В.К. Основи гідрохімії: підручник / В.К. Хільчевський, В.І. Осадчий, С.М. Курило. – К.: Ника-Центр, 2012. – С. 137-138.

13. Оцінка якості природних вод: навчальний посібник / С.М. Юрасов, Т.А. Сафранов, А.В. Чугай. – Одеса: Екологія, 2012. – 168 с.

14. Кофанов В. І. Нормативно-методичне забезпечення визначення якості води при оцінці впливу на навколишнє середовище [Електронний ресурс] / В. І. Кофанов, М. С. Огняник // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2008. - №4. – С. 15-25. – Режим доступу: <http://dspace.nbu.gov.ua/bitstream/handle/123456789/5595/02-Kofanov.pdf?sequence=1>

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

16. Abbasi T. Water quality indices / T. Abbasi, S. A. Abbasi. – Amsterdam: Elsevier Science Ltd, 2012. – 384 pp.

17. Horton R. K. An index number system for rating water quality / R. K. Horton // Journal of Water Pollution Control Federation. – 1965 – Vol. 37 Issue 3. – P. 300-306.

18. Water Research Center. Monitoring the Quality of Surface waters (WQI Calculator) [Electron source]. – Available @: <https://water-research.net/index.php/water-treatment/water-monitoring/monitoring-the-quality-of-surfacewaters>

19. Клименко О.М. Методологія покращення екологічного стану річок Західного Полісся (на прикладі р. Горинь). Монографія / О.М. Клименко, Л.І. Статник. – Рівне: НУВГП, 2012 р. – 206 с.

20. Яцик А. Вологосподарсько-екологічні проблеми річок Західного Полісся України (на прикладі басейну річки Горинь) / А. Яцик, І. Пашенюк, І. Гопчак [та ін.] // Вісник аграрної науки. – 2018. – Т. 96, № 10. – С. 61-65.

21. Гідроекологічний стан басейну Горині в районі Хмельницької АЕС / Хільчевський В. К., Ромась М. І., Чунар'єв О. В. та ін. ; [за ред. В. К. Хільчевського]. – К.: Ніка-Центр, 2011. – 176 с.

22. Вознюк, Н. М. Бебко, З. З. (2014) Гідроекологічна оцінка басейну р. Горинь / Н.М. Вознюк, З.З. Бебко // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. – 2014. – Т. 1, вип. 65. – С. 107-112.

23. Правила охорони поверхневих вод (Правила охраны поверхностных вод).

24. Утверждено Госкомприроды СССР от 21 февраля 1991 г. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/n0002400-91#Text>.

25. ДОДАТОК № 11 до Державних санітарних правил планування та забудови населених пунктів, затверджених наказом Міністерства

охорони здоров'я України від 19.06.96 р. № 173/ Гігієнічні вимоги до складу та властивостей води водних об'єктів в пунктах господарсько-питного і культурно-побутового водокористування [Електронний ресурс].

– Режим доступу: <https://dnaop.com/get/2375/>

26. Державні санітарні норми та правила "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" (ДСанПіН 22.4-171-10).

Затверджено наказом Міністерства охорони здоров'я України від 12.05.2010, № 400. – Реєстр. 1 липня 2010 р. за № 452/17747.

27. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. – К.: Ніка.

Центр, 2001. – 262 с.

28. КНД 211.14.010-94. Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. Методика. – К.: Мінекобезпеки України, 1994. – 27 с.

29. Саєт Ю. Е. Геохимия окружающей среды / Ю. Е. Саєт, Б. А. Ревич, Е. П. Янин. – М.: Недра, 1990. – 335 с.

30. Шитиков В.К. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации / В.К. Шитиков, Г.С. Розенберг, Т.Д. Зинченко. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.

31. Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами – М.: Госкомитет СССР по охране природы, 1975. – 30 с.

32. Національний стандарт України ДСТУ 4808:2007. Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання. – Вид. офіц. – Чинний від 2009-01-01. – К.: Держспоживстандарт, 2007. – III, 36 с. – (Національний стандарт України).

33. Sasakova N. Pollution of Surface and Ground Water by Sources Related to Agricultural Activities [Electron source] / N. Sasakova, G. Gregova, D. Takacova [at al] // Front. Sustain. Food Syst. 2018. - <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00042>. – Available at:

<https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fsufs.2018.00042/full>.

34. EU publications, Cardoso A.C. Indicators and methods for the ecological status assessment under the Water Framework Directive [Electron source] / A.C. Cardoso, A. Solimini, A.S. Heiskanen. – REBECA Publ., 2006. – 262pp. – Available at: <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/0769b666-8a60-4f21-bac3-d3f3eeb00972>.

35. Chislock M. F. Eutrophication: Causes, Consequences, and Controls in Aquatic Ecosystems / M. F. Chislock, E. Doster, R. A. Zlotner [et al.] // Nature Education Knowledge. – 2013. – Vol. 4, Issue 4. – P. 10-14.

36. Woodward G. Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization / G. Woodward, D. M. Perkins, L. E. Brown // Phil. Trans. R. Soc. Biological sciences. – 2010. – Vol. 365, Issue 1549. – Article B3652093–2106.

37. Pletterbauer F. Climate Change Impacts in Riverine Ecosystems. In: Schmutz S., Sendzimir J. (eds) [Electron source] / F. Pletterbauer, A. Melcher, W. Graf // Riverine Ecosystem Management. Aquatic Ecology Series. – 2018. – Vol. 8. Springer, Cham. – Available at: https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3_11.

38. Karavan, Y. Indicative species for the ecological state assessment of Ukrainian part of the River Siret / Y. Karavan, O. Korotun, V. Seleznova [et al.] // Ukr. J. Ecol. – 2019. – Vol. 9. – P. 38-42.

39. Аналітична хімія поверхневих вод: монографія / Б.І. Набиванець, В.І. Осадчий, Н.М. Осадча [та ін.]. НАН України, Державна гідрометеорологічна служба. – Київ : Наукова думка. – 2007. – 456 с.

40. Uddin Md. G., Nash S., Olbert A.I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality // Ecological Indicators. – 2021. – Vol. 122, Article number 107218.

41. Voitenko L., Voitenko A. Integrated assessment of irrigation water quality based on Harrington's desirability function. International Journal of Agriculture, Environment and Food Sciences. – 2017. – Vol. 1, Issue 1. – P. 55-58.

42. Abbasi T., Abbasi S. A. Water quality indices. Amsterdam, 2012. – 384 p.

43. Tyagi Sh., Sharma B., Singh P., Dobhal R. Water quality assessment in terms of water quality indices. American Journal of Water Resources. - 2013. - Vol. 1, No 3. - P. 34-38.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України