

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Горліченко М.Г., Шевченко С.В.

ОЦІНКА, ПРОГНОЗУВАННЯ ТА УПРАВЛІННЯ ЯКІСТЮ ВОД РИБОГОСПОДАРСЬКИХ ВОДОЙМ

Конспект лекцій



Одеса
ТЕС
2013

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ**

Горліченко М.Г., Шевченко С.В.

**ОЦІНКА, ПРОГНОЗУВАННЯ І
УПРАВЛІННЯ ЯКІСТЮ
РИБОГОСПОДАРСЬКИХ ВОД**

Конспект лекцій

**Одеса
ТЕС
2013**

ББК 28.082
УДК 504.45

*Друкується за рішенням Вченої ради
Одеського державного екологічного університету
(протокол № 10 від 29.11.2012 р.)*

Г-67 Горліченко Марина Григорівна

Оцінка, прогнозування і управління якістю вод рибогосподарських водойм: Конспект лекцій. / Горліченко М.Г., Шевченко С.В.; Одеськ. Держ. Екологічний Університет. – Одеса, 2013. – 134 с.

Конспект лекцій з дисципліни «Оцінка, прогнозування і управління якістю вод рибогосподарських водойм» призначений для студентів напрямку підготовки «Водні біоресурси та аквакультура». Він містить в собі два розділи. В першому розділі розглянуті критерії якості вод, призначених для рибних господарств, та процеси, які впливають на якість природних водойм. В другому розділі містяться теоретичні положення про методи прогнозу і управління якістю рибогосподарських водойм.

Матеріал, викладений в конспекті лекцій, відповідає програмі дисципліни «Оцінка, прогнозування і управління якістю рибогосподарських вод» для майбутніх фахівців за вказаною спеціальністю.

ISBN 978-617-7054-01-5

© Одеський державний
екологічний університет
Одеса, 2013

ЗМІСТ

ПЕРЕДМОВА.....	6
Розділ 1. Основні поняття і критерії якості води.....	8
<i>Лекція 1. Основні поняття оцінки, прогнозу і управління якістю рибогосподарських вод.....</i>	<i>8</i>
1.1 Оцінка водних ресурсів.....	8
1.2 Прогнозування стану водних об'єктів.....	9
1.3 Управління якістю водних систем.....	11
Запитання до самоконтролю.....	12
<i>Лекція 2. Критерії якості води.....</i>	<i>13</i>
2.1 Критерії якості вод в залежності від їх призначення.....	14
2.2 Критерії якості поверхневих вод.....	17
2.3 Комплексні критерії якості води за хімічними показниками....	19
Запитання до самоконтролю.....	21
<i>Лекція 3. Екологічні критерії якості води.....</i>	<i>22</i>
3.1 Екологічні критерії якості води, які враховують в різних країнах.....	22
3.2 Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші України.....	24
Запитання до самоконтролю.....	33
<i>Лекція 4. Формування і трансформація речовин природного і антропогенного походження в річкових водах.....</i>	<i>34</i>
4.1 Загальні умови формування складу вод.....	34
4.2 Трансформація біогенних та органічних речовин.....	37
4.3 Концентрація розчинних газів та йонів водню.....	40
4.4 Вміст мікроелементів у водоймах.....	41
4.5 Загальна характеристика хімічного складу природних вод України.....	42
Запитання до самоконтролю.....	44
<i>Лекція 5. Особливо небезпечні речовини-джерела забруднення в природних водах рибогосподарського призначення.....</i>	<i>45</i>
5.1 Радіоактивні елементи.....	45
5.2 Синтетичні поверхнево-активні речовини, феноли та нафтопродукти.....	46
5.3 Хімічні речовини канцерогенної дії.....	49
5.4 Органічні мікроджерела забруднення природних вод.....	50
Запитання до самоконтролю.....	53
<i>Лекція 6. Процеси самоочищення водойм.....</i>	<i>54</i>
6.1 Процеси, які сприяють самоочищенню водойм.....	54
6.2 Самоочищення водних об'єктів.....	56
6.3 Кількісні характеристики процесу самоочищення водойм.....	61
Запитання до самоконтролю.....	63

Розділ 2. Процеси прогнозу і управління якістю рибогосподарських вод.....	64
<i>Лекція 7. Прогнозування змін хімічного складу та якості рибогосподарських вод. Оперативне прогнозування.....</i>	<i>64</i>
7.1 Методологічне обґрунтування оперативного прогнозування якості води.....	64
7.2 Концептуальна модель оперативного прогнозування якості води.....	65
7.3 Принципи першочергового вибору об'єктів для прогнозних розрахунків.....	67
7.4 Вибір прогнозних створів і показників забруднення води.....	69
7.5 Оцінка стану водного об'єкта.....	71
7.6 Обробка інформації.....	73
7.7 Вибір методів прогнозування.....	74
7.8 Розрахунок прогнозу.....	75
7.9 Статистичний, комбінований та ймовірнісний методи прогнозу.....	77
7.10 Оцінка і аналіз справджуваності оперативних прогнозів та підготовка попередження про загрозу забруднення води.....	77
Запитання до самоконтролю.....	78
<i>Лекція 8. Довгострокове прогнозування якості води.....</i>	<i>79</i>
8.1 Аналіз сучасного стану якості поверхневих вод.....	79
8.2 Методи довгострокового прогнозування змін хімічного складу та якості поверхневих вод.....	80
8.3 Методика прогнозування показників якості води на основі балансового методу.....	80
8.4 Розрахунок надходження забруднювальних речовин з промисловими скидними водами.....	82
8.5 Надходження забруднених вод від комунальних господарств.....	83
8.6. Статистичні методи прогнозування хімічного складу та якості води.....	84
Запитання до самоконтролю.....	85
<i>Лекція 9. Економічний механізм регулювання водокористуванням.....</i>	<i>86</i>
9.1 Види водокористування.....	86
9.2. Нормування антропогенного навантаження на водні об'єкти...	89
9.3 Основні поняття використання та відведення вод.....	91
Запитання до самоконтролю.....	94

<i>Лекція 10. Стійкість екосистем та екологічна безпека.</i>	95
<i>Проблема управління ризиками загроз.....</i>	95
10.1 Екологічна безпека України та проблема нормування.....	97
10.2 Практичне застосування та стан санітарно-гігієнічного нормування в Україні.....	100
10.3 Стійкість екосистем та проблема екологічного нормування...	101
10.4 Нерівноважна термодинаміка та стійкість екосистем.....	103
Запитання до самоконтролю.....	104
<i>Лекція 11. Еколого-економічні ризики.....</i>	104
11.1 Екологічні порушення.....	106
11.2. Джерела екологічних порушень.....	108
11.3 Визначення збитків від екологічних порушень.....	112
Запитання до самоконтролю.....	113
<i>Лекція 12. Етапи ризик-аналізу.....</i>	113
12.1 Характеристика етапів ризик-аналізу.....	124
Запитання до самоконтролю.....	
<i>Лекція 13. Вдосконалення системи управління водними ресурсами України (на прикладі Одещини).....</i>	125
13.1 Загальна характеристика проблеми.....	126
13.2 Впровадження Інтегрованого управління водними ресурсами.....	129
13.3 Можливі умови створення системи ІУВР в Одеській області	130
Запитання до самоконтролю.....	132
	133
Література.....	

ПЕРЕДМОВА

Дисципліна «Оцінка, прогнозування і управління якістю рибогосподарських вод» відноситься до професійно-орієнтованого циклу дисциплін навчального плану за напрямом «Водні біоресурси та аквакультура». Конспект лекцій складено для підготовки спеціалістів в галузі водних ресурсів для рибогосподарських цілей.

«Сучасний світ гостро потребує великої кількості добре підготовлених спеціалістів для оцінки та примноження ресурсів прісних вод та управління проектами водокористування на раціональній основі», - говориться в програмі дій ООН на XXI століття.

Водні ресурси – це всі води землі, представлені водами річок, водосховищ, боліт, морів, океанів, льодовиків, підземних горизонтів. Ідея єдності всіх природних вод, яка була сформульована В.І. Вернадським, має велике значення при розгляді проблем раціонального використання й охорони водних ресурсів. У «Водному Кодексі України» 1995 р. поняття «водокористування» означає використання вод для задоволення потреб населення і галузей економіки.

Оцінка якості різних типів природних вод з метою визначення їх придатності для використання в рибництві та забезпечення відповідних умов існування водних екосистем є одним із головних завдань спеціалістів водного господарства.

Поруч з оцінкою якості води велике практичне і теоретичне значення має розробка та реалізація гідрохімічних методів прогнозування коротко- та довгострокових змін якості води, її хімічного складу, вміння правильно передбачати зміни якісного стану водних ресурсів придатних для розведення, розмноження риб та життєдіяльності інших гідробіонтів.

В конспекті лекцій проаналізовано основні причини погіршення якості води, розглянуто суть основних глобальних процесів формування якості на сучасному етапі еволюції гідросфери – мінералізація, евтрофікації та забруднення вод завислими речовинами як неорганічними, так і органічними. Надана характеристика хімічних елементів, природних речовин та синтезованих людиною з точки зору їх значущості для формування якості води. Висвітлено різноманітні методики оцінки якості води, які використовуються в Україні та країнах Європейського економічного співтовариства. Розглянуто використання теорії ризику для проблем управління екологічними водними системами та інші методи оптимізації управління природними водами та рибогосподарськими в тому числі, що реалізуються в концепції, відомій під назвою інтегрованого управління водними ресурсами – ІУВР.

Інтегроване управління водними ресурсами (ІУВР) – це процес, що сприяє координованому розвитку та управлінню водними, земельними та пов'язаними з ними ресурсами для підвищення результативності

економічного і соціального добробуту на принципі справедливості для сталого розвитку життєво важливих екосистем.

Метою дисципліни є надання студентам необхідних знань у сфері сучасних теорії і практики оцінки, прогнозу та управління водними екосистемами при експлуатації водних ресурсів України для рибогосподарських потреб. Головне завдання дисципліни – вивчення студентами методів оцінки, прогнозування та управління якістю природних вод і розробки заходів для їх раціонального використання.

В конспекті лекцій розглянуті практичні методи дослідження якості природних вод, з якими студенти ознайомляться під час вивчення дисципліни.

Їх основу складають аналітичні методи, але не менш важливими є фізико-хімічні, математичні та біологічні методи дослідження якості води та прогнозування її стану.

Основна задача конспекту лекцій з дисципліни «Оцінка, прогнозування і управління якістю рибогосподарських вод»: надати студентам сучасні уявлення про якість води, критерії якості, екологічний норматив якості; ознайомити із впливом природних та антропогенних факторів на фізико-хімічні властивості води рибогосподарського призначення; навчити застосовувати теорію ризику для екологічних систем, знати методи розрахунку ризиків; розширити природничо-науковий та сформувати професійний світогляд.

Розділ 1. Основні поняття і критерії якості води

Лекція 1. Основні поняття оцінки, прогнозу і управління якістю рибогосподарських вод

Водні екосистеми представлені великою кількістю природних систем – морями, річками, озерами, ставками, заплавами, лиманами та іншими. В залежності від виду водокористування водних ресурсів можуть бути застосовані різні підходи до оцінки, прогнозу і управління їх якістю. Для водних об'єктів, що використовуються з рибогосподарською метою, підходи ті ж самі, що і для їх охорони. Розглянемо основні поняття оцінки, прогнозування та управління якістю рибогосподарських вод.

1.1 Оцінка водних ресурсів

В залежності від соціальних, технічних і економічних потреб можуть використовуватись різні оцінки якості водних ресурсів.

1. *Оцінка екологічна* – визначення стану водного об'єкта за показниками якості води, лімітуючими видами різноманіття і біомасу організмів, і ступеня дії на якість води зовнішніх умов.

2. *Оцінка водних ресурсів позаекономічна* – визначення екологічної, соціальної, соціально-психологічної (моральної і культурної), релігійно-культурної та іншої цінності об'єкта, як правило виражається в економічних показниках. Позаекономічну оцінку можна умовно розрахувати в грошових одиницях як суму, яку суспільство готове пожертвувати для збереження природного об'єкта.

3. *Оцінка водних об'єктів економічна* – визначення грошової і товарної цінності об'єктів в абсолютних чи відносних показниках (грошових чи бальних).

4. *Оцінка об'єкта еколого-економічна* – одна із складових експертизи проектів – грошова або бальна оцінка дії майбутньої господарської цінності (біоресурсів і т.п.) на здоров'я людини. Виконується за спеціальними, затвердженими плановими органами методиками.

В результаті цієї оцінки встановлюється глибина змін водного середовища, їх розмірність, площа або об'єм передбаченого забруднення (наприклад, тис. т шкідливих викидів). Еколого-економічна оцінка повинна включати в себе більш широке коло питань: можливості ланцюгових реакцій в природі, дія їх на місцеве населення і т.п.

5. *Оцінка еколого-соціально-економічна* – «тривимірний» підхід до подій, явищ, ресурсів і об'єктів, який виходить із визначення рівної важливості екологічної, соціальної і економічної складових. Складається із екологічної оцінки, враховуючи динаміку дії; визначення соціального

значення подій, явищ, ресурсів і об'єктів; їх економічної оцінки та інтегрується в систему спільних визначень важливості для життя і розвитку суспільства (визначається в натуральних показниках, балах або грошових одиницях). Одна із складових може абсолютно переважати (наприклад, в оцінці заповідних угідь, які мають переважно екологічну цінність). На відміну від економічної оцінки природних ресурсів і об'єктів еколого-соціально-економічна оцінка не замикається на економіці регіону або країни, а базується на світовому погляді на екологію. Одним із наслідків цього, як правило, служить відсутність нульового значення оцінок.

6. *Оцінка збитків від забруднення* – визначення економічних витрат, пов'язаних з більш швидким зношенням гідротехнічних споруд, з порушенням технологічних процесів на розташованих поблизу виробництвах (наприклад, порушення технологічних процесів на водозаборах та при рибальстві), збільшенням заболочування і зниженням працездатності людей, зменшенням біологічної продуктивності або погіршенням якості та інші явища, причиною яких є фізичне, хімічне і біологічне забруднення середовища, як правило, проводиться в грошовому вираженні. Гроші виступають не тільки як економічний показник, але і як умовна міра соціальних і екологічних збитків.

7. *Оцінка збитків від порушення природного балансу* – визначення економічних і позаекономічних витрат, пов'язаних з прямими і непрямими суттєвими змінами середовища і суспільного виробництва в результаті порушення екологічної рівноваги. Сума оцінки включається в екологічну ціну вилучення водних об'єктів.

1.2 Прогнозування стану водних об'єктів

Прогнозування – передбачення перспектив розвитку тієї чи іншої гідроекологічної системи, власне – сам процес одержання прогнозу.

Класифікація прогнозів та методів прогнозування.

За метою та задачами передбачення розрізняють такі узагальнені види прогнозів:

1) прогноз дії на середовище – передбачення видів, шляхів і чинників антропогенного впливу на довкілля, що здійснюється внаслідок будівництва та введення в експлуатацію нових будівель, виробничих потужностей і технологій у регіоні;

2) прогноз реакції середовища – передбачення стійких змін у природному середовищі, спричинених прямою або побічною дією зазначених вище чинників; зокрема, до таких змін слід включати і ті з них, які внаслідок значного їх запізнення або віддаленого зв'язку з антропогенним впливом помилково відносять на рахунок дії тих чи інших природних чинників;

3) прогноз зміни середовища – передбачення інтегрованих змін у природному середовищі під дією всієї сукупності природно-антропогенних чинників.

Залежно від терміну обґрунтованого прогнозування розрізняють:

- оперативні (на термін до 3 місяців);
- короткочасні (на 1-2 роки);
- прогнози середньої тривалості (на 5-10 років);
- довгострокові прогнози (на 15-25 років);
- понаддовгострокові прогнози (на 50-100 років).

За масштабами передбачуваних явищ екологічні прогнози поділяють на:

- глобальні (фізико-географічні);
- регіональні (в межах кількох країн, одного материка, океану тощо);
- національні (в межах країни);
- локальні (для невеликих територій).

Класифікація методів прогнозування.

Усі існуючі методи прогнозування стану природного середовища можна об'єднати у три основні групи:

- методи експертної оцінки;
- методи екстраполювання;
- методи математичного моделювання.

1) Метод експертної оцінки з метою вилучення прихованих у людини знань шляхом штучних навідних запитань. Сутність методу полягає у проведенні спеціалізованої експертної оцінки та математичній обробці анкет. Метод слід використовувати тоді, коли об'єкти прогнозування не підлягають повній або частковій формалізації. В основі методу лежить система отримання та обробки інформації шляхом цілеспрямованого індивідуального опитування експертів у вузькій галузі науки, техніки та виробництва.

2) Метод екстраполювання полягає у перенесенні даних, отриманих у певній галузі діяльності (у певному діапазоні), на більш або менш широкі аналогічні галузі (діапазони). Іноді до екстраполяції відносять також пошук проміжних значень деякої властивості між відомими її значеннями – інтерполяцію прямолінійну, експоненціальну або за іншими заздалегідь відомими кривими змін. Метод екстраполювання застосовують вибірково для короткострокових (оперативних) прогнозів, у тому разі, коли розвиток процесів протягом значного проміжку часу відбувається рівномірно, без значних стрибків.

3) Метод математичного моделювання процесів полягає в детальному аналізі причин можливих змін у стані довкілля, побудові теорії часткових процесів і подальшому створенні спрощеної версії будови загального процесу – об'єднаної моделі реальної системи. Моделі відображають найсуттєвіші, найважливіші властивості та функції деякого складного процесу чи об'єкта.

1.3 Управління якістю водних систем

Управління – це організація взаємозв'язків між складовими частинами екосистеми, яка приводить до намічених результатів. Базується на необхідній інформації та направлена на підтримання або покращення функціонування системи, якою управляють. Управління проводиться на базі природно виробленої і штучно створеної програми. Може здійснюватися зовнішніми діями і структурами по відношенню до екосистеми, а також механізмами, які управляють системою через соціальні регулюючі (управляючі) органи.

Управління здійснюється за такими правилами:

1) управління направлене на досягнення якоїсь мети, ступінь наближення до якої треба фіксувати кожен момент (це здійснюється за допомогою одержання відповідної інформації на основі зворотного зв'язку;

2) необхідно знати як позитивні, так і негативні реакції екосистеми, якою керують на вже проведені дії управлінські;

3) важливий облік об'єктивних обмежень природно-ресурсного і еколого-економічного потенціалів;

4) доцільно направляти всі процеси на виникнення бажаних матеріально-енергетичних обернених зв'язків з посиленням досягнутого позитивного ефекту;

5) управління повинно бути організовано ієрархічно, згідно природної організації водних екосистем;

6) управління завжди враховує прогноз еколого-соціально-економічних наслідків на велику глибину часу і засновано на багатоваріантному аналізі можливих ситуацій;

7) система управління повинна бути адаптивною, тобто змінювати свою структуру, її способи функціонування у відповідності до накопиченого досвіду роботи зі зміненими умовами і метою управління.

Управління якістю водних систем може мати такі форми:

Управління жорстке – безпосереднє «командне» управління. Управління жорстке – це, як правило, технічна і техногенна дія та втручання в природні процеси, їх «виправлення» шляхом корінного перетворення самих механізмів і систем природи. Наприклад, відчуження і переорювання земель в заплаві річки, будівництво гребель на річках. Жорстке управління дає найбільший господарчий ефект, але лише у відносно короткий час і при локальному або регіональному масштабі, коли його застосування не веде до підриву природно-ресурсного потенціалу. Таке управління засновано на штучному перенапруженні або граничному омолодженні природних систем. У зв'язку з цим воно потребує заходів з підтримки екологічної рівноваги, які здійснюються, як правило, шляхом м'якого управління.

Управління м'яке – опосередкована, непряма дія, як правило, з допомогою використання природних механізмів саморегуляції або шляхом технічного конструювання цих механізмів. Прикладом може бути зариблення водних об'єктів.

Під час такого управління відбувається забезпечення виконання норм і вимог, які обмежують шкідливу дію процесів виробництва і продукції, яку випускають на навколишнє середовище, і раціональне використання природних ресурсів, їх відновлення і відтворення. Діяльність з управління охороною рибогосподарських водойм направлена на:

а) формування і дотримання гігієнічно і екологічно обґрунтованих вимог до якості води;

б) раціональне використання або витрати природних ресурсів, в тому числі на попередження їх руйнування і загибелі;

в) функціонування системи контролю елементів середовища і на взаємодію її з виробничими службами та зниження норм витрати води;

г) зменшення або ліквідацію забруднення водних об'єктів викидами.

Управління популяціями – штучна регуляція їх чисельності, статевозрілих особин, у ряді випадків видалення із неї особин, небажаних за морфологічними або поведінковими ознаками (штучний відбір в природі).

Це основні поняття, якими необхідно оперувати при вивченні даної дисципліни.

Запитання для самоконтролю

1. Які оцінки якості води використовують залежно від виду водокористування?
2. Сформулюйте якою повинна бути якість води, призначеної для рибогосподарських цілей.
3. Чим відрізняється оцінка якості водного об'єкта економічна від еколого-економічної?
4. Що означає прогнозування якості вод?
5. Які ви знаєте класифікації прогнозів якості води?
6. Якими методами користуються при прогнозуванні якості водних об'єктів?
7. Дайте визначення поняттю – управління якістю природних вод.
8. За якими основними правилами повинно здійснюватись управління?
9. Які форми має управління якістю вод?
10. Дайте визначення терміна – управління популяціями?
11. На що направлена діяльність з управління охороною рибогосподарських водойм?

Лекція 2. Критерії якості води

В цій лекції розглянемо суть поняття «якість води» та принципи її оцінки. Оцінка якості води проводиться відповідно до загальних принципів і системи загально прийнятих критеріїв, вироблених світовим науковим співтовариством з метою захисту і задоволення потреб різних категорій водокористувачів, в тому числі і для рибництва.

Природні води являють собою складні розчини, які містять у своєму складі хімічні елементи, прості і складні йони, комплексні сполуки, розчинені і газоподібні молекули речовин, стабільні і радіоактивні ізотопи.

Ще В.І. Вернадський говорив, що в кожній краплині води, як у мікрокосмосі, відбивається склад космосу. В останні роки це положення знайшло практичне підтвердження: з 87 стабільних хімічних елементів, відомих у земній корі, близько 80 знайдено у природних водах.

Мінеральні речовини, що знаходяться в природних водах у розчиненому стані в різних формах (йони, комплексні йони, недисоційовані сполуки, колоїди), в залежності від їх концентрації умовно діляться на дві групи: макро- та мікроелементи.

До макроелементів належать речовини, що постійно присутні у природних водах усіх типів і мають концентрацію не менше 1мг/дм^3 [Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , Cl^- , Na^+ , K^+]. Мікроелементи – це речовини, що зустрічаються в природних водах лише в малих концентраціях (менше 1мг/дм^3).

Сукупність хімічних речовин, розчинених у воді, надає природним водам певних властивостей. Від величини вмісту тих чи інших речовин залежать такі властивості води як солоність, твердість, кислотність, лужність, агресивність та інші.

Відповідність хімічного складу і властивостей води вимогам конкретних водоспоживачів і становить суть поняття «якість води». Якість води для того чи іншого водокористування встановлюється за критеріями якості води – спеціальними ознаками (показниками), величина (концентрація) яких у воді науково обґрунтована і гарантує той чи інший рівень якості води.

Поняття «якість води» протягом останнього століття дуже змінилося в зв'язку із розширенням водокористування і розвитком аналітичних методів.

Перелік обов'язкових для визначення показників при оцінці якості води протягом останніх 100 років у зв'язку із зростанням антропогенного навантаження на водні об'єкти розширювався в такому напрямку:

органічні речовини → солоність(розчинні солі) → завислі речовини →
→ важкі метали → показники евтрофікації → нітрати →
→ органічні мікробабруднювальні речовини → хлоровані вуглеводні →
→ показники закиснення.

Це значить, що поняття «якість води» має динамічний характер, воно змінюється із зміною наших уявлень про хімічний склад води та із зростанням антропогенного навантаження на навколишнє середовище.

2.1 Критерії якості вод в залежності від їх призначення

Критерії якості води характеризують якість води, необхідну для збереження і захисту певних видів водокористування. Більшість критеріїв якості води встановлюють максимальний рівень концентрації речовини у воді, за яким не завдаються збитки в умовах безперервного водокористування для конкретного водокористувача, або придатності води для біологічного існування організмів та функціонування цілих водних систем. Оскільки визначення якості води залежить від мети водокористування, то до кожного виду водокористування з точки зору якості висуваються різні вимоги.

Види водокористування визначаються органами Міністерства охорони навколишнього природного середовища і підлягають затвердженню органами місцевого самоврядування.

Так, до господарсько-питного водокористування відноситься використання водних об'єктів або їх ділянок як джерел господарсько-питного водопостачання, а також постачання підприємств харчової промисловості. Згідно із санітарними нормами і правилами, питна вода повинна бути безпечна в епідемічному і радіаційному відношенні, нешкідлива за хімічними складом і повинна мати сприятливі органолептичні властивості.

До культурно-побутового водокористування відноситься використання водних об'єктів для купання, заняття спортом, відпочинку населення. Вимоги до якості води, встановлені для культурно-побутового водокористування, поширені на всі ділянки водних об'єктів, що перебувають в межах населених пунктів, незалежно від виду їх використання.

Рибогосподарські водні об'єкти призначені для розведення, збереження та відтворення різних видів риби і можуть відноситися до однієї із трьох категорій:

- до вищої категорії відносять місця розташування нерестовищ, масового нагулу і зимування всіх водних організмів, а також охоронні зони господарств будь-якого типу для розведення і вирощування риби та інших гідробіонтів;

- до першої категорії відносять водні об'єкти, що використовують для збереження і відтворення цінних видів риби, які мають високу чутливість до вмісту кисню (форель);

- до другої категорії відносять водні об'єкти, що використовують для інших рибогосподарських цілей.

Для рибогосподарських водойм встановлені гранично допустимі концентрації (ГДК) речовин за п'ятьма показниками шкідливості:

- 1) органолептичним;
- 2) санітарним;
- 3) санітарно-токсикологічним;
- 4) токсикологічним;
- 5) рибогосподарським.

Органолептичний показник шкідливості характеризує здатність речовин змінювати органолептичні властивості води (смак, запах, колір, мутність тощо).

Загальносанітарний (санітарний) показник – визначає вплив речовин на процеси природного самоочищення вод за рахунок біохімічних та хімічних реакцій за участю природної мікрофлори. Санітарно-токсикологічний показник характеризує шкідливу дію на організм людини, а токсикологічний показує токсичність речовини для живих організмів водойм. Рибогосподарський показник шкідливості визначає погіршення якості промислових риб.

Найменша із нешкідливих концентрацій за п'ятьма показниками шкідливості береться за ГДК із зазначенням показника, який лімітує шкідливість.

Таблиця 2.1 – Загальні вимоги до складу і властивостей води для рибогосподарських водойм

Показники складу і властивості водойми	Водойми, які використовуються для збереження і відтворення цінних видів риб	Водойми, які використовують для всіх інших рибогосподарських цілей
Завислі частинки, мг/дм ³	Не більше 0,25 мг/дм ³	Не більше 0,75 мг/дм ³
Плаваючі домішки	Не повинно бути плівок на поверхні	
Колір, запах, присмак	Не повинна мати сторонніх забарвлення, запахів, присмаків, які передаються м'ясу риб	
Температура, °C	Влітку не повинна перевищувати більше ніж на 3°C, взимку – на 5°C від середньої сезонної	
Розчинний кисень, мгО/дм ³	Не повинно бути нижче 6,0 мг/дм ³	4,0 мг/дм ³ Влітку не нижче 6,0 мг/дм ³ в пробі води, відібраній до 12-ої години.
Біохімічна потреба в кисні, мг/дм ³	Не повинна перевищувати 3,0 мг/дм ³ влітку, а взимку вміст кисню знижується до 6,0 мг/дм ³	4,0 мг/дм ³
Отруйні речовини	Не повинні міститися в концентрації, яка може прямо чи непрямо впливати на риб і їх кормову базу	

Рибогосподарські ГДК_{ВР} повинні задовольняти ряд умов, при яких не повинні спостерігатись такі процеси:

- а) загибель риб і кормових організмів для риб;
- б) поступове зникнення видів риб і кормових організмів;
- в) погіршення товарних якостей риби, що мешкає у водоймі;
- г) заміна цінних видів риб на малоцінні.

Далеко не всі види води придатні до вживання в якості питної води. Існує ряд основних критеріїв, що визначає якість питної води. Це – органолептична прийнятність (допустимість), епідемічна безпечність, хімічна нешкідливість.

Органолептична допустимість встановлює властивості води, які визначаються за допомогою органів чуття – аналізаторів, такі як колір, запах, смак.

Епідемічна небезпечність і безпечність. Нині існує перелік захворювань, що передаються через воду, який включає крім холери і дизинтерії, черевний тиф, інфекційний гепатит та інші. Доведена можливість зараження через воду поліомієлітом, сухотою. По даним ООН від захворювань, викликаних забрудненням питної води, в країнах, які розвиваються, кожний рік вмирає 15 млн дітей у віці до п'яти років. А за статистикою ВОЗ кількість людей, що перенесли гостре кишкове захворювання, складає 500 млн в рік.

Про бактеріологічну чистоту води дозволяє судити наявність так званих санітарно-показових бактерій. Наявність у воді кишкової палички є ознакою вірогідності попадання у воду і інших збудників захворювань. Кишкова паличка широко розповсюджена в природних водоймах, і про якість води судять на основі підрахунку її кількісного вмісту. Встановлено, що тільки в тих випадках, коли кількість кишкових паличок в 1 дм³ води не перевищує трьох, тоді вода може вважатися безпечною в бактеріологічному відношенні. Про чистоту води судять і за загальною кількістю бактерій, які містяться в 1 мг (так зване мікробне число). Воно не повинно перевищувати 100 бактерій. Також є методи визначення у воді патогенних мікроорганізмів, які використовуються у випадках, пов'язаних з особливою епідеміологічною обстановкою.

Колі-індекс – кількісний показник фекального забруднення води кишковою паличкою (число організмів кишкової палички, які знайдено в 1 дм³).

Колі-титр – найменша кількість дослідженого матеріалу, в якому знайдена 1 кишкова паличка (1 колі-титр = 1000 колі-індекс).

ГДК (колі-індекс) не більше 3 бактерій на 1 дм³.

ГДК (колі-титр) не більше 300 см³.

Хімічна безпечність. Цей показник вказує на вплив різних хімічних домішок на здоров'я людини, тварин. При підвищеному вмісті речовин можуть в організмі виникати різні зміни в обміні речовин і навіть

захворювання. Вода з підвищеним вмістом хлоридів і сульфатів викликає порушення функції системи травлення. Загальна мінералізація до 3 г/дм³ негативно впливає на протікання вагітності, на плід і немовлят, збільшує кількість гінекологічних захворювань.

Підвищений вміст кальцію сприяє утворенню каменів в нирках і сечовому міхурі.

Маломінералізовані води (вміст солей менш 50 мг/дм³) погіршують водно-сольовий обмін, функції шлунку, погано вгамовують спрагу.

Дефіцит Флуору має негативний вплив на стан зубів (виникає карієс), причому і підвищений вміст Флуору також небажаний бо виникає флюороз. Дефіцит йоду в організмі людини викликає захворювання – ендемічний зоб.

Твердість води раніше вважали не впливає на здоров'я людини, але сучасні дослідження лікарів довели, що вживання тільки м'якої води вірогідно може приводити до серцево-судинних захворювань та порушень метаболічних процесів.

Присутність металів у воді в концентраціях, що перевищують ГДК також має негативні наслідки. Таке отруєння розвивається поступово, по мірі накопичення металу в організмі. Наприклад, Плюмбум викликає захворювання нервової і кровотворної систем; Кадмій і Хром – захворювання нирок; Ртуть – центральної нервової системи, видільної та кровотворної; Цинк – рухового апарату (м'язів), легенів, серцево-судинної системи. Підвищений вміст нітратів викликає захворювання крові, особливо небезпечне у дітей (дитячий ціаноз), пов'язаний з утворенням в крові метгемоглобіну, який не здатний переносити кисень до тканин і органів.

2.2 Критерії якості поверхневих вод

Критерії за якими судять про рівень забруднення водних об'єктів, розподіляються на три групи: фізичні (запах, смак, колір, температура, забарвленість, завислі речовини, прозорість, каламутність, нафтові плівки тощо); хімічні (мінеральні й органічні речовини, розчинені гази та забруднювальні речовини, не характерні для даного водного об'єкта або такі, що перевищують регламентовані норми); гідробіологічні (фітопланктон та зоопланктон, зообентос, перифітон, вищі водні рослини, індекс сапробності, інтенсивність дихання та фотосинтезу).

Традиційно критерії якості води водних об'єктів розглядаються у двох видах.

1. Відношення фактичних концентрацій шкідливих речовин у водоймах і річках до їх ГДК не повинні перевищувати одиниці:

$$C_i / ГДК \leq 1$$

де C_i – фактична концентрація i -го інгредієнту у воді, мг/дм³;

ГДК – гранично допустима концентрація i -го інгредієнту у воді, мг/дм³.

2. При наявності у водному об'єкті декількох речовин, які мають комбіновану дію, сума показників перевищення ГДК для них також не повинна перевищувати одиницю:

$$\sum_1^n \frac{C_i}{ГДК} \leq 1,$$

де n – кількість шкідливих речовин, які мають комбіновану дію.

Подібні оцінки якості поверхневих вод не завжди надійні і можливі з екологічної точки зору. Тому на практиці оцінки якості води часто базуються на вибраних репрезентативних показниках, зміст і значення яких відповідає цілям використання поверхневих вод.

Усі хімічні речовини, які мають шкідливий вплив на здоров'я людини, санітарний стан і рибну продуктивність водних об'єктів, розподіляють на групи за так званими *лімітуючими ознаками шкідливості (ЛОШ)*. За гігієнічним нормуванням якості води виділяють три основні групи забруднювальних речовин:

- санітарно-токсикологічні, які мають прямий вплив на здоров'я населення (токсикологічні речовини, збудники захворювань, пестициди тощо);
- загально-санітарні, які впливають на загальний санітарний режим водних об'єктів (легкоокисні органічні речовини, активний хлор);
- органолептичні, які сприймаються безпосередньо органами чуття людини і додають воді смак, запах, колір (залізо, марганець, нафта, фенол). При рибогосподарському нормуванні додатково виділяють ще дві групи речовин: токсикологічної та рибогосподарської дії.

На сучасному рівні людство продукує (з викидом в довкілля) близько 20 тис. шкідливих речовин, але тільки близько 2 тис. з них вироблені з дотриманням гранично допустимих концентрацій (ГДК): близько 700 для атмосфери, 250 – для ґрунтів; близько 1000 ГДК господарсько-питного і культурно-побутового призначення і майже 250 – рибогосподарських ГДК. Кожна ГДК відноситься, як було сказано вище, до одного із трьох лімітуючих ознак шкідливості.

Наявність великої кількості нормованих показників забруднювальних речовин завдає на практиці значних труднощів. Тому усі забруднювальні речовини з урахуванням їх токсичності, кумулятивності, здатності спричинити певний ефект розподіляють на чотири класи:

- 1 – надзвичайно небезпечні;
- 2 – дуже небезпечні;
- 3 – небезпечні;
- 4 – помірно небезпечні.

Підсумовування відношень $C/ГДК$ виконується тільки для забруднювальних речовин 1 та 2 класів (санітарно-токсикологічних ознак шкідливості).

2.3 Комплексні критерії якості води за хімічними показниками

Проблема комплексного оцінювання якості води на сучасному етапі має важливе і першочергове значення. Ця проблема займає центральне місце у водоохоронній діяльності.

На теперішній час в Україні та в інших країнах світу розроблена досить велика кількість критеріїв комплексної оцінки якості поверхневих прісних вод. Одні класифікації відносяться до бактеріальних та фізико-хімічних, в основу інших покладена гідробіологічна оцінка забрудненості вод.

Оцінка якості води за хімічними показниками вважається досить трудомістким завданням, оскільки вона базується на порівнянні середніх концентрацій, які спостерігаються в пунктах контролю якості вод, з встановленими нормами (ГДК) для кожного інгредієнта. Більшість із запропонованих на даний час комплексних показників визначено шляхом об'єднання та узагальнення численних часткових показників у один інтегруючий, який дозволяє характеризувати різні стани водних об'єктів.

Зараз існує низка спроб характеризувати ступінь забрудненості води за допомогою одного узагальненого показника (індексу забрудненості I_3), який дорівнює середньому арифметичному відношенню:

$$I_3 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК},$$

за інгредієнтами із значенням $C_i/ГДК \geq 1,0$. Головна небезпека полягає у прояві синергізму, коли присутність однієї речовини посилює токсичність другої або коли дві токсичні речовини створюють сполуку, токсичність якої значно вища ніж початкові (наприклад, сполуки іонів важких металів і деяких органічних кислот).

Для оцінки рівня забруднення водних об'єктів рекомендують також використовувати так званий коефіцієнт забрудненості (КЗ) за такою схемою:

$$КЗ = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^i \sum_{j=1}^j \sum_{g=1}^g \Pi_{i, j, g},$$

де i – номери показників якості води (або їх груп з однаковими ЛОШ);

j – число створів (пунктів контролю);

g – число вимірювань i -го показника в j -му створі;

N – загальне число вимірювань усіх i -тих показників у всіх j створах за цей період.

Величина $\Pi_{i, j, g}$ – характеризує відносну величину порушення нормативу в показнику i (або групу показників з однаковими ЛОШ).

Деякі автори пропонують комплексну оцінку здійснювати на основі сумарного показника якості води водних об'єктів за такою формулою:

$$I_{\text{сум}} = I_{\text{орг}} + I_{\text{ток}} + I_{\text{бак}},$$

де $I_{\text{орг}}$, $I_{\text{ток}}$, $I_{\text{бак}}$ – сумарні показники відносного забруднення води відповідно за органолептичними, загально-санітарними, токсикологічними ознаками шкідливості та показником бактеріального забруднення води;

$I_{\text{сум}}$ – сумарний критерій якості води водного об'єкта, який змінюється від 0 (допустимий ступінь забруднення) до 4 і більше (надзвичайно високий ступінь забруднення).

Останнім часом розроблено багато методик комплексної оцінки якості води, проте більшість з них надзвичайно громіздкі, потребують даних вмісту у воді таких компонентів, які нечасто визначаються контролюючими органами або ж неодноразово використовують складний математичний апарат.

Найповнішу і надійну оцінку якості води річок і водойм з екологічних позицій дають класифікації, які будуються на комплексі фізичних, хімічних, бактеріологічних та гідробіологічних показників.

З біологічними особливостями водних об'єктів пов'язане і їхнє біологічне забруднення. Забруднення річок і водойм підрозділяють на біологічне та антропогенне. Біологічне забруднення річок і водойм відбувається внаслідок природних процесів росту біомаси гідробіонтів, переважно гідрофітів, з наступним її відмиранням та розкладанням, а також надходження органічних речовин, що утворились в басейні. Тому розрізняють органічні речовини *автохтонного* походження, що утворились в самій водоймі, та *алохтонного*, що надійшли з водозбору.

Антропогенне забруднення пов'язане з діяльністю людини. Це – надходження у водойму органічних та мінеральних речовин внаслідок хімізації сільського господарства (добрива, пестициди, отрутохімікати), нафтопродукти, побутові, промислові стічні води, а також стоки з тваринницьких комплексів. Частина компонентів антропогенних джерел забруднення – це шкідливі хімічні речовини, що забруднюють довкілля і отруюють гідробіонти.

Конкретні гідрофізичні, гідрохімічні та специфічні кількісні показники є елементарними показниками якості води. Комплексні ознаки, побудовані на інтегруванні елементарних ознак якості, є узагальнюючими. На основі елементарних і комплексних ознак визначаються категорії та індекси якості води, зони та підзони сапробності, категорії та підкатегорії трофності.

Запитання для самоконтролю

1. Назвіть основні компоненти складу природних вод.
2. Поясніть поняття «якість води», які характеристики включає це поняття?
3. Які види водокористування в Україні вам відомі?
4. На які категорії поділяються рибогосподарські водні об'єкти?
5. По скількох ознаках шкідливості встановлені рибогосподарські граничнодопустимі концентрації?
6. Вкажіть вимоги до складу і властивостей рибогосподарських водойм.
7. На які групи поділяються критерії якості поверхневих вод?
8. Як визначається якість води водних об'єктів залежно від кількості забруднювальних речовин?
9. Поясніть термін ЛОШ (лімітуюча ознака шкідливості).
10. На скільки класів поділяються всі забруднювальні речовини?
11. В чому полягає проблема комплексного оцінювання якості води?
12. Як розраховується індекс забрудненості води?
13. Чим відрізняється коефіцієнт забрудненості від індексу забрудненості?
14. Основні види антропогенного забруднення водойм, з чим воно пов'язане?
15. Наведіть приклади органічних речовин автохтонного та алохтонного походження.
16. За якими формулами оцінюється рівень забруднення водних об'єктів?
17. Як визначають сумарний показник якості води?

Лекція 3. Екологічні критерії якості води

3.1. Екологічні критерії якості води, які враховують в різних країнах

Водні системи складаються із біогенних популяцій (виробників, споживачів, редуцентів), а також фізичних і хімічних компонентів. У водних екосистемах відбувається складна взаємодія фізичного і біохімічного циклів. Антропогенні стреси, наприклад, такі як скид у воду хімікатів, можуть негативно подіяти на багатство видів водної флори і фауни, існування яких залежить як від абіотичних умов (наприклад, температури, характеристик потоку води, рН, концентрації розчиненого кисню, концентрації важких металів та органічних мікрозабруднювальних речовин), так і від біотичних умов (видовий склад гідробіонтів).

Критерії якості води з точки зору охорони водної флори і фауни можуть враховувати лише фізико-хімічні параметри, котрі визначають якість води, яка забезпечує захист і збереження життя у водному середовищі – в ідеальному випадку у всіх його формах і на всіх етапах, або ж вони можуть враховувати стан усєї водної системи.

До найважливіших параметрів якості води традиційно належить розчинений кисень (низька концентрація якого призводить до загибелі риби), а також вміст фосфатів, амонію і нітратів, які у разі їх понад нормованого надходження у водні екосистеми викликають значні зміни структури водних популяцій.

Важкі метали та багато синтетичних хімікатів можуть надходити в організми, не засвоюючись, і таким чином, біоакумулюватися. Якщо в організм продовжують надходити речовини, які він не в змозі вивести або знешкодити, то концентрація такої речовини може досягати токсичного рівня. Деякі забруднювальні речовини також можуть викликати канцерогенні, репродуктивні та еволюційні наслідки.

Під час розробки критеріїв, що забезпечують охорону водної флори і фауни, в ідеальному випадку треба мати повну інформацію про надходження хімічних речовин в організм і залежність між впливом і його наслідками.

Слід враховувати механізми дії токсичних речовин, такі як поглинання із водойми забруднювальних речовин водними організмами, так і біоаккумуляції, яка відбувається у цих організмах.

Наприклад, риби поглинають токсичні хімікати безпосередньо із води, що проходить через їхні зябра під час нормального процесу дихання та живлення тваринами, такими як трубчасті черв'яки, личинки комах, молюски або раки, і накопичуються в організмах качок, черепах і бентосоядних риб.

Живі організми прискорюють розповсюдження токсикантів у воді, збільшуючи площі зараження, наприклад: якщо в морській воді ДДТ

міститься 0,02, то в водоростях – 5, в рибах-мікрофагах – 40-300, рибах-хижаках – 2000 млн⁻¹, тобто гідробіонти акумулюють забруднювальні речовини у своїх організмах.

Важкі метали і органічні мікрозабруднювальні речовини, такі як діоксини, хлорорганічні пестициди, можуть поглинатися із води фітопланктоном, а потім надходити через харчовий ланцюг в організм риб і в кінцевому результаті в організм водоплаваючих птахів та ссавців. Оскільки більшість водних тварин виводять такі хімікати дуже повільно (або зовсім не виходять), то на кожному наступному етапі харчового ланцюга концентрація цих забруднювачів зростає внаслідок ефекту біопримноження і може досягти токсичних рівнів. Тому розробка екологічних критеріїв якості води має важливе значення. І в різних країнах висувають ряд вимог до цих критеріїв.

У Канаді діють такі вимоги до мінімального набору даних, необхідних для розробки цих критеріїв:

а) риби: не менше трьох досліджень на токсичність конкретної речовини для трьох або більше видів прісноводних риб, включаючи, як мінімум, один вид, що живе в холодній воді (форель) і один вид в теплій воді (чорний товстоголов);

б) безхребетні: не менше двох досліджень на хронічну токсичність (частковий або повний життєвий цикл) двох або більше видів безхребетних із різних класів, один, з яких включає планктонний вид (наприклад, види дафній);

в) рослини: не менше одного дослідження однієї прісноводної судинної рослини або виду водоростей.

Якщо дослідження на токсичність показують, певний вид рослин є найбільш чутливим в конкретному наборі, то саме його реакція на вплив враховується при розробці тимчасових критеріїв.

У країнах ЄС використовують аналогічний підхід з деякими відхиленнями щодо вимог, які пред'являються до даних критеріїв якості води.

Наприклад, у Німеччині дослідження на токсичність здійснюється щодо первинних продуцентів (наприклад, зелені водорості *Scenedesmus subspicatus*), первинних консументів (наприклад, водяна блоха *Daphnia magna*), вторинних консументів (риби) та продуцентів (наприклад, бактерії *Pseudomonas putida*). Використовується також інша інформація, включаючи дані про органолептичні властивості речовин (наприклад, гниття риби), її мобільність і поширення через різні екологічні канали, а також про характер біохімічного розкладу (стійкість).

У Нідерландах встановлено свої критерії якості води. Найголовніший з них – *максимально допустимий рівень небезпеки (МНР)*, який допускає концентрацію речовини, при якій забезпечується повний захист 95% видів у даній екосистемі. Оскільки організми в природних

умовах завжди підпадають під одночасний вплив декількох речовин, то до МНР застосовується коефіцієнт, що дорівнює 100. Це робиться для того, щоб розрахувати такі показники концентрації, які відповідають *незначному рівню небезпеки (НРН)*. МНР речовини розраховується з використанням методу практичної екстраполяції для природної різниці між організмами щодо токсичних речовин.

На основі даних про хронічну токсичність для ряду досліджуваних організмів, що вважаються репрезентативними для водної екосистеми, може бути виконана оцінка 95%-го рівня захисту. За відсутності достатньої кількості даних про токсичність (менше ніж чотири показники) використовуються загальні коефіцієнти безпеки, що дорівнюють 10, 100 або 1000).

Останнім часом у рамках концепції екосистемного підходу до управління водними ресурсами робилися спроби розробити критерії, які б описували небезпечні умови існування водних екосистем. Окрім традиційних критеріїв, що стосуються концентрації забруднюючих речовин і вмісту кисню, нові критерії намагаються описати стан присутніх в екосистемі видів і структуру та функцію екосистем в цілому. При розробці цих критеріїв допускалося, що вони повинні бути біологічними за своїм характером.

У деяких країнах Європейського співтовариства проводяться дослідження для розробки біологічних критеріїв, які б у кількісному відношенні виражали критерії якості води.

Під біокритеріями слід розуміти показники «біологічної цілісності», що можуть бути використані для оцінки сукупного екологічного впливу.

3.2 Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші України

В Україні в 1994 році Міністерством охорони навколишнього середовища та ядерної безпеки України було розроблено і введено в дію «Екологічну оцінку якості поверхневих вод суші та естуаріїв України» (КНД 211.1.4.010 -94).

Цей документ є основою для оцінки якості поверхневих вод суші України з екологічних позицій і одержання інформації про стан екосистем водних об'єктів.

Екологічна характеристика якості поверхневих вод суші України дається за екосистемним принципом. Необхідна об'єктивність оцінки досягається досить широким набором показників, які характеризують абіотичну і біотичну складові водних екосистем.

Комплекс показників для оцінки якості води включає загальні і специфічні показники. Загальні показники, до яких належать показники сольового складу і трофо-сапробності (еколого-санітарні), характеризують інгредієнти, величина яких може змінюватись під впливом господарської діяльності.

Специфічні показники характеризують вміст у воді забруднювальних речовин токсичної і радіаційної дії.

Система оцінки якості води включає три блоки:

- показники сольового складу;
- трофо-сапробіологічні показники;
- специфічні показники токсичної та радіаційної дії.

Оцінка сольового складу поверхневих вод суші передбачає:

- ❖ визначення галінності за величиною ступеня мінералізації (табл. 3.1);
- ❖ визначення класу, групи і типу вод за співвідношенням основних іонів (табл. 3.2.). При цьому клас води визначається за переважаючими аніонами, група – за переважаючими катіонами, типи вод – за співвідношенням між іонами (в еквівалентах):
Клас I. $\text{HCO}_3^- > \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$;
Клас II. $\text{HCO}_3^- < \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} < \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$;
Клас III. $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-} < \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ або $\text{Cl}^- > \text{Na}^+$;
Клас IV. $\text{HCO}_3^- = 0$.
- ❖ оцінку якості прісних вод за вмістом компонентів сольового складу, що відбиває ступінь їх антропогенного забруднення хлоридами, сульфатами та іншими іонами (табл. 3.3).

Трофо-сапробіологічна (еколого-санітарна) оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв дається за такими групами показників:

- ❖ гідрофізичні – завислі речовини, прозорість;
- ❖ гідрохімічні – концентрація водневих іонів, азот амонійний, азот нітритний, азот нітратний, фосфор, фосфати, розчинений кисень, перманганатна та біхроматна окиснюваність, біохімічне споживання кисню;
- ❖ гідробіологічні – біомаса фітопланктону, індекс самоочищення – самозабруднення;
- ❖ бактеріологічні – чисельність бактеріопланктону та сапрофітних бактерій;
- ❖ біоіндикація сапробності – індекс сапробності за системами Пантле-Букка і Гуднайта-Уітлея;

Виконання оцінки якості поверхневих вод суші та естуаріїв України за специфічними показниками токсичної дії дається на підставі наявності й вмісту у воді таких інгредієнтів: ртуть, кадмій, мідь, цинк, свинець, хром, нікель, арсен, залізо, марганець, фториди, ціаніди, нафтопродукти, феноли (летючі), синтетичні поверхневоактивні речовини, хлорорганічні та фосфорорганічні пестициди.

Оцінка якості поверхневих вод за специфічними показниками радіаційної дії виконується за такими показниками: сумарна β -активність, концентрація стронцію – ^{90}Sr та цезію – ^{137}Cs . При виконанні цих оцінок керуються даними табл. 3.5.

Таблиця 3.1 – Ступінь мінералізації вод, г/дм³.

Прісні води				Солонуваті води		Солоні води, %		
гіпогалинні		олігогалинні		мезогалинні		полігалинні	евгалинні	ультрагалинні
β	α	β	α	β	α			
<0,10	0,10-0,50	0,51-0,75	0,76-1,00	1,01-5,00	5,01-18,00	18,01-30,00	30,01-40,00	>40,00

Таблиця 3.2 – Класифікація води за іонним складом

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

26

Таблиця 3.3 – Оцінка якості прісних вод за вмістом компонентів сольового складу

Показник, мг/дм ³	Категорія якості води							
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Сума іонів	< 300	300-500	501-750	751-1000	1001-1250	1251-1750	1751-2000	> 2000
Хлориди	< 5	25-50	51-75	76-100	101-150	151-250	251-500	> 500
Сульфати	< 5	25-50	51-75	76-100	101-150	151-200	251-400	> 400

Таблиця 3.4 – Трофо-сапробіологічні (еколого-санітарні) показники

Показники	Категорії якості води							
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Гідрофізичні								
Завислі речовини, мг/дм ³	< 5	5-10	11-20	21-30	31-50	51-100	101-200	>201
Прозорість, м (за диском Секкі)	>1,5	1,0-1,5	0,65-0,95	0,50-0,60	0,35-0,45	0,25-0,30	0,15-0,20	< 0,15
Гідрохімічні								
pH	6,9-7,0 7,1-7,5	6,7-6,8 6,7-6,9	6,5-6,6 8,0 – 8,1	6,3-6,4 8,2-8,3	6,1-6,2 8,4-8,5	5,9-6,0 8,6-8,7	5,5-5,8 8,8-9,0	<5,5 > 9,0
NH ₄ ⁺ , мг N/дм ³	< 0,10	0,10-0,20	0,21-0,30	0,31-0,50	0,51-1,00	1,01-2,50	2,51-5,00	>5,00
NO ₂ ⁻ , мг N/дм ³	< 0,002	0,002-0,005	0,006-0,01	0,011-0,020	0,021-0,050	0,051-0,100	0,101-0,300	>0,300
NO ₃ ⁻ , мг N/дм ³	<0,20	0,20-0,30	0,31-0,50	0,51-0,70	0,71-1,00	1,01-2,50	2,51-7,50	> 7,50
PO ₄ ³⁻ , мг P/дм ³	< 0,015	0,015-0,030	0,031-0,050	0,051-0,10	0,101-0,200	0,202-0,300	0,301-0,600	> 0,600
O ₂	> 8,0	7,6-8,0	7,1-7,5	6,1-7,0	5,1-6,0	4,1-5,0	2,0-4,0	<2,0
% насичення	96-100 101-105	91-95 106-110	81-90 111-120	71-80 121-130	61-70 131-140	41-60 141-150	20-40 151-160	<20 >160
Перманганатна окиснюваність мг O/дм ³	< 4,0	4,0-6,0	6,1-8,0	8,1-10,0	10,1-15	15,1-20,0	20,1-25,0	>25
БСК ₅ мгO ₂ /дм ³	< 0,7	0,7-1,2	1,3-1,6	1,7- 2,1	2,2-4,0	4,1-7,0	7,1-15,0	> 15

Продовження таблиці 3.4.

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Гідробіологічні								
Біомаса фітопланктону, мг/дм ³	<0,5	0,5-1,0	1,1-2,0	2,1-5,0	5,1-10,0	10,1-50,0	50,1-100	>100
Індекс самоочищення- самозабруднення	1,0	0,9	0,8	0,7	0,6	0,5	0,2-0,4	<0,2
Бактеріологічні								
Чисельність бактеріопланктону, млн. кл./мл	<0,5	0,5-1,5	1,6-2,5	2,6-5,0	5,1-7,0	7,1-10,0	10,1-20,0	>20,0
Чисельність сапрофітних бактерій, тис кл./мл	<0,5	0,6-1,0	1,1-3,0	3,1-5,0	5,1-10,0	10,1-25,0	25,1- 100	>100
Біоіндикація сапробності (індекс сапробності)								
За Пантле-Букком	< 1,0	1,0-1,5	1,6-2,0	2,1-2,5	2,6-3,0	3,1-3,5	3,6-4,0	>4,0
За Гуднайтом-Уітлеєм	1-20	21-35	36-44	45-50	51-57	58-65	66- 85	86-100
Зона сапробності	Олігосапробна		β -мезосапробна		α -мезосапробна		полісапробна	
	В-оліго- сапробна	α-оліго- сапробна	β -мезо- сапробна	β''-мезо- сапробна	α -мезо- сапробна	α''-мезо- сапробна	β-полі- сапробна	α-полі- сапробна
Категорії трофності	Оліго- трофна	Мезотрофна		Евтрофна		Політрофна		Гіпертрофна
	Оліго- мезо- трофна	Мезо- трофна	Мезо- евтрофна	Евтрофна	Евполі- трофна	Полі- трофна	Полі- гіпер- трофна	Гіпер- трофна

Конкретні гідрофізичні, гідрохімічні, гідробіологічні та специфічні показники є *елементарними ознаками якості води*. Комплексні кількісні ознаки, що побудовані на інтегруванні елементарних і узагальнюючих ознак якості води, є *узагальненими ознаками якості води*. На основі елементарних і узагальнюючих ознак визначаються категорії та індекси якості води, зони і підзони сапробності, категорії і підкатегорії трофності.

Система екологічної оцінки якості поверхневих вод суші та естуаріїв України *має вісім категорій якості води*, які базуються на узагальнених ознаках:

- I – відмінна;
- II – добра;
- III – досить добра;
- IV – задовільна;
- V – посередня;
- VI – погана;
- VII – дуже погана;
- VIII – занадто погана.

Категорії якості води відбивають природний стан, а також ступінь антропогенного забруднення поверхневих вод суші. За ступенем забруднення категорії якості води характеризують її як:

- I – дуже чисту;
- II – чисту;
- III – досить чисту;
- IV – слабо забруднену;
- V – помірно забруднену;
- VI – сильно забруднену;
- VII – брудну;
- VIII – дуже брудну.

За трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) показниками води відповідають певним підкатегоріям трофності і підзони сапробності:

- I – олігомезотрофна, β -олігосапробна;
- II – мезотрофна, α -олігосапробна;
- III – мезоевтрофна, β -мезосапробна;
- I – евтрофна, β -мезосапробна;
- I – еволітрофна, α' -мезосапробна;
- I – політрофна, α -мезосапробна;
- II – полігіпертрофна, β -полісапробна;
- III – гіпертрофна, α -полісапробна.

Основою для екологічної оцінки якості поверхневих вод є таблиці з градаціями величин всіх показників, що відповідають категоріям якості води (табл. 3.1 - 3.5).

Екологічна оцінка якості вод може виконуватись двома варіантами:

- 1) за спрощеним, з кінцевим результатом у вигляді екологічного індексу;
- 2) за розгорнутим, з відображенням усіх аспектів стану якості води.

Таблиця 3.5 – Специфічні показники токсичності, мкг/дм³, радіаційної дії, Кі/дм³

Показник	Показник категорії води						
	I-II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Ртуть	< 0,1	0,1-0,2	0,3-0,5	0,6-1,0	1,1-2,5	2,6-5,0	> 5,0
Кадмій	< 0,1	0,1-0,2	0,3-0,5	0,6-1,5	1,6-5,0	5,1-10,0	> 10,0
Мідь	< 1	1-2	3-10	11-25	26-50	51-100	> 100
Цинк	< 10	10-20	21-50	51-100	101-200	201-300	> 300
Свинець	< 2	2-10	11-20	21-50	51-100	101-200	> 200
Хром	< 2	2-5	6-10	11-25	26-50	51-100	> 100
Нікель	< 1	1-10	11-20	21-50	51-100	101-200	> 200
Арсен	< 1	1-5	6-15	16-25	26-35	36-50	> 50
Залізо	< 50	50-100	101-500	501-1000	1001-2500	2501-5000	> 5000
Марганець	< 10	10-50	51-100	101-500	501-1250	1251-2500	> 2500
Фториди	< 100	100-150	151-200	201-500	501-1000	1001-3000	> 3000
Ціаніди	0	< 10	10-25	26-50	51-100	101-150	> 150
Нафтопродукти	< 10	10-50	51-100	101-200	201-300	301-750	> 750
Феноли	0	< 1	1-5	6-10	11-50	50-250	> 250
СПАР	0	< 20	20-50	51-100	101-250	251-1000	> 1000
Хлорорганічні пестициди	0	< 1	1-5	6-10	11-50	50-250	> 250
Фосфорорганічні пестициди	0	< 1	1-3	4-10	11-25	26-50	> 50
Сумарна β-активність	< 0,44·10 ⁻¹¹	(0,44-0,75)·10 ⁻¹¹	(0,76-1)·10 ⁻¹¹	(1,1-15)·10 ⁻¹¹	(15,1-27)·10 ⁻¹¹	(27,1-50)·10 ⁻¹¹	> 50·10 ⁻¹¹
⁹⁰ Sr	< 6,2·10 ⁻¹³	(6,2-9,9)·10 ⁻¹³	(1-3)·10 ⁻¹²	(3,1-4,0)·10 ⁻¹²	(4,1-8,9)·10 ⁻¹¹	(9-40)·10 ⁻¹¹	> 4·10 ⁻¹⁰
¹³⁷ Cs	< 1,2·10 ⁻¹³	(1,2-5)·10 ⁻¹³	(5-150)·10 ⁻¹³	(5,1-150)·10 ⁻¹²	(1,6-15)·10 ¹⁰	(1,6-15)·10 ⁻⁹	> 1,5·10 ⁻⁸

Спрощена екологічна оцінка якості води здійснюється шляхом обчислення екологічного індексу. Вона виконується у тих випадках, коли зручніше користуватися однозначною оцінкою: для планування водоохоронної діяльності, опрацювання водоохоронних заходів, здійснення екологічного і еколого-економічного районування, екологічного картографування і та ін.

Екологічний індекс може також використовуватись для визначення тенденцій зміни стану якості води в часі, узагальненого впливу антропогенного навантаження на водні об'єкти, оцінки умов відтворення водних ресурсів, вирішення ряду економічних природоохоронних питань тощо.

За допомогою екологічного індексу можлива оцінка і зіставлення рівня екологічного благополуччя води за окремими ділянками водних об'єктів, по басейнах, регіонах і в цілому по Україні.

Екологічний індекс включає до свого складу три комплексні оцінки (індекси), які базуються на трьох блоках показників. Значення екологічного індексу (I_e) визначається згідно з формулою:

$$I_e = \max \{I_1, I_2, I_3\},$$

де I_1, I_2, I_3 - індекси вмісту компонентів сольового складу в прісних водах, трофо-сапробіологічних показників та специфічних показників токсичності і радіаційної дії відповідно.

Кожний із вище згаданих індексів розраховується окремо на підставі відносних значень показників, що входять до складу відповідних блоків.

Відносні значення показників одержують на основі первинних даних (концентрацій інгредієнтів або значень інших показників у відповідних одиницях виміру) та за допомогою системи спеціальних перевідних функцій, значення індексів (I_i) обчислюються на основі відповідних значень окремих показників згідно з виразом:

$$I_i = \max Y_{jk}, \\ 1 < k < N_j,$$

де Y_{jk} – відносне значення k -го показника з j -ї групи показників;

N_j – загальна кількість показників з j -го блоку, які враховуються при обчисленні.

Відносна оцінка кожного показника є числовою безрозмірною величиною, значення якої знаходяться в інтервалі від 1 до 8 і є значенням відносної категорії якості води.

Відносні значення показників розраховують на основі їх абсолютних значень (концентрацій) за допомогою системи спеціальних значень функцій. Такі перевідні функції є монотонними і кусково-лінійними

неперервними функціями з точками зламу, що відповідають значенням ординат, які розмежовують сусідні категорії якості води (є верхніми точками відповідних інтервалів значень показників).

У загальному випадку перевідні функції мають вигляд:

$$y = \begin{cases} 1 & x \leq x_1 \\ k_i x - k_i x_i + y_i & x_i < x \leq x_{i+1}, \\ 8 & x > x_{i+1} \end{cases}$$

де $x = 1, \dots, n$ – множина абсолютних значень показників, які виражають окремі категорії якості води;

y_i – значення категорії якості або відповідного інтервалу абсолютних значень показників;

$$n = x_n \Delta x; \Delta x = \min \Delta x_i; \Delta x_i = x_{i+1} - x_i; 1 \leq i \leq n-1; k_i = (y_1 - y_i) \Delta x_i$$

Критерії якості води за величиною екологічного індексу визначаються таким чином:

I категорія	$I_e = 1,0$
II категорія	$1,0 < I_e \leq 2,0$
III категорія	$2,0 < I_e \leq 3,0$
IV категорія	$3,0 < I_e \leq 4,0$
V категорія	$4,0 < I_e \leq 5,0$
VI категорія	$5,0 < I_e \leq 6,0$
VII категорія	$6,0 < I_e \leq 7,0$
VIII категорія	$I_e > 7,0$

Розгорнута екологічна оцінка якості води. Формалізація розгорнутої екологічної оцінки якості води виконується окремо для кожного з трьох блоків показників: сольового, трофо-сапробіологічного (еколого-санітарного), та специфічних показників токсичної і радіаційної дії. Якість води за ступенем мінералізації, за специфічними показниками дається по значенням показників, які відповідають найгіршій категорії якості води. Різні категорії в блоці трофо-сапробіологічних показників визначається із врахуванням сімнадцяти показників якості води, причому 12 можуть відноситись до однієї категорії, інші 5 – до категорії, вищої на одну одиницю.

Запитання для самоконтролю

- 1. Вкажіть найважливіші параметри якості води з екологічної точки зору.*
- 2. Які вимоги ставляться до екологічних критеріїв якості води в Канаді, Нідерландах, Німеччині?*
- 3. Вкажіть комплекс показників для екологічної оцінки якості поверхневих вод.*
- 4. Які показники входять до загальних показників якості води? Чи змінюються вони під впливом діяльності людини?*
- 5. Назвіть специфічні показники якості вод.*
- 6. Скільки категорій якості води мають поверхневі води України?*
- 7. За якими варіантами виконується екологічна оцінка якості вод?*
- 8. Що таке екологічний індекс якості води? Як його визначають?*
- 9. Як виконується розгорнута екологічна оцінка якості води?*
- 10. Які параметри екологічного індексу покладено в основу критеріїв якості води?*
- 11. Які значення екологічного індексу показують вміст компонентів сольового складу?*
- 12. Як здійснюється спрощена екологічна оцінка якості води?*
- 13. Чи можна визначати екологічне благополуччя води за допомогою екологічного індексу? Відповідь обґрунтувати.*
- 14. В чому різниця між двома варіантами екологічної оцінки якості вод.*
- 15. Назвіть специфічні показники токсичності і радіаційної дії природних вод.*

Лекція 4. Формування і трансформація речовин природного і антропогенного походження в річкових водах

На якість природних вод впливають природні і антропогенні чинники. При формування хімічного складу природних вод визначають дві групи чинників:

- *прямі чинники*, які безпосередньо впливають на воду, тобто дія речовин, які можуть збагачувати воду розчиненими сполуками або, навпаки виділяти їх з води): склад гірських порід, живі організми, господарська діяльність людини;

- *непрямі чинники*, які визначають умови, в яких протікає взаємодія речовин з водою: клімат, рельєф, гідрологічний режим, рослинність, гідрогеологічні і гідродинамічні умови та ін.

За характером дії чинники, що визначають формування хімічного складу природних вод, доцільно розділити на такі групи :

- фізико-географічні (рельєф, клімат, вивітрювання, ґрунтовий покрив);
- геологічні (склад гірських порід, тектонічна будова, гідрогеологічні умови);
- фізико-хімічні (хімічні властивості елементів, кислотно-лужні і окисно-відновні умови, змішування вод і катіонний обмін);
- біологічні (діяльність рослин і тваринних організмів);
- антропогенні (всі чинники, пов'язані з діяльністю людини).

Річки є найбільш рухливою частиною гідросфери, в якій взаємодія з породами відбувається в умовах найбільш вільного обміну з атмосферою. До основних особливостей річок, від яких залежить хімічний склад річкової води та її гідрохімічний режим, треба віднести:

- 1) швидка зміна води в руслі, в результаті чого вона взаємодіє з породами обмежений час і незначне випаровування;
- 2) формування складу води в самих поверхневих шарах земної кори, і тому більшою частиною добре промитих;
- 3) сильна залежність водного режиму річки від кліматичних і погодних умов;
- 4) інтенсивна дія на іонний і газовий склад біологічних процесів.

4.1 Загальні умови формування складу вод

Із усіх водних об'єктів річки мають найбільш практичне значення для рибицтва не тільки тому, що дуже поширені на поверхні суші, але і через малу мінералізацію річкової води.

За величиною мінералізації води річки можна поділити на такі чотири ступені:

- перший – мала мінералізація (до 200 мг/дм³),
- другий – середня мінералізація (200- 500 мг/дм³),

третій – підвищена мінералізація (500 – 1000 мг/дм³),
четвертий – висока мінералізація (більше 1000 мг/дм³).

Більшість річок планети мають малу і середню мінералізацію води, висока мінералізація зустрічається рідко.

Орієнтовна оцінка кількісного складу вод дозволяє зрозуміти відміни в складі води річок. Різноманітність хімічного складу річок пояснюється різними умовами, які створюються навколишнім середовищем, властивим кожному річковому басейну.

надходження розчинних речовин на території річкового басейну відбувається із таких джерел:

- 1) ґрунтового розчину і сухих солей ґрунтів,
- 2) осадових та вивержених порід,
- 3) атмосферних опадів,
- 4) завислих частинок, що переносяться вітром (еоловим шляхом),
- 5) продуктів, які утворюються при мінералізації або гуміфікації залишків організмів,
- 6) вод інших підземних басейнів.

Одночасно відбувається зменшення (витрата) розчинних речовин в результаті:

- 1) виносу іонного складу річковими водами,
- 2) виносу солей з поверхні ґрунту вітром,
- 3) вилучення розчинних речовин рослинами,
- 4) інфільтрація в більш глибокі горизонти підземних вод.

Баланс розчинних речовин водозбору річкового басейну можна виразити схемою:

$$P_{\text{ґрунту}} + P_{\text{породи}} + P_{\text{атмосфери}} + P_{\text{еол}} + P_{\text{орг}} = P_{\text{іон}} + P_{\text{еол}} + P_{\text{росл}} \pm X,$$

де X – збільшення чи зменшення розчинних речовин в басейні. Дещо перетворивши це рівняння, одержимо:

$$P_{\text{ґрунт}} + P_{\text{пор}} + P_{\text{атм}} + (P_{\text{еол}} - P_{\text{еол}}) + (P_{\text{орг}} - P_{\text{росл}}) = P_{\text{іон}} \pm X.$$

Значення членів цього рівняння для різних річкових басейнів та інтенсивність їх дії залежить від ряду умов, із яких найбільш суттєві клімат, рельєф, гідрологічні умови і рослинність.

Якість та характер вмісту розчинних у ґрунті солей, визначаються співвідношенням кількості атмосферних опадів і води, яка випаровується. В добре зволжених басейнах мінералізуюча дія на воду ґрунту слабша, ніж в басейнах, що знаходяться у посушливому кліматі. Суттєву роль при цьому відіграє близькість ґрунтових вод, які в умовах сильного випаровування можуть інтенсивно засолювати ґрунти.

Більш складну роль відіграють породи, які складають основу водозбірної площі басейну. Мінералізація річкової води пов'язана з петрохімічним складом порід, але на її величину дуже сильно впливають непрямі фактори: клімат, рельєф і гідрологія басейну.

Особливо багатогранна роль клімату. Збільшення кількості атмосферних опадів, з однієї сторони, сприяє кращому проникненню води в глибину порід і більш повному вимиванню із них солей, з іншої сторони, в минулому постійна фільтрація води сприяла промиванню товщі порід від легко розчинних солей. Все це в результаті створює в теперішній час меншу мінералізацію річкової води і ґрунтових вод.

Збільшення температури підсилює випаровування і, отже, капілярне підняття до поверхні солей ґрунтових та ґрунтових вод. Крім того, з температурою прискорюється розчинення солей і процес хімічного вивітрювання.

Рельєф місцевості непрямим шляхом впливає на мінералізацію води, сприяючи вимиванню солей із товщі порід. Глибина ерозійного зрізу русла річки полегшує надходження в річку більш мінералізованих ґрунтових вод з нижніх горизонтів. Цьому ж сприяють і інші види депресій: річкові долини, балки, яри), які покращують дренаж водозбору. Особливо це має значення для гірських умов. Гори, з однієї сторони, впливають на мінералізацію та , з іншої сторони, обумовлюють вертикальну зональність, напрямлення повітряних мас і різне освітлення схилів. Рельєф, впливаючи на швидкість стікання води, визначає час її контакту з ґрунтами, швидкість фільтрації через них і можливість заболочування водозбору.

Із гідрологічних умов, крім складу ґрунтових вод, велике значення для складу річкової води має інфільтруюча здатність ґрунтів, потужність водоносних горизонтів і їх уклін по відношенню до річкового русла.

Однак, не дивлячись на численність умов, які впливають на роль гірських порід, для мінералізації річкової води в різних кліматичних умовах вирішальними є два фактори:

- 1) протистояння гірських порід вище базису ерозії в попередній час;
- 2) інтенсивність розведення річкової води мало мінералізованими атмосферними опадами.

Посилення любого з них сприяє зниженню мінералізації річкової води.

Оцінка складової приходної частини річкового басейну – поступання солей з атмосферними опадами ($P_{\text{атм}}$) викликає багато розбіжностей. Одні автори вважають, що надходження солей з атмосферними опадами незначне. Інші, навпаки, схильні вважати походження більшої частини солей в річковому стоці в результаті атмосферних опадів. Але розрахунки показують, що солі атмосферних опадів можуть складати близько 32% мінералізації річкової води. В посушливих районах частка цих солей, що попадають в річки, зовсім незначна.

Надходження і витрати солей еоловим шляхом ($P_{\text{еол}}$ і $R_{\text{еол}}$) в сольовому балансі кількісно встановити важко. В значній мірі ці дві величини взаємно компенсують одна одну.

Інше положення у відношенні приходу і витрат органічних речовин ($P_{\text{орг}}$ і $R_{\text{росл}}$). Утворені рослинами органічні речовини відмирають і піддаються розпаду та гуміфікації. Цей процес відбувається неоднаково в різних зонах в залежності від вологості, температури, ступеня аерації, рН середовища і окисно-відновних умов. Виключне значення при цьому мають організми, життєдіяльність яких залежить від умов середовища. В болотних, лугових, ґрунтах півночі процес гуміфікації органічних речовин протікає в анаеробних умовах із-за надлишку вологи, накопичення органічних речовин, недостатньої кількості кисню, і дуже малої участі бактерій. В результаті із продуктів часткового розпаду органічних речовин створюються нові гумусові речовини. В лісових ґрунтах півночі процес гуміфікації відбувається в анаеробних умовах, але при участі актиноміцет та пліснявих грибків, які утворюють кислі продукти. В степовій зоні гуміфікація органічних речовин відбувається уже при дії бактерій в аеробних умовах. Утворені гумусові речовини фіксуються кальцієм і із басейну виноситься мало органічних речовин. Із ґрунтів півночі, які добре промиваються і бідні на солі, продукти гуміфікації виносяться значно легше. В зонах збідненого зволоження, сухих степах та напівпустелях із зменшеною вологістю та підвищеною температурою падає життєдіяльність бактерій, і органічні речовини розкладаються до простіших мінеральних сполук.

Кількість органічних речовин, утворених рослинами, змінюється по зонах (їх більше в лісах порівняно із степом і тундрою). Але зовсім незначна частина мінеральних солей виноситься стоком, а більша частина продуктів мінералізації асимілюється рослинами, утворюючи місцевий кругообіг в ґрунтовому профілі.

Визначити знак для X , тобто, встановити чи є величина $P_{\text{іон}}$ збалансованою членами лівої частини рівняння сольового балансу для любого річкового балансу, поки важко. Однак, можна вважати, що для зон надлишкового зволоження X має від'ємне значення, тобто в цих умовах відбувається поступова втрата солей у басейні. Навпаки, в річкових басейнах збідненого зволоження відбувається накопичення солей.

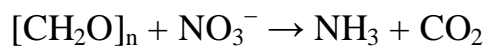
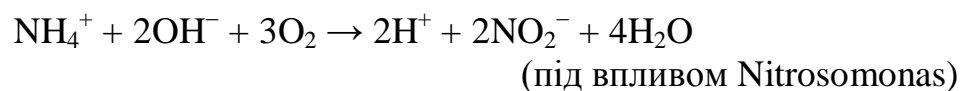
4.2 Трансформація біогенних та органічних речовин

Концентрація і режим біогенних елементів, які містяться в річках пов'язані з процесом утворення і розкладу органічних речовин в природних водах. Особливості режиму біогенних елементів повністю залежать від життєдіяльності фотосинтезуючих організмів. Вони обумовлюють порівняно низьку концентрацію біогенних елементів в

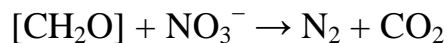
річках, яка змінюється протягом року відповідно до інтенсивності процесу фотосинтезу.

В природних умовах в незабруднених річкових водах концентрація нітратів коливається частіше всього в межах десятих долей мг/дм³. Для річок важливим джерелом поступання нітратів є атмосферні опади і азот, який регенерується при розкладі залишків рослинних організмів в ґрунті та продуктів життєдіяльності тварин. Великого значення набуває надходження нітратів в результаті діяльності людини – з нив, на які вноситься велика кількість мінеральних азотних добрив (NH₄NO₃, KNO₃ та ін.), гною, рослинних решток. Великі кількості нітратів вносяться із стічними водами міст і промислових підприємств. В результаті цих причин вміст нітратів в річках перевищує 1 мгN/дм³. При інтенсивному фотосинтезі у весняно-літній період, у воді кількість нітратів зменшується і вони витрачаються настільки, що навіть зникають з води. Восени вміст нітратів починає збільшуватися і досягає максимуму взимку, коли при мінімальному їх використанні відбувається розпад органічних речовин і перехід нітрогену з органічних до мінеральних форм. Весною з підвищенням температури і збільшенням освітлення знову починає підсилюватися життєдіяльність рослин і падає концентрація нітратів у воді.

Концентрація нітритних іонів в річковій воді значно менша, ніж нітратних (зазвичай, соті долі мг/дм³), і тільки в забруднених водах вона підвищується до десятих долей. Нітрити з'являються при природному циклі розкладу органічних речовин в стадії нітрифікації, зазвичай в кінці літа і восени.



або



Концентрація амонію в річкових водах, також як і нітритів коливається в межах сотих, десятих часток мг/дм³. В забруднених водах концентрація його дещо збільшується.

Концентрація неорганічних сполук фосфору в річковій воді не перевищує 0,1-0,5 мг/дм³ за фосфором, часто вона складає лише соті і тисячні частки мг/дм³. Великі кількості фосфатів вносяться у виді мінеральних добрив на поля, і незважаючи на те, що розчинність суперфосфату мала, добрива впливають на концентрацію фосфатів в річкових водах. Режим фосфатів такий же як і нітратів, і їх концентрація має мінімум у вегетаційний період.

Вміст заліза в річкових водах дуже різноманітний, частіше – це десяті частки мг/дм³. В північних районах він значно вищий, що пов'язано з утворенням органічних комплексів з гумусовими речовинами. При великому вмісті гумусових речовин концентрація заліза досягає декількох мг/дм³. В режимі спостерігається збільшення його концентрації у весняний період, під час надходження поверхневих вод, збагачених гумусовою речовиною.

Вміст кремнію (силіцію) в річкових водах в більшій мірі лежить в межах 1 – 5 мгSi/дм³. Режим його характеризується деяким підвищенням концентрації в зимовий період при посиленні ґрунтового живлення.

Органічні речовини в річкових водах присутні у вигляді речовин гумусового походження, які змиваються з ґрунтів та боліт у вигляді продуктів розпаду різних органічних речовин переважно рослинного походження.

Величина марганцевої окиснюваності в річкових водах дуже різноманітна. Можна розділити річкові води за її величиною приблизно за такими градаціями (мг О/дм³):

Дуже мала	_____	до 2 мг О/дм ³
Мала	_____	2 – 5 мг О/дм ³
Середня	_____	5 – 10 мг О/дм ³
Підвищена	_____	10 – 20 мг О/дм ³
Висока	_____	20 – 30 мг О/дм ³
Дуже висока	_____	більше 30 мг О/дм ³

Найбільші величини перманганатної окиснюваності в річкових водах виникають за умов присутності у воді значної кількості органічних речовин гумусового походження. Для режиму величини окиснюваності річкових вод типова мінімальна її величина в зимовий період, коли у воді знаходиться мінімальна кількість органічних речовин, якщо тільки вода не зазнає забруднення стічними водами.

Підвищення окиснюваності відбувається при паводках і повенях, в результаті яких в річку змиваються з ґрунтів і боліт значні кількості органічних речовин. Однак у степових регіонах в період межені кількість органічних речовин, що легко окислюються, така ж, як і в період повені.

Найбільш яскраво простежується зміна вмісту органічних речовин в різних природних зонах за кольоровістю води. Її величина для річкової води змінюється в певній закономірності. Найбільша кольоровість вод спостерігається в річках, розміщених в тайговій зоні, водозбори яких багаті на болота та заболочені ліси. Величина її там від декількох десятків до декількох сотень градусів кольоровості.

В лісостеповій зоні значно нижча кольоровість води (12 – 40°), яка підвищується тільки у весняний період. Ще нижча кольоровість води в

степовій зоні (6 -12°), але в період інтенсивного змиву з поверхні зростає до 45 – 55°. Найменша кольоровість води спостерігається в посушливих степових районах. Причиною різної кольоровості води в різних географічних зонах є неоднаковий біохімічний характер протікання процесів трансформації залишків органічних речовин, причому в південних районах розпад органічних речовин протікає значно повніше, а забарвлені гумусові речовини, вступаючи в обмінні реакції з породами, фіксуються ґрунтами.

4.3 Концентрація розчинних газів та йонів водню

На концентрацію розчинних газів в річці, крім температури і фотосинтезуючої діяльності водних організмів впливає тривалість підлідного періоду і характер водного живлення.

Льодовий покрив, ізолюючи річкову воду, ускладнює її газообмін з атмосферою. Він перешкоджає надходженню кисню із атмосфери, і зменшує його концентрацію у воді. На відміну від кисню діоксиду карбону завжди міститься у воді в кількості, більшій, ніж нормальна при даній температурі і тиску. А льодовий покрив, з іншого боку перешкоджає виділенню його надлишку в атмосферу, а отже підвищує концентрацію CO₂ під льодом.

Водне живлення має вплив на режим розчинених газів у випадку посиленого ґрунтового живлення і стоку боліт. Ґрунтове живлення, особливо глибоководне характеризується малим вмістом кисню і підвищеним вмістом діоксиду карбону, таке ж явище спостерігається при болотному живленні. Такі ж властивості мають стічні води міської і промислової каналізації.

Зимовий період найбільш несприятливий для кисневого режиму річки, падає насичення води киснем. В річках, де відсутній болотний стік і немає скидів стічних вод насичення киснем складає зимою 40-70%. При інтенсивному розвитку біологічних процесів насичення киснем може впасти до 20-30%, а іноді і нижче.

З початком сніготанення відбувається аерація річкових вод і концентрація кисню різко зростає. Але при спуску великої кількості стічних вод, навіть літом, вміст кисню у воді може впасти до дуже низьких концентрацій, в результаті чого в річці починається замор риби і створюються майже анаеробні умови.

Режим діоксиду карбону протилежний до режиму кисню. Після зникнення льодового покриву концентрація CO₂ швидко падає, надлишок надходить в атмосферу і поглинається рослинами при фотосинтезі, і влітку тримається в межах 1-5 мг/дм³. При інтенсивному розвитку водної рослинності часто концентрація CO₂ падає до декількох десятих часток мг/дм³ або практично зникає.

Величина концентрації іонів водню коливається для річкових вод в межах 6,5-8,5 рН, причому води з більш низьким рН характерні для північних річок, а з більш високим – для південних.

Режим йонів водню подібний до режиму діоксиду карбону. Зимою величина рН для більшості річкових вод складає 6,8-7,4 рН, літом 7,4-8,2 рН. Річки з болотним живленням мають підвищену концентрацію іонів водню, у них рН часто падає до 6,0. Навпаки, південні річки іноді мають рН до 8,5 і вище.

4.4 Вміст мікроелементів у водах

Концентрація мікроелементів в річкових водах дуже низька. Але річкові води переносять величезні кількості цих елементів. Наприклад, стік найбільш поширених мікроелементів складає (тис. тон на рік):

Брому _____	56,2
Йоду _____	22,7
Цинку _____	42,2
Міді _____	132,8

Річки переносять мікроелементи в розчиненому виді і переважно в складі мінеральних зависей. Виключення складають мідь та цинк, для них характерна форма розчинених сполук, у вигляді комплексів з органічними речовинами. За величиною вмісту мікроелементів в річкових водах України їх можна розмістити в такий ряд (в порядку зростання): Pb, Co, Sn, Ag, Mn, V, Zn, Ni, Cu, Mo.

Наприклад, Флуор надходить в річки переважно з ґрунтовими водами; в меженний період його концентрація завжди вища, ніж в повеневий. Джерелом Брому і Йоду в річкові води є атмосферні опади і поверхневий стік; їх концентрація зростає у весняний повеневий період.

Концентрація мікроелементів в річкових водах досить стійка в кожній конкретній річці як в часі, так і по всій довжині річки.

Отже, склад природної води визначає попередня її історія, тобто шлях, який здійснює вода в процесі свого кругообігу. Кількість розчинених в ній речовин буде залежати, з однієї сторони, від складу тих речовин, з якими вона стикалась, з іншої – від умов, в яких відбувалась ця взаємодія. У зв'язку з тим, що як ті, так і інші фактори можуть бути самими різними для кожної річки, тому і такий різноманітний кількісний склад природних вод.

4.5 Загальна характеристика хімічного складу природних вод України

В сучасних екологічних умовах хімічний склад природних вод України оцінюють за такими показниками: вміст розчинених газів – кисню, азоту, сірководню, діоксиду вуглецю тощо; головні іони (макрокомпоненти); біогенні речовини – сполуки азоту, фосфору, силіцію і заліза; органічні речовини – різноманітні органічні сполуки, які належать до органічних кислот, складних ефірів, гумусових речовин, азотовмісних сполук (білки, амінокислоти, аміни) тощо; мікроелементи – всі метали, крім головних іонів, а також деякі інші компоненти; забруднювальні речовини (пестициди, синтетичні поверхнево-активні речовини, феноли, нафтопродукти тощо); радіоактивні елементи (стронцій-90, цезій-137, йод-131 тощо).

У хімічному складі річкових вод рівнинної частини України спостерігається чітка гідрохімічна зональність з просуванням від західних і північно-західних до східних і південно-східних кордонів країни (рис. 4.1). В цьому ж напрямку збільшується і мінералізація річкових вод. У зоні мішаних лісів поширені прісні води гідрокарбонатні кальцієві з середньою мінералізацією, яка змінюється від 164 мг/дм³ в басейнах річок Ужа і Уборти до 354 мг/дм³ – у басейні Десни. Максимальна мінералізація (512 мг/дм³) відмічена в водах Західного Бугу. У західних областях лісостепової зони розповсюджені прісні гідрокарбонатно-кальцієві води, які з просуванням на схід поступово переходять у гідрокарбонатно-кальцієво-магнієво-натрієві. Біля межі із степовою зоною в їх складі помітне місце починають займати сульфати.

Середня мінералізація води змінюється від 480 мг/дм³ до 613 мг/дм³. У степовій зоні переважають сульфатно-хлоридні води змішаного катіонного складу, які належать до вододільного простору Дніпро-Дністер, а також до річок басейну Сіверського Дінця та річок Приазов'я. Середня мінералізація змінюється в широких межах – від 1119 мг/дм³ (річки межиріччя Дністер – Південний Буг) до 2299 мг/дм³ (річки Приазов'я) і навіть до 4006 мг/дм³ (басейн Сіверського Дінця). У гірських районах Криму і Карпат води мають яскраво виражений гідрокарбонатний кальцієвий склад невеликої мінералізації (Кримські річки – 112 мг/дм³), а річки Прикарпаття відносно найбільш мінералізовані (283 мг/дм³).

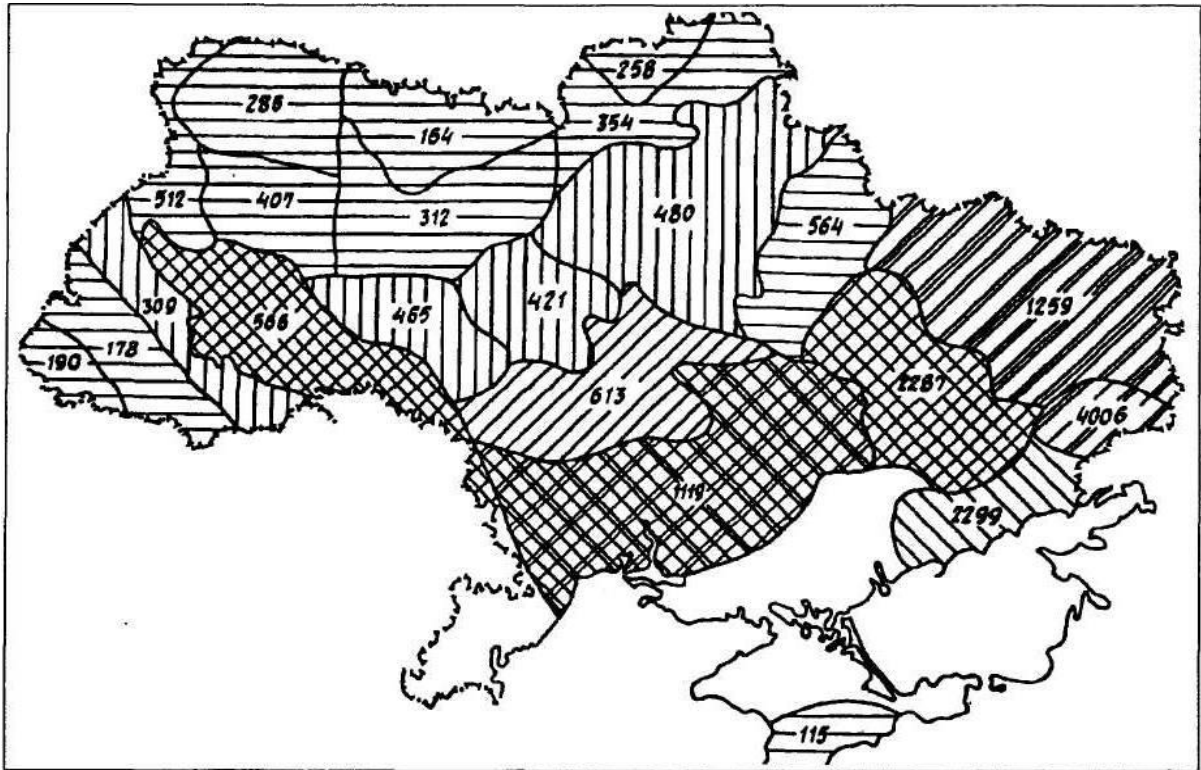


Рис. 4.1 – Середньорічний хімічний склад річкових вод України.

Цифри у центрі полів – середні значення мінералізації, мг/дм³.

Стік розчинених хімічних речовин за визначенням О. О. Альокіна: «під стоком розчинених речовин розуміють кількість неорганічних і органічних сполук в іонно-молекулярному і колоїдному стані, які виносяться річками з даної території за певний проміжок часу (рік, сезон, місяць тощо)». За формою в розчині і за походженням стоки поділяються насамперед: на істинні, колоїдні розчини, а також розчини органічних і неорганічних речовини. Останні підрозділяються на стоки головних іонів (чи іонний стік), мікроелементів і біогенних речовин. Найбільш вивчений іонний стік, який становить основну масу речовин, що переносяться водою річками. Під іонним стоком розуміють суму макрокомпонентів, які виносяться річками з даної території за певний проміжок часу. Іонний стік (R , т/рік) обчислюється за формулою:

$$R=31,5 WC_i,$$

де W – річковий стік, м³;

C_i – мінералізація (концентрація іона або їх сума) води, мг/дм³.

Крім абсолютного значення іонного стоку визначають також відносний показник – модуль іонного стоку P_i , величина якого пов'язана з іонним стоком з даної території:

$$P_i=R_i/F,$$

де P_i – модуль іонного стоку, т/км² за рік;

F – площа водозбору, км²;

R_i – іонний стік, т/рік.

За аналогією обчислюють показники стоку біогенних елементів, органічних речовин тощо.

В цілому на території України з атмосферними опадами щорічно випадає 7,3 млн тон або 12,1 т/км² розчинених мінеральних речовин. Крім того, з річковим стоком надходить 2,65 млн. т (4,5 т/км²) розчинених речовин іншого походження.

У природних умовах стік головних іонів з території України складає понад 21,5 млн. тон (36,5 т/км²), а сучасний сумарний іонний стік дорівнює 28,8 млн. тон. Причому, за рахунок антропогенних чинників щорічно формується 21% мінеральних розчинених речовин, у тому числі 58% іонів хлору та 47% – іонів натрію. З іншого боку, зі стоком води виноситься значна кількість розчинених органічних та біогенних речовин, мікроелементів. Щорічно в Україні в річки та водойми змивається велика кількість ґрунтів, в яких міститься 0,24 млн тон азоту, 0,12 млн тон фосфору, 2,4 млн тон калію. Кількість солей, що виносяться, коливається в межах від 1 до 200 т/га за рік.

Запитання для самоконтролю

1. Які чинники впливають на формування якості природних вод?
2. На які групи за характером дії поділяються чинники, що впливають на формування складу природних вод?
3. Як можна поділити річки за ступенем мінералізації?
4. Як формується хімічний склад річок?
5. Яка формула виражає баланс розчинних речовин в річковому басейні?
6. Яку роль відіграють у формуванні складу вод ґрунтові солі, гірські породи, клімат, температура та інші чинники?
7. Від яких факторів залежить мінералізація річкових вод?
8. Вкажіть процеси, що лежать в основі потрапляння органічних речовин до природних вод.
9. Як відбувається трансформація біогенних та органічних речовин в річкових водах?
10. Які фактори впливають на концентрацію розчинних газів у воді?
11. Чому дорівнює і від чого залежить концентрація іонів водню у річковій та морській воді?
12. Які мікроелементи мають найбільшу концентрацію в річкових водах?
13. За якими показниками оцінюється хімічний склад природних вод України? Охарактеризуйте природні води України.

Лекція 5. Особливо небезпечні речовини – джерела забруднення в природних водах рибогосподарського призначення

5.1 Радіоактивні елементи

Головні джерела радіоактивності поверхневих вод – гірські породи та підземні води. Другорядним джерелом є атмосферні опади. Основні процеси, які зумовлюють появу та вміст радіоактивних елементів у воді:

- а) розчинення сполук, які перебувають у твердому стані і містять радіоактивні ізотопи;
- б) виділення радіоактивних ізотопів з розчину у вигляді осадів;
- в) поглинання або видалення з води радіоактивних газів.

До процесів, які впливають лише на вміст радіоактивних ізотопів у воді належать:

- а) випаровування та утворення льоду, що підвищують концентрацію ізотопів у воді;
- б) змішування вод різної радіоактивності;
- в) зміна температури та тиску.

Ступінь радіоактивності річкових вод залежить від їхньої мінералізації, радіоактивності порід та деяких фізико-хімічних властивостей води. Річкова вода звичайно має меншу сумарну радіоактивність ніж морська. Тільки концентрація радію у річках наближається до його концентрації в морях. З цього правила випадають річки, які протікають в районах з підвищеною радіоактивністю порід. Найбільший внесок в сумарну радіоактивність річкових вод дає ^{40}K , тому радіоактивність річкових вод прямо залежить від вмісту у них калію.

Підвищений вміст урану спостерігається у річках, які мають водозбірну площу, складену гранітами, або живляться переважно підземними водами до $(2 \cdot 10^{-5} \text{ Кі/дм}^3)$.

Значний вплив на радіоактивність річкової води мають завислі тверді частинки, які збільшують сумарну радіоактивність води.

Радіоактивність озерних вод тісно пов'язана з хімічним складом води приток та підземних вод, які живлять озера. Проте, озерні води можуть мати радіоактивність, яка суттєво відрізняється від радіоактивності вод, що живлять водойми. Основною причиною підвищення радіоактивності озер є концентрація радіоактивних ізотопів за рахунок випаровування, особливо у зоні недостатнього зволоження. У зонах надлишкового зволоження радіоактивність озерних вод мало відрізняється від радіоактивності річок, які їх живлять. Наприклад, радіоактивність Ладозького озера – $8 \cdot 10^{-13} \text{ Кі/дм}^3$, а р. Нева – $7 \cdot 10^{-13} \text{ Кі/дм}^3$, а в солоних озерах питома радіоактивність може досягати - $1 \cdot 10^{-8} \text{ Кі/дм}^3$.

Штучні радіоактивні нукліди утворюються в результаті виділення ядер ^{235}U , ^{238}U , ^{239}Pu під дією нейтронів при ядерних вибухах, а також з відходів ядерної промисловості, енергетики і транспорту. Основними штучними радіонуклідами є: ^{137}Cs ($T_{0,5} = 33$ роки), ^{90}Sr ($T_{0,5} = 28$ років), ^{44}Ca ($T_{0,5} = 28,5$ доби), ^{95}Zr ($T_{0,5} = 65$ днів), ^{89}Sr ($T_{0,5} = 51$ доба), ^{140}Ba ($T_{0,5} = 13$ днів).

Більшість радіоактивних речовин, особливо ^{90}Sr , дуже небезпечні для організму. Потрапляючи з водою чи їжею до організму людини і тварин, він накопичується у кістковому мозку, вражаючи його найважливіші мозкові, нервові і кровотворні функції.

Найбільший внесок у радіоактивне забруднення природних вод України дають ізотопи штучного походження – ^{90}Sr , ^{137}Cs . Транзитний стік цезію Дніпровським каскадом водосховищ у Чорне море в перші роки після Чорнобильської аварії відносно до його надходження в Київське водосховище становив 20%, а стронцію – 70%.

Важливим процесом самоочищення вод від радіації є седиментація (це процес осадження колоїдних частинок). Отже, у донні відклади переходить цілий ряд радіонуклідів, які адсорбуються на завислих частинках. Тому на деяких ділянках Київського водосховища шар максимального радіоактивного забруднення через 3-4 роки після аварії на ЧАЕС було поховано під шаром свіжих, мало забруднених завислих речовин, що частково вирішує проблему обмінних процесів між донними відкладами і водною масою. У цілому близько 70% радіоактивних речовин локалізовано в донних відкладах Київського водосховища. Суттєвий рух радіонуклідів у водосховища, які розташовані нижче по каскаду, виникає тільки в період штормів та під час весняного водопілля.

Щодо атомної енергетики, слід відзначити, що більшість АЕС розташована безпосередньо на берегах річок, оскільки для технологічного процесу необхідна значна кількість води. Зокрема, 4 із 5 атомних електростанцій в Україні розташовано в басейні річок: Дніпро, Горинь, Південний Буг, Стир. Тому в разі аварії радіоекологічний вплив сприймають насамперед басейни цих річок.

5.2 Синтетичні поверхнево-активні речовини, феноли та нафтопродукти

Синтетичні поверхнево-активні речовини (СПАР) – речовини, здатні адсорбуватися на поверхнях розподілу фаз і знижувати поверхневий натяг. У водних розчинах цю здатність мають більшість органічних сполук, молекули яких мають дифільну будову, тобто містять поряд з полярними (функціональними) гідрофільними групами також вуглеводневі радикали. Зазвичай, до СПАР належать органічні речовини, які виявляють особливо різко виражену здатність до адсорбції з будь-якого середовища (найчастіше з водних розчинів) на межі рідина-повітря, рідина-рідина,

рідина-тверде тіло. У водні об'єкти СПАР потрапляють з побутовими та промисловими стічними водами. У поверхневих водах СПАР перебувають у розчиненому або адсорбованому стані, а також у поверхневій плівці води водного об'єкту. У слабо забруднених поверхневих водах концентрації СПАР коливаються в межах тисячних і сотих, а часто цілих міліграм на кубічний сантиметр. У зонах забруднення їх вміст може підвищуватися до десятих часток міліграм на кубічний дециметр.

Потрапляючи у водойми, водотоки, СПАР значно впливають на їх фізико-хімічний стан, погіршуючи кисневий режим і органолептичні властивості, які визначаються за допомогою органів чуття – смаку, запаху тощо, і зберігаються протягом тривалого часу, оскільки розчиняються дуже повільно. Головними факторами зниження їх концентрації є процеси біохімічного окиснення, сорбція завислими частинками і донними відкладами.

Гранично допустима концентрація СПАР у воді питного водопостачання та культурно-побутового водокористування становить $0,5 \text{ мг/дм}^3$, у воді водойм рибогосподарського використання до $0,1 \text{ мг/дм}^3$.

Феноли є ароматичними органічними сполуками, які мають у молекулі гідроксильні групи, безпосередньо сполучені з атомами вуглецю ядра. За кількістю гідроксильних груп розрізняють одноатомні та багатоатомні феноли. Найпростіший із усіх фенолів, перший член гомологічного ряду одноатомних фенолів – оксибензол ($\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$), який називають простим фенолом. Феноли поділяються на дві групи – леткі (крезоли, ксиленоли, гваякол, тимол) і нелеткі (резорцин, пірокатехін, гідрохінон та інші багатоатомні феноли).

У природних умовах феноли утворюються при процесах метаболізму водних організмів, при біохімічному окисненні та трансформації органічних речовин, які проходять як в товщі води, так і донних відкладеннях. Вони є однією з найпоширеніших забруднюючих речовин, які надходять у природні води із стічними водами нафтопереробних, лісохімічних, коксохімічних, лакофарбових, фармацевтичних та інших підприємств. Концентрація фенолів у стічних водах може перевищувати $10\text{-}20 \text{ г/дм}^3$.

У природних водах феноли перебувають у розчиненому стані у вигляді фенолятів, фенолятних іонів та вільних фенолів, можуть вступати в реакції конденсації та полімеризації, утворюючи складні гумусоподібні та інші досить стійкі сполуки. У природних водних об'єктах процеси адсорбції фенолів донними відкладеннями і завислими речовинами відіграють незначну роль.

В незабруднених та слабкозабруднених річкових водах концентрації фенолів звичайно не перевищують 20 мкг/дм^3 . Перевищення природного фону може вказувати на забруднення. В забруднених водах вміст фенолів досягає десятків і навіть сотень мікрограм на кубічний дециметр.

Феноли – сполуки нестійкі і піддаються біохімічному та хімічному окисненню.

Вміст фенолів обмежується в природних водах, які використовуються для водопостачання, риборозведення. Хлорування природних вод, в яких містяться феноли, при водоочищенні призводить до утворення хлорфенолів, які навіть при концентрації 1 мкг/дм³ надають воді неприємного запаху і смаку. ГДК_{вр} фенолів становлять 0,001 мг/дм³.

Спускання стічних вод, які містять фенольні сполуки, у водойми та водотоки різко погіршує їхній загальний санітарний стан. Фенол впливає на живі організми не лише токсичністю, а також значними змінами режиму біогенних речовин і розчинених газів.

Нафтопродукти – суміші газоподібних, рідких і твердих вуглеводнів різних класів, які видобувають з нафти і нафтових супутніх газів. Поділяються на такі основні групи: палива, масла, тверді вуглеводні (парафіни, церезини, озокерити), бітуми тощо.

Нафтопродукти належать до найпоширеніших та небезпечних речовин, які забруднюють природні води. Поняття «нафтопродукти» у гідрохімії умовно обмежується лише вуглеводневою фракцією, яка становить 70-90% від суми всіх речовин, що входять до складу нафти і продуктів її переробки.

Значні кількості нафтопродуктів потрапляють у природні води при перевезенні нафти водним шляхом, зі стічними водами промислових підприємств, особливо нафтопереробної та нафтодобувної промисловості, з господарсько-побутовими стічними водами.

В результаті процесів випаровування, сорбції, біохімічного та хімічного окиснення концентрація нафтопродуктів у воді може суттєво знижуватись. Швидкість цих процесів залежить від складу нафтопродуктів, температурного режиму, інтенсивність розвитку утилізаційних мікроорганізмів.

Нафтопродукти перебувають у природних водах в різних міграційних формах: розчиненій, емульгованій, сорбованій на твердих частинках завислих речовин і донних відкладень, та у вигляді плівки на поверхні води. Їх кількісне співвідношення визначається комплексом чинників, важливішими із яких є умови надходження нафтопродуктів у водний об'єкт від місця скидання, швидкість течії та перемішування водних мас, склад нафтопродуктів, їх в'язкість, розчинність, густина.

Найчастіше в момент потрапляння у воду основна маса нафтопродуктів зосереджена у плівці. В міру віддалення від джерела забруднення проходить перерозподіл між основними формами міграції, направлений в бік підвищення частки розчинних, емульгованих, сорбованих сполук і відповідного зменшення їх вмісту в плівці.

Нафтопродукти несприятливо впливають на організм людини і тварин, особливо гідробіонтів, водну рослинність, фізичний, хімічний і біологічний стан водного об'єкта. Низькомолекулярні аліфатичні,

нафтенів і особливо ароматичні вуглеводні мають токсичний, та навіть до деякої міри наркотичний вплив на організм, вражаючи серцево-судинну та нервову систему. Найбільш небезпечними є конденсовані вуглеводні типу 3,4-бензопірену, які мають канцерогенні властивості. ГДК нафтопродуктів у воді питного водопостачання дорівнює $0,3 \text{ мг/дм}^3$, у воді водойм рибогосподарського використання – $0,05 \text{ мг/дм}^3$. Присутність канцерогенних вуглеводнів у воді недопустима.

Вміст нафтопродуктів у річкових водах, озерних, підземних і атмосферних опадах звичайно становить соті або десяті частки міліграма в 1 дм^3 . У незабруднених нафтопродуктами водних об'єктах концентрація природних вуглеводнів коливається у морських водах – від $0,01$ - $0,10 \text{ мг/дм}^3$ і вище, у річкових та озерних водах – від $0,01$ до $0,20 \text{ мг/дм}^3$, іноді досягаючи $1,0$ - $1,5 \text{ мг/дм}^3$. Вміст природних вуглеводнів зумовлюється трофічністю водного об'єкта і значною мірою залежить від біологічної ситуації в ньому (розвиток і розпад фітопланктону, інтенсивність діяльності бактерій та інше).

Характер розподілу нафтопродуктів і природних вуглеводнів по вертикалі та акваторії водного об'єкта досить складний і непостійний. Найчастіше забруднюються прибережні зони. Підвищення концентрації нафтопродуктів також спостерігається у поверхневому і придонних шарах, іноді на окремих ділянках всередині водної товщі водних об'єктів.

5.3 Хімічні речовини канцерогенної дії

Хімічні речовини канцерогенної дії належать до різних класів хімічних речовин, як неорганічних так і органічних. За характером впливу на організми вони можуть бути поділені на 2 групи:

1. Генотоксичні речовини, які вступають у реакцію з дезоксирибонуклеїновими кислотами.
2. Епігенетичні та негенотоксичні речовини, до яких належить четверта частина відомих канцерогенів.

Генотоксичні речовини мають електрофільні властивості і утворюють з нуклеїновими кислотами ковалентні сполуки. До генотоксичних речовин належать такі важкі метали, як хром, нікель, кадмій, арсен та алкалоїдні сполуки (наприклад, нітросечовина), які можуть безпосередньо впливати на ДНК.

До цієї категорії належать також органічні речовини: поліциклічні ароматичні вуглеводні, вінілхлорид, нітросоаміни, які взаємодіють з ДНК після біоактивації.

Епігенетичні канцерогени діють через різноманітні негенотоксичні механізми. Поряд з гормонами (естрадіол, діетилstilвестрол) та волокнами (азбест) до цієї групи належать також цитотоксичнодіючі субстанції та пухлинні промотори (хлоровані вуглеводні, такі, як ДДТ, РСВ). До найсильніших органічних сполук, що викликають пухлини, належать діоксини (ТСДД), які сьогодні поширені в навколишньому середовищі.

Такі речовини підвищують кількість пухлинних захворювань, але самі не є канцерогенами. На відміну від генотоксичних речовин, ці речовини починають свою негативну дію на клітинний поділ тільки після метаболічної активації. Якщо цей вплив постійний і починаються хронічні процеси, то виникають різні онкологічні захворювання.

5.4 Органічні мікроджерела забруднення природних вод

Виробництво органічних речовин, досягнення хімії органічного синтезу привело до одержання ряду синтетичних органічних речовин, аналогів яких не було раніше в природі. Деякі з них, такі як біфеніли та флуорхлорвуглеводневі речовини, знайшли широке використання в наш час. Але, нажаль, такі речовини здатні до біоаккумуляції в ланках харчового ланцюга, тому навіть невеликі їх концентрації можуть бути небезпечними.

Доведено, що синтетичні органічні речовини часто стають причиною токсичності сполук природного походження. Перевірка на канцерогенність їх виявила, що більшість має генно-мутаційну дію. Відомі випадки виявлення ДДТ у пташиних яйцях, риб'ячому жирі, біфенілів – у рисовій олії, тетрахлоретилену у питній воді, і внаслідок забруднення її стічними водами. Доведено, що хлорування питної води призводить до утворення тригалометанів, канцерогенність яких не викликає сумнівів. Все це свідчить про високий ступінь небезпеки мікроорганічних джерел забруднення для компонентів навколишнього середовища і в першу чергу для забруднення води.

Діоксини складаються з двох груп речовин, які виникають при синтезі хлорорганічних сполук, якщо вони спалюються при відносно низьких температурах (< 1000⁰С). До цих двох груп належать:

- а) поліхлоровані дибензо-(р)-діоксини (РСДД);
- б) поліхлоровані дибензофурані (РСДФ).

Група дибензодіоксинів включає 75 речовин, а дибензодифуранів – 135 речовин. Один із представників першої групи – 2,3,7,8- тетрахлордибензодіоксин має загальну назву «діоксин» є екстремально токсичною речовиною для лабораторних тварин. Для морських свинок середня летальна доза (С₅₀), за якої гине до 50% піддослідних тварин, становить 0,6 мкг на 1 кг живої ваги. Дія цих речовин на людей ще остаточно не з'ясована.

Діоксини утворюються багатьма способами там, де застосовується хлор чи хлорпохідні продукти. Наприклад, хлорфеноли використовуються для виробництва засобів захисту деревини, бактерицидних препаратів, інсектицидів та гербіцидів. Вони утворюються при виробництві паперу, фарб, текстилю. Поліхлорбіфеніли утворюють іншу групу хлорованих сполук, які містять діоксини. При спалюванні побутових та промислових відходів утворюються діоксини до 7500 мкг діоксину на 1 т спаленого сміття.

Багато синтетичних матеріалів, таких як полівінілхлорид з часом можуть стати джерелом діоксину. Також етильований бензин містить хлоровані сполуки, такі як дихлоретилен, тому відпрацьовані автомобільні гази та моторні оливи також містять невелику кількість діоксину.

Найбільш токсичними є ТСДД (2,3,7,8-тетрахлордibenзодіоксин). Області безпечних концентрацій для людини цієї речовини ще не встановлені. Оціночний норматив по рівню токсичності діоксинів становить 1,3 μ g на 1 кг ваги тіла на день.

Пестициди – це синтетичні хімічні речовини, які використовують в сільському господарстві для захисту рослин від хвороб, шкідників з метою збереження сільськогосподарських культур. Відомо, що на теперішній час використовують понад 300 пестицидів. Для більшої кількості не існує токсикологічно обґрунтованих ГДК. Так, в ЄЕС існують «підготовчі» ГДК (0,1 мкг/дм³), щоб попередити небажане забруднення пестицидами поверхневих вод. Значну небезпеку для вод рибогосподарських становлять пестициди, які вносяться в кількості від 1 до 10 кг/га, добре розчинні у воді і дуже повільно біологічно розкладаються. До таких пестицидів належать триазинові деривати (атразин, симазин, тербутилазин), феноксикарбонові кислоти та їх похідні (бентазон, бромазил, гексазинон).

Для оцінки ризику складено узагальнену таблицю для деяких найбільш вживаних речовин (табл. 5.1). Скорочення Т та Р стосується тривалості впливу у ґрунтовому середовищі та швидкості розподілу в ньому.

Таблиця 5.1 – Оцінка реакції на дозу речовини та профілі впливу загальноживаних пестицидів

Речовина	Реакція на дозу впливу	Клас водної небезпеки	Профіль впливу
ТСА-N	Подразнює шкіру, шкідливий при попаданні в шлунок та для шквальных культур	II	T: + R: ++
Ліндан	Токсичний у контакті із шкірою, при проковтуванні і дуже токсичний для гідробіонтів	III	T: ++ R: +
Гліфосат	Токсичний при проковтуванні та для гідробіонтів	II	T: + R: +
Трефлан	Шкідливий: небезпека серйозної шкоди здоров'ю, дуже токсичний для гідробіонтів	III	T: ++ R: +
Триалат	Шкідливий при проковтуванні, при тривалій дії, дуже токсичний для гідробіонтів	III	T: ++ R: +
2,4 D	Токсичний при вдиханні, в контакті із шкірою та при проковтуванні, токсичний для гідробіонтів	III	T: + R: ++
2,4 DB	Токсичний при вдиханні, у контакті із шкірою, при проковтуванні, шкідливий для гідробіонтів	II	T: + R: ++
Сульфат міді	Шкідливий, якщо проковтується, дуже токсичний для гідробіонтів	III	T: ++ R: +

- + відноситься до низького; ++ до помірного і високого

ДДТ та споріднені органічні сполуки. 1,1,1-трихлор-2,2-дихлорфенілетан почали використовувати ще в 40-роках ХХ століття в багатьох країнах світу. Він не токсичний для людини, але дуже токсичний для комах. Накопичується у риб та птахів, в останніх порушується процес утворення оболонки яєць, яка на 30% стає тоншою від норми. ДДТ відносно стабільний у навколишньому середовищі, він зберігає свою дію протягом двох років.

Поліхлоровані біфеніли (англ. – *PCB*) – це група речовин, у яких від 1 до 10 атомів хлору зв'язаних з атомами Карбону в молекулі біфенілу.

PCB – хімічно стабільна сполука, має високий електричний опір, використовується як наповнювач та ізолятор в трансформаторах, конденсаторах, як мастило в процесі обробки металів, в системах теплотранспорту.

Типовими представниками цієї групи речовин, які характерні для хімічного складу поверхневих вод, є флуорантен, бензо-(а)-пірен, нафталін, фенатрен, антрацен, фризер та інші.

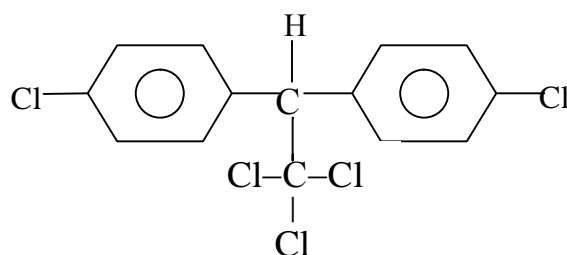


Рис. 5.1 – Хімічна структура біфенілу

PCB почали використовувати з 70-років ХХст. і вже скоро помітили, що ці речовини поширились із промислових урбанізованих районів по всьому світу, включаючи віддалені регіони Арктики та Антарктиди. PCB навіть знайшли в ланках океанічного харчового ланцюга, його концентрація в жирових тканинах морських ссавців досягала 5-200мг/кг, тобто була в 10 млн раз більшою, ніж у воді.

Поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ) (від англ. polynuclear aromatic hydrocarbon – ПАН) містять дві або декілька поєднаних між собою ароматичних кільцевих систем. Вісім речовин із цього ряду синтезуються під час неповного згорання палива, як супутні продукти і вважаються збудниками ракових захворювань. Природні джерела ПАН – це лісові пожежі, вулканічна діяльність. Антропогенні джерела – моторна техніка, коксові батареї, опалення мазутом, сигарети, деревне вугілля, що використовують для грилю. Із перерахованих джерел ці речовини потрапляють до природних вод.

Легколеткі хлоровані вуглеводні. Ще в 70-ті роки ХХст. помітили, що при хлоруванні питної води в ній з'являються нові органічні сполуки –

тригалогенметани. Причиною присутності цих шкідливих речовин в природних водах було їх широке застосування в промисловості. У природних середовищах такі речовини мігрують досить швидко і на великі відстані. Однією з причин є їх висока стійкість; навіть в аеробних умовах не відбувається ніякого біологічного розкладу цих речовин.

Проблема летких хлорованих вуглеводнів дуже актуальна для України. При хлоруванні вод виникає ряд хлор заміщених і не заміщених продуктів реакції. До них належить хлороформ та хлор заміщені аліфатичні карбонові кислоти та більше десятка продуктів, які можуть спричинити мутагенні зміни в живих організмах. Ці сполуки дають до 10% внеску в загальну мутагенність води.

Запитання для самоконтролю

1. Які основні джерела надходження радіоактивних елементів в природні води?
2. Які процеси лежать в основі самоочищення природних вод від радіоактивних елементів?
3. Назвіть основні властивості синтетичних поверхнево активних речовин та джерела їх надходження в поверхневі води.
4. Які процеси впливають на утворення фенолів в природних водах та які інші джерела їх надходження?
5. В чому полягає шкідлива дія нафтопродуктів для рибогосподарських вод?
6. На які групи поділяються речовини канцерогенної дії у водах?
7. Дайте характеристику діоксидам, як органічним мікроджерелам забруднення.
8. Які речовини називаються пестицидами, назвіть їх види та приклади. В чому полягає їх негативна дія на гідробіоти?
9. Дія поліхлорованих біфенілів на гідробіоти, їх джерела потрапляння у природні води.
10. Вкажіть основні джерела надходження поліциклічних ароматичних речовин та їх вплив на живі організми.
11. В чому полягає негативна дія летких хлорованих вуглеводнів на організми?

Лекція 6. Процеси самоочищення водою

6.1 Процеси, які сприяють самоочищенню водою

Хімічний склад кожного водойму на поверхні Землі формується під дією комплексу факторів, властивих даній території в природних умовах. Зміна цього складу, яка спостерігається протягом року за сезонами, також знаходиться в певних межах, які створюються навколишнім середовищем. Під дією забруднення, утворюються нові концентрації компонентів складу, які в більшості випадків не відповідають місцевим умовам. Тоді в складі води відбуваються зміни, направлені на відновлення початкових концентрацій, властивих водойму в природних умовах. Сукупність всіх процесів, направлених на відновлення початкового хімічного складу води, відповідного природній рівновазі, що існувала раніше, називається *самоочищенням водою*.

Поняття самоочищення водою відноситься не тільки до складу води, але і до мікрофлори, водної рослинності, тваринного світу водою, тобто до біоценозу, який склався в природних умовах і тісно зв'язаний з хімічним складом води.

Формування якості природних вод являє собою складну сукупність процесів обміну хімічними речовинами природних вод з іншими природними середовищами в різних географічних умовах та при різному антропогенному навантаженні. Тому вважають загальну сукупність процесів формування якості води, як результат впливу складного комплексу природних та антропогенних факторів. Багатофакторність процесу формування якості води обумовлює складність його вивчення, а відсутність надійних теоретичних та методичних розробок, інструментальних методів знецінює спроби розкриття механізму формування якості води, перешкоджає вивченню і розробці науково обґрунтованих підходів та раціонального регулювання якості води (рис. 6.1).

Комплекс факторів, що впливає на якість води, складає 5 основних блоків: гідрометеорологічний, гідрохімічний, гідробіологічний, фізико-географічний, антропогенний. Їх можна назвати блоками регулювання якості води. Кожен з цих блоків характеризується великим переліком різноманітних показників, які відображують внутрішню структуру та специфічні властивості даного фактора.

Так, перший гідрометеорологічний фактор включає характеристики водного стоку, метеорологічні показники.

Під другим гідрохімічним фактором розуміють сукупність фізико-хімічних процесів, які протікають між основними групами хімічних речовин, розчинених у воді (головні йони, біогенні та органічні речовини,

мікроелементи, специфічні джерела забруднення антропогенного походження.

Третій блок регулювання якості води – гідробіологічний. Серед його основних ознак: зообентос, фітопланктон, зоопланктон, перифітон, мікробіологічні показники.

Четвертий, фізико – географічний фактор відображує особливості ландшафту, в якому проходить формування хімічного складу конкретної річки чи іншого водойму.

П'ятий, важливий блок регулювання якості води – антропогенний. Його роль і ступінь участі у загальних процесах формування якості води визначається такими ознаками: розораність, скид стічних вод, внесення добрив, меліорованість, густина населення, питома вага поголів'я великої рогатої худоби та інших тварин.

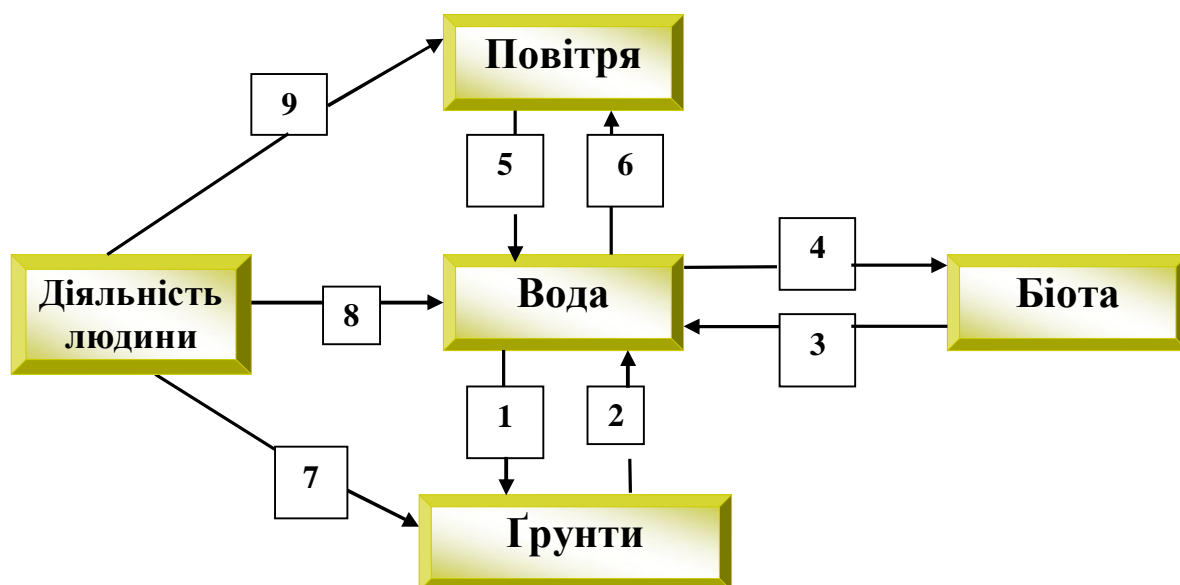


Рис. 6.1 – Обмін хімічними речовинами між водою та іншими середовищами:

Цифрами показані деякі потоки речовин та енергії; 1- адсорбція; 2 – десорбція; 3- виділення екскрементів водних організмів; 4 – біоаккумуляція хімічних речовин у гідробіонтах; 5 – надходження речовин з опадами; 6 – випаровування з поверхні водойм і зв'язаний з ним потік речовин; 7 – внесення агрохімікатів, меліорації, водна ерозія, спричинена механічною деформацією структури ґрунту; 8 – скидні води, водний транспорт, зарегулювання стоку; 9 – викиди забруднювальних речовин в атмосферу.

6.2 Самоочищення водних об'єктів

Між компонентами водної екосистеми в процесі її функціонування безупинно відбувається обмін речовиною й енергією. Цей обмін носить циклічний характер різного ступеня замкнутості, супроводжуючись трансформацією речовини під впливом фізичних, хімічних і біологічних факторів. У ході трансформації може відбуватися поступове розкладання складних речовин до простих, а прості речовини можуть синтезуватися в складні. У залежності від інтенсивності зовнішнього впливу на водну екосистему і характеру протікання процесів відбувається або відновлення водної екосистеми до фонових станів (самоочищення), або водна екосистема переходить до іншого стійкого стану, що буде характеризуватися вже іншими кількісними і якісними показниками біотичних і абіотичних компонентів. У випадку, якщо зовнішній вплив перевищить саморегулюючі можливості водної екосистеми, може відбутися її руйнування.

Самоочищення водних екосистем є наслідком здатності до саморегулювання. Надходження речовин із зовнішніх джерел є вплив, якому водна екосистема здатна протистояти у визначених межах за допомогою внутрішньосистемних механізмів. В екологічному сенсі самоочищення є наслідком процесів включення речовин, що надійшли у водний об'єкт, у біохімічні кругообіги за участю біоти і факторів неживої природи. Кругообіг будь-якого елемента складається з двох основних фондів – резервного, утвореного великою масою повільно змінюваних компонентів, і обмінного (циркуляційного), що характеризується швидким обміном між організмами і середовищем їх існування. Усі біохімічні кругообіги можна розділити на два основних типи – з резервним фондом в атмосфері (наприклад, азот) і з резервним фондом у земній корі (наприклад, фосфор).

Самоочищення природних вод здійснюється завдяки залученню речовин, що надходять із зовнішніх джерел, у безупинні процеси трансформації, у результаті яких речовини, що надійшли у водойми, повертаються у свій резервний фонд.

Трансформація речовин є результат різних одночасно діючих процесів, серед яких можна виділити фізичні, хімічні і біологічні механізми. Величина внеску кожного з механізмів залежить від властивостей домішки й особливостей конкретної екосистеми.

Фізичні механізми самоочищення. Газообмін на межі поділу «атмосфера-вода» відбувається постійно. Завдяки цьому процесу здійснюється надходження у водний об'єкт речовин, що мають резервний фонд в атмосфері, і навпаки – повернення цих речовин з водного об'єкта в резервний фонд. Одним з важливих окремих випадків газообміну є процес

атмосферної реаерації, завдяки якому відбувається надходження у водний об'єкт значної частини кисню.

Інтенсивність і напрямок газообміну визначаються відхиленням концентрації газу у воді від концентрації насичення. Величина концентрації насичення залежить від природи речовини і фізичних умов у водному об'єкті – температури і тиску. При високих концентраціях, газ піднімається в атмосферу, а при низьких концентраціях, газ поглинається водною масою.

Сорбція – це процес поглинання домішок зваженими речовинами, донними відкладеннями і поверхнями тіл гідробіонтів. Найбільше енергійно сорбуються колоїдні частки й органічні речовини, що знаходяться в недисоційованому молекулярному стані. В основі процесу лежить явище адсорбції. Швидкість нагромадження речовини в одиниці маси сорбенту пропорційна його ненасиченості по даній речовині і концентрації речовини у воді і обернено пропорційна вмісту речовини в сорбенті. Прикладами нормованих речовин, що піддаються сорбції, є важкі метали і СПАВ.

Осадження і збовтування відбувається при трансформації речовин. Водні об'єкти завжди містять деяку кількість завислих речовин неорганічного й органічного походження. Осадження характеризується здатністю завислих частинок випадати на дно під дією сили тяжіння (седиментація). Процес переходу частинок з донних відкладень у завислий стан називається збовтуванням. Він відбувається під дією вертикальної складової швидкості турбулентного потоку.

Хімічні механізми самоочищення. Фотоліз – перетворення молекул речовини під дією світла, яке поглинається ними. Окремими випадками фотолізу є фотохімічна дисоціація – розпад частинок на більш прості і фотоіонізація – перетворення молекул на іони. Із загальної кількості сонячної радіації близько 1% використовується у фотосинтезі, від 5% до 30% енергії Сонця відбивається водною поверхнею. Основна ж частина сонячної енергії перетворюється на тепло і бере участь у фотохімічних реакціях. Найбільш діючою частиною сонячного світла є ультрафіолетове випромінювання. Ультрафіолетове випромінювання поглинається в шарі води товщиною порядку 10 см, однак, завдяки турбулентному перемішуванню може проникати й у більш глибокі шари водних об'єктів. Кількість речовин, які піддаються дії фотолізу, залежить від виду речовини і його концентрації у воді. До речовин, що надходять у водні об'єкти і мають здатність до відносно швидкого фотохімічного розкладання, відносять гумусові речовини.

Гідроліз – реакція іонного обміну між різними речовинами і водою. Гідроліз є одним з ведучих факторів хімічного перетворення речовин у водних об'єктах. Кількісною характеристикою цього процесу є ступінь гідролізу, під якою розуміють відношення гідролізованої частини молекул

до загальної концентрації солі. Для більшості солей вона складає кілька відсотків і підвищується із збільшенням розведення і температури води. Гідролізу піддаються й органічні речовини. При цьому гідролітичне розщеплення найчастіше відбувається по зв'язку атома Карбону з іншими атомами.

Біохімічне самоочищення є наслідком трансформації речовин, яке здійснюють гідробіонти. Як правило, біохімічні механізми вносять основний вклад у процес самоочищення і тільки у випадках пригнічення водних організмів (наприклад, під дією токсикантів) більш істотну роль починають відігравати фізико-хімічні процеси. Біохімічна трансформація речовин відбувається в результаті їх включення в трофічні мережі і здійснюється в ході процесів продукції і деструкції.

Особливо важливу роль відіграє первинна продукція, тому що вона визначає більшість внутрішньоводоймових процесів. Основним механізмом новоутворення органічної речовини є фотосинтез. У більшості водних екосистем ключовими первинними продуцентами є фітопланктон. У процесі фотосинтезу енергія Сонця безпосередньо трансформується в біомасу. Побічним продуктом цієї реакції є вільний кисень, утворений за рахунок фотолізу води. Поряд з фотосинтезом в рослинах йдуть процеси дихання з витратою кисню.

Автотрофна продукція і гетеротрофна деструкція – дві найважливіші сторони перетворення речовини й енергії у водних екосистемах. Характер і інтенсивність продукційно-деструкційних процесів і, отже, механізм біохімічного самоочищення, визначаються структурою конкретної екосистеми. Тому вони можуть істотно розрізнятися в різних водних об'єктах.

Евтрофування, під яким розуміють гіперпродукцію органічної речовини у водному об'єкті під дією зовнішніх (алохтонних) і внутрішньоводоймових (автохтонних) факторів, є однією із серйозних екологічних проблем, з яким зіштовхуються майже всі країни. Евтрофуванню піддані практично будь-які водні об'єкти, однак найбільш яскраво воно виявляється у водоймах. Евтрофування водойм є природним процесом, його розвиток оцінюється геологічним масштабом часу. У результаті антропогенного надходження біогенних речовин у водні об'єкти відбулося різке прискорення евтрофування. Підсумком цього процесу, названого антропогенним евтрофуванням, є зменшення тимчасового масштабу евтрофування від тисяч років до десятиліть. Особливо інтенсивно процеси евтрофування протікають на урбанізованих територіях, вони властиві міським водним об'єктам.

Трофічність водного об'єкта відповідає рівню надходження органічної речовини або рівню її продукування в одиницю часу і, таким чином, є виразом спільної дії органічної речовини, яка утворилась при фотосинтезі і

надійшла ззовні. За рівнем трофності виділяють два крайніх типи водних об'єктів – оліготрофні і евтрофні.

Основним механізмом природного процесу евтрофікації є замулювання водойм. Антропогенна евтрофікація відбувається внаслідок надходження у воду надлишкової кількості біогенних елементів, як результат господарської діяльності. Високий вміст біогенів стимулює автотрофну гіперпродукцію органічної речовини. Результатом цього процесу є цвітіння води внаслідок надмірного розвитку альгофлори. Серед біогенних елементів, що надходять у воду, найбільший вплив на процеси евтрофікації створюють азот і фосфор, оскільки їх вміст і співвідношення регулює швидкість первинного продукування. Інші біогенні елементи, як правило, утримуються у воді в достатніх кількостях і не створюють впливу на процеси евтрофікації. Для озер елементом, що лімітує цей процес, найбільш часто є фосфор, а для водотоків – азот.

Віднесення водного об'єкта до визначеного рівня трофності здійснюється за надходженням органічної речовини. Найбільш часто в сучасній практиці як індикатори використовують величини надходження біогенних речовин: концентрації біогенних речовин у водному об'єкті, швидкість виснаження кисню, прозорість води, біомаса фітопланктону.

Фітопланктон є основним первинним продуцентом у більшості водних екосистем. Тому екологічний стан більшості водойм визначається фітопланктоном і залежить від ряду фізичних, хімічних і біологічних факторів середовища існування.

Хімічні фактори евтрофікації. Розчинений кисень (РК). Низька концентрація РК у воді приводить до розвитку анаеробних процесів. У цьому випадку основним джерелом продукування стають анаеробні процеси ферментації, що спричинюють виділення у воду метану і сірководню. Концентрація РК змінюється як із глибиною, так і протягом добового циклу. У денний час у трофогенному шарі відбувається збільшення концентрації РК. Однак у темний час доби фотосинтетична діяльність відсутня і відбувається тільки споживання кисню. Амплітуда добових коливань РК пропорційна біомасі первинних продуцентів. У евтрофованих водоймах це може привести до формування в темний час доби анаеробних умов.

Біогенні елементи. Гідробіонтам потрібно безліч біогенних речовин у визначеній пропорції. При недостатці кожного з них швидкість росту популяції сповільнюється. У цілому, швидкість росту популяції залежить від наявності лімітуючого елемента. Як правило, до числа лімітуючих елементів у водних екосистемах відносяться фосфор, азот і, значно рідше, вуглець. При підвищеному надходженні біогенів швидкість первинного продукування може досягти максимальної величини, що приводить до евтрофікації.

Біологічні фактори евтрофування. Більшість організмів можуть існувати у визначеному діапазоні фізичних і біохімічних впливів, що називається діапазоном толерантності. У процесі адаптації біологічні види можуть розширювати свій діапазон толерантності. Оскільки згодом умови середовища існування в екосистемі змінюються, перевагу одержують види, які володіють більшою здатністю пристосовуватися до нових умов. Результатом цього є успіх співтовариств.

З розвитком евтрофікації домінуючими стають екстремальні умови за концентрації РК, освітленості, доступності біогенних речовин. У цих умовах перевагу одержують синьо-зелені водорості (cyanobacteria), що мають найбільшу здатність до адаптації завдяки:

- своїм відносно великим розмірам, через що вони не можуть споживатися зоопланктоном;
- здатності фіксувати розчинений у воді азот, протидіючи, таким чином, умовам його лімітування;
- здатності обходитися меншим вмістом у воді діоксиду Карбону в порівнянні з іншими водоростями;
- інтенсивному розвитку при більш низькому, ніж для інших водоростей, співвідношенні азоту до фосфору;
- виділенню у воду продуктів, що припиняють розвиток інших водоростей;
- здатності регулювати свою плавучість, протидіючи несприятливому впливу фізичних факторів.

Самоочищенню в природних умовах сприяє нестійкість більшості компонентів забруднень, які на протязі певного часу виводяться із розчину під впливом цілого ряду процесів. Нестійкі органічні речовини, внесені у водойми стічними водами, чужі умовам, властивим водоймі, не можуть існувати в ній через присутність великої кількості мікроорганізмів. Таке ж явище спостерігається і з бактеріальним складом, який вноситься стічними водами у водойму, умови якої не відповідають умовам їх розвитку. Тому через певний час більша частина їх відмирає, що сприяє антагонізму між внесеною із забрудненнями мікрофлорою і тією, що знаходиться у водоймі в природних умовах.

У відповідності до ступеня забруднення (сапробності), як уже вам відомо, виділяють три основні зони: полісапробну, мезосапробну, олігосапробну. Сильно забруднені річки при сприятливих умовах і відсутності поповнення забруднювальними речовинами можуть поступово шляхом самоочищення перейти із стану полісапробної зони в мезосапробну і навіть в олігосапробну. Це відбувається в результаті покращення фізичних властивостей під впливом процесів адсорбції завислими органічними речовинами, важких металів, мікроорганізмів, а також коагуляції і седиментації завислих неорганічних і органічних речовин, мінералізації нестійкої органічної речовини, збільшенню вмісту кисню за

рахунок аерації і водних рослин, різкого зменшення сапрофітних мікроорганізмів і відмирання патогенних бактерій.

Велике значення для покращення санітарного стану річки має впадіння приток, але розбавлення не можна ототожнювати з самоочищенням, хоча кінцевий результат в обох випадках приводить до покращення екологічного стану річки.

Взимку самоочищення сповільнюється через встановлення льодового покриву, який перешкоджає аерації та зменшенню швидкості мінералізації при низьких температурах води. Самоочищення сповільнюється при великій кількості завислих речовин, які надходять із стічними водами. Ці речовини, з одного боку, сприяють адсорбції багатьох речовин, з іншого боку – осаджуючись, утворюють осади, часто потужні, в яких розвиваються аеробні процеси, і довго підтримують надходження до води продуктів анаеробного розпаду.

Самоочищення відіграє важливу роль для підтримки санітарного стану водойм. Завдяки самоочищенню, забруднення не може змінити природний стан водойми. Але буде помилкою вважати можливість за допомогою самоочищення компенсувати будь-яке забруднення. Кожна водойма має певну межу здатності до самоочищення від забруднення, після якої відбувається різке погіршення всіх характеристик санітарного стану і зрештою може призвести до перетворення її на стічну канаву.

В річках завдяки проточності самоочищення протікає в більш сприятливих умовах, ніж в озерах і водоймищах. В останніх акумуляція забруднювальних речовин утруднює відновлення початкових фонових властивостей водойми і при сильному забрудненні може створити необоротність природних процесів.

6.3 Кількісні характеристики процесу самоочищення водойм

Кількісна сторона процесу самоочищення у водоймах вивчена ще недостатньо. Цьому перешкоджає різноманітність складу забруднювальних речовин і різноманітність умов, властивих природним водам. Окрім відношення кількості забруднювальних речовин до об'єму водної маси, велике значення має швидкість течії, глибина, умови вітрового перемішування, температурний режим та багато інших. При забрудненні побутовими водами при самоочищенні водойми переважає процес розкладення органічних речовин з утворенням мінеральних сполук. В анаеробних умовах цей процес потребує великої кількості кисню і корелюється з величиною БСК. Тому величина БСК характеризує ступінь розкладу органічних речовин. Кількість кисню, необхідного для окислення органічних речовин за якийсь проміжок часу t , пропорційна кількості ще не розкладеної органічної речовини. Для розрахунку біохімічного споживання кисню необхідно визначити його повну величину $BCK_{повн}$, яку

можна знайти знаючи BCK_5 . Кількість кисню необхідного для окиснення за час t (BCK_t), пов'язана з $BCK_{повн}$ залежністю:

$$BCK_t = BCK_{повн} (1-10)^{-kt}.$$

Константу швидкості реакції k можна визначити експериментально, якщо зробити послідовно два визначення BCK з таким розрахунком, щоб друге вимірювання $2t$ за часом було б вдвічі більшим, ніж перше t . Тоді розрахунок ведуть за формулою:

$$k = \frac{1}{t} \cdot \lg \frac{BCK_t}{BCK_{2t} - BCK_t}$$

Величина k в залежності від складу забруднювальних речовин може мати різне значення. Для побутових вод вона приблизно дорівнює 0,1. Приблизно така ж ця величина при розкладі фітопланктону. Промислові забруднювальні речовини дають більші коливання константи швидкості. Швидкість розпаду органічних речовин донних відкладень в 20 – 50 раз нижче побутових стічних вод.

Велике значення для характеристики самоочищення має швидкість зміни кількості бактерій. Швидкість відмирання бактерій за перші 15 годин складає 70% від початкової величини бактеріального зараження, а на п'яту добу залишаються лише частки процента. Швидкість відмирання кишкової палички також достатньо велика, і через 4,5 доби кількість їх падає до 1%. Відмирання кишкових паличок в зимовий період відбувається повільніше.

При самоочищенні руйнуються також феноли та їхні похідні. Присутність у воді фенолів не тільки небажана при водокористуванні, але і перешкоджає процесам самоочищення, повністю подавляючи БПК при концентрації їх 80 – 100 мг/дм³, а при концентрації 1 мг/дм³ відбивається на рослинних і тваринних організмах. Руйнування фенолів відбувається біохімічним шляхом і сильно залежить від температури. Багатоатомні феноли більш стійкі до дії організмів. Окиснення фенолів киснем повітря відбувається дуже складно з утворенням великої кількості проміжних продуктів розпаду і кінцевими продуктами є жирні кислоти та діоксид карбону.

Отже, в залежності від того, які речовини (консервативні чи неконсервативні) надходять у водойму і в якому фазовому стані (у вигляді зависей чи в розчиненому) із стічними водами, в процесі самоочищення будуть переважати або гідродинамічні, або хіміко-біологічні процеси. Консервативні розчинені речовини не піддаються ніяким процесам перетворення, їх концентрація знижується тільки внаслідок розбавлення (гідродинамічний процес).

При наявності в стічних водах завислих частинок суттєву роль в процесах самоочищення водних мас відіграють процеси осадження зависей на дно (фізичні і гідродинамічні процеси).

Самоочищення водних мас від неконсервативних розчинних речовин відбувається в результаті як розбавлення, так і взаємодії з іншими компонентами, які містяться у воді (гідродинамічні, хімічні і біохімічні процеси).

Для розрахунку допустимого навантаження водойми забруднювальними речовинами, для прогнозу складу і властивостей водних мас із врахуванням самоочищення необхідна кількісна характеристика ролі кожного процесу в перетворенні розчинених і завислих частинок органічного та неорганічного походження, але не всі процеси зараз добре вивчені. Більш детально вивчені гідрологічні аспекти проблеми й існують інженерні методики розрахунку якості води. Вивчення фізико-хімічних і біохімічних процесів перетворення забруднювальних речовин у водних об'єктах ведеться в багатьох науково-дослідних лабораторіях. Результати досліджень послужать основою для розробки, перевірки і корекції методів прогнозування і розрахунків ступеня забруднення і самоочищення водотоків і водойм.

Запитання для самоконтролю

1. Які процеси лежать в основі самоочищення вод?
2. Які основні блоки входять в комплекс факторів, що впливають на якість води?
3. Яка роль біохімічних кругообігів в самоочищенні вод?
4. Які діючі процеси беруть участь в трансформації природних вод?
5. Опишіть фізичні механізми самоочищення вод.
6. В чому полягають хімічні механізми самоочищення вод?
7. Яка роль гідробіонтів в біохімічному самоочищенні вод?
8. Які процеси сприяють виведенню більшості забруднювальних речовин із води?
9. Який процес називається евтрофуванням, які фактори впливають на його швидкість? Вкажіть наслідки цього процесу.
10. Як визначаються кількісні характеристики процесу самоочищення водойм?

Розділ 2. Процеси прогнозу і управління якістю рибогосподарських вод

Лекція 7. Прогнозування змін хімічного складу та якості рибогосподарських вод. Оперативне прогнозування

Прогнозування – це наукове виявлення імовірних шляхів і результатів подальшого розвитку явищ та процесів, оцінка показників, що характеризують ці явища та процеси для більш-менш віддаленого майбутнього.

За завчасністю науково-технічні прогнози поділяються на:

- оперативні – до 3 місяців;
- короткострокові – до 1 року;
- середньострокові – від 1 до 5 років;
- довгострокові – від 5 до 20 років;
- понад довгострокові – більше 20 років.

7.1 Методологічне обґрунтування оперативного прогнозування якості води

Завданням оперативного прогнозування є виявлення і прогноз незадовільного стану якості води при зміні гідрометеорологічних умов і при аварійних скидах стічних вод. Оперативний прогноз надає обґрунтоване уявлення про зміну характеристик якості води з завчасністю до трьох місяців.

Інтервалами завчасності прогнозу може бути доба, декілька діб, місяць, сезон. Завчасність оперативного прогнозу залежить від завчасності прогнозу гідрометеорологічних даних (витрата води, температура води тощо). Концентрації забруднювальних речовин у воді залежать прямо чи опосередковано від зміни витрати і температури води. Для гірських річок рекомендується використовувати у прогнозних розрахунках тільки дані про витрати води, оскільки її температура має дуже малу амплітуду коливань і не вносить в даному випадку суттєвого впливу на зміну концентрацій речовин. При зменшенні, а в деяких випадках і при збільшенні витрат води (проходження паводків), до деяких незадовільних для даної річки значень може відбуватися різке погіршення якості води. Тому прогнозування слід вести у випадках, коли надходить інформація про можливість формування цих величин витрат води. При очікуванні проходження паводка, використовуючи дані прогнозу його стокових характеристик, виконується прогноз можливого погіршення якості води внаслідок надходження поверхнево-схиливим стоком продуктів ерозійної діяльності, хімічних речовин (продукти розкладу добрив, засобів захисту рослин, нафтопродуктів і т.п.).

Найбільшу небезпеку для річкових вод становлять інтенсивні аварійні скиди стічних вод. Це можуть бути аварійні скиди водосховищ накопичувачів стічних вод, експлуатація очисних споруд з перевищенням їх проектної потужності, забруднення водозборів відходами різних промислових підприємств. В цих випадках прогнозування може виконуватись в таких ситуаціях:

- 1) коли є загроза аварійного скиду стічних вод – в цьому разі виконується прогноз можливого погіршення якості води з урахуванням мінімальної прогнозованої витрати річкової води в наступному місяці;
- 2) коли відбувся аварійний скид стічних вод – виконується максимально терміново прогноз поширення зони інтенсивного забруднення води вздовж течії річки.

Прогноз складається для конкретних створів та ділянок річок, де спостерігається суттєвий вплив скидних вод або очікується проходження паводка. У першу чергу прогноз складається для створів практично повного змішування стічних і річкових вод, а також для створів водокористування, якщо вони розміщені у зоні впливу стічних вод на ділянці проходження паводка.

7.2 Концептуальна модель оперативного прогнозування якості води

Концептуальна модель процесу оперативного прогнозування якості води подана у вигляді схеми (див. рис. 7.1). Концепція побудована на логічно-послідовному поєднанні основних технологічних етапів процесу прогнозування, замкнених у цикл «постановка завдання – підготовка попередження про загрозу забруднення води».

Основними етапами прогнозу є:

- 1) постановка завдання;
- 2) оцінка сучасного стану;
- 3) вибір методів прогнозування;
- 4) розрахунок прогнозу;
- 5) підготовка попередження про загрозу забруднення води.

На першому етапі виконання прогнозу залежно від очікуваної небезпеки (або явище, яке уже відбулося і призвело до забруднення води), визначається головна мета та суміжні з нею задачі прогнозу.

Головною метою оперативного прогнозу є завчасне передбачення величини концентрацій забруднювальної речовини в заданому конкретному створі чи ділянці річки у вказаний момент часу. Одночасно можуть вирішуватись додаткові завдання, наприклад:

- ❖ прогноз довжини забрудненої ділянки річки;
- ❖ розрахунок відстані до створу повного змішування;
- ❖ прогноз часу добігання забруднених водних мас від аварійних скидів чи у зв'язку з проходженням паводку до контрольних створів та ін.

Залежно від характеру прогнозованої ситуації встановлюється інтервал прогнозу. Для оперативного прогнозу допускається встановлювати інтервали *від доби до трьох місяців*. Параметри очікуваних забруднень прогножуються з завчасністю 1 місяць, а при аварійному скиді, що вже відбувся, якомога швидше (до 1 доби).

На першому етапі прогнозування вирішується питання про вибір водних об'єктів забруднення.

На другому етапі виконується оцінка стану водного об'єкта, яка передбачає:

- 1) збір та оцінку оперативної інформації про гідрологічний стан та гідродинамічний режим водного об'єкта, в тому числі прогнозні гідрологічні характеристики;
- 2) збір та оцінку даних про вплив господарської діяльності на якість річкових вод;
- 3) проведення необхідних натурних досліджень з метою збору додаткової інформації;
- 4) комп'ютерну обробку зібраної інформації з метою встановлення статистичних параметрів та кореляційних залежностей між характеристиками гідрологічного режиму і показниками якості води (речовинами-забруднювачами).

Передостанній, третій етап виконання прогнозу передбачає вибір методів прогнозування. Залежно від конкретної прогнозованої ситуації, якості вихідної гідролого-гідрохімічної інформації, наявності даних про антропогенний вплив на річкові води може застосовуватись один із методів:

- ❖ прогноз з використанням формули балансу речовин (формула змішування скидних і річкових вод);
- ❖ статистичний прогноз з використанням кореляційно-регресійних залежностей, одержаних на попередньому етапі розрахунків;
- ❖ комбінований метод (поєднання статистичного і балансового методів прогнозу);
- ❖ імовірнісний (розраховується імовірність появи тих чи інших концентрацій забруднювальної речовини при заданих параметрах гідрологічного режиму).

Здійснюється розрахунок прогнозу за заданими параметрами всіх його складових та за вибраною методикою, а також виконується аналіз отриманих результатів і підготовка, у разі необхідності попередження про загрозу забруднення води.

7.3 Принципи першочергового вибору об'єктів для прогнозних розрахунків

Можна виділити два основних принципи вибору водних об'єктів:

- 1) вимушений, який проводять у разі необхідності прогнозу поширення забруднення води, яке уже відбулося;
- 2) об'єктивно-пошуковий – у випадку науково обґрунтованого пошуку за комплексом критеріїв тих водних об'єктів, яким потенційно загрожує значне забруднення.

В основу вибору повинні бути покладені матеріали систематичних спостережень за станом забрудненості (матеріали Держкомгідромету та Держводгоспу України).

При виборі цих об'єктів враховується:

- народногосподарська значущість даних водних об'єктів;
- наявність підвищеного (в тому числі періодичного) забруднення річкової води;
- наявність досить довгих рядів гідрометеорологічних спостережень, які потрібні для виконання прогнозів.

Для швидкого визначення річок з підвищеним забрудненням води можуть використовуватись такі традиційні способи:

1) вода вважається забрудненою, якщо сума відношень концентрацій (C_1, C_2, \dots, C_n) речовин з однаковою лімітуючою ознакою шкідливості (санітарно-токсикологічна, органолептична, загальносанітарна) до відповідних ГДК перевищує одиницю:

$$C_1 / \text{ГДК} + C_2 / \text{ГДК} + \dots + C_n / \text{ГДК} > 1; \quad (7.1)$$

2) оцінка забрудненості води може виконуватись шляхом розрахунку простого індексу забрудненості води (ІЗВ) за формулою:

$$\text{ІЗВ} = 1/6 \sum_{n=1}^6 C_n / \text{ГДК}_n, \quad (7.2)$$

де n – число репрезентативних для даної групи річок показників (зазвичай дорівнює 6);

C_n – реальна концентрація показника, мг/дм³;

ГДК _{n} – гранично допустима концентрація показника n , мг/дм³.

Якщо при оцінці забрудненості води потрібно врахування не тільки рівня забруднення, але і його стійкості у часі, то розраховується комплексний індекс забрудненості (КІЗ) за методикою Гідрохімічного інституту.

Концептуальна модель оперативного прогнозування якості води подана у вигляді такої схеми:

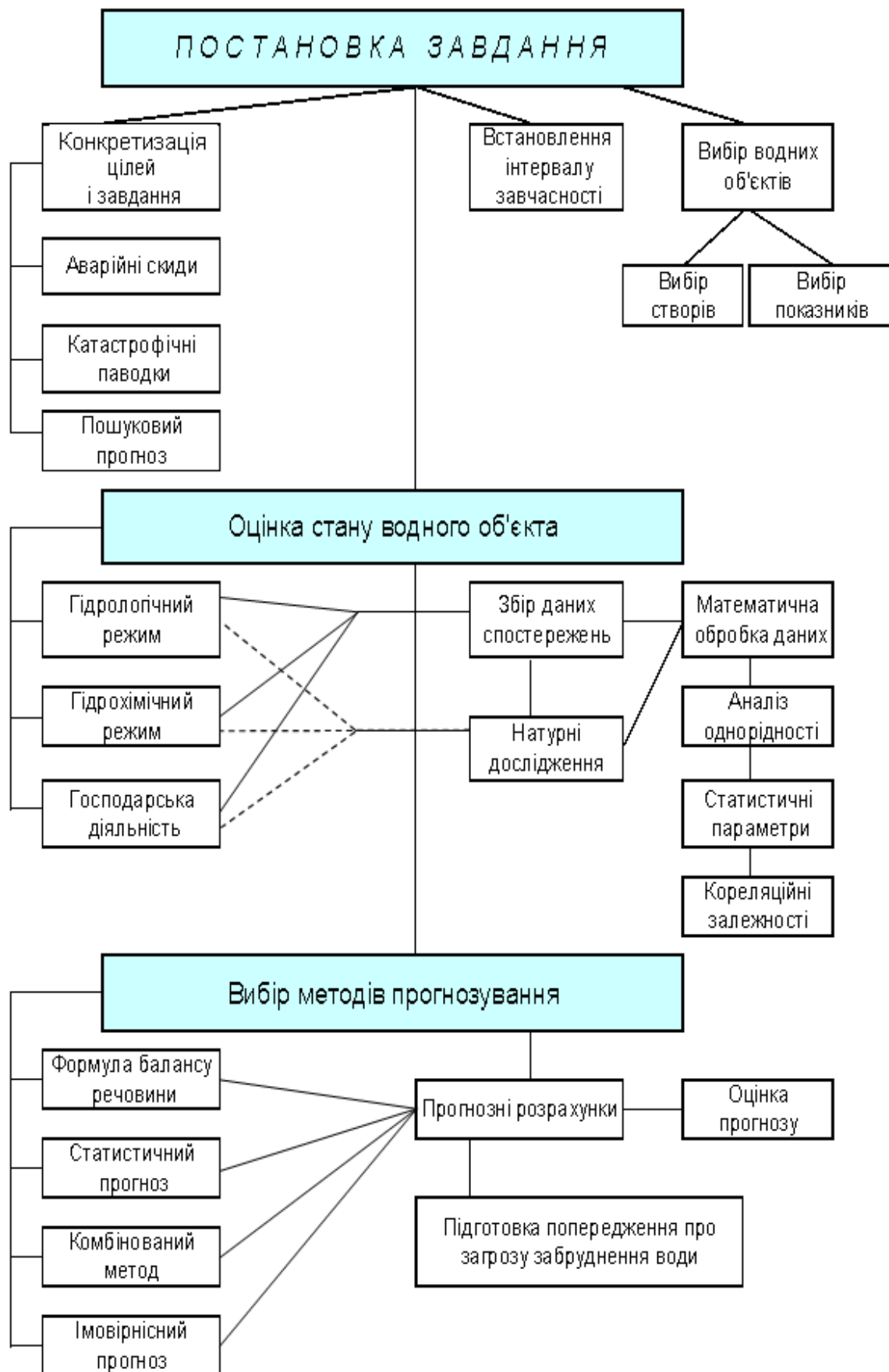


Рис. 7.1 – Схема оперативного прогнозування якості вод

При визначенні забрудненості води за ІЗВ користуються табл.7.1.

Таблиця 7.1 – *Характеристика забрудненості води за ІЗВ*

<i>Клас якості води</i>	<i>Характеристика</i>	<i>ІЗВ</i>
I	дуже чиста	ІЗВ <0,3
II	чиста	0,3 < ІЗВ <1,0
III	помірно-забруднена	1,0 < ІЗВ < 2,5
IV	забруднена	2,5 < ІЗВ <4,0
V	брудна	4,0 < ІЗВ <6,0
VI	дуже брудна	6,0 <ІЗВ< 10,0
VII	надзвичайно брудна	ІЗВ> 10,0

7.4 Вибір прогнозних створів і показників забруднення води

Після вибору водного об'єкта для прогнозування якості води здійснюється вибір створів та перелік показників. За основу береться мережа створів Держкомгидромету та Держводгоспу, а також перелік показників, які визначають аналітичні служби цих відомств.

При складанні оперативного прогнозу зміни забрудненості по долині річки потрібно мати 1-2 додаткові створи для визначення фонових концентрацій і процесів самоочищення забруднювальних речовин. Ці створи повинні розміщуватись на відстані 500 м вище від місця скиду стічних вод. При виборі створів безпосередньо на річці необхідно також одночасно організувати спостереження і в місцях скиду стічних вод, щоб мати змогу використати дані про кількість і циклічність цих скидів при складанні прогнозу. При оперативному прогнозуванні забрудненості річкової води потрібно використовувати створи нижче скидів стічних вод. Для малих річок це повинні бути створи практично повного змішування річкових і скидних вод, тобто контрольні створи водокористування у зоні впливу скидних (паводкових) вод.

Визначення віддалі до створу річки, де протягом року гарантовано практично повне змішування річкових і скидних (паводкових) вод проводиться за формулою:

$$L_{\text{заб}} = 1,27 \frac{B_{\text{сер}}}{\varphi} \sqrt{\frac{W}{H}} + \sum \text{loc} . \quad (7.3)$$

Тут $L_{\text{заб}}$ – відстань до створу повного змішування річки, м;

$B_{\text{сер}}$ – середня ширина річки, м;

φ – параметр, що залежить від звивистості річки;

l_{oc} – довжина островів у руслі річки по ділянці змішування річкових і скидних вод, м.

Параметр \bar{H} визначають за формулою:

$$\bar{H} = \frac{H_{сер}}{B_{сер}}, \quad (7.4)$$

де $H_{сер}$ – середня глибина річки, м,

$B_{сер}$ – середня ширина річки, м.

Параметр W визначається за формулою:

$$W = \frac{M_c}{g}, \quad (7.5)$$

де $M = 0,7c + 6;$ (7.6)

c – коефіцієнт Шезі, який визначається за формулою:

$$c = \frac{V_{сер}}{\sqrt{H_{сер} \cdot i}}, \quad (7.7),$$

де $V_{сер}$ – середня швидкість течій,

i – гідравлічний похил.

Звивистість русла знаходять за формулою:

$$\varphi = \frac{l_{\phi}}{l_{пр}}, \quad (7.8)$$

де l_{ϕ} , $l_{пр}$ – довжина ділянки річки, виміряна по фарватеру та по прямій відповідно.

Розрахунок $L_{зм}$ потрібно виконати двічі для умов мінімальної і максимальної витрати води у річці і за результуючу взяти середнє із знайдених значень.

Остаточний вибір переліку показників для першочергового прогнозування здійснюється за результатами аналізу режиму забруднення води річки та стану забруднення. У першу чергу прогнозуються ті показники, які в створах контролю нижче скидів стічних вод (або під час проходження паводків) більше і частіше інших перевищують або можуть перевищити ГДК у разі аварійних скидів стічних вод (катастрофічних паводків). Повинні враховуватись також ті речовини, які зумовлюють довжину ділянки забруднення.

Рекомендується в обов'язковому порядку прогнозувати концентрацію розчиненого кисню і повне біохімічне споживання кисню $BCK_{повн}$.

Для виявлення речовини, що зумовлює довжину забрудненої ділянки річки, використовують дані спостережень або результати спеціально проведених рекогносційних досліджень. Розраховується приблизно довжина ділянки нижче скиду, на якій концентрація забруднювальної чи токсичної речовини перевищує ГДК.

Для малих і середніх річок для розрахунку рекомендується формула:

$$|L| = L_0 + V_{\text{сер}} \cdot \left(\frac{2,3}{K_{\text{см}}} \cdot \lg \frac{C_{\text{к}}}{C_{\text{ГДК}}} \right) \cdot 86400, \quad (7.9)$$

де $|L|$ – довжина ділянки річки, на якій концентрація розглянутої речовини перевищує $C_{\text{ГДК}}$ (величину гранично допустимої концентрації), м;

L_0 – відстань від створу скиду стічних вод до контрольного створу, м;

$V_{\text{сер}}$ – середня швидкість течії в річці, м/с;

$K_{\text{см}}$ – середній для розглянутої ділянки коефіцієнт швидкості самоочищення, 1/діб.

Для консервативної речовини ($K_{\text{см}} \approx 0$), концентрація якої перевищує ГДК, довжина забрудненої ділянки витягується до місця впадіння забрудненого притоку з витратою, здатною розбавити цю речовину до концентрацій, менших за ГДК.

7.5 Оцінка стану водного об'єкта

На даному етапі прогнозування виконується збір необхідної інформації про гідролого-гідрохімічний режим річки та скиди стічних вод, а потім виконується попередня обробка інформації. Збір інформації – це отримання максимально повної інформації про особливості гідрологічного режиму річки та режиму її забруднення. Збір інформації здійснюється шляхом використання матеріалів поточних спостережень служб моніторингу. Для вирішення специфічних завдань оперативного прогнозування проводяться натурні рекогносційні та систематичні гідрохімічні дослідження. При проведенні натурних досліджень створи спостережень розміщують з урахуванням даних рекомендацій у такому порядку, як це показано на рис. 7.2.

Розміщення створів спостережень за забрудненням річкових вод і пунктів контролю скидних вод повинно забезпечувати вимірювання та його поширення вздовж течії річки за схемою:

Q – виміряна витрата води в річці, м³/с;

$C_{\text{ф}}$ – концентрація речовини в фоновому створі річки, мг/дм³;

$C_{\text{ст}}$ – концентрація забруднювальної речовини в стічній воді, мг/дм³;

$C_{\text{к}}$ – концентрація речовини в контрольному створі річки, мг/дм³;

C'_q, C''_q – концентрація речовини в додаткових створах, мг/дм³;

K_ϕ – сумарний коефіцієнт швидкості самоочищення забруднювальної речовини, що застосовується для розрахунку зміни концентрації, виявленої (або заданої) у фоновому створі, 1/діб;

$K_{ст}$ – сумарний коефіцієнт швидкості самоочищення забруднювальної речовини, що застосовується для розрахунку зміни концентрації, виявленої (або заданої) в стічній воді, 1/діб.

На вибраних річках періодичність спостережень, що проводяться з метою збору необхідної інформації для майбутнього прогнозу, береться такою ж, як і у мережах державної системи моніторингу, і залежить від категорії пункту (табл. 7.2).

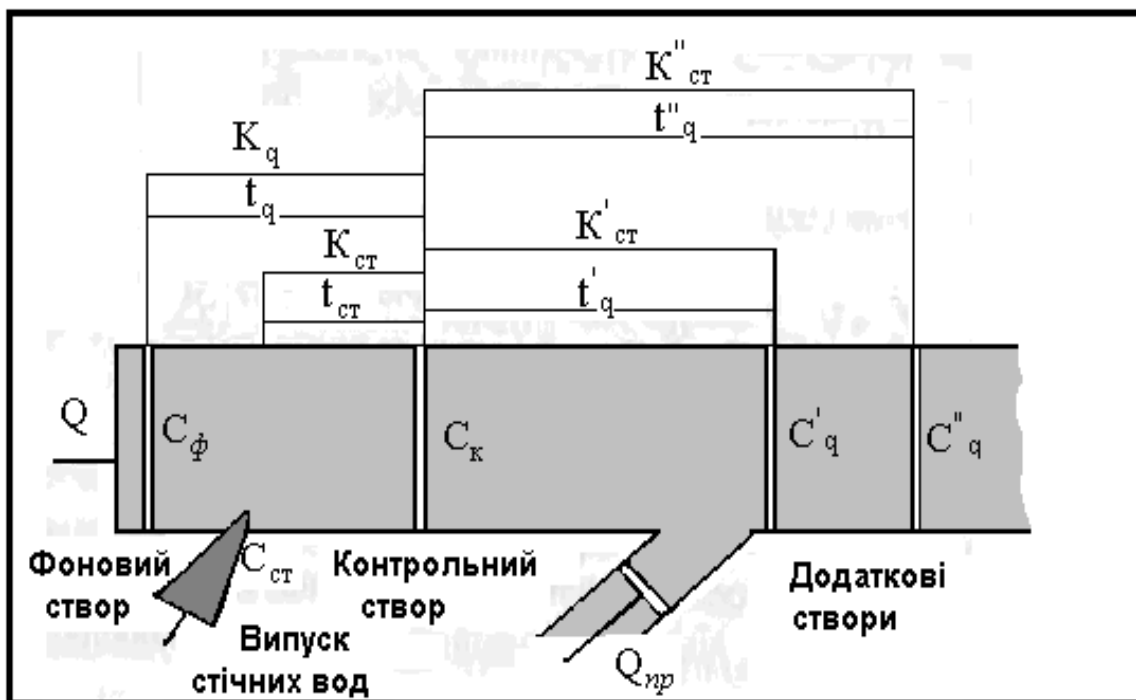


Рис 7.2 – Розміщення створів спостережень при проведенні натурних досліджень

Таблиця 7.2 – Періодичність гідрохімічних спостережень на водних об'єктах

<i>Категорійність пунктів контролю якості</i>	<i>Частота гідрохімічного контролю</i>
I	щоденно
II	щодавно
III	щомісячно
IV	в основні фази водного режиму

При відборі проб води необхідно враховувати режим забруднення річки скидними водами. Вибирається день і час доби, коли підприємство і каналізаційний водовипуск працює з повним навантаженням. Щоб зменшити можливу помилку в визначенні концентрації забруднюючої речовини, що виникає за рахунок просторово-часової мінливості її вмісту, потрібно виконувати процедуру осереднення проби води під час відбору в часі і просторі. Для осереднення проби води у часі досить скласти її з 10-15 однакових об'ємів досліджуваної води, відібраних через однакові проміжки часу протягом 5-10 хвилин для гірських річок і 15 хвилин – для рівнинних річок і річок передгір'я. Для осереднення проби води по перерізу річки достатньо відібрати проби в трьох вертикалях і скласти змішану пробу води. Тоді помилка у визначенні концентрації не повинна перевищувати $\pm 20\%$. Це помилка аналітичного визначення переважної більшості забруднюючих речовин і показників якості води. Осереднена проба відбирається в періоди низького стоку з поверхні водотоку, а в паводки – з глибини 0,5 м від поверхні.

Відбір проб води в окремих створах спостережень повинен проводитися з урахуванням часу добігання водних мас. Відрахунок часу починається з моменту відбору першої проби води у верхньому створі. Визначення приблизного часу добігання між створами спостережень виконується за формулою:

$$t = \frac{l}{V_{\text{сеп}} \cdot 86400}, \quad (7.10)$$

де t – час добігання, діб;

$V_{\text{сеп}}$ – середня швидкість течії річки між створами спостережень, м/с;

l – відстань за фарватером між створами спостережень, м.

7.6 Обробка інформації

Обробка інформації, отриманої як шляхом збору даних державних служб моніторингу, так і в результаті натурних досліджень, здійснюється за типовою схемою обробки даних спостережень з використанням методів математичної статистики.

Обробка включає такі стадії:

- 1) аналіз однорідності рядів спостережень і виключення з них нехарактерних екстремальних значень;
- 2) розрахунок оцінок параметрів розподілу гідрохімічних показників (середнє значення, середньоквадратичне відхилення, дисперсія і т.п.);
- 3) розрахунок кореляційних зв'язків між елементами гідрологічного режиму і показниками хімічного складу води;

4) підбір статистичних регресійних моделей, що описують зв'язки між гідрологічним та гідрохімічним режимом.

Для обробки інформації можуть бути застосовані будь-які стандартні пакети статистичних програм для персональних комп'ютерів.

7.7 Вибір методів прогнозування

Вибір методів прогнозування залежить від:

- наявності репрезентативних рядів спостережень за елементами гідролого-гідрохімічного режиму і скидами стічних вод;
- наявності результатів детально проведених натурних досліджень;
- характеру поведінки забруднювальних речовин у воді і особливості їх зв'язку з водним режимом;
- мети і завдань прогнозування.

Проте, використання формул балансу речовин рекомендується застосовувати, в таких випадках:

- при імовірній загрозі інтенсивного аварійного скиду стічних вод;
- у випадку введення в дію нових потужних випусків неочищених або недостатньо очищених стічних вод.

На практиці формули балансу добре підходять для прогнозу усіх забруднювальних водні об'єкти речовин.

Використання статистичних зв'язків між концентраціями забруднюючих речовин і гідрометеорологічними параметрами може застосовуватися за наявності довгих рядів спостережень, статистично суттєвих кореляційно-регресійних зв'язків та при наявності інформації про режим скиду стічних вод, що вже встановився на даній ділянці річки. Виходячи з досвіду раніше проведених гідрохімічних досліджень, рекомендується застосовувати статистичний метод для прогнозування впливу хімічних речовин, у яких антропогенна складова менша за природну (головні іони, завислі речовини, мінералізація), та речовин, у концентраціях яких антропогенна складова зіставна з природною (органічні речовини, біогенні елементи, важкі метали, феноли). Прогноз поведінки у воді забруднювальних речовин антропогенного походження (нафтопродукти, СПАР, пестициди і т.п.) статистичним методом не ефективний.

Комбінований метод прогнозування використовують з метою підвищення точності прогнозів результатів і у тому разі, коли є можливість статистичними методами визначити деякі параметри балансових формул.

Імовірнісний прогноз виконується як оціночний прогноз у тому випадку, коли для даної річки відсутні результати натурних досліджень (тобто неможливо застосувати для прогнозу формули балансу) і неможливо скласти прогнозні регресійні моделі для виконання статистичного прогнозу.

7.8 Розрахунок прогнозу

Розрахунок прогнозу виконується з використанням основних балансових формул. Формула балансу речовин характеризує рівновагу між надходженням і витратною частиною балансу хімічних речовин для даної ділянки річки. У загальному вигляді для створу практично повного змішування річкових і стічних вод рівняння балансу консервативної речовини має такий вигляд:

$$C_{\phi} \cdot Q + C_{\text{ст}} q = C_{\text{к}}(Q + q), \quad (7.11)$$

$$C_{\text{к}} = \frac{C_{\phi} \cdot Q + C_{\text{ст}} \cdot q}{Q + q}, \quad (7.12)$$

де C_{ϕ} , $C_{\text{ст}}$, $C_{\text{к}}$ – концентрація речовини в фоновому створі, у стічній воді та в контрольному створі річки, мг/дм³;

Q і q – витрати відповідно річкової води і стічної води, м³/с.

У реальних прогнозних ситуаціях використовують формули, що враховують, завдяки введенню в них спеціальних коефіцієнтів, особливості трансформації і розбавлення забруднювальних речовин. Концентрація забруднювальної речовини поступово спадає на ділянці річки від колектора скидних вод до контрольного створу. При цьому можуть скластися 4 варіанти співвідношень між фоновією концентрацією (C_{ϕ}), до якої реально може знизитися вміст цієї речовини у воді на розглянутій ділянці річки. Для кожного із варіантів запропоновано окрему формулу розрахунку, що дає можливість виконати прогноз вмісту забруднювальної речовини у воді річки в максимально забрудненому струмені води заданого створу X:

а) концентрація забруднювальної речовини на ділянці досліджень може знизитись до нуля ($C_{\text{кз}} = 0$):

$$C_{\text{X max}} = C_{\phi} E_{\phi} + \sum_{i=1}^i (C_{\text{сті}i} E_{\text{сті}i} - C_{\phi} E_{\phi}) \cdot \Psi_i + \sum_{j=1}^j (C_{\text{сті}j} E_{\text{сті}j} - C_{\phi} E_{\phi}) \cdot \Psi_j; \quad (7.13)$$

б) концентрація забруднювальної речовини може знизитися на ділянці досліджень до фоновієї концентрації ($C_{\text{кз}} = C_{\phi}$):

$$C_{\text{X max}} = C_{\phi} E_{\phi} + \sum_{i=1}^i (C_{\text{сті}i} - C_{\phi}) \cdot E_{\text{сті}i} \cdot \Psi_i + \sum_{j=1}^j (C_{\text{сті}j} - C_{\phi}) \cdot E_{\text{сті}j} \cdot \Psi_j; \quad (7.14)$$

в) концентрація забруднювальної речовини може знизитися до величини, нижчої за фонову концентрацію ($C_{кз} < C_{ф}$):

$$C_{x \max} = C_{ф} E_{ф} + C_{кз} (1 - E_{ф}) + \sum_{i=1}^i [(C_{ст i} - C_{кз}) \cdot E_{ст i} - (C_{ф} - C_{кз}) \cdot E_{ф}] + \\ + \sum_{j=1}^j [(C_{ст j} - C_{кз}) \cdot E_{ст j} - (C_{ф} - C_{кз}) \cdot E_{ф}] \cdot \Psi_j; \quad (7.15)$$

г) концентрація забруднювальної речовини знижується на ділянці досліджень до величини, більшої від фонові концентрації ($C_{кз} > C_{ф}$):

$$C_{x \max} = C_{ф} + \sum_{i=1}^i [C_{кз} - C_{ф} + (C_{ст i} - C_{кз}) \cdot E_{ст i}] \cdot \Psi_i + \\ + \sum_{j=1}^j [C_{кз} - C_{ф} + (C_{ст j} - C_{кз}) \cdot E_{ст j}] \cdot \Psi_j. \quad (7.16)$$

У формулах $C_{кз}$ – рівень концентрації забруднювальної речовини, до якого може реально знижуватися її вміст у воді на досліджуваній ділянці, мг/дм³;

$C_{x \max}$, $C_{ф}$, $C_{ст}$ – концентрація забруднювальної речовини в максимально забрудненому струмені води створу X, в фоновому створі річки та в стічній воді відповідно, мг/дм³;

$E_{ст}$ – безрозмірний коефіцієнт, що враховує не консервативність речовини, яка надходить зі скидними водами;

$E_{ф}$ – безрозмірний коефіцієнт, який враховує не консервативність речовини і використовується при підвищеній концентрації речовини в фоновому створі;

Ψ – безрозмірний коефіцієнт, який враховує розбавлення стічних вод;

i – величини з цим індексом характеризують i -ий випуск (чи забруднену притоку), вода, якого надходить в середину річки або з того берега, біля якого спостерігається найбільше забруднення води;

j – параметри з цим індексом характеризують j –ий випуск (або притоку), вода якого надходить з того берега, біля якого менше навантаження річки забруднювальною речовиною.

Числові значення $C_{кз}$ одержують на основі результатів лабораторних або натурних спостережень за самоочищенням води на розглянутій ділянці річки.

7.9 Статистичний, комбінований та ймовірнісний методи прогнозу

Статистичний прогноз виконується в тому випадку, коли є досить довгі ряди статистичних спостережень за забрудненістю водного об'єкта і гідрологічним режимом при умові, що між ними встановлені суттєві статистичні зв'язки. Кінцевий результат оперативного прогнозування одержаний за допомогою кореляційних значень концентрацій забруднюючих речовин із зазначенням похибки їх визначення і кратності перевищення ними ГДК.

Комбінований спосіб рекомендується для оперативного прогнозування забрудненості річкової води в будь-якому створі. В основу способу покладено формули балансу речовини, окремі параметри яких слід визначати за матеріалами спостережень з застосуванням математичної статистики. Такий спосіб моделювання підвищує точність прогнозування.

Ймовірнісний метод належить до статистичних методів прогнозу, може використовуватись як альтернативний оціночний метод на етапі попередження оцінки очікуваного погіршення стану якості води. Метод базується на теорії ймовірності – *законі великих чисел*. Відповідно до цього закону при великому числі випадкових явищ їх середній результат перестає бути випадковим, може бути передбаченим з великою мірою ймовірності.

7.10 Оцінка і аналіз справджуваності оперативних прогнозів та підготовка попередження про загрозу забруднення води

Для складеного прогнозу здійснюється оцінка методик прогнозування шляхом порівняння одержаного результату спостережень з результатами прогнозу. Прогноз вважається задовільним, коли фактична похибка перевищує прогнозу похибку (при $P = 95\%$). Прогнози, які справдилися оцінюються за двобальною шкалою: «добре», фактична похибка дорівнює або менша прогнозу похибки; «задовільно» – фактична похибка не дорівнює або більша за прогнозу.

Випуск прогнозів для зацікавлених організацій виконується з інтервалом завчасності в 1 місяць. Форма сповіщення – попередження про загрозу небезпечного забруднення річкової води при несприятливих умовах (паводки, аварійні скиди, мінімальна витрата води). В оповіщенні вказується очікувана концентрація забруднювальних речовин, дата настання небезпечного забруднення та його закінчення.

Запитання для самоконтролю

- 1.* Що є завданням оперативного прогнозування?
- 2.* В яких ситуаціях проводиться оперативне прогнозування?
- 3.* Вкажіть основні етапи оперативного прогнозування.
- 4.* Який інтервал встановлюється для оперативного прогнозу?
- 5.* Назвіть принципи першочергового вибору об'єктів для прогнозних розрахунків.
- 6.* На якій основі відбувається вибір прогнозних створів і показників забруднення води?
- 7.* Яким чином здійснюється оцінка стану водного об'єкта?
- 8.* Вкажіть періодичність гідрохімічних спостережень на водних об'єктах.
- 9.* Які стадії включає обробка інформації при оперативному прогнозуванні?
- 10.* Від чого залежить вибір методів прогнозування?
- 11.* Що характеризує формула балансу речовин? Запишіть її.
- 12.* Поясніть, в яких випадках використовують статистичний, ймовірнісний чи комбінований методи прогнозу?
- 13.* Вкажіть наступні після розрахунку етапи прогнозування.

Лекція 8. Довгострокове прогнозування якості води

Довгострокове прогнозування хімічного складу води включає в себе такі етапи:

- 1) аналіз сучасного стану якості поверхневих вод;
- 2) прогноз або встановлення витрати води для річок та об'єму для озер;
- 3) прогноз надходження забруднювальних речовин у водні об'єкти від різних галузей народного господарства;
- 4) прогноз концентрації речовин у водоймах;
- 5) видача рекомендацій для раціонального використання і охорони вод.

Період завчасності прогнозування залежить від цілей прогнозу. Із завчасністю пов'язана і точність прогнозу. Точність його зменшується прямо пропорційно квадрату завчасності. Довгострокові прогнози носять імовірнісний характер, тому результати його вказуються у вигляді верхніх та нижніх граничних значень.

Для довгострокового прогнозу застосовують басейновий принцип складання. Показники концентрації речовин, які прогнозують, вибирають на основі загальних та спеціальних вимог водопостачання в даний період та на перспективу.

До групи загальних показників, що прогнозують, належать показники, які залежать від фізичних перетворень та біохімічного окиснення: завислі речовини, температура, значення рН, мінералізація, кисень, біохімічне споживання кисню.

До групи специфічних показників належать переважно речовини-забрудники: феноли, СПАР, нафтопродукти, пестициди. Вибір конкретних показників залежить від того, чи є вони у воді і в якій концентрації.

При прогнозуванні використовується така вихідна інформація:

- 1) стан процесів і зв'язки окремих факторів в минулому;
- 2) оцінка можливих змін в господарстві;
- 3) довгострокова тенденція розвитку господарського комплексу;
- 4) хімічний склад води;
- 5) водогосподарські заходи і раціональне використання водних ресурсів;
- 6) джерела забруднення тепер і на перспективу;
- 7) тенденції розвитку способів очистки стічних вод і заходів щодо охорони водних ресурсів.

8.1 Аналіз сучасного стану якості поверхневих вод

Аналізується вся доступна інформація, що характеризує сучасний стан якості поверхневих вод. Проводиться узагальнення інформації про стан якості води за встановленими найхарактернішими для даного водного об'єкта показниками із врахуванням вимог водокористувачів. Потім формуються ряди багаторічної динаміки якості води. Для цього

використовуються методи попередньої статистичної обробки вихідної інформації.

Вихідні дані можна осереднювати за певні часові інтервали (місяць, сезон, рік), також можна враховувати нормативні відхилення, екстремальні концентрації, тощо.

8.2 Методи довгострокового прогнозування змін хімічного складу та якості поверхневих вод

Для виконання довгострокового прогнозу хімічного складу поверхневих вод та їх якості найчастіше використовується дві групи методів:

- 1) методи, що базуються на формулі балансу хімічних речовин;
- 2) статистичні методи.

Балансові методи добре себе зарекомендували при виконанні розрахунків довгострокового прогнозу концентрацій забруднювальних речовин у водному об'єкті в тому разі, коли формування величин усіх концентрацій відбувається під впливом одного або декількох антропогенних джерел, причому кількісні характеристики впливу всіх джерел на прогнозний рівень відомі.

Статистичні методи традиційно застосовуються для довгострокового прогнозування в разі наявності тривалих динамічних рядів, що характеризують зміну певної досліджуваної величини в часі. Конкретним проявом динамічних рядів у гідрохімії є багаторічні ряди спостережень за вмістом у воді конкретного водного об'єкта хімічних речовин. Наявність тривалих рядів спостережень за гідрологічними параметрами водного об'єкта, що характеризують його сучасний стан, є передумовою використання статистичних методів оцінки перспективного стану цього об'єкту. Сучасні математичні методи дозволяють виявити тенденцію розвитку концентрацій забруднюючих речовин протягом сучасного періоду і виконати їх екстраполяцію на перспективу.

8.3 Методика прогнозування показників якості води на основі балансового методу

Для прогнозу якості води водного об'єкта по одному або декількох заданих створах використовують методи, що базуються на розрахунках балансу хімічних речовин у конкретному створі.

У найпростішому випадку при змішуванні річкових та стічних вод (одне джерело забруднення) використовують рівняння балансу консервативної речовини в створі практично повного змішування, яке має вигляд:

$$C_{\phi}Q + C_{ст}q = C_{к} (Q + q), \quad (8.1)$$

C_{ϕ} , $C_{ст}$, $C_{к}$ – концентрації досліджуваної речовини у фоновому створі річки, у стічній воді, у контрольному створі відповідно, мг/дм³;

Q , q – відповідно витрати річкової та стічної води, м³/с.

Виходячи із формули попередньої, концентрацію речовини у контрольному створі розраховують за таким рівнянням:

$$C_{к} = \frac{C_{\phi}Q + C_{ст}q}{Q + q}. \quad (8.2)$$

У випадку, якщо необхідно виконати прогноз концентрації тієї чи іншої речовини за наявності великої кількості джерел надходження (N) цієї забруднювальної речовини, слід використовувати формулу:

$$C_{пр} = \frac{\sum_{i=1}^N C_i Q_i}{\sum_{i=1}^N Q_i} \cdot r_t, \quad (8.3)$$

C_i – концентрація прогнозованої речовини у всіх джерелах забруднення у водах бокової приточності, фонові концентрації;

Q_i – об'єм надходження забруднювальної речовини із різних джерел, витрати води – 95% забезпеченості головної річки та її бокових притоків;

r_t – коефіцієнт редукції, що враховує самоочищення на ділянці між розрахунковими створами, визначається за формулою:

$$r_i = 10^{-K_1^T t}, \quad (8.4)$$

K_1^T – коефіцієнт швидкості трансформації домішок у річковій воді при розрахунковій температурі $T^{\circ}C$,

t – час проходження води між створами, днів.

Значення K_1^T – визначають згідно виразу:

$$K_1^T = K_1^{20} \cdot 1,047^{T-20}, \quad (8.5)$$

K_1^{20} – коефіцієнт швидкості трансформації речовин при температурі 20⁰C, днів. Це значення береться із таблиці 8.1.

Таблиця 8.1 – Значення коефіцієнта швидкості трансформації

<i>Речовина</i>	K_I^{20}
Органічні речовини	0,10
СПАР	0,17
Нафтопродукти	0,07
N(NH ₄ ⁺)	0,007 – 0,014
N(NO ₂ ⁻)	0,040 – 0,080
N(NO ₃ ⁻)	0,075 – 0,101
P(PO ₄ ³⁻)	0,054 – 0,185

Щоб виконати прогноз якості водного об'єкта на віддалену перспективу, необхідно мати прогноз надходження забруднювальних речовин із різних джерел (підприємств різних галузей народного господарства). Прогноз надходження будь-якої речовини у водні об'єкти складається із окремих прогнозів надходження цієї речовини зі скидними водами різних галузей господарства.

8.4 Розрахунок надходження забруднювальних речовин з промисловими скидними водами

Залежно від рівня прогнозу (в цілому по країні, економічному району, річковому басейну, ділянці річки, окремому пункту) розрахунок надходження забруднювальних речовин з промисловими скидними водами виконують як за галузями промисловості в цілому, так і за окремими підприємствами.

При цьому враховують такі фактори:

- 1) розвиток і розміщення промислових підприємств, а також режим і випусків стічних вод з них;
- 2) хімічний склад неочищених і очищених скидних вод;
- 3) об'єм водовідведення з вказаною кількістю очищених і неочищених скидних вод;
- 4) ефективність очищення стічних вод.

Надходження забруднювальних речовин G за окремими показниками від різних галузей промисловості визначається за формулою

$$G = \sum_1^i C_i Q_i (1 - PJ) \cdot t, \quad (8.6)$$

C_i – концентрація речовини в неочищених стічних водах, мг/дм³;

Q_i – кількість скидних вод від підприємств i -ї галузі за розрахунковий період, м³;

$$Q_i = q \cdot W, \quad (8.7)$$

q – кількість скидних вод на одиницю продукції, м³;
 W – потужність підприємства (кількість продукції на добу);
 P – ефективність методу очищення скидних вод;
 J – частина скидних вод, що пройшла очищення;
 t – час, діб.

8.5 Надходження забруднених вод від комунальних господарств

Водоспоживачі використовують воду для побутових потреб й повертають у водний об'єкт з менш якісними характеристиками. Стічні води від комунальних господарств забруднені ксенобіотиками, СПАР та іншими поллютантами.

При прогнозуванні надходження забруднювальних речовин від комунальних господарств враховуються такі фактори:

- 1) розміщення джерел забруднення, місце їх випуску;
- 2) кількість жителів і ступінь благоустрою населеного пункту;
- 3) об'єм водовідведення з урахуванням кількості очищених і неочищених стічних вод;
- 4) хімічний склад очищених і неочищених стічних вод;
- 5) ефективність очищення води.

Надходження забруднювальних речовин розраховують за формулою (8.7), а кількість стічних вод за такою формулою:

$$Q = \alpha \cdot m \cdot n \cdot t, \quad (8.8)$$

α – коефіцієнт водовідведення, що береться на перспективу для міст в межах 0,85- 0,88, для сільських населених пунктів – 0,60;
 m – норма водоспоживання;
 n – число жителів;
 t – час, діб.

При розрахунках і використанні даних питомого надходження забруднювальних речовин від одного мешканця на добу, кількість забруднювальних речовин G розраховується за формулою:

$$G = g \cdot n \cdot t, \quad (8.9)$$

g – питома надходження речовин від одного мешканця за добу, визначається за таблицею 8.2.

Таблиця 8.2 – Середня кількість речовин в стічних водах в розрахунку на одного мешканця міста

Показник	Кількість речовин, г/добу
Завислі речовини	65
БСК ₅	54
БСК _{повн}	75
Азот амонійний	8
Фосфати (P ₂ O ₅)	3,3
Хлориди	9
Сульфати	4,4
Калій (K ₂ O)	3,0
СПАР	2,5

8.6 Статистичні методи прогнозування хімічного складу та якості води

Статистичні методи прогнозування хімічного складу та якості води використовують у випадках, коли немає надійної інформації про надходження забруднювальних речовин із різних джерел у прогнозному періоді.

Статистичні методи прогнозування орієнтуються на потужний математичний апарат, застосування якого має перевірену, достовірну та тривалу історію.

Суттю використання статистичних методів у гідрологічному прогнозуванні є математичний опис зміни концентрацій хімічних інгредієнтів у воді протягом певного часу (ретроспективного періоду) і екстраполявання виявлених закономірностей на майбутнє (на прогнозний період), рис. 8.1.

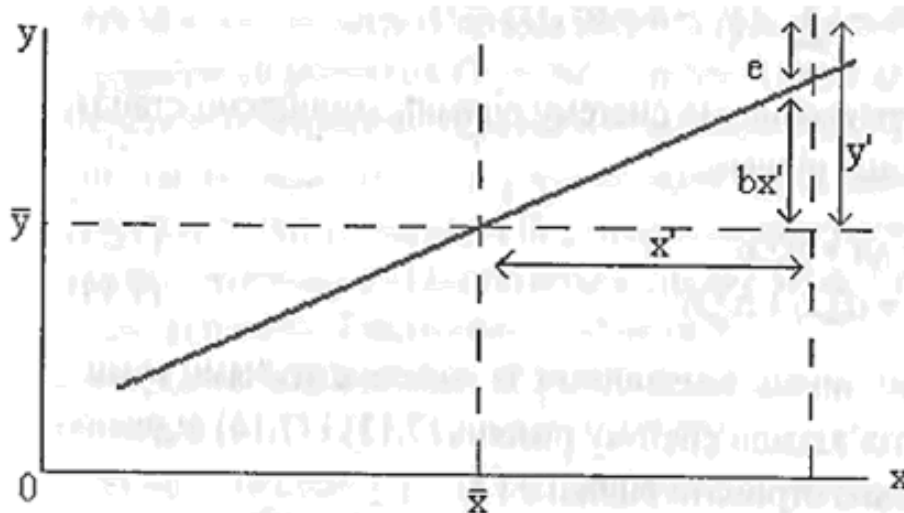


Рис. 8.1 – Схематичне зображення статистичного прогнозу

Процес прогнозування, що спирається на статистичні методи, складається з двох етапів. Перший етап, індуктивний, який являє собою узагальнення ретроспективних даних багаторічних спостережень за гідрологічними та гідрохімічними характеристиками, а також подання відповідних статистичних закономірностей у вигляді моделей.

Статистичну модель отримують або у вигляді аналітично вираженої тенденції розвитку або у вигляді рівняння залежності від одного або декількох факторів – аргументів. Прикладом такої моделі може бути аналітично виражена тенденція розвитку концентрації хімічних речовин C , мг/дм³, у часі t , рік.

$$C = f(t) \quad \text{або рівняння} \quad C = f(Q),$$

де Q – витрата води річки, м³/с.

При прогнозуванні статистичними методами здійсненими за допомогою ЕОМ та з використанням спеціальних комп'ютерних програм згладжування ретроспективного ряду досліджень за методом найменших квадратів з метою відшукування тренда. Якщо збільшення значень вихідного ряду йде в арифметичній прогресії, то згладжування потрібно виконувати по прямій, якщо – в геометричній, то по показниковій функції.

Другий етап, власне прогноз, є дедуктивним. На цьому етапі та на основі знайдених статистичних закономірностей визначають очікуване значення прогнозованої величини (концентрації речовини, розчиненої у воді) очікувані концентрації можуть бути прогнозовані в часі. При цьому враховують різні фактори впливу. Мінливість впливу цих факторів у часі формує часову варіацію концентрацій забруднювальних речовин у воді.

Запитання для самоконтролю

1. Які етапи включає довгострокове прогнозування хімічного складу води?
2. Групи яких показників враховують при довгостроковому прогнозуванні?
3. Які методи використовують для виконання довгострокового прогнозу хімічного складу поверхневих вод та їх якості?
4. В чому різниця при використанні балансового та статистичного методів прогнозування?
10. В яких випадках використовують статистичні методи прогнозування складу води?
11. Із скількох етапів складається процес прогнозування за статистичними методами?
12. Які фактори враховують при надходженні забруднювальних речовин від комунальних господарств?
13. Які є рівні прогнозу надходження забруднювальних речовин від промислових підприємств?
14. Коли використовують балансові методи прогнозування якості води?
15. Які дані враховуються при аналізі сучасного стану якості вод для довгострокового прогнозування?

Лекція 9. Економічний механізм регулювання водокористуванням

9.1 Види водокористування

Згідно водного законодавства України (Водний Кодекс (ВК) України, ст. 6) усі водні об'єкти на території нашої держави є виключною власністю народу України і надаються лише у тимчасове користування. Право водокористування в Україні має наступні притаманні тільки йому *загальні принципи*:

- економічне використання водних ресурсів;
- цільове використання вод;
- дотримання встановлених нормативів скидання забруднювальних речовин та встановлення лімітів забору води;
- платність спеціального водокористування та безплатність загального водокористування;
- недопущення засмічення, забруднення та вичерпання водних об'єктів;
- обов'язкове відшкодування збитків, завданих внаслідок порушення водного законодавства та ін.

Права водокористувачів можуть бути обмежені у випадках, визначених ст.ст. 45 та 47 ВК України. Зокрема, у разі маловоддя, загрози виникнення епідемій, під час аварій або за умов, що можуть призвести чи призвели до забруднення вод, та при здійсненні невідкладних заходів щодо запобігання стихійному лиху, спричиненому шкідливою дією вод, і ліквідації його наслідків. Права водокористувачів охороняються законом, а у разі їх порушення підлягають поновленню.

Класифікацію (види) права водокористування можна проводити за кількома ознаками. Так, водокористувачі як суб'єкти можуть бути *первинними* і *вторинними*. *Первинні водокористувачі* – це ті, що мають власні водозабірні споруди і відповідне обладнання для забору води. *Вторинні водокористувачі (абоненти)* – це ті, що не мають власних водозабірних споруд і отримують воду з водозабірних споруд первинних водокористувачів та скидають стічні води в їх системи на умовах, які встановлюються між ними. Вторинні водокористувачі можуть здійснювати скидання стічних вод у водні об'єкти також на підставі дозволів на спеціальне водокористування (ст. 42 ВК України).

За підставами виникнення права водокористування може бути *загальним* та *спеціальним*. *Загальне водокористування* здійснюються громадянами безкоштовно, без закріплення водних об'єктів за окремими особами та без надання відповідних дозволів. *Цільове призначення права загального водокористування*: купання, плавання на човнах, любительське

і спортивне рибальство, водопій тварин, забір води з водних об'єктів без застосування споруд або технічних пристроїв та з криниць (ст. 47 ВК України). Загальне водокористування може бути обмежене або заборонене районними і міськими радами, первинними водокористувачами з метою охорони життя і здоров'я громадян, охорони навколишнього природного середовища та з інших передбачених законодавством підстав.

Спеціальне водокористування – це забір води з водних об'єктів із застосуванням споруд або технічних пристроїв, використання води та скидання забруднювальних речовин у водні об'єкти, включаючи забір води та скидання забруднювальних речовин із зворотними водами із застосуванням каналів (ст. 48 ВК України). Не належать до спеціального водокористування:

- пропуск води крізь гідровузли (крім гідроенергетичних);
- подача (перекачування) води водокористувачам у маловодні регіони;
- усунення шкідливої дії вод (підтоплення, засолення, заболочення);
- використання підземних вод для вилучення корисних компонентів;
- вилучення води з надр разом з видобуванням корисних копалин;
- виконання будівельних, днопоглиблювальних і вибухових робіт;
- видобування корисних копалин і водних ресурсів;
- прокладання трубопроводів і кабелів;
- проведення бурових, геологорозвідувальних робіт;
- інші роботи, які виконуються без забору води та скидання зворотних вод.

Цільовим призначенням спеціального водокористування є: задоволення основних потреб населення, господарсько-побутове, лікувально-оздоровче, сільськогосподарське, промислове, транспортне, енергетичне, рибогосподарське та інше державне і громадське використання вод.

Право на здійснення спеціального водокористування посвідчується дозволом, який видається за клопотанням водокористувача з обґрунтуванням потреби у воді та погодженням з органами державної виконавчої влади. У дозволі на спеціальне водокористування визначаються ліміти забору води та об'єми скидання забруднювальних речовин. У разі маловоддя ліміт забору води може бути зменшено спеціально уповноваженими державними органам без коригування дозволу на спеціальне водокористування.

Спеціальне водокористування є *платним*. Плата за спеціальне водокористування виконується з метою забезпечення раціонального використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів і включає плату за забір води з водних об'єктів та за скидання в них забруднювальних речовин. Розмір плати за забір води з водних об'єктів визначається на основі нормативів плати, фактичних обсягів забору води та встановлених лімітів на збір води. Нормативи збору за спеціальне

використання водних ресурсів встановлені постановою Кабінету Міністрів України від 18 травня 1999 р. № 836, зі змінами, внесеними постановою Кабінету Міністрів України від 23 липня 1999 р. № 1341.

Розмір плати за скидання забруднювальних речовин у водні об'єкти визначається на основі нормативів плати, фактичного обсягу скидів забруднюючих речовин та встановлених лімітів скиду. Нормативи збору, які сплачуються за скидання забруднювальних речовин у водні об'єкти, у тому числі у морські води, а також залежно від концентрації забруднюючих речовин, визначаються згідно з Порядком встановлення нормативів за забруднення навколишнього природного середовища і стягнення цього збору, затвердженим постановою Кабінету Міністрів України від 1 березня 1999 р. № 303.

Збори за використання поверхневих вод загальнодержавного значення зараховуються до Державного бюджету України в розмірі 80%, до бюджетів областей – в розмірі 20%. Збори за використання води з водних об'єктів загальнодержавного значення на території Автономної Республіки Крим зараховуються до Державного бюджету України в розмірі 50%, до бюджету АР Крим – 50% (частини 1, 2 ст. 32 ВК України). Проте необхідно мати на увазі, що Верховна Рада України може змінити дещо цей порядок. Зокрема, Законом України від 7 грудня 2000 р. «Про Державний бюджет України на 2001 рік» ці положення Водного кодексу України зупинено на 2001 рік.

Збори за використання поверхневих вод для потреб гідроенергетики, рибництва та водного транспорту, а також за втрати води при транспортуванні зараховуються до Державного бюджету України в розмірі 100%. Збори за використання води з водних об'єктів місцевого значення надходять до республіканської бюджету АР Крим та місцевих бюджетів (частини 3, 4 ст. 32 ВК України). Збори за скидання забруднювальних речовин у водні об'єкти та за понадлімітний забір води з них зараховуються до Державного та місцевих фондів охорони навколишнього природного середовища у порядку, визначеному Законом України від 5 березня 1998 р.

Всі зазначені збори спрямовуються на здійснення заходів щодо охорони вод, відтворення водних ресурсів і підтримання водних об'єктів у належному стані, а також на виконання робіт, пов'язаних з попередженням шкідливої дії вод і ліквідацією її наслідків.

Скидання стічних вод промисловими та іншими об'єктами допускається лише за умови наявності нормативів гранично допустимих концентрацій та встановлених нормативів допустимого скидання забруднювальних речовин. На водокористувачів покладається здійснення заходів, спрямованих на запобігання скидання стічних вод чи його припинення, коли такі води:

- можуть бути використані у системах оборотного, повторного і послідовного водопостачання;
- містять цінні відходи, що можуть бути вилучені; містять промислову сировину, реагенти, напівпродукти та кінцеві продукти підприємств у кількості, що перевищує встановлені нормативи технологічних відходів;
- містять речовини, щодо яких не встановлено гранично допустимі концентрації;
- призводять до зміни температури води водного об'єкта більш ніж на три градуси за Цельсієм порівняно з її природною температурою в літній період;
- є кубовими залишками, що утворюються в результаті їх очищення і знезараження тощо (ст. 70 ВК України).

Скидати стічні води, використовуючи рельєф місцевості (балки, пониззя, кар'єри тощо), забороняється. Водним законодавством встановлюються й інші умови скидання зворотних вод у водні об'єкти (ст.ст. 71-75 ВК України). Так, постановою Кабінету Міністрів України від 25 березня 1999 р. №465 затверджено «Правила охорони вод від забруднення зворотними водами», які є обов'язкові для виконання всіма підприємствами, установами, організаціями та громадянами – суб'єктами підприємницької діяльності, діяльність яких щодо скидання зворотних вод у водні об'єкти впливає або може вплинути на стан поверхневих вод у зв'язку із будь-яким забрудненням (хімічним, біологічним, фізичним, в т.ч. і термічним тощо).

9.2 Нормування антропогенного навантаження на водні об'єкти

Значна увага в галузі державного забезпечення раціонального використання вод та їх якості й безпечності приділяється розробці та затвердженню *стандартів і нормативів* у цій галузі. Так, до комплексу взаємопов'язаних нормативних документів із стандартизації у цій сфері входять документи, які містять: основні положення; терміни та поняття, класифікації; методи, методики та засоби визначення складу та властивостей вод; вимоги до збирання, обліку, обробки, збереження, аналізу інформації та прогнозування кількісних і якісних показників стану вод; вимоги раціонального використання та охорони вод у галузевих стандартах та технічних умовах до процесів, продукції і послуг; метрологічні норми, правила, вимоги до організації робіт; інші нормативи зі стандартизації у цій галузі. Розробляються стандарти в цій галузі Міністерством екології та природних ресурсів України, Міністерством охорони здоров'я України, іншими органами, а затверджуються Держстандартом України відповідно до чинного законодавства.

У галузі використання охорони вод та відтворення водних ресурсів встановлюються такі нормативи:

- нормативи екологічної безпеки водокористування;
- екологічні нормативи якості води у водних об'єктах;
- нормативи гранично допустимого скидання забруднювальних речовин;
- галузеві технологічні нормативи утворення речовин, що скидаються у водні об'єкти;
- технологічні нормативи використання води;
- інші нормативи.

Нормативи екологічної безпеки водокористування встановлюються для оцінки можливостей використання води з водних об'єктів для потреб населення та галузей економіки і забезпечують безпечні умови водокористування. Нормативи екологічної безпеки водокористування – використовують та враховують гранично допустимі концентрації речовин у водних об'єктах, вода яких використовується для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення; гранично допустимі концентрації радіоактивних речовин у водних об'єктах, вода яких використовується для потреб рибного господарства; допустимі концентрації речовин у водних об'єктах, вода яких використовується для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення, які розробляються і затверджуються відповідно Міністерством охорони здоров'я України та Національною комісією з радіаційного захисту населення України, Міністерством аграрної політики України та вводяться в дію за погодженням з Міністерством екології та природних ресурсів України. Для деяких категорій вод, що використовуються у лікувальних, оздоровчих, рекреаційних та інших цілях, можуть встановлюватися більш суворі нормативи екологічної безпеки водокористування.

Екологічні нормативи якості води водних об'єктів встановлюються для оцінки екологічного благополуччя водних об'єктів та визначення комплексу водоохоронних заходів. Вони містять науково обґрунтовані значення концентрацій забруднювальних речовин та показники якості води (фізичні, біологічні, хімічні, радіаційні). При цьому ступінь забрудненості водних об'єктів визначається відповідними категоріями якості води. Екологічні нормативи та категорії якості води природних водних об'єктів розробляються і затверджуються Міністерством екології та природних ресурсів України та Міністерством охорони здоров'я України.

Нормативи гранично допустимого скидання забруднювальних речовин встановлюється з метою поетапного досягнення екологічного нормативу якості води водних об'єктів.

Інші нормативи у зазначеній галузі розробляються згідно з вимогами, визначеними ст. 39-40 ВК України, за погодженням з Міністерством екології та природних ресурсів України або за його

дозволом, за дозволом МОЗ України, Міністерства аграрної політики України.

Скидання у водні об'єкти речовин, для яких не встановлено нормативів екологічної безпеки водокористування та нормативів гранично допустимого скидання, як правило, забороняється.

Вимоги щодо охорони вод від забруднення, засмічення і вичерпання передбачені главою 20 (ст.ст. 95-106) ВК України. Так, повинні бути дотримані умови розміщення, проектування, будівництва, реконструкції і введення в дію підприємств, споруд та інших об'єктів, що можуть впливати на стан вод, на стан рибогосподарських водних об'єктів. Зокрема, забороняється: проектування і будівництво прямоочних систем водопостачання промислових підприємств, за винятком підприємств, які за технологією виробництва не можуть бути переведені на оборотне водопостачання; здійснення проектів господарської та іншої діяльності без оцінки їх впливу на стан вод; скидання у водні об'єкти виробничих, побутових, радіоактивних та інших видів відходів і сміття; забруднення і засмічення поверхні водозборів, льодового покриву водойм водостоків, морів, їх заток і лиманів внаслідок утрат мастила, пального, хімічних, нафтових та інших забруднювальних речовин.

У внутрішні морські води та територіальне море забороняється скидання з суден, плавучих засобів, платформ та інших морських споруд, а також повітряних суден хімічних, радіоактивних та інших шкідливих речовин, радіоактивних або інших відходів, матеріалів, предметів, сміття, які можуть спричинити забруднення моря. Правила охорони внутрішніх морських вод і територіального моря від забруднення та засмічення затверджені постановою Кабінету Міністрів України від 29 лютого 1996 р. № 269.

Особливій охороні підлягають водні об'єкти, віднесені до категорії лікувальних. З метою їх захисту встановлюються округи санітарної охорони курортів з особливим режимом. У водні об'єкти, що віднесені до категорії лікувальних, забороняється скидання будь-яких зворотних вод. Перелік водних об'єктів, що відносяться до категорії лікувальних, затверджений постановою Кабінету Міністрів України від 11 грудня 1996 р. № 1499.

9.3 Основні поняття використання та відведення вод

Для розуміння суті методики нарахування та відшкодування збитків за забруднення водних об'єктів в Україні потрібно детальніше зупинитись на трактуванні основних термінів, що використовуються у цій галузі. Наведемо їх приблизний перелік (які записані в трактуванні Водного Кодексу України):

вода дренажна – вода, яка профільтрувалася з певної території та відводиться за допомогою дренажної системи з метою зниження рівня ґрунтових вод;

вода зворотна – вода, що повертається за допомогою технічних споруд і засобів з господарської ланки кругообігу води в його природні ланки у вигляді стічної, шахтної, кар'єрної чи дренажної води;

вода стічна – вода, що утворилася в процесі господарсько-побутової і виробничої діяльності (крім шахтної, кар'єрної і дренажної води), а також відведена з забудованої території, на якій вона утворилася внаслідок випадання атмосферних опадів;

води – усі води (поверхневі, підземні, морські), що входять до складу природних ланок кругообігу води;

води підземні – води, що знаходяться нижче рівня земної поверхні в товщах гірських порід верхньої частини земної кори в усіх фізичних станах;

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

водний об'єкт - природний або створений штучно елемент довкілля, в якому зосереджуються води (море, річка, озеро, водосховище, ставок, канал, водоносний горизонт);

водні ресурси – обсяги поверхневих, підземних і морських вод відповідної території;

водогосподарський баланс – співвідношення між наявними для використання водними ресурсами на даній території і потребами в них для розвитку економіки на різних рівнях;

водозабір – споруда або пристрій для забору води з водного об'єкта;

водойма – безстічний або із сповільненим стоком поверхневий водний об'єкт;

водокористування – використання вод (водних об'єктів) для задоволення промисловості, потреб населення, транспорту, сільського господарства та інших галузей господарства, включаючи право на забір води, скидання стічних вод та інші види використання вод (водних об'єктів);

водосховище – штучна водойма місткістю більше 1 м³, збудована для створення запасу води та регулювання її стоку;

гранично допустима концентрація (ГДК) речовини у воді – встановлений рівень концентрації речовини у воді, вище якого вода вважається непридатною для конкретних цілей водокористування;

гранично допустимий скид (ГДС) речовини – маса речовини у зворотній воді, що є максимально допустимою для відведення за встановленим режимом даного пункту водного об'єкта за одиницю часу;

забруднення вод – надходження до водних об'єктів забруднювальних речовин;

забруднювальна речовина – речовина, яка привноситься у водний об'єкт в результаті господарської діяльності людини і має негативний вплив на стан водного середовища;

засмічення вод – привнесення у водні об'єкти сторонніх предметів і матеріалів, що шкідливо впливають на стан вод;

зона санітарної охорони – територія і акваторія, де запроваджується особливий санітарно-епідеміологічний режим з метою запобігання погіршенню якості води джерел централізованого господарсько-питного водопостачання, а також з метою забезпечення охорони водопровідних споруд;

ліміт забору води – граничний обсяг забору води з водних об'єктів, який встановлюється в дозволі на спеціальне водокористування;

ліміт скиду забруднювальних речовин – граничний об'єм скиду забруднювальних речовин у поверхневі водні об'єкти, який встановлюється в дозволі на спеціальне водокористування;

прибережна захисна смуга – частина водоохоронної зони відповідної ширини вздовж річки, моря, навколо водойм, на якій встановлено більш суворий режим господарської діяльності, ніж на решті території водоохоронної зони;

рибогосподарський водний об'єкт – водний об'єкт (його частина), що використовується для рибогосподарських цілей;

схема використання і охорони води та відтворення водних ресурсів – передпроектний документ, що визначає основні водогосподарські та інші заходи, які підлягають здійсненню для задоволення перспективних потреб у воді населення і галузей економіки, а також для охорони вод або запобігання їх шкідливим діям;

якість води – характеристика складу і властивостей води, яка визначає її придатність для конкретних цілей водокористування;

рибництво – штучне розведення і відтворення риби та інших водних живих ресурсів;

ліміт використання води – граничний об'єм використання води, який встановлюється дозволом на спеціальне водокористування;

забір води – вилучення води з водного об'єкта для використання за допомогою технічних пристроїв або без них;

використання води – процес вилучення води для використання у виробництві з метою отримання продукції та для господарсько-питних потреб населення, а також без її вилучення для потреб гідроенергетики, рибництва, водного, повітряного транспорту та інших потреб.

Запитання для самоконтролю

- 1. Які ви знаєте види водокористування?*
- 2. Вкажіть різницю між первинними та вторинними водокористувачами.*
- 3. В чому полягає цільове призначення права загального водокористування?*
- 4. В чому полягає призначення спеціального водокористування?*
- 5. За яких умов допускається скидання стічних вод?*
- 6. Які основні нормативи встановлюються при охороні вод та відтворенні водних ресурсів?*
- 7. З якою метою використовують норматив екологічної безпеки водокористування?*
- 8. Які нормативи встановлюються з метою поетапного досягнення екологічного нормативу якості води?*
- 9. Записати в конспект та знати основні поняття використання та відведення вод.*
- 10. Які нормативи встановлюються в галузі використання охорони вод та відтворення водних ресурсів?*

Лекція 10. Стійкість екосистем та екологічна безпека. Проблема управління ризиками загроз

Екологічні норми – мають важливе значення для екологічної безпеки нашої держави; вони розглядаються в системі екологічного управління в таких аспектах:

- норма як елемент управління і засіб контролю;
- норма як правова гарантія соціальної захищеності людини.

10.1 Екологічна безпека України та проблема нормування

Аналізуючи структуру та функції екосистеми, можна вивчати ті параметри стійкості та чутливості, що характеризують основні риси її поведінки. При цьому необхідно отримати відповідь на запитання: чи є новий стан системи стійким і чи спроможна екосистема зберегти свою структуру та функціональні властивості за впливу на неї зовнішніх і внутрішніх чинників?

Саме оцінивши, наскільки стійкою є екосистема до впливу антропогенних чинників, можна прийняти наукове рішення щодо проблеми екологічного нормування. При цьому цікавою є не лише стаціонарна поведінка при заданих початкових і граничних умовах, але і напрямок змін найважливіших параметрів екологічного стану. Виходячи з цього, розробляються методи нормування антропогенних навантажень.

Поняття норми в людському суспільстві існувало завжди. Первісна людина спочатку інтуїтивно, а потім свідомо добувала собі певну кількість їжі. Давні єгиптяни будували свої піраміди за строго визначеними розмірами. Наше сучасне життя взагалі неможливе без стандартів (тих самих норм) у будь-якій галузі науки чи господарства. Екологія не є винятком з цього правила. Нормування взаємовідносин між суспільством та природою набуло нині важливого значення.

Відповідно до чинного Закону про охорону навколишнього середовища (ст. 9) кожний громадянин України має право на безпечне для свого життя й здоров'я довкілля. Це право гарантується, крім заходів, спрямованих на запобігання екологічно шкідливій діяльності аваріям, катастрофам, стихійним лихам, ще й *нормуванням якості навколишнього природного середовища*, що є юридичним засобом, при визначенні меж дозволеної поведінки щодо навколишнього середовища.

У чинних нині в Україні документах про охорону природи здебільшого говориться лише про санітарні норми, що за своєю суттю не можуть забезпечити контроль за збереженням довкілля. Фактична відсутність *екологічних нормативів і регламентів*, досить нечітке уявлення про ступінь їхнього впливу на довкілля, недопрацьованість єдиних

еколого-економічних критеріїв господарської діяльності призводять до втілення екологічно небезпечних і економічно витратних проєктів.

Екологічна криза біосфери (глобальна) та її елементів (локальна) визначаються, на думку Ю. Ізраєля, передусім масштабом допустимих для екосистем антропогенних втручань. Вони базуються на понятті *екологічного резерву* даної системи (різниця між гранично допустимим і фактичним її станом) в інтервалі допустимих коливань її стану. Сталий розвиток біосфери може існувати тільки в межах екологічного резерву.

Сталий розвиток біосфери, її нормальне функціонування, що базується на великому екологічному резерві екосистеми, свідчать про відсутність екологічних загроз. Такий стан природного середовища можна назвати оптимумом безпеки.

Фізіологічним оптимумом в екології називають інтервал інтенсивності діючого на живі організми факторів, які особливо сприятливі для організмів. Чинником, здатним порушити оптимум екологічної безпеки є злочинні антропогенні дії, що перевищують припустимі рівні параметрів стану довкілля або межі їхніх змін, тобто мінімальні та максимальні критичні величини, всередині яких вона стійка і не руйнується.

Фізіологічним песіумом називають інтервал інтенсивності діючого на організм фактора, який відзначається надто високою або низькою інтенсивністю, але ще не смертельний.

Характерною рисою екосистем України є те, що більшості з них властивий просторовий, а не локалізований характер забруднень. При цьому природне середовище нерівномірно забруднене в масштабах регіону чи області. За таких умов вплив техногенних сполук на людину, популяцію чи екосистему оцінюється для розподіленого у просторі джерела, де відбуваються складні біогеохімічні перетворення при неперервному перерозподілі техногенних сполук в результаті трансформації та міграції.

Тому необхідно провести спеціальні дослідження, в яких треба сформулювати критерії сталого розвитку екосистеми, що визначають її безпечний стан. Ключовими поняттями для розробки критеріїв є *стійкість елементів біосфери* та *допустимі навантаження*. Для меншої за критичну величини навантаження на екосистему зберігається оптимум екологічної безпеки. Допустима екологічна безпека забезпечується за критичних значень антропогенних навантажень. Завдяки своїй еластичності природна система зберігає здатність повертатися у початковий стан після припинення дії антропогенних навантажень.

Проте, за тривалої антропогенної дії на природне середовище на рівні критичних навантажень у ньому з'являються випадкові або періодичні зміни параметрів стану, що можуть призвести до змін параметрів стану екосистеми. Таким чином, кумулятивний ефект накопичення регулярних збурень може призвести до змін природного

середовища і переходу його до іншого стану чи появу в ньому екологічних аномалій.

У своїй концепції екологічного ризику ми виходимо з того, що цей ризик створюється постійною присутністю в навколишньому середовищі потенційно небезпечних для здоров'я й безпеки людини техногенних сполук. При цьому вважається, що заходи, спрямовані на запобігання загроз з боку техногенних чинників, не усувають повністю ризик, а зводять його до мінімальної величини.

Екологічні нормативи є одним з головних засобів управління екологічною безпекою. Нормування вмісту шкідливих хімічних сполук у навколишньому природному середовищі базується на понятті *гранично допустимої концентрації* (ГДК). Це така концентрація хімічних сполук у навколишньому природному середовищі, яка щоденно впливаючи на організм людини тривалий час не викликає в ньому патологічних змін чи захворювань.

Перевищення допустимих антропогенних навантажень на природне середовище, перевищення ГДК шкідливих хімічних сполук знижує рівень екологічної безпеки. Оскільки екологічна безпека не є теоретично визначеною величиною, а екосистеми мають резерв міцності і здатні до опору антропогенному впливові, то порушення екобезпеки при забрудненні навколишнього природного середовища визначають як його небезпечний стан, що завдає шкоди екосистемі загалом і людині зокрема.

Нині нормування техногенних сполук в природних біоценозах ґрунтується на санітарно-гігієнічних принципах і нормах, тобто на пріоритетності захисту людини. Ці принципи є основними для гігієністів при встановленні ними ГДК різних сполук у воді, повітрі та продуктах харчування.

10.2 Практичне застосування та стан санітарно-гігієнічного нормування в Україні

Головною метою санітарно-гігієнічного нормування є вивчення умов впливу шкідливих речовин на організм людини й обґрунтування меж інтенсивності та тривалості їх дії, при яких сполуки безпечні для організму.

Нині в Україні є наявним досить численний перелік нормативів ГДК хімічних речовин природного й антропогенного походження. Так, для водних об'єктів господарсько-питного водокористування встановлені нормативи ГДК для 420 видів шкідливих сполук; для водних об'єктів, що використовуються для народногосподарських цілей, 68 нормативів ГДК. Щодо нормативів ГДК хімічних сполук, які забруднюють атмосферне повітря, то вони існують для більш ніж 250 видів сполук і їх з'єднань.

Окрім того, науково обґрунтовані *гранично допустимі рівні* (ГДР) фізичних факторів: шумів, вібрації, електромагнітних полів тощо.

В області охорони вод єдиним нормативом, що регламентує якість поверхневих вод, є ГДК техногенних сполук, що встановлені для господарсько-питного та культурно-побутового, а також рибогосподарського водокористування. Вже зараз встановлено близько 1000 санітарно-гігієнічних і 450 рибогосподарських норм ГДК таких сполук. Проте, це дуже мало у порівнянні з тією кількістю техногенних сполук, що потрапляє у воду.

В основу методики гігієнічного нормування хімічних сполук у воді водоймищ, покладено комплексний підхід, що враховує три показники шкідливої дії речовин:

- вплив хімічних речовин на організм (токсикологічний);
- вплив на органолептичні властивості води (органолептичний).
- вплив на процеси природного самоочищення водоймищ (загальносанітарний).

В основу нормування покладено принцип лімітуючої ознаки шкідливості, тобто пошуку найменшої порогової концентрації за всіма вказаними ознаками. Ця концентрація і закладена в основу ГДК речовин.

Згідно з сучасними уявленнями гігієнічна ГДК речовин у воді – це максимальна концентрація, яка не має прямого чи опосередкованого впливу на стан здоров'я нинішнього або майбутнього покоління при дії на організм людини протягом усього життя і не погіршує гігієнічні умови водокористування.

Рибогосподарські ГДК орієнтовані на збереження і підтримання параметрів, що визначають структурну та функціональну цілісність екосистеми водоймищ рибогосподарського призначення. Поряд з ГДК використовується показник *орієнтовних безпечних рівнів впливу* (ОБРВ) пестицидних препаратів. ОБРВ одержують через експресну оцінку токсичності речовин (ЛК₅₀).

Нині встановлені ГДК для 256 хімічних сполук при їхній ізольованій дії й наведена характеристика комбінованого впливу 43 сумішей. Вони вміщують ГДК для двох періодів: 20-30 хвилинна (максимально розвинута ГДК) та 24-годинна (середньодобова). Крім того, експресним і розрахунковими методами *встановлюють орієнтовні безпечні рівні впливу* (ОБРВ), які в окремих випадках в цілому відповідають вимогам ГДК відповідних речовин, але не переходять в ГДК через відсутність методів визначення цих речовин в атмосфері.

Нині санітарно-гігієнічні нормативи, розроблені для всієї держави, територіально не диференційовані. Передбачається введення поправок (коефіцієнтів) до ГДК речовин для врахування сумарного ефекту одночасно діючих речовин.

Новим напрямком комплексного санітарно-гігієнічного нормування є розробка системи показників, що визначають загальну характеристику чистоти води, повітря, ґрунту. Вони представлені переліком показників із встановленими межами, чи сумарними відносними показниками (індексами якості). Такі показники поки що перебувають на стадії експериментальних розробок, не мають сили, але вже використовуються проектувальниками.

При виробленні санітарно-гігієнічних нормативів, пов'язаних із забрудненням навколишнього природного середовища, їх опрацювання проводиться, як правило, при припущенні, що забруднюється якесь одне біогеохімічне середовище. Саме таким чином опрацьовувалися нормативи ГДК техногенних сполук для атмосферного повітря, поверхневих вод, ґрунту. Внаслідок того, що наявні норми ГДК точкові, екстериторіальні, оцінки впливу господарських проектів на середовище інколи мають наслідки протилежні їх призначенню.

Більшість санітарно-гігієнічних норм не розробляються, а встановлюються або рекомендуються, «спускаються» зверху. Такі санітарно-гігієнічні нормативи можуть стати особливо небезпечними при екстремальних ситуаціях (наприклад, норми радіаційної безпеки після аварії на ЧАЕС). В таких нормативах часто не враховується специфіка регіону, не аналізується вплив складних зв'язків, що існують у природі та суспільстві. В існуючому природоохоронному нормуванні відсутні:

- єдина концепція природоохоронного нормування, що визначає мету і критерії оцінок стану природних комплексів для тих чи інших антропогенних навантажень;
- уніфіковані принципи і методи екологічного нормування, чіткі вимоги до обґрунтування, надійність і періодична корекція норм і регламентів екологічної безпеки, через що багато норм методологічно не обґрунтовані, тому є суб'єктивними;
- просторово-часова диференціація та обмеження на використання екологічних нормативів щодо різних природних зон, а не тільки окремих їхніх компонентів;
- достатні емпіричні дані й адекватні процедури екологічної діагностики стану довкілля;
- відповідні математичні моделі;
- організаційні й матеріально-технічні умови широкого розгортання в державі науково-дослідних робіт з проблем забезпечення екологічної безпеки, враховуючи й екологічне нормування.

А також слід додати, що окремі види норм слабо пов'язані між собою, нерідко суперечать одна одній, оскільки визначені на різних методичних основах. Серед існуючих норм та підходів лише дуже незначна їхня частина може вважатися екологічними, оскільки встановлені вони не відповідно до екосистем (або навіть їх окремих властивостей), а

стосовно допустимих умов господарювання чи господарського використання природних ресурсів.

За допомогою цих нормативів регламентуються швидкість і кількість промислових і побутових техногенних сполук, що потрапляють в природне середовище, за умови, що в кожний момент часу безпосередньо в зонах викидів і скидів концентрація токсикантів не перевищує ГДК.

Переважна частина чинних нині в Україні природоохоронних правил і нормативів була встановлена на базі досягнень санітарно-гігієнічної науки ще 60-х років, в основі яких перебуває витратно-екстенсивний підхід до розвитку природокористування. Ці правила і нормативи викладені у сотнях різних документів, переважна частина яких має другорядне значення.

Якщо спробувати порівняти існуючі нині в Україні природоохоронні правила і нормативи та фактичну екологічну ситуацію в державі, то вони визнані не тільки недосконалыми, але в окремих випадках навіть шкідливими. З урахуванням наведеного вище, можна стверджувати, що на даний час ми не можемо контролювати токсичність фактичної сукупності ксенобіотиків, їх довготривалі кумулятивні та вторинні ефекти.

Діючі природоохоронні правила і нормативи перебувають нині у протиріччі з реальними економічними умовами функціонування підприємств і не можуть стимулювати їх природоохоронну діяльність.

10.3 Стійкість екосистем та проблема екологічного нормування

Для опрацювання методологічних підходів щодо екологічного нормування вмісту антропогенних речовин необхідно ретельно вивчити шляхи їх хімічних перетворень і переходу із одного середовища в інше, співвідношення концентрації поллютантів в різних середовищах в умовах рівноваги. Розглянемо підхід до екологічного нормування з урахуванням поширення деяких поллютантів і множинності шляхів їхнього проникнення в організм людини, популяції та інші компоненти екосистеми України.

Хоча проблема стійкості екосистем визнається як одна з провідних у сучасній екології, рівень її опрацювання ще далеке від потреб практики та теорії. Незадовільною є розробка найважливішого питання проблеми стійкості – принципів та методів її оцінювання. Тільки у разі оцінювання, наскільки стійкою є екосистема до певного антропогенного втручання, можливе обґрунтоване прийняття рішень про її нормування. Оперуючи кількісними оцінками стійкості, можливий вихід на новий напрямок та принципово вищий рівень екологічної безпеки.

Проведені останнім часом теоретичні дослідження свідчать, що зміна параметрів екологічних систем, які підлягають контролю в районі, наближеному до критичної точки, відбувається повільно, і покращити перехід через цю точку надзвичайно важко, а часто практично неможливо.

Швидка зміна названих характеристик свідчить про вже існуючу катастрофу, коли повернення екосистеми до початкового стану неможливе або потребує прийняття спеціальних заходів. Вивчення основних екологічних наслідків сучасного природокористування і досвіду минулого дозволяє чітко змодельовати ті режими і рівні антропогенного впливу на довкілля, які неприйнятні для нас з точки зору екологічної безпеки. Одночасно можна змодельовати ситуації, коли в певних просторово-часових межах той чи інший рівень навантажень може бути встановлений як гранично допустимий.

Невизначеність меж стійкості екологічних систем, як вже зазначалося, ускладнюється зміною умов існування екосистеми, що є детермінантами екологічних процесів. Таким чином, стратегія опрацювання екологічних регламентів має відрізнятися від тієї, що прийнята, наприклад, при гігієнічному нормуванні. Затвердження екологічних нормативів потребує врахування потенційно можливого існування різних станів (стабільних, нестабільних) і різних типів динаміки об'єктів нормування.

10.4 Нерівноважна термодинаміка та стійкість екосистем

На наукові уявлення про межі допустимого впливу на біосферу вносить теорія біотичної регуляції, що розроблена російським вченим В. Горшковим. На підставі проведених розрахунків низки параметрів, що характеризують біогеохімічні кругообіги (води, Карбону, біологічних показників тощо), автор доходить висновку, що біота з часу виникнення на Землі не тільки адаптувалася до навколишнього середовища, але і значно впливала на неї, сприяла її формуванню.

Внаслідок взаємодії з навколишнім середовищем утворилася біосфера, причому шляхом відповідного пристосування потоків біогенів забезпечується висока точність регулювання всіх параметрів, важливих для біоти, у значному, але не поширеному до нескінченності діапазоні варіацій збурень. До цих параметрів відносять клімат, атмосферу, ґрунт, поверхневі води суші та води Світового океану.

Хімічні зміни навколишнього середовища під впливом процесів, що відбуваються в земних надрах незбалансовані. Незважаючи на відносно низьку швидкість хімічних змін, протягом тривалого часу вони можуть бути значними. З біотичної концепції випливає, що саме біота відповідає за контроль хімічного складу навколишнього середовища. Кругообіг хімічних сполук в цілому («фізичний кругообіг»), можливо, не може бути стійким за відсутності життя.

Сучасні глобальні зміни є наслідком руйнування природних компенсаційних механізмів біоти, а не прямого впливу людини, яка забруднює довкілля. Руйнування компенсаційних механізмів відбувається

внаслідок перевищення допустимих меж збурення біоти господарською діяльністю людини. Розрахунки дозволяють визначити межу стійкості (допустимого збурення) біосфери, за якої біота зберігає спроможність контролювати умови довкілля, якщо людина під час своєї діяльності використовує не більше 1% чистої первинної продукції біоти.

Цінність теорії біотичного регулювання визначається тим, що вона визначає поріг стійкості біосфери та підводить до кількісної характеристики меж стійкості. Перевищення цих меж порушує стійкість біоти та середовища її існування. Згідно з теорією, межу допустимого впливу людство вже перевищило. Біосферна концепція стійкого розвитку передбачає поліпшення життя людей при збереженні природного середовища в такому обсязі, який забезпечує її стабільність, враховуючи і господарські системи.

Під час оцінки екологічного ризику необхідно враховувати, що основою екологічних систем є *термодинамічні структури*, які можуть утворюватися та зберігатися без порушення другого закону термодинаміки. Структура, функції та еволюція екосистем, що вміщують хімічні сполуки, залежать від обміну речовин та енергії з навколишнім середовищем, а також від зв'язків між процесами, які збільшують або зменшують ентропію всередині даної екосистеми.

При незворотних процесах характеристика будь-якої структури залежить від певних умов, а їхній розвиток відбувається якісними стрибками (фазовими переходами), які відповідають проходженню певних порогових значень. Зростанню локальної ентропії сприяють і хімічні перетворення речовин, і біологічні процеси (утворення первинної продукції, дихання, живлення), причому швидкість процесів є нелінійною функцією.

Варіаціям екологічних процесів, що спричинюють спонтанні зміни в структурі і самоорганізації екосистем, властивий стохастичний характер. Розглянемо деякі необхідні для теоретичного аналізу граничні умови:

1. З точки зору термодинаміки незворотних процесів, що спричинюють спонтанні зміни, вони є нерівноважними й описуються нелінійними рівняннями.
2. Екологічні системи пов'язані з навколишнім середовищем і становлять з ним одне ціле. Тому ентропія, що утворюється всередині системи, компенсується притоком негентропії, завдяки чому зберігається стаціонарний нерівноважний стан екосистем.
3. Численні інформаційні процеси, що відбуваються всередині екосистеми, забезпечують її оптимальну адаптацію до умов довкілля, що змінюються (самоадаптація). Важлива роль тут відводиться процесам передачі й накопиченню нової інформації.

Таким чином, очевидно, що для побудови математичних моделей оцінки ризику екологічних систем, які вміщують техногенні сполуки, й

аналізу впливу на екосистеми необхідно ввести нелінійність і досліджувати їх на основі 4 базових характеристик: *ієрархічність, нелінійність, відкритість, нерівноважність*.

Запитання для самоконтролю

1. В чому полягає проблема екологічного нормування?
2. Обґрунтуйте необхідність екологічних нормативів для управління екологічною безпекою.
3. Вкажіть умови сталого розвитку біосфери.
4. Яка мета санітарно-гігієнічного нормування, екологічного нормування?
5. Що входить в поняття стійкості екосистеми?
6. В чому полягає теорія біотичної регуляції В. Горшкова та її цінність?
7. Що таке фізіологічний оптимум?
8. Дати визначення фізіологічного пестімуму.
9. Який єдиний норматив регламентує якість поверхневих вод?
10. За яким показником визначається орієнтовно-безпечний рівень впливу пестицидів?
11. Що таке точкові та екстериторіальні оцінки впливу норми ГДК?
12. Чим забезпечується стійкість екосистеми в рибних господарствах?
13. Під впливом яких факторів порушується стійкість екосистем?
14. Які процеси є зворотними та незворотними при зміні екологічної обстановки?
15. Що називають оптимальною адаптацією до умов довкілля?
16. Які основні базові характеристики враховуються при побудові математичних моделей оцінки ризику екологічних систем?

Лекція 11. Еколого-економічні ризики

В загальному вигляді еколого-економічні ризики можна визначити як ризики економічних втрат, збитків, які можуть бути у об'єктів різного рівня суспільної організації внаслідок погіршення стану (якості) навколишнього середовища (екологічних порушень). Таке погіршення може мати різний характер: відносно повільний (еволюційний), швидкий (катастрофічний). Зміни якості навколишнього середовища катастрофічного характеру називають також «збуреннями».

Еколого-економічним ризикам піддаються населення та окремі індивідууми, організації та підприємства, територіально-екологічні (природні комплекси і територіально-виробничі системи різного рівня, регіони, держави та світова спільнота в цілому). Виділяють природно-техногенні ризики – ймовірність несприятливих для населення наслідків будь-яких антропогенних або техногенних змін природних об'єктів і факторів.

Під навколишнім середовищем розуміють комплекс абіотичного (не пов'язаних за походженням із життєдіяльністю організмів, які нині живуть) та біотичного (пов'язаний із організмами, які зараз живуть) середовищ, які представляють собою сполучення природних та природно-антропогенних елементів, що впливають безпосередньо та опосередковано на людину, природно-ресурсні екологічні показники функціонування господарських об'єктів різного рівня в теперішній та майбутній час.

До найважливіших компонентів навколишнього середовища з точки зору життєдіяльності людини відноситься атмосфера, гідросфера (вода), літосфера (земля, ґрунти) різні види природних ресурсів (мінеральні, органічні, енергетичні). При цьому запаси повітря, води та ґрунтів можуть розглядатися як і ресурси. Якщо будь-який ресурс оцінювати з позиції господарського значення і запасу, то в цих трьох компонентах не менш значущими характеристиками є їх якість, яка відображає здатність до забезпечення існування різних форм життя на Землі.

1.1 Екологічні порушення

Якість навколишнього середовища оцінюють за ступенем відхилення її фактичних фізико-хімічних, біологічних та інших параметрів від «еталонних значень», що характеризують «нормальний» стан середовища. Такі відхилення розглядають як екологічні порушення.

Слід відзначити, що чітку класифікацію екологічних порушень побудувати практично неможливо, так як вони відрізняються за природою, за чисельними неоднозначними ефектами в різних сферах природного середовища. Разом з тим ці порушення часто групують за типом дії:

- *фізичні* (радіоактивна, теплова, шумова, випромінення);

- *хімічні* (газоподібні сполуки Карбону та рідкі вуглеводні, миючі засоби, сполуки Сульфуру, похідні Нітрогену, важкі метали, сполуки Флуору, аерозолі, органічні речовини, що піддаються бродінню тощо);

- *біологічні* (мікробіологічне отруєння дихальних травних систем живих організмів бактеріями та вірусами, порушення біологічної рівноваги в природі шляхом невдалого введення до неї рослинних та тваринних видів);

- *механічні* (порушення пейзажів, видове знищення рослинності, утворення відвалів та інше).

Якість води можна оцінити за вмістом розчинених в ній хімічних елементів. Найбільша питома вага в структурі гідросфери належить Хлору, Натрію, Оксигену, Калію та Кальцію. Крім того для оцінки якості води також використовують бактеріологічні та органолептичні критерії.

Одним з найважливіших показників водойм є вміст у воді кисню. Він безпосередньо впливає на здатність вод до самоочищення.

Біологічний стан води оцінюється, по-перше, по кількості бактерій в 1 см³ (не повинно переважати 100 одиниць) і по кількості бактерій групи кишкової палички в 1мл (не повинно переважати трьох в 1 дм³).

До органолептичних показників відноситься запах, колір, мутність і присмак, прозорість, смак та інші.

Одним із видів забруднення води є теплове забруднення, яке небезпечне для фауни прісних і морських вод. Воно приводить до значного зменшення концентрації в ній кисню. В цілому виділяють наступні види забруднень: біологічне (мікроорганізми, здатні до бродіння органічні речовини), хімічне (різноманітні токсичні сполуки та ті, що змінюють якісний склад водного середовища) і фізичне (нагрівання, радіоактивність тощо).

Біологічне забруднення сприяє виникненню та розповсюдженню таких захворювань, як інфекційний гепатит, холера, тиф, дизентерія, кишкові інфекції.

Серед хімічних забруднень води особливо виділяють свинець, ртуть, нітрати, фосфати, вуглеводні, різні органічні синтетичні речовини (миючі засоби, пестициди та інші). Надмірна кількість цих речовин може викликати масову загибель організмів, що живуть в ній, харчові отруєння, нервові, онкологічні та інші захворювання в людей, що використовують цю воду, у риб а також інших гідробіонтів.

Радіоактивне забруднення води ізотопами з довгим періодом напіврозпаду (стронцій-90, цезій-137 та ін.) не тільки впливає на сам організм (від зниження його тривалості життя до миттєвої смерті), але і викликає мутагенну дію (змінює хромосоми, порушує генетичний код). Дія цього забруднення на живі організми може відбуватися не тільки при її використанні та існуванні в цій воді, але і при використанні в їжу забруднених риб та інших гідробіонтів.

Збільшення концентрації забруднювальних речовин в кожному із природних середовищ веде, як правило, до погіршення стану і інших сфер. Справа в тому, що між різними елементами природного середовища існують багато чисельні взаємозв'язки. Їх наявність дозволяє говорити про живу природу, як природну систему (екосистему). Через ці взаємозв'язки здійснюється кругообіг речовин в атмосфері, гідросфері і літосфері, в тому числі і в шарах, які входять до біосфери планети. Основні типи біохімічних кругообігів:

- *кругообіг води* – рух складної природної речовини ;
- *кругообіг хімічних елементів* переважно в газоподібній та осадочній фазах, в якому беруть участь прості речовини під дією біологічного та геологічного факторів (для природи найбільше мають значення кругообіги Карбону, Оксигену, Нітрогену, Сульфуру, Фосфору та ряду інших речовин).

В різних формах кругообігів приймають участь і елементи забруднення. Таким чином вони розширюють межі своєї присутності в рамках конкретної сфери, переносяться з однієї сфери в іншу, розповсюджуючись серед рослинних та тваринних організмів, які існують них.

Здатність речовин обертатися в природному середовищі забезпечують тваринні та рослинні організми, які поглинають їх для забезпечення свого розвитку і підтримання життя, переробляють та викидають в зовнішнє середовище продукти метаболізму різної складності - мінеральні та органічні. Участь організмів в різній формах кругообігів сприяють перетворенню речовин на більш складні їх сполуки і, навпаки, розкладу сполук на прості складові.

Процеси кругообігу створюють в екосистемі можливість саморегуляції і тим самим забезпечують її стійкість, яка характеризується постійністю процентного складу різних елементів. Включення ж в ці процеси забруднювальних речовин веде до порушення такої стійкості. Їх надмірна концентрація, яка перевищує межі самовідтворюваності екосистем, здатна спричинити необоротні явища, пов'язані зі зникненням різних форм життя в природному середовищі.

11.2 Джерела екологічних порушень

В біосфері викликають екологічні порушення так звані *джерела екологічної небезпеки*, які поділяють на дві групи: техногенні і природні.

До *техногенних джерел* екологічної небезпеки відносять об'єкти промислового та побутового призначення, транспорту та інші, які завдають антропогенного впливу на довкілля у вигляді викидів, що забруднюють атмосферу, скидів забруднювальних речовин у водні джерела, демпінг, складування відходів на територіях, механічні порушення ландшафтів, а

також у вигляді зміни фізичних факторів життєдіяльності (температури, тиску, шумів та інше) .

До *природних джерел* екологічної небезпеки, як правило, відносять процеси та явища, що відбуваються в самому природному середовищі і спричиняють відхилення її складу від «норми» внаслідок чого виникають економічні втрати на різних суспільних об'єктах.

У відповідності з походженням цих джерел в науковій літературі зустрічаються різні їх класифікації. Наприклад, сонячно-космічні (метеорити, магнітні бурі), кліматичні і гідрологічні (буревії, тайфуни, смерчі та шквали, паводки, зсуви ґрунту та повені), геолого-геоморфологічні (землетруси, ерозії ґрунтів, оповзні, селі), біогеохімічні (засолення ґрунтів, біогеохімічна корозія), біологічні (масове розмноження шкідників та інше).

Слід мати на увазі, що техногенні джерела спричиняють забруднення природного середовища як в ході нормального функціонування об'єктів, викликаючи постійний, але відносно незначний по силі вплив на природні сфери, так і в результаті різного роду аварій та катастроф на техногенних об'єктах. Постійна антропогенна дія, як правило, зумовлює еволюційний характер зміни якості довкілля.

Надзвичайні ситуації (НС) бувають *техногенними* (вони трапляються відносно рідко, але відрізняються значними за силою дії руйнівної на природні комплекси та господарські об'єкти, викликають значні втрати) і *природні* (в результаті потужної дії природних джерел).

Техногенні та природні НС (катастрофи) часто не тільки є причиною економічних збитків різних об'єктів, але і породжують ланцюг катастрофічних і аварійних ситуацій, в багато разів посилюючи сумарну дію на довкілля та територіально-виробничі комплекси та завдаючи значних втрат каскадного характеру. Результати багаторічних спостережень свідчать, що НС техногенного характеру – це наслідки не тільки порушень технологічного процесу виробництва (в тому числі із-за ненавмисних дій персоналу), але і катастрофічних природних процесів, розподіл яких в часі по території характеризується певними статистичними закономірностями.

Деякі уявлення про результати негативної дії світової економіки на довкілля даються в таблиці 11.1.

Таблиця 11.1 – *Приклади негативної дії світової економіки на довкілля*

<i>Сфера дії</i>	<i>Приклади видів дії</i>
Світовий океан	Щорічно використовується до 30 млн т нафти і нафтопродуктів, 6 млн т фосфору, 20 млн т пестицидів
Прісні води	Скид неочищених вод в розрахунку на одну людину складає 32 м ³ (1 м ³ неочищених стоків забруднює 50 м ³ прісної води)
Атмосфера	Щорічно викидається 5 млрд т вуглекислого газу, 200 млн т оксиду Карбону, 146 млн т діоксину Сульфору, 53 млн т оксидів Нітрогену
Флора і фауна	Ліси планети зникають із швидкістю 20 га/хв, що в 18 разів перевищує темпи їх росту. Ландшафти руйнуються із швидкістю 44 га/хв. Пустелі загрожують захопити ще 2% поверхні суші. На межі зникнення знаходиться більше 1000 видів хребетних тварин і 25 тис видів рослин
Радіоактивне забруднення	На 95 випробувальних полігонах світу було підірвано більше 1800 ядерних боєприпасів різної потужності, причому 25% – над поверхнею землі, що привело до радіоактивного забруднення деяких районів з рівнем, що перевищує «чорнобильський».

1.3 Визначення збитків від екологічних порушень

Визначити точні розміри збитків від екологічних порушень, які виникають в окремих об'єктів і суспільства в цілому, у звичному для економістів вартісному еквіваленті часто не може бути можливим. Це пов'язане з тим, що багато статей збитків у грошовому відображенні не піддається обліку, по іншим відсутні методики переводу їх на вартісний зміст, по третє – ще не накопичено достатньої інформації, щоб робити обґрунтовані розрахунки. Наприклад зараз відсутні оцінки збитків, коли самопочуття людей погіршується в результаті зниження естетичного вигляду довкілля, викликаного купами сміття, запахами, руйнуванням природних ландшафтів. Не піддається однозначній оцінці зміни, які відбуваються в середовищі існування, в структурах рослинного і тваринного світу. Відсутність знань про екологічні взаємозв'язки заважає встановленню оцінок економічних втрат від скорочення простору існування біологічних співтовариств.

Дуже умовними є оцінки втрат від кумулятивних ефектів забруднення в окремих регіонах і на всій планеті в цілому, які пов'язані, наприклад, з глобальним потеплінням клімату, скороченням озонового шару Землі, випадінням кислотних дощів, а також скороченням площі лісів на планеті, зменшенням біологічного різноманіття та рядом інших ефектів.

Разом з тим, починаючи з 60-х рр. ХХ ст. в багатьох країнах неодноразово робилися спроби визначення масштабів втрат, які піддаються обліку, викликаних погіршенням якості довкілля внаслідок забруднення. Ці втрати огортають в основному економічну складову втрат і частково соціальну. В їх складі, як правило, враховуються втрати, спричинені зниженням якості виробленої продукції, її недоодержанням в промисловості, лісовому, водному, рибницькому господарствах, зростанням собівартості продукції, підвищенням зношеності обладнання, а також зростанням затрат на охорону здоров'я і соціальні витрати. Однак слід відзначити, що і такі достатньо урізані за складом втрати вражають.

Так, щорічні втрати тільки від забруднення повітря у Франції у 80-х рр. ХХ ст. склали майже 1% ВНВ, Нідерландах – 2%. В США витрати на лікування захворювань, спричинених забрудненням атмосфери, досягли у 70-ті рр. ХХ ст. 10 млрд дол.

Систематизовану оцінку втрат від руйнування навколишнього середовища намагались одержати в 1986 році німецькі спеціалісти. Не дивлячись на те, що структура втрат на їх же думку, виявилася далеко не повною по переліку статей, загальна картина збитків в 103 млрд марок ФРН, склала 6% валового внутрішнього продукту країни початку 80-х рр.

Японські спеціалісти, використовуючи більш складну методику визначення комплексної величини як збитків від забруднення довкілля, так і чистого національного багатства (що розраховується як сума вартості накопичених матеріальних благ, знань, здоров'я населення і природних багатств), встановили, що питома вага екологічних збитків в складі цього показника тільки за період з 1955 по 1970 р. в країні збільшилась майже в 70 раз і становла у 1970 р. 13,8% .

Існують певні складності оцінки збитків і від НС різної природи. Так, по даним наукового центру по епідеміологічним катастрофам (Брюссель), природні катастрофи з 1965 по 1992 р. завдали збитків світовому суспільству на суму приблизно 340 млрд дол. При цьому в міру розвитку економіки, росту чисельності населення створюються передумови формування більш вразливого довкілля, в якому відбуваються постійне зростання природних та техногенних аварій, катастроф, стихійних лих, які супроводжуються все більшими за своїми розмірами економічними збитками. Так, тільки постраждалих в світі від них щорічно збільшується на 6%.

В світі постійно збільшується кількість крупних природних катастроф за величиною збитків, що перевищує 1% ВНП території, яка зазнала лиха. За останні 30 років кількість таких катастроф збільшилась більш ніж в 4 рази. При цьому найбільша доля економічних втрат припадає: на затоплення – 32%, тропічні шторми – 30, засухи – 22 і землетруси – 10%.

Економічні збитки від стихійних лих (по достатньо грубим підрахункам) в ці роки склали: в розвинених країнах – 63,2 млрд дол. (більше 1000 дол. в рік на одного мешканця) і в країнах що розвиваються – 23 млрд дол (9дол.). Різниця в цифрах пояснюється високим рівнем матеріальних цінностей, накопичених в розвинених країнах.

За масштабами, що охоплюють країни і території, за екологічними і економічними втратами аварії та катастрофи техногенного характеру класифікують таким чином:

- локальні;
- місцеві;
- територіальні;
- регіональні;
- федеральні;
- трансграничні.

В свою чергу, промислові об'єкти, на яких відбуваються такі аварії, за ступенем потенційної небезпеки стоять в такому порядку: ядерні, хімічні, металургійні і гірничо-видобувальні; греблі, естакади; нафтосховища; транспортні системи, що перевозять небезпечні вантажі; магістральні газо-нафтопроводи; ракетно-космічні і авіаційні системи з ядерними та звичайними зарядами; атомні підводні човни; великі склади звичайного і хімічного озброєння.

Вірогідність виникнення найбільш важких техногенних катастроф трьох верхніх рівнів (класів) в мирний час оцінюється величиною від $(2-3) \cdot 10^{-2}$ в рік, а збитки від них від 1 до 100 млрд дол. на одну катастрофу. При цьому середні ризики від них оцінюються величиною від 10 тис до 10 млрд дол. на рік.

Для кожного об'єкта, в усякому разі теоретично, вірогідність збитків від екологічного погіршення можна пов'язати з його силою, яка виражається величиною відхилення стану навколишнього середовища від нормального. В цьому випадку для еколого-економічного ризику із врахуванням множин об'єктів, вираз, що оцінює величину середнього ризику, можна представити у вигляді:

$$R = \sum_k \cdot \sum_i \cdot \sum_j \cdot P_j(\Delta S_j) P_{kij}(i, z_{kj}, \Delta S_j) X_i, \quad (11.1)$$

$P_{kij}(i, z_{kj}, \Delta S_j)$ – умовна вірогідність k-го об'єкта одержати збитки X_i , виражених в ціннісній формі, в результаті відхилення стану навколишнього середовища від нормального стану на величину ΔS_j і добутку захисних заходів від цієї дії обсягом z_{kj} ,

j – індекс, що визначає характер порушення стану навколишнього середовища;

$P_j(\Delta S_j)$ – вірогідність порушення навколишнього середовища обсягом ΔS_j .

Тут слід мати на увазі, що у випадку катастрофічних подій і НС різної природної величина ΔS_j як правило зв'язується з силою цієї події, яка служить аналогом зміни якості довкілля («обуреної» зміни). В якості прикладу такого «обурення» можна навести землетруси, вибухи певної потужності і т.д.

При використанні виразу (11.1) в оцінці середнього ризику необхідно врахувати такі обставини.

1. Для кожного окремого об'єкту величина збитків, що визначається екологічними втратами, викликаних екологічними факторами, протягом заданого періоду часу є випадковими. Це зумовлено тим, що прояв несприятливої події має вірогідний характер, а його наслідки для об'єкту майже випадкові. Їх розмір залежить від цілого ряду факторів і обставин (сили дії, ступеня захищеності об'єкта та ін.).
2. У відношенні кожного із об'єктів можна говорити лише про окремі складові величини його власного середнього ризику чи закону розподілу його втрат.
3. Існує значна невизначеність в оцінках закону розподілу втрат по об'єктам різного рівня, викликана відсутністю добре обґрунтованих методів прогнозування вірогідності прояву несприятливих подій з екологічними наслідками, методів оцінки вірогідності виникнення втрат різної величини в окремих об'єктах (умовної вірогідності), а також методик визначення вартісних показників втрат.

Все це в певній мірі знижує достовірність прогнозних оцінок показників еколого-економічних ризиків і обґрунтованість рішень управління по зниженню та пом'якшенню наслідків прояву несприятливих подій як для суспільства в цілому, так і на рівні окремих об'єктів.

Разом з тим теорія ризик-аналізу накопичила достатній досвід в розв'язанні питань оцінки ризику та розробки методів управління об'єктами різного рівня організації в умовах вірогідності екологічних втрат, в тому числі тих, що спричинені екологічними порушеннями. Тому спеціалісти в області ризик-аналізу на основі достатньо чіткої організації науково-практичної роботи по збиранню і обробці вихідних даних і використання прийомів підвищення її достовірності можуть одержати обґрунтовані критерії для прийняття ефективних управлінських рішень.

Запитання для самоконтролю

1. Вкажіть класифікацію екологічних порушень за типом дії.
2. За якими показниками оцінюється якість води?
3. Вкажіть основні типи біохімічних кругообігів.
4. Які ви знаєте джерела екологічної небезпеки?
5. Опишіть основні наслідки екологічних катастроф, наведіть приклади.
6. В чому полягає особливість та важкість визначення збитків від екологічних порушень?
7. Яким чином класифікують екологічні катастрофи техногенного характеру за масштабністю, екологічними та економічними втратами?
8. В якому порядку розміщують промислові об'єкти, на яких відбуваються аварії, за ступенем потенційної небезпеки?
9. Як залежить вірогідність збитків екологічного погіршення від його сили?
10. Які обставини враховують при оцінці середнього ризику?

Лекція 12. Етапи ризик-аналізу

Ризик-аналіз як наукова і управлінська діяльність представляє собою впорядковану послідовність етапів науково-практичних досліджень, направлених на визначення достовірних і обґрунтованих характеристик ризику, а також на виявлення ефективних заходів щодо його скорочення.

12.1 Характеристика етапів ризик-аналізу

Склад етапів ризик-аналізу в різних сферах діяльності (на об'єктах різного рівня) мало відрізняється один від одного, оскільки визначається базовою формулою (11.1), що виражає показник ризику. Основні етапи представлені на рис. 12.1.

Наведений перелік етапів ризик-аналізу поділяється на два блоки: *етапи оцінки ризику* (1-5), кінцевою метою яких є визначення кількісних показників ризику, які відповідають різним сценаріям розвитку несприятливих подій і стратегій захисту від них, і *етапи управління ризиком* (6-8), метою яких є визначення заходів, які дозволяють скоротити рівень ризику до «прийнятної величини», та контролювання наслідків їх впровадження.

Розглянемо зміст окремих етапів більш детально стосовно до сфери аналізу і управління еколого-економічними ризиками.

I етап. Ідентифікація ризику

Головною метою даного етапу є визначення складу (переліку) несприятливих (негативних) подій, які спричиняють погіршення якості навколишнього середовища і прямо чи непрямо (через це погіршення) завдають економічних збитків цьому об'єкту.

В зв'язку цим, слід відзначити, що подія розглядається як негативна, якщо, по-перше, існує реальна можливість її появи і, по-друге, її поява може нанести об'єкту реальні збитки.

Оскільки наслідки негативних подій можуть бути пов'язані ланцюгом причинно-наслідкових відносин, то до числа цього етапу входить не тільки встановлення можливості якого-небудь з них, але і послідовності подій, які формують результуюче рішення негативної події для об'єкту, наприклад: землетрус – руйнування нафтопроводу – забруднення території; землетрус – руйнування греблі – затоплення.

Крім того, на етапі ідентифікації передбачається зробити головні висновки про можливість (чи неможливість) нанесення реальних збитків об'єкту. Подія, яка відбувається необов'язково, завдає збитків. Наприклад, відбулось забруднення території нафтопродуктами, але вона не використовується з господарською метою і її біологічна (природна) цінність незначна. В цьому випадку величина економічного збитку частіше

за все розглядається як нульова, оскільки з часом природні процеси самоочищення асимілюють наслідки забруднення.

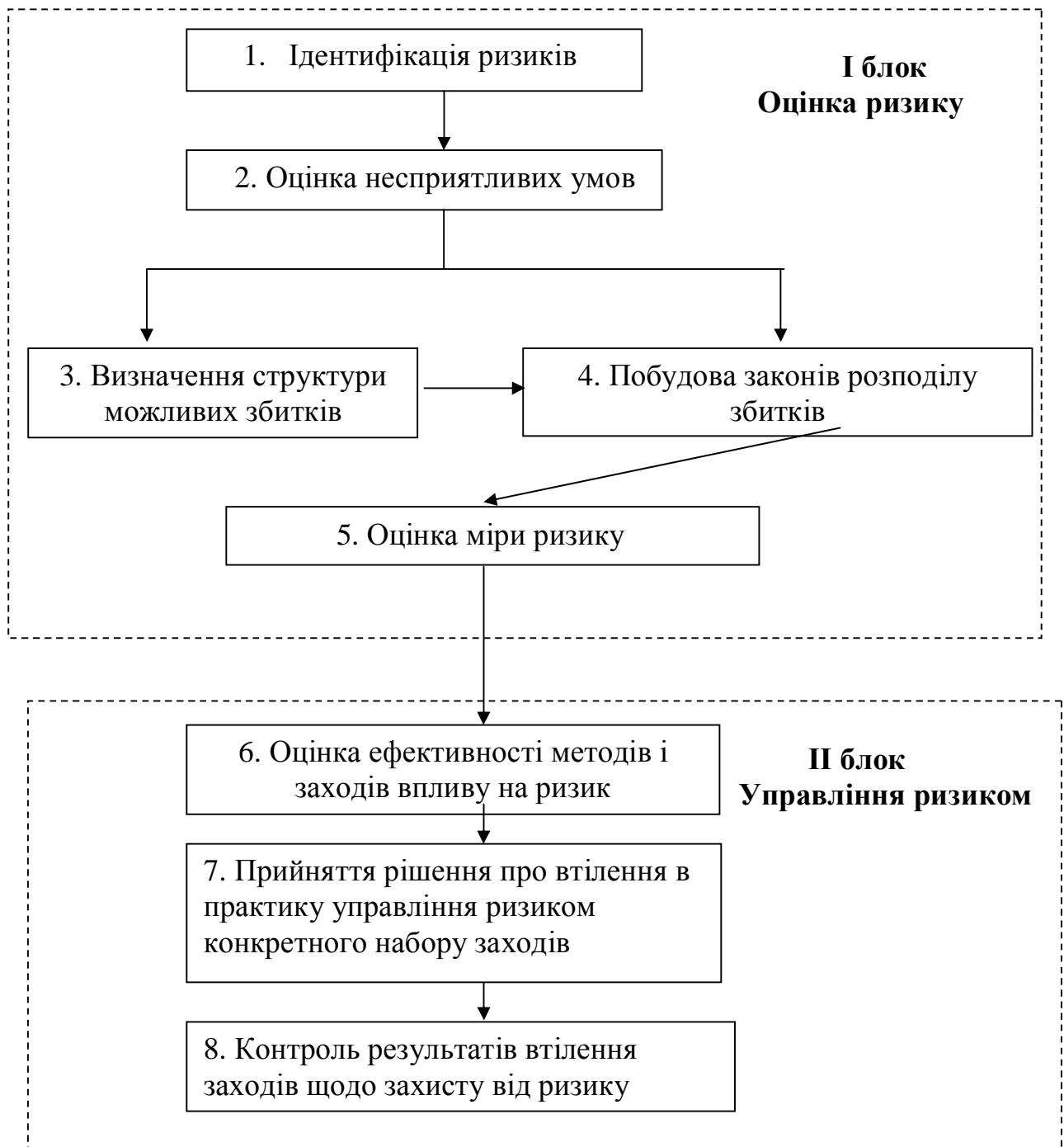


Рис. 12.1 – Блок–схема етапів ризику

Слід також мати на увазі, що збитки від негативної події можуть мати і опосередковані форми, які можуть проявлятися через певний час. Наприклад, весняна повінь може не призвести до зупинки текстильної фабрики, але вона вплине на виробництво сировини (зменшилась врожайність льону, зменшилось поголів'я овець та інше). В результаті

фабрика повинна купувати сировину в більш віддалених регіонах, витратити великі кошти на її перевезення тощо. В зв'язку з цим витрати на продукцію через деякий час зростуть, прибуток її зменшиться.

Для рішення задач ідентифікації ризику приймають як правило комплекс формальних і неформальних підходів, а також методів, які базуються на використанні інформації як суб'єктивного, так і об'єктивного характеру. Суб'єктивна інформація відображує досвід і знання експертів, населення, об'єктивна – зафіксовані наслідки НС різного характеру, що мали місце в минулому, результати аналітичного дослідження причин виникнення ушкодження, результати натуральних експериментів.

II етап. Оцінка вірогідності прояву негативних подій

На другому етапі повинні бути визначені *оцінки вірогідності прояву подій, які віднесені до розряду ризикових* протягом певного періоду часу (місяць, рік, п'ятиріччя). Можна виділити три основних методи оцінки імовірності прояву несприятливих подій:

- *статистичний*, базується на аналізі накопичених статистичних даних по аналогічним подіям, які відбувалися на об'єктах схожого типу діяльності, на територіях даного регіону в минулому (частота подій);
- *аналітичний*, заснований на вивченні причинно-наслідкових зв'язків в територіально виробничій системі, які дозволяють оцінити імовірність несприятливих подій як складного явища, утвореного спряженням послідовності елементарних подій з відомими ймовірностями їх прояву;
- *експертний*, який передбачає оцінку імовірності подій шляхом обробки результатів опитувань експертів.

Статистичні методи застосовуються в тих випадках, коли природа явища, що може нанести збитки, цілком відома. Однак це явище характеризується певною повторюваністю, і накопичена відповідна інформація, за якою можна судити про частоту і силу. Звичайно статистичні методи використовуються при визначенні імовірності деяких несприятливих природних явищ: землетрусів, затоплень, смерчів, пожеж і т.д. Накопичена статистика дозволяє будувати розподіл ймовірності таких явищ в залежності від їх сили.

Аналітичні методи («дерева подій», «події–наслідки», «дерева відказів», «індекси небезпеки» і деякі інші) Часто використовуються для визначення імовірності несприятливих подій, у відношенні яких не накопичені достовірні статистичні дані, але можна логічно передбачити причинно-наслідкові зв'язки, які визначають закономірності їх зародження. До таких подій відносяться перш за все техногенні аварії, катастрофи з екологічними наслідками.

Аналітичні методи зазвичай використовують в рамках так званого «сценарного підходу», коли імовірність результуючої події визначається як результат «ланцюжків» (послідовностей) елементарних подій (причин), у відношенні яких передбачаються відомими відповідні ним «елементарні» ймовірності їх прояву.

Експертні методи оцінки імовірності несприятливих подій придатні в тих випадках, коли відсутні які-небудь дані про частоту прояву і незрозуміла логіка їх зародження, розвитку. Як правило, ці методи застосовують при оцінці імовірності аварій і катастроф при відсутності яких-небудь даних про причини їх зародження або коли ланцюжок елементарних подій настільки складний, що неможливо сформувати адекватну їм взаємозв'язку структуру, що дозволяє оцінити імовірність прояву результуючої несприятливих подій. В подібних ситуаціях тільки досвід експертів дозволяє оцінити більш менш достовірні значення такої ймовірності.

В деяких випадках розглянуті групи методів оцінки імовірності подій застосовуються в комплексі, доповнюючи один одного. Інформація, одержана з допомогою одного з них, часто перевіряється іншим. Наприклад, експертні методи звичайно використовуються разом з аналітичними при формуванні значень імовірності елементарних подій (причин), їх ланцюжків (при побудові сценарію результуючої події). Часто експертні методи використовуються при побудові сценарію каскадних ефектів подій.

III етап. Визначення структури можливих збитків

Наслідком прояву несприятливих подій є збитки, які можуть бути нанесені тому чи іншому об'єкту. При дослідженнях еколого-економічних ризиків слід мати на увазі, що збитки можуть не бути прямим наслідком подій, а проявляються опосередковано, через викликане ним погіршення якості навколишнього середовища. Наприклад, пожежа на хімічному підприємстві спричиняє сильне забруднення атмосфери і ґрунту, результатом чого є загибель насаджень, пошкодження майна, захворювання людей та інше. Тому дуже важливо визначити *структуру можливих збитків*. Найчастіше вони оцінюються в двох формах: в натуральному виді і в вартісному вираженні.

Натуральні збитки (їх часто називають фізичними) вимірюються деякими характеристиками, які відображують погіршення, втрату властивостей об'єкта (загинуло N дерев, пошкоджено K машин, забруднено L гектарів ґрунту та інше).

Вартісна форма вираження втрат називається **збитком**. Слід мати на увазі, що єдиної методики оцінки збитків, придатної для всіх випадків життя не існує. Іноді розмір збитків є предметом спору, домовленості, особливо в тих випадках, коли мова йде про їх компенсацію винною стороною.

Збитки прийнято поділяти на прямі і непрямі: *прямі включають* безпосередні втрати об'єкта (здоров'я, життя населення, майна – для населення та юридичних осіб та інше); *непрямі* виникають як наслідок неможливості вести для об'єкта нормальну діяльність, яку він здійснював до прояву події (до них часто відносять втрачену вигоду, збитки у виді претензій і невиконання обов'язків перед контрагентами, втрата іміджу та інше).

Часто до складу збитків включають затрати, пов'язані з ліквідацією наслідків несприятливих подій. Наприклад, затрати, необхідні для заміни обладнання що постраждало, розчистки доріг у випадку природних катастроф та інше.

В залежності від ситуації для визначення розміру збитків можуть бути використані різні методи. Наприклад, нормативний, розрахунковий, ринковий та інші. При нормативному підході їх розмір визначається нормативними показниками (виплата родині за загиблого годувальника і інше), звичайно передбачені законодавством, практикою відшкодування збитків. Розрахункові методи передбачають визначення всіх складових втрат і достатньо точної вартісної оцінки. Ринковий підхід оцінює збитки при втраті ринкової вартості майна, втраті заробітної плати та інше.

IV етап. Побудова закону розподілу втрат

По суті більш менш точно передбачити втрати неможливо, так як заздалегідь невідомо, якої сили буде подія, як вона буде розвиватися, в якій мірі допоможуть знизити її розмір захисні заходи, як проявить себе персонал в нестандартній ситуації, від ефективності дій якого залежить і розмір втрат і т.д.

В зв'язку з цим теорія ризик-аналізу не передбачає обов'язково однозначної оцінки втрат в кожній конкретній ситуації. Як правило метою цього етапу досліджень є *формування закону розподілу імовірності втрат на однотипних об'єктах для тієї чи іншої несприятливої події із врахуванням її сили*. Таким чином, цей закон можна вважати умовним розподілом, що відповідає характеристикам певної несприятливої події та ряду умов її прояву (захищеність об'єкта, можливості розвитку каскадних ефектів і т.д.). Слід мати на увазі, що закон розподілу не завжди може бути виражений математичною формулою з відомими параметрами. Також можна розуміти і інтервал існування ймовірності та інші «нечіткі» вирази.

В дослідженнях ризику, зазвичай використовують деякі типові закони розподілу втрат (експоненціальний, нормальний, логнормальний). Це пов'язано з тим, що на практиці з достатнім ступенем точності для кожного випадку загальний закон сформулювати не можливо. Звичайно закон з тим чи іншим ступенем достовірності відображує емпіричні частоти розмірів понесених втрат при аналогічних, які мали місце в минулих ситуаціях, виражає більш менш правдоподібні теоретичні концепції.

V етап. Визначення кількісних характеристик міри ризику

Групу етапів оцінки ризику завершують дослідження, метою яких є *формування кількісних показників ризику (інтегральні оцінки ризику)*, які потім будуть використані при виробленні управлінських рішень. Існує загальна формула для оцінки одного з таких показників – середнього ризику, або математичного очікування втрат. Ця характеристика відображує інформацію про середні значення втрат за період (середньорічний, середньомісячний), які об'єкт матиме за постійної стратегії поведінки.

Разом з тим стратегію поведінки (захисту від наслідків несприятливих ситуацій) об'єкт часто вибирає, виходячи з *показників максимально допустимої величини збитків і максимально допустимої імовірності її виникнення*. Основний зміст останньої характеристики є в тому, що в якості вихідного показника при розробці стратегії захисту приймається деяке дуже мале значення імовірності одержання великих збитків. Так, допустимий рівень імовірності аварійної ситуації з великими збитками (катастрофи) на промисловому підприємстві визначається величиною 10^{-5} - 10^{-6} за рік.

В ряді додатків ризик-аналізу в сфері еколого-економічних ризиків показники ризику не прив'язуються до вартісного вираження збитку. Вони вибираються (і формуються) виходячи із можливості і необхідності співставлення ризиків, що мають місце в сфері життєдіяльності. Наприклад, показники ризиків, обумовлені забрудненням навколишнього середовища, як правило формуються як імовірність онкологічних захворювань людини на протязі 70 років при постійному знаходженні її під впливом канцерогенного виду, або як значення достатньо абстрактних по змісту «індексів захворюваності» (підвищення значень показників захворюваності по відношенню до «фонового» її рівня).

Максимально прийнятне значення величини втрат є орієнтиром для обґрунтування і втілення в практику заходів щодо захисту об'єкта від несприятливих впливів, зумовлених забрудненням довкілля. Втрати нижче цього рівня розглядаються як природні в даній ситуації. Їх зниження не приносить відчутної вигоди об'єкту, наприклад, через те, що вартість необхідних для цього захисних заходів перевищує розмір таких збитків.

VI етап. Визначення можливих методів дії на ризик і оцінка їх ефективності

На даному етапі встановлюється *перелік можливих методів дії на ризик*, які поділяються на декілька груп: ті, що дозволяють уникнути ризику; ті, що знижують імовірність прояву несприятливої події; ті, що зменшують нанесені втрати; ті, що передають ризик іншим об'єктам.

Методи уникнення ризику передбачають регулювання поведінки об'єкта шляхом виміру характеру його життєдіяльності (функціонування), відхилення від ситуацій, в яких висока можливість понесення збитків.

Прикладами можуть бути: переселення людей із забрудненої території, ввезення питної води при забрудненні водних джерел, зміна маршруту транспортування екологічно небезпечних вантажів, перенесення підприємств в зону з меншою сейсмічною активністю та інше.

Методи, які зменшують імовірність прояву несприятливої події, передбачають вимірювання умов життєдіяльності (функціонування) об'єкта, не змінюючи її характер. В якості прикладу можна навести заміну технології виробництва на менш небезпечну чи екологічно безпечну, підвищення кваліфікації персоналу з метою зменшення імовірності аварії та інше.

Методи, які зменшують втрати від несприятливої події, передбачають посилення ступеня захищеності об'єкта. До них слід віднести будівництво дамб (від повеней), сейсмічно стійких будівель і споруд, використання антикорозійного покриття для обладнання (від дії забрудненої атмосфери) та інше.

Передача ризику звичайно здійснюється у вигляді страхування можливих втрат від несприятливих подій або відповідальності перед третіми особами за завданий їм збиток, внаслідок, наприклад, аварії на виробництві або яких-небудь дій, що призвели до погіршення якості навколишнього середовища і пов'язані з ним втрати в інших об'єктах.

Існує спеціальний підрозділ страхування – екологічне страхування і страхування в сфері природокористування, яке займається питаннями якраз страхування втрат і збитків, обумовлених погіршенням якості навколишнього середовища і зміною (погіршенням) умов природокористування. Компенсація втрат, зумовлених погіршенням якості навколишнього середовища, передбачають відшкодування втрат третій стороні, якщо це погіршення відбулося за виною розглянутого об'єкта. Подібна компенсація часто включає в себе і витрати на ліквідацію наслідків забруднення (очищення водойм, відновлення лісопосадок, ландшафтів та інше).

Реалізація кожного із розглянутих методів передбачає відповідні витрати, які можуть значно відрізнятися за своїм рівнем. Проблема управління ризиками заключається у визначенні і втіленні в практику «оптимального» (раціонального) набору таких методів, які можуть дозволити зменшити сукупні витрати об'єкта, обумовлені забрудненням навколишнього середовища, або одержати максимально можливу вигоду в такій ситуації. Нагадаємо, що в загальному випадку сукупні витрати можна визначити як суму збитків об'єкта, обумовлених несприятливими подіями, і витрати, які пов'язані з дією на ризик.

Слід відзначити, що зниження сукупних витрат розглядається як мета управління у випадку чистих ризиків, а одержання максимально можливого прибутку – в умовах спекулятивних ризиків. В зв'язку з цим слід розрізняти: управління, яке безпосередньо передбачає зниження

величини ризику (в основному у випадку чистих ризиків), і управління об'єктом в умовах існування ризику (у випадку спекулятивних ризиків).

Нижче наведені короткі характеристики методів ризик-аналізу та умови їх використання.

1. *Метод аналізу затрат і вигоди (benefit/ cost analysis)* при виборі управлінських дій по зниженню ризику застосовується в тих випадках, коли і рівні ризику, і міри по його скороченню можуть бути однозначно виражені у вартісному виді. Наприклад, середні втрати населення виражаються через показники вартості людського життя, і витрати по захисту населення також оцінюються у вартісній формі. При цьому при чистих ризиках «вигоди», як правило, визначаються за величиною сукупних витрат об'єкта в результаті застосування спеціальних мір, в спекулятивних – за різницею між одержаним прибутком і понесеними втратами.

2. При неможливості одержання вартісної характеристики ризику використовують *метод співставлення рівнів ризику, виражених відповідними нормативами, витрат, необхідних для його зниження в розрахунку на одиницю ризику, і вигод, виражених у вартісній формі (risk benefit analysis)*. Наприклад, ризик виражається ймовірністю загибелі індивідууму, а витрати на його скорочення – обсягом витрат, необхідних для зменшення цієї ймовірності з величини 10^{-3} до 10^{-4} .

3. *Метод аналізу ефективності витрат (cost-effectiveness analysis)* часто використовується при визначенні кращого набору заходів, необхідних для досягнення заданої мети (наприклад, для зниження величини ризику до прийняттого рівня). Ефективність таких заходів визначається величиною необхідних для їх здійснення затрат.

VII етап.

При виборі методів управління еколого-економічними ризиками поряд з економічною ефективністю необхідно враховувати і ряд обмежень, обумовлених особливостями взаємодії економіки і природи, необхідністю підтримання навколишнього середовища в стійкому стані, розумної захищеності людини від несприятливого впливу довкілля і т.д. Із цього випливає висновок, що політика в області управління ризиками повинна проводитися в рамках допустимих навантажень на екосистему. Іншими словами, ніякі економічні оптимальні рішення не можуть прийматись, якщо вони спричиняють за собою антропогенні навантаження на навколишнє середовище, що перевищують асиміляційний потенціал.

Крім того, при виборі методів управління повинні враховуватись і обмеження, які витікають із вимог забезпечення захищеності людини від несприятливих впливів. В зв'язку з цим методи управління ризиками не можуть бути виправданими, якщо в результаті їх застосування життя людини піддається надмірному ризику, навіть якщо об'єкт (або суспільство в цілому) одержує в цьому випадку відчутну вигоду.

Врахування подібних обмежень, в свою чергу, накладають спеціальні обмеження на область існування значень ризику. Вона в свою чергу розбивається на три зони, які охарактеризовані нижче.

1. *Область надмірного ризику* (значення показників ризику значно перевищують допустимі його рівні для людини або об'єкта) – якщо захисні міри не дозволяють знизити рівень ризику величини, що знаходяться за межами цієї області, то діяльність людини або об'єкта заборонена. В сфері екології дана область часто визначається по характеристиці стійкості екосистеми. Це означає, що величина антропогенного навантаження на навколишнє середовище не повинно перевищувати значень, при яких природна система ще здатна зберігати свої основні властивості, асимілювати результати цього впливу.

2. *Область прийняттого ризику* (значення показників ризику діяльності людини чи об'єкта звичайно не перевищує рівнів ризику, характерних для його повсякденних ситуацій) – в даному випадку зниження ризиків стає економічно недоцільним, оскільки заходи, що застосовуються не дадуть ніякого ефекту, тобто не зменшать рівень втрат, характерних для нормальної життєдіяльності, обумовлених впливом всього комплексу ризикоподібних факторів.

3. *Область недоцільного ризику* (значення показників ризику знаходяться в зоні між фоновим і недопустимим рівнями) – застосування заходів щодо управління ризиком в цьому випадку може принести суттєвий ефект у вигляді економії сумарної величини затрат, зниження соціального ризику і т.п.

Існують і інші варіанти класифікації рівнів ризику. Наприклад, до розглянутих областей додається *область критичного ризику* (в зоні недоцільного), в якій діяльність об'єкту повинна знаходитися під суворим контролем.

VIII етап. Контроль результатів

Контроль за результатами окремих етапів ризик-аналізу здійснюється в ході проведення робіт, пов'язаних з моніторингом стану навколишнього середовища, експертизою діючих об'єктів – джерел небезпеки, проектів будівництва нових об'єктів, ліцензування видів діяльності, інспекторськими перевітками і деяких інших.

Під *моніторингом* зазвичай розуміють регулярне виконання згідно заданій програмі спостережень за станом абіотичного і біотичного середовища, джерелами і факторами антропогенної дії на них. Об'єктами таких спостережень будуть природні сфери, геосистеми, природні і техногенні джерела впливу на них.

Моніторинг дозволяє:

- здійснювати постійну оцінку якості різних сфер навколишнього середовища і біологічних об'єктів (рослин, тварин, мікроорганізмів);

- визначати ступінь порушення екологічного стану (якості) навколишнього середовища і біологічних об'єктів;
- встановлювати межі погіршення якості навколишнього середовища та джерела антропогенного впливу.

Таким чином, на основі моніторингу формується інформація, необхідна для оцінки характеристик ризику і їх перевірки, джерел його виникнення.

Слідкування за якістю навколишнього середовища реалізується шляхом вимірювання концентрацій забруднювальних речовин, сили і тривалості фізичного впливу на навколишнє середовище, а також спостереження за станом живих організмів – біоіндикаторів, які реагують на погіршення якості навколишнього середовища, змінюючи свої життєві функції і акумулюючи забруднювачі.

Спостереження за забруднювальними речовинами поділяються на оцінку дози цих речовин в тій чи іншій сфері навколишнього середовища і на оцінку їх впливу на якість цих сфер. Ці оцінки встановлюються на основі аналізу відповідних властивостей відібраних проб (повітря, геологічного середовища, води, ґрунту, біоти) в лабораторних або польових умовах.

Спостереження за джерелами антропогенної дії передбачають контроль режимів функціонування відповідних об'єктів і сили їх дії на навколишнє середовище.

Контроль за якістю навколишнього середовища здійснюється шляхом порівняння результатів спостереження стану природних сфер, біологічних угруповань зі встановленими для них нормативами якості. Погіршення якості об'єкта розглядається як ознака появи ризику нанесення можливої шкоди.

Контроль за джерелами антропогенної дії здійснюється на основі співставлення характеристик ризиків дійсного режиму їх роботи з нормативними, реальних рівнів їх дії на навколишнє середовище з нормативно-допустимими. Відхилення в гірший бік розглядається як виникнення ризику дії. Основними методами такого контролю є методи статистичної перевірки гіпотез відносно законів розподілу відказів виробничих технологій. Для цього використовуються дані про їх кількість в різних елементах виробничої системи, результати обробки яких потім співставляються з прийнятими для даної технології еталонними показниками. Перевищення кількості відказів за фіксований проміжок часу над допустимим числом є основою для констатації факту про існування ризику аварії на даному об'єкті.

Експертиза (екологічна експертиза) проводиться для встановлення відповідності передбаченої господарської діяльності екологічним стандартам і нормативам з метою попередження можливих негативних дій

на навколишнє середовище. Вона, як правило, передусь прийняття рішення про можливе існування цієї діяльності в даній екосистемі.

Метою екологічної експертизи є:

- презумпція потенційного ризику, екологічної небезпеки господарській діяльності;
- оцінка прямих і непрямих ефектів дії на навколишнє середовище та їх наслідки.

Особливо важлива роль відводиться екологічній експертизі на стадії ідентифікації ризику для намічених проектів господарської та іншої діяльності. Встановлені в ході її проведення порушення (відхилення) екологічних стандартів і нормативів служать основою для віднесення ситуації, яка склалась (проекту) до розряду ризикових і (або) відхилення проекту в цілому.

На стадії ідентифікації і оцінки екологічного ризику в розвинених країнах, в Російській Федерації та в Україні широко використовують також *екологічний аудит*, який представляє собою об'єктивну, позаповідомчу, незалежну перевірку діяльності об'єкта на предмет його відповідності певним критеріям, екологічним нормам, стандартам, правилам і розробку системи корегуючих (тих, що покращують) заходів. Як бачимо, на відміну від екологічної експертизи, предметом якої є передбачувана діяльність, екологічний аудит розглядає, перевіряє і дає оцінку існуючої, реальної діяльності господарського об'єкту (підприємства, муніципального утворення, природно-господарського комплексу). Головною задачею екологічного аудиту є уточнення характеристик ризику на його зниження. Розрізняють такі форми екологічного аудиту:

1) *Аудит дотримання стандартів* – передбачає співставлення показників якості навколишнього середовища із існуючими національними і міжнародними стандартами, наприклад, міжнародними стандартами ІСО серії 14000 в сфері екологічного управління; його метою є визначення необхідних корегуючих (таких, що покращують) заходів для приведення фактичних характеристик якості навколишнього середовища у відповідність з діючими стандартами;

2) *Аудит відповідальності* – проводиться з метою визначення ризику відповідальності підприємств – джерел забруднення довкілля за принесені їх діяльністю збитки;

3) *Аудит території* – проводиться, по-перше, для оцінки екологічного стану території та вироблення рекомендацій з підвищення її якості, по-друге, для створення такого механізму розв'язання екологічних проблем і управління екологічним ризиком, який, являючись невід'ємною частиною діяльності адміністрації територіального утворення, міста, сприяв би вдосконаленню управління природоохоронною діяльністю і

еколого-економічними ризиками, а також покращенню забезпечення населення екологічною інформацією.

Встановлення стандартів якості навколишнього середовища, нормативів безпеки для промислових об'єктів – джерел екологічного ризику і контроль за їх відповідністю здійснюється в результаті *екологічної сертифікації*. По суті екологічний сертифікат є документом, який підтверджує відповідність якості навколишнього середовища і (або) ризику аварій та катастроф з екологічними наслідками на промислових об'єктах за прийнятими в суспільстві стандартам. Іншими словами, цей документ свідчить про відсутність екологічного ризику в ході виробничої або іншої діяльності об'єкта.

Сертифікати видаються на певний строк (звичайно п'ять років), сертифіковані об'єкти щорічно піддаються інспекторському контролю. Це може бути, наприклад, пряма інспекція у виді неочікуваних або планових інспекторських перевірок.

Запитання для самоперевірки

1. Вкажіть основні етапи ризик-аналізу.
2. Що є кінцевою метою оцінки ризику?
3. Яка мета першого та другого блоків етапів ризик-аналізу управління ризиком?
4. Що і як визначається на етапі ідентифікації ризику?
5. Які методи оцінки вірогідності прояву негативних подій?
6. Як визначається структура можливих збитків від негативних екологічних подій?
7. Яка мета етапу *побудови закону розподілу втрат*?
8. Які дослідження завершують групу етапів оцінки ризику?
9. Які вам відомі методи дії на ризик?
10. На які зони розбивається область існування значень ризику?
11. Проведення яких робіт лежить в основі контролю за результатами окремих етапів ризик-аналізу?
12. Що розуміють під моніторингом навколишнього середовища?
13. Головні задачі та форми екологічного аудиту.

Лекція 13. Вдосконалення системи управління водними ресурсами України (на прикладі Одещини)

Басейновий принцип управління визнано одним із ефективних методологічних засобів вирішення глобальних екологічних проблем водокористування, охорони вод і відтворення водних ресурсів.

У нашій країні склався свій досвід і своя організаційно-правова та економічна система басейнового управління. Але її не можна вважати розвинутою та ефективною. Завдання полягає у виведенні діючої басейнової системи на рівень нових вимог у зв'язку з реалізацією Державних програм екологічного оздоровлення басейнів річок, прийняттям міжнародних зобов'язань.

У зв'язку з переходом України на нові форми економічного розвитку та ринкові стосунки, діюча сьогодні система управління водними ресурсами та водним господарством також потребує реформування.

Це по-перше, викликано постійним зростанням ролі водного фактора, від якого залежить розвиток і розміщення об'єктів виробництва на території річкового басейну. По-друге, в межах басейну замикаються кругообіги речовин, тобто реалізується більшість балансів і саме водні об'єкти найчастіше є шляхами розповсюдження забруднювальних речовин та їх акумуляції.

В радянський період в Україні сформувалася кризова ситуація в галузі управління, використання та охорони водних ресурсів, яка за деякими напрямками погіршилася за часи незалежності. Особливо складна ситуація спостерігається в південних посушливих регіонах країни, де, незважаючи на великі водні ресурси Дунаю, Дністра, Південного Бугу і Дніпра, відчувається значний дефіцит води та спостерігається надмірне антропогенне навантаження на водні об'єкти. Одним з характерних прикладів є Одеська область.

До основних факторів, які суттєво впливають на ефективність управління водними ресурсами в Одеській області можна віднести: неузгодженість загальнонаціонального і регіонального законодавства; брак стратегічного комплексного планування на державному, регіональному і місцевому рівнях та координації у міжнародному аспекті; переважання у сфері управління галузевого і відомчого підходів; брак досвіду у сфері інтегрованого управління водними ресурсами; брак бюджетних коштів; низький рівень суспільної свідомості щодо використання водних ресурсів, землекористування, управління відходами, збереження і відновлення природних екосистем і їх функцій тощо.

Аналіз показує, що проблеми з водними ресурсами багато в чому є наслідком розрізненості і неузгодженості в управлінні цими ресурсами. Водночас дослідження і практика довели, що найбільш ефективним підходом до управління є інтеграція всіх його елементів, яка реалізується в

концепції, відомій під назвою Інтегрованого управління водними ресурсами (ІУВР). Такий підхід сприяє координації розвитку водного сектора, землекористування і пов'язаних з ним ресурсів з метою підвищення добробуту і рівності у суспільстві, при мінімальному збитку для водних екосистем.

Реалізація цього підходу потребує певної реформації організаційної структури управління водними ресурсами в Одеській області, нової регламентації функцій і повноважень кожного рівня структури по наданню водогосподарських послуг та створення відповідної бази в регіоні.

13.1 Загальна характеристика проблеми

Одеська область розташована в посушливій зоні і, не дивлячись на наявність величезних водних ресурсів Дністра і Дунаю, відчуває значний дефіцит водних ресурсів та надмірне антропогенне навантаження на водні об'єкти. Брак якості і кількості води, а також сучасних методів водокористування є чинником, який уповільнює економічний розвиток регіону в цілому.

Аналіз результатів прогнозу кліматичних змін в Україні, опублікований вченими НАН України, УААН, Гідрометкомітету, Київського національного університету ім. Тараса Шевченка та інших установ, вказує на велику ймовірність розвитку процесів подальшої аридизації та спустелювання південних регіонів України у тому числі і території Одеської області.

Таким чином, необхідною умовою соціально-економічного розвитку Одеської області є впровадження управлінських механізмів для гарантованого забезпечення населення, об'єктів промислового, сільськогосподарського та комунально-побутового призначення водою у достатній кількості та певної якості.

Одеська область – найбільша за площею область України (33,4 тис. км² - 5,5% території України), в якій проживає 2,6 млн чоловік (за даними 2005 р.).

Область має в своєму розпорядженні значні водні ресурси таких великих річок, як Дунай, Дністер і Південний Буг, загальна протяжність яких у межах області складає 330 км, а також 1143 малих і середніх річок та їх приток, 325 водоймищ місцевого значення (306 ставків, 13 водосховищ, 5 озер і 1 лиман) і 784 водоймища загальнодержавного значення (692 ставка, 40 водосховищ, 30 озер, 11 лиманів).

Значна частина водних ресурсів, які використовуються, припадає на поверхневі води – річки та озера. Частка поверхневих вод у загальному об'ємі водоспоживання перевищує 80%, до 10% дають підземні води. За запасами підземних прісних вод Одеська область займає одне з останніх місць в країні.

Основний об'єм річного стоку формується за межами області і його головна частка припадає на великі річки – Дністер, Дунай і малі річки Причорномор'я.

Водні ресурси області переважно використовуються в таких галузях господарства:

- 1) питне і господарсько-побутове водопостачання населення;
- 2) сільськогосподарське водоспоживання, в т.ч. для зрошування;
- 3) промислове водоспоживання;
- 4) водоспоживання і водокористування у рибному господарстві;
- 5) водокористування для річкового флоту;
- 6) рекреаційне водокористування;
- 7) природоохоронне водокористування;
- 8) відведення стічних вод.

Управління і використання водних ресурсів в Одеській області базується переважно на відомчому і галузевому підходах. У регіоні немає комплексної міжвідомчої стратегії сталого водокористування, націленої на збереження водних ресурсів та їх якості. У водокористуванні переважає підхід, орієнтований на одного споживача, що ускладнює встановлення відповідних стандартів якості води для різних видів водокористування і породжує конфлікти між користувачами.

Відсутність стратегічного планування, заснованого на комплексному аналізі і довгостроковому прогнозі економічних, соціальних і екологічних чинників водокористування, та адекватних науково обґрунтованих моделей управління водними ресурсами, брак співпраці і обміну інформацією на транскордонному рівні між Україною, Румунією і Молдовою, а також між країнами Дунайського і Дністровського басейнів ускладнює вживання адекватних і узгоджених заходів у сфері водного менеджменту, збереження і відновлення природних екосистем, управління ризиками природного і техногенного характеру: повені, підтоплення, обрушення берегів, розливи нафти тощо.

Важливим чинником є невиконання багатьох положень Земельного і Водного Кодексів внаслідок недостатньої розробленості підзаконних актів (нормативної бази) або через відсутність необхідного фінансування.

Відсутність інтегрованого управління водними ресурсами і неефективні методи водокористування породжують багато соціальних проблем. У регіоні склалася кризова ситуація з питним водопостачанням. У більшості районів області прісної води недостатньо, сільське населення використовує для господарсько-побутових потреб воду низької якості з підвищеним вмістом солей.

Низька якість питної води, поганий стан або відсутність очисних споруд, відсутність каналізації у більшості сільських населених пунктів області, а також низький рівень санітарної культури населення ведуть до

підвищення захворюваності холерою й іншими гострими інфекційними шлунково-кишковими захворюваннями, а також вірусним гепатитом.

В області розвивається процес деградації водних екосистем, у тому числі водно-болотних угідь міжнародного значення дельти Дунаю і Дністра, озер Картал, Кугурлуй, Дністровського, Тілігульського лиманів та ін. йде підрив їх важливих соціально-економічних функцій, наприклад, підтримка рибних, лісових, рекреаційних ресурсів та біорізноманіття.

Істотний чинник екологічних проблем регіону є традиційне ігнорування принципів раціональної і екологічно-безпечної господарської організації території, відсталі технології сільськогосподарського виробництва, яке є основним водокористувачем (близько 80%) і забруднювачем водних ресурсів в регіоні.

В процесі управління водними ресурсами особливу увагу необхідно приділити таким потенційно небезпечним об'єктам як: шкідливі виробництва, необладнані склади отрутохімікатів, скотомогильники, звалища побутових відходів і т.п.

Одним з основних стримуючих факторів розвитку системи управління водними ресурсами і землекористуванням в найближчому майбутньому будуть негативні наслідки глобальної зміни клімату на планеті, які в даний час в процесі управління водними ресурсами практично не враховуються. Для Одеської області ці наслідки проявлятимуться у підвищенні температури, зміні кількості та режиму атмосферних опадів, збільшенні частоти й інтенсивності повеней на Дунаї і Дністрі та в інших екстремальних гідрометеорологічних явищах, а також в скороченні стоку малих річок, підвищенні рівня Чорного моря і пов'язаним з ним затопленням приморських ділянок дельти Дунаю, скороченні площ і деградації ВБУ, засоленні ґрунтових вод та ін. Існує гостра необхідність оцінки майбутніх змін на регіональному рівні і виробленні підходів з трансформації і адаптації існуючої господарської інфраструктури, окрім того управління наземними та водними екосистемами.

Важливою проблемою є скорочення системи спостереження за водними ресурсами області. Система гідрометеорологічного моніторингу знаходиться у кризовому стані, що обумовлено недостатнім державним фінансуванням, морально і фізично застарілим устаткуванням, а також застарілими методами спостереження, відбору і аналізу проб. Брак і неузгодженість даних моніторингу ведуть до екологічних і політичних спекуляцій, не дозволяють забезпечити оперативне вживання заходів при надзвичайних ситуаціях і знижують ефективність управління водними ресурсами.

Слід зазначити, що в Одеській області, як і в Україні в цілому, порівняно низький рівень суспільної свідомості й участі громадськості в

екологічному плануванні та охороні природного середовища, включаючи управління водними ресурсами.

Великою проблемою є брак поінформованості про нові підходи і технології управління і використання водних ресурсів, стійких форм водо- і землекористування та управління відходами. Відсутність комплексного підходу і узгоджених дій з використання води і пов'язаних з нею ресурсів (рибних, рекреаційних та ін.) обумовлює необхідність розробки і впровадження ефективної стратегії комунікацій у водному секторі. Існує необхідність залучення великого числа учасників, широкої громадськості, практиків в питаннях водо- і землекористування для популяризації сталого використання водних ресурсів на місцевому і регіональному рівнях.

Політика ЄС, у тому числі й у сфері управління природними ресурсами, має все більший вплив на транскордонну співпрацю в басейні Дунаю. Вступ Румунії і рух України в напрямку Європейської інтеграції посилює цей вплив. Відповідно до Рамкової водної директиви ЄС для басейну Дунаю, мають бути розроблені Плани інтегрованого менеджменту річкових басейнів, які повинні складатися при тісній співпраці та координації з усіма зацікавленими групами, включаючи представників країн, які розташовані за межами сучасних кордонів ЄС.

Тому, гостро постає питання про необхідність узгодження стратегії і тактики управління водними ресурсами басейну Дунаю між Україною, Румунією та Молдовою, погодження і приведення українських стандартів і параметрів (показників) до вимог Рамкової водної директиви, подальшої інтеграції української, румунської і молдовської систем моніторингу за якістю водного середовища на транскордонних водних об'єктах. Необхідна розробка програми заходів щодо досягнення мети Рамкової водної директиви ЄС на українській ділянці басейну Дунаю.

Таким чином, велика частина екологічних проблем регіону пов'язана з переважаючими в господарському управлінні галузевими і відомчими підходами, недосконалим і неефективним територіальним плануванням, відсутністю науково обгрунтованої політики природокористування.

13.2 Впровадження Інтегрованого управління водними ресурсами

Аналіз показує, що проблеми з водними ресурсами багато в чому є наслідком розрізненості і неузгодженості в управлінні водними ресурсами. Між тим дослідження і практика довели, що найбільш ефективним підходом до управління є інтеграція всіх його елементів, що реалізується в концепції, відомій під назвою Інтегрованого управління водними ресурсами (ІУВР).

Такий підхід сприяє координації розвитку водного сектора, землекористування і пов'язаних з ним ресурсів з метою підвищення добробуту і рівності у суспільстві, при мінімальному збитку для сталості

життєво-важливих екосистем. Він формує комплексний підхід до досягнення консенсусу і компромісів між конкуруючими потребами у водних ресурсах різних секторів суспільства і зацікавлених груп на всіх рівнях, а також досягнення рівності і справедливості у спільному використанні водних ресурсів різними країнами.

Серед основних принципів ІУВР можна зазначити наступні:

1. Правильною адміністративною одиницею для управління водними ресурсами є річковий басейн.
2. Водні ресурси і земля, яка формує площу річкового басейну, повинні бути інтегровані і знаходитися під єдиним управлінням.
3. Поверхневі і підземні води, а також екосистеми, через які течуть ці води, повинні розглядатись спільно і інтегруватись в рамках управління водними ресурсами.
4. Для ухвалення ефективних рішень по водних ресурсах необхідна участь громадськості.
5. Прозорість і звітність при ухваленні рішень є необхідними складовими сталого управління водними ресурсами.

Відповідно до Водної рамкової Директиви ЄС головним робочим інструментом ІУВР є План управління річковим басейном. Це стратегічний документ розвитку річкового басейну, який розробляється з метою впровадження інтегрованого управління водними ресурсами в річковому басейні. Це інструмент, за допомогою якого в річковому басейні мають бути впроваджені екологічні цілі – досягнення доброго стану води, запобігання її подальшому погіршенню, збалансованому водокористуванню, що забезпечує відновлення водних ресурсів і екосистем, посилення охорони і поліпшення стану водного середовища шляхом впровадження заходів для поступового зменшення скидів небезпечних речовин, а в подальшому припиненні і ліквідації таких скидів.

13.3 Можливі умови створення системи ІУВР в Одеській області

З метою реалізації концепції ІУВР в Одеській області, потрібна певна реформація організаційної структури управління водними ресурсами і нова регламентація функцій і повноважень кожного рівня структури по наданню водогосподарських послуг.

Головною організацією, яка відповідає за управління водними ресурсами області є Одеське обласне виробниче управління по водному господарству (скорочена назва – Одеський облводгосп). Одеський облводгосп є державною бюджетною організацією з правом надання платних послуг і знаходиться у сфері управління спеціально уповноваженого центрального органу виконавчої влади з питань водного господарства та меліорації Державного комітету України по водному господарству.

Облводгосп у межах своїх повноважень забезпечує на території області вирішення питань у сфері використання, збереження і відтворення водних ресурсів, здійснює управління інженерною інфраструктурою меліоративних систем і окремими об'єктами, які є державною власністю.

Основною адміністративною одиницею для ефективного управління водними ресурсами є річковий басейн. Запровадження басейнового підходу до вирішення проблем, пов'язаних з якістю води, її дефіцитом або надлишками гарантує забезпечення як соціально-економічного розвитку, так і охорони водних екосистем.

За басейновим принципом Одеську область можна поділити на 4 частини: Придунайську, Придністровську, Південно-Бузьку та Причорноморську. Тому, при реформуванні системи управління водними ресурсами в Одеській області планується на базі районних підрозділів Одеського облводгоспу створити відповідні басейнові управління.

Процес впровадження ГУВР та реформації системи управління водними ресурсами вже розпочато. З 1 квітня 2008 р. з метою створення органів управління водозбірними басейнами та вдосконалення структури управління водогосподарсько-меліоративним комплексом та раціонального використання державного майна Придунайське управління каналів, захисних споруд і водосховищ Одеського обласного виробничого управління водного господарства реорганізується в Дунайське басейнове управління водними ресурсами (БУВР), до компетенції якого відноситься управління водними ресурсами української частини басейну річки Дунай в межах Ренійського, Болградського, Ізмайльського та Килійського районів Одеської області, експлуатація придунайських водосховищ Кагул, Каратал, Кугурлуй-Ялпуг, Катлабух та Китай, експлуатація гідротехнічних споруд (протиаводкових дамб, шлюзів, каналів).

Таким чином в українській частині басейну Нижнього Дунаю з'являється можливість на основі Дунайського БУВР створити модель впровадження інтегрованого управління водними ресурсами, яка після цього може бути розповсюджена на інші басейни в межах Одеської області.

Основними функціями Басейнового управління повинні стати:

1. управління річковим басейном української частини Дунаю як робочий орган Басейнової Ради;
2. виконання басейнових програм і басейнових планів;
3. моніторинг і управління даними про екологічний стан водних об'єктів за кількісними і якісними показниками і т.д.
4. фінансово-економічне забезпечення реалізації водозахисних заходів програм і планів в басейні;
5. регулювання використання водних ресурсів в басейні;
6. контроль виконання планів і заходів в басейні.

Басейнова модель управління водними ресурсами Нижнього Дунаю, повинна крім Дунайського БУВР включати Басейнову Раду – колективний

орган управління басейном, який на першому етапі розвитку і впровадження басейнового принципу управління стане консультативним органом в басейні, а в перспективі – законодавчим.

Завданням Дунайської Басейнової Ради повинно бути сприяння розробці, узгодженню і впровадженню Плану управління річковим басейном Нижнього Дунаю, включаючи План заходів. До складу Ради мають бути включені представники центральних органів виконавчої влади України, обласних державних адміністрацій, органів місцевого самоврядування, підприємств водокористувачів, громадськості, наукових організацій.

Важливим інструментом інтеграції інтересів є розробка та ухвалення головними зацікавленими сторонами Басейнової угоди про співпрацю у сфері використання і охорони водних ресурсів і екосистем Нижнього Дунаю та Положення про інформаційну взаємодію в межах басейну Нижнього Дунаю. Головним одержувачем екологічної інформації має стати Дунайське басейнове управління водних ресурсів.

Фінансування всіх заходів, спрямованих на раціональне використання водних ресурсів українській частині басейну та утримання органів управління має здійснюватися за рахунок водокористувачів.

Інтегроване управління водними ресурсами – це процес, що сприяє координованому розвитку та управлінню водними, земельними та пов'язаними з ними ресурсами для підвищення результативності економічного та соціального добробуту на принципі справедливості для сталого розвитку життєво важливих екосистем.

Запитання для самоконтролю

1. Вкажіть основні фактори, які суттєво впливають на ефективність управління водними ресурсами в Одеській області.
2. Які є ефективні підходи до управління водними ресурсами в ситуації, що склалась в області?
3. Дайте загальну характеристику проблеми використання водних ресурсів в Одеській області.
4. Основні принципи Інтегрованого управління водними ресурсами (ІУВР).
5. Що є адміністративною одиницею для ефективного управління водними ресурсами ?
6. Вкажіть основні функції Басейнового управління водними ресурсами Нижнього Дунаю та завдання Дунайської Басейнової Ради.

ЛІТЕРАТУРА

А. Основна література:

1. Горєв Л.М. Основи моделювання в гідроекології: Підручник. ДО.: Либідь, 1996. – 336 с.
2. Горєв Л.Н., Дорогунцов С.И., Хвесик М.А. Естественно-экономические основы оптимизации экосред: В 3 кн. - К., 1994. – 350 с.
3. Горєв Л.Н., Пелешенко В.И., Кирничный В.В. Методика оптимизации природной среды обитания. - К., 1992. – 212 с.
4. Охрана окружающей среды: учебник. / Владимиров А.М., Ляхин Ю.И., Матвеев Л.Т., Орлов В.Г. - Л.: Гидрометиздат, 1991.– 423с.
5. Мониторинг качества вод: оценка токсичности. / Никаноров А.М., Хоружая Т.А., Бражникова Л.В., Жулидов А.В. - Санкт Петербург, Гидрометиздат, 2000. – 158 с.
6. Сніжко С.І. Оцінка, прогнозування якості природних вод. К.: КНУ ім. Т.Г. Шевченко, 2001 р. – 264 с.
7. Шекк П.В., Захарова М.В. Нормативні показники якості вод рибогосподарських водойм: Конспект лекцій - Одеса: «Екологія», 2008. – 166 с.
8. Унифицированные методы анализа вод. Под общей редакцией д.х.н., проф. Ю.Ю. Лурье - М: Химия, 1971. – 375 с.

Б. Додаткова література:

1. Алекин О.А., Семенов Б.А., Скопинцев. Руководство по химическому анализу вод суши – Л., 1973. – 269 с.
2. Бесценная М.А., Орлов В.Г. Практикум по оценке загрязнения водных объектов. Учебное пособие (под ред. Владимирова В.И.).–Л., 1983. – 53с.
3. Горєв Л.М., Пелешенко В.І., Хільчевський В.К. Радіоактивність природних вод. – К., 1993. – 174 с.
4. Мітрасова О.П. Практикум з хімічного моніторингу довкілля – Миколаїв: МДАУ, 2005. – 120 с.
5. Пелешенко В.І., Хільчевський В.К. Загальна гідрохімія – К.: «Либідь», 1997. – 384 с.
6. Троянський О.І., Моніторинг якості води. Житомир: 2004. – 192 с.
7. Тихомиров Н.П. и др., Методы анализа и управления эколого-экономическими рисками – М.: ЮНИТИ – ДАНА, 2003. – 350 с.
8. Хільчевський В.К., Горєв Л.М., Пелешенко В.І. Методи очистки вод. – К.: 1993. – 215 с.
9. Величко О.М., Зеркалов Д.В. Контроль забруднення довкілля. Навч. посібник. К.: Основа, 2002. – 256 с.
10. Яцик А.В. Водогосподарська екологія. т. 4. – К.: Генеза, 2004. – 680 с.
11. Мольчак Я.О., Фесюк В.О. Еколого-економічні основи водокористування. Навч. посібник. Луцьк: ЛДТУ, 2007. – 584 с.

Навчальне видання

ОЦІНКА, ПРОГНОЗУВАННЯ І УПРАВЛІННЯ ЯКІСТЮ ВОД РИБОГОСПОДАРСЬКИХ ВОДОЙМ

Конспект лекцій

**Горліченко Марина Григорівна
Шевченко Світлана Василівна**

Підписано до друку 20.05.2013 р. Формат 60x84/16
Папір офсетний. Ум. друк. арк. 7,79
Наклад 50 прим. Замовлення 578
Видавництво та друкарня "ТЕС"
(Свідоцтво ДК № 771) Одеса, Канатна 81/2
Тел.: (0482)42-90-98, (0482)42-89-72

Надруковано з готового оригінал-макета

Одеський державний екологічний університет,
65016, м. Одеса, вул. Львівська, 15