

УДК 504.064.5.:639.3

М. Ю. Євтушенко, М. І. Хижняк

ОСНОВНІ ПІДХОДИ ДО ОЦІНКИ СТАНУ ВОДОЙМ РИБОГОСПОДАРСЬКОГО ПРИЗНАЧЕННЯ НА ОСНОВІ БІОМОНІТОРИНГУ

Проаналізовано основні відмінності формування фізико-хімічних умов та біологічної продуктивності водойм рибогосподарського призначення, а також проблеми оцінки їх стану на основі біомоніторингу.

Ключові слова: *біомоніторинг, водойми рибогосподарського призначення, природна кормова база, біологічна продуктивність, індикатори забруднення, якість води.*

Антропогенне забруднення поверхневих вод, що зростає останнім часом внаслідок комплексного використання водойм, є ключовим аспектом у загальній проблемі забруднення навколишнього середовища. До складу природних вод входить комплекс забруднювальних речовин, сумарний вплив яких, а також дія продуктів їх трансформації на екосистему є непередбачуваними. Антропогенний вплив проявляється в прямому і опосередкованому забрудненні водних екосистем автохтонними й алохтонними речовинами, а також у створенні у водоймах нових умов: скидання теплих вод спричинює теплове забруднення, зарегулювання стоку — порушення водного балансу, застосування добрив — евтрофікацію тощо.

З метою запобігання подальшому забрудненню водойм рибогосподарського призначення шкідливими для гідробіонтів і людей речовинами та у світлі європейських підходів щодо покращення якості поверхневих вод, регламентованих Директивою 2000/60/ЄС Європейського парламенту, необхідно проводити моніторинг їх стану [32]. У зв'язку з надходженням великої кількості новостворених токсичних речовин і тривалим експериментальним визначенням їх ГДК, які не враховують їх взаємодію і сукупну дію на біоту [14], перевагу слід надавати біологічному моніторингу. Для контролю антропогенного впливу, який особливо значний у водоймах рибогосподарського призначення, необхідно проводити пошук критеріїв, що враховують гранично припустимі навантаження, стійкість та адаптаційні можливості угруповань гідробіонтів на біоценотичному рівні. Достовірними можуть бути лише нормативи і прогнози, розроблені на основі досліджень

© Євтушенко М. Ю., Хижняк М. І., 2012

біоценозів і угруповань у натурних експериментах за антропогенно модифікованих умов. Саме за такого підходу та спираючись на глибокі теоретичні знання екологічних закономірностей функціонування водних екосистем за дії на них комплексу природних і антропогенних чинників, можна об'єктивно кількісно оцінити відгук біоти на екологічні умови, що склалися [3].

Водойми рибогосподарського призначення — це природні чи штучно створені водні екосистеми, в яких особливо тісно проявляється зв'язок між середовищем і біотою, пов'язаний з особливостями формування фізико-хімічних умов, біологічної продуктивності та якості води в них. Вони зумовлені тим, що ці водойми переважно невеликі, неглибокі, слабо протічні чи непротічні, добре прогріваються до дна і інтенсивно замулюються. Для них характерне наповнення повеневидами, стічними водами й опадами (для деяких це єдине джерело водопостачання), штучне евтрофування (додаткове забруднення), пов'язане з використанням методів комплексної інтенсифікації, періодичне зневоднення тощо.

Своєрідність формування фізико-хімічних умов середовища водойм рибогосподарського призначення пов'язана з особливостями їх використання та якістю води джерел водопостачання, що часто збагачені стоками з площі водозбору, у тому числі техногенними і побутовими, і містять від 55 до 96% мінерального азоту антропогенного походження, де особливо небезпечні іони важких металів — як для кормових організмів, так і для об'єктів культивування [7, 10, 17, 25]. До складу гною, крім поживних речовин, входить 16 мг міді, 200 мг марганцю, 1 мг кобальту із розрахунку на 1 кг сухої маси [4]. Проте головна особливість цих водойм — це внесення мінеральних і органічних речовин для стимулювання розвитку природної кормової бази, інтродукція кормових безхребетних, ущільнені посадки риби та її годівля штучно виготовленими кормами. При цьому водойма зазнає значного додаткового навантаження органічними речовинами, посилюються потоки й кругообіг речовин.

Поряд з інтенсифікацією біопродукційних процесів у водоймах при внесенні азотних і фосфорних добрив у воді зростає концентрація амонійних і фосфатних іонів [6, 29, 34]. Самі по собі вони не є токсичними для іхтіофауни, але здатні змінювати напрям окисно-відновних процесів. Характерною особливістю фосфат-іонів є їх швидке осадження у придонні шари та зв'язування з окисами заліза, алюмінію та гуміновими кислотами за підкислення ґрунтів. За нейтралізації і підлуження донних субстратів відбувається зворотний перехід зв'язаного фосфору у водну товщу і, як наслідок — коливання співвідношення азоту і фосфору, яке визначає домінування певних груп водоростей у фітопланктоні. У. Сміт (цит. за [18]), проаналізувавши ситуацію в 12 озерах світу, виявив, що масовий розвиток синьозелених водоростей, які викликають «цвітіння» води, спостерігається в період, коли величина відношення азоту до фосфору не перевищує 25. При більш високому значенні переважають зелені і діатомові водорості [18, 19]. Д. Шиндлер (цит. за [18]), вивчаючи хімічні режими малих удобрюваних озер, відзначав домінування у фітопланктоні роду *Scenedesmus* при співвідношенні $N : P = 30$.

Після зниження цієї величини до 11 через незначний час починають переважати синьозелені азотфіксатори роду *Anabaena* [20].

Амонійні іони в умовах лужного середовища трансформуються в аміак, який є високотоксичним для риб і викликає судоми та блокування дихальних центрів, що призводить до масової загибелі. За рН 11 більше 90% амонійного азоту переходить у форму вільного аміаку. У коропових ставах рН здебільшого коливається у межах 7,5—9,0. За таких умов при температурі води 25°C у вільний аміак переходить 35% амонійних іонів.

Досить інформативними виявилися результати досліджень, проведених на модельних об'єктах (гуппі), з вивчення впливу різної концентрації азотних і фосфорних добрив на процеси їх відтворення. Встановлено, що підвищена концентрація аміачної селітри (30—50 мг/дм³) та суперфосфату (70—150 мг/дм³) викликає затримку строків дозрівання і нересту риб, а також зниження їх плодючості у третьому поколінні. Крім того, внесення фосфорних добрив, виготовлених із природних апатитів, може спричинити забруднення важкими металами, які дуже часто є включеннями у ці природні мінерали. Так, при внесенні суперфосфату у кількості діючої речовини 90 кг/га, у водойми надходить близько 11,3 г/га міді, 55,8 г/га свинцю, 1 г/га кадмію [26].

У процесі життєдіяльності первинних продуцентів та при їх розкладанні у водойму надходить велика кількість органічних сполук, зокрема амінокислот. Вивільнені амінокислоти здатні зв'язувати у мулах важкі метали і викликати вихід у воду їх великої кількості: концентрація 0,1 мг С/дм³ спричинює вихід 6—7% марганцю, 2,0—7,4% цинку і 3,9—10,0% міді від їх вмісту у донних відкладах [17].

Потужним джерелом органічного забруднення рибогосподарських водойм є й інші заходи інтенсифікації — ущільнені посадки риби та їх годівля штучними кормами. Встановлено, що близько 36% штучних кормів рибою не використовується, а є органічним добривом, що впливає на гідробіологічний режим, і одним з основних джерел безпосереднього забруднення водойм органічними речовинами [9, 22, 29, 31]. Погіршення екологічних умов у ставах (зміна газового режиму, надмірний розвиток первинних продуцентів, що викликає «цвітіння» води і літні задухи), пов'язане з накопиченням органічних речовин за рахунок добрив, залишків кормів і екскрементів риб, призводить до уповільнення росту риб і зниження рибопродуктивності [11]. У період годівлі риб від літа до осені в екосистемі водойм рибогосподарського призначення відбувається постійний процес накопичення органічних речовин за рахунок неуглизованого рибою корму [12]. При цьому у біоценозі ставів спостерігаються значні структурні перебудови. На початку літа надходження в екосистему алохтонної органічної речовини штучних кормів зумовлює зростання видового різноманіття і загальної чисельності фіто- та бактеріопланктону, причому продукція фітопланктону може збільшуватись в 2,0—2,5, бактеріопланктону — 1,5—1,8 рази. В той же час внаслідок виїдання рибою різко, в 1,8 рази, зменшується біомаса зоопланктону. У зазначений період це не має негативних наслідків для екосистеми, спостерігається загальний екологічний прогрес — зростання видового і

трофічного різноманіття біоценозів та збільшення утилізації рибою енергії кормових ресурсів. Подальше накопичення алохтонних органічних речовин у ставах викликає підвищення рН до 9,5—9,7, перманганатної окисності — до 30,7—54,0 мг $O_2/дм^3$. У біоценозі порушуються зв'язки між окремими групами гідробіонтів, знижується до мінімуму інтенсивність фотосинтетичної діяльності фітопланктону, в 1,5—1,8 разу посилюється деструкція, уповільнюється або припиняється ріст риби. Стан екосистеми характеризується як екологічний регрес. Подальше надходження органічних речовин призводить до метаболічного регресу — масового відмирання фітопланктону, зниження концентрації кисню до 0,5—1,5 мг/дм³, що викликає загибель риби. У таких умовах виникає необхідність відмови від застосування штучних кормів та органічних добрив. Детальні дослідження відносно впливу недовикористаних залишків кормів на якість водного середовища та хід трансформаційних процесів у водному середовищі практично не проводились.

Проблеми забруднення води органічними залишками кормів найбільш гостро постають в індустріальних рибничих господарствах, де застосовується вирощування полікультури чи монокультури риби у садках при дуже високій щільності посадки та інтенсивній годівлі виключно штучними кормосумішами. У садково-басейнових господарствах спостерігається високий ступінь забруднення води екскрементами риби, метаболітами та недоокисненими залишками кормів. Слід зазначити, що концентрація забруднювальних речовин у цих водоймах не регламентується нормативними актами. Існують лише орієнтовні показники оцінки припустимого рівня забруднення водойм-охолоджувачів енергетичних об'єктів органічними речовинами, які базуються на вимогах енергетиків щодо забезпечення безперебійної роботи охолоджуючих пристроїв теплоелектростанцій чи теплоелектроцентралей. Загальні природоохоронні нормативи припустимих меж зміни якості води, які б враховували комплексну дію токсикантів і теплове навантаження за рахунок скидання підігрітих вод, відсутні. Це вимагає проведення комплексних моніторингових гідроекологічних досліджень, спрямованих на створення нормативної бази з природоохоронної діяльності в специфічних умовах водойм-охолоджувачів.

Ще однією з суттєвих проблем для водойм рибогосподарського призначення, зокрема для водойм-охолоджувачів, є надходження великої кількості гормонів, які можуть міститись у екскрементах риби чи надходити з алохтонним стоком з тваринницьких ферм та комунально-побутових підприємств. Особливо небезпечними є естрогени, які відіграють важливу роль у диференціації статі, формуванні і розвитку гонад, гаметогенезі та зрештою в успішному розмноженні організмів і підтриманні чисельності популяцій і видів. Надходження до водного середовища гормонів та їх аналогів призводить до порушення процесів розмноження, інверсії статі, зниження чисельності і кількості видів [33].

Незважаючи на реалізацію різних заходів щодо покращення екологічного стану водойм рибогосподарського і комплексного призначення, ситуація щодо їх забруднення токсичними речовинами залишається складною, про що свідчить суттєве зростання випадків масової загибелі риби [21].

Проведений аналіз літературних джерел свідчить, що для моніторингових досліджень водних екосистем пропонуються структурні характеристики різних угруповань. Це дозволяє оцінювати вплив того чи іншого чинника чи його відсутність на функціональні характеристики угруповань, які, у свою чергу, є біологічними чинниками середовища [1, 2, 5, 8, 12, 15, 16, 24, 27].

Особливість біологічної оцінки ступеня забруднення водойм рибогосподарського призначення полягає в тому, що гідробіонти є не лише індикаторами забруднення водойм, а й компонентами природної кормової бази риб. Інтенсивне виїдання фіто- та зоопланктону і зообентосу, особливо за високої щільності посадки риб у ставах, може мати суттєвий вплив як на структурно-функціональну характеристику, так і на біомасу фіто-, зоо-, бактеріопланктону та макрофітів. Так, встановлено, що риби-планктофаги, які останнім часом інтенсивно використовуються у рибництві для формування полікультури малих водосховищ й рибницьких ставів, значною мірою зменшують чисельність великих форм планктонних організмів (дафній, личинок хаоборуса тощо). Водночас зростає чисельність дрібного зоопланктону. Живлення бентофагів донними безхребетними призводить до майже повного вилучення з водойм популяцій олігохет, хірономід і дрібних молюсків.

Отже, зміна структури популяцій біоценозів водойм рибогосподарського призначення відбувається під впливом антропогенних чинників і внутрішньоводоймних процесів — інтенсивного виїдання природної кормової бази деякими безхребетними організмами і рибою, особливо за високої щільності посадки.

На сьогодні не існує єдиної системи оцінки стану водних екосистем і якості води із загальнооекологічних позицій. Переважну більшість біологічних методів оцінки застосовують при дослідженні природних водних об'єктів. Використання цих методів для водойм рибогосподарського призначення має певні проблеми і, на нашу думку, не завжди є коректним. Зокрема, найбільш перспективним і достатньо інформативним об'єктом для оцінки стану вод є водорості, які зустрічаються практично в усіх водних об'єктах [23], проте використання їх як біоіндикаторів у рибницьких ставах з фітопланктофагом білим товстолобом, на наш погляд, є некоректним. Щодо планктонних безхребетних, то вони значною мірою виїдаються зоопланктофагами, при цьому у нагульних ставах інтенсивніше виїдаються великі форми, у вирощувальних — дрібні. Про використання бентосних безхребетних як індикаторів забруднення рибницьких ставів можна говорити умовно, оскільки вони є основними кормовими організмами традиційного об'єкта рибництва України — коропа. Їх кількісний і якісний склад на початку вегетаційного періоду зазнає значних коливань, а згодом вони практично зникають внаслідок виїдання.

Таким чином, для оцінки стану екосистем водойм рибогосподарського призначення біологічні методи (за фітопланктоном, зоопланктоном, зообентосом) слід використовувати диференційовано. З найбільш чутливих біологічних компонентів водних екосистем варто зупинитися на мікроорганізмах. Завдяки широкому діапазону адаптаційних можливостей і високій

швидкості росту мікроорганізми є одним з найбільш інформативних компонентів водних екосистем, здатних швидко реагувати на будь-які зміни екологічних умов, у тому числі на динаміку внутрішньоводоймних процесів, перетворення природних і антропогенних органічних речовин. Бактеріальним комплексам належить основна роль в процесах кругообігу основних мікроелементів, оскільки загальна чисельність мікроорганізмів — інтегруюча величина і за її показниками легко визначити тип водойми [13, 28, 30].

Серед методів індикації стану водних екосистем існує декілька інтегральних, які дозволяють використовувати їх на будь-яких водних об'єктах і для оцінки впливу більшості чинників. Зокрема, це такі:

- вміст розчинених у воді органічних речовин, які утворюються в процесі життєдіяльності організмів на всіх трофічних рівнях, а також внесених з водозбірної площі в результаті природних і антропогенних процесів;
- біохімічне споживання кисню планктоном;
- визначення рівня перебігу продукційно-деструкційних процесів тощо.

Первинна продукція і деструкція є важливими показниками стану водойм і достатньо швидко реагують на ті чи інші зміни умов середовища [23]. Це дозволяє використовувати продукційно-деструкційні характеристики як експрес-інформацію для оцінки якості води. Співвідношення продукційних і деструкційних процесів у водоймах перш за все вказує на спрямованість процесів трансформації органічних речовин як автохтонної, так і алохтонної природи. Проте для водойм рибогосподарського призначення більш вагомими є продукційно-енергетичні характеристики, які відображають процеси утилізації енергії і речовини у водних екосистемах [12]. Тому для водойм рибогосподарського призначення комплексне використання хімічних методів, популяційного аналізу й продукційно-енергетичного підходу дозволить встановити відмінності в екосистемах під впливом антропогенних чинників.

**

Проанализированы основные отличия формирования физико-химических условий и биологической продуктивности водоемов рыбохозяйственного назначения, а также проблемы оценки их состояния на основе биомониторинга.

**

Paper deals with main peculiarities of physical-chemical conditions and biological productivity forming in the water bodies intended for fishery, and issues of their state assessment of the basis of biomonitoring.

**

1. Абакумов В.А. Экологические модификации в развитии биоценозов // Экологические модификации и критерии экологического нормирова-

- ния: Тр. междунар. симп., Нальчик, 1—12 июня 1990 г. — Л.: Гидрометеоздат, 1991. — С. 18—40.
2. *Абакумов В.А., Сущеня Л.М.* Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем и пути его совершенствования // Там же. — С. 41—51.
 3. *Алимов А.Ф.* Элементы теории функционирования водных экосистем. — СПб.: Наука, 2000. — 148 с.
 4. *Байменова А.Т., Квашина Т.И.* О возможности технического загрязнения почв Ақдалинского массива орошения тяжелыми металлами // Тяжелые металлы в окружающей среде и охрана природы: Материалы 2-й Всесоюз. конф. — М., 1988. — Ч. 1. — С. 53—57.
 5. *Брагинский Л.П.* Принципы классификации и некоторые механизмы структурно-функциональных перестроек пресноводных экосистем в условиях антропогенного пресса // Гидробиол. журн. — 1998. — Т. 34, № 4. — С. 73—93.
 6. *Винберг Г.Г., Ляхнович В.П.* Удобрение прудов. — М.: Пищ. пром.-сть, 1965. — 271 с.
 7. *Варенко Н.И., Мисюра А.В.* Роль фитопланктона в биогенной миграции микроэлементов в Днепродзержинском и Запорожском водохранилищах // Гидробиол. журн. — 1985. — Т. 21, № 4. — С. 39—44.
 8. *Гідроєкологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень (теорія, методи, практика використання) /* За ред. І.Т. Олексіва, Л.П. Брагінського. — Львів: Світ, 1995. — 440 с.
 9. *Глазичева И.В., Богданова Л.А., Акимова Г.Г. и др.* Формирование качества водной среды в зависимости от кормления // Избр. тр. ВНИИПРХ. — 2002. — Кн. 1, т. II. — С. 486—488.
 10. *Горев Н.М., Никаноров А.М., Пелешенко В.И.* Региональная гидрохимия. — Киев: Вища шк., 1989. — 280 с.
 11. *Ильин В.М., Бругастова М.А., Шеина М.П. и др.* Опыт выращивания рыбы при высокой плотности посадки с применением аэрации воды и других мер улучшения среды // Избр. тр. ВНИИПРХ. — 2002. — Кн. 1, т. I. — С. 137—141.
 12. *Зайцев В.Ф., Киселева Л.А.* Эколого-биопродукционные процессы в прудовых экосистемах // Биол. науки. — 1989. — № 1. — С. 66—70.
 13. *Киреева И.Ю.* Оценка качества воды по микробиологическим показателям // Рыб-во и рыб. хоз-во. — 2008. — № 5. — С. 43—47.
 14. *Кренева С.В.* Система экологического контроля состояния природных вод // Гидробиол. журн. — 1993. — Т. 29, № 3. — С. 88—95.
 15. *Кожова О.М., Бейм А.М., Павлов К.Б.* Принципы гидробиологического мониторинга и биоиндикации // Комплексные исследования экосистем бассейна реки Енисей: Межвуз. и межвед. сб. — Красноярск: Изд-во Краснояр. ун-та, 1985. — 180 с.
 16. *Котова Л.И., Рыжков Л.П., Полина А.В.* Биологический контроль качества вод. — М.: Наука, 1989. — 144 с.
 17. *Кораблева А.И.* Оценка уровня загрязнения Запорожского водохранилища тяжелыми металлами и предложения по разработке природоохранных мероприятий. — Днепропетровск: Изд-во Днепропетр. ун-та, 1991. — 52 с.
 18. *Лаврентьева Г.М.* Реакция видового состава фитопланктона на введение в озеро минеральных солей азота и фосфора // Сб. тр. ГосНИОРХ. — 1986. — Вып. 252. — С. 31—36.

19. Лаврентьева Г.М., Авинская Е.В. Реакция фитопланктона мезотрофного озера на введение биогенов // Там же. — 1985. — Вып. 231. — С. 3—9.
20. Лаврентьева Г.М., Журавлев Ю.Н. Определение доз минеральных удобрений для повышения рыбопродуктивности озер-питомников без изменения их трофического статуса // Там же. — 1988. — Вып. 283. — С. 34—39.
21. Лукьяненко В.И. Экологические аспекты ихтиотоксикологии. — М.: Агропромиздат, 1987. — 237 с.
22. Ляхнович В.П. Органическое удобрение прудов // Вопр. рыб. хоз-ва Белоруссии. — 1962. — С. 73—100.
23. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод* / За ред. В. Д. Романенка. — К.: Логос, 2006. — 408 с.
24. *Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями* / В. Д. Романенко, В. М. Жукинський, О. П. Оксіюк та ін. — К.: Символ-Т, 1998. — 28 с.
25. Нахшина Е.П. Тяжелые металлы в системе «вода — донные отложения» водоемов (обзор) // Гидробиол. журн. — 1985. — Т. 21, № 2. — С. 80—90.
26. Руднева И.И. Применение биомаркеров рыб для экотоксикологической диагностики водной среды // Рыб. хоз-во. — 2006. — №1. — С. 20—23.
27. Семенченко В.П. Принципы и системы биоиндикации текучих вод. — Минск: Орех, 2004. — 124 с.
28. Старосила Є.В., Олійник Г.М., Крот Ю.Г. Деструкція органічної речовини в рибоводних ставах з різним навантаженням мінеральним азотом // Наук. зап. Терноп. ун-ту. Сер. Біологія. — 2006. — Т. 3—4, № 30. — С. 101—106.
29. Харитоновна Н.Н. Биологические основы интенсификации прудового рыбоводства. — Киев: Наук. думка, 1984. — 194 с.
30. Хижняк М.І. Вплив технології вирощування риби в полікультурі на формування бактеріопланктону та його функціональну активність в рибницьких ставах: Автореф. дис. ... канд. с.-г. н. — К., 1997. — 25 с.
31. Шпет Г.И., Фельдман М.Б. Кисневий режим ставів в умовах інтенсивного корошового господарства. — К.: Вид-во Укр. акад. с.-г. н., 1961. — 121 с.
32. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Offic. J. of the EC. — L 327, 22.12.2000. — 72 p.
33. Gagne F., Marcogliese D.J., Blaise C., Gendron A.D. Occurrence of compounds estrogenic to freshwater mussels in surface waters in an urban area // Environ. Toxicol. — 2001. — Vol. 16, N 3. — P. 260—268.
34. Kolasa-Jaminska B. Investigations on intensification of carp fingerling production. Physical and chemical properties of water // Acta Hydrobiol. — 1988. — Vol. 29, N 3. — P. 325—337.