

З метою запобігання вторинного забруднення водойм внаслідок відмирання та розкладу вищих водних і напівводних рослин пропонується науково-обґрунтована технологія вилучення надлишкової фітомаси в післявегетаційний період без порушення відтворювальної здатності фітоценозу та при максимальній утилізації вилученої органічної сировини.

Слід відзначити, що розглянуті біоконструкції мають свої недоліки: 1) для поновлення русел малих річок за допомогою зазначених пристроїв потрібен значний час і дуже великі витрати з наміву напівзагат, культивуванню рослин і молюсків; 2) при різкому підвищенні швидкості течії малої річки під час весняної повені можливий розмив однієї з напівзагат, що неминуче приведе до виходу з експлуатації всього пристрою. Для усунення недоліків нами запропоновано спосіб, який базується на відгородженні спрямленої ділянки глухою загатою після спрямування водного потоку в старий рукав за допомогою закріплених понтонів і щита відбиття.

У місці початку спрямленої ділянки річки за допомогою тимчасового наплавного елементу опору водний потік з вихідного русла направляється в старий рукав, а спрямлена ділянка після зниження швидкості течії відгороджується від вихідного русла глухою загатою шляхом наміву ґрунту або насипу твердих порід. При наявності перемички між вихідним і старим руслами робиться проріз, в який направляється водний потік. При використанні зазначеного способу відносна ефективність очищення складає від 17,1 до 42,6%. Термін поновлення русла скорочується на 93,4%, а капітальні витрати — на 73,3%. Оскільки гирлові ділянки річок, що впадають у водосховища, є потужними фільтрами твердого стоку, а також характеризуються високими показниками біопродуктивності, нами розроблений спосіб, який відноситься до вилучення шкідливих речовин, створення природного бар'єру на шляху руху твердих частинок ґрунту, формування мережі протоків і островів з одночасним формуванням заростей рослинності, становлення імпульсно-стабілізаційного режиму, що сприяє розширенню екотонних зон, підвищенню показників розмаїття флори і фауни.

Запропонований спосіб здійснюється наступним чином. Протягом року (за виключенням нерестового періоду) один раз на добу проводять скид води з вищерозташованого і буферного водосховища до максимально можливого і екологічно безпечного рівня при замкнених водоскидних засувках нижчерозташованого водосховища, а при його закінченні водоскидні засувки вищерозташованого і буферного водосховища залишають до чергового скиду на 10-12 годин, після чого відкривають засувки нижчерозташованого водосховища для доведення рівня води в гирловій ділянці річки до мінімального і екологічно безпечного.

На всі запропоновані нами технології одержані патенти України.

УДК 574. 633

І.С. Хамар

Львівський національний університет імені Івана Франка, м. Львів

МІКРОЕКОСИСТЕМИ У БІОІНДИКАЦІЇ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДОЙМ

Сучасний рівень забруднення поверхневих вод визначається комплексом антропогенних факторів, які певним чином змінюють якість води і перебіг біологічних процесів у водному середовищі [4]. Реальна оцінка їх впливу на оточуюче середовище є важливою як для фундаментальних досліджень, так і для практичного (нормативно-правового) встановлення відповідних критеріїв визначення якості води гідроекосистем, яка визначає їх придатність до того, чи іншого виду водокористування і водоспоживання. Із усіх відомих методів аналізу, за допомогою яких можна вирішити дану проблему, найбільш ефективними є біологічні методи (біоіндикація), оскільки процеси самоочищення і формування чистої води у водоймах мають, в основному, біологічну природу [3].

У порівнянні з окремими організмами екосистеми реагують на забруднення із запізненням і в сильно зміненій формі. Однак саме тут відкриваються шляхи виявлення комплексних впливів і встановлення межі антропогенного навантаження на складну екосистему. Включаючись в обмінні процеси гідробіонтів, забрудники порушують різноманітні ланки їх метаболізму і можуть привести до індивідуальної летальності окремих особин, а при масовій смертності індивідуумів — до зміни структури популяції [2]. Встановлення механізму пригнічуючого впливу забрудників є з'ясуванням первинних реакцій інтоксикації. Токсикант фактично діє на молекулярному рівні. Зокрема, важкі метали (ВМ), які

відносяться до пріоритетних забрудників, порушують конформацію білкових глобул клітинних мембран. Однак для таких досліджень на молекулярному рівні немає вироблених критеріїв “норми” і “патології” [1].

Існування видоспецифічного реагування гідробіонтів на однакові концентрації токсикантів і неврахування комплексного впливу забрудників, створює труднощі обґрунтування тих, чи інших гранично-припустимих концентрації (ГПК) токсикантів, встановлених у лабораторних умовах на різних тест-організмах. А ідея перенесення лабораторних результатів на природні гідробіоценози, вважаючи, що вони реагуватимуть на такі концентрації токсикантів аналогічно, є безпідставною.

Результати експериментального аналізу реагування природного фітопланктоценозу в мікроекосистемах (ізолюваних ділянках ставкової екосистеми) свідчать, що окремі його компоненти володіють різною чутливістю до дії ВМ. У цілому, найбільш резистентними до дії Cu, Zn і Pb виявилися евгленові і зелені (хлорококові) водорості як у видовому багатстві, так і в рівні нарощування біомаси. Токсичність досліджуваних ВМ для фітопланктону зростала у ряді: Zn < Pb < Cu. Зокрема, концентрація 1 мг/дм³ міді, свинцю і цинку зумовлювала елімінацію із видового багатства фітопланктоценозу відповідно 19, 15 і 4 види. Проте, серед видів, які виявилися найбільш резистентними до концентрації 10 мг/дм³ деяких із вищезгаданих металів, були представники синьозелених, криптофітових і діатомових водоростей. Найбільш резистентними виявилися *Coelastrum microporum* і *Scenedesmus quadricauda*, які були здатні переносити концентрації до 10 мг/дм³ і вище усіх трьох важких металів, і зберігали при цьому статус домінантів або ж субдомінантів протягом часу тривання експозиції.

Ми спробували змодельувати реальні умови забруднення гідроекосистем, коли у водойми токсиканти надходять не одноразово, а періодично, створюючи Отже більш-менш стабільний рівень свого вмісту. Для цього після стартового внесення ВМ у мікроекосистеми визначався їх вміст через одну добу, і, на основі аналізу, відновлювалася вихідна концентрація токсиканта шляхом додаткового внесення його необхідної кількості. В результаті види, які вижили після стартового внесення токсиканта, виявилися нездатними переносити додаткове його надходження, навіть за умови його невеликої кількості. Наприкінці експозиції 1 мг/дм³ міді життєздатними виявилися тільки 5 видів (36 у контрольній мікроекосистемі), а їх загальна біомаса становила 0,015 мг/дм³, що у 5 тисяч разів менше від контрольного варіанту.

У реакції фітопланктону на токсичність важких металів спостерігалось два періоди. Початковий тривав 4-5 діб. Рівень ВМ у воді при цьому суттєво знижувався, і, якщо їх нагромадження у клітинах не перевищувало рівня летальності, фітопланктонне угруповання поступово відновлювалося. Швидкість відновлення зростала в оберненій залежності від стартової концентрації ВМ. Однак, таке відновлення припинялося внаслідок додаткового надходження токсиканта. Здебільшого угруповання були нездатними протидіяти такому зовнішньому навантаженню. Пригнічення відбувалося навіть у тому випадку, коли додатково надходили невеликі кількості міді (0,1 мг/дм³). Стійкість системи була дуже незначною: різноманітність невелика, домінували еврибіонтні види, спостерігалася велика флуктуація біомаси.

ЛІТЕРАТУРА

1. Брагинский Л. П., Величко И. М., Щербань Э. П. Пресноводный планктон в токсической среде. — Киев: Наук. думка, 1987. — 180 с.
2. Вайнерт Э., Вальтер Р., Ветцель Т. и др. Биондикация загрязнений наземных экосистем. — М.: Мир, 1988. — 350 с.
3. Винберг Г. Г. Опыт применения разных систем биологической информации загрязнения вод в СССР // Влияние загрязняющих веществ на гидробионтов и экосистемы водоемов. — Л.: Наука, 1979. — С. 43-51.
4. Олексів І. Т., Ялинська Н. С., Брагинський Л. П. та ін. Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень (теорія, методи, практика використання). — Львів: Світ, 1995. — 440 с.