

**ДЕРЖАВНИЙ АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ  
(ДАУ)**

На правах рукопису

**КЛИМЧИК ОЛЬГА МИКОЛАЇВНА**

УДК 631.62.001.18:504.4.054

**ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ  
ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ НА МЕЛІОРОВАНИХ ТЕРИТОРІЯХ**

Спеціальність 06.01.02

Сільськогосподарські меліорації

Дисертація

на здобуття наукового ступеня

кандидата сільськогосподарських наук

Науковий керівник  
кандидат технічних наук,  
професор  
Шелудченко Б.А.

Житомир – 2003

## З М І С Т

	Стор.
ВСТУП .....	5
<p style="text-align: center;"><b>РОЗДІЛ 1. ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ’ЄКТІВ МЕЛІОРОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ ТА ПРОБЛЕМА ЙОГО ОЦІНКИ. ....</b></p>	
	10
1.1. Аналіз структури показників для визначення екологічного стану поверхневих водних об’єктів, розташованих на меліорованих територіях .....	10
1.2. Визначення поверхневих водних об’єктів як індикатора екологічного стану меліорованих сільськогосподарських угідь	24
1.3. Мета і задачі досліджень .....	32
<p style="text-align: center;"><b>РОЗДІЛ 2. ПРОГРАМА, УМОВИ І МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ .....</b></p>	
	33
2.1. Програма досліджень .....	33
2.2. Загальна екологічна характеристика природних умов та гідрогеологічних чинників .....	34
2.3. Вихідні статистичні дані .....	38
2.4. Методика обробки результатів аналізу .....	42
<p style="text-align: center;"><b>РОЗДІЛ 3. РОЗРОБКА МЕТОДУ УЗАГАЛЬНЕНОЇ КРИТЕРІАЛЬНОЇ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ’ЄКТІВ .....</b></p>	
	50
3.1. Аналіз методів узагальнення критеріальних оцінок багатопараметричних поверхневих водних об’єктів .....	50
3.2. Обґрунтування об’єктно-орієнтованої парадигми розробки програмного продукту для реалізації пропонованого методу оцінки екологічного стану поверхневих водних об’єктів .....	64

3.3. Створення об'єктів та ініціалізація баз даних стану системи .....	68
3.4. Теоретичне обґрунтування пропонованого методу оцінки ..	74
3.5. Розробка програмного продукту для автоматизованої реалізації пропонованого методу оцінки .....	86
Висновки до розділу 3 .....	90

## РОЗДІЛ 4. РЕЗУЛЬТАТИ АНАЛІТИЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА

### РОЗРОБКА ГРАФОАНАЛІТИЧНОЇ МОДЕЛІ

### ДИНАМІКИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ

### ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ .....

4.1. Комплексна критеріальна оцінка стану поверхневих водних об'єктів меліорованих територій, розташованих в межах басейну р. Тетерів .....	92
4.2. Обґрунтування та розробка структури графоаналітичної моделі динаміки екологічного стану поверхневих водних об'єктів .....	97
4.3. Застосування графоаналітичної моделі динаміки екологічного стану поверхневих водних об'єктів для комплексної оцінки і узагальненого прогнозу їх якості .....	107
Висновки до розділу 4 .....	109

## РОЗДІЛ 5. ПРАКТИЧНА РЕАЛІЗАЦІЯ ПРОПОНОВАНОГО

### МЕТОДУ ОЦІНКИ ТА ПРОГНОЗ ЕКОЛОГІЧНОГО

### СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

### СОЛОТВИНСЬКОЇ МЕЛІОРАТИВНОЇ СИСТЕМИ .....

5.1. Аналіз динаміки узагальненої комплексної оцінки та прогноз екологічного стану поверхневих водних об'єктів Солотвинської меліоративної системи .....	110
5.1. Аналіз динаміки узагальненої комплексної оцінки та прогноз екологічного стану поверхневих водних об'єктів Солотвинської меліоративної системи .....	110

5.2. Визначення економічної ефективності застосування прогнозної моделі оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів .....	111
Висновки до розділу 5 .....	115
ВИСНОВКИ .....	116
РЕКОМЕНДАЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ .....	118
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ .....	119
ДОДАТКИ .....	133

## ВСТУП

Проблема зростання дефіциту води та погіршення її якості є однією з найбільших проблем сьогодення. Функціонування сучасного виробництва супроводжується суттєвим залученням водних ресурсів такими водоемкими галузями економіки, як промисловість, сільське та комунальне господарство тощо. При цьому забруднення водних ресурсів набуває таких значних масштабів, що ставить під загрозу цілісність існування природних гідрологічних екосистем.

Актуальність теми. Серйозним фактором впливу на природне середовище будь-якої території є осушення заболочених та перезволожених земель. Функціонування меліоративних систем впливає на весь комплекс складових оточуючого середовища і, в першу чергу, на характеристики кількості та якості підземних і поверхневих вод меліорованих та прилеглих до них територій. Поверхневі водні об'єкти – це складна багатопараметрична екосистема, різноманітність ознак якої за характером і рівнем їх складності, розмірністю, нормативними значеннями тощо не дозволяють дати об'єктивну оцінку екологічного стану гідрологічної системи в цілому. Наявні методи комплексного узагальнення інформації про якість водних екосистем не дозволяють дати повну експрес-оцінку їх екологічного стану та динаміки показників якості.

Під впливом природних та антропогенних чинників, зокрема осушувальних меліорацій, параметри, які характеризують стан водного об'єкта (фізико-хімічні та біологічні), постійно змінюються в часі. Оцінка екологічного стану оточуючого природного середовища, в тому числі й водних екосистем, є основою для розробки і прогнозування його динаміки під впливом антропогенних навантажень і суттєво залежить від наявності достовірної, об'єктивної інформації про конкретні властивості певних показників системи та можливості їх узагальнення. Наявна статистична інформація щодо обліку кількісних і якісних показників, які

характеризують параметри якості води, це – простий статистичний опис на визначений момент часу. Така інформація не передбачає можливості її узагальнення, а отже не відтворює повної картини динаміки природних процесів і не дозволяє дати об’єктивну оцінку якісного стану поверхневих водних об’єктів в цілому.

Саме тому, розробка та практична реалізація методу узагальнення багатопараметричної інформації шляхом її групування в інтенсивному вигляді комплексного інтегрованого показника дає можливість створення гнучкої інформаційної бази даних екологічних показників якості водних екосистем, в тому числі і на меліорованих територіях, для прогнозування динаміки властивостей екосистеми в цілому та розробки природоохоронних заходів.

Зв’язок роботи з науковими програмами, темами. Дисертаційну роботу виконано в межах держбюджетної тематики Державного агроекологічного університету: “Обґрунтувати структуру екологічних параметрів імітаційної моделі територіально-ландшафтної організації територій сільськогосподарського використання та розробити пакет прикладних комп’ютерних програм для її реалізації”, Державний реєстраційний № 0100U000001. Автор є виконавцем розділу “Обґрунтувати метод комплексної критеріальної оцінки екологічного стану поверхневих водних об’єктів”. Дослідження за темою дисертаційної роботи виконувались відповідно до держбюджетної тематики науково-дослідних робіт сектору досліджень з проблем аграрної та екологічної статистики Науково-дослідного інституту статистики Держкомстату України в рамках теми: “Створення комплексної статистичної моделі стану та охорони навколишнього природного середовища в Україні” протягом 1998-2002 рр.

Мета дисертаційної роботи: підвищення ефективності комплексної оцінки та прогнозування динаміки екологічного стану поверхневих водних

об'єктів меліорованих територій.

Задачі досліджень:

- обґрунтувати метод узагальнення багатопараметричної інформації для комплексної критеріальної оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів меліорованих територій;
- розробити графоаналітичну модель для прогнозування стану поверхневих водних об'єктів та методика її практичної реалізації;
- виконати синтез задачі прогнозу динаміки якості поверхневих водних об'єктів Солотвинської осушувальної системи за умови різних рівнів інтенсивності технологій сільськогосподарського виробництва;
- визначити еколого-економічну ефективність пропонованого методу оцінки та прогнозу якості поверхневих водних об'єктів меліорованих територій.

Об'єкт досліджень. Динаміка показників якості води поверхневих водних об'єктів, розташованих на меліорованих територіях.

Предмет досліджень. Поверхневі водні об'єкти ландшафтно-територіальних екосистем.

Методи досліджень. Основні результати дисертаційної роботи отримано на підставі законів загальної екології із застосуванням системного аналізу загальної теорії систем, законів трансграничного переносу забруднюючих речовин в екосистемах та комплексного аналізу просторової структури забруднення гідросфери. Аналітичні дослідження виконано методами числового математичного імітаційного моделювання із застосуванням пакету розроблених та спеціально адаптованих програмних продуктів з урахуванням системи Державних стандартів з охорони довкілля та у відповідності до форм Державної статистичної звітності. Дані результатів дослідження оброблено методами математичного аналізу та ймовірностно-статистичними методами.

Наукова новизна одержаних результатів. На підставі виконаних

досліджень вперше формалізовано метод та розроблено методику комплексної критеріальної багатопараметричної оцінки, в інтенсивній формі, екологічного стану поверхневих водних об'єктів меліорованих територій. Запропоновано графоаналітичну модель прогнозування динаміки якості та визначення кризово-катастрофічних ситуацій поверхневих водних об'єктів з урахуванням як природно-кліматичних факторів, так і факторів антропогенного впливу на досліджувані об'єкти. Встановлені основні закономірності стабілізації екологічного стану поверхневих водних об'єктів в умовах екологічного ризику.

Практичне значення одержаних результатів. Розроблено алгоритм і відповідний програмний продукт для аналізу та експрес-оцінки результатів моніторингу екологічного стану поверхневих водних об'єктів. Виконано обґрунтування еколого-економічної доцільності (ефективності) застосування прогнозної моделі екологічного стану поверхневих водних об'єктів. Встановлено, що за умови стабілізації обсягів застосування засобів хімізації сільськогосподарського виробництва, екологічний стан поверхневих водних об'єктів Солотвинської осушувальної системи відповідатиме допустимому і достатньому рівню якості. Розроблений метод узагальненої критеріальної оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів, методика його реалізації та відповідна машинна програма запропоновані для практичного використання в Житомирському обласному виробничому управлінні меліорації і водного господарства та його структурних підрозділах для оцінки якості і прогнозу екологічного стану поверхневих водних об'єктів, розташованих на меліорованих територіях.

Особистий внесок здобувача. Основні результати дисертаційної роботи отримані автором самостійно, а саме: проведено аналіз та систематизацію структури критеріїв для визначення екологічного стану поверхневих водних об'єктів на меліорованих територіях; обґрунтовано



метод узагальнення багатопараметричної екологічної інформації та розроблено графоаналітичну модель для комплексної критеріальної оцінки і прогнозування екологічного стану поверхневих водних об'єктів меліорованих територій; здійснено узагальнену комплексну оцінку якості води у водоприймачі Солотвинської осушувальної системи, подано прогноз динаміку екологічного стану поверхневих водних об'єктів даної меліоративної системи та умов його стабілізації; визначено еколого-економічну ефективність пропонованого методу оцінки та прогнозу якості поверхневих водних об'єктів меліорованих територій.

Апробація результатів дисертації. Результати роботи доповідались на науково-практичних конференціях і семінарах: “Статистичний моніторинг екологічного стану регіону, галузі” (Житомир, 1997), “Опрацювання концепції екологічної освіти в ДААУ” (Житомир, 1999), “Соціально-економічний розвиток України. Проблеми статистики–99” (сmt. Коктебель, 1999), “Статистика в країнах з перехідною економікою. Проблеми статистики–2000” (сmt. Гурзуф, 2000), міжнародна науково-практична конференція “Проблеми виробництва екологічно чистої продукції на межі 3-го тисячоліття” (Житомир, 2000); на кафедрі моніторингу навколишнього природного середовища ДАУ (1998, 2000, 2001, 2002); між кафедральному семінарі ДАУ “Сучасні проблеми екології” (1999, 2001).

Публікації. За матеріалами дисертаційної роботи опубліковано 11 наукових статей, у тому числі 3 у фахових виданнях, затверджених ВАК України, та колективна монографія “Еколого-економічні проблеми довкілля Житомирщини” (розділи: “Охорона і використання земельних і мінеральних ресурсів”, “Використання та охорона водних ресурсів”).

Структура та об'єм дисертаційної роботи. Дисертаційна робота складається із вступу, 5 розділів, висновків, бібліографічного списку із 147 найменувань та додатків. Загальний об'єм роботи становить 195 сторінок, з них - 14 додатків на 63 сторінках. Роботу проілюстровано 22 рисунками та 23 таблицями.

## РОЗДІЛ 1

### ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ МЕЛІОРОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ ТА ПРОБЛЕМА ЇГО ОЦІНКИ

1.1. Аналіз структури показників для визначення екологічного стану поверхневих водних об'єктів, розташованих на меліорованих територіях

Вода використовується як природне технологічне середовище, сировина, виступає елементом виробничих відносин і бере участь практично у всіх галузях господарської діяльності людини, у виробництві багатьох видів продукції, виконуючи різноманітні функції:

- питні та господарсько-побутові;
- енергоакумулюючі та енерготранспортуючі;
- адсорбування, розбавлення і транспортування комунально-побутових та виробничих відходів;
- виступає середовищем для численних технологічних процесів;
- рекреаційні тощо.

Використання води, як природного ресурсу, різко зросло протягом останнього десятиріччя: у 1900 році світове споживання води складало 400 км<sup>3</sup>/рік, у 1950 р. – 1100, у 1975 р. – 3000, у 2000 р. річний обсяг водоспоживання досяг 6000 км<sup>3</sup> [71, 87, 88, 91].

Склад та якість води характеризуються багатьма фізичними, хімічними та біологічними показниками (рис. 1.1), які можуть суттєво варіювати навіть у їх природному стані [103]. Поряд з цим, усі види господарської діяльності людини призводять до зміни якості поверхневих водних об'єктів (річки, водосховища, каналу [23]) – вода, яка використовується для виробничих і господарських потреб, повертається у природні ланки як зворотна, у вигляді стічної і несе у собі забруднюючі

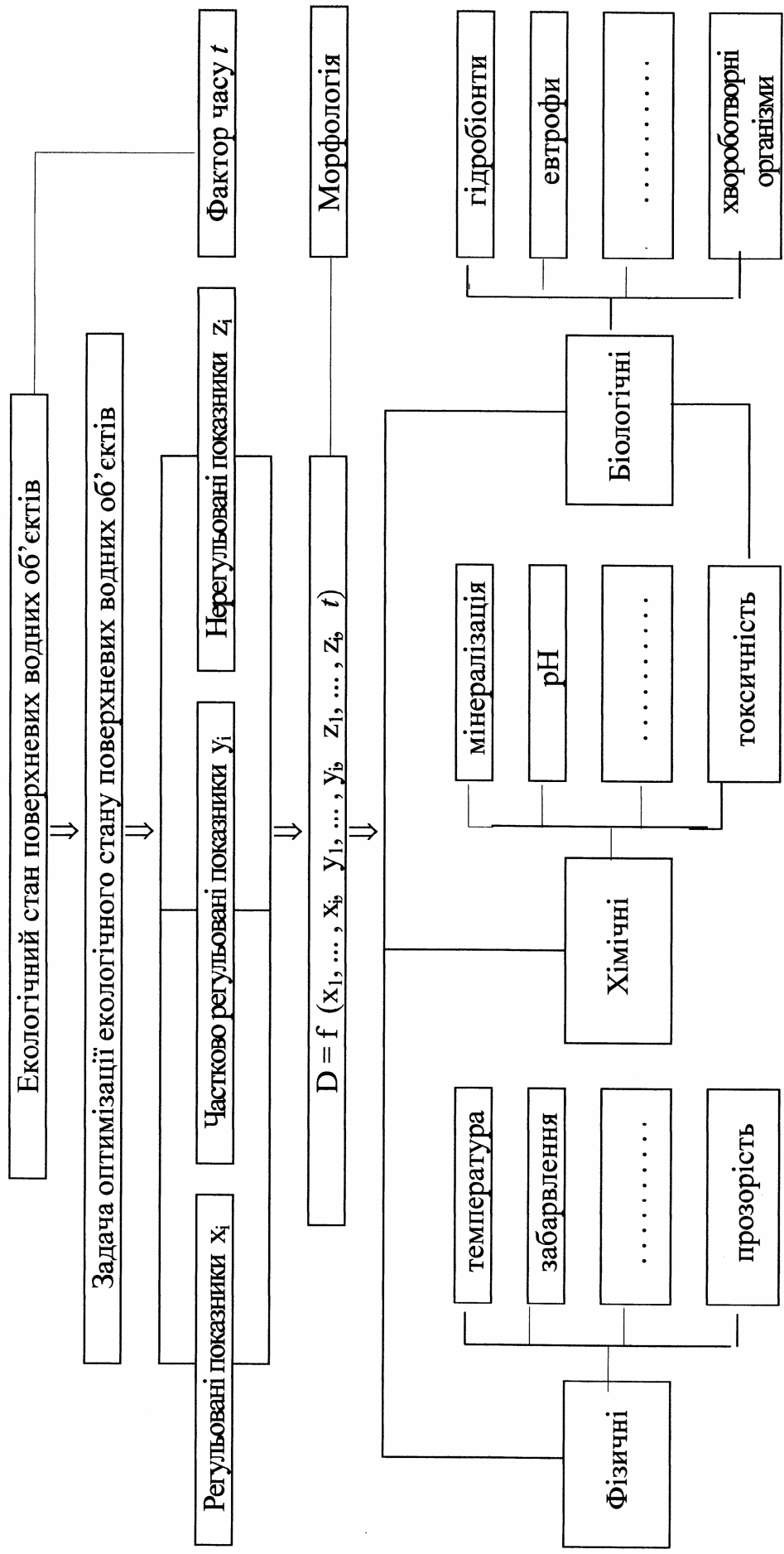


Рис. 1.1. Структура показників екологічного стану поверхневих водних об'єктів

речовини – розчинні солі, хімічні речовини, мінеральні частинки та біологічні відходи, які не є характерними для природного стану води [2, 7, 57, 93]. Використання води як природного ресурсу або технологічного середовища призводить до погіршення її якості та деградації водних ресурсів.

Категорія якості води – показник забрудненості водного об'єкта, визначається за сукупністю встановлених показників складу і властивостей води, дотримання якого є обов'язковим протягом визначеного часу [32, 33, 54, 110]. Критерій якості вод – показник складу та властивостей води в його кількісному виразі у вигляді значення, якому відповідають певні класи і категорія якості води. Критерії якості води ґрунтуються на припущеннях про бажані фізичні, біофізичні та хімічні її властивості, які залежать від мети і виду водовикористання [39, 84, 100].

Отже, параметри якості води визначаються численною кількістю біологічних, хімічних, фізичних та бактеріологічних характеристик і вимірюються, відповідно, великою кількістю змінюваних величин. Численність показників якості води спонукає об'єднувати дані для кращого розуміння стану та динаміки її якості. Одним з можливих шляхів скорочення кількості змінюваних величин є відбір ключових (реперних) показників, які є основними характеристиками якості. Наприклад, певні біологічні дані можна використовувати для визначення придатності водотоку для конкретних видів використання (питних, технічних, господарських тощо).

Для отримання загального уявлення про якість води першим етапом має бути визначення обмеженої кількості класів якості води для кожної

змінної якості води або, принаймні, визначення стандарту для певного виду водовикористання (наприклад, два необмежені класи – «вище» або «нижче» стандартного) [73, 85, 99]. Стандартні якості води (директивні показники) пропонуються Світовою організацією охорони здоров'я для оцінки придатності води щодо її використання як питної та для решти цілей [136, 147]. Основні класи якості води в умовах загального стану забруднення або чистоти вод, як правило, варіюють в діапазоні від «незабруднених» до «сильно забруднених», або від «відмінних» до «поганих», як це пропонується в проекті класів якості, розробленому Європейською екологічною комісією (додаток А, [85]).

Чинні нормативи визначають гранично допустимі концентрації (ГДК) у воді для понад 1500 різного роду елементів та сполук [10, 90, 111]. Разом із цим, систематичний контроль за якістю води, що подається споживачам, здійснюється в основному за 20...50 компонентами [101]. Крім того, контроль за якістю води у реальній ситуації ускладнюється внаслідок вмісту у ній значної кількості речовин, небезпечних для життєдіяльності біологічних систем; відсутністю, у більшості випадків, можливості безперервного вимірювання їх концентрацій безпосередньо на водному об'єкті; не завжди визначеним токсикологічним ефектом шкідливих речовин, ГДК кожної окремої з яких може відповідати нормі [23, 26, 35, 55]. Отже, споживачі одержують воду невизначеної якості з невстановленими біологічними, фізичними та хімічними властивостями.

Застосовувані комплексні оцінки забрудненості поверхневих вод – це досить строката система методів оцінки різного ступеня формалізації, різноманітність яких зумовлена різними рівнями глибини досліджень водних об'єктів, цілями і задачами оцінки якості води, відмінністю позицій, з яких ведеться оцінка, і використовуваних при цьому критеріїв оцінки [4, 49, 106]. Узагальненого комплексного методу оцінки

забрудненості поверхневих вод не розроблено. Тому застосовується той метод, який краще відповідає меті досліджень, найбільш повно забезпечений інформаційно і який дає адекватну уяву про ступінь забрудненості води.

Оцінку якості води (визначення її придатності для різноманітних господарських цілей) проводять, як правило, шляхом порівняння нормативних показників певного водокористувача (наприклад, питного чи технічного водопостачання) з реальним станом водного джерела [59, 76, 120]. Це порівняння відображає ступінь відповідності природної води нормативам конкретного водокористувача і визначає необхідність коригування її якості.

Основним джерелом даних про якість води в Україні є бази даних установ та організацій, які займаються зазначеними проблемами. Параметри якості води найчастіше можуть бути виявленими у гідрологічних обстеженнях. В деяких країнах цю функцію здійснюють установи по охороні навколишнього середовища, в інших - водогосподарські органи або місцеві органи управління (установи, які здійснюють контроль за використанням водних ресурсів є основним джерелом даних).

Найбільш повну інформацію про наявність, якість, використання та вплив на водні ресурси антропогенної діяльності можна отримати з Державної статистичної звітності за формою № 2-ТП (водгосп) “Звіт про використання води” (додаток Б).

Аналіз структури форми № 2-ТП (водгосп) показує, що виникає безліч ситуацій, коли не відображена динаміка забруднення поверхневих

вод. Так, по Житомирській області за останні 10 років значно зменшився забір води (з 301 млн. м<sup>3</sup> у 1990 році до 132 млн. м<sup>3</sup> – у 2000 р.) та скид стічних вод у поверхневі водні об'єкти (від 145 млн. м<sup>3</sup> у 1990 р. до 61 млн. м<sup>3</sup> – у 2000 р.). Відповідно, зменшився і вміст забруднюючих речовин у стічних водах. Проте це не є наслідком поліпшення якості води, оскільки спроби обмежити шкідливий вплив виробництва на навколишнє середовище лише шляхом створення системи обробки відходів, наприклад, очищення стічних вод, не призвели до істотного поліпшення стану водних ресурсів [36, 60].

Крім того, на якість та екологічний стан поверхневих водних об'єктів впливає і безліч факторів суто територіального характеру [45, 46, 63, 77]. Одним з таких чинників є проведення меліоративних робіт, зокрема – осушення перезволожених земель, яке призводить до певних змін в водних екосистемах [43, 44, 74, 75, 81, 86, 128]. Пояснюється це тим, що при функціонуванні меліоративних систем збільшується потенційна можливість виносу забруднюючих речовин з водозбірних басейнів за рахунок прискорення поверхневого та дренажного стоку.

Наслідком осушувальних меліорацій є зміна водного режиму та водно-фізичних властивостей ґрунтів (щільності, пористості, водопроникності, енергетичного стану ґрунтової вологи тощо), що, в свою чергу, впливає на інтенсивність та концентрацію як поверхневого, так і дренажного стоків. Характер та ступінь впливу меліоративних систем визначається генетичним типом ґрунтів на водозборі. У табл.1.1 наведені дані, що характеризують вплив осушення та освоєння боліт під торфорозробку на максимальний модуль ( $M$ , л/с·км<sup>2</sup>) і шар стоку ( $h$ , мм) весняного паводку [53].

Таблиця 1.1

Вплив осушення боліт на характеристики стоку весняного паводку [53]

Забезпеченість, %	$M_{пр}$	$M_{ос}$	$M_{ос}/M_{пр}$	$h_{пр}$	$h_{ос}$	$h_{ос}/h_{пр}$
5	540	360	0,67	390	320	0,82
10	500	320	0,64	328	256	0,78
25	400	245	0,61	248	180	0,72
50	260	170	0,65	184	144	0,78
95	100	70	0,70	104	96	0,92

Як показали гідрологічні дослідження [13, 53, 112...115, 127], водно-фізичні властивості осушених земель різко відрізняються від тих, що були до їх освоєння, особливо на торф'яних та оторфованих ґрунтах.

При меліорації заболочених земель в першу чергу змінюються їх коефіцієнти фільтрації  $k_f$  (табл. 1.2, додаток И). При цьому досить чітко простежується зменшення водопроникності ґрунтів в період експлуатації осушувальних систем.

Таблиця 1.2

Коефіцієнти фільтрації  $k_f$  різних видів торф'яників  
до та після їх освоєння [127]

м/добу

Глибокозалежні		Середньої потужності		Малої потужності	
до осушення	після осушення	до осушення	після осушення	до осушення	після осушення
1	2	3	4	5	6
5,58	0,23	3,48	0,15	0,13	0,05
5,21	0,21	3,16	0,09	0,31	0,07
5,05	0,29	3,01	0,13	0,80	0,10
4,76	0,26	2,72	0,12	0,81	0,11



4,53	0,24	2,43	0,16	0,81	0,12
4,34	0,29	2,23	0,18	0,76	0,20
4,23	0,25	2,12	0,17	0,64	0,18
4,10	0,32	1,90	0,20	0,60	0,21
3,76	0,41	1,91	0,13	0,78	0,22
3,40	0,38	1,73	0,14	0,51	0,30
3,26	0,35	1,68	0,25	0,46	0,30
3,20	0,44	1,60	0,27	0,43	0,42
2,84	0,39	1,52	0,16	0,42	0,40
-	-	1,33	0,18	0,40	0,51
-	-	1,28	0,26	0,38	-
-	-	1,21	0,41	-	-

Зменшення значень коефіцієнтів фільтрації  $k_f$  пояснюється мінералізацією, усадкою торфу, яка у деяких випадках сягає 20 % початкового об'єму, ущільненням ґрунту при роботі сільськогосподарської техніки тощо [127]. В результаті цього підсилюється промивний режим і спостерігається деяке збільшення інтенсивності міграційних потоків по профілю ґрунту (в тому числі і дренажного та поверхневого стоків). Як наслідок, змінюється величина виносу мінеральних та органічних речовин та їх концентрація у водоприймачах [97].

Під впливом осушувальних меліорацій також суттєво змінюється щільність ґрунтів, особливо низинних торф'яників. Найбільше зростання щільності торфу в орному шарі спостерігається у перші роки після осушення, далі у процесі сільськогосподарського освоєння може відбутися деяке її підвищення (табл. 1.3).

Таблиця 1.3

Зміна щільності низинного торфу у процесі осушення боліт [53]

г/см<sup>3</sup>

Глибина, см	Тривалість осушення			
	неосушене	8 місяців	12 років	22 роки
25-30	0,132	0,155	0,213	0,263
40-50	0,139	0,165	0,188	0,238
60-70	0,122	0,135	0,157	0,212
80-100	0,103	0,131	0,171	0,190

При сільськогосподарському освоєнні торф'яних ґрунтів за рахунок різного роду механічного впливу та внесення мінеральних добрив збільшується щільність, змінюється структура ґрунту, значення та характер пористості, змінюється співвідношення поміж вільною та зв'язаною вологою. Якщо на неосушених болотах вміст нерухомої вологи становить 65...80 % загального вологозапасу, то після осушення за рахунок відведення надлишкової вологи у водоприймач він знижується до 60 %, а при сільськогосподарському використанні – до 40 % [21, 53, 80].

Осушувальні меліорації також впливають на агрохімічні показники ґрунтів. За даними досліджень [15, 19, 82], сільськогосподарське використання легких мінеральних ґрунтів на фоні гончарного дренажу призводить до зміни вмісту в них елементів родючості (табл. 1.4).

Як показали спостереження за вмістом дренажних вод, які скидаються у водозбірні канали [3, 5, 11, 124, 133], величина виносу елементів живлення з осушувальних земель становить: фосфору ( $P_{\text{заг}}$ ) – 0,2...2 кг/га, калію ( $K^+$ ) – 2...10 кг/га, азоту амонійного ( $NH_4^+$ ) – 1,5...10 кг/га, азоту нітратного ( $NO_3^-$ ) – 1...3 кг/га.

Таблиця 1.4

Зміна агрохімічних властивостей дерново-глейових легкосуглинкових ґрунтів під впливом осушення [15]

Термін роботи дренажу	Глибина відбору зразку, см	Вміст гумусу, %	Рухомий калій, мг/100 г ґрунту	Рухомий фосфор, мг/100 г ґрунту	рН сольової витяжки
1-й рік осушення	0-30	3,75	5,3	4,5	5,5
	30-50	1,08	13,0	5,4	6,8
	50-100	-	-	-	-
5 років сільськогосподарського використання ґрунту	0-30	2,50	2,2	6,7	6,1
	30-50	0,58	7,2	4,3	6,5
	50-100	-	8,3	4,8	6,8
10 років сільськогосподарського використання ґрунту	0-30	1,75	2,6	5,6	4,6
	0-50	0,17	5,7	3,9	4,6
	50-100	-	6,3	3,6	4,7

Крім того, у період паводку на дренажні води припадає 60...70% загального стоку та виносу завислих і розчинних речовин [5]. Слід зазначити, що концентрація дренажного стоку корелятивно пов'язана з рівнем окультуреності ґрунтів та їх механічним складом. Так, загальний винос з окультурених легкосуглинкових ґрунтів у 2,3 разу більший, а з супіщаних – у 5,0 разів більший, ніж на їх малоокультурених аналогах [97]. Концентрація елементів у дренажному стоку з високоокультурених ґрунтів, у порівнянні з ґрунтами низької окультуреності, у легкосуглинкових та супіщаних ґрунтах зростає по кальцію  $\text{Ca}^{2+}$  у 2,4...4,5

разу, магнію  $Mg^{2+}$  – у 2,0...3,5 разу, азоту нітратному  $NO_3^-$  – у 5,5...13,0 разів [97, 117]. Із біогенних речовин, крім  $Ca^{2+}$  та магнію  $Mg^{2+}$ , найбільше з дренажним стоком надходить нітратного азоту  $NO_3^-$ , фосфору  $P_{заг}$  та калію  $K^+$  – менше. Висока концентрація аніонної частини стоку зумовлена виносом сульфатів  $SO_4^-$  та хлоридів  $Cl^-$  як залишкових продуктів мінеральних добрив, які вносяться на поля.

У додатку В наведені дані, що характеризують вміст хімічних елементів за період спостереження 1992 - 2000 рр. у водозбірному каналі та водоприймачі Солотвинської осушувальної системи Житомирської області, яка розташована в лісостеповій зоні на ґрунтах легкого механічного складу з переважанням піщаних фракцій. Головним водоприймачем дренажних вод є р. Коднянка, яка належить до басейну р.Гуйва. Проби відбиралися у водоприймачі на глибині 0,8 м, ПК 0+20, у водозбірному каналі – на глибині 1,2 м, ПК 35+00 (матеріали досліджень Житомирської гідрогеолого-меліоративної партії). За наведеними даними і результатами дослідження вмісту забруднюючих речовин, що надійшли до р. Гуйва зі стоками (табл.1.5, додатки Д, Д.1), можна зробити висновок, що скидання дренажних вод у водозбірні канали та водоприймачі, якими є природні поверхневі водойми, викликають суттєву зміну їх гідрохімічних характеристик: збільшення кількості завислих та ускладнення біохімічного окислення органічних речовин, підвищення мінералізації за рахунок посилення водообміну та вилуговування ґрунтів, збільшення концентрації хімічних сполук тощо.

Отже, виникає потреба в розробці системи узагальнюючих показників (інтегральних екологічних індексів, індикаторів) для комплексної оцінки якості та екологічного стану поверхневих водних об'єктів, розташованих на меліорованих територіях. Для розробки інтегрованих показників фундаментальним є поняття інформаційної піраміди [4, 31, 107]. Її основу становить первинна інформація про стан

довкілля (статистична інформація, дані моніторингу), що підлягає обробці та аналізу на наступному рівні. На цьому матеріалі ґрунтується, в свою чергу, розробка екологічних показників (індикаторів), що репрезентують модель реальності, яка є основою для розробки інтегральних (узагальнених) індексів (рис. 1.2).

Таблиця 1.5

Забруднюючі речовини, які надійшли зі стічними водами в р. Гуйва

тонн

Роки	БСКп	Сульфати	Хлориди	Нітрати	ХСК	Завислі речовини	Сухий залишок
1992	48	80	126	-	96	99	948
1993	37	136	172	14	40	22	988
1994	46	101	194	1	34	27	897
1995	65	109	187	7	25	48	1407
1996	41	109	153	-	6	37	1359
1997	57	98	239	4	10	27	1016
1998	78	45	118	4	-	17	521
1999	59	77	153	5	195	13	388
2000	96	34	18	1	126	31	527



Рис. 1.2. Структура інформаційної піраміди [107]

Інтегровані індикатори (*II*) навколишнього середовища відіграють роль кількісних цільових показників. Індикатори (*II*) мають бути узгоджені з міжнародними показниками, які використовуються для оцінки стану навколишнього середовища та відповідати тенденціям його трансформації [147]. Більшість систем міжнародних індикаторів ґрунтуються на класифікації за якісними ознаками: екологічні індикатори впливу, стану та реагування навколишнього середовища [24, 25, 61, 92, 105].

Вершиною інформаційної піраміди є індекс (*I*), як найбільш агрегований показник для визначення заходів екологічного прогнозування та прийняття відповідних рішень, який являє собою співвідношення реального стану (*S*) природного середовища до оптимального (*Opt*):

$$I = \frac{S}{Opt} \quad (1.1)$$

Інформаційна база, що використовується для розробки екологічних індикаторів, охоплює всі наслідки впливу на оточуюче довкілля, тому ці дані іноді важко адаптувати для конкретних цілей. Для цього в міжнародній практиці [107, 147] використовується принципова схема класифікації екологічних індикаторів, яка служить для того, щоб структурувати різноманітну екологічну інформацію та зробити її більш доступною і прийнятною (додаток Ж).

До інтегрованих показників впливу на якість водних ресурсів, потрібно віднести [64, 70, 107, 123]:

- забір води з водних джерел, млрд. м<sup>3</sup>;
- регіональне споживання води на одного мешканця (споживача), л/добу;
- втрати води при транспортуванні, млн. м<sup>3</sup>/рік;
- скиди забруднюючих стічних вод, млрд. м<sup>3</sup>;

- відведення стічних вод, млрд. м<sup>3</sup>/рік, у:
  - поверхневі та підземні горизонти,
  - накопичувачі та поля фільтрації.
- водомісткість сільськогосподарського виробництва, м<sup>3</sup>/ тис. га сільськогосподарських угідь в розрахунку на одиницю сільськогосподарського ВВП (з урахуванням обсягів гідромеліоративних робіт);
- водомісткість потреб промисловості, м<sup>3</sup> в розрахунку на одиницю промислового ВВП.

Необхідною умовою у створенні бази екологічних показників є, якомога ближчий до реальності, опис характеру процесів динаміки у навколишньому середовищі, надійність та всебічність інформації для прийняття необхідних рішень, якими є статистичний аналіз, моделювання та перспективне прогнозування.

Для застосування індексів можна запропонувати їх градацію, наведену в табл. 1.6 [107].

Таблиця 1.6

Градація інтегрованих показників екологічного стану навколишнього середовища та етапи їх впровадження

	Шкала індексів	Етапи
Критичні (кризові) значення	менше 0,2	1
Небезпечні значення	0,2-0,5	2
Умовно безпечні значення	0,5-0,8	3
Значення оптимального стану	0,8-1,0	4

Отже, інтегровані показники (II) екологічного стану є вихідними даними для регулювання та прогнозування стану навколишнього середовища, визначення ефективності та якості діяльності, спрямованої на досягнення сталого соціально-економічного розвитку. Інтегровані показники необхідні для визначення цільових завдань оптимізації довкілля та прийняття стратегічних рішень екологічної політики. Проте, головним недоліком екологічних індикаторів та індексів є те, що вони виражаються конкретними фізичними величинами [37, 121]: кількість забраної води з джерела, кількість токсичних компонентів на одиницю об'єму; водоемність виробництва тощо. Це не відтворює повної узагальненої картини екологічного стану, потребує додаткових порівнянь, а тому виникає потреба в розробці комплексних інтегральних показників еколого-критеріальної оцінки екосистеми (зокрема – інтегральної узагальненої оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів, розташованих на меліорованих територіях).

## 1.2. Визначення поверхневих водних об'єктів як індикатора екологічного стану меліорованих сільськогосподарських угідь

Екологічний стан будь-якої екосистеми має розглядатись як сукупність біотичних та абіотичних факторів, взаємопов'язаних поміж собою в єдиний узагальнений функціонал екосистеми [125, 129]. У разі, коли природно-ресурсні потенціали наближаються до критичної межі, а антропогенне навантаження на складові природного середовища значно перевищує темпи його самовідновлення, неминуче виникають екологічні



конфлікти між системоутворюючими об'єктами екологічної макросистеми, які можна представити у вигляді схеми (рис. 1.3) [6, 31, 104].

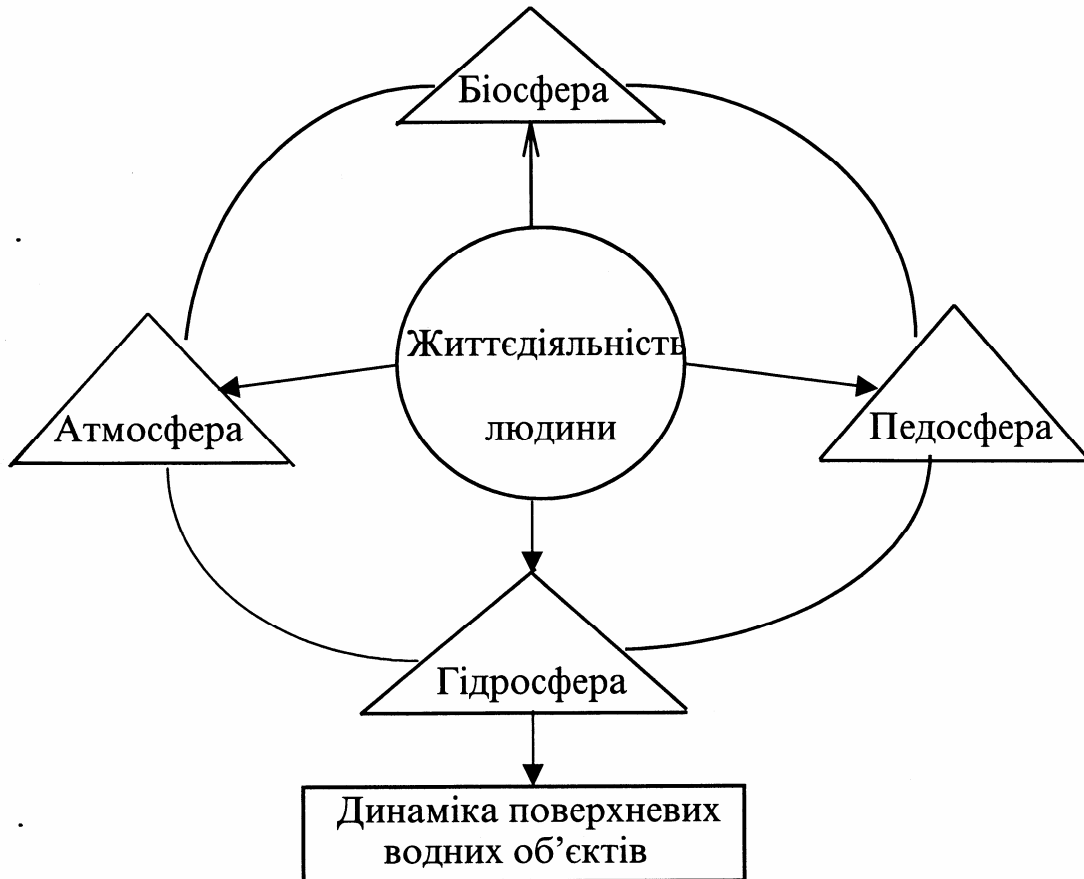


Рис. 1.3. Екологічні конфлікти між життєдіяльністю людини та природними екосистемами

Оцінка екологічного стану оточуючого природного середовища є основою для розробки і здійснення його прогнозування під впливом антропогенних навантажень. При вирішенні цієї задачі ключовим питанням є вибір показників (критеріїв), які можуть бути використаними для розробки методу оцінювання. Для опису наслідків будь-якого впливу потрібен метод агрегування (групування) статистичних даних, або

вимірюваний критерій, який дозволив би згрупувати наявну інформацію в певному вигляді. Критерій вважається вимірюваним в разі, коли він є застосовуваним або для визначення його миттєвого значення, або для аналізу ймовірності розподілення сукупності значень за визначеним законом [20, 102].

Важливим є, аби сукупність критеріїв, яка використовується, задовольняла таким вимогам:

- була повною – охоплювала всі значимі чинники;
- була дієвою – застосовуваною при аналізі;
- не була надмірною – не дублювала облік окремих властивостей в декількох показниках;
- відзначалась стабільністю – мала б інерційність відгуків до миттєвих зовнішніх збурень.

Перераховані властивості критеріїв мають бути основою методології визначення системи індикаторів для оцінки екологічного стану навколишнього природного середовища та подальшого прогнозування наслідків антропогенного впливу.

Якщо розглядати як індикатори складові макроекосистеми, наведеної на рис. 1.3, необхідно зазначити, що дати точну і якісну оцінку стану атмосферного повітря, простежити динаміку його забруднення – задача досить складна в зв'язку з впливом на його параметри циркуляції повітря, атмосферних опадів, температури, хімічних і фотохімічних реакцій, внаслідок чого в атмосфері можуть утворюватись компоненти, властивості яких не завжди відповідатимуть вихідним даним (система Лоренца [12]).

З іншого боку, проблема динаміки якості ґрунтів носить комплексний характер. На процеси зміни показників якості ґрунтів впливають як геологічні явища, вітрова і водна ерозія, так і системи землекористування та методи господарювання. Так, в сільсько-

господарському виробництві застосовуються різноманітні технології виробництва продукції рослинництва, які змінюються внаслідок нестабільності економічних умов; використання нових численних хімічних засобів для підвищення урожайності, боротьби з шкідниками і хворобами рослин, в якості обов'язкових елементів технологічних процесів тощо [29, 58, 72, 134]. Наведені фактори мають суб'єктивний характер, і, з огляду на буферні властивості ґрунтів, ускладнюють аналіз динаміки зміни якісних показників, дозволяючи простежити їх протягом певного інтервалу часу.

Гідрологічні об'єкти, у порівнянні з атмосферним повітрям і ґрунтами, є досить інерційними системами, які мають значний потенціал самоочищення; стали спадковість, яка мало змінюється під впливом зовнішніх природних та антропогенних чинників; певні зміни умов формування поверхневого стоку згладжені в часі тощо. Отже, це дає можливість простежити динаміку інтенсивності зміни показників їх якості за достатньо тривалий період [56, 67].

Як зазначено в п.1.1, стан та якість поверхневих водних об'єктів характеризується численними показниками. На цей час існує статистичний опис (державна та відомча статистична звітність), в якому показники антропогенного навантаження описуються лише з огляду їх впливу на водне середовище. Відповідна інформація наводиться, як правило, у фізичних величинах, а фізичні, хімічні та біологічні зміни відтворюються в рамках загальної моделі комплексних взаємозв'язків [69, 109, 140]. Більшість екологічних оцінок описують стан водних об'єктів на визначений момент часу. Дати повну картину динаміки природних процесів за цією інформацією досить проблематично без застосування числових методів аналізу прямого та опосередкованого впливу чинників виробництва на якісний стан водних ресурсів.

Серйозним фактором впливу на природне середовище будь-якої території є осушення заболочених та мінеральних перезволожених земель. Функціонування меліоративних систем впливає на весь комплекс складових оточуючого середовища і, в першу чергу, на характеристики кількості та якості підземних і поверхневих вод меліорованих та прилеглих до них територій. Необхідно зазначити, що подальше освоєння та сільськогосподарське використання меліорованих земель, в кінцевому підсумку, призводить до зміни якості та стану поверхневих водних об'єктів внаслідок надходження в них разом із дренажним і поверхневим стоком забруднюючих речовин як залишкових продуктів засобів хімізації сільськогосподарського виробництва [62, 68].

Для порівняння впливу природно-кліматичних, гідрологічних та гідрогеологічних чинників на формування хімічного складу дренажних і поверхневих вод обрано Кишинську та Солотвинську осушувальні системи, яка є типовими (еталонними) для зони Полісся та для Лісостепової зони України відповідно. Ці системи відрізняються одна від одної своїми природними, гідрологічними та гідрогеологічними умовами.

Солотвинська осушувальна система, площа якої становить 2,504 тис. га, розташована (за схемою природно-господарського районування земельного фонду України) в Лісостеповій зоні і належить до басейну р. Гуйва. На її території за генетичним типом поширені дерново-підзолисті глеюваті, лучно-чорноземні, лучні глейові та болотні ґрунти легкого механічного складу з переважанням піщаних фракцій. Такі ґрунти характеризуються нестійким водно-повітряним режимом та малою водоутримуючою здатністю. Головним водоприймачем скидних дренажних і поверхневих вод є р. Коднянка, притока р. Гуйва.

Кишинська осушувальна система, площею 3,298 тис. га, розташована в басейні р. Уборть і за природно-господарським районуванням належить до Поліського округу південно-тайгової лісової

зони. Для даної системи характерне домінування дерново-підзолистих глейових, болотних та торфо-болотних ґрунтів легкого та середнього механічного складу (глинисто-піщані, піщано-суглинкові, піщані тощо). На території осушувальної системи поширені заболочені та перезволожені землі. Дренажні та поверхневі води відводяться у водоприймачі, три з яких є природними водотоками (Олевська канава, ручай Мудрич, Безіменний ручай), один – штучно створений. В кінцевому підсумку скинуті води надходять у р. Уборть.

Оцінка впливу дренажних і поверхневих вод, які відводяться з територій в процесі осушення, на якість та екологічний стан водних об'єктів як водоприймачів, проводилась за даними спостережень за хімічним складом і загальною мінералізацією води у відкритій мережі осушувальних каналів Солотвинської меліоративної системи.

До проведення осушувальних меліорацій на перезволожених масивах території, що розглядається, переважали гідрокарбонатно-кальцієві води з незначним рівнем мінералізації (150...300 мг/дм<sup>3</sup>). При спостереженні на ряді систем [13, 15] було встановлено, що після початку осушувальних меліорацій мінералізація ґрунтових вод у перші 2...3 роки збільшується, хімічний склад стає досить строкатим, що відбувається за рахунок вимивання водорозчинних солей, які містилися у зоні аерації. Поступово рівні мінералізації зменшуються і стабілізуються, відмічаються лише сезонні зміни, які залежать як від обсягів застосування засобів хімізації, так і від кліматичних особливостей року [108]. Після осушення заболочених масивів та їх тривалого сільськогосподарського використання, яке супроводжується внесенням мінеральних та органічних

добрив і вапнуванням ґрунтів, хімічний склад дренажних вод дещо змінюється. Як наслідок, помітно підвищується загальна мінералізація у водозбірних каналах та водоприймачі, відмічається деяке накопичення окремих компонентів у водоймах, особливо під час внесення добрив на поля.

Так, порівнюючи загальну мінералізацію у водоприймачі Солотвинської осушувальної системи за період спостереження 1993...2001 рр. (додаток 3), можна відзначити коливання її рівнів, що є наслідком підвищення інтенсивності водообміну при осушувальних меліораціях. При підвищенні дози мінеральних і органічних добрив та кількості вапняного борошна, що вносяться під посіви сільськогосподарських культур, простежується тенденція до зростання загальної мінералізації. Разом з тим, із збільшенням кількості опадів у вегетаційний період також спостерігається значне підвищення загальної мінералізації води у водоприймачі (додатки 3, 3.1, К). Наприклад, у 1993 р. (за даними Державного комітету з гідрометеорології) за вегетаційний період випало 322,2 мм опадів (при нормі – 304 мм), на сільгоспугіддя внесено 612 т мінеральних та 101 тис. т органічних добрив (дані державної статистичної звітності за формою № 9-б-сг “Звіт про внесення мінеральних та органічних добрив, гіпсування та вапнування ґрунтів”). При цьому загальна мінералізація води становила 347,63 мг/дм<sup>3</sup> (за результатами гідрохімічного аналізу, виконаного у лабораторії Житомирської гідрогеолого-меліоративної партії). При зменшенні обсягів внесених добрив у 1997 р. і 1998 р., але суттєвому збільшенні кількості опадів (433,8 мм та 417,9 мм), загальна мінералізація води підвищується (512,51 мг/дм<sup>3</sup> та 472,59 мг/дм<sup>3</sup> відповідно). Таким чином спостерігається явний винос мінеральних речовин з осушуваних земель у поверхневі водотоки та деяке збільшення їх мінералізації внаслідок утворення промивного режиму.

Подібна картина спостерігається при аналізі даних спостережень по Кишинській осушувальній системі (додатки Л, Л.1).

Крім того, більші значення мінералізації води у водоприймачі Солотвинської осушувальної системи пояснюється відмінністю ґрунтових умов систем, які розглядаються. Таким чином можна зробити висновок про те, що рівень інтенсивності сільськогосподарського виробництва, кліматичні чинники та генетичний тип ґрунтів мають суттєвий вплив на формування хімічного складу води у водоприймачі. Причому внесення добрив на поля проявляється на підвищенні вмісту у воді найбільш рухомих компонентів, як правило, легкорозчинних та пов'язаних з хлором, а саме калію та натрію  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ . Помітно збільшується при цьому і вміст сульфатів  $\text{SO}_4^{2-}$  у ґрунтових водах, що зумовлено надходженням їх з мінеральними добривами, в першу чергу з сульфатами калію та гіпсу. Із зміною загальної мінералізації ґрунтових вод осушених земель тісно пов'язаний вміст у них катіонів  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ . У природних водах боліт та заболочених земель калій відсутній, а кількість натрію становить 5...15 мг/дм<sup>3</sup> [13, 96]. На осушених землях по 5..6-річному періоді експлуатації вміст натрію і особливо калію у ґрунтових водах підвищується. Найбільше надходження катіонів натрію і калію  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  з осушених земель відбувається у періоди високого залягання рівня ґрунтових вод при випаданні значної кількості опадів та внесенні у цей період підвищених доз добрив (додаток Л).

Наведений аналіз свідчить про тісний кореляційний зв'язок між рівнями антропогенного навантаження, кліматичними факторами в умовах інтенсивного сільськогосподарського виробництва і загальним екологічним станом територіальних об'єктів, у тому числі і на фоні меліоративних систем. Скидні води з меліорованих земель (дренажні і поверхневі) є функціональним носієм відгуків зазначених природних та антропогенних чинників.

Отже, оцінка якості та екологічного стану поверхневих водних об'єктів однозначно визначає динаміку рівнів екологічної безпеки оцінюваних територій і відзначається дієвістю та повнотою. Це дозволяє використовувати результати такої оцінки для прогнозування і розробки заходів щодо оптимізації структурних елементів територіальних екосистем.

### 1.3. Мета і задачі досліджень

За результатами аналізу літературних та наукових джерел, у відповідності до вищевикладеного сформульовано мету дисертаційної роботи, яка полягає у підвищенні ефективності комплексної оцінки та прогнозування динаміки екологічного стану поверхневих водних об'єктів меліорованих територій.

Для досягнення поставленої мети на основі проведених аналітичних досліджень, визначено задачі дисертаційної роботи:

1. Обґрунтувати метод узагальнення багатопараметричної інформації для комплексної критеріальної оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів меліорованих територій.

2. Розробити графоаналітичну модель для прогнозування стану поверхневих водних об'єктів та методики її практичної реалізації.

3. Виконати синтез задачі прогнозу динаміки якості поверхневих водних об'єктів Солотвинської осушувальної системи за умови різних рівнів інтенсивності технологій сільськогосподарського виробництва.

4. Визначити еколого-економічну ефективність пропонованого методу оцінки та прогнозу якості поверхневих водних об'єктів меліорованих територій.



## РОЗДІЛ 2

### ПРОГРАМА, УМОВИ І МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ

#### 2.1. Програма аналітичних досліджень

Основна мета досліджень – перевірка теоретичних положень і висновків та апробація пропонованого числового методу комплексної багатопараметричної оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів і відповідної автоматизованої програми реалізації цього методу; визначення адекватності якісного стану поверхневих водних об'єктів меліорованих територій рівням інтенсивності технологій аграрного виробництва і кліматичним чинникам.

Програмою аналітичних досліджень передбачено:

1. Виконати комплексну критеріальну багатопараметричну порівняльну оцінку екологічного стану поверхневих водних об'єктів у межах басейну річки Тетерів за такими показниками:

- біохімічне споживання кисню (БСК повне);
- завислі речовини;
- сухий залишок;
- сульфати ( $\text{SO}_4^{2-}$ );
- хлориди ( $\text{Cl}^-$ );
- азот амонійний ( $\text{NH}_4^+$ );
- нітрати ( $\text{NO}_3^-$ );
- нітриди ( $\text{NO}_2^-$ );
- сполуки заліза ( $\text{Fe}^{3+}$ ).

2. Обґрунтувати графоаналітичну модель динаміки екологічного стану поверхневих водних об'єктів.

3. Визначити адекватність пропонованої моделі рівням антропогенного навантаження та кліматичним чинникам.

4. Виконати синтез задачі порівняльної оцінки і прогнозу екологічного стану території Солотвинської меліоративної системи.

Аналітичну, теоретичну та методичну частини роботи виконано протягом 1998-2002 рр.

Об'єктами досліджень є басейни річок Житомирської області: Тетерів, Ірша, Гуйва, Гнилоп'ять та сукупність відповідних меліорованих територій, з урахуванням загальних забруднень водних ресурсів за всіма категоріями стоків. Загальна площа водозбірного басейну р. Тетерів, яка є середньою річкою, становить 12235 км<sup>2</sup>, у межах Житомирської області – 11250 км<sup>2</sup>. Річки Ірша, Гуйва, Гнилоп'ять належать до басейну р. Тетерів (додаток Е.6).

## 2.2. Загальна екологічна характеристика природних умов та гідрогеологічних чинників

Природні умови Житомирщини, де земельно-болотний фонд становить 1063,0 тис. га, або 36% території (з них власне меліоративний фонд – 922,0 тис. га), відрізняються значною варіативністю за основними гідрологічними властивостями і різноманітністю ґрунтового покриву.

Для оцінки впливу осушувальних меліорацій на поверхневі водні об'єкти та їх якісний стан обрано як репрезентативну Солотвинську осушувальну систему, яка побудована у 1974..1976 рр. Вона розташована у північній частині Бердичівського району Житомирської області, на землях сільськогосподарського підприємства “Гігант”, с. Старий Солотвин у межах басейну р. Коднянка, яка протікає з південного заходу на північний схід, і є лівою притокою р. Гуйва (додаток Р).

За природно-кліматичними умовами територія системи розташована в межах південно-східного агрокліматичного району Житомирської області і знаходиться у помірно-континентальному (суббореальному) ґрунтово-кліматичному поясі. За даними багаторічних спостережень по гідрометеорологічних постах Державного комітету з гідрометеорології середньорічна температура повітря становить  $6,5^{\circ}\text{C}$ , середньорічна сума опадів – 530 мм.

У геоструктурному відношенні система розташована в межах Українського кристалічного щита в зоні гнейсів та Чуднівсько-Бердичівського комплексу гранітів. У геоморфологічному відношенні за [78] осушувальна система знаходиться у Північній частині Придніпровської височини, поблизу південної межі Житомирського Полісся на докембрійському кристалічному ложі і частково на розмитій поверхні третинних відкладів, які перекриваються четвертинними відкладами.

У загальних рисах рельєф території – хвиляста рівнина ерозійно-аккумулятивного походження з абсолютними висотами 223...228 м. Незначні підвищення з відносними висотами 1,5...3,0 м зустрічаються по всій території системи, нахил місцевості ( $i = 0,0007... 0,0015$ ) – з півдня на північ та північний захід – до заплави р. Коднянка. На осушуваному масиві достатньо виразно розвинений мікрорельєф з наявністю “блюдець” та “блюдецеподібних” западин, які у дощові роки перезволожені навіть на осушених землях. Загалом район осушування являє собою рівнину з великою кількістю замкнених понижень.

За схемою агроландшафтного районування земельного фонду України територія Солотвинської осушувальної системи знаходиться у Лісостеповій зоні, провінції Лісостепу Правобережного та належить до Андрушівського агроґрунтового району. Ґрунти осушуваного масиву відрізняються значною різноманітністю. Підстилаючими породами є, в

основному, воднольодовикові відкладення, суглинки та продукти вивітрювання кристалічних порід, ґрунтоутворюючими є лесовидні породи. На території системи сформувалися малооглеєні, глеюваті та глейові ґрунти. Коефіцієнт фільтрації по шарах ґрунтового профілю коливається у межах 0,2...1,8 м/добу. Тип водного режиму ґрунтів періодично-промивний та промивний, зволоження – атмосферне та ґрунтово-атмосферне.

За особливостями утворення та фізичними властивостями ґрунти осушуваного масиву можна об'єднати у чотири групи:

1. Болотні, лучно-болотні – 4,5 % загальної площі системи, які сформувалися на понижених, замкнених безстічних ділянках з високим рівнем залягання ґрунтових вод (РГВ) – 0,2...0,7 м; характеризуються оглеєністю всього ґрунтового профілю.

2. Лучні дерново-підзолисті глейові – 12 %, які сформувалися на рівнинних зниженнях в умовах помірно високого залягання РГВ – 1,2...1,8 м. Гумусовий горизонт потужністю до 48 см темного кольору, зернистої структури, за механічним складом легко- або середньо-суглинковий.

3. Лучно-чорноземні дерново-підзолисті глеюваті і чорноземи опідзолені та карбонатні – 23 %, які розташовані, в основному на слабко понижених ділянках рельєфу, РГВ знаходиться на глибині 1,8...3,0 м. Гумусовий горизонт потужністю до 50 см темного кольору, зернистої структури, пухкий, легко- або середньосуглинковий.

4. Сірі опідзолені та дерново-підзолисті – 60,5 % усієї площі. Вони сформувалися на слабкопонижених ділянках схилів у процесі нашарування підзолистого процесу на раніше сформовані ґрунти чорноземного типу (РГВ – 3,0... 6,0 м). Об'єднують ознаки чорноземів та підзолистих ґрунтів.

5. Ґрунтові води на території системи слабкомінералізовані. Режим ґрунтових вод формується під впливом природних (метеорологічних, гідрогеологічних, геоморфологічних) умов та штучних (осушувально-

зволожуюча мережа) факторів і є слабкопорушеним. Істотний вплив на величину амплітуди коливання РГВ має осушувальна мережа. Протягом року спостерігається чотирифазова сезонна циклічність:

- весняне підвищення РГВ, яке зумовлене інтенсивною інфільтрацією талих вод та опадів весняного періоду;
- літнє зниження РГВ, зумовлене перевищенням випаровування з поверхні ґрунтових вод над фільтрацією та транспірацією;
- осінньо-зимове підвищення РГВ, зумовлене живленням ґрунтових вод за рахунок інфільтрації атмосферних опадів осіннього періоду та пониженням температури повітря;
- зимове зниження, викликане боковим відтоком ґрунтових вод.

Загальна площа меліоративної системи становить 2508,7 га, площа осушення – 2504 га, з них відкритою мережею каналів осушується 131 га, гончарним дренажем – 2373 га. Двобічне регулювання водно-повітряного режиму забезпечується на площі 1458 га. Регулюючою мережею на системі є колекторно-дренажна сітка. Магістральний канал (МК) суміщено з руслом р. Коднянка, профіль каналу трапецієподібний, глибина становить 1,5...1,7 м, ширина по дну – 2...3 м (рис. 3.1, додаток Р). Воднорегулюючі функції виконує стаціонарна насосна станція з сумарною потужністю встановленого обладнання (3 агрегати) 165 кВт та загальною продуктивністю 0,63 л/с. Джерелами зволоження є водосховище на МК (р. Коднянка) та наливне водосховище із загальною площею водного дзеркала 78,5 га. Головним водоприймачем скидних вод є р. Гуйва.

На території системи з 1976 р. виконуються моніторингові спостереження за рівнями ґрунтових вод та гідрохімічним складом дренажних вод. Основні гідротехнічні показники Солотвинської осушувальної системи наведено у табл. 2.1.

Таблиця 2.1

## Гідротехнічна характеристика Солотвинської меліоративної системи

Складові меліоративної системи	Одиниця виміру	Технічні дані
Площа системи, всього	га	2508,7
у т.ч. с/г угідь	га	2504
Закрита мережа (у т.ч. гончарний дренаж)	га	2373
Відкрита мережа	га	96
Протяжність відкритої мережі	км	51,1
Протяжність закритої колекторно-дренажної мережі	км	1564,2
у т. ч. колектори	км	182,8
Регулюючі дрени	км	1381,4
Гідротехнічні споруди	шт.	22
у т.ч. шлюзи-регулятори	шт.	12
Доглядові колодязі	шт.	488
Колодязі-фільтри	шт.	385
Інші споруди (гирла)	шт.	455
Площа зволоження ( у т.ч. підгрунтова)	га	380
Водосховища	млн. м <sup>3</sup>	2
Площа водного дзеркала	га	78,5
Спостережні свердловини	шт.	9

## 2.2. Вихідні статистичні дані

Основними даними аналітичних досліджень є статистичні дані, які узагальнено у формах державної статистичної звітності № 2-ТП (водгосп) «Звіт про використання води», № 9-б-сг «Звіт про внесення

мінеральних та органічних добрив, гіпсування та вапнування ґрунтів», результати багаторічних спостережень по гідрометеорологічних постах Державного комітету з гідрометеорології, дані гідрохімічного аналізу дренажних та поверхневих вод лабораторії Житомирської гідролого-меліоративної партії (виконаного у відповідності до “Керівного нормативного документа Мінекобезпеки України – КНД 211.1.4.010-94”), даних обласних станцій хімізації сільського господарства, захисту рослин та матеріали статистичних збірників «Екологічна ситуація Житомирщини», “Еколого-економічні проблеми довкілля Житомирщини” [40, 54, 122, додатки Б, Б.1, Е, Е.1... Е.6, З, З.1, К].

Вихідні статистичні дані для виконання аналітичних досліджень наведено у табл. 2.2... 2.5, додатки Д.2, Е, Е.1...Е.6.

Значення показників, за якими здійснюється комплексна критеріальна багатопараметрична екологічна оцінка, у розрізі басейну р.Тетерів, до складу якого входить Солотвинська осушувальна система, усереднювались залежно від площі басейнів відповідних річок за формулою середньої арифметичної зваженої [28, 34, 95, 118]:

$$\bar{x} = \frac{\sum xf}{\sum f}, \quad (2.1)$$

де  $x$  – індивідуальне статистичне значення (варіанта);

$f$  - статистична вага (частота) показника (варіанти).

Частота  $f$  визначалась як:

$$f = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{\sum_{j=1}^5 G_{1+\dots+j}}{t}}{A_{\Sigma}}, \quad (2.2)$$

де  $G_j$  - вміст (обсяг) забруднюючих речовин у стоках;

$t$  - час (період) оцінки (років);

$A_{\Sigma}$  - кількість відповідних територій водозбірного басейну.

Таблиця 2.2

Рівень застосування мінеральних та органічних добрив, в розрахунку на 1 га сільськогосподарських угідь, у розрізі басейнів відповідних річок<sup>1</sup>

Басейни річок	Середня площа с-г угідь прилеглих територій, тис. га	Мінеральні добрива, кг діючої речовини		Органічні добрива, тонн	
		1993-1995 рр.	1996-2001 рр.	1993-1995 рр.	1996-2001 рр.
Тетерів	66,3	85	20	7,9	3,6
Ірша	67,7	80	16	8,3	3,0
Гуйва	77,9	79	38	7,7	3,5
Гнилоп'ять	63,2	135	58	8,1	3,1

<sup>1</sup> – за даними державної статистичної звітності за формою № 9-б-сг «Звіт про внесення мінеральних та органічних добрив, гіпсування та вапнування ґрунтів»

Таблиця 2.3

Рівень застосування отрутохімікатів та засобів біологічного захисту рослин в розрахунку на 1 га сільськогосподарських угідь, в розрізі басейнів відповідних річок<sup>1</sup>

Басейни річок	Внесено отрутохімікатів, кг						Оброблено біопрепаратами, га	
	інсектициди		фунгіциди		гербіциди		1990	2001
	1990	2001	1990	2001	1990	2001		
Тетерів	372	36	396	191	1687	411	364	17
Ірша	777	21	628	122	1480	328	289	8
Гуйва	541	42	368	368	2835	671	428	13
Гнилоп'ять	665	32	180	180	2875	970	399	5

<sup>1</sup> – за даними обласної станції захисту рослин



Таблиця 2.4

Розподіл ґрунтів за ступенем кислотності в розрахунку на 1 га сільськогосподарських угідь, в розрізі басейнів відповідних річок (1996-2001 рр.)<sup>1</sup>

Басейни річок	Середня площа с-г угідь прилеглих територій, тис. га	Розподіл ґрунтів за ступенем кислотності, тис. га		
		кислі	нейтральні	лужні
Тетерів	66,3	0,188	0,461	0,027
Ірша	67,7	0,199	0,469	0,006
Гуйва	77,9	0,109	0,500	0,200
Гнилоп'ять	63,2	0,148	0,601	0,064

<sup>1</sup> – за даними обласної станції хімізації сільського господарства

### 3.3. Методика обробки результатів аналізу

Комплексна критеріальна багатопараметрична оцінка екологічного стану поверхневих водних об'єктів виконувалась із застосуванням розробленої машинної програми, суміщеної з комп'ютером моделі HP Vectra 486 DX 4/100. Графоаналітична модель динаміки якісного стану поверхневих водних об'єктів обґрунтована методами регресійного аналізу за даними комплексної критеріальної багатопараметричної оцінки. Адекватність екологічного стану поверхневих водних об'єктів рівням антропогенного навантаження і кліматичним чинникам визначалась методами математичної статистики з використанням критерію Стьюдента *t*.

Ступінь щільності зв'язків результатів модельних розрахунків екологічного стану поверхневих водних об'єктів реальним чинникам-ознакам рівнів антропогенного навантаження та кліматичним умовам

оцінювався за допомогою емпіричного коефіцієнта кореляції  $kr$  [12, 41, 42]:

$$kr = \frac{m_{XY}}{s_X s_Y} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}}, \quad (2.3)$$

де  $x_i, y_i$  - значення відповідних параметрів;

$m_{XY}$  - емпірична коваріація, яка визначається як

$$m_{XY} = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y}), \quad (2.4)$$

$s_X^2, s_Y^2$  - емпірична дисперсія вибірки  $(x_1, \dots, x_n)$  та  $(y_1, \dots, y_n)$ , визначається як

$$s_X^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2, \quad s_Y^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2, \quad (2.5)$$

$\bar{x}, \bar{y}$  - середні значення величин  $x_i, y_i$ , визначаємо як

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i, \quad \bar{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i. \quad (2.6)$$

Величина коефіцієнта кореляції не є доказом наявності причинно-наслідкового зв'язку поміж досліджуваними ознаками, а є лише оцінкою ступеня взаємної узгодженості у зміні ознак [12, 34, 41]. Тому, встановленню причинно-наслідкового зв'язку має передувати аналіз якості оцінюваних властивостей системи. Крім того, оцінка ступеня щільності

зв'язку за допомогою коефіцієнта кореляції виконується на підставі статистичної інформації за визначений період часу. А отже, правомірність висновку щодо дійсної наявності кореляційного зв'язку стосується лише цієї вибірки з генеральної сукупності. Тому, виникає необхідність додаткової оцінки достовірності лінійного коефіцієнту кореляції, яка дає змогу поширити висновки за результатами вибірки на всю генеральну сукупність.

Для оцінки достовірності  $kr$  вибіркової сукупності малого об'єму використано критерій Ст'юдента [12, 41]

$$t_{\text{розрах}} = \frac{kr \sqrt{n-2}}{1 - kr^2} \quad (2.7)$$

за умови, що  $kr \neq 0$ ,

де  $(n-2)$  - ступінь свободи вибірки.

Отримана величина  $t_{\text{розрах}}$  порівнювалась з табличним значенням  $t$ -критерію (число ступенів свободи дорівнює  $n-2$ ). Якщо розрахована величина  $t_{\text{розрах}}$  перевищувала табличне значення критерію  $t$ , то практично є малоймовірним, що знайдене значення зумовлене лише випадковим збігом  $x$  та  $y$  у вибірці із генеральної сукупності, для якої дійсне значення коефіцієнта кореляції дорівнює нулю. В разі, коли обчислена величина  $t_{\text{розрах}}$  менша, ніж у таблиці, вважалось, що коефіцієнт кореляції у генеральній сукупності дійсно дорівнює нулю і, відповідно, емпіричний коефіцієнт кореляції суттєво не відрізняється від нуля.

Коефіцієнт кореляції достатньо точно оцінює ступінь щільності зв'язку лише у випадку наявності лінійної залежності поміж ознаками. При наявності криволінійної залежності лінійний коефіцієнт кореляції недооцінює ступінь щільності зв'язку і може наближатись до нуля. Для

таких випадків використовувалось емпіричне кореляційне відношення  $\eta$  як показник ступеня щільності зв'язку [41]

$$\eta = \sqrt{1 - \frac{\bar{\sigma}^2}{\sigma_0^2}}, \quad (2.8)$$

де  $\bar{\sigma}^2$  - середня з-поміж внутрішньогрупових дисперсій, яка оцінює ту частину варіації результативної ознаки, що зумовлена дією інших, “випадкових” причин, визначалась як

$$\bar{\sigma}^2 = \frac{\sum_1^l \sigma_i^2 n_j}{\sum_1^k n_j}, \quad (2.9)$$

де  $\sigma_i^2$  - дисперсія результативної ознаки у відповідній групі;

$\sigma_0^2$  - загальна дисперсія, що визначалась як  $\sigma_0^2 = \delta^2 + \bar{\sigma}^2$ ,

де  $\delta^2$  - міжгрупова дисперсія, яка характеризує ту частину коливання результативної ознаки, що утворюється під впливом зміни ознаки-фактора, покладеної в основу групування, визначаємо як [ 41]

$$\delta^2 = \frac{\sum_{j=1}^k (\bar{y}_j - \bar{y}_0)^2 n_j}{\sum_{j=1}^k n_j}, \quad (2.10)$$

де  $\bar{y}_j$  - середні значення результативної ознаки у відповідних групах;

$\bar{y}_0$  - загальна середня для усієї сукупності;

$n_j$  - кількість спостережень у відповідній групі;

$k$  - кількість виділених груп.

Прогнозні значення за даними регресійного аналізу оцінювались у відповідності до логистичної функції [41]

$$\hat{y} = \frac{d}{1 + e^{a+bx}} \quad (2.11)$$

і перевірялись за емпіричним кореляційним відношенням.

Величина кореляційного відношення  $\eta$  буде дорівнювати нулю, в разі, коли відсутнє коливання у величині середніх по виділених групах. У тих випадках, коли внутрішньогрупова дисперсія близька до нуля, тобто практично уся варіація результативної ознаки зумовлена дією фактору  $x$ , величина кореляційного відношення  $\eta$  близька до одиниці.

### РОЗДІЛ 3

## РОЗРОБКА МЕТОДУ УЗАГАЛЬНЕНОЇ КРИТЕРІАЛЬНОЇ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

### 3.1. Аналіз методів узагальнення критеріальних оцінок багатопараметричних поверхневих водних об'єктів

Об'єктивність оцінки стану водного басейна є визначальним чинником для моделювання та прогнозування будь-якого об'єкта цього басейну ( у тому числі і водного) та екосистеми в цілому. Стан таких об'єктів, з огляду на різні рівні їх складності, визначається рядом факторів (параметрів) і носить характер багатопараметричного [98]. Відомо, що такий об'єкт визначається комплексом значень ознак і, відповідно до визначення Мітчерлиха, не може бути описаний одним параметром, він завжди є суттєво багатопараметричним [52]. В нашому випадку багатопараметричний гідрологічний об'єкт є певною водоймою і може бути визначеним притаманними йому фізичними, хімічними, біологічними властивостями (ознаками). Розрізненість досліджуваних показників не дозволяє дати об'єктивну оцінку екологічного стану водойми в цілому.

Оцінка якості природного середовища здійснюється шляхом вимірювання його параметрів і порівнянням їх з гранично допустимими концентраціями (ГДК). Реалізація такої задачі є достатньо складною в зв'язку з великою кількістю відповідних параметрів та їх ГДК.

Під впливом природних гідрологічних та гідробіологічних умов, факторів формування стоку та антропогенних чинників ( у т.ч. впливу гідромеліоративних систем) фізико-хімічні параметри, які характеризують стан водного об'єкта, постійно змінюються в часі. Динамічна складова цих процесів носить ймовірностний характер. Нестационарний випадковий

процес цих змін можна представити у вигляді [101]:

$$S_p(t) = m_s^p(t) + x_p(t), p = 1, \dots, m, \quad (3.1)$$

де  $S_p(t)$  - значення  $p$ -го контрольованого параметру водного об'єкта у часі;

$m_s^p$  - детермінована складова процесу;

$x_p(t)$  - стохастична складова процесу;

$m$  - кількість контрольованих параметрів.

Системний підхід до вивчення будь-якого об'єкта, наприклад, екосистеми (в даному випадку – поверхневих водних об'єктів, які знаходяться в зоні впливу гідромеліоративної мережі), полягає у [38, 47, 66, 126]:

- визначенні складових частин (об'єктів), які утворюють екосистему, та зовнішніх чинників навколишнього природного середовища, які з нею взаємодіють;

- з'ясуванні структури екосистеми, тобто сукупності внутрішніх зв'язків та відносин, а отже відгуків гідрологічної системи в цілому на рівні впливу гідромеліоративної мережі, як об'єкту системи;

- знаходженні функції екосистеми, яка визначає характер зміни компонентів екосистеми та зв'язків поміж ними під дією зовнішніх впливів.

Основою екологічного підходу до узагальненої оцінки якості гідромеліоративних об'єктів має бути представлення їх у вигляді складних природно-антропогенних систем, з врахуванням як погодно-кліматичних умов, так і факторів інтенсифікації антропогенного впливу, які разом з меліоративними чинниками справляють визначальний вплив на якість та загальний екологічний стан поверхневих водних об'єктів [19, 108, 137, 143].

Відповідно визначення Л. Фон Берталанфі: система - це будь-який об'єкт, який характеризується властивостями і співвідношеннями поміж об'єктами, які є його складовими частинами [132, 135].

Отже, якщо визначати досліджувану систему з точки зору узагальнення параметрів, формула (3.1) набуде вигляду

$$S_p(*) (t) = \sum_{t=0}^t m_s^p(*) + \int_{t=0}^t x_p(*) dt, \quad (3.2)$$

де (\*) - позначка узагальнення параметрів.

Вміщені у наведеному визначенні системи поняття властивості і співвідношення являють собою різні види характеристик системи. Властивість характеризує її як дещо ціле - нероздроблене на частини, як окремо взятий об'єкт. На відміну від цього, співвідношення характеризує систему як групу об'єктів, об'єднуючи їх тим самим в новий об'єкт. Тобто: властивості є «зовнішніми» характеристиками системи, а співвідношення – «внутрішніми», вони дозволяють побачити її «зсередини». Наприклад, басейнове перенесення води або стоків, зміна умов формування поверхневого стоку є властивостями системи (водного об'єкта); а мінералізація, сезонні зміни температури, зміна вмісту кисню у воді за рахунок фотосинтезу або окислення органічних речовин тощо, є



властивостями її об'єктів.

Аби об'єкт міг розглядатись як система, він має, по-перше, складатись з підсистем, тобто, природно розкладатись на частини; по-друге, частини мають складати (утворювати) ціле так, щоб це обумовлювало наявність самої системи; по-третє, має існувати такий взаємозв'язок елементів в системі, який може бути описаний відомими математичними методами; і, нарешті, сама система має бути підсистемою деякої системи вищого порядку [14, 27, 79].

В процесі дослідження будь-якої системи можна виділити значну кількість співвідношень різних видів. У своїй сукупності вони утворюють різні структури системи. Насамперед, це співвідношення «частина-ціле», яке в неявному вигляді присутнє у визначенні системи і використовується для описування її складу. Будь-яка система, як зазначено вище, допускає різний розподіл на складові елементи - об'єкти з однозначно визначеними властивостями.

Особливу роль в будь-якій системі, відіграють причинні співвідношення або зв'язки. Саме визначення зв'язків поміж елементами системи є необхідною умовою для дослідження її математичними методами. Якщо об'єкти співвідносяться поміж собою так, що наявність або зміна одного з них обумовлює наявність або зміну іншого, то таке співвідношення поміж об'єктами є зв'язком. Сукупність зв'язків поміж елементами системи утворює причинну структуру, у якій зв'язані властивості системи і властивості її елементів. Такого роду структура описується за допомогою сукупності функціональних залежностей, які утворюють математичну систему (математичну імітаційну модель системи). В загальному випадку вона має вигляд [14]:

$$\left\{ \begin{array}{l} \Pi_1 = f_1(\{P_n\}_1), \\ \dots \dots \dots \\ \Pi_m = f_m(\{P_n\}_m), \\ \Phi_1(\{P_n\}_1) = 0; \\ \dots \dots \dots \\ \Phi_k(\{P_n\}_k) \geq 0; \\ \Phi_{k+l}(\{P_n\}_{k+l}) \geq 0; \\ \dots \dots \dots \\ \Phi_l(\{P_n\}_l) \geq 0, \end{array} \right. \quad (3.3)$$

де

$\Pi_1, \dots, \Pi_m$  – показники системи;

$\{P_n\} = P_1, \dots, P_n$  – параметри елементів системи;

$f_1, \dots, f_m$  – зв'язки у вигляді математичних

функцій;

$\{P_n\}_1, \dots, \{P_n\}_m; \{P_n\}_k, \dots, \{P_n\}_l$  – підмножини множини

$\{P\}$ ;

$\Phi_1, \dots, \Phi_k; \Phi_{k+l}, \dots, \Phi_l$  – функції, які визначають область допустимих значень параметрів елементів системи.

Якщо порівнювати декілька систем, описуваних рядом екологічних статистично визначених показників, то в загальному випадку вони матимуть різні значення однотипних характеристик. При цьому, за деякими показниками може бути кращою одна система, за деякими – друга, за деякими – третя і т.д. Виникає питання: яка ж з цих систем краща в цілому? Для обґрунтування комплексної оцінки в подібних випадках має бути використана інтегральна властивість системи - «показник якості».

Показник якості системи – це її властивість, значення якої збільшується при збільшенні додатних і зменшенні від’ємних показників [14]. Для того, щоб це визначення можна було застосувати для оцінки водних екосистем, його розв’язок необхідно представити у вигляді функціональної залежності:

$$K = f\left(\Pi_1^+, \dots, \Pi_a^+, \Pi_{a+1}^+, \dots, \Pi_{b+1}^+, \dots, \Pi_{b+1}^-, \dots, \Pi_c^-, \dots, \Pi_{c+1}^-, \dots, \Pi_d^-\right), \quad (3.4)$$

де

$K$  – показник якості системи,

$f$  – функція якості,

$\Pi_1^+, \dots, \Pi_a^+$  – додатні точкові показники,

$\Pi_{a+1}^+, \dots, \Pi_{b+1}^+$  – додатні лінійні показники,

$\Pi_c^-, \dots, \Pi_d^-$  – від’ємні точкові показники,

$\Pi_{b+1}^-, \dots, \Pi_{c+1}^-$  – від’ємні лінійні показники,

при цьому  $K, \dots, \Pi_1^+, \dots, \Pi_d^- \geq 0$ ;

$f$  – будь-яка функція, яка задовольняє таким вимогам:

$$\begin{cases} df/d\Pi_a^+ \geq 0; (a = 1, \dots, a); \\ df/d\Pi_b^+ \geq 0; (b = a + 1, \dots, b); \\ df/d\Pi_c^- \leq 0; (c = b + 1, \dots, c); \\ df/d\Pi_d^- \leq 0; (d = c + 1, \dots, d) \end{cases} \quad (3.5)$$

На практиці доцільно застосовувати більш вузький клас функцій якості, які можуть бути отримані шляхом врахування певного ряду додаткових вимог. По-перше, бажано, щоб показник якості був безрозмірною величиною. По-друге, показник якості екосистеми має

визначати міру відповідності її показників щодо поставлених до них вимог. З урахуванням вищевикладеного функція якості матиме вигляд:

$$K = p(\Pi_1^+, \dots, \Pi_b^+, \Pi_{b+1}^-, \dots, \Pi_d^-) \times \\ \times p\left(\frac{\Pi_1^+}{\Pi_1^{+t}}, \dots, \frac{\Pi_b^+}{\Pi_b^{+t}}, \frac{\Pi_{b+1}^-}{\Pi_{b+1}^{-t}}, \dots, \frac{\Pi_d^-}{\Pi_d^{-t}}\right), \quad (3.6)$$

де

$$\begin{cases} 1 - \text{якщо } \Pi_1^+ \geq \Pi_1^{+t}, \dots, \Pi_b^+ \geq \Pi_b^{+t}, \dots, \Pi_{b+1}^- \leq \Pi_{b+1}^{-t}, \dots, \Pi_d^- \leq \Pi_d^{-t}; \\ 0 - \text{у протилежному випадку;} \end{cases}$$

$\Pi_1^{+t}, \dots, \Pi_d^{-t}$  - вимоги, які ставляться до показників  $\Pi_1^+, \dots, \Pi_d^-$ ;

$p(\dots)$  - будь-яка функція, яка задовольняє таким вимогам:

$$\begin{cases} df/d\Pi_a^+ \geq 0; (a=1, \dots, a); \\ df/d\Pi_b^+ \geq 0; (b=1, \dots, b); \\ df/d\Pi_c^- \leq 0; (c=1, \dots, c); \\ df/d\Pi_d^- \leq 0; (d=1, \dots, d) \end{cases} \quad (3.7)$$

Для того, щоб скористатись цією функцією для оцінки реальних екосистем, її необхідно конкретизувати. Очевидно, найпростішою конкретною функцією, яка задовольняє вищезазначеним вимогам, буде функція вигляду:

$$K = \omega(\Pi_1^+, \dots, \Pi_d^-) \times \left( \sum_{a=1}^b K_a^+ \dots + \dots \sum_{d=c+1}^d K_d^- \right). \quad (3.8)$$

$$\begin{cases} K_a^+ = 1 + \frac{\Pi_a^+ - \Pi_a^{+t}}{\Pi_a^+ + \Pi_a^{+t}} \\ \dots \dots \dots \\ K_d^- = 1 + \frac{\Pi_d^- - \Pi_d^{-t}}{\Pi_d^- + \Pi_d^{-t}} \end{cases} \quad (3.9)$$

Іншим, практично важливим видом причинних структур є, так звана функціональна структура системи, в якій об'єднуються функції системи і її елементів.

Аналогічним чином підходять і до властивостей системи, тобто виявляють основні відмінності цих властивостей. Властивості будь-якої системи можна розділити на дві незалежні групи. Першу з них утворюють властивості, які визначають «межу існування системи», що відокремлює її від інших систем. Зникнення навіть однієї з цих властивостей перетворює дану систему в дещо інше. Такі властивості в подальшому будемо називати якостями, а властивості іншої групи – показниками.

Властивості прийнято називати функціями. Враховуючи, що функція системи – це одна з її властивостей, можна дати таке її визначення [27, 132]. Функція системи – це її властивість, яка визначається через дію (Д), що виявляється даною системою у фіксованих умовах (У) на зовнішній, по відношенню до неї об'єкт (О). Умова реалізації функції системи (У) визначається через сукупність співвідношень поміж системою і оточуючих її об'єктами, в тому числі, об'єктом, на який спрямовано дію (Д). Дане визначення може бути застосованим також і до функцій елементів системи. При цьому, будь-який елемент, з одного боку, розглядається як самостійна система, з іншого - з точки зору інших елементів системи, як зовнішній об'єкт.

При описуванні функцій елементів необхідно враховувати важливу обставину: для реалізації функції системи необхідним є функціонування всіх її елементів. При цьому, результат функціонування одних елементів системи забезпечує необхідні умови для функціонування інших її елементів.

Розробка науково обґрунтованої системи оцінки екологічного стану водного середовища однозначно визначає необхідність математичного моделювання динамічних процесів зміни показників якості поверхневих

вод [30, 56, 79, 101]. Побудова такої моделі спрощується при формалізації процесу створення її стосовно конкретного об'єкта. Поетапно цей процес можна представити у вигляді блок-схеми (рис. 3.1). Пропонована модель передбачає аналіз, який умовно можна поділити на п'ять етапів.

На першому етапі проводиться визначення мети і вирішуваних модельних завдань, які передбачають розв'язання конкретних інженерних задач прогнозування якості води в складних водних об'єктах. На другому етапі виконується спрощення умов моделювання і складання вхідної первинної модельної схеми, яка базується на бажаних критеріях якості води і будується в часовому і просторовому масштабах. Оскільки об'єкти оточуючого середовища – досить складні системи з численною кількістю взаємозв'язаних параметрів, оперативна оцінка яких, як правило, ускладнена, точність детермінованих моделей обмежена і їх побудова базується на основі вивчення фізико-хімічних і біологічних процесів в оточуючому середовищі і відображає розвиток цих процесів в часі. Третій етап передбачає подальшу схематизацію, пов'язану з уточненням розрахункових значень елементів моделі та їх рангу в кінцевій схемі. При вирішенні задач прогнозування якості води найбільш складним є аналіз проблеми формування якості природних вод під впливом стічних вод і розв'язання рівнянь, які отримуються в результаті побудови математичної моделі. В зв'язку з цим на даному етапі розробки методів прогнозування якості води основним є експериментальне дослідження та накопичення банку даних спостережень, які в свою чергу, є основою для визначення структури і параметрів статистичної багатопараметричної моделі.

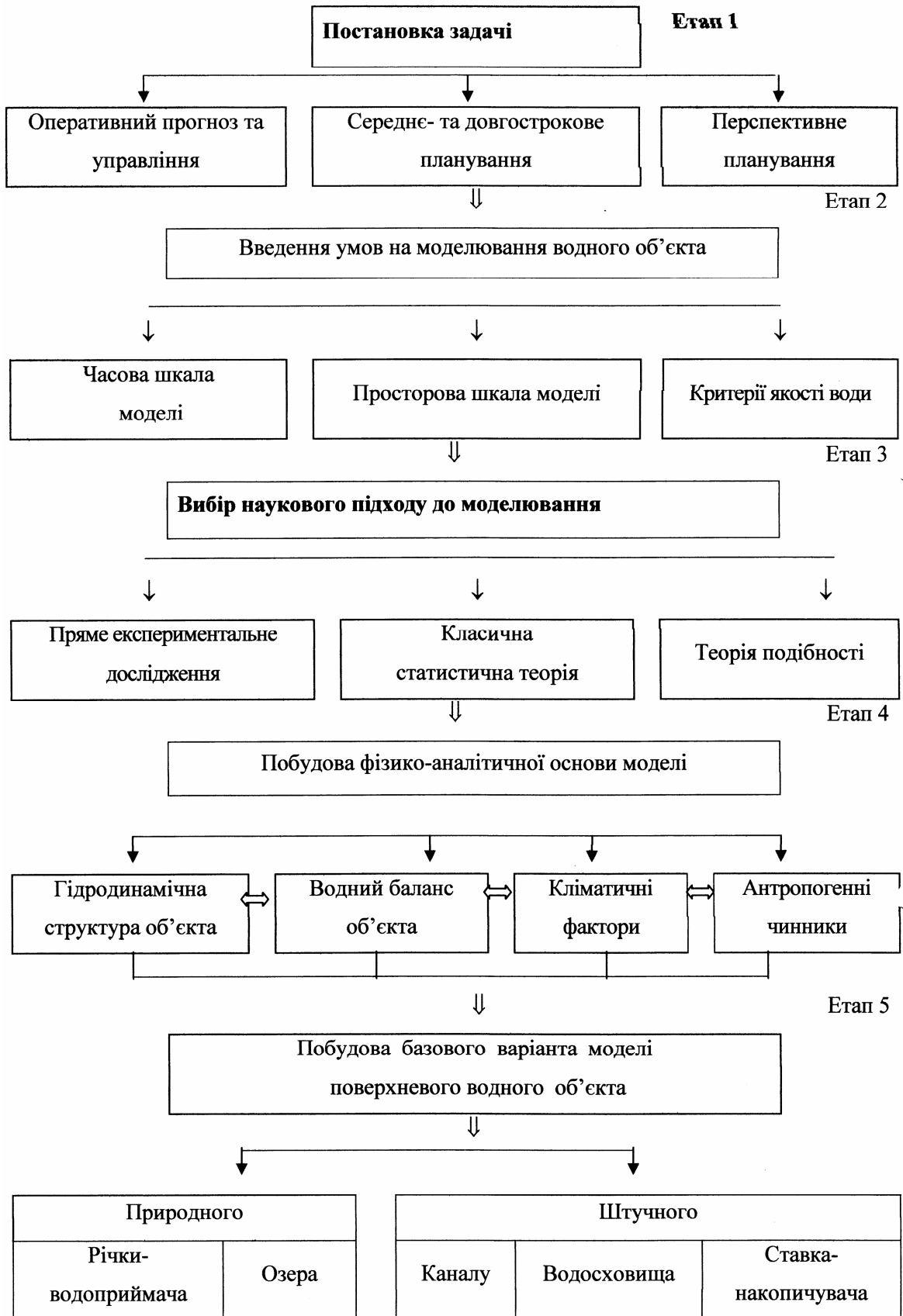


Рис. 3.1. Блок-схема основних етапів моделювання екологічного стану поверхневих водних об'єктів

Відповідно до теорії подібності побудова фізичної моделі зводиться до вибору параметрів моделі і відповідних граничних умов, що передбачено четвертим етапом. При фізичному моделюванні в будь-якому випадку лишається незмінною вимога максимальної ідентичності структури і параметрів рівнянь, які описують динамічні процеси, що відбуваються в об'єкті і його моделі. Фізико-аналітичну модель, як правило, називають моделлю явища. Вона відповідає явищу тією мірою, наскільки є точною математична модель цього явища. Тобто, можна застосувати схему: явище  $\longleftrightarrow$  його математична модель (система математичних рівнянь)  $\longleftrightarrow$  фізико-аналітична модель [17, 51, 98]. На п'ятому етапі проводиться обґрунтування достовірності прийнятої схематизації і кінцева побудова базової моделі водного об'єкту, з урахуванням зовнішнього антропогенного впливу, та її апробація і коригування.

На процесі формування якості водного середовища, тобто зміни концентрацій окремих домішок (забруднюючих речовин), впливають фактори, пов'язані з діяльністю людини і зміною природних умов. Оцінку стану контрольованого середовища на підставі вимірювальної інформації відносно концентрації домішок в [101] пропонується здійснювати не за окремими результатами вимірювання, а по усередненому вмісту цих домішок за певний час  $T$ , тобто оцінка контрольованого параметру  $x_p(t)$ ,  $p = 1, \dots, m$  повинна здійснюватись не по окремих дискретних значеннях випадкової функції  $x_p(t)$ , а по значенню:

$$\overline{x_p}(t) = \frac{1}{T} \int_{t-\frac{T}{2}}^{t+\frac{T}{2}} x_p(t) dt, \quad p=1, \dots, m, \quad (3.10)$$

де  $m$  - кількість типів домішок, концентрація яких контролюється.



Оскільки, вирівнюючи за аналітичною формулою динамічний ряд, який складається з  $m$ -ї кількості показників, які варіюють у часі, визначається тренд (тренд - виявлення основної тенденції у зміні рівнів динамічного ряду [8, 9, 34, 139]), то аналізуючи і прогнозуючи екологічний стан контрольованого середовища доцільно діяти таким чином: вирівнявши динамічний ряд за формулою та визначивши тренд, знайти відхилення фактичних рівнів від вирівняних. Далі визначити закономірність (тренд) змін в часі цих відхилень, тобто знайти для їх зміни свою формулу. Вираз (3.10) є оцінкою тренду випадкового процесу по заданій єдиній реалізації  $x_p(t)$ , тобто процес змін параметрів зводиться до детермінованої складової  $m_s^p$  і втрачається сутність оцінки.

Крім того, ефективність оцінки за середнім арифметичним

$$\bar{x} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N x_i \quad (3.11)$$

швидко зменшується з поважчанням «хвостів» розподілення [119]. (Поважчання «хвостів» – характеристика поведінки розподілення при більших за абсолютною величиною значеннях аргументу. Її можна, наприклад, описувати через ексцес - нормований четвертий момент розподілення). У табл. 3.1 наведено ефективність оцінки  $\bar{x}$  для деяких розподілень.

При спробі застосування для розподілення Коши методу середньої арифметичної для визначення деякого параметру  $\theta$ , виявиться, що ми нічого не домоглися - середня арифметична будь-якої кількості величин, розподілених за законом Коши, розподілена за тим же законом Коши, і ми отримали б ту саму точність, взявши в якості оцінки  $\theta$  перший же елемент сукупності. Тому, в разі, коли нормальне розподілення «засмічене»

розподіленням Коши, точність розрахунків різко знижується (і, зокрема, дисперсія вибіркової середньої арифметичної стає нескінченно великою).

Таблиця 3.1

Ефективність оцінки середніх ( $\bar{x}$ ) для відповідних розподілень [119]

Розподілення			Ефективність $\bar{x}$
Назва	Позначення	Математичне очікування	
Нормальне	N	$\frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(x-\theta)^2}{2}}$	1,0
«Засмічене» нормальне ( $\varepsilon$ - рівень «засмічення»)	$N_{\varepsilon}$	$\frac{1-\varepsilon}{\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(x-\theta)^2}{2}} + \frac{\varepsilon}{3\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(x-\theta)^2}{18}}$ $\varepsilon = 0,01$ $\varepsilon = 0,05$	0,954 0,808
Лапласа	DE	$\frac{1}{2} e^{- x-\theta }$	0,5
Коши	G	$\frac{1}{1+(x-\theta)^2}$	0

Оскільки, необхідно визначити середній темп (інтенсивність) змін в динаміці забруднюючих речовин, тобто визначити узагальнюючий показник варіабельності ряду, потрібно застосовувати середню геометричну [22, 28, 34, 94, 95], яка має вигляд:

$$x_g = \sqrt[n]{x_1 x_2 \dots x_n}, \quad (3.12)$$

де  $x$  - окреме значення (варіант) ознаки;

$n$  - кількість варіантів.

Використання будь-якого іншого типу середньої (арифметична, гармонійна, квадратична) не є коректним, оскільки фактично вони визначаються двома крайніми варіантами (рівнями) варіаційного ряду, а значення інших рівнів ряду виявляються не суттєвими [95]. Внаслідок цього при застосуванні зазначених середніх не відтворюється реальна картина динаміки досліджуваного явища (процесу).

Окрім цього, застосування середньої геометричної передбачає адекватну реакцію пропонованої аналітичної моделі на сигнал “катастрофічної” ситуації у вигляді визначеного відгуку навіть на разове перевищення нормативного показника будь-якого з контрольованих параметрів. Так, в разі, коли будь-який контрольований параметр перевищив значення ГДК показник його якості  $x_i$  визначається як ”0”, а отже, і відгук моделі в цілому набуває “нульового” значення, що є сигналом “катастрофічної” ситуації оцінюваного об’єкта.

Вищенаведений аналіз методів оцінки стану водних екосистем однозначно свідчить про необхідність розробки достовірних, об’єктивних, легко аналізованих (доступно сприймаємих) методів, які передбачали б інтенсивну форму оціночних показників і можливість їх узагальнення. Отже, постає задача зведення параметрів  $x_1, x_2, \dots, x_n$ , різноманітних за характером і розмірністю, до однотипового інтенсивного вигляду.

### 3.2. Обґрунтування об'єктно-орієнтованої парадигми розробки програмного продукту для реалізації пропонованого методу оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів

Об'єктно-орієнтована парадигма пропонує новий підхід до розробки програмного забезпечення, призначеного для розв'язання оптимізаційно-прикладних задач різноманітних класів. Фундаментальна концепція об'єктно-орієнтованої парадигми полягає у передачі визначених повідомлень об'єктам робочої системи [18, 138, 141, 142, 144... 146]. Для цього необхідно, щоб об'єкти системи визначались разом з повідомленнями, на які вони будуть реагувати, на відміну від процедурного програмування, де спочатку визначаються структури даних, які потім передаються в процедури як параметри.

Існує п'ять компонентів об'єктно-орієнтованої парадигми: об'єкт, повідомлення, клас, успадкування і метод. Кожна з цих компонентів тісно пов'язана з рештою і визначається в термінах інших. Об'єктно-орієнтованому методу мають бути притаманні властивості абстракції, інкапсуляції, спадковості та поліморфізму. Крім цих обов'язкових властивостей, об'єктно-орієнтованій структурі програмування бажано мати можливість розвитку, повторного використання програмних компонентів, параметризації, а також деякі форми комплексів баз даних, які можуть бути автоматичними.

Об'єкт являє собою інкапсульовану абстракцію (інкапсуляція – результат приховування або уміщення в обмежений простір даних про об'єкт, ущільнення), яка відображає його внутрішній стан. Спосіб, яким об'єкт обробляє повідомлення (властивість) залежить не лише від числового значення властивості, яке передається (разом з його параметрами), але й від стану об'єкта. Об'єкт має чітко визначений опис повідомлень, які він сприймає, і методи, які визначають те, як об'єкт

обробляє повідомлення.

Такий опис та інкапсуляція унікальні для об'єктно-орієнтованої парадигми. Крім того, об'єктно-орієнтованими структурами програмування повністю підтримуються концепції успадкування та поліморфізму.

Можливі різні підходи до розробки об'єктно-орієнтованих структур. Як приклад може бути наведена структурна схема створення програмного продукту, яка полягає в реалізації послідовної низки визначених переходів (рис. 3.2).

Практичне втілення пропонованого підходу для реалізації програмного продукту передбачає наявність таких ключових компонент об'єктно-орієнтованої парадигми.

- Об'єкт – це інкапсульована абстракція, яка включає інформацію про стан та чітко визначену множину протоколу доступу (повідомлення, які обробляє об'єкт). Об'єкт – це змінна типу `class Name`, де `class Name` – це визначений попередньо клас.

- Повідомлення – це спеціальний символ, ідентифікатор або ключове слово з параметрами, яке визначає виконувану об'єктом дію. Повідомлення, які об'єкт може обробити, зазначаються за допомогою прототипів функцій в описуванні класу. Прототипи функцій включають тип повертаємого значення, назву функції та список параметрів. Список параметрів має включати типи параметрів та необов'язкові імена параметрів.

- Клас – це визначений тип об'єктів, який задається за допомогою описування класу, яке визначає змінні стану та протокол доступу до об'єктів даного класу. Класи організуються ієрархічно, причому підкласи успадковують властивості класів-попередників. В деяких об'єктно-орієнтованих мовах програмування класи – це також і об'єкти. Ключове слово `class` вводить новий тип даних, тобто є розширенням структури даних.

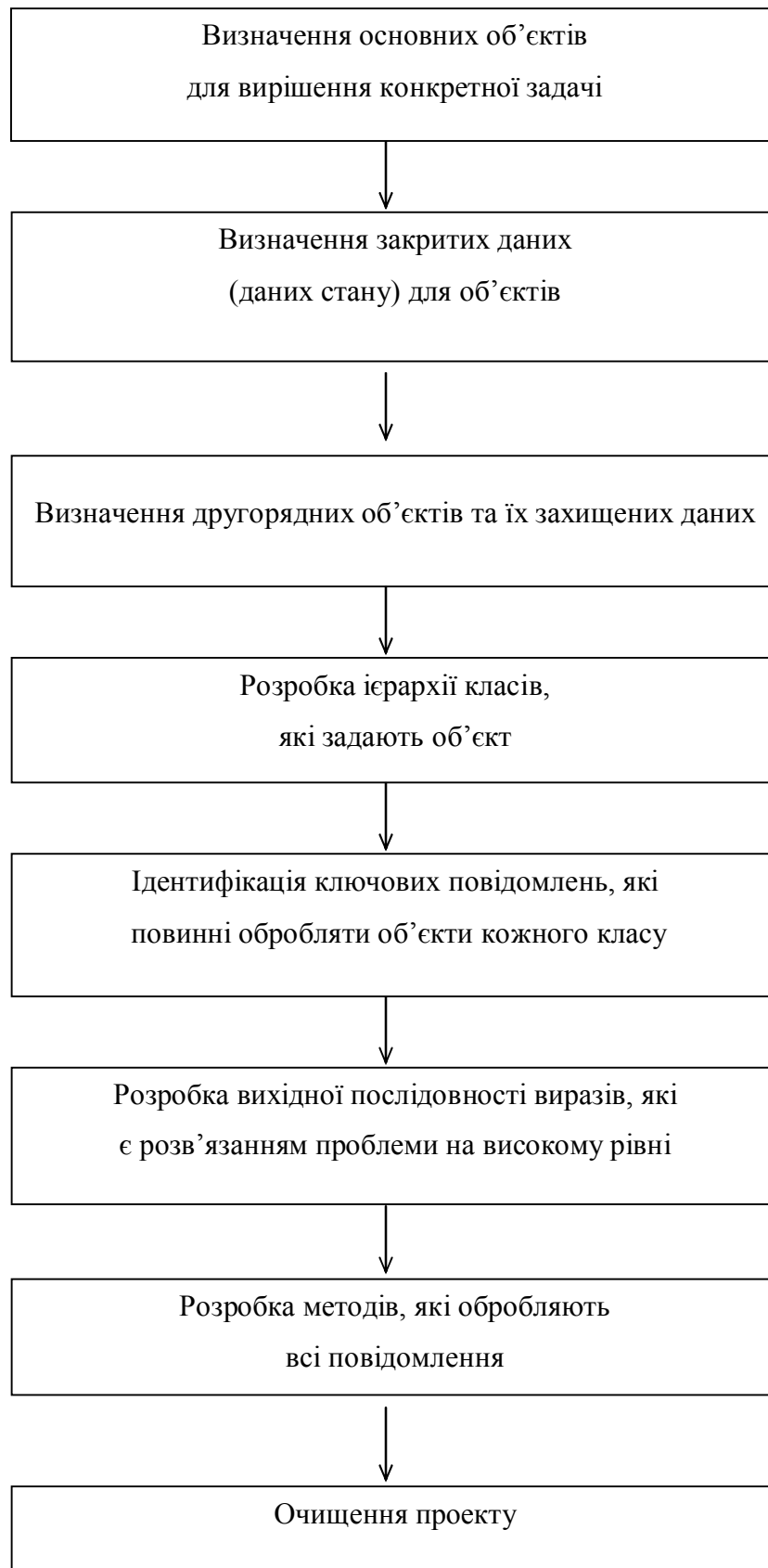


Рис. 3.2. Структурна схема створення програмного продукту [18]

- Екземпляр об'єкта. Об'єкти належать до будь-якого класу. Властивості екземпляра об'єкта визначаються описом класу.

- Дані стану – закриті дані або змінні параметри екземпляру об'єкта, які оголошуються в описуванні класу і мають назву: поля даних, дані-члени або просто члени.

- Підклас – це похідний клас. Його суперклас або надклас є для нього базовим класом.

- Метод існує для кожного повідомлення, визначеного для певного класу. Метод визначає реакцію об'єкта на повідомлення. Як правило, він складається з ряду виразів і може використовувати протокол з іншого класу.

Отже, будь-які об'єкти належать до визначених класів. Об'єкти обробляють повідомлення у відповідності до методів, заданих описом класу. Об'єкти також мають змінний стан, який визначений описом класу. Ці змінні можуть мати однакові або різні значення у неоднакових екземплярах об'єктів даного класу.

В об'єктно-орієнтованих програмах вирази передають об'єктам повідомлення, а самі програми є послідовністю виразів. Результатом виразу є об'єкт (приймач повідомлення або об'єкт іншого типу). Кожна функція-член має тип повертаємого значення. Повертаємий тип може бути або класом, або покажчиком одного з цих типів. Всередині функції-члену завжди є посилання на приймач повідомлення. Існує два способи передачі повідомлень. Перший полягає в передачі повідомлень безпосередньо об'єктам, другий - в передачі повідомлень через покажчики на ці об'єкти.

Екземпляр об'єкта визначаємого класу може бути створеним

шляхом оголошення змінної. Однак, як правило, створення об'єкта не припускає ініціалізації змінних його стану.

Автоматична ініціалізація змінних стану може бути виконаною, якщо в опис класу буде включений «конструктор». Перевантажені «конструктори» надають можливість вибору способу ініціалізації і можуть мати як нуль, так і певну визначену кількість параметрів. «Конструктор» без параметрів використовується для установки значень змінних стану по замовчуванні. Факт відсутності параметрів не означає відсутність ініціалізації. «Конструктори» з параметрами дозволяють користувачеві задавати початкові значення для визначення змінних стану.

В разі, коли «конструктори» призначені для автоматичної ініціалізації об'єктів класу, для їх автоматичного знищення призначені деструктори. Опис класу може включати один і лише один деструктор, причому він не є параметричним.

### 3.3. Створення об'єктів та ініціалізація баз даних стану системи

На підставі пропонованого підходу до розробки програмного продукту можуть бути визначені його основні ознаки [18, 142]:

- абстракція – формування уявлень про якість і властивості предмету шляхом уявного вилучення деяких його оцінюваних об'єктів (властивостей);
- інкапсуляція – результат ущільнювання даних про об'єкт;
- спадковість – процес успадкування властивостей попередника (надкласу);
- поліморфізм – властивість, яка дозволяє об'єкту перебувати в різних станах в залежності від зовнішніх по відношенню до нього (об'єкта)



умов.

Розглянемо більш детально зазначені властивості об'єктно-орієнтованого методу побудови програмного продукту.

Об'єкт містить в собі значення, які відображають його внутрішній стан, і які представлені змінними стану для об'єктів даного класу. Крім того, він містить дані про спосіб обробки повідомлень, які до нього надходять. В об'єкті інкапсульовані всі властивості абстракції, включаючи значення абстракцій змінних (змінні стану) та функціональні абстракції (повідомлення та методи). Отже, об'єкт інкапсулює певні абстракції.

Два основних компонента об'єкта, як інкапсуляції абстракцій, задаються за допомогою визначення абстракцій (поля даних і визначення функцій-членів, задані в протоколі опису класу) та внутрішнього стану (фактичні значення полів даних для конкретного об'єкта). Властивості об'єктів (інкапсульованих абстракцій) наведено на рис. 3.3.



Рис. 3.3. Властивості об'єктів

Аналіз рис. 3.3 дає змогу дати визначення таких властивостей об'єкта:

• чітка межа. Ця межа визначає область видимості інкапсуляції. Область видимості інкапсуляції для об'єкта поширюється на опис його класу, включаючи опис надкласу (попередника);

\* розроблений інтерфейс. Інтерфейс описує те, як об'єкт взаємодіє з іншими об'єктами або сегментами парадигми. Він задається за допомогою прототипів функцій-членів. Зазвичай, інші об'єкти можуть здійснювати доступ до об'єкта лише через такий контрольований інтерфейс;

\* захищене внутрішнє уявлення. Внутрішнє уявлення невидне для інших об'єктів і не може бути ними замінено. Цей захист є гнучким і може бути керованим завдяки використанню концепції закритих, захищених і відкритих розділів опису класу. З тією ж метою використовується принцип дружніх класів і функцій.

Гнучкість в керуванні доступом до внутрішнього стану об'єкта може бути досягнена як для об'єктів похідних класів, так і для об'єктів зовнішніх класів.

Об'єкт характеризується описом класу, до якого він належить. В описі класу визначаються всі дані стану об'єкта і всі повідомлення (як функції-члени), які об'єкт обробляє. Опис класу складається з таких елементів:

- поля даних – змінні стану, які характеризують об'єкт класу і оголошуються всередині опису класу. Всі екземпляри об'єктів даного класу будуть мати одну й ту саму множину змінних стану, хоча їх значення можуть бути різними;

-- функції-члени. Кожне повідомлення, яке обробляється об'єктом класу, повинне бути оголошене і визначене як функція-член. Оголошення повинне знаходитись всередині опису класу. Визначення (детальна реалізація) може знаходитись як всередині, так і зовні оголошення класу, причому в останньому випадку воно може бути розташоване або у тому ж

файлі, що і оголошення класу, або в будь-якому іншому файлі. Список параметрів в оголошенні функції-члена може містити або лише типи параметрів, або типи та імена параметрів. Визначення функції-члена має містити і типи, і імена параметрів.

Можна мати декілька варіантів реалізації функції-члена, які знаходяться в нарізно компільованих файлах. Відповідна реалізація буде обрана на етапі зв'язування [141, 146].

Підклас успадковує властивості від усіх своїх суперкласів і часто додає до них свої власні властивості. Цей підхід до успадкування передбачає розширення спеціалізації у об'єктів нижчого рівня і її звуження у об'єктів вищого рівня.

Підтримка спадковості передбачає можливість створення ієрархічної структури класів. Певний клас може бути оголошеним як підклас (похідний клас) іншого класу (базового класу). Підтримка множинного успадкування вимагає наявності можливості створення класу більше як від одного базового класу.

Якщо class 2 визначений як похідний (підклас) від класу class 1, то об'єкти класу class 2 повинні мати принаймні всі властивості класу class 1 і, як правило, мають деякі додаткові властивості. В цьому випадку виправдане використання ієрархічної структури класів. Повний опис об'єкта класу class 2 заданий його властивостями, які успадковані від класу class 1, плюс додаткові властивості, які описані в class 2.

Залежність класів, як правило, описується шляхом контейнерного відношення. Якщо об'єкт класу class 3 містить об'єкт класу class 4, то одне з полів класу class 3 має тип class 4. Об'єкт класу class 3, в цьому випадку,

залежить від об'єкта класу class 4, однак ця залежність не є ієрархічною.

В схемі одинарного успадкування похідний клас – це підклас в одній ланці ієрархічного ланцюга. Це означає, що такий клас має лише один безпосередній надклас. Суперклас даного класу може мати свого попередника і т.д. В результаті отримуємо ієрархічний ланцюжок. Похідний клас спадкує властивості усіх своїх попередників в ієрархічному ланцюжку.

Концепція множинного успадкування передбачає, що клас може бути похідним більше як від одного ієрархічного ланцюжка і може мати більше одного безпосереднього попередника. За правилами множинного успадкування в похідному класі присутня множина копій третього класу.

Поліморфізм краще за все визначати через його властивості. Чотири основні властивості поліморфізму наведено на рис. 3.4.



Рис. 3.4. Основні властивості поліморфізму

Аналізуючи рис. 3.4, можна дати опис основних властивостей

поліморфізму, які характеризують його застосування при вирішенні програмних задач.

- Перевантаження функцій означає, що одне й те ж саме ім'я функції може використовуватись для передачі повідомлень об'єктам різних класів, і що кожний об'єкт буде реагувати на повідомлення відповідним чином.

- Перевантаження операцій бажане з точки зору запобігання протиріч при їх використанні.

- Віртуальні функції та запізнене зв'язування. Зв'язок поміж об'єктом і методом встановлюється на етапі компіляції програми.

- Первинна підтримка сімейств означає, що функція, оголошена в базовому класі як віртуальна, є зразком для похідних класів.

Пропонований метод розробки програмного забезпечення розв'язку задачі оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів дозволяє зорієнтувати створювану програму під сучасні операційні системи і значно скоротити обсяги програмного продукту. Об'єктна орієнтація розроблюваної програми надає можливість застосування її для виконання оцінки будь-яких інших об'єктів зокрема і екологічного стану певної галузі або регіону в цілому.

Розроблена за пропонованою концепцією програма передбачає можливість безперервного нарощування (надбудови) кількості оцінюваних об'єктів системи, що зумовлює її універсальність та пристосовуваність під конкретно визначені умови. Зокрема, в умовах зміни форм статистичної звітності програмний продукт без виконання істотних змін дозволяє оперувати статистичною інформацією без обмеження її обсягів і в довільній формі. Розроблені один раз класи можуть використовуватись в масштабних оціночних проектах і при формуванні інформаційно-аналітичних баз екологічних даних.

### 3.4. Теоретичне обґрунтування пропонованого методу оцінки

Для аналізу числової інформації про стан та динаміку змін параметрів екологічних систем використовують такі методи:

- статистичний – надає можливість отримання, обробки та аналізу первинних статистичних матеріалів;
- балансовий – дозволяє співставляти наявність природних ресурсів з обсягами їх використання;
- порівняльний – передбачає вивчення об'єктів через їх порівняння з аналогами.

В екології найчастіше порівнюють забруднені та екологічно відносно чисті об'єкти з використанням порівняно простих методів математичної статистики, а саме: обробка варіаційних рядів з визначенням математичного очікування, визначення дисперсії, середнього квадратичного відхилення, отримання інтенсивних та екстенсивних показників для порівняння тощо.

Проте, встановлено, що статистичні числові показники, які використовуються в більшості випадків для оцінок якості екосистем, на початковому етапі комплексного їх аналізу не завжди можуть бути впорядкованими у відповідності до традиційних шкал оцінки [1], а саме:

- шкали класифікації;
- шкали порядку;
- шкали інтервалів;
- шкали відносин.

Найпростішою системою числових оцінок є шкала класифікацій (або шкала найменувань). Вона застосовується у випадку, коли числа, які поставлені у відповідність окремим об'єктам, лише дозволяють відрізнити їх одне від одного (прикладом може бути будь-який територіальний або функціональний поділ об'єктів з різним ступенем екологічної небезпеки).

Для більш детального аналізу, який передбачав би не лише можливість відокремлення об'єктів, але і їх об'єктивне впорядкування, застосовується шкала порядку (бальна оцінка стихійних явищ, груп підприємств за рівнями антропогенного тиску). Порівнянню об'єктів за певними ознаками при використанні такої шкали відповідає порівняння ряду чисел за їх величиною. При цьому виявляються властивості впорядкування ряду чисел.

Властивості чисел найповніше відповідають властивостям оцінюваних ними об'єктів при використанні так званої шкали інтервалів, реперними точками якої обираються дві границі: верхня та нижня (порогові показники), в межах яких й існує оцінювана екосистема. Діапазон оцінюваних показників в зазначених межах поділяють на рівні інтервали, які й утворюють деяку шкалу оцінки. Шкала інтервалів ґрунтується на таких властивостях дійсних чисел, як властивості порядку та властивості додавання. Шкала інтервалів з нульовою точкою утворює шкалу відносин.

Кожна наступна шкала з розглядуваних шкал є досконалішою і успадковує властивості попередньої. Однак, проблема переходу від попередньої шкали до шкали більш високого порядку пов'язана з певними ускладненнями, особливо в тих випадках, коли основний закон явища не знайдено, а є лише не дуже чітка статистика реальних спостережень. Проте необхідно спробувати відобразити їх основні риси будь-якою емпіричною формулою. Такого підходу не уникнути при формалізації результатів вимірювання показників якості екосистем. При цьому, може виникати невизначеність в силу суб'єктивності, яку неможливо усунути при оперуванні матеріалами статистичних спостережень. Поряд з тим, що функції, які виражають шукані залежності, будуть нечіткими, характер цих залежностей може виявитись несподіваним: тут не доводиться сподіватись на просту пропорційність поміж кількісними показниками об'єкта та

оцінкою його якості.

При вирішенні задач з певною кількістю залежних змінних величин перспективним є використання комплексних показників якості. В результаті математичної обробки спостережень за оцінками якостей була розроблена так звана експоненційна функція бажаності [1, 65, 89]. Оцінка  $d$ , яка ставиться за нею, виражається формулою:

$$d = \exp[-\exp(-y)], \quad (3.13)$$

де  $\exp$  - прийняте позначення експоненти;

$y$  - величина оцінюваного показника.

Під «бажаністю»  $d$  розуміють той або інший бажаний рівень параметру оптимізації, за умови зміни  $d$  в межах  $0,0 \dots 1,0$ . У табл. 3.2 наведено зазначену шкалу бажаності рівнів якості.

Таблиця 3.2

Шкала бажаності рівнів якості [89]

Параметр оптимізації $d$	Рівень якості
$\lim_{y \rightarrow \infty} d = 1$	максимально можливий
1,00 ... 0,80	допустимий, дуже високий рівень якості
0,80... 0,60	допустимий, достатньо високий
0,60... 0,37	допустимий і достатній
0,37... 0	недопустимий
$\lim_{y \rightarrow -\infty} d = 0$	максимально небажаний



Ідея використання функції бажаності як оптимізуючої функції полягає в тому, що значення кожного з оцінюваних параметрів оптимізації (прогнозування)  $Y_i$ , яких в задачі може бути достатньо багато, перетворюються у відповідні бажаності  $d_i$ , після чого формується узагальнена функція «бажаності»  $D$ , яка є середнім геометричним бажаностей окремих параметрів оптимізації:

$$D = \sqrt[q]{d_1 \times d_2 \times \dots \times d_q} = \sqrt[q]{\prod_{i=1}^{i=q} d_i}, \quad (3.14)$$

де  $q$  - число рівнів оптимізації, які вивчаються.

Отже, у відповідності до (3.14) узагальнена функція бажаності  $D$  є єдиним параметром оптимізації замість багатьох  $d_i$ , тобто є комплексним інтегральним показником еколого-критеріальної оцінки екосистеми. Крім того, функція бажаності надає можливість інтенсивної оцінки показників якості: вона немає розмірності (шкала порядку перетворилась в шкалу інтервалів).

Можливі два варіанти переведення значень параметру оптимізації у відповідні бажаності. Вибір варіанта визначається характером обмежень, встановлених для даної властивості.

В разі, коли ці обмеження односторонні, тобто мають вигляд  $Y_i \leq Y_{\max}$  або  $Y_i \geq Y_{\min}$ , функція бажаності виражається рівнянням (рис. 3.5, а):

$$d_i = e^{-\left(e^{-Y_i^{\odot}}\right)} = \exp\left[-\exp\left(-Y_i^{\odot}\right)\right], \quad (3.15)$$

де

$Y_i^{\odot} = b_0 + b_1 \times Y_i$  - безрозмірна величина;

$e$  - основа натурального логарифму;

$exp$  - прийняте позначення експоненти;

$b_0$  та  $b_1$  - числові коефіцієнти, розраховані для двох значень функцій відгуку  $Y_i$ , які відповідають визначеним стандартним відміткам на шкалі «бажаності».

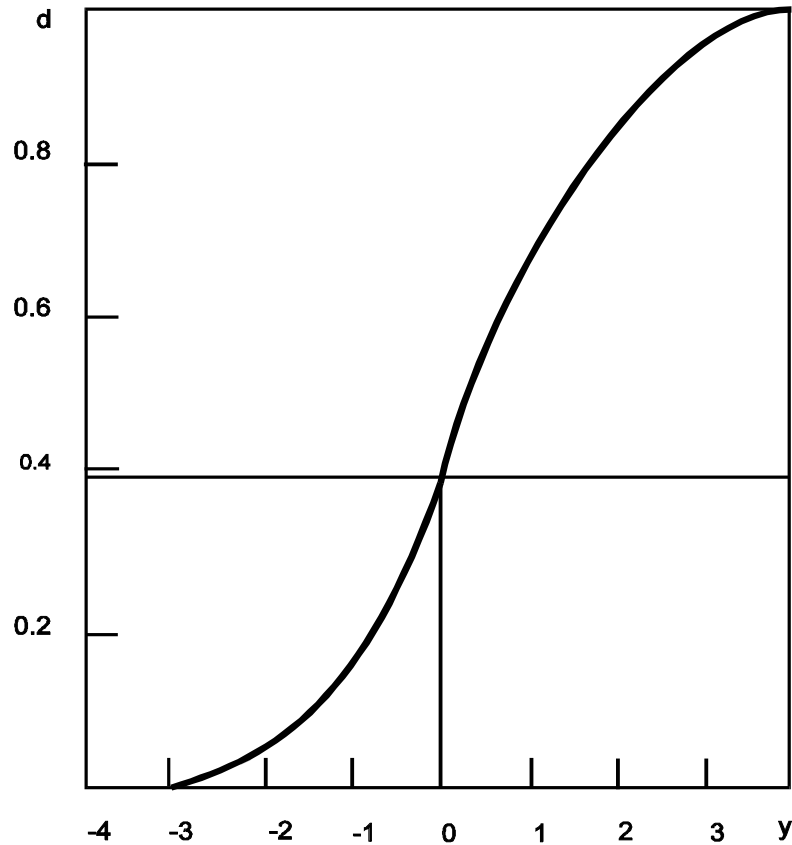


Рис. 3.5 (а). Функція бажаності для однобічних обмежень на параметр оптимізації

Якщо обмеження для властивості двобічні, тобто мають вигляд  $Y_{\min} < Y_i < Y_{\max}$ , функцію бажаності зручно задати виразом (рис. 3.5, б):

$$d_i = e^{-\left(\frac{Y_i'}{b_1}\right)^n} = \exp\left[-\left(\frac{Y_i'}{b_1}\right)^n\right], \quad (3.16)$$

де  $n$  - деяке додатне число;

$$Y'_i = \frac{2Y_i - (Y_{\max} + Y_{\min})}{Y_{\max} - Y_{\min}} \quad (3.17)$$

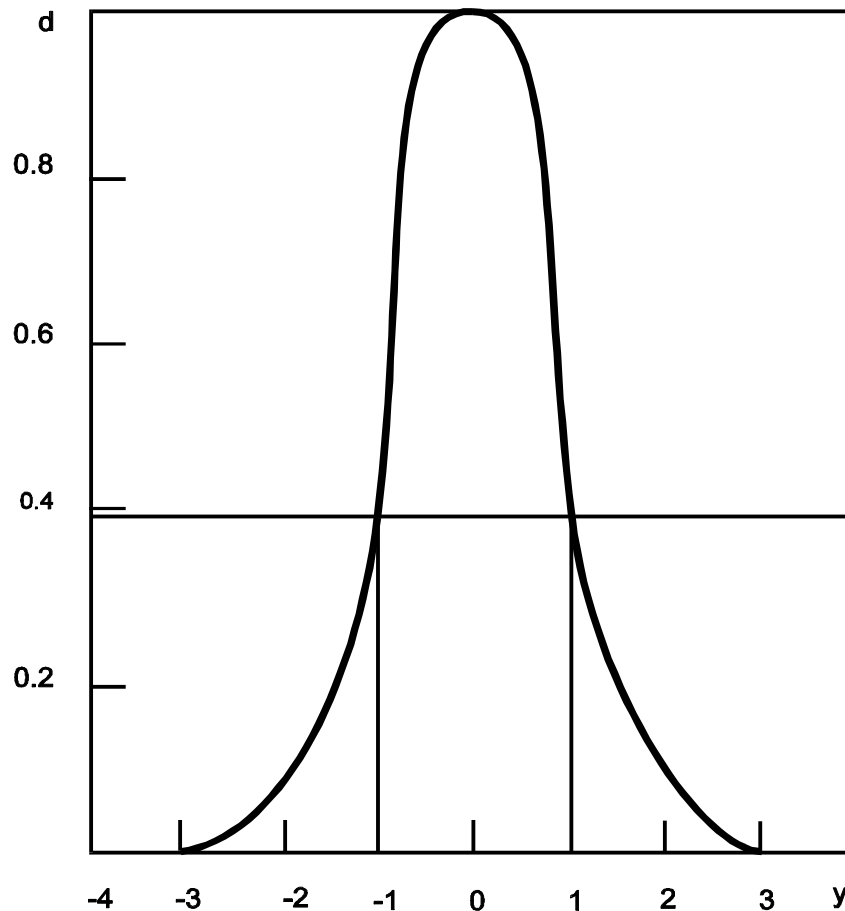


Рис. 3.5 (б). Функція бажаності для двобічних обмежень на параметр оптимізації

Показник степеня  $n$  можна обчислити, якщо задати деякій властивості  $Y_i$  значення  $d$  (найкраще в інтервалі  $0,6 < d < 0,9$ ), розрахувати відповідно до (3.17) величину  $|Y'|$ , а потім скористатися виразом:

$$n = \frac{\ln \ln \frac{1}{d}}{\ln |Y'|} \quad (3.18)$$

Обираючи різні значення  $n$ , можна задавати різну кривизну кривої бажаності (рис. 3.5, б). Ця обставина дозволяє враховувати підвищення рангу окремих властивостей: для них  $n$  буде мати більше значення, і малим змінам властивості поблизу обмежуючих границь буде відповідати різка зміна бажаностей.

Якщо характеризувати кожне вимірювання його номером  $n$ , то точність вимірювань буде виражена як  $(2^n - 1)/2^n$ . Номер  $n$  в подальшому відіграє роль оціночного балу. Зазначимо, що в кожній системі оцінок існує максимальний бал  $N$ . Відповідна йому точність дорівнює  $(2^N - 1)/2^N$ .

Необхідно зазначити, що в задачах з багатьма параметрами оптимізації можна формулювати декілька узагальнених функцій бажаності, включаючи в них різні набори властивостей в залежності від поставлених вимог. На рис. 3.6 наведено номограму переводу значень параметрів оптимізації у відповідні бажаності як приклад використання функції бажаності [89, 130]. Для поєднання різних відгуків (параметрів оптимізації) в єдиний якісний показник для кожного з них вводять безрозмірну однотипну шкалу – шкалу бажаності (3.15) для властивостей  $y_1, y_2, \dots, y_n$ , припускаючи, що максимальне значення параметра відповідає на шкалі бажаності високому рівню якості. Обчислюють  $n$  за формулою (3.17) та  $y'$  за формулою (3.18). В результаті розрахунків отримують значення бажаності  $d$ . Далі визначається лінійна залежність поміж  $y_i$  та  $y'$  за допомогою реперних точок і для кожного експериментального значення  $y_i$  графічно визначається відповідна бажаність  $d_i$ . Наведені номограми досить складні і вимагають багато рутинних, «ручних» операцій при виконанні розрахунків.

Незважаючи на чисту емпіричність узагальнених показників якості, використання їх є досить перспективним для розв'язку задач з багатьма параметрами оптимізації [1, 89].

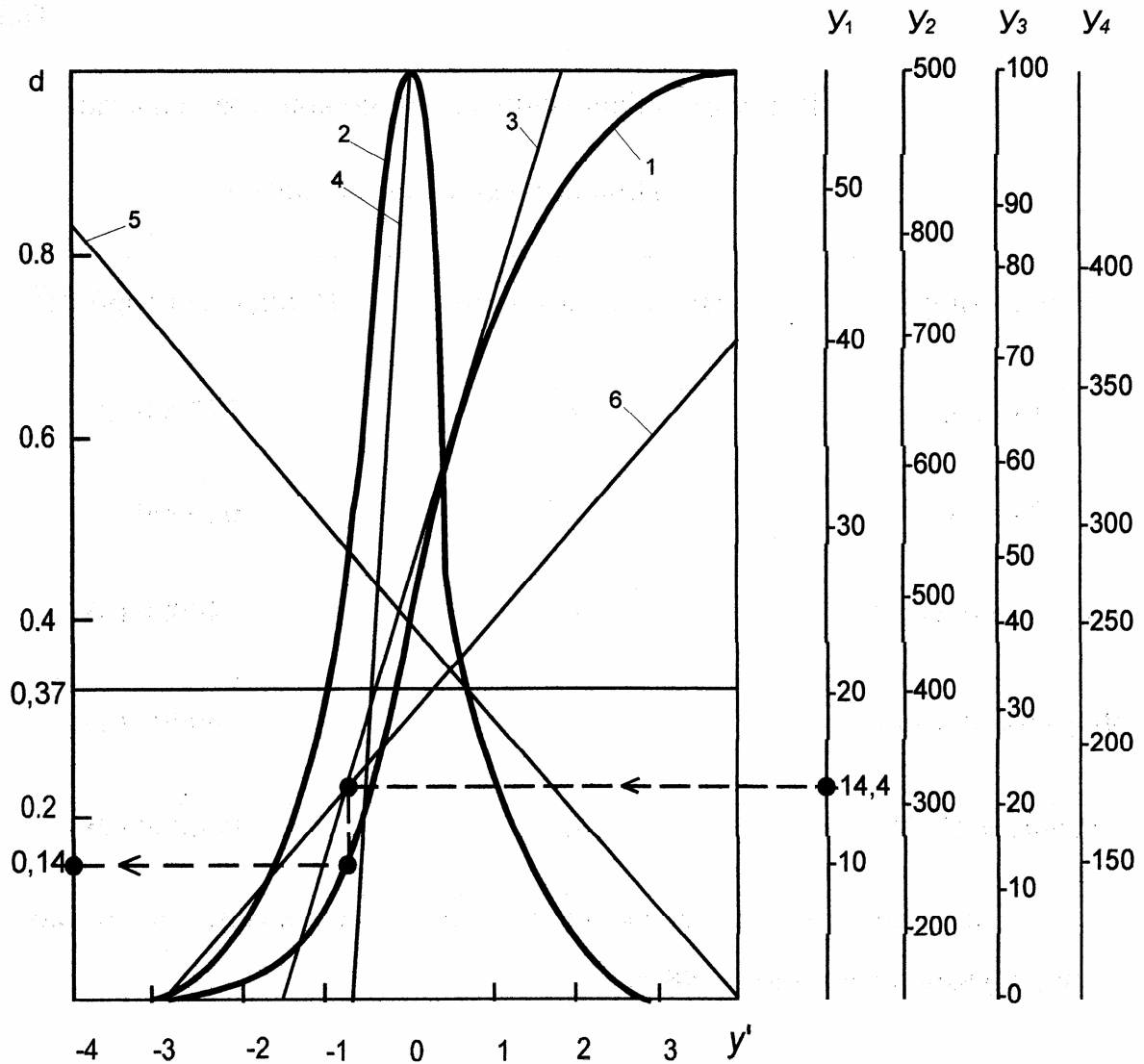


Рис. 3.6. Номограма для переведення значень параметрів оптимізації у відповідні бажаності [130]

- 1 - функція бажаності для  $y_1, y_2, y_3$ ;
- 2 - функція бажаності для  $y_4$ ;
- 3, 4, 5, 6 - прямі для переведення значень, відповідно,  $y_1, y_2, y_3, y_4$  у  $d_1, d_2, d_3, d_4$ .

Залежна змінна (відгук, вихід, цільова функція, параметр оптимізації) має задовольняти ряду вимог. Бажано, щоб вона була однозначною, визначала деякий екстремум в тих або інших умовах,

характеризувалась числом (не виключаючи при цьому рангову оцінку), мала певний фізичний сенс, відзначалася статистичною ефективністю тощо. Все це має передбачати спробу зменшення кількості визначаємих експериментально параметрів оптимізації до мінімально можливої їх кількості.

У випадку, коли виникає необхідність узагальнення множини різних індивідуальних значень (параметрів) застосовується середній показник (середня величина) [28, 34, 41, 42, 48, 95]. Методична цінність середніх як узагальнюючих характеристик сукупностей полягає у можливості абстрагуватись від випадковостей окремих значень, водночас відображаючи характерну ознаку, типову для всіх оцінок (параметрів) явища, яке вивчається.

Середні, які застосовуються у статистиці, належать до класу степеневих і в узагальненій формі мають вигляд:

$$\bar{x} = \sqrt[m]{\frac{\sum_{i=1}^n x_i^m}{n}}, \quad (3.19)$$

де

$x_i$  - індивідуальне значення варіюючої ознаки (варіанти);

$m$  - показник степеня середньої;

$n$  - число варіант.

Конкретний вид середньої залежить від показника степеня  $m$ , тобто з його зміною вираз функції (3.19) змінюється і в кожному окремому випадку отримуємо певний вид середньої (табл. 3.3).

Таблиця 3.3

## Види степеневих середніх

Степінь	Вид середньої	Формула
-1	гармонійна	$\bar{x} = \frac{n}{\sum \frac{1}{x}}$
0	геометрична	$\bar{x} = \sqrt[n]{x_1 x_2 \dots x_n}$
1	арифметична	$\bar{x} = \frac{\sum x}{n}$
2	квадратична	$\bar{x} = \sqrt{\frac{\sum x^2}{n}}$

Різні види середніх, обчислені на основі однієї вихідної інформації, мають різну величину. Співвідношення поміж ними набуває вигляду (правило мажорантності середніх):

$$x_{кв} > x_{ар} > x_{геом} > x_{гарм} \quad (3.20)$$

Як зазначено в п. 3.1, з метою визначення інтенсивності змін в динаміці забруднюючих речовин доцільно застосовувати середню геометричну. Крім того, вона також використовується для визначення рівновіддаленої величини від максимального та мінімального значення ознаки, тобто для дослідження інтервальних рядів динаміки [41, 42, 94, 95]. З табл. 3.1 видно, що при математичному очікуванні  $M \rightarrow 0$ , також найбільш ефективним є застосування середньої геометричної [119].

Формулу для обчислення середньої геометричної отримуємо з [41, 42]:

$$\bar{x} = \left( \frac{\sum_{i=1}^n x_i^m}{n} \right)^{\frac{1}{m}} = \sqrt[m]{\frac{\sum_{i=1}^n x_i^m}{n}} = \sqrt[m]{\frac{x_1^m + x_2^m + \dots + x_n^m}{n}}. \quad (3.21)$$

При  $m = 0$  (табл. 3.2):

$$\bar{x}_g = \sqrt[0]{\frac{\sum_{i=1}^n x_i^0}{n}} = \left( \frac{\sum (1_1 + 1_2 + \dots + 1_n)}{n} \right)^{\frac{1}{0}} = \left( \frac{n}{n} \right)^{\infty} = 1^{\infty}. \quad (3.22)$$

Якщо прологарифмувати обидві частини степеневі середньої, отримаємо:

$$\ln \bar{x} = \frac{1}{m} \left[ \ln \sum x^m - \ln n \right], \quad (3.23)$$

і підставивши  $m = 0$ , маємо:

$$\ln \bar{x} = \frac{1}{0} (\ln \sum 1 - \ln n) = \frac{1}{0} (\ln(1_1 + 1_2 + \dots + 1_n) - \ln n) = \frac{0}{0}, \quad (3.24)$$

тобто невизначеність типу  $\frac{0}{0}$ .

Для її розкриття застосуємо правило Лопітала і знайдемо  $\lim \ln \bar{x}$  як границю відношення похідних по  $m$  чисельника і знаменника у правій частині рівності. При  $m \rightarrow 0$

$$\lim \ln \bar{x} = \lim_{m \rightarrow 0} \frac{\ln \sum x^m - \ln n}{m} = \lim_{m \rightarrow 0} \frac{\frac{1}{\sum x^m} \sum x^m \ln x}{n} = \frac{\sum \ln x}{n}. \quad (3.25)$$



Отже, при  $m = 0$

$$\ln \bar{x}_g = \frac{\sum \ln \bar{x}}{n}, \quad (3.26)$$

і після потенціювання отримуємо:

$$\bar{x}_g = \sqrt[n]{x_1 x_2 \dots x_n} = \sqrt[n]{\prod x_i}, \quad (3.27)$$

де

$\bar{x}_g$  - середнє геометричне значення досліджуваного явища;

$x_i$  - індивідуальне значення варіюючої ознаки;

$n$  - число варіант;

$\prod$  - знак добутку.

Підсумовуючи вище викладене, отримуємо загальний алгоритм комплексної критеріальної оцінки якісних показників екосистеми, який наведено на рис. 3.7.

Таким чином, запропонований метод узагальнення критеріальної оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів передбачає можливість отримання достовірних та об'єктивних даних для його прогнозування. З метою скорочення обсягів «механічних», рутинних підрахунків необхідно розробити програму створення бази даних, без якої подальше прогнозування неможливе.

Попередній цикл оцінки	Переведення екстенсивних показників властивостей в однотиповий інтервальний ряд
	Оцінка значення $i$ -го параметру оптимізації (властивості) за шкалою бажаності з можливістю отримання оцінки в інтенсивній формі
Внутрішній цикл оцінки	Отримання узагальнюючої оцінки за середньою геометричною
	Аналіз та накопичення банку даних за результатами оцінки
Зовнішній цикл оцінки (прогноз)	Побудова статистичної моделі оцінки динаміки інтенсивності змін стану системи
	Прогнозування екологічного стану системи (водойми)

Рис. 3.7. Алгоритм прогнозу динаміки екологічного стану поверхневих водних об'єктів

#### 3.4. Розробка програмного продукту для автоматизованої реалізації пропонованого методу оцінки

Для автоматизованої реалізації методу багатопараметричної критеріальної оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів, на підставі пропонованої об'єктно-орієнтованої парадигми розробки програмних продуктів, запропоновано алгоритм комп'ютерної програми (рис. 3.8.), основними вимогами до якої є:

- вихідні дані оцінюваних екосистем мають передбачати їх завдання у вигляді індивідуалізованих параметрів кожного об'єкта і

варіювати в широких межах показника, тобто носити масовий характер;

- процес обробки вихідних даних має бути реалізований за «кроковою» схемою, тобто складатись з окремих дискретних операцій, які в цілому не порушували б визначеності та детермінованості всього процесу розрахунків;

- результат обробки вихідних даних має чітко вписуватись в обрану «шкалу оцінки», в даному випадку відповідати «функції бажаності рівнів якості».

Зазначені вимоги забезпечують розробленому алгоритму три основних властивості, які відповідають пропонованому методу багатопараметричної критеріальної оцінки екосистеми, а саме: масовість, детермінованість і результативність.

Відповідно до розробленого алгоритму реалізації методу багатопараметричної порівняльної оцінки екологічних систем створено комп'ютерну програму мовою «Borland C<sup>++</sup>», listing якої наведено в додатку П.

Пропонований машинний продукт дозволяє виконувати порівняльну оцінку екосистем ( $n \times m$ ) по  $n$  параметрах  $m$  об'єктів і може бути використаним як інструмент для комплексної багатопараметричної оцінки поверхневих водних об'єктів.

Порядок роботи розробленої машинної програми наведений на рис.

3.9, 3.10, 3.11.

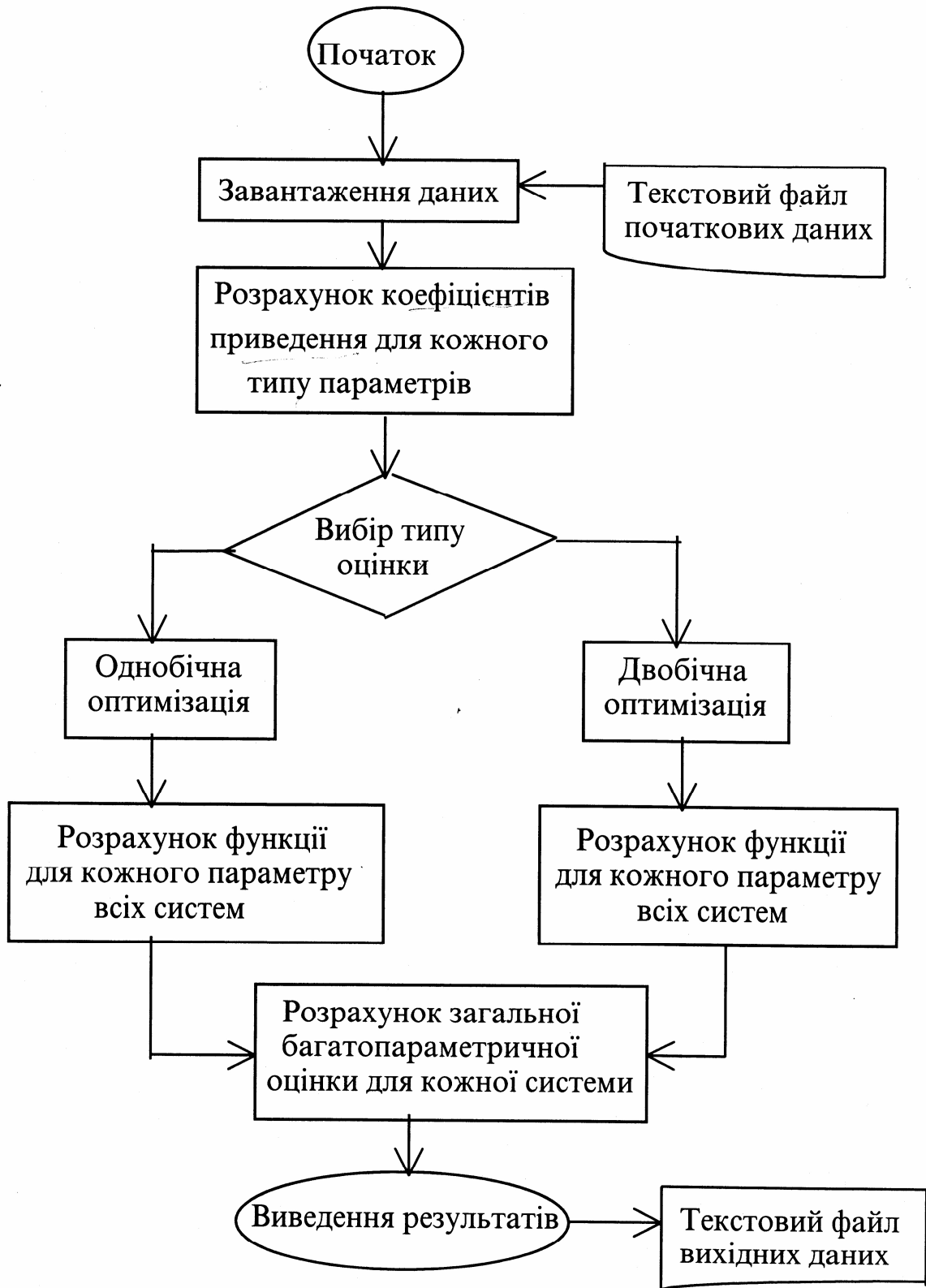


Рис.3.8. Алгоритм комп'ютерної програми для реалізації методу багатопараметричної порівняльної оцінки екологічних систем

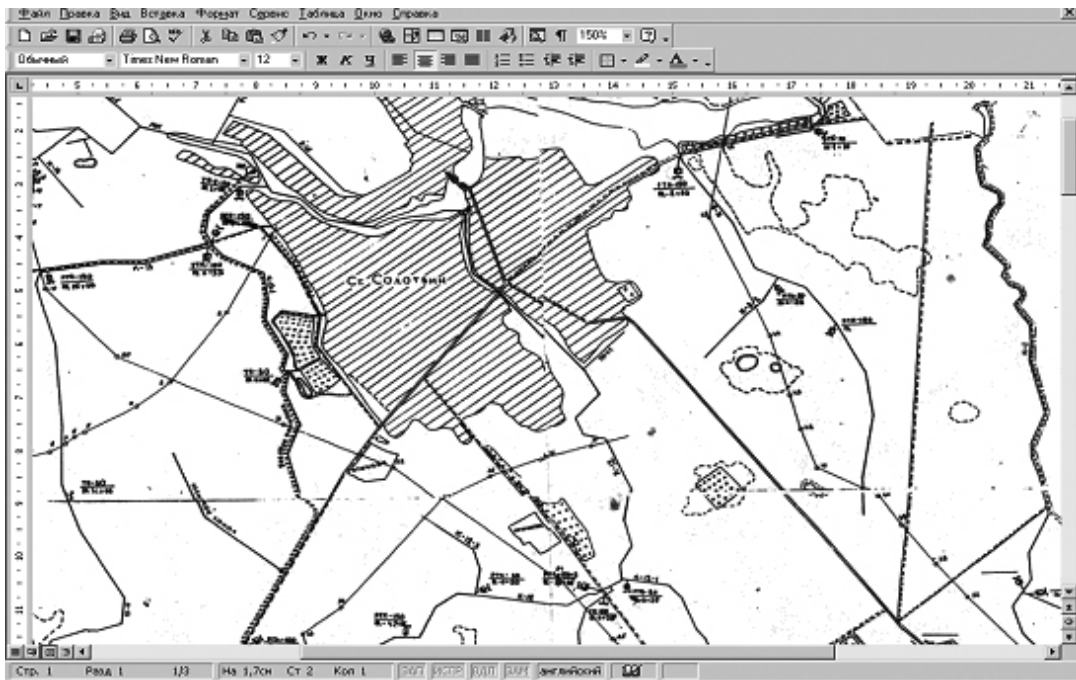


Рис. 3.9. Рабочее окно программы . Выбор об'екта досліджень

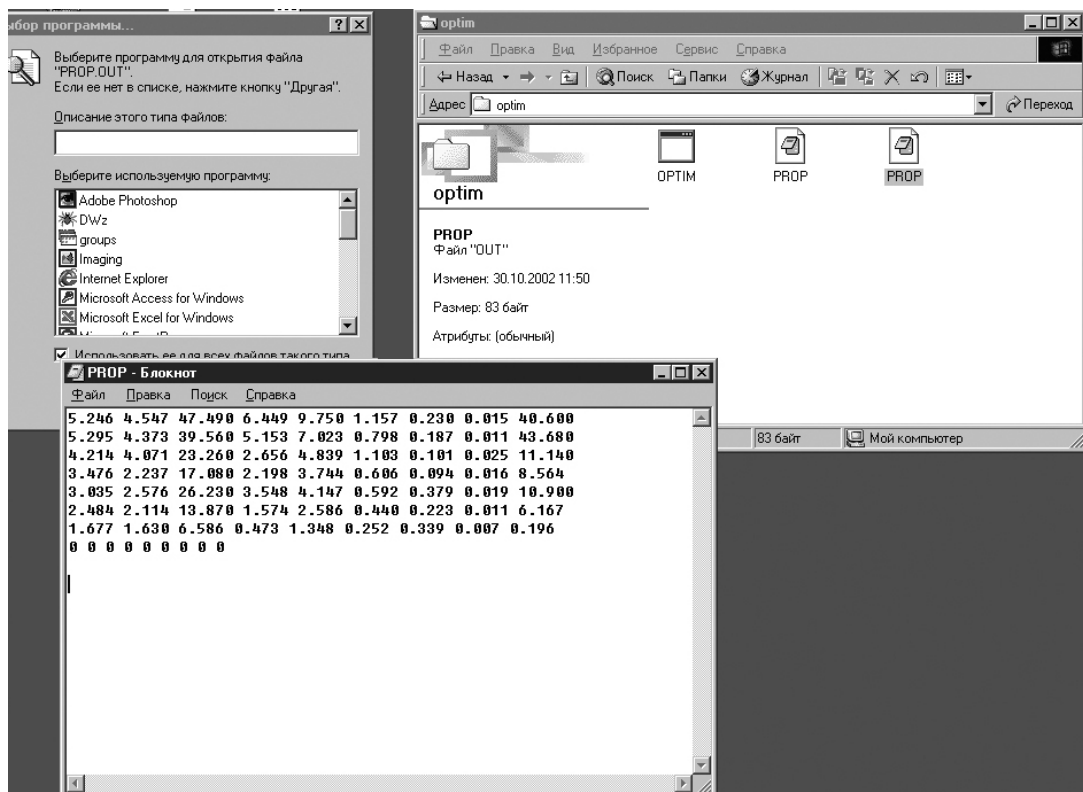


Рис. 3.10. Рабочее окно программы. Введение вихідних даних для оцінки об'екта досліджень

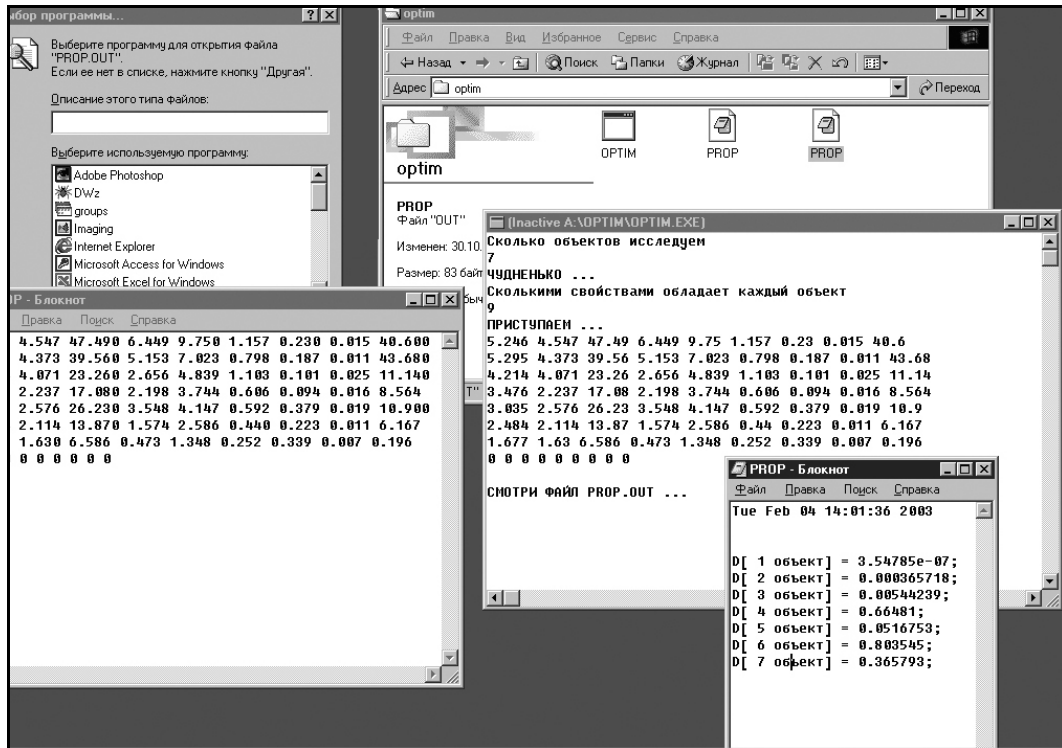


Рис. 3.11. Робоче вікно програми. Отримання кінцевих результатів оцінки об'єкта досліджень

### ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ 3

За результатами розробки методу узагальненої критеріальної оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів запропоновано відповідний програмний продукт для автоматизованої реалізації запропонованого методу і встановлено:

1. Основою екологічного підходу до узагальненої оцінки якості поверхневих водних об'єктів, які перебувають в зоні впливу гідромеліоративної мережі, є представлення їх у вигляді складних природно-антропогенних систем (територіально-аграрних комплексів) з урахуванням як погодно-кліматичних умов, так і факторів аграрного виробництва, які в сукупності з меліоративними чинниками визначають

загальний екологічний стан меліорованих територій.

2. Розробка науково обґрунтованої системи комплексної оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів нерозривно пов'язана із проблемою створення аналітичної моделі динамічних процесів зміни показників якості води в часі, і має забезпечувати достовірність, об'єктивність, оперативність та сумісність різних за характером показників з можливістю їх узагальнення в інтенсивній формі.

3. Запропонована об'єктно-орієнтована концепція розробки пропонованого методу узагальненої оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів, розташованих на меліорованих територіях, передбачає можливість безперервного нарощування кількості оцінюваних об'єктів системи, що зумовлює його універсальність та пристосовуваність під конкретно визначені умови оцінки, можливість використання при проектуванні меліоративних систем, а також при формуванні інформаційно-аналітичних баз екологічних даних.

4. Доведено, що використання подвійної експоненційної функції, як оптимізуючої функції оцінюваних параметрів (критеріїв) системи з подальшим їх узагальненням у вигляді функції "бажаності", передбачає отримання достовірних та об'єктивних оцінок системи в цілому з можливістю подальшого прогнозування динаміки екологічного стану досліджуваних об'єктів меліоративних систем.

5. Відповідно до запропонованого аналітичного методу оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів в зоні впливу гідромеліоративної мережі розроблено програмний продукт для ЕОМ мовою "Borland C++" як автоматизований інструмент для виконання порівняльної оцінки зазначених водних екосистем по  $n$  параметрах для  $m$  оцінюваних об'єктів.

## РОЗДІЛ 4

### РЕЗУЛЬТАТИ АНАЛІТИЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА РОЗРОБКА ГРАФОАНАЛІТИЧНОЇ МОДЕЛІ ДИНАМІКИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

4.1. Комплексна критеріальна оцінка екологічного стану поверхневих водних об'єктів меліорованих територій, розташованих в межах басейну р. Тетерів

На підставі аналітичних досліджень розроблено спеціальну машинну програму (додаток П) для автоматизованої інтегральної багатопараметричної оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів меліорованих територій. Алгоритм цієї програми наведено на рис. 3.8.

Відповідно до пропонованого методу критеріальної оцінки отримано числові значення  $D$  параметрів оцінюваних об'єктів: річок Тетерів, Ірша, Гуйва, Гнилоп'ять, визначено узагальнену комплексну оцінку  $\bar{D}'$  в розрізі зазначених басейнів та комплексний інтегральний показник  $\bar{D}$  екологічного стану поверхневих водних об'єктів басейну р. Тетерів (таблиця 4.1, додаток М). На підставі отриманих значень визначена динаміка  $\bar{D}$  за період 1993... 1999 рр. як по окремих роках (рис. 4.1), так і по окремих басейнах річок (рис. 4.2).

Аналіз отриманих результатів оцінки в сукупності із даними державної статистичної звітності за формами № 2-ТП (водгосп) та № 9-б-сг, які наведено в таблицях 3.1...3.5, дозволяє встановити протягом досліджуваного періоду загальну тенденцію до зменшення рівнів вмісту забруднюючих речовин у скидних водах, які надійшли до поверхневих водних об'єктів. Тобто, можна припустити, що екологічний стан досліджуваних об'єктів покращився.



Таблиця 4.1

Значення параметрів  $D$  та комплексний інтегральний показник  $\bar{D}$   
 екологічного стану оцінюваних поверхневих водних об'єктів  
 в розрізі басейнів річок

Басейни річок	Значення $D$ по роках							
	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	$\bar{D}$
Тетерів	0,00072	0,00303	0,23908	0,76991	0,10882	0,83173	0,40907	0,0759
Ірша	0,05010	0,02701	0,02415	0,66317	0,17808	0,22336	0,10204	0,0982
Гуйва	0,00846	0,53115	0,03756	0,01194	0,00655	0,09882	0,68392	0,0508
Гнилоп'ять	0,09201	0,05183	0,08313	0,50070	0,92502	0,93806	0,95004	0,0287
$\bar{D}$	0,0129	0,0387	0,0652	0,2351	0,1041	0,3623	0,4058	0,102

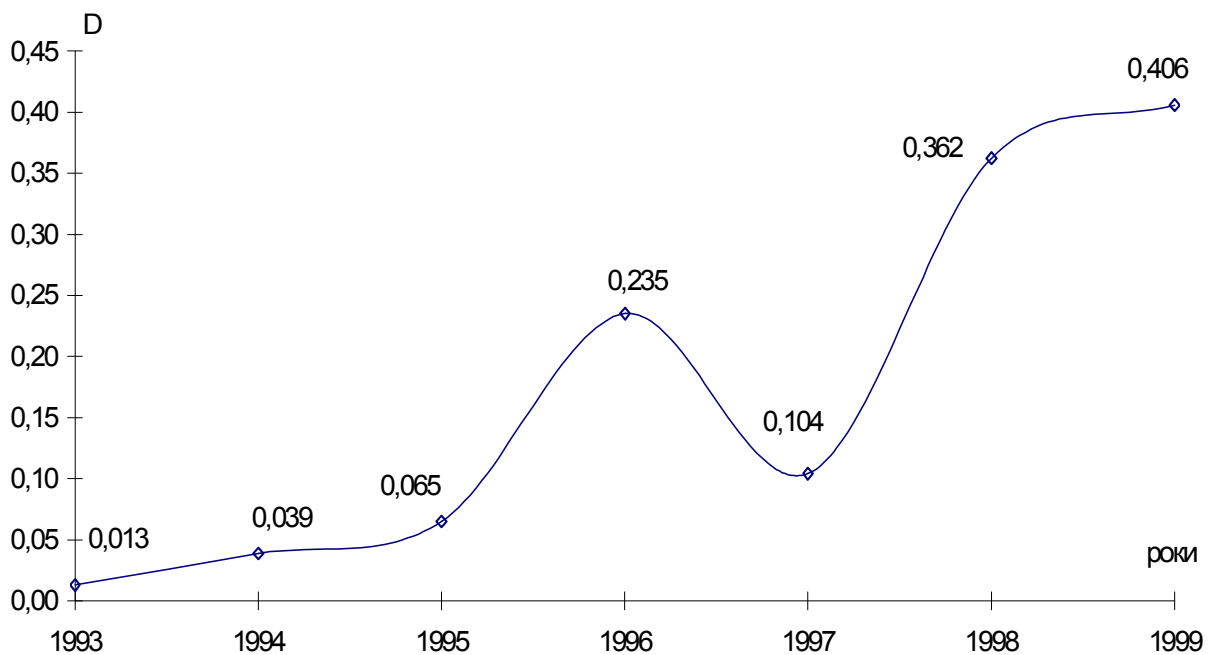


Рис. 4.1. Значення комплексного інтегрального показника  $\bar{D}$   
 еколого-критеріальної оцінки басейну р. Тетерів

Як походить з аналізу графіка (рис. 4.1), значення обчисленого комплексного інтегрального показника  $\overline{D}$  протягом досліджуваного періоду часу змінювалось від 0,013 до 0,406, що однозначно свідчить, відповідно до запропонованої оціночної шкали “бажаності” (див. п. 2.4, табл. 2.2) [1, 65, 89], про загальну тенденцію наближення екологічного стану оцінюваного басейну до задовільного. Коливання оцінок  $D$  у певні роки можна пояснити рівнями інтенсивності застосовуваних засобів хімізації протягом року, що передуює року оцінки, та коливаннями кількості атмосферних опадів (протягом року оцінки) відносно багаторічної норми. Так, погіршення якості стану поверхневих водних об’єктів у 1997 р. ( $\overline{D} = 0,104$ , що, відповідно до оціночної шкали “бажаності”, є недопустимим рівнем якості) пояснюється значними обсягами мінеральних добрив, застосованих у 1996 р. (додаток З), та змиву їх із сільськогосподарських угідь у 1997 р. внаслідок випадання значної кількості опадів, яка перевищувала багаторічну норму у 1,4 разу (додаток К, рис. К.1).

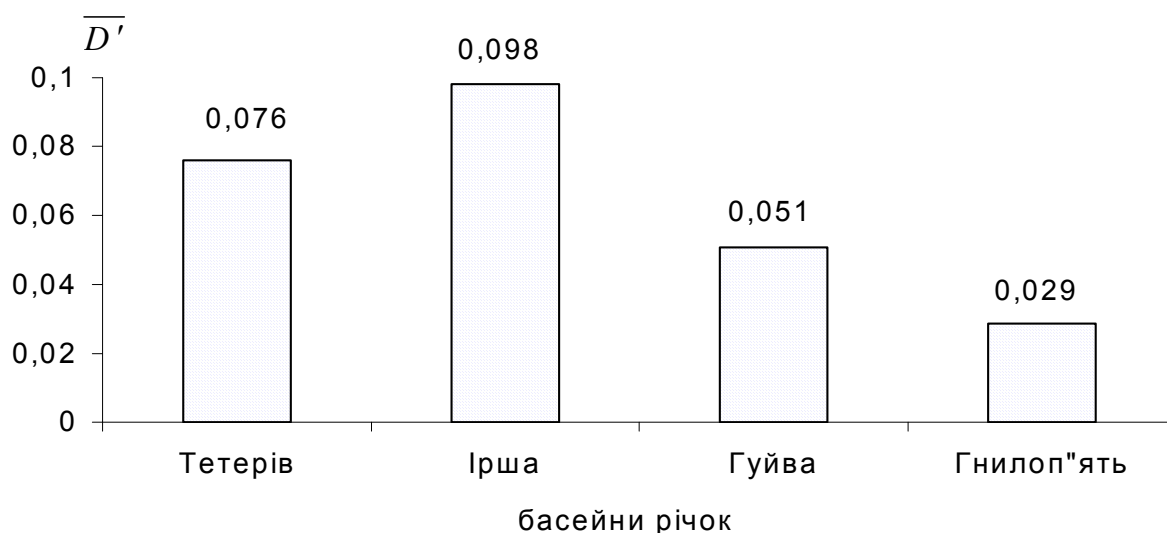


Рис. 4.2. Значення параметрів  $\overline{D}'$  екологічного стану оцінюваних басейнів річок

Тобто, якісний стан поверхневих водних об'єктів однозначно зумовлюється рівнями застосовуваних засобів хімізації сільськогосподарського виробництва та погодно-кліматичними умовами. Крім того, аналіз результатів комплексної оцінки екологічного стану досліджуваного басейну за період 1998-2001 рр. (табл. 4.2, рис. 4.4) підтверджує висновок про стабілізацію екологічного стану досліджуваних поверхневих водних об'єктів, в тому числі і на меліорованих територіях.

Таблиця 4.2

Значення комплексного інтегрального показника  $\bar{D}$  екологічного стану поверхневих водних об'єктів басейну р. Тетерів

Значення $\bar{D}$	1998	1999	2000	2001
по роках	0,362	0,406	0,481	0,384

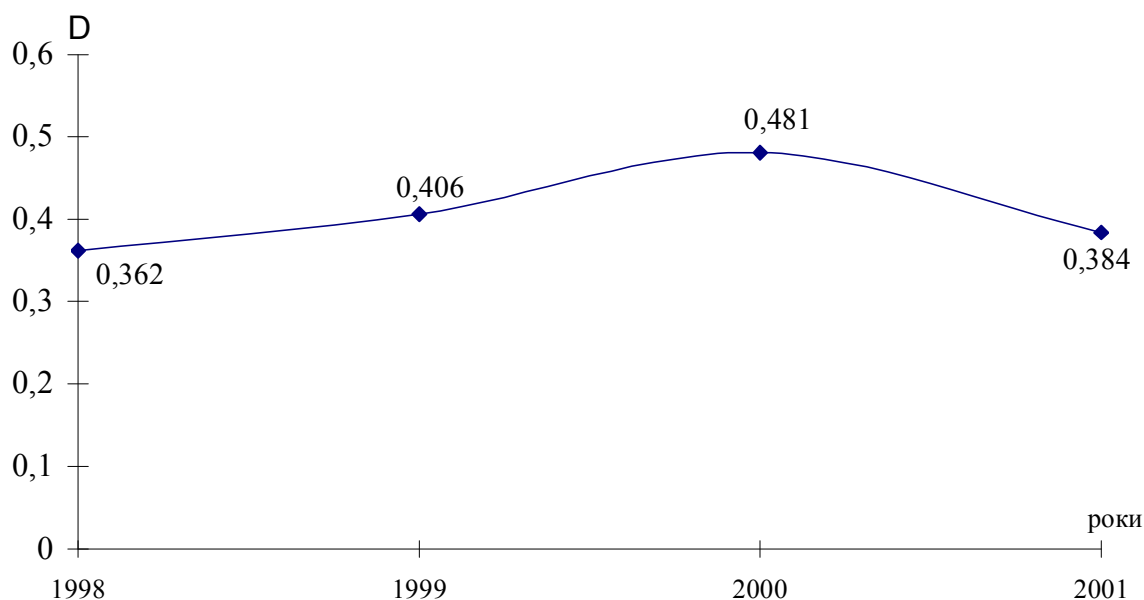


Рис. 4.4. Узагальнена критеріальна оцінка  $\bar{D}$  екологічного стану басейну р. Тетерів за період 1998-2001 рр.

Аналіз результатів виконаної комплексної критеріальної оцінки поверхневих водних об'єктів, розташованих на меліорованих територіях, в межах басейну р. Тетерів, дозволяє виокремити основні чинники впливу на їх якісний стан: погодно-кліматичні (температура повітря середньодобова річна, середньодобова за вегетаційний період, максимальна добова температура повітря протягом року; річна сума опадів, сума опадів за вегетаційний період, середньомісячна сума опадів за вегетаційний період, середньорічна сума опадів) та антропогенні фактори, узагальнені за рівнем застосування засобів хімізації у сільськогосподарському виробництві.

#### 4.2. Обґрунтування та розробка графоаналітичної моделі динаміки екологічного стану поверхневих водних об'єктів

На підставі результатів комплексної еколого-критеріальної оцінки стану поверхневих водних об'єктів, розташованих на меліорованих територіях, викладених в п. 4.1, запропоновані такі варіанти структури факторної моделі для прогнозу динаміки екологічного стану оцінюваних об'єктів [127]:

1. Варіант  $D_1$ : температура повітря середньодобова річна  $t^{\circ}C$ ; річна сума опадів  $W_{\Sigma}$ ; загальні об'єми засобів хімізації  $I$ , застосовуваних у сільськогосподарському виробництві.

2. Варіант  $D_2$ : температура повітря середньодобова за вегетаційний період  $t_4^{\circ}C$ ; сума опадів за вегетаційний період  $W_{\Sigma 4}$ ; загальні об'єми засобів хімізації  $I$ , застосовуваних у сільськогосподарському виробництві.

3. Варіант  $D_3$ : температура повітря середньодобова за вегетаційний період  $t_4^{\circ}C$ ; середньомісячна сума опадів за вегетаційний період  $W_{\Sigma 4}$ ; загальні об'єми засобів хімізації  $I$ , застосовуваних у сільськогосподарському виробництві.

4. Варіант  $D_4$ : температура повітря середньодобова річна  $t^\circ C$ ; середньорічна сума опадів  $\overline{W}_\Sigma$ ; загальні об'єми засобів хімізації  $I$ , застосовуваних у сільськогосподарському виробництві.

5. Варіант  $D_5$ : максимальна добова температура повітря протягом року  $t_{max}^\circ C$ ; річна сума опадів  $W_\Sigma$ ; загальні об'єми засобів хімізації  $I$ , застосовуваних у сільськогосподарському виробництві.

Відповідно до кожного з пропонованих варіантів визначені узагальнені комплексні оцінки  $D_1...D_5$  рівнів антропогенного навантаження та кліматичних чинників протягом досліджуваного періоду (табл. 4.3, рис. 4.5).

Таблиця 4.3.

Узагальнений комплексний показник  $D_i$  рівнів антропогенного навантаження та кліматичних чинників

Роки оцінки	Показники факторної моделі за варіантами оцінки			
	2	3	4	5
Варіант 1				
	$t^\circ C$ (середньодобова, річна)	$W_\Sigma$ (річна)	I	$D_1$
1993	6,8	631,3	165154	0,00030
1994	7,9	536,6	86420	0,00047
1995	7,7	555,1	49393	0,05108
1996	6,5	665,5	34167	0,00128
1997	6,9	665,8	30150	0,00110
1998	6,8	630,2	25920	0,25468
1999	7,0	560,8	18990	0,81130

Продовження таблиці 4.3

1	2	3	4	5
Варіант 2				
	$t_4$ °C (середньодобова, за 4 місяці)	$W_{\Sigma 4}$ (за 4 місяці)	I	$D_2$
1993	16,0	363,4	165154	0,00001
1994	16,8	225,6	86420	0,30098
1995	17,4	275,6	49393	0,15217
1996	17,8	302,7	34167	0,00022
1997	17,1	385,0	30150	0,00063
1998	16,3	307,0	25920	0,14784
1999	16,6	284,5	18990	0,24481
Варіант 3				
	$t_4$ °C (середньодобова, за 4 місяці)	$W_{\Sigma}$ (середня, за 4 місяці)	I	$D_3$
1993	16,0	90,9	165154	0,00011
1994	16,8	56,4	86420	0,30098
1995	17,4	68,9	49393	0,14009
1996	17,8	68,8	34167	0,00108
1997	17,1	96,3	30150	0,00270
1998	16,3	98,0	25920	0,00115
1999	16,6	80,8	18990	0,49685
Варіант 4				
	$t$ °C (середньодобова, річна)	$W_{\Sigma}$ (середньорічна)	I	$D_4$
1993	6,8	52,6	165154	0,00031
1994	7,9	44,7	86420	0,00047
1995	7,7	46,3	49393	0,05071
1996	6,5	55,5	34167	0,00117

вибіркових показників погодно-кліматичних умов (за вегетаційний період) не є достатньою мірою достовірним, оскільки не відтворюється загальна картина протягом року. Це дає слабку кореляцію з комплексною критеріальною оцінкою екологічного стану поверхневих водних об'єктів для варіантів  $D_2$  та  $D_3$ , коефіцієнти кореляції яких становлять, відповідно, 0,39702 та 0,34170. Достатньо щільна кореляція комплексної критеріальної оцінки спостерігається для варіантів  $D_1, D_4, D_5$  ( $kr_1=0,92305$ ,  $kr_4=0,92302$ ,  $kr_5=0,78657$ ).

Таким чином, варіанти оцінки  $D_1, D_4, D_5$  можуть бути обрані як базові для розробки факторної моделі прогнозу динаміки екологічного стану поверхневих водних об'єктів, в тому числі і на меліорованих територіях, матрична модель яких матиме вигляд:

$$\pi_{D1} = D_{\tau=T} = \begin{vmatrix} \tau_1 & \tau_2 & \dots & \tau_n \\ t_1^{\circ\text{C}} & t_2^{\circ\text{C}} & \dots & t_n^{\circ\text{C}} \\ W_{\Sigma 1} & W_{\Sigma 2} & \dots & W_{\Sigma n} \\ I_1 & I_2 & \dots & I_n \end{vmatrix} \quad (4.1)$$

$$\pi_{D4} = D_{\tau=T} = \begin{vmatrix} \tau_1 & \tau_2 & \dots & \tau_n \\ t_1^{\circ\text{C}} & t_2^{\circ\text{C}} & \dots & t_n^{\circ\text{C}} \\ \overline{W_{\Sigma 1}} & \overline{W_{\Sigma 2}} & \dots & \overline{W_{\Sigma n}} \\ I_1 & I_2 & \dots & I_n \end{vmatrix} \quad (4.2)$$

$$\pi_{D5} = D_{\tau=T} = \begin{vmatrix} \tau_1 & \tau_2 & \dots & \tau_n \\ t_{1 \max}^{\circ\text{C}} & t_{2 \max}^{\circ\text{C}} & \dots & t_{n \max}^{\circ\text{C}} \\ W_{\Sigma 1} & W_{\Sigma 2} & \dots & W_{\Sigma n} \\ I_1 & I_2 & \dots & I_n \end{vmatrix} \quad (4.3)$$

- де  $t^{\circ}C$  - середньодобова температура, річна;  
 $t_{max}^{\circ}C$  - максимальна добова температура протягом року;  
 $W_{\Sigma}$  - річна сума опадів, мм;  
 $\overline{W_{\Sigma}}$  - середньорічна сума опадів, мм;  
 $I$  - інтенсивність технологій с-г виробництва;  
 $\pi_{Dn}$  - визначник прогнозування за відповідним варіантом;  
 $D$  - оцінка наприкінці періоду прогнозування;  
 $\tau_n$  - базовий період оцінки параметрів:  $t^{\circ}C$ ,  $W_{\Sigma}$ ,  $I$ ;  
 $T$  - період прогнозування.

Таким чином, розробка прогнозної моделі екологічного стану поверхневих водних об'єктів зводиться до описання одновимірної нестационарної системи з одним входом  $D_i$ , яка в символічній (операторній) формі матиме вигляд [127]:

$$D(t^{\circ}C, W, I) = D_i(t^{\circ}C, W, I) \times g(\tau), \quad (4.4)$$

де  $g(\tau)$  - визначений період прогнозування (лінійний оператор терміну прогнозування).

Аналіз факторної моделі (4.4) та характеру динаміки екологічного стану поверхневих водних об'єктів в часі (рис. 4.5, додаток М.3) дозволив визначити остаточний вигляд моделі, яка має забезпечити прогнозування узагальнених показників якості води на період 0,5... 1,0 рік (рис. 4.6) у вигляді:

$$D(t^{\circ}C, W, I) = D_i(t^{\circ}C, W, I) \times g(\tau + [0,5...1,0]). \quad (4.5)$$



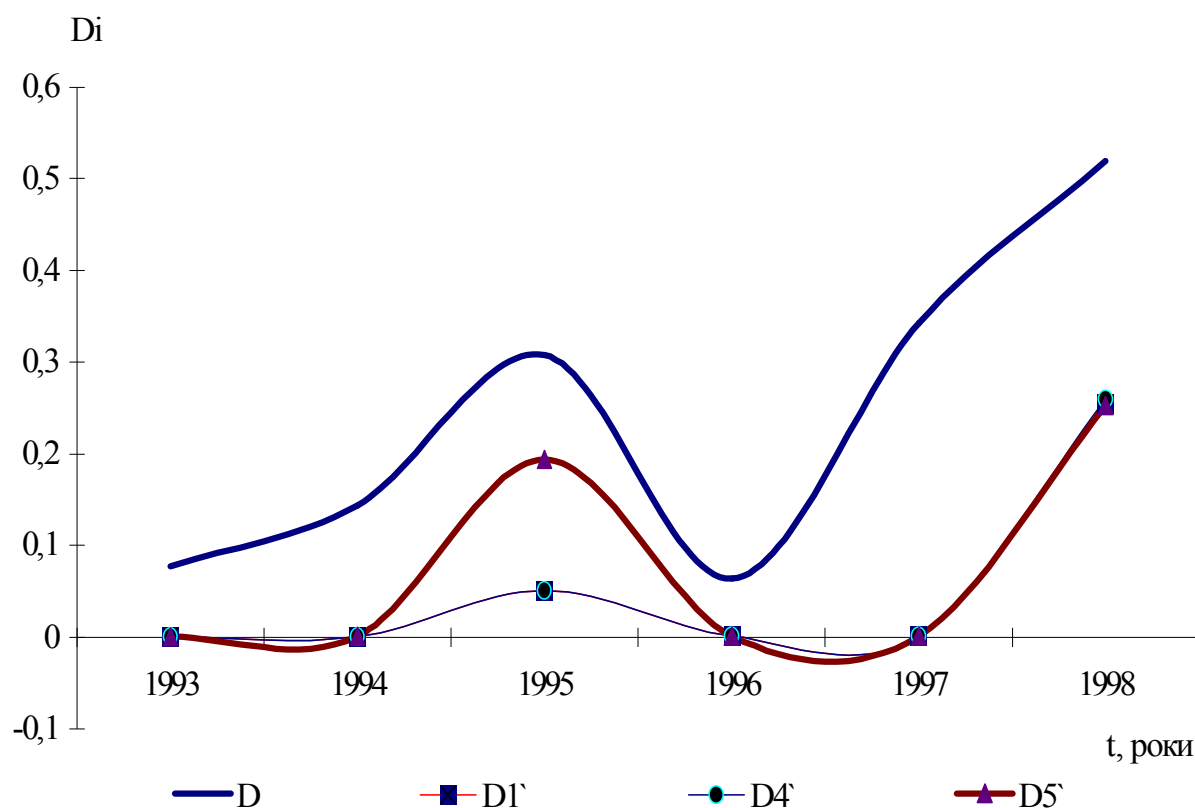


Рис. 4.6. Прогнозна динаміка екологічного стану поверхневих водних об'єктів, визначена за параметрами погодно-кліматичних умов та рівнів інтенсифікації сільськогосподарського виробництва, за варіантами оцінки  $D_1$ ,  $D_4$ ,  $D_5$

В отриманій моделі параметри  $t^{\circ}C$  та  $W$  є незалежними змінюваними, які визначені періодом моделювання, що передуює прогнозованому.

Отже, прогноз якості та екологічного стану поверхневих водних об'єктів однозначно визначається показником  $I$ , який характеризує обсяги застосування комплексу засобів хімізації сільськогосподарського виробництва на територіях оцінюваних водних басейнів.

### 4.3. Застосування графоаналітичної моделі динаміки екологічного стану поверхневих водних об'єктів для комплексної оцінки і узагальненого прогнозу їх якості

На підставі запропонованої моделі (4.6) проаналізовано динаміку екологічного стану поверхневих водних об'єктів басейну р. Тетерів за 1993...2001 роки (рис. 4.7). Кореляційний аналіз модельної оцінки за варіантом  $D_4$  свідчить про тенденцію до покращення якісних показників води у поверхневих водоймах та наближення їх, відповідно до шкали бажаності рівнів якості (див. табл. 3.2), до допустимих і достатніх значень.

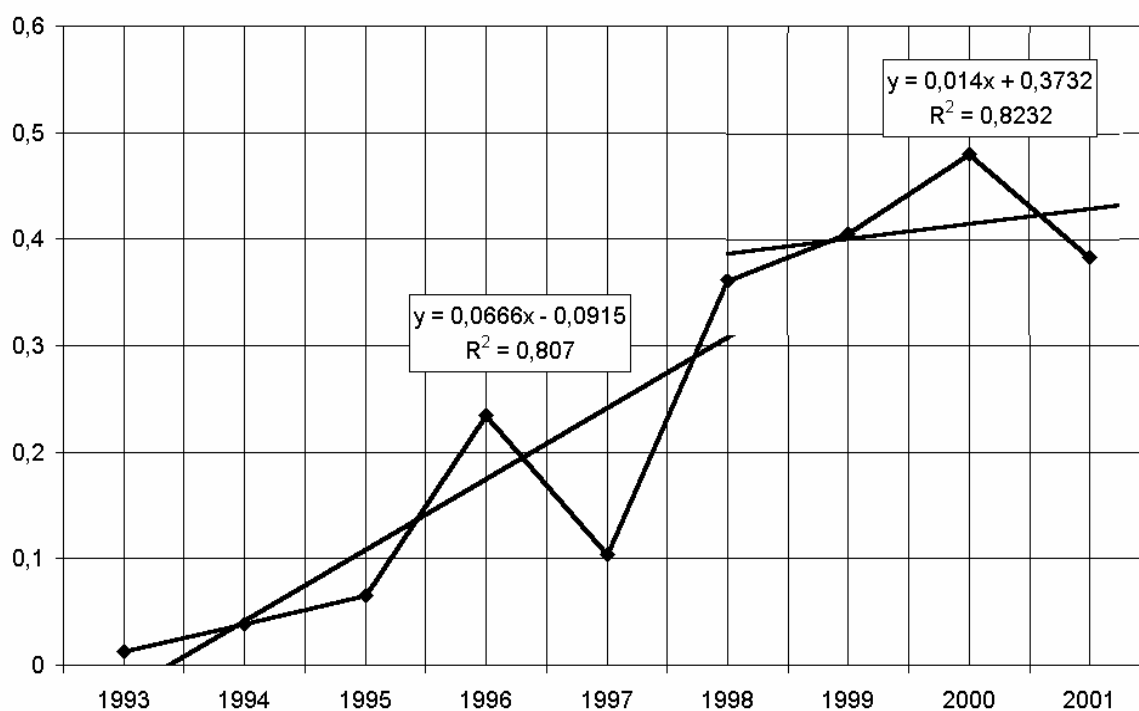


Рис. 4.7. Модель динаміки якості поверхневих водних об'єктів басейну р. Тетерів

За результатами аналітичних досліджень отримано рівняння регресії як лінійну модель прогнозу якості води у поверхневих водних

об'єктах басейну р. Тетерів у вигляді:

$$\begin{cases} y_{st} = 0,0666 x_i - 0,0915 \\ y_{det} = 0,014 x_i + 0,03732 \end{cases}, \quad (4.7)$$

де

$y_{st}$  – числове значення узагальненої критеріальної оцінки  $\bar{D}$  у періоди стохастичного застосування нестабілізованих обсягів засобів хімізації сільськогосподарського виробництва;

$y_{det}$  – числове значення узагальненої критеріальної оцінки  $\bar{D}$  у періоди детермінованого (стабілізованого) за обсягами застосування засобів хімізації сільськогосподарського виробництва;

$x_i$  – рік оцінки.

Числовий аналіз (4.7) та рис. 4.7 дозволяє припустити, що за умов збереження обсягів застосування засобів хімізації у сільськогосподарському виробництві на рівнях 1998...2001 років, екологічні показники якості води поверхневих водних об'єктів басейну р. Тетерів будуть варіювати в межах 0,40...0,45 і відповідати, за шкалою бажаності, допустимому і достатньому рівню їх якості.

## ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ 4

За результатами розробки та аналітичних досліджень графо-аналітичної моделі екологічного стану поверхневих водних об'єктів встановлено:

1. Структура моделі для прогнозування екологічного стану поверхневих водних об'єктів, в тому числі і на меліорованих територіях, обов'язково має містити такі чинники: температура повітря середньодобова річна; середньорічна сума опадів; загальні об'єми засобів хімізації, що застосовуються у сільськогосподарському виробництві.

2. Зростання значень інтегральної багатопараметричної оцінки з  $\bar{D} = 0,013$  у 1993 році до  $\bar{D} = 0,406$  у 1999 році в сукупності з аналізом даних статистичної звітності за формами № 2-ТП (водгосп) та № 9-б-сг свідчить про загальну тенденцію до наближення екологічного стану поверхневих водних об'єктів басейну р. Тетерів до задовільного, який за шкалою “бажаності” визначений інтервалом  $\bar{D} = 0,37 \dots 0,60$ .

3. Синтез числових розв'язків запропонованої графо-аналітичної моделі прогнозу якості води у поверхневих водних об'єктах басейну р. Тетерів засвідчує, що за умови стабілізації обсягів застосування засобів хімізації сільськогосподарського виробництва на рівні 1998...2001 рр. узагальнений екологічний показник якості води  $\bar{D}$  по об'єктах зазначеного басейну, у період 2003... 2004 рр. буде варіювати в межах 0,40...0,45, що за шкалою “бажаності” відповідає допустимому і достатньому рівню якості.

**РОЗДІЛ 5**

**ПРАКТИЧНА РЕАЛІЗАЦІЯ ПРОПОНОВАНОГО**

**МЕТОДУ ОЦІНКИ ТА ПРОГНОЗ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ**

**ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ СОЛОТВИНСЬКОЇ**

**МЕЛІОРАТИВНОЇ СИСТЕМИ**

5.1. Аналіз результатів узагальненої комплексної оцінки та прогноз екологічного стану поверхневих водних об'єктів Солотвинської меліоративної системи

Відповідно до пропонованого методу комплексної критеріальної багатопараметричної оцінки поверхневих водних об'єктів, на підставі даних щодо обсягів внесення мінеральних, органічних добрив, кількості опадів за вегетаційний період, хімічного складу та загальної мінералізації води у водоприймачі Солотвинської осушувальної системи (додаток 3), відповідно до графоаналітичної моделі (4.6) за варіантом  $D_4$  отримано величину узагальненої комплексної еколого-критеріальної оцінки (табл. 5.1).

Модельну оцінку, виконану за лінійною моделлю прогнозування якості води у поверхневих водних об'єктах (4.7) наведено у табл. 5.1.

Таблиця 5.1

Комплексна еколого-критеріальна та модельна оцінки якості води  
у водоприймачі Солотвинської осушувальної системи

Рік	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
$D_4$	0,029	0,061	0,192	0,101	0,323	0,389	0,392	0,427
Прогнозна оцінка $D_4$	-	0,125	0,198	0,231	0,397	0,401	0,493	0,501

Кореляція прогновної моделі та реальної оцінки  $kr=0,84$ . Ступінь довірчої ймовірності за критерієм Ст'юдента  $t$   $P = 97,5 \%$ .

Використовуючи результати попереднього аналізу, можна спрогнозувати, що узагальнена багатопараметрична критеріальна оцінка якості та екологічного стану поверхневих водних об'єктів, розташованих в межах Солотвинської осушувальної системи, у період 2004...2005 рр., за умови збереження рівнів застосування засобів хімізації сільськогосподарського виробництва, становитиме 0,4...0,5, що за шкалою "рівнів бажаності" відповідає допустимому і достатньому рівню якості.

## 5.2. Визначення економічної ефективності застосування прогновної моделі оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів

Величина економічних збитків, викликаних антропогенними порушеннями екологічної рівноваги природно-виробничої системи є комплексним показником, який відображає ефективність заходів щодо її стабілізації [16, 50, 83].

При цьому суттєвого значення набуває економічна оцінка динаміки порушуваних властивостей елементів природного середовища, яка визначається рівнями екологічної безпеки виробничої системи і можливостями їх прогнозування на стадіях розробки та експлуатації.

Порядок розрахунку еколого-економічних збитків від забруднення поверхневих водних об'єктів як водоприймачів скидних вод з меліорованих територій сільськогосподарського використання, наведено у

табл. 5.2 [16, 50, 54, 83, 84, 131].

За базовий обрано 1993 рік, як найкритичніший період експлуатації ( $\bar{D} = 0,013$ ). Значення ГДК шкідливих речовин обрано відповідно до “СанПиН4630-88. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения” та “Дополнительного перечня ПДК вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов к приложению № 3 “Правил охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами” [90, 116], визначення ГДК азоту виконано у відповідності до [116].

Таблица 5.2

Методика оцінки еколого-економічного ризику  
забруднення поверхневих водойм скидними водами

Назва показника	Формула	Використовувані параметри
1. Збитки від забруднення (грн.)	$Y_3^e = Y_{B.3}^e \cdot \sigma_{B.n.3}^e \cdot M_{np}^e$	$Y_{B.3}^e = 400$ (грн./ум. т) – відносні збитки від скиду у
2. Приведена маса річних скидів забруднюючих речовин до водойми із відведеними водами (т/рік)	$M_{np}^e = \sum_{i=1}^I A_{j\epsilon}^e M_{j\delta}^e$	воду однієї умовної тони забруднюючих речовин; $\sigma_{B.n.3}^e = 1 - \bar{D}$ - відносна небезпека забруднення водойм водогосподарської ділянки;
3. Маса домішок $j$ -го виду, що надходять до водойми (т/рік)	$M_{j\delta}^e = I_j \cdot (1 - \delta_j)$	$I_j$ - обсяг внесених мінеральних добрив $j$ -го виду, т;
4. Показник відносної агресивності $j$ -ї речовини, що надходить до водойми (ум. т/т)	$A_{j\epsilon}^e = 1 / ГДК_{ш.р.j}^e$	$\delta_j$ - емпіричний коефіцієнт, що визначає сумарну частку поживних речовин добрив, яка використовується на споживання рослинами та акумуляцію у ґрунті

Вихідні дані для визначення економічної ефективності впровадження пропонованої моделі оцінки і прогнозування екологічного стану поверхневих водних об'єктів, розташованих в межах Солотвинської осушувальної системи, наведено у табл. 5.3.

Таблиця 5.3

Вихідні дані для визначення еколого-економічної ефективності впровадження пропонованого методу оцінки

Показники	Варіант	
	базовий	прогнозний
1. Значення комплексної інтегральної оцінки $\overline{D}$	0,013	0,40
2. Обсяги внесених мінеральних добрив $I_j$ за видами, т:		
- азотні;	259	209
- фосфорні;	112	23
- калійні	241	39
3. Коефіцієнти використання рослинами поживних речовин з добрив $\delta_j$ :		
- азотних;	0,50	0,50
- фосфорних;	0,40	0,40
- калійних	0,65	0,65
4. Гранично допустимі концентрації шкідливих речовин, мг/дм <sup>3</sup> :		
- азоту амонійного [NH <sup>4+</sup> ],	0,5	0,5
- азоту нітрітного [NO <sup>2-</sup> ],	0,08	0,08
- азоту нітратного [NO <sup>3-</sup> ],	9,03	9,03
- поліфосфатів,	3,5	3,5
- калію (катіон)	50,0	50,0
5. Відносні збитки від скиду у воду однієї умовної тони забруднюючих речовин $Y_{B.3}^6$ , грн./ум. т	400	400



Результати розрахунків еколого-економічної ефективності від впровадження методу комплексної інтегральної оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів, розташованих в межах Солотвинської осушувальної системи, наведено у табл. 5.4.

Таблиця 5.4

Результати розрахунків еколого-економічної ефективності  
від впровадження пропонованого методу оцінки

Показники	Варіант	
	базовий	прогнозний
1. Показник відносної агресивності $j$ -ї речовини, що надходить до водойми $A_{jв}^6$ , ум. т/т:		
- азоту загального;	52,7	52,7
- поліфосфатів;	0,29	0,29
- калію (катиону)	0,02	0,02
2. Маса домішок $j$ -го виду, що надходять до водойми $M_{jд}^6$ , т/рік:		
- азоту;	129,5	104,5
- фосфатів;	67,2	13,8
- калію	84,35	13,65
3. Приведена маса річних скидів забруднюючих речовин у водойму із відведеними водами $M_{пр}^6$ , т/рік	6845,8	5511,4
4. Відносна небезпека забруднення водойм водогосподарської ділянки $\sigma_{В.н.з}^6$	0,987	0,60
5. Збитки від забруднення водойм шкідливими домішками $Y_з^6$ , тис. грн.	2702,722	1322,736
6. Економічна ефективність, тис. грн.	-	1379,986

## ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ 5

1. За результатами модельного прогнозу екологічного стану поверхневих водних об'єктів Солотвинської осушувальної системи встановлено, що за умови стабілізації обсягів застосування засобів хімізації сільськогосподарського виробництва на рівні 1998-2000 рр., узагальнена багатопараметрична критеріальна оцінка їх якості коливатиметься в межах 0,40... 0,45, що за “шкалою бажаності” відповідає допустимому і достатньому рівню якості.

2. Розрахунковий економічний ефект від застосування пропонованої прогнозної моделі екологічного стану поверхневих водних об'єктів, визначений з урахуванням еколого-економічних збитків від забруднення дренажних та поверхневих вод засобами хімізації сільськогосподарського виробництва, становить 1 млн. 380 тис. грн. за рік.

## ВИСНОВКИ

1. Результати аналізу екологічних наслідків багаторічної експлуатації гідрологічних об'єктів ландшафтно-територіальних систем сільськогосподарського використання свідчать про неадекватність методів багатопараметричної критеріальної оцінки, що застосовуються, реальному екологічному стану цих об'єктів.

2. На підставі запропонованої об'єктно-орієнтованої парадигми формування структури показників якості водних об'єктів розроблено метод комплексної багатопараметричної оцінки екологічного стану цих об'єктів у вигляді числової шкали “бажаності рівнів якості” з інтенсивними інтервальними оцінками: недопустимий рівень якості  $0 < \bar{D} < 0,37$ ; допустимий і достатній рівень –  $0,37 < \bar{D} < 0,60$ ; допустимий, достатньо високий рівень –  $0,60 < \bar{D} < 1,0$ .

3. Пропонований метод оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів, у тому числі і на меліорованих територіях, та відповідно розроблений програмний продукт для його автоматизованої реалізації дає змогу оперативно отримати узагальнену еколого-критеріальну оцінку і передбачає можливість безперервного нарощування масивів даних по оцінюваних об'єктах, що зумовлює його універсальність та пристосовуваність до конкретно визначених умов оцінки.

4. На підставі запропонованого методу оцінки розроблено лінійну модель динаміки екологічного стану поверхневих водних об'єктів меліорованих територій, яка за показниками: температура повітря середньодобова річна; середньорічна сума опадів; загальні обсяги засобів хімізації, застосовуваних у сільськогосподарському виробництві, дає змогу спрогнозувати узагальнений рівень екологічного стану поверхневих водних об'єктів на період 0,5...1,0 рік з рівнем довірчої ймовірності 98 % та щільністю кореляції  $kr = 0,92$ .

5. За результатами практичної реалізації методу оцінки та синтезу задачі прогнозування екологічного стану водоприймача Солотвинської осушувальної системи встановлено, що в умовах стабільного застосування протягом 1998...2002 рр. засобів хімізації сільськогосподарського виробництва в межах території осушувальної системи: мінеральні добрива – 220...270 т, органічні добрива – 50...60 тис. т, вапняне борошно – 400...700 т, узагальнена критеріальна оцінка його якості становить  $\bar{D}=0,38...0,42$ , що відповідає допустимому і достатньому рівню якості води у водоприймачі.

6. За результатами графоаналітичного модельного прогнозу екологічного стану поверхневих водних об'єктів Солотвинської осушувальної системи Бердичівського району Житомирської області встановлено, що за умови стабілізації обсягів застосування засобів хімізації сільськогосподарського виробництва на рівні 1998...2002 рр., значення узагальненої критеріальної багатопараметричної оцінки їхнього екологічного стану коливатиметься у межах 0,40...0,45, що за узагальненою шкалою рівнів якості відповідає допустимому і достатньому рівню.

7. Розрахунковий річний економічний ефект застосування прогнозної моделі екологічного стану поверхневих водних об'єктів, з урахуванням еколого-економічних збитків від забруднення дренажних та поверхневих вод засобами хімізації сільськогосподарського виробництва, в умовах Солотвинської осушувальної системи становить 1380 тис. грн.

## РЕКОМЕНДАЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ

1. Для отримання адекватної оцінки, достовірного прогнозу та оперативного призначення агроеліоративних заходів щодо стабілізації екологічного стану поверхневих водних об'єктів меліорованих територій рекомендовано використання методики узагальнення багатопараметричної екологічної інформації у вигляді комплексного інтегрального показника рівнів якості, інтервал значень якого варіює у межах 0,0... 1,0.

2. Для забезпечення допустимого і достатнього рівня якості води у водоприймачах осушувальних систем та підтримання екологічної рівноваги меліорованих територій сільськогосподарського використання значення комплексного інтегрального показника рекомендовано підтримувати на рівнях, вищих за 0,37, що забезпечується відповідним коригуванням обсягів засобів хімізації сільськогосподарського виробництва із врахуванням погодно-кліматичних умов конкретних територій.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Абчук В., Пухначев Ю. Для измерений нужна шкала // Наука и жизнь. – 1984. – № 9. – С. 80-85.
2. Агаркова Н.В., Качинський А.Б., Степаненко А.В. Регіональний вимір екологічної безпеки України з урахуванням загроз виникнення техногенних і природних катастроф. (Серія “Екологічна безпека”). – К.: НІСД, 1996. – 82 с.
3. Баранова В.В., Кузнецова С.С., Майоров А.С. Экономическое стимулирование проведения мероприятий по предотвращению загрязнения водоемов стоками с мелиорированных земель // Экономика и системы управления мелиорации и водного хозяйства. – 1984. – С. 46-59.
4. Белоусов А.П., Завеса М.П. и др. Использование комплексных показателей оценки загрязненности водных объектов для обоснования целесообразности и очередности внедрения на них автоматизированных систем // Гидрохим. матер. – 1984. – № 92. – С. 101-106.
5. Березнер А.С., Поляков Л.В. Охрана окружающей среды при мелиорации земель // Охрана природы при проектировании мелиоративных и водохозяйственных систем. – 1984. – С. 14-39.
6. Білявський Г.О., Падун М.А., Фурдуй Р.С. Основи загальної екології. – Вид.2-ге, дороб. – К.: Либідь, 1995.
7. Бородавченко И.И., Зарубаев Н.В., Васильев Ю.С. Охрана водных ресурсов. – М.: Колос, 1979. – 247 с.
8. Боярский А.Я. Теоретические исследования по статистике. Сборник научн. трудов. – М.: Статистика, 1974. – 304 с.
9. Боярский А.Я., Громько Г.Л. Общая теория статистики. – М.: МГУ, 1985. – 398 с.

10. Брагинский Л.П. Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровням токсической загрязненности // Гидробиологический журнал. – 1985. – 21. – № 6. – С. 65-74.
11. Брезгунов В.С. Методика оценки мелиоративных систем по их влиянию на качество вод. – В. кн.: Новые конструкции мелиоративных систем и сооружений на них. – Минск, 1982. – С. 145-149.
12. Бронштейн И.Н., Семендяев К.А. Справочник по математике. – М.: Наук. – 1981. – 720 с.
13. Будз М.Д. Особенности химического состава грунтовых вод осушенных земель западной части Украинского Полесья // Мелиорация и водное хозяйство. – 1986. – № 65. – С. 13-16.
14. Булгаков В.М., Шелудченко Б.А. Самоорганізація ґрунтових структур. – К.: НАУ, 1998. – 57 с.
15. Булдей В.Р., Вознюк С.Т. Осушительные мелиорации и охрана природы – Львов: Вища школа. Изд-во при Львов. ун-те. – 1987. – 160 с.
16. Буркинский Б.В., Степанов В.М., Харчиков С.К. Природопользование: Основы экономико-экологической теории. - Одесса: ИПРЭЭИ НАН Украины, 1999. – 350 с.
17. Вавилин В.А., Циткин А.И. Математическое моделирование качества воды // Водные ресурсы. – 1977. – № 5. – С. 114-133.
18. Вайнер Р., Пинсон Л. С++ изнутри. Пер. с англ. – К.: «Диа Софт». – 1993. – 304 с.

19. Веденичев В.Ф., Трегобчук В.М. Интенсификация сельского хозяйства и охрана природы. – К.: Урожай, 1989. – 224 с.
20. Венецкий И.Г., Кильдишев Г.С. Теория вероятностей и математическая статистика. – М.: Статистика, 1975. – 264 с.
21. Веселовский И.В., Герасименко П.И., Озеранский Л.А. Земледелие с основами почвоведения, мелиорации и лесоводства. – Киев: Вища школа. Головное издательство, 1982. – 312 с.
22. Вихованський В.М. Середні величини і показники варіації. – Львів: В. школа, 1974. – 325 с.
23. Водний кодекс України. – Київ. – 06.06.1995 р.
24. Временная инструкция о порядке проведения государственной экологической экспертизы проектов хозяйственной деятельности. – М.: Госкомприрода, 1990.
25. Вторжение в природную среду: оценка воздействия (основные положения и методы) / Под ред. А.В. Ретеюма. – М., 1983.
26. Гідролого-екологічний тлумачний словник / Яцик А.В., Антонов О.Д., Корбутяк М.В., Сливка П.Д.; За ред. Яцика А.В. – К.: Урожай, 1995. – 160 с.
27. Глазунов В.Н. Параметрический метод разрешения противоречий в технике. – М.: Речной транспорт, 1990. – 150 с.
28. Головач А.В., Єріна, А.М., Козирева О.В. Статистика. – К.: Вища школа, 1993. – 623 с.
29. Голубев А.В. Экономическая эффективность химизации // Химизация сельского хозяйства. – 1988. – № 6. – С. 23-25.
30. Горєв Л.М., Яцик М.В. Особливості оперативного прогнозування змін хімічного складу річкових вод в умовах техногенного впливу // Водне господарство України. – 1998. – № 5-6. – С. 18-21.



31. Горлицкий Б.А. Система экологических показателей и индексов как надежная основа природоохранной политики // Вестник экологии. – 1996. – № 1-2. – С. 3-9.
32. ГОСТ 17.2.1.04-77. Методологические аспекты и промышленные выбросы. – М.: Изд-во стандартов, 1987. – 14 с.
33. ГОСТ 2761-84. Источники централизованного хозяйственно-питьевого водоснабжения. Гигиенические, технические требования и правила выбора. – М.: Госстандарт СССР. – 12 с.
34. Гусаров В.М. Теория статистики. – М.: Аудит, 1998. – 247 с.
35. Дедю И.И. Экологический энциклопедический словарь. – Кишинев, Главная ред. Молд. Сов. энцикл., 1990. – 408 с.
36. Державна статистична звітність (форма № 2-ТП (водгосп) "Звіт про використання води" за 1990-2000рр., затверджена наказом держкомстату України від 30.09.97 р. № 230).
37. Дж. Вайнберг. Статистика. Пер. с англ. под ред. Клименко Л.А. – М.: Статистика, 1979. – 247 с.
38. Дружинин Н.И., Шишкин А.И. Математическое моделирование и прогнозирование загрязнения поверхностных вод суши. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – 390 с.
39. Единые критерии качества вод. – М.: Изд. СЭВ, 1982. – 70 с.
40. Еколого-економічні проблеми довкілля Житомирщини. (Кол. моногр.) / В.І. Карпов, С.П. Сіренький, В.К. Данилко та інші; Під заг. ред. П.П. Михайленка. – Житомир, 2001. – 320 с.: іл.)
41. Ефимова М.Р., Петрова Е.В. Общая теория статистики. – М.: ИНФРА – М. 1998. – 416 с.
42. Ефимова М.Р., Петрова Е.В., Румянцев В.Н. Общая теория статистики. – М.: ИНФРА - М. – 1996. – 245 с.

43. Забузов А.А. Мелиорация земель и проблемы охраны окружающей среды // Вопросы мелиоративной гидрогеологии, инженерной геологии и мелиоративного почвоведения. – М. – 1984. – С. 242-246.
44. Зайдельман Ф.Р. Мелиорация почв. – М.: Изд-во МГУ, 1987. – 304 с.
45. Закон України “Про меліорацію земель” від 14.01.2000 р. № 1389 – XIV // Урядовий кур’єр. – 2000. – 16 лютого.
46. Закон України “Про охорону навколишнього природного середовища” від 25.06.1991 р.
47. Зотов С.И. Об имитационном моделировании природно-хозяйственной системы «речной бассейн» // География и природные ресурсы. – 1985. – № 4.
48. Измайлова М.О., Рахманкулов Н.М. Категория «Средняя величина» и ее методологическое значение в научном исследовании. – Изд-во Казанского ун-та, 1982. – 141 с.
49. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. – М.: Гидрометеиздат, 1984. – 560 с.
50. Ильяшенко С.Н., Козьменко С.Н. Методы оценки экологического риска // Экономика природопользования. – К.: Наукова думка. – 1998. – С. 282-294.
51. Использование математических моделей для оптимизации управления качеством воды. Труды советско-американского симпозиума, Харьков, Ростов-на-Дону. – Л.: Гидрометеиздат, 1979. – 97 с.
52. Казанцев Э.Ф. Технология исследования биосистем. – М.: Машиностроение. – 1999. – 177 с.
53. Калюжный И.Л., К.К. Павлова, С.А. Лавров. Гидрофизические исследования при мелиорации переувлажненных земель – Ленинград: Гидрометеиздат. – 1988. – 260 с.

54. Керівний нормативний документ Мінекобезпеки України – КНД 211.1.4.010-94. “Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. Методика”.
55. Кисляков Ю.Я. Комплексная система экологического мониторинга водных объектов // Инженерная экология. – 1996. – № 4. – С. 42-48.
56. Климчик О.М. Аналіз критеріальних оцінок багатопараметричних екологічних гідросистем для побудови моделі забруднення поверхневих водних об’єктів // Проблеми статистики: Зб. наук. праць. – К.: НДІ статистики Держкомстату України, 2001. – Вип. 3. – С. 104-109.
57. Климчик О.М. Аналіз структури показників для визначення екологічного стану поверхневих водних об’єктів // Строительство и техногенная безопасность: Сб. научн. трудов КАПКС. – Симферополь: КАПКС, 2001. – Вип. 5. – С. 105-108.
58. Климчик О.М. Вплив радіаційного забруднення на сільськогосподарське використання ґрунтів Житомирщини // Строительство и техногенная безопасность: Сб. научн. трудов КИПС. – Симферополь: Таврия, 1998. – С. 274-280.
59. Климчик О.М. Еколого-статистичний моніторинг водних ресурсів регіону // Матеріали науково-практичного семінару “Статистичний моніторинг екологічного стану регіону, галузі”. – Житомир, 1997. – С. 102-103.
60. Климчик О.М. Забруднення поверхневих водних об’єктів та метод оцінки їх екологічного стану. – В кн.: Еколого-економічні проблеми Житомирщини. (Кол. моногр.) / Карпов В.І., Сиренький С.П., Данилко В.К. та інші.; Під заг. ред. Михайленка П.П. – Житомир, 2001. – 320 с.: іл. – С. 268-275.

61. Климчик О.М. Обґрунтування інтегральної оцінки якості та екологічного стану поверхневих водних об'єктів // Вісник аграрної науки. – 2003. – № 1. – С. 73-74.
62. Коломієць Л.П., Тараріко О.Г., Шевченко І.П. Чинники критичних рівнів забруднення поверхневих і питних вод азотними сполуками в сільськогосподарських ландшафтах // Вісник аграрної науки. – 1998. – № 12. – С. 38-44.
63. Климчик О.М. Проблеми використання водних ресурсів регіону та їх охорони // Статистика України. – 2001. – № 1. – С. 43-47.
64. Климчик О.М. Статистика якості води та необхідність її вдосконалення // Проблеми статистики: Збірник наук. праць. – К.: НДІ статистики Держкомстату України, 2000. – Вип. 2. – С. 128-132.
65. Климчик О.М., Шелудченко Б.А. Розробка аналітичної прогнозної моделі комплексної багатопараметричної оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів // Меліорація і водне господарство. – 2003. – № 89. – С. 176-183.
66. Климчик О.М., Шелудченко Б.А. Формалізація методу багатопараметричної еколого-критеріальної оцінки // Матеріали науково-практичного семінару “Статистичний моніторинг екологічного стану регіону, галузі”. – Житомир, 1997. – С. 42-45.
67. Климчик О.М., Шелудченко І.А. Поверхневі водні об'єкти як індикатор екологічного стану прилеглих територій сільськогосподарського використання // Вісник ДААУ: Зб. наук. праць. – Житомир: ДААУ. – 2000. – С. 327-328.
68. Коваленко П.І., Михайлов Ю.О. Меліоративна екологія // Вісник аграрної науки. – 1999. – № 10. – С. 10-13.
69. Комплексный экологический и экономический учет. Методологические исследования. – ООН, Нью-Йорк. – 1994. – ST/ESA/STAT/SER.F/61. – 176 с.

70. Кондратюк Е.М., Хархота Г.І. Словник-довідник з екології. – К.: Урожай, 1987. – 160 с.
71. Кульский Л.А., Даль В.В., Ленчина Л.Г. Вода знакомая и загадочная. – К.: Радянська школа, 1982. – 120 с.
72. Куценко А.М., Писаренко В.Н. Охрана окружающей среды в сельском хозяйстве. – К., 1991. – 200 с.
73. Левковский С.С. Комплексное использование и охрана водных ресурсов СССР. – К.: Вища школа. – 1982. – 221 с.
74. Левченко Г.П. Гидрология и сельскохозяйственная мелиорация. – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – 247 с.
75. Лыков А.М. и другие. Земледелие с почвоведением. – М.: Агропромиздат, 1985. – 431 с.
76. Малашевич Е.В. Краткий словарь-справочник по охране природы. – Минск: Урожай, 1987. – 223 с.
77. Малишева Л.Л. Ландшафтно-геохімічна оцінка екологічного стану території: Монографія. – К.: РВЦ “Київський університет”, 1998. – 264 с.
78. Маринич О.М. Українське Полісся. – К.: Рад. Шк., 1962. – 168 с.
79. Математические модели контроля загрязнения воды. Ред. А.Джеймса (пер. с англ.). – М.: Мир, 1981. – 466 с.
80. Мелиорация и водное хозяйство. Т.5. Водное хозяйство: справочник / И.И. Бородавченко, Ю.А. Кишинский, И.А. Шикломанов и др.; Под ред. И.И. Бородавченко. – М.: Агропромиздат, 1988. – 399 с.: ил.
81. Мелиорация и водное хозяйство. Т.3. Осушение: справочник / И.И. Бородавченко, Ю.А. Кишинский, И.А. Шикломанов и др.; Под ред. И.И. Бородавченко. – М.: Агропромиздат, 1988. – 399 с.: ил.
82. Мелиорация на Украине / Под ред. Н.А. Гаркуши. – К.: Урожай, 1985. – 376 с.

83. Мельник Л.Г. Экологическая экономика. – Сумы: Издательство "Университетская книга", 2001. – 350 с.
84. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін., – К.: СИМВОЛ-Т, 1998. – 28 с.
85. Методологические исследования. Концепция и методы статистики окружающей среды. Технический доклад // ООН, Нью-Йорк. – 1992. – ST/ESA/STAT/SER.F/57 – 155 с.
86. Мусиенко Б.А. Обеспечение экологической надежности мелиоративных объектов. – К.: Урожай, 1987. – 224 с.
87. Национальный доклад Украины на конференции ООН «Окружающая среда и развитие». Бразилия, 1992. К.: Час, 1992. – 44 с.
88. Некос В.Ю. Основи загальної екології та неоекології (В 2-х ч.). – Х.: Прапор, 2001. – 287 с.
89. Новик Ф.С., Арсов Я.Б. Оптимизация процессов технологии металлов методами планирования экспериментов. – М.: Машиностроение, 1980. – 304 с.
90. Обобщенный перечень предельно-допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ), 1990.
91. Огляд результативності природоохоронної діяльності. – ООН, Нью-Йорк і Женева, 2000. – Sales No. E.00.P.E.1. – 232 с.
92. Оценка влияния хозяйства на природную среду. Воздействия, изменения, последствия. – Брно: 1985.
93. Оценка воздействия (экологическая экспертиза) проектов строительства новых и реконструкции действующих народнохозяйственных объектов на состояние окружающей среды. Приложение к научно-инф. бюлл. ВИНТИ // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. – 1988. – № 9 (84).
94. Пасхавер И.С. Закон больших чисел и статистические закономерности. – М.: Статистика, 1974. – 146 с.

95. Пасхавер И.С. Средние величины в статистике. – М.: Статистика, 1979. – 349 с.
96. Перегуда Л.В., Г.Н. Каркуциев. Экологические аспекты осушительных мелиораций Украинского Полесья. – К.: Наукова думка, 1988. – 191 с.
97. Пестряков В.К. Вынос веществ из почвы дренажным стоком и его влияние на окружающую среду // Преобразование почв Нечерноземья при сельскохозяйственном освоении. – М. – 1981. – С. 82-89.
98. Плюта В. Сравнительный многомерный анализ в экономических исследованиях. – М.: Статистика, 1980. –150 с.
99. Правила охраны поверхностных вод (типовые положения). – М., 1991. – 34 с.
100. Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами. – М.: Стройиздат, 1975. – 31 с.
101. Примак А.В., Кафаров В.В., Качиашвили К.И. Системный анализ контроля и управления качеством воздуха и воды. – К.: Наукова думка, 1991. – 358 с.
102. Пых Ю.А., Малкина-Пых И.Г. Об оценке состояния окружающей среды. Подходы к проблеме // Экология. - 1996. - № 5. - С. 323-329.
103. Реймерс Н.Ф. Природопользование: Словарь-справочник. – М.: Мысль, 1990. – 637 с.
104. Реймерс Н.Ф. Экология (теория, законы, правила, гипотезы). – М.: Россия молодая, 1994. – 267 с.
105. Рекомендации по подготовке оценки воздействия на окружающую среду. – М.: Госкомприрода, 1990.
106. Рекомендации по применению интегральных показателей для оценки качества воды и загрязненности рек и водоемов. – Л.: ГГИ, 1977. – 72 с.

107. Розробка інтегрованих показників стану навколишнього середовища та механізмів їх впровадження в Національні плани дій щодо охорони природи / Під ред. Данилишина Б.М. - К.: Рада по вивченню продуктивних сил України НАНУ, 1998. – 58 с.
108. Рокочинський А.М., Окопний О.І., Зубик Я.Я. Типовий розподіл метеочинників у багаторічному та внутрішньовегетаційному перерізі // Гідромеліорація та гідротехнічне будівництво. – 1997. – Вип. 21 – С. 48-55.
109. Роль статистических данных по использованию воды в долгосрочном планировании развития водных ресурсов. – К., 1988. – 225 с.
110. Руководство по контролю качества водных ресурсов в системе Госводхоза Украины. – Киев, 1994. – Стр. 106.
111. Руководство по химическому и технологическому анализу воды. – М.: Стройиздат, 1983. – 273 с.
112. Рябцева Г.П. Гидрохимические наблюдения на осушаемых землях в целях охраны природных вод от загрязнения // Мелиорация и водное хозяйство. – 1981. – № 51. – С. 8-9.
113. Рябцева Г.П. Особенности гидрохимического режима грунтовых вод осушаемых земель в пределах Житомирской области // Мелиорация и водное хозяйство. – 1975. – № 33. – С. 66-69.
114. Рябцева Г.П., Иванушкина Н.И. Оценка качества поверхностных вод при современном уровне сельскохозяйственного использования осушаемых земель // Мелиорация и водное хозяйство. – 1987. – № 67. – С. 18-21.
115. Рябцева Г.П., Наседкин И.Ю. Формирование баланса и химического состава грунтовых вод мелиорируемых земель Волынского Полесья // Мелиорация и водное хозяйство. – 1980. – № 49. – С. 9-13.
116. СанПиН №4630-88. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения. – М.: Минздрав СССР, 1988. – 69с.



117. Силин Е.А. Особенности режимных гидрогеологических наблюдений в связи с оценкой загрязнения грунтовых вод на мелиорируемых землях. – В кн.: Вопросы обоснования мелиорации и охрана природы. – М., 1983. – С. 156-162.
118. Сироткина Т.С. Основы теории статистики. – Финстатинформ, 1996. – 63 с.
119. Смоляк С.А., Титаренко Б.П. Устойчивые методы оценивания. - М.: Статистика, 1980. – 208 с.
120. Справочник по водным ресурсам / Под ред. Б.И. Стрельца. – К.: Урожай, 1987. – 302 с.
121. Статистический словарь. – М.: Статиздат, 1995. – 708 с.
122. Статистичний збірник «Екологічна ситуація Житомирщини». – К.: НДІ статистики Держкомстату України. – 1998. – 227 с.
123. Сучасний стан, основні проблеми водних меліорацій та шляхи їх вирішення. – К.: Аграрна наука, 2001. – 215 с.
124. Трифонов В.А. Охрана поверхностных вод от загрязнения при осушении пойменных земель // Гидротехника и мелиорация. - 1983. – № 12. – С. 46-48.
125. Трофимов А.М., Любарский Е.Л. Проблемы изучения комплексных эколого-экономических систем // Экология. – 1996. – № 5. – С.330-334.
126. Холинг К.С. Экологические системы. Адаптивная оценка и управление. – Изд-во “Мир”, 1981. – 123 с.
127. Худошин И.М., Мольчак Я.А. Об измерении фильтрационных свойств торфяных почв при осушительных мелиорациях // Мелиорация и водное хозяйство. – 1984. – № 60. – С. 10-12.
128. Цемко В.П., Паламарчук И.К. Осушительные мелиорации и охрана природных ресурсов. – К.: Наукова думка, 1988. – 180 с.

129. Чибиков Г. Трактовка модели динамического развития и ее элементов // Российский экономический журнал. – 1995. – № 2. – С.75-83.
130. Шаршак В.К. Оценка машин и орудий для основной обработки солонцовых почв // Механизация и электрификация сельского хозяйства. – 1987. – № 3. – С. 17-19.
131. Шевчук В.Я., Гусев М.В., Мазуркевич О.О. та ін. Економіка і екологія водних ресурсів Дніпра. – К.: Вища школа, 1996. – 207 с.
132. Шелудченко Б.А., Забродский П.М. Використання критеріальних методів в проектуванні агротехнічних ґрунтообробних систем. – Житомир, 1993. – 45 с.
133. Штыков В.И., Соколов И.П., Шевелев Ю.Н. Охрана водных ресурсов при мелиорации (и орошении сточными водами) в условиях Северо-Запада // Природоохранные мероприятия при мелиорации земель. – Красноярск. – 1985. – С. 16-20, с. 27-32.
134. Яцухно В.М., Майдер Ю.Э. Формирование агроландшафтов и охрана природной среды. – М.: Институт геологических наук АН РФ, 1995. – 122 с.
135. Bartalanfy L. Problems of general system theory. Human Biology, 1951, 23, p. 302-312: Conclusion. Human Biology, 1951, 23, p. 336-345.
136. Environment statistics. 1996. Luxembourg: Office des publications officielles des Communautés Europeennes, 1997.
137. Environmental effects of arid land irrigation in developing countries. UNESCO / MAB. – Paris. – 1978.
138. Howard R. A. Information values theory. IEEE Trans. on Systems Science and Cybernetics, 1966, SSC-2, № 1, p. 22-26.
139. Joseph E.C., Kaplan A. Target tracks correlation with a search memory. Conf. Proc. 6-th Nat. Cjnv. on Military Electronics, June, 1962.
140. Kullback S. Information Theory and Statistics. New -York, 1959.

141. Mc. Naughton. Scheduling with deadlines and loss functions on parallel machines. *Manag. Sci.*, 1959, 6, № 1, p. 1-12.
142. Mesarovic M. D. Systems approach to the theory of computing systems. *IEEE Trans. On Military Electronics*, 1964, v. MIL-8, № 2, p. 94-102.
143. Program on water minimization and energy conservation. – Economical and ecological results of implementation. – USAID Report, 1996. – 182 p.
144. Root James G. Scheduling with deadlines and loss functions on parallel machines. *Manag. Sci.*, 11; 1965, № 3, p. 460-475.
145. Schwartz Eugene S. An automatic sequencing procedure with application to parallel programming. *Journal of the ACM* 1961, № 6, p. 513-537.
146. Wagner H. M. An integer linear programming model for machine scheduling. *Naval Research Logistics Quarterly*, 1959, 6, p. 131-140.
147. Westing A.H. Ed. *Global Resources International Conflict*. – Oxford; Oxford Univ. Press, 1986.

“ЗАТВЕРДЖУЮ”



Начальник Житомирського обласного виробничого управління водних ресурсів та водного господарства

В.Я. Невмержицький

2002 року

## АКТ

### про передачу завершених науково-дослідних робіт

Назва НДР – розробка методу комплексної багатопараметричної оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів, методики його практичної реалізації та відповідного пакету програмних продуктів.

Розробник – Державний агроекологічний університет  
(м. Житомир, Старий бульвар, 7), кафедра моніторингу навколишнього природного середовища.

Автори завершеної роботи – О.М. Климчик, Б.А. Шелудченко, І.А. Шелудченко

Мета передачі роботи – використання методу, методики та відповідних машинних програм оцінки та прогнозування екологічної якості поверхневих водних об'єктів меліорованих територій.

Від виробника:

Начальник регіонального відділу  
комплексного використання  
водних ресурсів  
М.А. Шкледа

Від розробника:

Доцент  
Б.А. Шелудченко  
Молодший науковий співробітник  
О.М. Климчик  
Інженер  
І.А. Шелудченко

“ЗАТВЕРДЖУЮ”



Начальник Житомирського обласного виробничого управління меліорації та водного господарства

  
В.Я. Невмержицький

30 червня 2002 року

АКТ

про впровадження науково-дослідної розробки

Назва НДР – методика узагальненої комплексної оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів та машинна програма її практичної реалізації.

Наукова установа, якою розроблено та запропоновано НДР – Державний агроекологічний університет (м. Житомир, Старий бульвар, 7), кафедра моніторингу навколишнього природного середовища.

Автори завершеної роботи – О.М. Климчик, Б.А. Шелудченко

Адреса підприємства, де виконувалось впровадження – Житомирське обласне виробниче управління меліорації та водного господарства (м. Житомир, вул. Київська, 81)

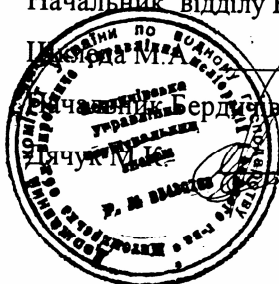
Термін впровадження – 2001, 2002 рр.

Народногосподарський ефект – запропонований метод та методика його практичної реалізації дозволяють виконати оцінку якості поверхневих водних об'єктів меліорованих територій та спрогнозувати динаміку їх екологічного стану на визначений період часу. Впроваджені результати НДР на об'єктах Солотвинської меліоративної системи дозволяють оперативно визначити ряд меліоративних заходів щодо стабілізації екологічного стану поверхневих водних об'єктів, за умови збереження усталених рівнів застосування засобів хімізації в рослинницькій галузі АПК на відповідних територіях та у відповідності до характерних кліматичних умов регіону.

Від виробника:

Начальник відділу КВВР

Іванова М.А.  
Ділячка Бердичівського УОС

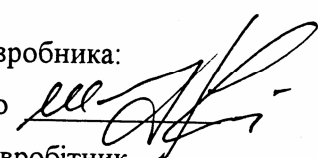
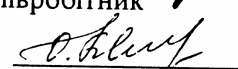


Від розробника:

Доцент Б.А. Шелудченко

Молодший науковий співробітник

Климчик О.М.



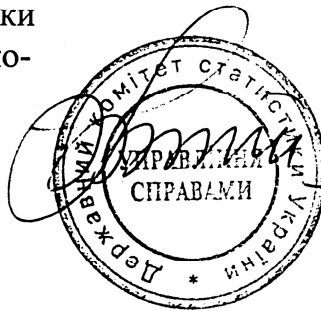
## ДЕРЖАВНИЙ КОМІТЕТ СТАТИСТИКИ УКРАЇНИ

252601, м. Київ - 23, МСП, вул. Шота Руставелі, 3,  
Тел. (044) 226-20-21 227-24-22 Факс (044) 227-66-11 Телетайп 132-368

27 грудня 2008 № 08-05.6-388  
На № \_\_\_\_\_ Спеціалізованій Вченій Раді при  
Інституті гідротехніки і меліорації  
УААН

Управління статистики сільського господарства та навколишнього середовища повідомляє про те, що науково-дослідницька робота Климчик Ольги Миколаївни щодо створення аналітичної моделі для визначення адекватності якісного стану поверхневих водних об'єктів рівням інтенсивності сільськогосподарських технологій виробництва продукції рослинництва та погодно-кліматичним умовам виконана на високому рівні, а комплексний інтегральний показник екологічного стану поверхневих водних об'єктів запропонований нею, має практичне застосування у відділі статистики природних ресурсів та навколишнього середовища Держкомстату України.

Начальник управління статистики  
сільського господарства та навко-  
лишнього середовища  
Держкомстату України



О.М. Прокопенко

Державний комітет  
статистики України



Науково-дослідний  
інститут статистики

01023, Київ-23, вул. Шота Руставелі, 3. Тел. (044) 227-06-72, факс (044) 235-60-43

18.12.2002 № 4-82

Ректору

Державного агроекологічного університету

Малиновському А.С.

Апробований у відділі досліджень з аграрної та екологічної статистики Науково-дослідного інституту статистики Держкомстату України «Метод узагальненої комплексної багатопараметричної оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів», розроблений за участю аспіранта університету Климчик О.М. дозволяє оперативно дати комплексну оцінку екологічного стану будь якої водойми, що є дуже цінним в нинішній ситуації, особливо у зоні радіаційного забруднення території.

Вказана методична розробка використовувалась при аналізі забезпечення регіонів України водними ресурсами і розроблені пропозиції по охороні водних об'єктів України.

Завідуючий відділом  
досліджень з аграрної та екологічної  
статистики, доктор економічних наук  
Підпис д.е.н. Лишиленка В.І. засвідчую:  
Секретар-референт  
НДІ статистики Держкомстату України



В.І.Лишиленко

Кізюн А.Н.

16.12.2002 р.